



Statlig program for
forurensningsovervåking

BOK
02-2480

Rapport 427|90

Oppdragsgiver

Statens forurensningstilsyn

Deltakende institusjon

NIVA
VERITEC
Universitetet i Oslo, UiO

Eutrofi-
situasjonen
i YTRE
OSLOFJORD
1989

HOVEDRAPPORT



NIVA



Statlig program for forurensningsovervåking

Det statlige programmet omfatter overvåking av forurensningsforholdene i

**luft og nedbør
grunnvann
vassdrag og fjorder
havområder**

Overvåkingen består i langsiktige undersøkelser av de fysiske, kjemiske og biologiske forhold.

Hovedmålsettingen med overvåkingsprogrammet er å dekke myndighetenes behov for informasjon om forurensningsforholdene med sikte på best mulig forvaltning av naturressursene.

Hovedmålet spenner over en rekke delmål der overvåkingen bl.a. skal:

gi informasjon om tilstand og utvikling av forurensningssituasjonen på kort og lang sikt.

registrere virkningen av iverksatte tiltak og danne grunnlag for vurdering av nye forurensningsbegrensende tiltak.

påvise eventuell uheldig utvikling i resipienten på et tidlig tidspunkt.

over tid gi bedre kunnskaper om de enkelte vannforekomsters naturlige forhold.

Sammen med overvåkingen vil det føres kontroll med forurensende utslipp og andre aktiviteter.

Overvåkingsprogrammet finansieres i hovedsak over statsbudsjettet. Statens forurensningstilsyn er ansvarlig for gjennomføring av programmet.

Resultater fra de enkelte overvåkingsprosjekter publiseres i årlige rapporter.

Henvendelser vedrørende programmet kan i tillegg til de aktuelle institutter rettes til Statens forurensningstilsyn, Postboks 8100 Dep, 0032 Oslo 1, tlf. 02 - 65 98 10.

NIVA – RAPPORT

Norsk institutt for vannforskning



NIVA

Hovedkontor Postboks 69, Korsvoll 0808 Oslo 8 Telefon (02) 23 52 80 Telefax (02) 39 41 89	Sørlandsavdelingen Televeien 1 4890 Grimstad Telefon (041) 43 033 Telefax (041) 43 033	Østlandsavdelingen Rute 866 2312 Ottestad Telefon (065) 76 752 Telefax (065) 78 402	Vestlandsavdelingen Breiviken 5 5035 Bergen-Sandviken Telefon (05) 95 17 00 Telefax (05) 25 78 90
--	---	--	--

Prosjektnr.: 0-8907509
Undernummer:
Løpenummer: 2480
Begrenset distribusjon: Åpen

Rapportens tittel: Eutrofisituasjonen i Ytre Oslofjord. HOVEDRAPPORT (Overvåkingsrapport nr. 427/90)	Dato: 1/9-1990.
Forfatter (e): Kjell Baalsrud Jan Magnusson	Rapportnr.
	Faggruppe: Marin eutrofi
	Geografisk område: Oslofjorden
	Antall sider (inkl. bilag): 116

Oppdragsgiver: Statens forurensningstilsyn (SFT) (Statlig program for forurensningsovervåking)	Oppdragsg. ref. (evt. NTFN-nr.): B. Kvæven
--	---

Ekstrakt: En første helhetlig vurdering av eutrofisituasjonen i Ytre Oslofjord er beskrevet, basert på en bred intensiv-undersøkelse i 1988 - 89. Det er påvist en klar utvikling mot mer eutrofe forhold i løpet av dette århundret. Det mest følsomme området er nord for Horten - Moss.

Det er nødvendig å gjennomføre reduksjoner i alle utslipp av nitrogen, fosfor og organisk stoff. Det anbefales en 50% reduksjon av nitrogenutslipp og 80% av fosforutslipp.

4 emneord, norske:

1. Oslofjorden
2. Marin eutrofi
3. Utslippsreduksjoner
4. Nærings saltbudsjetter

4 emneord, engelske:

- 1.
- 2.
- 3.
- 4.

Prosjektleder:

Kjell Baalsrud

For administrasjonen:

Tor Bokn

ISBN 82-577-1793-2

Programleder, overvåking

HOVEDRAPPORT
EUTROFISITUASJONEN I YTRE OSLOFJORD

Sammenfattende rapport for undersøkelser i 1988 og 1989.

Oslo, 1. september 1990.

Prosjektleder: Kjell Baalsrud, NIVA
Medforfatter : Jan Magnusson, NIVA

Utførende institusjoner:

Norsk institutt for vannforskning, NIVA.

Universitetet i Oslo v/Biologisk institutt,

Institutt for geofysikk og

Institutt for geologi.

Veritas Offshore Technology and Services A/S, VERITEC.

PROSJEKTANSVARLIGE OG VITENSKAPELIGE MEDARBEIDERE

Abdullah, Mohammed, professor, Biologisk institutt, UiO
Andresen, Tormod, student, Institutt for geofysikk, UiO
Bokn, Tor, avdelingssjef, NIVA
Baalsrud, Kjell, seniorforsker, NIVA
Dahl, Finn-Erik, avdelingsleder, VERITEC
Dale, Barrie, førsteamanuensis, Institutt for geologi, UiO
Danielsen, Magnus, vit.ass., Biologisk institutt, UiO
Fredriksen, Stein, vit.ass., Biologisk institutt, UiO
Gray, John S., professor, Biologisk institutt, UiO
Gulbrandsen, Rasmus, forsker, NIVA
Hackett, Bruce, forsker, VERITEC
Holtan, Gjertrud, forsker, NIVA
Høst, Gudmund, forsker, VERITEC
Ibrekk, Hans Olav, forsker, NIVA
Irmann-Jacobsen, Tine Bauck, forsker, VERITEC
Lindell, Tommy, docent, Centrum för bildanalys, Uppsala
Lohrmann, Atle, forsker, VERITEC
Løyning, Terje, forsker, Institutt for geofysikk, UiO
Magnusson, Jan, forsker, NIVA
Moen, Ingar, cand. scient., VERITEC
Nisell, Jacob, forskningsingeniør, Centrum för bildanalys, Uppsala
Paasche, Eystein, professor, Biologisk institutt, UiO
Rueness, Jan, førsteamanuensis, Biologisk institutt, UiO
Rygg, Brage, forsker, NIVA
Røed, Lars Petter, forsker, VERITEC
Skei, Jens, forskningsleder, NIVA
Skogen, Ketil, cand. real., VERITEC
Sørgård, Eirik, cand. scient., Institutt for geofysikk, UiO
Skåtun, Helge, forsker, VERITEC
Sørensen, Jan, forsker, NIVA
Sørensen, Kai, forskningsleder, NIVA
Saanum, Inger D., cand. scient., Biologisk institutt, UiO
Weber, Jan Erik, professor, Institutt for geofysikk, UiO
Aas, Eyvind, førsteamanuensis, Institutt for geofysikk, UiO

FORORD

Dette er en sammenfattende hovedrapport for alle delundersøkelser av eutrofisituasjonen i Ytre Oslofjord utført i årene 1987 til 1989 etter oppdrag fra Statens forurensningstilsyn (SFT), som ledd i Statlig program for forurensningsovervåking. Undersøkelsene i 1988 ble presentert i en Fremdriftsrapport i det Statlige program for forurensningsovervåking (SFT 376/89).

Prosjektene har vært ledet av Norsk Institutt for Vannforskning (NIVA) i samarbeid med VERITEC og Biologisk institutt, Institutt for geofysikk og Institutt for geologi ved Universitetet i Oslo.

Prosjektene har hatt et omfattende feltarbeid. De fleste tokt har vært utført med Universitetets forskningsfartøy "Trygve Braarud". I forbindelse med registreringer av fysiske forhold, har det vært installert spesielt måleutstyr (ADCP) i "Trygve Braarud" og anvendt annet avansert utstyr fra NIVA og VERITEC. Målinger har tildels foregått i den tilstøtende delen av Skagerrak, hvor dårlige værforhold ofte gjorde feltarbeidet vanskelig eller umulig. Mannskapet på "Trygve Braarud" har en betydelig del av æren for at feltarbeidet var effektivt. Analyser og bearbeidelse av satellittdata har foregått i samarbeid med Centrum för bildanalys, Uppsala, Sverige.

Det har vært mange medarbeidere i prosjektene. Det har sikret sterk faglig tyngde på de enkelte spesialområdene. Tross mange tidligere detaljundersøkelser i dette kompliserte fjordområdet, er dette første gang det lages en samlet fremstilling av fysiske, kjemiske og biologiske forhold i Ytre Oslofjord.

Det har derfor vært mye nybrottsarbeid hvor resultatene bare i liten grad kunne forutsies. De faglige utfordringene har vært tatt opp med stort pågangsmot, såvel av oppdragsgiver som av forskere og assistenter.

Det rettes en hjertelig takk til alle medarbeidere for vel utført arbeid.

Kjell Baalsrud
prosjektleder

INNHOOLD	SIDE
FORORD	3
SAMMENDRAG	10
Konklusjoner	10
Om begrepet eutrofi	11
Prosjektets resultater	12
a. Eutrofitilstanden i Ytre Oslofjord	12
b. Årsaken til eutrofitilstanden	14
c. Tiltak mot eutrofieringen	15
d. Noen viktige problemområder for fremtidige studier	16
1. INNLEDNING	18
1.1 Problemstilling	18
1.2 Formål	19
1.3 Geografisk avgrensning av området	19
1.4 Brukerinteresser	21
1.5 Forurensninger	21
1.6 Andre undersøkelser	22
2. GJENNOMFØRELSE	23
2.1 Prosjektadministrasjon	23
2.2 Feltarbeid og analyser	23
2.3 Rapportarbeid og delrapportoversikt	25
3. HOVEDINNHOOLD I DELRAPPORTENE	27
3.1 Strøm og vannutskifting	27
3.1.1 Topografi	27
3.1.2 Ferskvannstilførsel	31
3.1.3 Vindforhold	31
3.1.4 Hydrografi	31
3.1.5 Overflatestrømmer	33
3.2 Oksygenforholdene	42
3.2.1 Oksygenforholdene i hovedfjorden	42
3.2.2 Oksygenforholdene i lokale områder	49
3.3 Næringssalter	51
3.4 Biologi og sedimenter	61
3.4.1 Benthosalger	61
3.4.2 Bunndyr	61
3.4.3 Sediment	65
3.4.4 Dinoflagellatcyster i sediment	65

	SIDE
4. SAMMENFATTENDE VURDERING AV EUTROFITILSTANDEN	67
4.1 Generelt om marin eutrofi	67
4.2 Eutrofitilstanden i Ytre Oslofjord	68
5. TILFØRSLER OG OMSETNING AV NÆRINGSSALTER OG ORGANISK STOFF	70
5.1 Tilførsler av næringsalter og organisk stoff	70
5.2 Tilførselsutviklingen i perioden 1910 - 1989	72
5.3 Omsetning av organisk stoff	73
5.4 Omsetning av næringsalter	77
6. FORURENSEDE NÆROMRÅDERS EFFEKT PÅ YTRE OSLOFJORD	82
6.1 Iddefjorden	82
6.2 Glomma - Hvaler	83
6.3 Mossesundet	83
6.4 Indre Oslofjord	84
6.5 Drammensfjorden	86
6.6 Sandebukta	86
6.7 Horten	86
6.8 Tønsberg	86
6.9 Sandefjord	87
6.10 Larvik	87
7. AKTUELLE TILFØRSELSBEGRENSNINGER	88
7.1 Innledning	88
7.2 Oksygen valgt som enhet	88
7.3 Geografisk avgrensning	89
7.4 Gruppering av tilførselskildene	90
7.5 Vurdering av datagrunnlaget	91
7.6 Sammenstilling	97
7.7 Diskusjon	103
8. BEHOV FOR VIDERE UNDERSØKELSER	107
9. REFERANSER	110
Liste A	
Liste B	

FIGURER	SIDE
Figur 1.1. Oslofjordområdet inndelt i delområder.	20
" 3.1. Arealfordelingen som funksjon av dypet i Ytre Oslofjord.	28
" 3.2. Vertikalt dybdesnitt fra Bunnefjorden til Torbjørn-skjær.	28
" 3.3. Oslofjordens dybdeforhold.	29
" 3.4. Gjennomstrømningsbredde i meter i terskelen ved Søstrene.	30
" 3.5. Vannføring (m ³ /s) i Glomma og Drammenselva 1988.	30
" 3.6. Medianverdier for observasjoner av tetthet i tidsrommet 1933 - 1989.	32
" 3.7. Saltholdighet (o/oo) den 2.-5.8.1988 fra Drøbak til stasjon S9 i Skagerrak.	36
" 3.8. Strøm på 28 meters dyp i Ytre Oslofjord 1. - 4. oktober 1989.	36
" 3.9. Sentrale virvelområder i Ytre Oslofjord.	37
" 3.10. Drammenselvas omtrentlige influensområde i sommerhalvåret, opptegnet etter analyse av modellsimuleringer.	38
" 3.11. Glommas omtrentlige influensområde i sommerhalvåret, opptegnet etter analyse av modellsimuleringer.	39
" 3.12. Modellsimulering av overkonsentrasjoner av nitrogen i Ytre Oslofjord den 15.7.1988.	40
" 3.13. Mengde partikulært aluminium (µg/l) i overflatevannet i perioden 2. - 5.8. 1988.	41
" 3.14. Medianverdier for oksygenkonsentrasjon (ml/l) i tidsrommet 1933 - 1989.	44

	SIDE
Figur 3.15. Registrerte minimumsverdier i Drøbaksundet for oksygen (ml/l) i tidsrommet 1933 - 1989.	45
" 3.16. Oksygenkonsentrasjoner (ml/l) i Drøbaksundet i 1988.	45
" 3.17. Oksygenutviklingen i oktober måned i Drøbaksundet i tidsrommet 1936 til 1987.	47
" 3.18. Oksygenobservasjoner (ml/l) i Ytre Oslofjord i oktober 1987, -88 og -89.	48
" 3.19. Oksygenforholdene (% metning) i Sandebukta og Mossesundet oktober 1988.	50
" 3.20. Middelerverdi for næringssalter (DIN, DIP og silikat i µg/l). Observasjoner i juni og august 1988.	54
" 3.21. Ortofosfat og nitrat (µg P og N pr. liter) i Ytre Oslofjord i perioden 1.11 til 2.11.1988.	55
" 3.22. Gjennomsnittlige næringssaltkonsentrasjoner i Kattegat, Skagerrak og Oslofjorden i august 1988.	56
" 3.23. Integrert klorofyll-a i mg/m ² (0-50 meters dyp) i Ytre Oslofjord og Skagerrak i perioden 1.-5.8. 1988.	58
" 3.24. Klorofyll-a (mg/m ³) langs lengdesnitt Skagerrak - Drøbak i august 1988.	59
" 3.25. Klorofyll-a (mg/m ²) integrert fra 0 til 50 meters dyp 13.-16.6.1988.	60
" 3.26. Bløtbunnsfaunabiomasse (g/m ²) i Ytre Oslofjord 1914, 1985 og 1988.	62
" 3.27. Utbredelse av sterkt og betydelig forurenset bunn i Sandebukta og Mossesundet.	64
" 5.1 Tilførsel av nitrogen og fosfor via handelsgjødning til jordbruksarealene i Glommas nedbørsfelt i perioden 1930 - 80.	73

	SIDE
Figur 5.2. Relativ fordeling av brutto tilførsler på de enkelte fjordavsnitt.	76
" 5.3. Middelerdi av DIN/DIP fra samtlige observasjoner i juni og august 1988.	81
" 6.1. Saltholdighet og strøm målt den 26.2.1976.	85
" 7.1. Gruppering av forurensningstilførsler.	91

TABELLER

	SIDE
Tabell 1. Prosentvis fordeling av tilførsler mellom hovedkilder.	15
" 2.1. Tokt i Ytre Oslofjord.	24
" 3.1. Sedimentasjonshastighet, målt ved bly (Pb-210) datering.	66
" 5.1. Justerte tilførsler av N og P fra land til Oslofjorden.	71
" 5.2. Tilførsel av organisk stoff fra treforedlingsindustrien.	72
" 5.3. Revidert tabell utslipp.	74
" 5.4. Utslipp fra treforedlingsindustrien.	75
" 7.1. Oppstilling over tilførsler i 1989 og 1910.	95
" 7.2. Utslipp av nitrogen og fosfor utover basis-konsentrasjonen.	96
" 7.3. Tilførsler i tonn/år fra land og nedbør til det avgrensede området.	98

	SIDE
" 7.4. Vertikal-transport til overflaten av nærings-salter. Forutsatt 40 km ³ ferskvann pr. år og 32 o/oo i dypvann.	99
" 7.5. Sammenstilling av nærings-salter til Oslofjorden i tonn pr. år.	101
" 7.6. Sammenstilling av potensielt oksygenforbruk i Oslofjorden i tonn pr. år.	101
" 7.7. Beregnede tilførsler (tonn/pr) til Breidangens overflatelag ved N- respektive P-begrenset plante-planktonvekst ved ulike rensetiltak.	106
" 7.8. Beregnede tilførsler (tonn/år) til hele Ytre Oslofjords overflatelag ved N- respektive P-begrenset planteplanktonvekst ved ulike rensetiltak.	106

SAMMENDRAG

KONKLUSJONER

Dette prosjekt har vist at det i løpet av dette århundret har skjedd en utvikling mot mer eutrofe forhold i Ytre Oslofjord. Dette er påvist gjennom undersøkelser i 1988 og 1989 og sammenligninger med tidligere observasjoner av fastsittende alger, bløtbunnsfauna og oksygenkonsentrasjonen i vannmassene. Beregning av næringssalttilførsler har vist at det har skjedd en økning i belastningen helt opp til våre dager.

På tross av den påviste negative utviklingen er det hittil ikke påvist forhold som i vesentlig grad har skadet forholdene for fisk og andre marine organismer i de sentrale delene av fjorden, bortsett fra enkelte lokale områder (Drammensfjorden, Hvalerområdet, Mossesundet m.fl). Undersøkelsene har imidlertid også vist at den reduserte vannkvaliteten i Ytre Oslofjord, tidvis har klart negative effekter på de områdene som henter nytt vann fra Ytre Oslofjord som f.eks. Indre Oslofjord.

Observasjonene viser at det er vesentlig å få redusert belastningen av næringssalter og organisk stoff på Ytre Oslofjord, både for at randområdene skal bli bedre og for at forholdene i de sentrale delene ikke skal forverres.

Kravene til rensing er i denne rapport bedømt ut fra forholdene i de sentrale delene av Ytre Oslofjord. For også å forbedre de enkelte lokale resipientene er det nødvendig med ytterligere tiltak.

Det er nødvendig å gjennomføre reduksjoner i alle utslipp av næringsalter og organisk stoff. I det mest følsomme området innenfor Moss/Horten anbefales en reduksjon av både fosfor, nitrogen og organisk stoff.

I de ytre delene av Ytre Oslofjord har undersøkelsene vist at det i første rekke er vannkvaliteten i overflatelaget som er et problem. Her er det viktigst med en reduksjon av nitrogentilførslen. Spesielt av hensyn til nærområdene vil også reduksjon av fosfor og organisk stoff være viktig. Tilførselen av erosjonsmateriale med vassdragene bør begrenses i størst mulig utstrekning.

I de sørvestre deler av Ytre Oslofjord (Tjøme/Larvik) bør tiltak for reduksjon av næringssalter og organisk stoff hovedsakelig bli vurdert ut fra lokale forhold.

Det bør gjennomføres en egen analyse for å finne best egnede og økonomisk mest fordelaktige måter å foreta reduksjonene på. Dette er særlig viktig for nitrogen. Bidragene fra Drammenselva og Glomma er så betydelige at resultatet i høy grad vil avhenge av om tilførslene til disse kildene kan reduseres vesentlig.

Reduksjonens størrelse er vanskelig å anbefale mer eksakt på nåværende tidspunkt. Beregninger har vist at en 80 % reduksjon av fosfor og en 50 % reduksjon av nitrogen vil gi en betydelig lavere belastning på fjorden, som ventelig vil stoppe den negative utviklingen i Ytre Oslofjord som helhet.

Prosjektet har gitt ny og bedre forståelse av forholdene i Ytre Oslofjord, samtidig som det også har reist nye spørsmål og avslørt kunnskapshull. Det er derfor ønskelig å få gjennomført kompletterende undersøkelser på noen områder samtidig som det er et klart behov for en regelmessig overvåking av fastsittende alger, oksygenforhold og bløtbunnsfauna for å følge utviklingen i fremtiden.

Det er vist at tilførslene av næringssalter fra Skagerrak til Ytre Oslofjords overflatelag øker i relativ betydning utover i fjorden sammenlignet med de lokale tilførslene. Tilførslene fra Skagerrak kan utgjøre over 50 % av de totale tilførsler til området. En liten økning av næringssaltskonsentrasjonene i Skagerrak, som følge av økte utslipp fra andre land til området, vil således kunne ha stor effekt på forholdene i Ytre Oslofjord. Betydningen av dette bør undersøkes nærmere.

Om begrepet eutrofi.

Marin eutrofiering (eu = god, trofi = næring (gresk)) kan defineres som en øket tilgang på plantenæringsstoffer, først og fremst utslipp av nitrogen- og fosforholdige stoffer som følge av forskjellig menneskelig aktivitet (antropogene tilførsler). Eutrofieringen karakteriseres ved en økt vekst av frittlevende og fastsittende alger. I første fase kan eutrofieringen føre til øket forekomst av fisk og andre marine organismer. Ved en mer fremskreden eutrofiering vil det kunne skje en artsforandring mot mer forurensingstolerante arter. Neste trinn i eutrofieringen inntreffer når tilførslene blir så store, at den resulterende nedbrytningen av planteplankton og organisk stoff gir reduserte oksygenkonsentrasjoner i vannmassene og sedimentene, med tilslamming, reduserte mengder bunndyr, fisk og andre organismer, eventuelt oksygenmangel med fiskedød og utslettelse av bunndyrsamfunn.

PROSJEKTETS RESULTATER

a. Eutrofitilstanden i Ytre Oslofjord.

En markert og langsomt økende eutrofiering er påvist gjennom flere delundersøkelser. Eutrofieringen er blitt konstatert gjennom undersøkelser av fastsittende alger, bløtbunnsfauna, observasjoner av næringssalter og oksygen i vannmassene og sedimentundersøkelser.

Ved strømmålinger, hydrografiske, hydrokjemiske og optiske observasjoner kombinert med satellittdata har kunnskapen om Ytre Oslofjords fysiske egenskaper blitt betydelig forbedret. Observasjonene er dessuten brukt i verifiseringen av en strømmodeell tilpasset overflatelaget i Ytre Oslofjord. Observasjonene har, sammen med modellen, bidratt til en betydelig bedre forståelse av transportene av vann og forurensninger i Ytre Oslofjord. Den samlede informasjonen er brukt for å klarlegge ulike dominerende forurensningstilførslers primære og sekundære influensområder. Informasjonen er også brukt som bakgrunnsdata for tolking av observerte eutrofieringseffekter og for ulike beregninger. Videre er det foretatt en innledende undersøkelse av vekstbegrensende næringssalt for planteplankton på et par stasjoner i fjorden.

Det er også gjennomført en teoretisk beregning av nærings-saltilførslene i 1910, som deretter er sammenlignet med dagens tilførsler.

Konklusjonen om en begynnende eutrofiering av Ytre Oslofjord er trukket på følgende grunnlag:

Det er påvist en klar reduksjon i algenes nedre voksegrense sammenlignet med den som ble funnet for ca. 40 år siden. Reduksjonen var mer markert i midtre- og ytre fjordavsnitt enn i Drøbaksundet. Reduksjonen skyldes økt turbiditet og redusert lystilgang til algene gjennom året. Denne effekten er vanlig å finne ved eutrofiering.

De optiske undersøkelsene viste horisontale forskjeller i fotosyntesesonens dyp i Ytre Oslofjord. De dårligste forholdene ble registrert i Hvalerområdet (1 % av overflatelystet var igjen på ca. 5 meters dyp) og de beste forholdene i Skagerrakvann (1% av lyset i overflaten var igjen på ca. 23 meters dyp). For øvrig var fotosyntesesonen noe dypere i Breidangen/Bastøy-området sammenlignet med de ytre delene av Ytre Oslofjord. Fotosyntesesonens dyp er således markert mindre i Ytre Oslofjord enn i Skagerrak. Observasjoner av den vertikale fordelingen av planteplankton viste også et betydelig dypere

produksjonslag i Skagerrak, enn i Ytre Oslofjord. En sammenligning av siktedypet i perioden 1936-40 og 1975-78 viste at siktedypet i gjennomsnitt var ca. 0.7 meter større på 1940-tallet, dvs. 1 %-dypet var tidligere ca. 2 meter dypere.

Enkelte algearter som ble observert for ca. 40 år siden, ble ikke gjenfunnet, og arter som tidligere ble beskrevet som assosiasjonsdannende, forekom nå bare spredt og sjelden. Disse observasjonene kan være en effekt av eutrofiering, men bildet i strandsonen var forstyrret av store blåskjellsforekomster. Det er således få holdepunkter for å påstå at det har skjedd en markert tilbakegang i artsantallet i Ytre Oslofjord som følge av en eutrofiering. Økt blåskjellsforekomst kan i seg selv være et tegn på eutrofiering, men det kan også være en naturlig variasjon.

Det er påvist at bløtbunnsfaunaens biomasse på større dyp har økt markert fra 1914 til 1980-årene. Økningen under 55 meters dyp er ca. en firedobbling. Dette tyder på en økt næringstilgang (eutrofiering) i hele området.

Det er funnet en økning i innholdet av cyster av dinoflagellater i de yngste sedimentlagene. Dette kan også tolkes som økt vekst av planteplankton, dvs. økt næringstilgang.

I vannmassen er det påvist gjennomgående lavere oksygenkonsentrasjoner om høsten, sammenlignet med observasjoner fra ca. 40 år siden i området innenfor Bastøy og spesielt i Drøbaksundet. Den negative utviklingen startet sannsynligvis omkring 1960 og ble ytterligere forsterket i perioden 1980-90. Det ble ikke funnet kritisk lave oksygenverdier noe sted i hovedvannmassene, unntatt kortere perioder på enkelte dyp i mellomlaget i Drøbaksundet. Det økte oksygenforbruket må tilskrives økt næringstilgang og økt planteplanktonproduksjon. Imidlertid er det også påvist hydrografiske forandringer i samme tidsrom (reduert egenvekt), noe som kan tyde på en redusert vannutskiftning eller en større tilførsel av brakkvann til området. Således kan lengre oppholdstid av vannmassene forsterke effekten av økte tilførsler av næringssalter.

Analysene av karbon, nitrogen og fosfor i overflatesedimentene viste at det organiske materialet som belaster dypvannet og bunnen er marint pelagisk produsert (planteplankton). Dette gjelder ikke sedimentene nær utsklipp fra treforedlingsindustrien. Innenfor Missingen økte fosforkonsentrasjonen i forhold til nitrogen- og karbonkonsentrasjonene. Økningen kan forklares med en økende organisk produksjon i de indre delene av fjorden, eller en større sedimentasjon som følge av dår-

ligere vannutskiftning. Analyser av porevannet i sedimenter viste at flere stasjoner på grunt vann nær land var mildt suboksiske, dvs. nær oksygenfrie. Det ble ikke funnet tegn på sulfatreduksjon i noen av sedimentkjernene, dvs. det ble ikke funnet råtne sedimenter i de sentrale delene av fjorden.

Sedimentobservasjonene viser således en økt næringstilgang innover i fjorden, og at enkelte grunne områder ligger nær grensen for anoksiske forhold.

Ut fra de foreliggende observasjonene kan det konstateres at det har skjedd en eutrofiering i Ytre Oslofjord i løpet av dette århundret, spesielt har utviklingen gått raskere etter 1950-tallet. Imidlertid er det ennå ikke påvist forhold som i vesentlig grad har kan anses å ha skadet forholdene for fisk og andre marine organismer i de sentrale delene av fjorden. Noen resultater tyder imidlertid på at fjorden nærmer seg en tilstand hvor negative effekter under spesielle situasjoner, f.eks. i år med dårlig vannutskiftning eller ekstra store forurensningstilførsler, vil kunne gjøre seg gjeldene.

b. Årsaken til eutrofitilstanden.

Analyser av vann og sedimenter har vist at mesteparten av det organiske stoffet som forbruker oksygen i fjordens dyp- og mellomag er dødt planteplakton. Årsaken til den økte organiske belastningen på fjorden skyldes således primært økte næringssalttilførsler til fjordens overflatelag. Muligens har endrede hydrografiske forhold i perioden, som endrede ferskvannstilførsler og/eller noe lengre oppholdstid av fjordens vannmasser, forsterket effekten av næringssalttilførselen.

Det er to kilder for næringssalttilførsler og organisk stoff til Ytre Oslofjords overflatelag: Langtransporterte tilførsler og lokale tilførsler. De langtransporterte tilførslene består i tilførsler ved nedbør og ved utskiftning med vann fra Skagerrak. De lokale tilførsler kan inndeles i: Avrenning fra jordbruk, kommunale utslipp og industriutslipp.

Sammenlignet med beregnede tilførsler i 1910 (eksklusive tilførsler fra Skagerrak), har fosfortilførslene økt ca. 4.5 ganger, og nitrogentilførslene ca. 5.5 ganger. Idag tilføres fjorden ca. 1.500 tonn fosfor, 33500 tonn nitrogen og ca. 170000 tonn organisk stoff (BOF₇). Tabellen viser fordelingen mellom de ulike kildene og parametrene:

Tabell 1. Prosentvis fordeling av tilførsler mellom hovedkilder.

Kilde	Nitrogen	Fosfor	BOF ₇
Befolkning	24	66	71
Landbruk	50	23	
Naturlig avrenning, nedbør m.m.	26	11	
Industri	ikke kjent		29

Det er foreløpig ikke påvist at næringssaltkonsentrasjonene i hovedvannmassene i Skagerrakvann har økt. Imidlertid har de samlede tilførsler av næringsalter til Skagerrak økt. Det gjelder tilførsler til den Baltiske strøm (Kattegat) og Jyllandstrømmen (Tyske Bukta). En økning av tilførslene til disse strømmen vil gi økte transporter av næringsalter mot Oslofjordområdet. Tilførslene av næringsalter til Oslofjordens overflatelag fra Skagerrakvann er anslått til mellom 10-40 % av de totale tilførslene til Breidangen, og over 50 % for hele Ytre Oslofjord. Oslofjorden er således meget følsom for en eventuell konsentrasjonsøkning av næringsalter i Skagerrak. Imidlertid gjennstår å undersøke hvor ofte vann fra den Baltiske strøm og Jyllandstrømmen trenger inn i Ytre Oslofjord.

c. Tiltak mot eutrofieringen.

Aktuelle, praktiske tiltak mot eutrofieringen i Ytre Oslofjord er dels å begrense næringssalttilgangen til områdets overflatelag, dels å begrense tilførselen av organisk stoff som belaster dypvannet. Dette vil resultere i at den samlede organiske belastningen på fjorden reduseres. Ved å begrense næringssalttilførselen til overflatelaget vil planteplanktonproduksjonen i fjorden kunne avta over året. Dette krever en reduksjon av både fosfor og nitrogen i fjordens overflatelag slik at de i større deler av produksjonssesongen blir begrensende for algeveksten.

Undersøkelser av planteplanktonbegrensende næringssalt har vist både nitrogen- og fosforbegrenset planteplanktonproduksjon. Ut fra næringssaltkonsentrasjoner i overflatelaget er det konstatert potensiell nitrogen og fosforbegrensning, varierende i tid og område av fjorden. Det er en klar ubalanse i N/P-forholdet i tilførte næringsalter fra land i forhold til planteplanktonets gjennomsnittlige krav for god (maksimal) vekst, med et overskudd på nitrogentilførsler. Allikevel viser beregninger at vertikaltransporten

av fosfortilførsler fra mellomlag til overflateleg er omtrent like stor som tilførslene fra land sommerstid. Forklaringen på dette er at mellom- og dypvann inneholder mer fosfor enn nitrogen i forhold til planeplanktonets krav til god vekst. Det lavere N/P-forholdet i mellom- og dyplag kan forklares ved en betydelig denitrifikasjon.

For å begrense eutrofieringen av Ytre Oslofjord er det nødvendig med en reduksjon i tilførslene av både nitrogen og fosfor i de indre delene av fjorden, mens forholdene i de ytre delene mot Skagerrak tilsier at det der er viktigst å få redusert tilførslene av nitrogen.

Sett ut fra et kvalitativt synspunkt har det vært hevdet at det kan være gunstige forhold for "uønskede" planteplanktonarter (deriblant risiko for større konsentrasjoner av giftige arter) når N/P-forholdet i overflatevann har større avvik fra det som er kalt planteplanktonets gjennomsnittlige krav til god vekst. Ut fra dette kan det derfor også være gunstig å gjennomføre tiltak som begrenser de periodene hvor slike forhold kan oppstå. Dette lar seg ikke gjennomføre fullt ut i et område som Ytre Oslofjord, hvor de store ferskvannstilførselene alltid vil gi perioder med høyt N/P-forhold. Ved en reduksjon av nitrogen, også der hvor fosfor som regel er det vekstbegrensende næringsstoff, vil den totale effekten kunne resultere i en mindre risiko for oppblomstring av "uønskede" algearter.

d. Noen viktige problemområder for fremtidige studier.

Prosjektet har ført til at kunnskapsgrunnlaget om Ytre Oslofjord er blitt vesentlig bedre. Det har gitt mulighet for en første helhetlig vurdering av de fysiske, kjemiske og biologiske forholdene i området. Samtidig som observasjonene gir et godt grunnlag for kommende overvåking, viser resultatene fra prosjektet også at det ennå er betydelige kunnskapshull.

Dypvannsfornyelser og vanntransporter avtar innover i fjorden og fører til en økende følsomhet for forurensningsbelastninger, med størst følsomhet i området innenfor Horten. Observasjoner fra satellitt, samt direkte observasjoner i felt av vannets optiske egenskaper og hydrografi har sammen med en modell av fjordens overflatestrømmer i betydelig grad klarlagt influensområdene til de to største elvene i fjorden, som også transporterer en betydelig del av forurensningene til fjorden. Området Breidangen ned til Bolærene er primært influert av brakkvann fra Drammensfjorden, mens brakkvann fra Hvalerområdet primært påvirker forholdene vest og syd for utløpene fra Hvalerbassenget. Dette brakkvannet spres deretter i hovedsak videre tvers over munningen av Oslofjorden mot vest. I perioder kan vann fra

Drammensfjorden spres innover til Drøbaksundet og Indre Oslofjord. Brakkvann fra Hvaler kan også i perioder strømme nordover på fjordens østside og er observert opp til Larkollen. Modellresultater viser at dette kan skje i ca. 30 % av tiden i sommerhalvåret. Ved kraftig flom i Glomma finner mye av vannet veien gjennom Singlefjorden. Brakkvann fra Hvalerområdet er registrert sør for Kosterøyene. Det er imidlertid fortsatt usikkert hvor ofte slike brakkvannsutbrudd mot sør kan forekomme. Tilstrekkelig hyppige og representative observasjoner mangler, samtidig som strømmodellen, som har usikre randbetingelser mot Skagerrak, ikke gir tilstrekkelig bra resultater. Det er imidlertid trolig at brakkvannsutbrudd mot sør er av begrenset omfang og hyppighet.

Ved en sammenligning mellom de forskjellige områdene i fjorden viser resultatene at det er viktigst å få redusert de tilførselene som belaster området innenfor Bastøy. I dette området er eutrofieringsproblemet alvorlig, både kvantitativt og kvalitativt. I de ytre delene av Ytre Oslofjord er problemet dels av kvantitativ art (reduisert nedre voksegrense for fastsittende alger) men også av kvalitativ art (tidvis lengre perioder med forhold som kan være gunstige for oppblomstringer av "uønskede" planteplanktonarter). Derimot har det til nå ikke vært registrert noen direkte sekundær effekt på de dypere liggende vannmassene. En usikkerhet i denne konklusjonen ligger i bløtbunnsfaunaundersøkelsene. Det ble ikke påvist noen klar gradient i fjorden som følge av at korrelasjonen med dypet var stor. Dette kan bety at også dyplaget i ytre Oslofjord er påvirket. Den gjennomførte bløtbunnsfaunaundersøkelsen vil være et godt grunnlag for å kunne avgjøre dette ved å gjenta undersøkelsen i fremtiden.

Det er konstatert at forholdene i Ytre Oslofjord kan påvirkes av forholdene i Skagerrak. I august 1988 var totalkonsentrasjonene av fosfor og nitrogen i Kattegat og i den nord-østlige delen av Skagerrak's overflatelag høyere enn i Ytre Oslofjord. En innstrømmning av disse vannmassene til Ytre Oslofjord skulle øke belastningen på fjorden. Det er uklart hvor representativ den observerte situasjonen er og hvor ofte vannmasser fra disse områdene strømmer inn i Oslofjorden. Fjorden mottar stadig vann fra Skagerrak og vil derfor kunne motta forurensninger fra andre land, spesielt hvis de innstrømmende vannmassene utgjøres av vann fra den Baltiske strømmen og Jyllandstrømmen. Det er foreløpig ikke mulig å anslå mengde og hyppighet for forurensningstilførsler fra Skagerrak ut fra foreliggende observasjoner. Det er ikke nødvendigvis bare en transport av næringsalter i seg selv som kan være et problem, men også transport av biomasse (planteplankton).

1. INNLEDNING

1.1 Problemstilling

Ytre Oslofjord er i disse undersøkelsene brukt som betegnelse på området mellom Svelvikterskelen og Drøbakerskelen i nord og 59. breddegrad i syd. Undersøkelsene har konsentrert seg om situasjonen i hovedvannmassene langs fjordens midtre og dypeste områder. Bortsett fra noen spesielle observasjoner i Sandebukta og Mossesundet, har informasjon om sidefjorder og randområder stort sett vært hentet fra tidligere spesialundersøkelser. Også i hovedfjorden har det gjennom mange tiår vært utført observasjoner. Noe av dette er rapportert særskilt og noe har vært ledd i landsomfattende undersøkelser av hydrografi og fiskeforhold. Det er gjort en enkel sammenstilling av tidligere undersøkelser i området (*Magnusson og Rygg, 1988).

Tidligere undersøkelser har vist at det i lokale områder, som Iddefjorden, Hvaler - Singlefjorden, Mossesundet, Drøbaksundet, Sandebukta og utenfor byene i Vestfold har vært tydelige forurensningspåvirkninger.

I Drøbaksundet har det som et ledd i overvåkingen av Indre Oslofjord, vært tatt regelmessige prøver. Oktobermålingene har vist et relativt jevnt, men langsomt synkende oksygeninnhold i dyp fra 40 meter til bunnen over en periode på ca. 50 år.

Da fornyelsesvannet for dypbassengene i indre fjord kommer fra mellomdypene i Drøbaksundet, er denne utviklingen sett på som negativ for Indre Oslofjord. Samtidig har undersøkelser av bunnfaunaen vist at organismemengden på bløtbunn i Ytre Oslofjord har øket til det flerdobbelte over en periode på 70 år.

På dette grunnlaget var det sterkt ønskelig å gjennomføre en bred resipientundersøkelse for Ytre Oslofjord som kunne vise tilstand og utvikling, og belyse sammenhenger mellom vannbevegelser, tilførsler og biologiske virkninger i hele fjordavsnittet.

Hovedspørsmålet har vært å undersøke eutrofitilstanden i fjorden; det vil si primære og sekundære virkninger av en økt primærproduksjon og omsetningen av organisk stoff. Selv om fordeling og virkning av miljøgifter også ble ansett som meget viktig, ble det ikke tatt med i denne omgang.

Foruten biologiske tilstandsundersøkelser har det vært lagt særlig vekt på å forstå de fysiske forholdene med lagdeling, transport av

overflatevann og forurensninger og utskiftning av dypvann.

1.2 Formål

Formålet med undersøkelsen har vært å anslå behovet for utslippsreduksjoner av eutrofierende stoffer og organisk stoff til Ytre Oslofjord, og å vurdere de forurensede nærområders effekt på Ytre Oslofjord.

1.3 Geografisk avgrensning av området

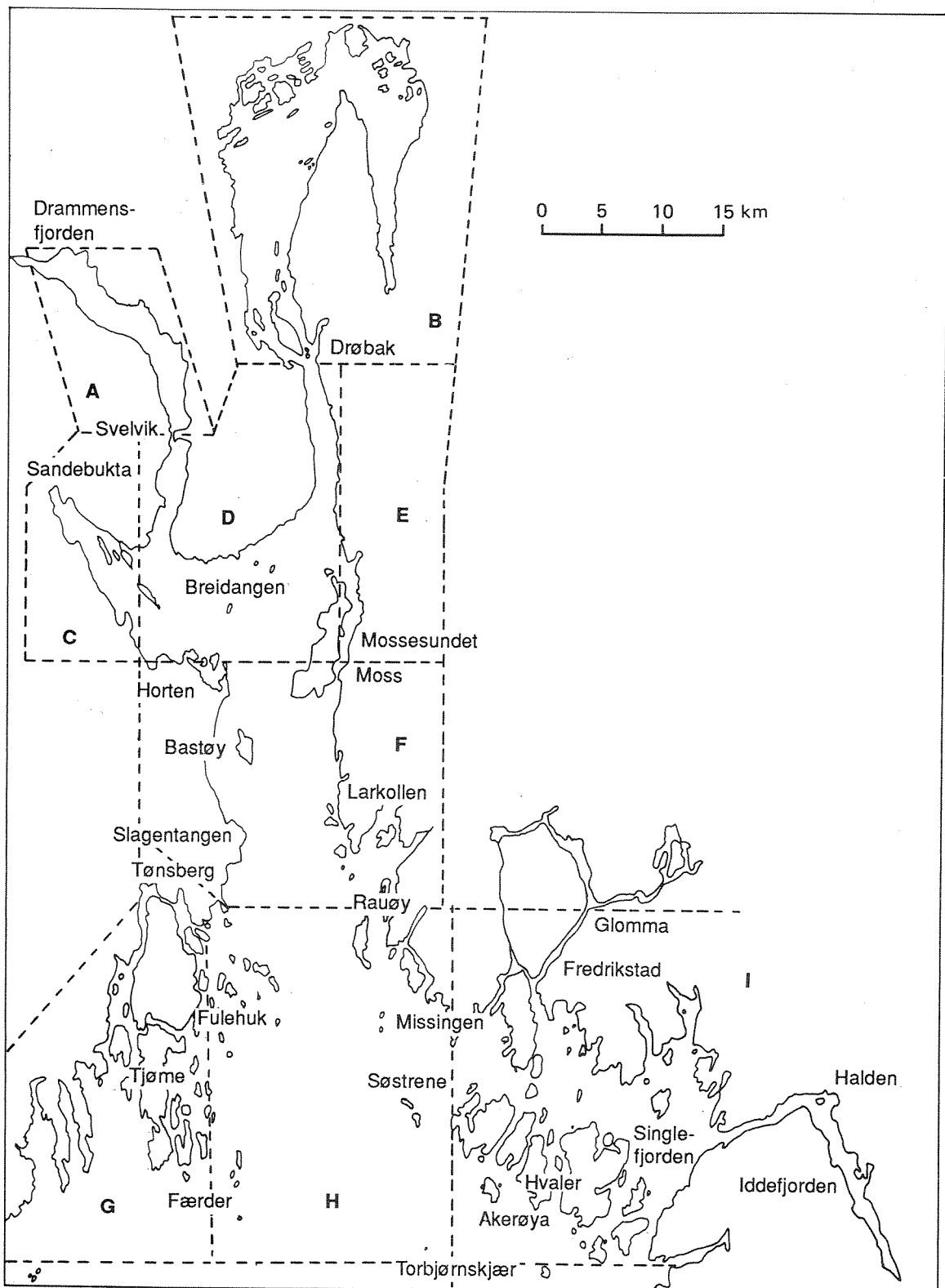
Oslofjorden begrenses i sør av 59 breddegraden, dvs. en linje fra omlag Dynekilen til Stavern. Ytre Oslofjord begrenses i nord av Drøbakerskelen ved munningen av Indre Oslofjord og ved Svelvikerskelen i munningen til Drammensfjorden. Ved beregningen av forurensningstilførsler har det vært hensiktsmessig å dele Oslofjorden i 9 delområder som vist i figur 1.1.

Oslofjorden

- A Drammensfjorden
- B Indre Oslofjord

Ytre Oslofjord

- C Sandebukta
- D Breidangen
- E Mossesundet
- F Bastøyområdet
- G Tjømeområdet
- H Ytre Midtfjorden
- I Hvaler og Iddefjorden



Figur 1.1. Oslofjordområdet inndelt i delområder.

1.4 Brukerinteresser

Det er en rekke brukerinteresser som direkte og indirekte knytter seg til Ytre Oslofjord og som vil være negativt berørt av en tiltagende forurensning.

- A. Friluftslivs- og rekreasjonsinteressene i området er meget store. Båtliv og badeliv er meget omfattende og har lange tradisjoner. Stat, fylker og kommuner har brukt betydelige ressurser på sikring av arealer og tilrettelegging for friluftsliv. I områdene rundt fjorden bor det omlag 1.5 millioner mennesker som har Ytre Oslofjord som et viktig område for dagsbesøk og ferieopphold.
- B. Det er store fiskeinteresser i dette fjordområdet. For medlemmer av Oslofjordens Fiskarlag, er fangstforholdene i Ytre Oslofjord av sentral betydning. Det er betydelige interesser for oppdrett av fisk og blåskjell. Hobbyfisket er stort, idet en stor del av småbåtfolket driver fiske.
- C. Det er store naturvernverdier i området. Ytre Oslofjord har en blanding av bukter, øyer og skjær med avvekslende grunne og dype sjøområder imellom. Disse har gitt grunnlag for et meget variert dyre- og planteliv. Det er opprettet flere reservater i området for å ta vare på utsatte biotoper. Det er blant annet viktige områder for stedeagne fugler og trekkfugler. En lokal selstamme har tilhold her. Grunne og beskyttede områder er viktige gyte- og oppvekststeder for fisk. Det er store rekeforekomster i området.
- D. Ytre Oslofjord brukes som resipient for avløp fra en rekke byer, tettbebyggelser og bedrifter. Hittil har det vært antatt at fjordens evne til å ta imot avløpsvann er stor. Kommunalt avløpsvann slippes med få unntagelser ut med lite eller ingen rensing. De større industribedriftene har utslippstillatelser, men kravene til begrensning av forurensningsutslippene forøvrig har inntil nylig stort sett vært små.

1.5 Forurensninger

I nærområdet rundt Ytre Oslofjord bor det ca. 440.000 mennesker. Totalt bor 1.1 mill. mennesker rundt Oslofjorden. Vestfold, Buskerud, Oslo/Akershus og Østfold fylker har tilsammen ca. 1.9 mill. innbyggere. Utslipp fra byer, tettbebyggelser og industribedrifter blir idag lite rensert før utslipp. Flere store vassdrag munner i Ytre Oslofjord, og i fylkene på begge sider av fjorden er det et betydelig jordbruk. Dette gir tilsammen betydelige forurensningsbidrag. Videre

gir de tilstøtende vannmassene i Indre Oslofjord, Drammensfjorden og Skagerrak forurensningsmessige bidrag av forskjellig størrelse. Forurensningstilførslene fra land er relativt godt kartlagt, men må kompletteres i det videre arbeidet. Tilførselsberegningene i dette prosjektet er konsentrert omkring eutrofierende stoffer som næringsalter og organisk stoff.

1.6 Andre undersøkelser

Det foreligger en del eldre, vitenskapelige undersøkelser som vil være til stor hjelp for å påvise biologiske endringer over lengre tid. Havforskningsinstituttet, Statens biologiske stasjon i Flødevigen, Universitetet i Oslo og Norsk institutt for vannforskning har sammen og hver for seg foretatt målinger og biologiske undersøkelser i området i mesteparten av dette århundret.

Fra de senere 35 år foreligger det en rekke rapporter om vannkvaliteten og forurensningssituasjonen i avgrensede deler av Ytre Oslofjord. Best studert i denne forbindelse er Iddefjorden og Singlefjorden/Hvalerområdet. I de tilstøtende ytre havområder har det gjennom mange år foregått rutinetokter og enkeltobservasjoner, for en del koordinert gjennom det Internasjonale Råd for Havforskning, ICES.

Det er gjort en enkel sammenstilling av tidligere forurensningsundersøkelser i området i dette prosjekt (*Magnusson og Rygg, 1988).

Det er videre utarbeidet en data-katalog for området Skagerrak - Kattegat - Oslofjorden med opplysninger om tilgjengelige miljødata (*Hackett og Dahl, 1990).

2. GJENNOMFØRELSE

2.1 Prosjektadministrasjon

Et forprosjekt i 1987 ble gjennomført som et enkelt NIVA-prosjekt av overvåkingskategorien.

Prosjektet i 1988 ble gitt som et oppdrag fra SFT til NIVA og basert på et programforslag av 4. mai 1988. NIVA opprettet kontrakter med Universitetet i Oslo og VERITEC om gjennomføringen.

Prosjektet i 1988 hadde en prosjektgruppe som bestod av:

Kjell Baalsrud, NIVA	prosjektleder
John Gray, UiO,	koordinator på vegne av UiO
Finn-Erik Dahl, VERITEC	koordinator på vegne av VERITEC
Jan Magnusson, NIVA.	hovedmedarbeider

Prosjektgruppen hadde en serie møter som ble holdt på SFT med seksjonssjef Berit Kvæven som møteleder. Stig A. Borgvang var SFT's saksbehandler.

I løpet av vinteren 1988/89 ble det bestemt at prosjektet skulle gå et år til. NIVA's program av 12.4.89 ble lagt til grunn for prosjektet i 1989.

Prosjektet hadde i 1989 den samme hovedstrukturen som i 1988, med de samme medarbeidere på VERITEC og NIVA og delvis nye medarbeidere på UiO. Professor Jan Erik Weber var koordinator på vegne av UiO. Da mye av arbeidet i de to årene i realiteten gikk over i hverandre, ble det ikke funnet nødvendig med ytterligere møter i prosjektgruppen. De 5 nevnte personene har imidlertid sittet med et overordnet ansvar for å bringe resultatene fra enkeltundersøkelsene og delrapportene sammen til endelige rapporter.

2.2 Feltarbeid og analyser

Prosjektene var basert på omfattende feltarbeid. Bruken av Universitetets forskningsfartøy "Trygve Braarud" var sentral. Mannskap på alle toktene var båtfører Tom Tønnesen og assistent Tom Pedersen. I båten ble det installert en ADCP (Acoustic Doppler Current Profiler), og brukt utstyr fra alle tre deltagende institusjoner. Følgende båter har også vært brukt i prosjektet: "Bjørn Føyn" (UiO), "G.M. Dannevig" (HFF) og "Hankø" fra Gressvik.

Tokt og annet feltarbeid er satt opp i tabell 2.1.

Tabell 2.1 Tokt i Ytre Oslofjord.

Undersøkelser	Årstall	Toktdato
Oksygen	1987	19-21.10.
Sediment	1988	2-6.5.
Bløtbunnsfauna	1988	9-29.8.
Hydrokjemi	1988	11-16.8., 28-29.9., 24-28.10. 1-2.11.
Vekstbegrensende næringssalt	1988	6.6, 9.8, 30.8.
Hydrografi, hydro- kjemi og strøm (ADCP)	1988	13-16.6, 1-5.8.
Fjernanalyse/optikk	1988	3.-4.5., 6.5., 13.5, 20.5., 23.5 13-16.6., 6.7., 1-5.8., 17.8. 19.9., 21.9. og 12.10.
Strøm, vind og vannstand	1988	Fra mai til oktober.
Benthosalger	1989	22-31.5., 4-14.9.
Cyster, datering	1989	19.4.
Hydrokjemi	1989	12.6., 7.9., 17-19.10.
Optiske målinger	1989	16.5., 23.5., 25.5., 8.6., 10.6., 24.6., 3.7., 18-19.5., 27.5., 14.6., 17-21.7.
Strømmålinger	1989	13-15.3., 10-12.4., 10-11.8., 5-6.9., 2-4.10.

Tross full innsats og utmerket sjømannskap fra båtens mannskap, var feltarbeidet hemmet ved mange anledninger. Været var det største problemet. Oslofjordens munning er åpen, og sydlige vinder vil fort reise sjøen. Slingring satte klare grenser for feltarbeid, både bruk av redskap i sjøen, prøvetaking og ADCP-målinger. En større båt ville gjort feltarbeidet mindre væravhengig.

Det ble satt ut faste rigger med strømmålere og andre instrumenter. På flere av disse var det havarier hvor både instrumenter og data gikk tapt. Det lyktes ikke å få erstatning fra dem som forårsaket havariene. SFT ga ekstrabevilgning for å redusere tapet.

Den installerte ADCP var et ledd i VERITECs andel av prosjektet. VERITEC hadde programvare og dataopplegg for å nytte resultatene og godt kjennskap til instrumentet. Den praktiske bruk var imidlertid ny og viktige erfaringer ble oppnådd.

Kjemiske og biologiske analyser ble foretatt på NIVA og på de deltagende institutter på Universitetet. Det er et omfattende analysearbeid som er gjennomført. Det meste av resultatene er tatt med i vedlegg til delrapportene. På de tre hovedtoktene for oksygenmålinger, ble alle oksygenanalysene utført løpende ombord.

Alle resultatene er brakt inn i databaser, og vil være viktige referansedata for fremtidige undersøkelser og vurderinger.

Det har blitt utarbeidet en modell for overflatestrømmer i Ytre Oslofjord. Arbeidet ble utført av VERITEC. Modellen har blitt sammenlignet med feltobservasjoner og fjernmålingsdata. Før første gang er det benyttet satellittdata som verifikasjonsverktøy for denne type av modell.

2.3 Rapportarbeid og delrapportoversikt

En liste over delrapporter, datasamlinger og notater er gitt i kapittel 9, Referanser.

Utarbeidelsen av delrapporter var en del av oppgavene under de enkelte delprosjekter i henhold til programmene. Utarbeidelsen av delrapportene ble til dels betydelig forsinket av forskjellige grunner. Dels var arbeidsmengden med analyser, bearbeiding og rapportering undervurdert, dels ble delprosjektene forsinket av andre grunner, og dels tok det tid å rapportere i den form og standard som SFT ønsker for det Statlige program for forurensningsovervåking.

Da videreføringen av prosjektet med ett år ble avtalt, ble det bestemt at rapportering for 1988-arbeidet skulle sammenfattes i en Fremdriftsrapport. Denne ble først ferdig trykket i november 1989 som følge av at planleggingen og gjennomføringen av 1989-arbeidet forskjøv arbeidsplanen noe. Alle resultater som er behandlet i fremdriftsrapporten er også med i denne hovedrapporten.

Delrapportenes hovedmål var å beskrive og diskutere resultatene fra vedkommende delprosjekt. Det var bare i liten grad mulig å trekke inn resultater fra parallell-løpende delprosjekter. Delrapportenes innhold og kvalitet er vedkommende institusjons og forfatteres ansvar. På samme måte er Fremdriftsrapporten og Hovedrapporten forfatterens ansvar. Prosjektlederen har i større og mindre grad vært med i alt rapporteringsarbeidet.

3. HOVEDINNHOOLD I DELRAPPORTENE

3.1 Strøm- og vannutskiftning

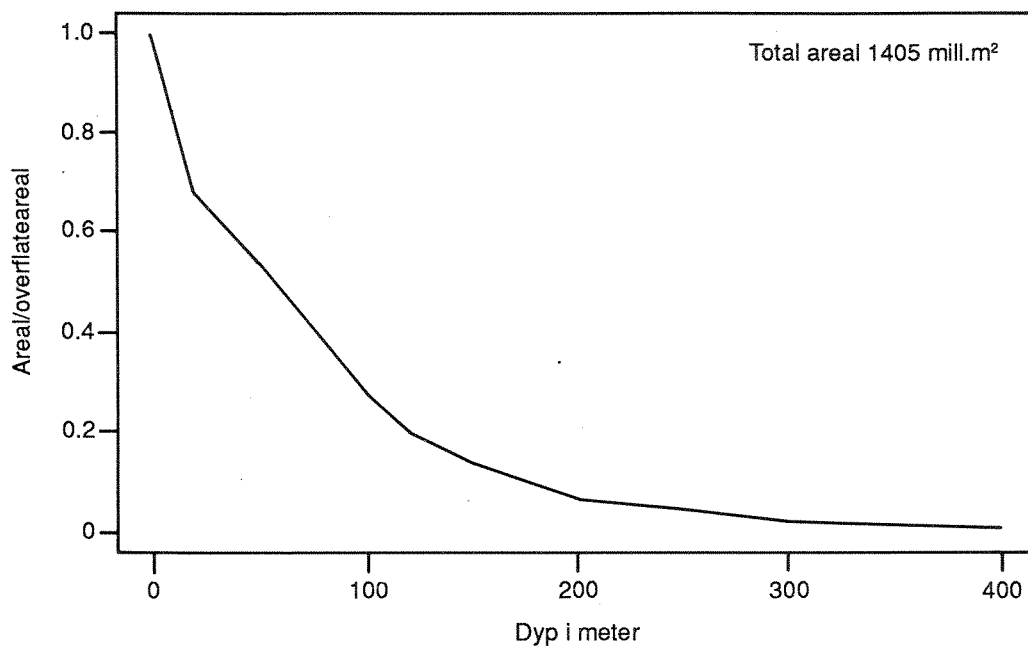
For å kunne vurdere eventuelle tiltak mot en eutrofiering av Ytre Oslofjord var det et behov for å studere strøm- og vannutskiftningsforholdene i fjorden. Kjennskap til transportene i fjorden har direkte betydning for tolkingen av de hydrokjemiske- og biologiske observasjonene og for å vise spredningen og influensområdene til forurensningstilførslene.

3.1.1 Topografi

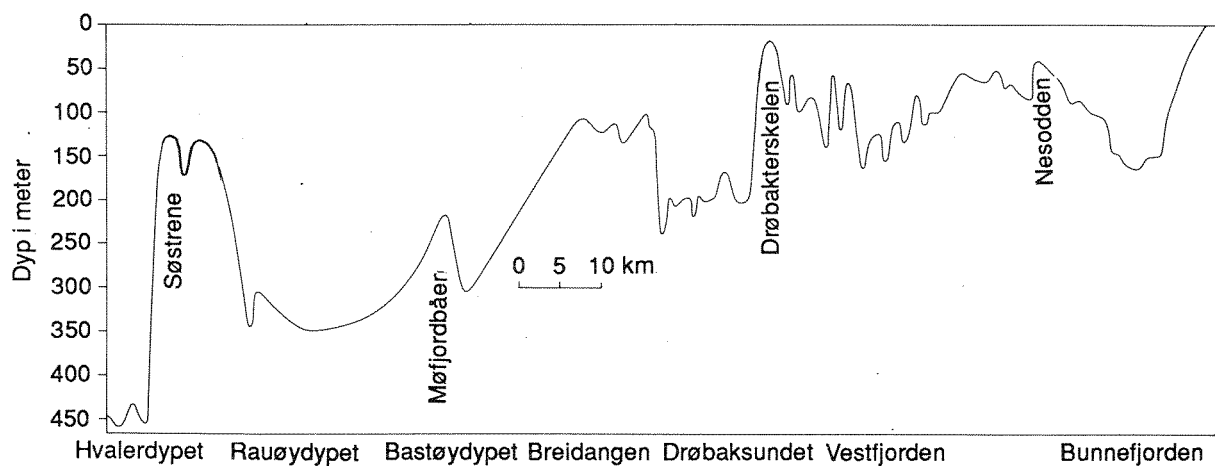
Oslofjordområdet strekker seg fra svenskegrensen i sør over mot Larviksfjorden ved 59° N og nordover til Drammen og Oslo. Dette området har et overflateareal på 1644 km². Selve Ytre Oslofjord har et overflateareal på 1405 km² og et volum på ca. 103 km³. Den ytre fjordens middeldyp er ca. 70 meter. Figur 3.1 viser arealfordelingen som funksjon av dypet, figur 3.2 en dybdeprofil av Oslofjorden og figur 3.3 dybdeforholdene i hele Oslofjorden i grove trekk.

Terskeldypet mellom Skagerrak og Oslofjorden er ca. 125 meter. Terskelen til Skagerrak er geografisk utstrakt og består av en plata mellom Koster og Larvik. Innenfor terskelen ligger Hvalerdypet, som er på ca. 465 meter. Neste terskeldyp, mellom Hvalerdypet og Rauøybassenget, ble tidligere antatt å være ca. 100 meter dypt. Imidlertid har hydrografiske observasjoner i Rauøybassenget tydet på en dypere terskel. En mer detaljert bearbeidelse av Sjøkartverket vinteren 1990 innenfor rammen av dette prosjektet, ga terskeldyp på ca. 125 meters dyp. Terskelområdet har store grunnområder omkring ca 50 meters dyp. Gjennom disse grunnområdene skjærer smale dyprenner. Under 65 meter er det bare en dyprenne med tverrsnitt som vist på fig. 3.4. Effektivt tverrsnittsareal mellom 100 meters til 125 meters dyp er ca. 5600 m². Det er således en betydelig begrensning for vannutskiftning mellom Skagerrak og områdene innenfor Søstrene under 80 meters dyp.

Rauøybassenget er adskilt fra Bastøybassenget med en terskel på ca. 205 meters dyp. Terskeldypet til Breidangen og Drøbaksundet ligger på ca. 100 meters dyp. Bassengvolumet for Rauøybassenget er 2.9 km³, for Bastøybassenget 6.05 km³, for hele Rauer- og Bastøyområdet under 120 meters dyp 10 km³. I Breidangen er vannvolumet under terskeldyp ca. 3.3 km³ og i Drøbaksundet ca. 0.66 km³. Sammenlignet med totalvolumene i de respektive områder utgjør dypvannet under terskeldyp ca. 14 % for Rauøybassenget (> 220 meter), 3 % for Bastøydypet, 32 % for hele

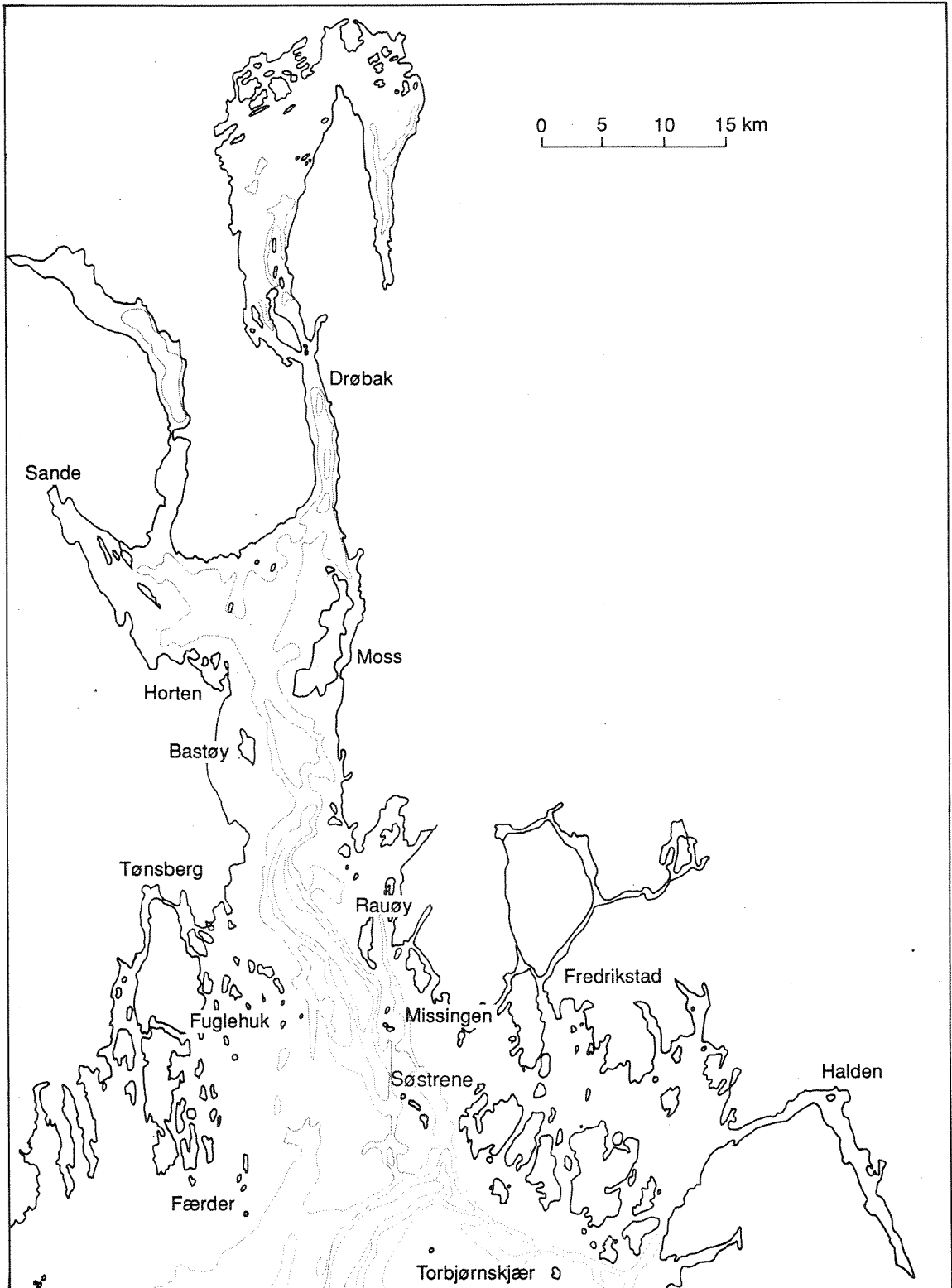


Figur 3.1. Arealfordelingen som funksjon av dypet i Ytre Oslofjord.

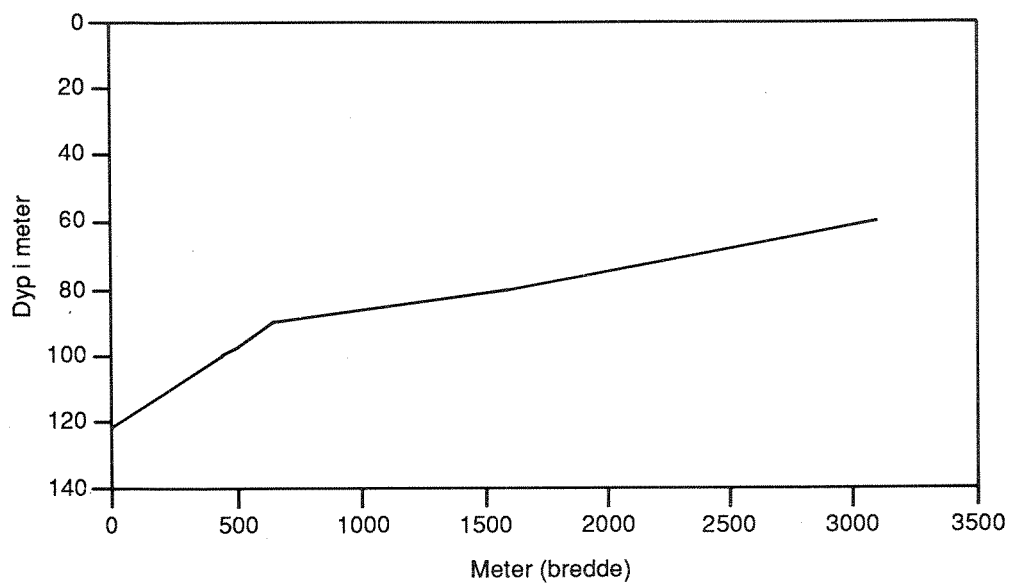


Figur 3.2. Vertikalt dybdesnitt fra Bunnefjorden til Torbjørnskjær.

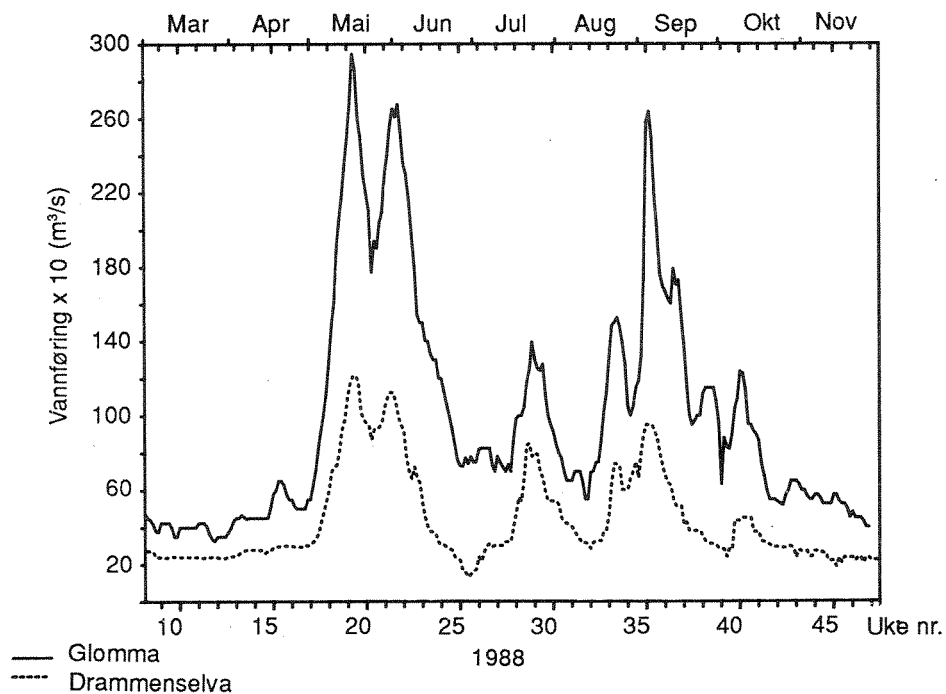
Rauøy- og Bastøyområdet for vannmasser dypere enn 120 meter, 18 % for Breidangens isolerte dypvann og 30 % av Drøbaksundet (> 100 meter dyp). Det er således relativt små dypvannsvolumer i Ytre Oslofjord sammenlignet med totalvolumene, unntatt i Drøbaksundet.



Figur 3.3. Oslofjordens dybdeforhold.



Figur 3.4. Gjennomstrømningsbredde i meter i terskelen ved Søstrene.



Figur 3.5. Vannføring (m^3/s) i Glomma og Drammenselva 1988.

3.1.2 Ferskvannstilførsel

Drammenselva og Glomma dominerer ferskvannstilførselen. Gjennomsnittlig ferskvannstilførsel fra Drammenselvan er ca. 300 m³/s, og fra Glomma ca. 700 m³/s. Variasjonen i vannføring over året er tilnærmet den samme i begge elvene (figur 3.5) med vårflom i mai-juni og en høstflom i oktober. Vintervannføringen varierer omkring 200 m³/s i Drammenselven og 340-500 m³/s i Glomma. Elvene har normalt først en lavlandsflom om våren, men snøsmeltingen i fjellområdene gir de store vannføringene i elvene ut på forsommeren. Omfattende reguleringer i løpet av 1900-tallet har forandret fordelingen av ferskvannstilførselen over året. Drammenselva har idag ofte den laveste vannføringen i august/september mot tidligere i vinterhalvåret.

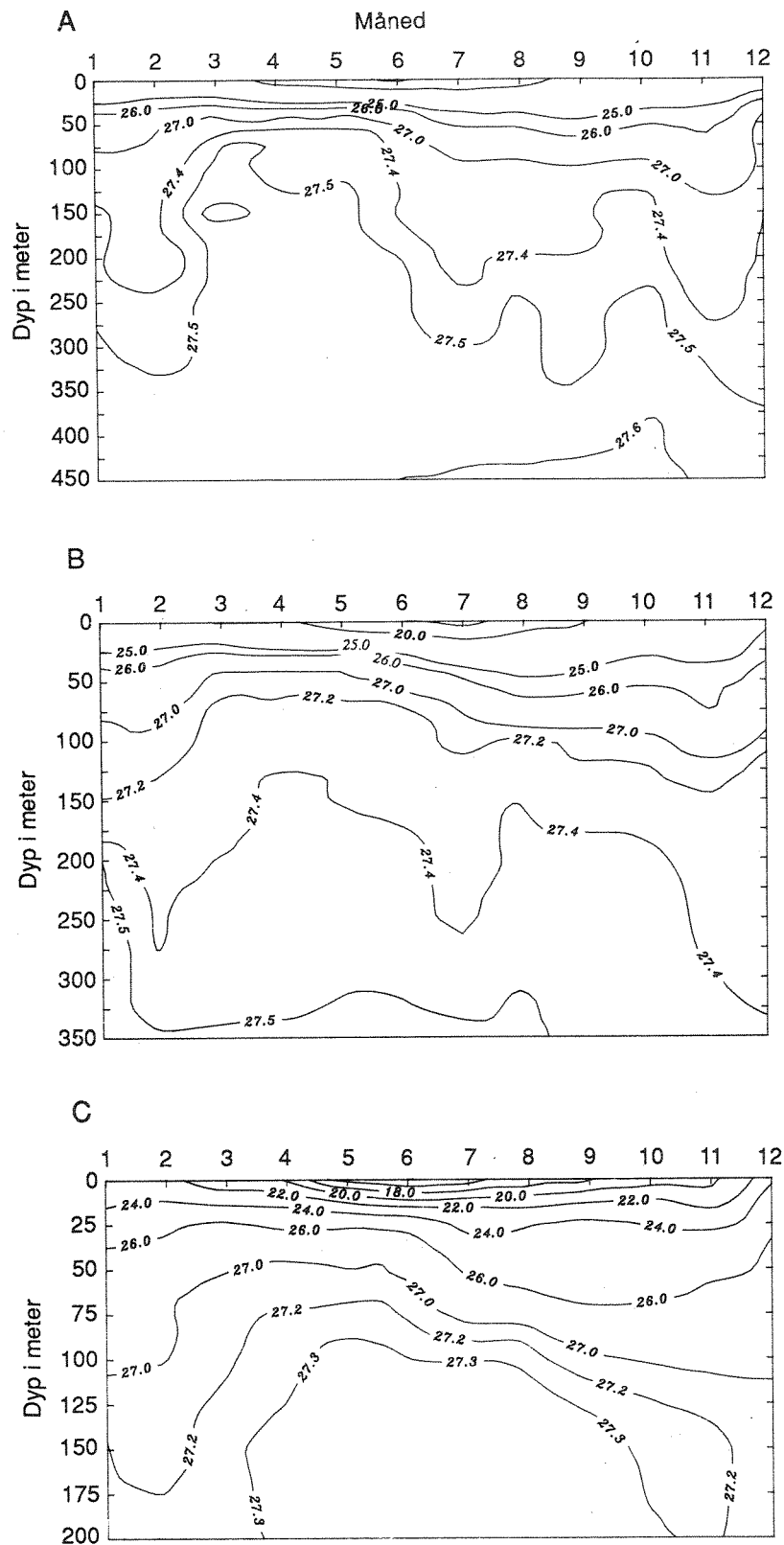
3.1.3 Vindforhold

Vinden i Ytre Oslofjord følger monsunkarakteren i Sør-Norge. I sommerhalvåret dominerer sørlige vinder og i vinterhalvåret nordlige vinder. I sommerhalvåret dominerer solgangsbrisen ofte vindvariasjonen med økende vind på ettermiddagen, ofte opp mot sørvestlig liten kuling. Vindforholdene styres av lavtrykkspassasjer over Nordsjøen med typiske perioder på 3 døgn.

3.1.4 Hydrografi

I dette prosjektet er det ikke blitt utført standard hydrografiske observasjoner over året. Årstidsvariasjonen er derfor beskrevet ved bruk av tidligere observasjoner. Det er foretatt hydrografiske observasjoner i Ytre Oslofjord siden slutten av 1800-tallet, men først etter 1933 foreligger det mer regelmessige observasjoner. Disse er blitt sammenstilt og bearbeidet i et delprosjekt (*Magnusson, 1990b). Observasjonene er dessverre spredt i tid og rom, med uregelmessig frekvens og varierende dyp. En sammenstilling av årsvariasjonen blir derfor ikke direkte sammenlignbar mellom de ulike stasjonene. Det er kun i store trekk en slik sammenligning kan gjennomføres.

Figur 3.6 viser årsvariasjonen (medianverdier) ved Færder, Rauøy og Drøbaksundet av tetthet (σ_t). Figuren viser at dypvannsfornyelsen normalt starter i februar/mars i Ytre Oslofjord og kan fortsette frem til juni måned. I de ytre delene kommer det en ny periode med innstrømmende vann fra Skagerrak om høsten, men i Drøbaksundet (Braidangen) er denne innstrømmingen normalt begrenset til de øvre 100 metre. Det er vanligvis relativt varmt vann (> 10 °C), med saltholdighet på ca. 33 o/oo. Oksygenkonsentrasjonen i det



Figur 3.6. Medianverdier for observasjoner av tetthet (σ_t) i tidsrommet 1933 - 1989. A=Færder, B=Rauøy, C=Drøbaksundet). (Data fra Braarud og Ruud 1937, Dannevig 1945, Føyn 1962, Gade 1963, samt observasjoner far Statens biologiske stasjon i Flødevigen og NIVA).

innstrømmende vannet om høsten synes også å være noe lavere enn ved vinterinnstrømmingen. Således kan det skje to større dypvannsfornyelser i Ytre Oslofjord hvert år, men i området Breidangen til Drøbak er høstfornyelsen trolig normalt begrenset til de øverste 100 metrene.

Ved de større vannutskiftningene om våren og høsten blir ca. 65 km³ vann fornyet innenfor Fulehuk, det vil si en tilførsel av vann fra Skagerrak på 1.6 ganger vannvolumet mellom 30 meter og bunnen. Dypvannet under terskeldyp (ca 120 meter) mellom Horten og Fulehuk fornyes i snitt ca. 1.7 ganger pr år mens Breidangen/Drøbakområdet under 100 meters dyp har omkring ca. 1 fullstendig dypvannsfornyelse om året. Mellomlaget (30 meters dyp til terskeldyp) fornyes derimot ca. 2 ganger pr år.

Variasjonen av strømforholdene i Skagerrak har stor betydning for fornyelse av dypvann og vann på mellomnivåer i Ytre Oslofjord. Figur 3.7 viser sjiktningen i området Ytre Oslofjord og Skagerrak i august 1988. De tyngre vannmassene (høyere saltholdighet) i Skagerrak blir holdt på plass av sterke strømmer. Når strømmene svekkes eller forandrer retning, oppstår situasjoner hvor vannmassene i Skagerrak kan strømme inn i Oslofjorden.

3.1.5 Overflatestrømmer

Overflatelagets bevegelser (0-50 meters dyp) drives av vind, ferskvannstilførsel, tidevann og lufttrykksvariasjoner. Ferskvannet tilføres fra elvene og flyter ut på sjøvannet som blandes inn i ferskvannet. Saltholdigheten øker i den utgående strømmen. Dette er den estuarine sirkulasjonen. Tidevannet og varierende lufttrykk gir ut og inntransporter (barotrope transporter). Tidevannsamplituden i Ytre Oslofjord er ca. 20 cm, dvs. at 0.3 km³ vann strømmer inn og ut fjorden over terskeldypet to ganger daglig. Den estuarine transporten er vanskeligere å beregne ettersom ferskvannstilførselen er ujevnt fordelt over fjorden. Her er det nødvendig med hydrografiske observasjoner med høy frekvens.

For å simulere strømforholdene i Ytre Oslofjord er det utviklet en numerisk modell (*Skåtun og Røed 1988, *Røed og Skåtun 1989 og *Røed m.fl.1990). Modellen er en tyngderedusert numerisk modell som drives av vind og som også tar hensyn til ferskvannstilførsel fra Drammenselva og Glomma. Det er gjennomført strømmålinger med selvregistrerende strømmålere (Aanderaa) og med en vertikalprofilerende fartøysmontert strømmåler (ADCP), samt spredningstudier av overflatelaget med in situ hydrografiske, hydrokjemiske og optiske observasjoner og analyse av

satellitdata. (*Aas m.fl. 1989, *Dahl,1990, *Dahl og Hackett 1988, *Dahl m.fl.1990, *Sørensen m.fl. 1990a, og *Sørensen og Lindell 1990). Disse observasjoner er benyttet til å sammenligne "real-time" eksperimenter med modellen (*Sørensen m.fl. 1990b). Resultatene har vist at modellen i store trekk simulerer strømforholdene i overflate- laget ned til Bolærne tilfredsstillende, unntatt i den sørlige randen mot Skagerrak.

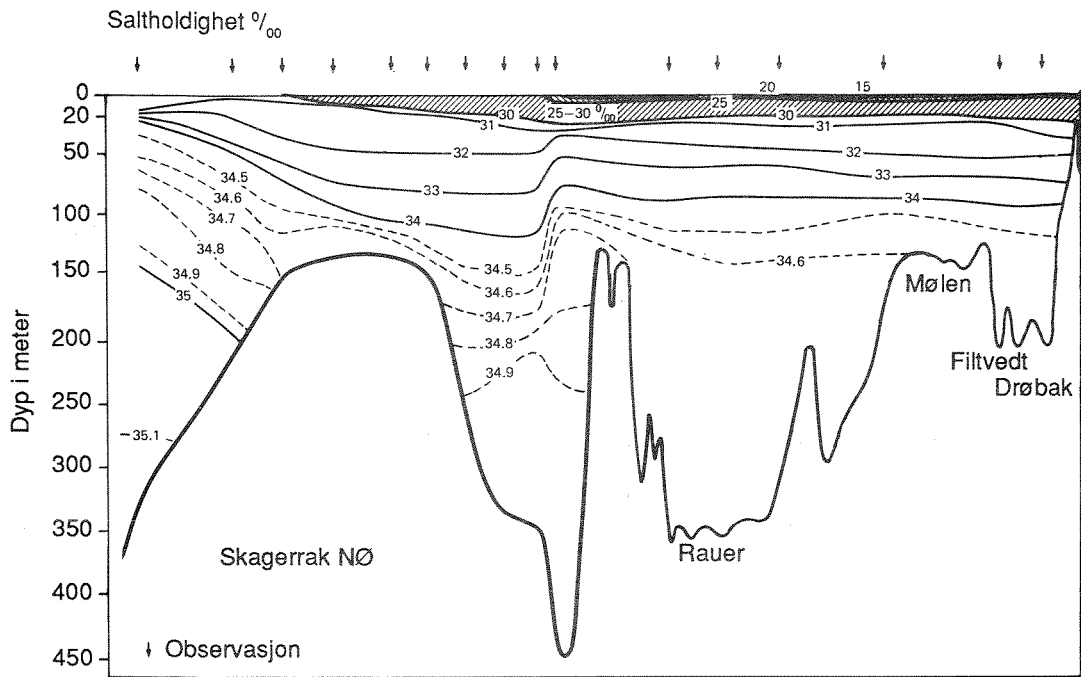
På tross av delvis uoverensstemmelse mellom modell og feltobservasjoner, gir modellen mulighet for å simulere sammenhengende perioder og variasjoner, som spredte feltobservasjoner i tid og rom ikke tillater. Dette gjør det også mulig å foreta eksperimenter med de drivende krefter, hvilket har gitt en bedre fysisk forståelse av strømforholdene i området. Det er ut fra disse faktorer at det i denne rapport er lagt stor vekt ved modellresultatene ved beregninger og tolkninger, samt for forståelsen av strømforholdene i Ytre Oslofjords overflatelag. Dette betyr ikke at strømmodellen i sin nåværende versjon vil erstatte behovet for ytterligere feltobservasjoner i fremtiden i området. Modellresultatene er her brukt som den foreløpig beste informasjon om strømforholdene. Det er et klart behov for ytterligere verifikasjoner for å videreutvikle modellen, spesielt ved den sørlige randen mot Skagerrak. Betydningen av å ta med sirkulasjonen i Skagerrak i modellen for Ytre Oslofjord fremgår tydelig av observerte strømforhold i oktober 1989 (figur 3.8, *Dahl m.fl.1990).

Strømmodellen viser at overflatelagets bevegelser nesten helt domineres av barokline bevegelser. Det er stor variabilitet i strømforholdene, som i hovedsak skyldes forekomsten av virvler på fjordens vestsida. Det er fire sentrale virvelområder (figur 3.9). I spesielle situasjoner kan det dannes en større syklonal virvel som fullstendig dominerer strømfeltet i ytre del av Ytre Oslofjord. Modellen viser at den hyppigste strømretningen i Ytre Oslofjords overflatelag er mot sør. Dette avspeiles også i en midlere tetthetsgradient både langs og tvers av fjorden. Det letteste vannet finnes i Breidangen, med en svakt økende tetthet sørover og med lettere vann på fjordens vestsida.

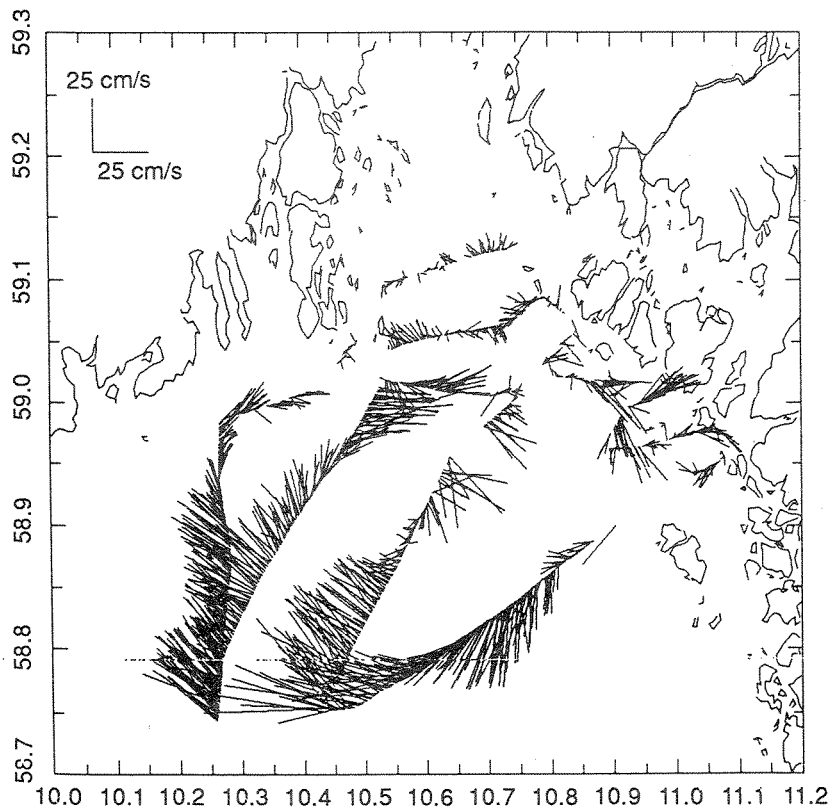
Ved å simulere spredning av nitrogen, med en innlagt sedimentasjon, har influensområdet til brakkevann og forurensninger (nitrogen) fra Drammensfjorden og Hvalerområdet blitt studert (*Røed m.fl.1990). Figur 3.10 - 3.12 viser vanlig strøm-og spredningssituasjon av vannmassene fra de største forurensningskildene (når det gjelder nitrogen) i fjorden. Det primære influensområdet for brakkevann og forurensninger fra Drammensfjorden er vestsida av Breidangen, og ofte

er det situasjoner hvor store deler av Breidangen er påvirket. Influensområdet kan også strekke seg inn i Drøbaksundet og Indre Oslofjord og så langt syd som til Bolærene. Glommas influensområde er normalt begrenset til Ytre Oslofjord sør for Bolærene-Rauøy og nord for Torbjørnskjær. Det er observert flere tilfeller hvor brakkvann fra Hvalerområdet spres nordover til Larkollen eller sørover mot Kosterfjorden. (*Aas m.fl., 1989, *Sørensen og Lindell, 1990 og *Magnusson m.fl., 1990). Figur 3.13 viser et tilfelle (august 1988) med en klar spredning av vann fra Hvalerområdet sør for Kosterøyene.

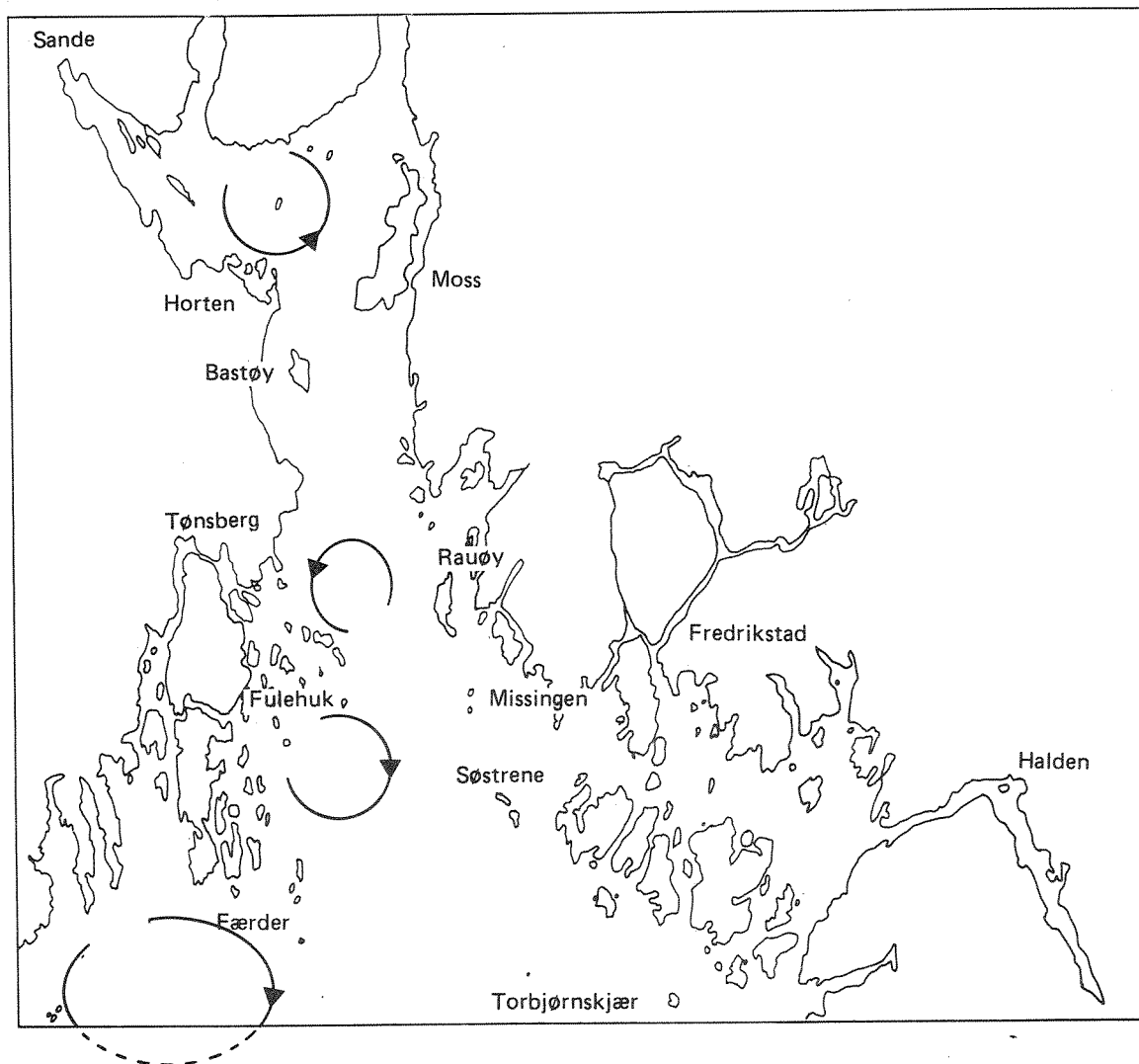
Modellarbeid viser at fjorden har en typisk "hukommelsestid" på mellom 4-6 døgn. Dette betyr at en øyeblikksobservasjon er et oppsummert eller integrert tidsbilde over de siste 4 til 6 døgn. Videre viste et eksperiment med modellen at under gunstige vindforhold (nordlige vinder) tar det 6-8 døgn å "rense" fjorden etter et større forurensningsutslipp (*Røed m.fl., 1990). Tradisjonelle beregninger av ferskvannets oppholdstid fra observasjoner i fjorden gir mellom 6 til 12 døgn (*Magnusson, 1990a). Med midlere transport mot sør og en middeltykkelse på overflatelaget på 20 meter gir dette en sørlig overflatetransport på mellom 3800 til 5200 m³/s.



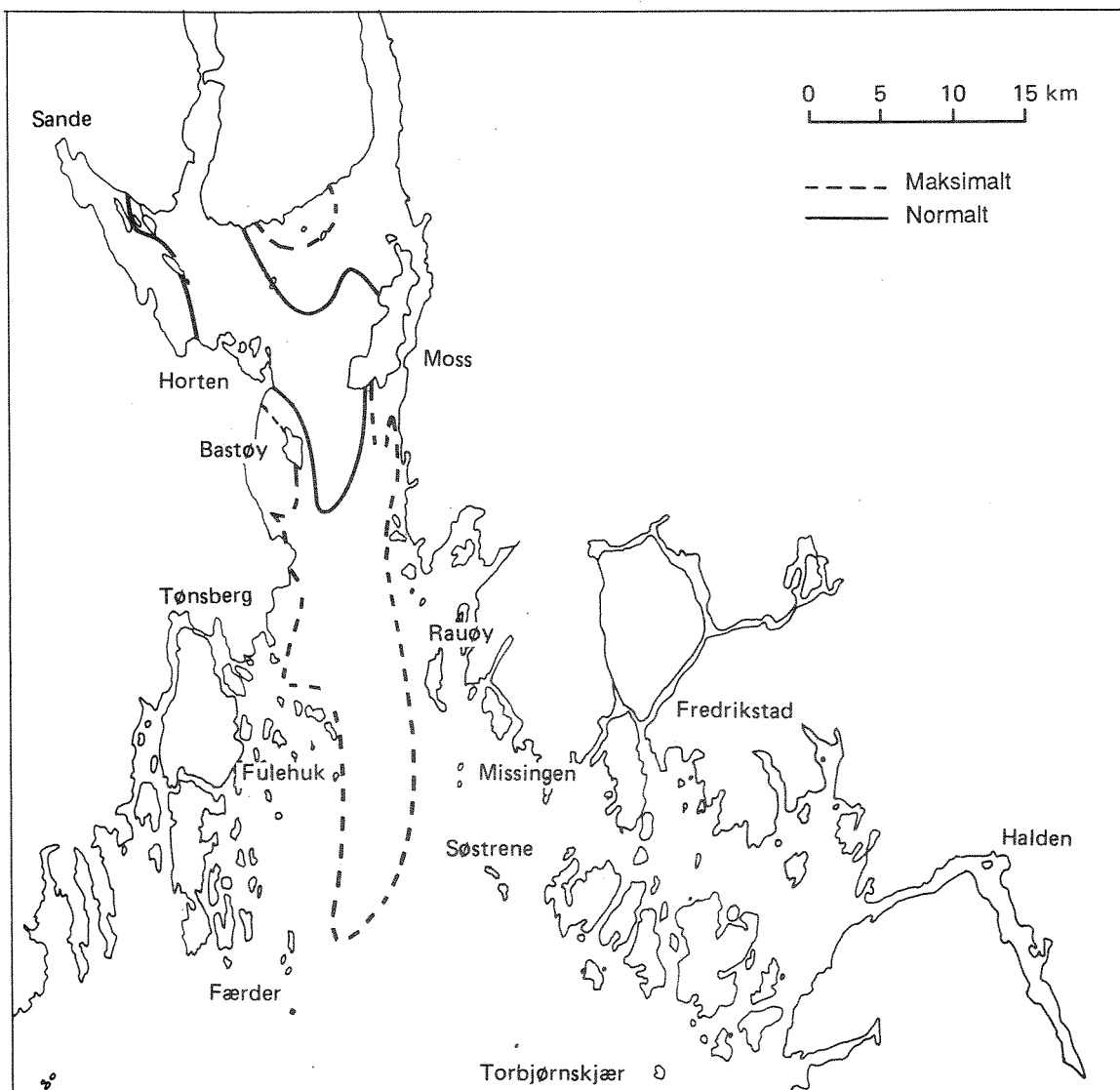
Figur 3.7. Saltholdighet (‰) den 2.-5.8.1988 fra Drøbak til stasjon S9 i Skagerrak (*Magnusson m.fl.1990).



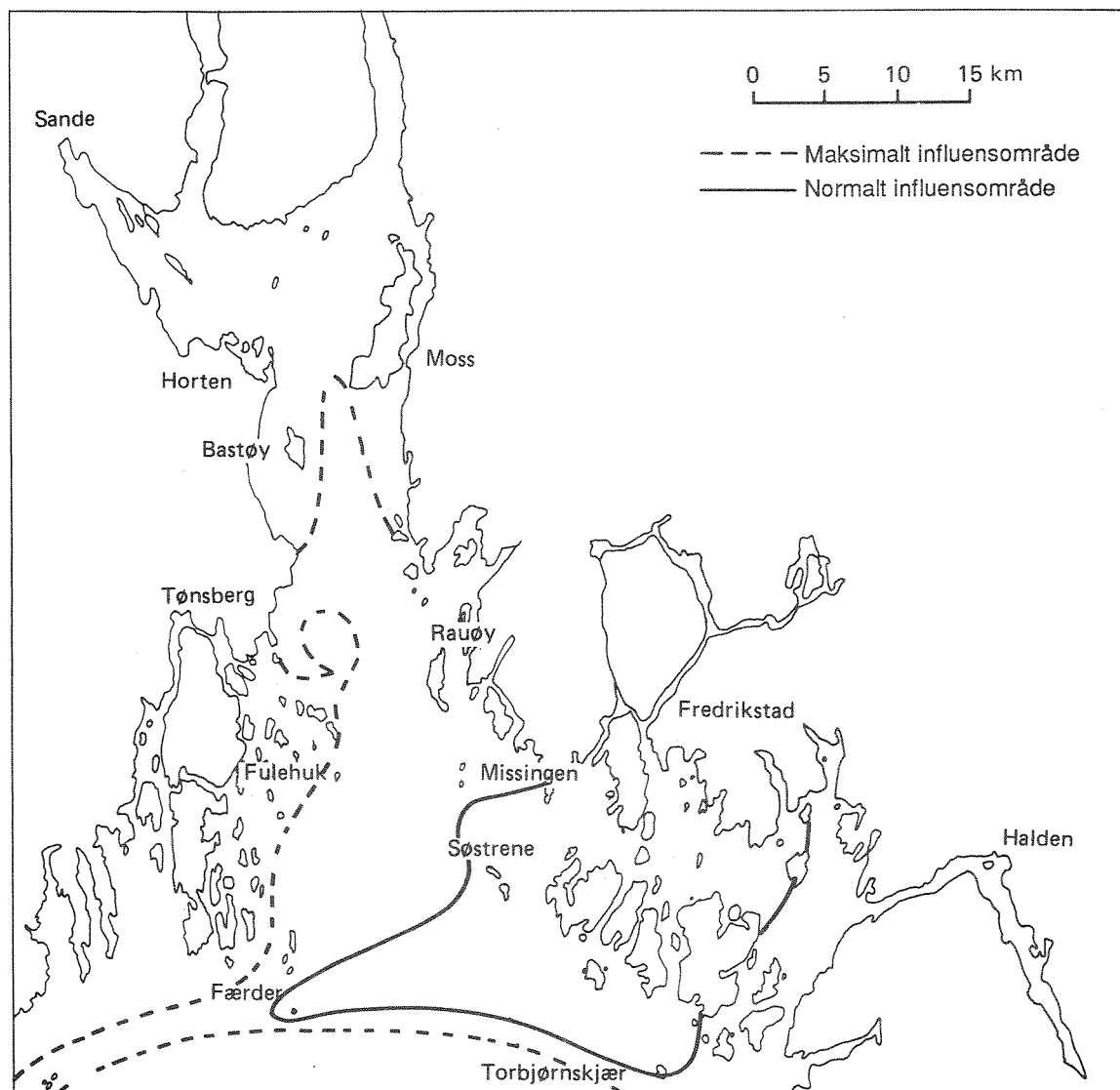
Figur 3.8. Strøm på 28 meters dyp i Ytre Oslofjord 1.-4. oktober 1989. (*Dahl m.fl., 1990).



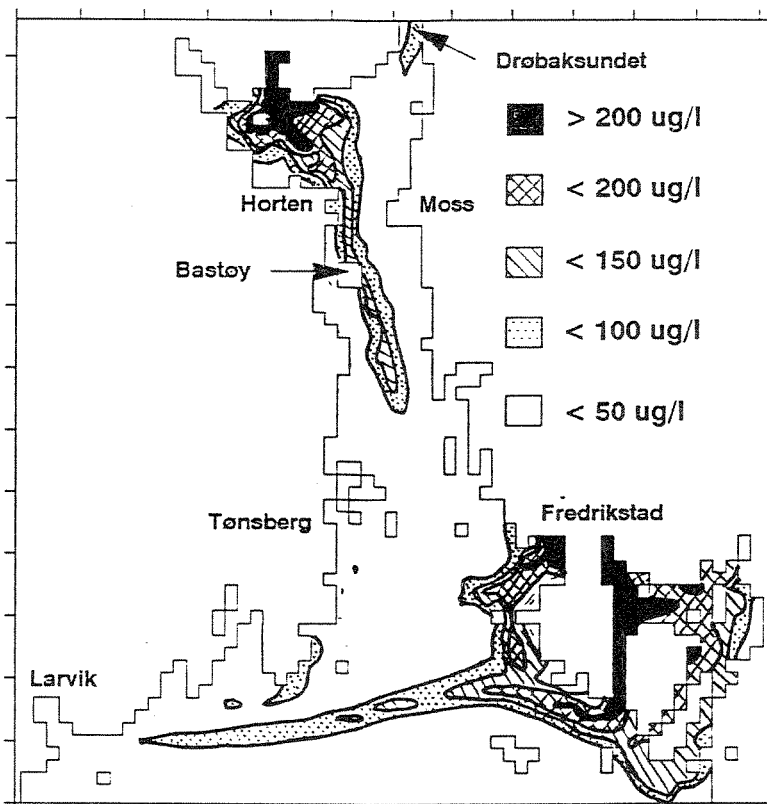
Figur 3.9. Sentrale virvelområder i Ytre Oslofjord. (*Røed m.fl.1990).



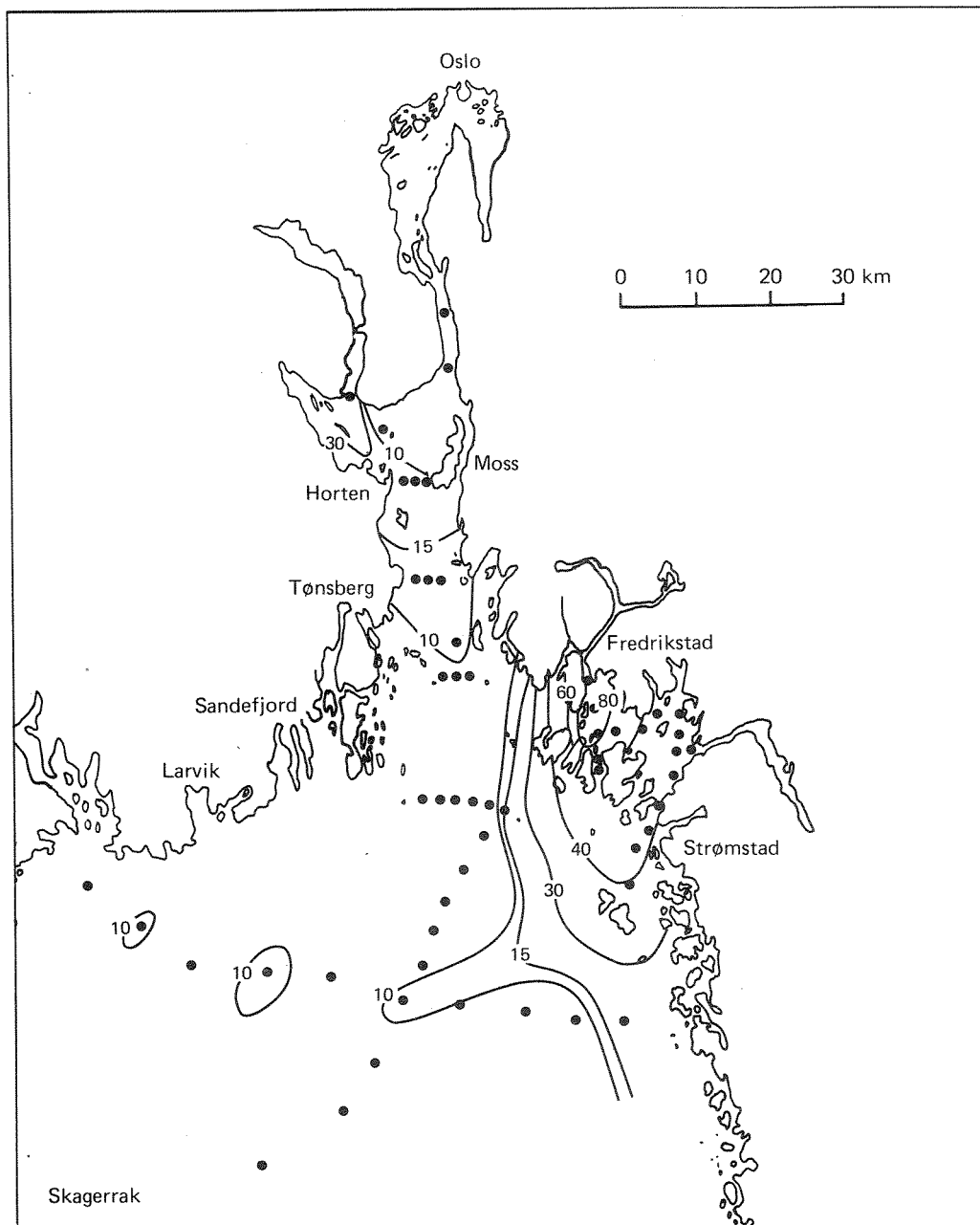
Figur 3.10. Drammenselvas omtrentlige influensområde i sommerhalvåret, opptegnet etter analyse av modellsimuleringer. Maksimalt influensområde tilsvarer en sannsynlighet på over 10% for å registrere brakkvann fra Drammensfjorden innenfor de stiplede linjene. "Normalt" betegner en sannsynlighet på over 60%. (Bildet er konstruert av L.-P. Røed etter analyse av data i *Røed m.fl., 1990).



Figur 3.11. Glommas omtrentlige influensområde i sommerhalvåret, opp-tegnet etter analyse av modellsimuleringer. Maksimalt og "normalt" influensområde tilsvarende figur 3.10. (Bildet er konstruert av L.-P. Røed etter analyse av data i *Røed m.fl., 1990).



Figur 3.12. Modellsimulering av overkonsentrasjoner av nitrogen i Ytre Oslofjord den 15.7.1988. Nitrogentilførsel kun fra Drammensfjorden og Glomma (med elvene). Innlagt tap av nitrogen ved sedimentasjon. Virkelig vind og vannføring. (Bildet er konstruert av L.-P. Røed etter analyse av data i *Røed m.fl., 1990).



Figur 3.13. Mengde partikulært aluminium ($\mu\text{g/l}$) i overflatevannet i perioden 2. - 5.8.1988 (*Magnusson m.fl.1990).

3.2 Oksygenforholdene

De synkende oksygenverdiene som gjennom mange år er observert i Drøbaksundet, var en viktig begrunnelse for å gjennomføre denne undersøkelsen av eutrofisituasjonen i Ytre Oslofjord (Magnusson m.fl., 1984). Redusert oksygeninnhold i sjøvannet som fra tid til annen fornyer bunnvannet i Indre Oslofjord, vil kreve ytterligere tiltak for å sikre livet i det innerste fjordavsnittet. Synkende oksygeninnhold i deler av Ytre Oslofjord, betyr at det før eller senere vil kunne oppstå kritiske situasjoner for livet der under perioder hvor det er lenge mellom hver vannutskiftning.

3.2.1 Oksygenforholdene i hovedfjorden

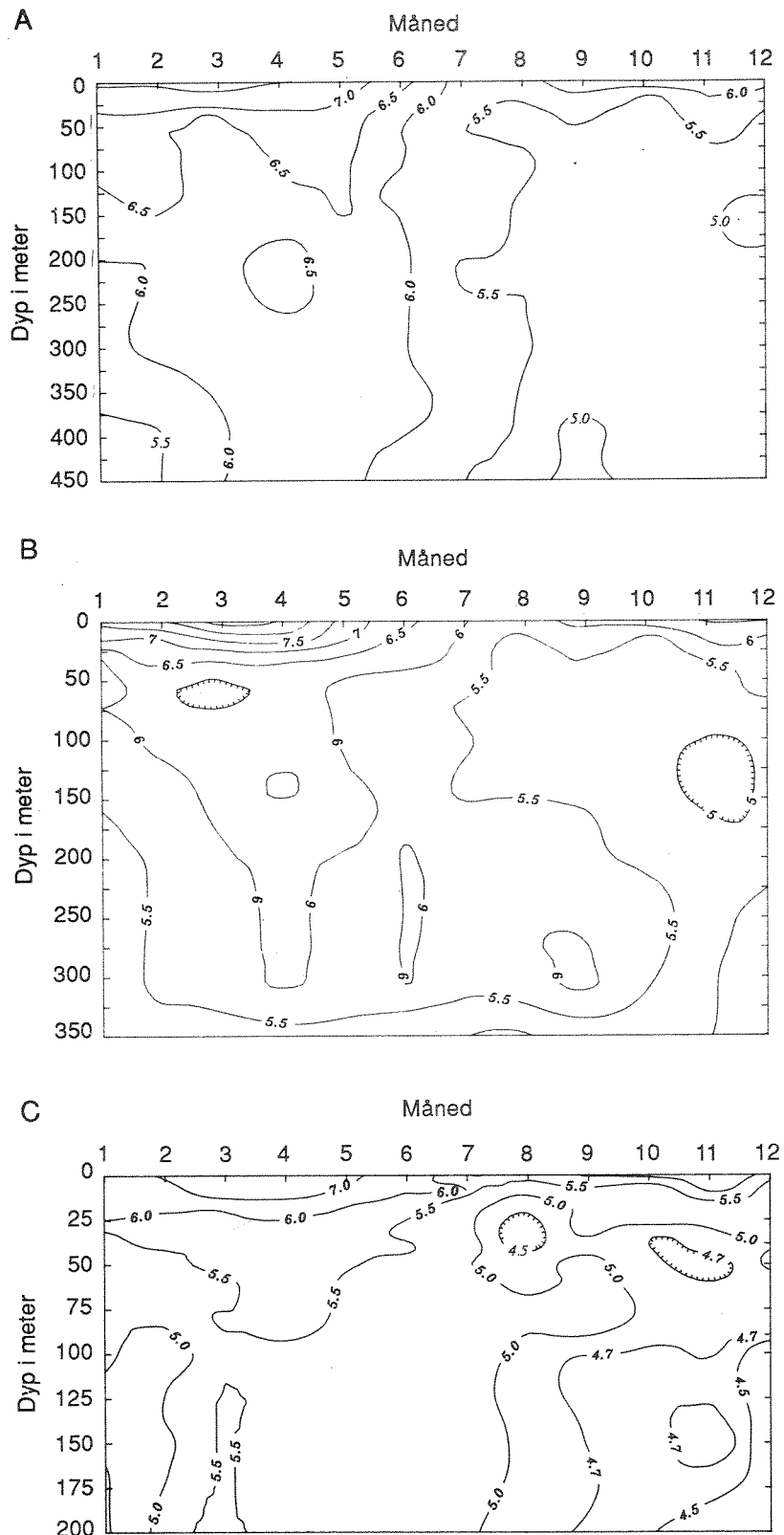
Vannutskiftningen og primærproduksjonen gjennom året bestemmer oksygenkonsentrasjonen i fjordens vannmasser. Figur 3.14 viser en sammenstilling av oksygenobservasjoner fra tre områder i Ytre Oslofjord (Færder, Rauøy og Drøbaksundet). Årsrytmen er tydelig i figurene, med høy oksygenkonsentrasjon i mars - mai og avtagende konsentrasjon fra august til november. De høyere oksygenkonsentrasjonene vinterstid skyldes tilførsel av oksygenrikt vann fra Skagerrak, mens de lavere konsentrasjonene om høsten skyldes nedbrytningen av sommerens og høstens planteplanktonproduksjonen. Det er en klar gradient fra Færder til Drøbaksundet med de laveste konsentrasjonene innerst i fjorden. Mens konsentrasjonen i perioder kan synke under 5 ml/l i bunnvannet i de ytre områdene, synker konsentrasjonen i hele vannmassen fra ca. 25 meters dyp til bunn under dette nivået i Drøbaksundet.

Oksygenminima opptrer på to nivåer i vannmassene. Figur 3.15 viser registrerte minimumsverdier av oksygen i Drøbaksundet i perioden fra 1933 til 1989. Oksygenminimumet på 20 - 50 meters dyp kan også spores i de ytre områdene. Denne vannmassen ligger litt under sprangsjiktet hvor nedbrytning av planteplankton normalt gir lavere oksygenkonsentrasjoner (sprangsjiktseffekten). Den avtagende oksygenkonsentrasjon i denne vannmassen er således et direkte uttrykk for en økende primærproduksjon. I Drøbaksundet og tildels også ved Rauøy er slike oksygenminima markert. Ved bunnen er det også lavere oksygenkonsentrasjoner. Den direkte belastningen av nedsynkende planteplankton er mindre, men til gjengjeld er vannutskiftningen begrenset, resulterende i lavere oksygenkonsentrasjoner.

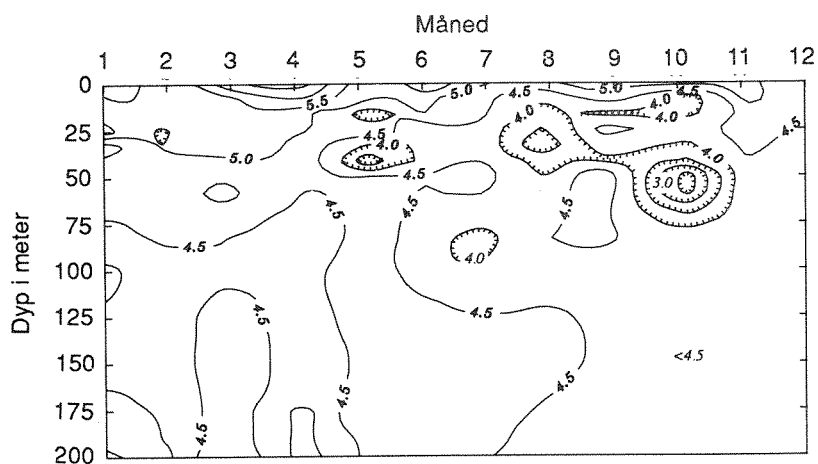
Figurene viser at sannsynligheten for å observere lave oksygenkonsentrasjoner er størst i perioden fra august til november.

Oksygenkonsentrasjonen er gjennomgående tilfredsstillende i de sentrale deler av Ytre Oslofjord, dvs. høyere enn 5 ml/l. I kortere perioder vil oksygenkonsentrasjonen kunne synke under 4 ml/l på dypt vann (ca. 400 meters dyp ved Færder og 300 - 350 meters dyp ved Rauøy. I Drøbaksundet (figur 3.16) er oksygenkonsentrasjonen lavere i hele vannmassen, men sjelden lavere enn 4 ml/l.

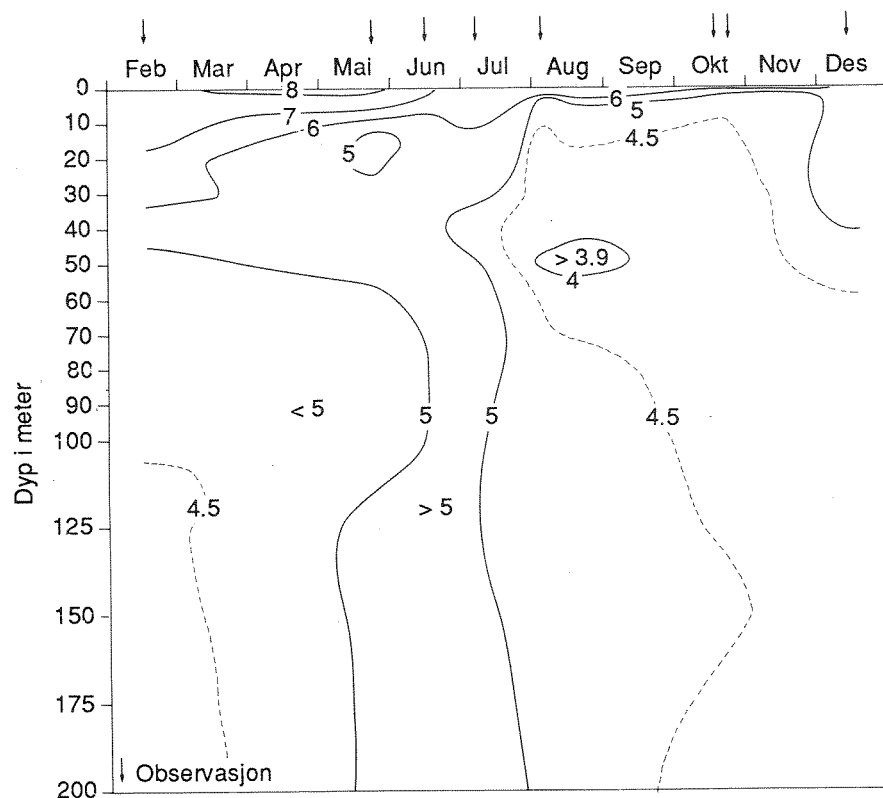
En sammenstilling av tidligere observasjoner (fra 1933 til 1988) for Drøbaksundet i oktober måned, figur 3.17, viser at oksygenkonsentrasjonen er avtagende i flere dyp (*Magnusson, 1988). Denne utviklingen har vært kjent gjennom lengre tid og var et av utgangspunktene til at en resipientvurdering av hele Ytre Oslofjord ble startet. En analyse av eksisterende hydrografiske observasjoner (temperatur, saltholdighet, egenvekt og oksygen) fra Drøbaksundet, innsamlet i tidsrommet 1933 - 90, viste at den negative oksygenutviklingen sannsynligvis startet omkring 1960 og ble ytterligere forsterket etter 1980 (*Magnusson, 1990b). Imidlertid viste analysen av egenvekt en avtagende trend, noe som kan tyde på endrede hydrografiske forhold, f.eks. dårligere vannutskiftning. Tilsvarende analyse av et mindre antall observasjoner fra samme tidsrom lengre ut i Ytre Oslofjord (Rauøy og Færder/Torbjørnskjær) viste ikke noen klare entydige resultater på en negativ oksygenutvikling. Imidlertid var antall observasjoner under terskeldyp totalt sett få. Det er derfor et behov for å få startet en overvåking av området for å følge med i utviklingen.



Figur 3.14. Medianverdier for oksygenkonsentrasjon (ml/l) i tidsrommet 1933 - 1989. A: Torbjørnskjær. B: Rauøy. C: Drøbaksundet. (Data fra Braarud og Ruud 1937, Dannevig 1945, Føyn 1962, samt observasjoner fra Statens biologiske stasjon i Flødevigen og NIVA).



Figur 3.15. Registrerte minimumsverdier i Drøbaksundet for oksygen (ml/l) tidsrommet 1933 - 1989. (Data fra Braarud og Ruud 1937, Dannevig 1945, Føyn 1962, samt observasjoner fra Statens biologiske stasjon i Flødevigen og NIVA).



Figur 3.16. Oksygenkonsentrasjoner (ml/l) i Drøbaksundet i 1988.

Figur 3.18 viser oksygenkonsentrasjonen langs lengdesnittet fra Drøbaksundet til Hvalerdypet i oktober 1987, 1988 og 1989 (*Magnusson, 1988, *Baalsrud, 1990a og b). Et minimum på 30 - 50 meters dyp ble funnet i 1987 og 1988. Ut fra mange års målinger i Drøbaksundet (fig. 3.17) antas dette å være et karakteristisk trekk. I oktober 1989 var det imidlertid et oksygenrikt vann i dette dypet som følge av at det nylig hadde vært utveksling av hele det øvre vannlaget.

Det er to viktige hovedobservasjoner fra undersøkelsene:

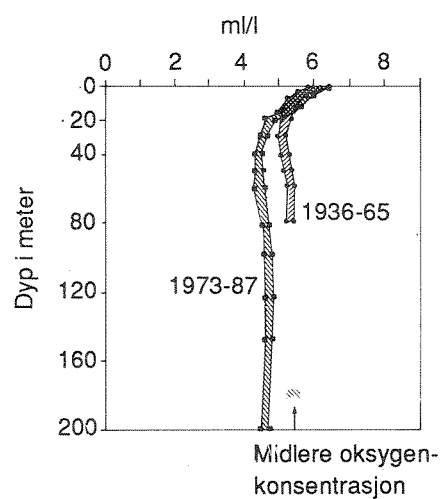
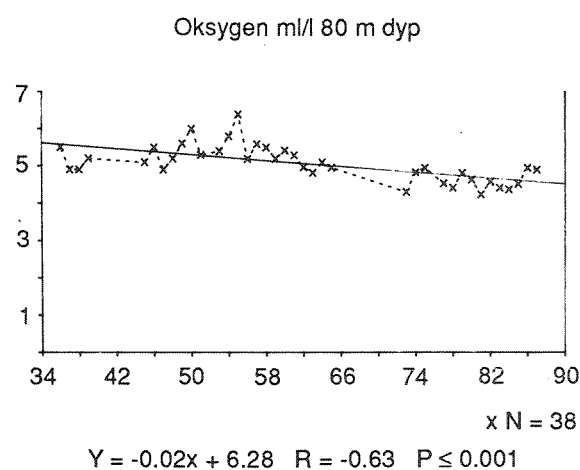
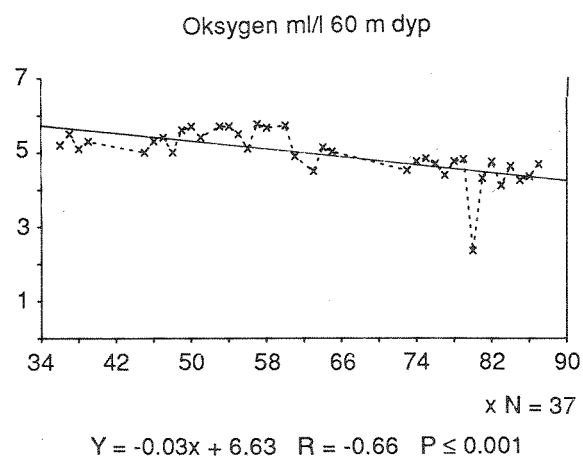
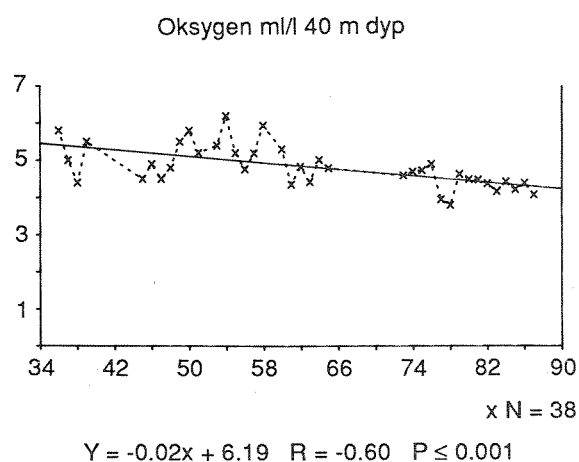
For det første er oksygenkonsentrasjonen gjennomgående høyere enn det nivået hvor det kan forventes negative effekter på organismer, dvs. høyere enn ca. 3 ml/l.

For det andre er det vist at den negative trenden i Drøbaksundet også gjør seg gjeldende for Breidangen. De laveste oksygenkonsentrasjonene blir oftest registrert i mellomdyp (20 - 50 meters dyp). Høsten 1988 ble dette registrert helt ut til Rauøy.

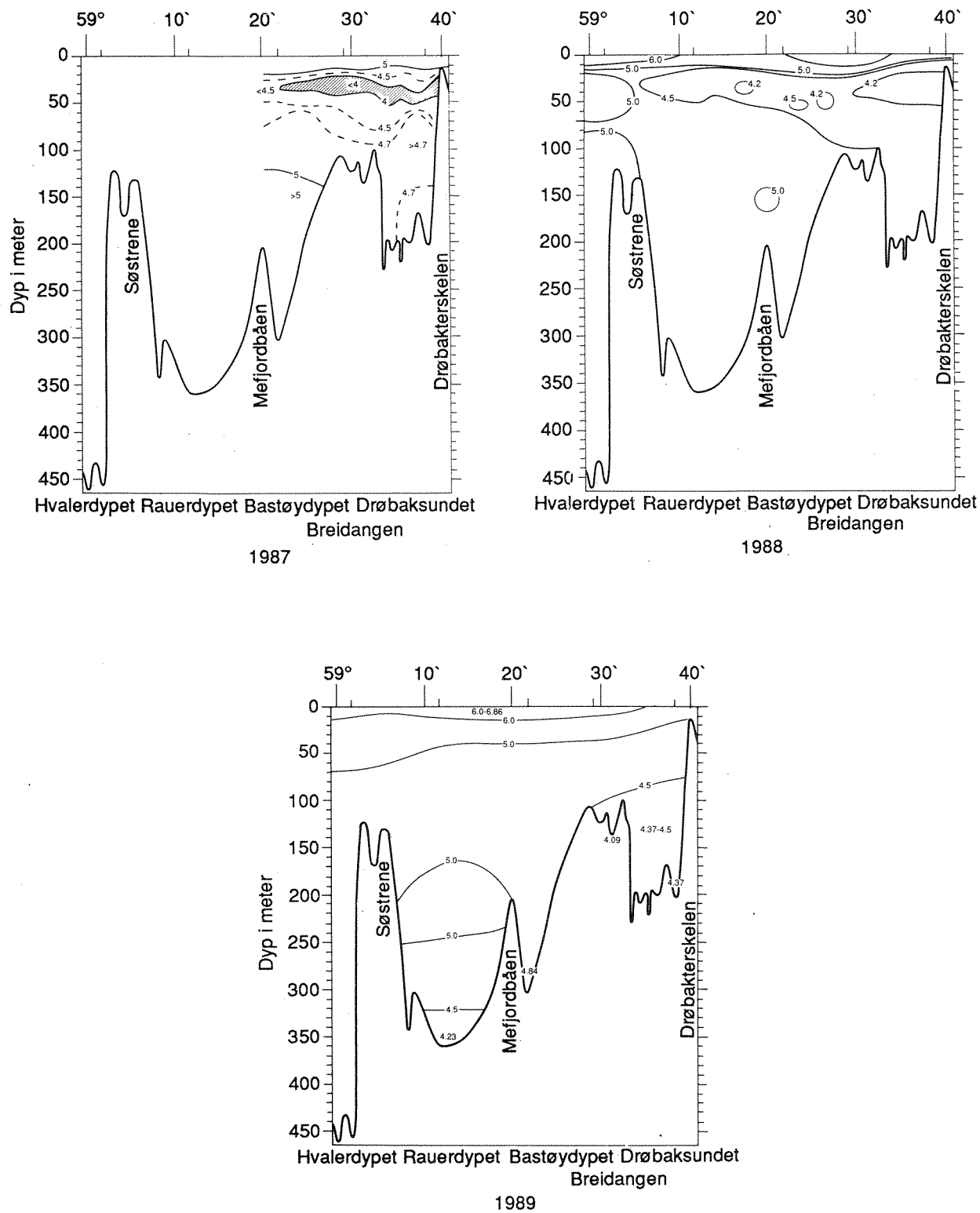
Det er naturlig å finne reduserte oksygenverdier i vannlaget straks under sprangsjiktet når dette er velutviklet og planktonproduksjonen er stor. Allikevel har oktoberobservasjoner fra periodene 1936 - 39 og 1962 - 65 vist klart høyere verdier også i dette sjiktet sammenlignet med 1987. Lave oksygenkonsentrasjoner på mellomnivåer i fjorden kan gi negative biologiske effekter (Føyn, 1958). Sedimentanalysene har også vist at den organiske belastningen er størst på grunne stasjoner hvor det også er observert suboksiske sedimenter (*Abdullah og Danielsen, 1989).

De laveste verdiene i hovedfjorden (1987 - 89) ble funnet nederst i dypområdene ved Mølen og Rauøy.

I løpet av de høstsituasjonene oksygenmålinger ble tatt, kunne ingen trend spores. Tvert imot viste målingene at oksygeninnholdet ikke varierer så regelmessig som i Drøbaksundet og Indre Oslofjord. Det er først ved en lengre regelmessig overvåking at trender kan avsløres.



Figur 3.17. Oksygenutviklingen i oktober måned i Drøbaksundet i tidsrommet 1936 til 1987. Data fra Dannevig 1945, Statens biologiske stasjon i Flødevigen 1945 - 51 og 1953 - 61, samt NIVA 1962 - 65 og 1973 - 87 (*Magnusson, 1988).



Figur 3.18. Oksygenobservasjoner (ml/l) i Ytre Oslofjord i oktober 1987, -88 og -89 (*Baalsrud 1990 a og b).

3.2.2 Oksygenforholdene i lokale områder

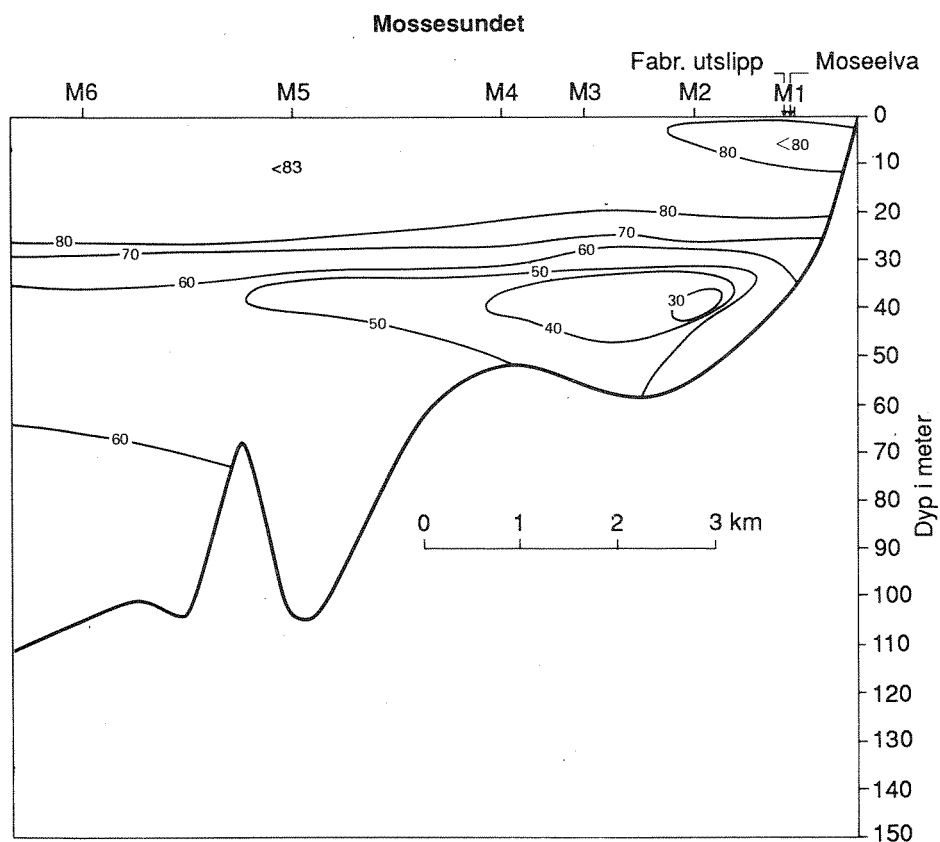
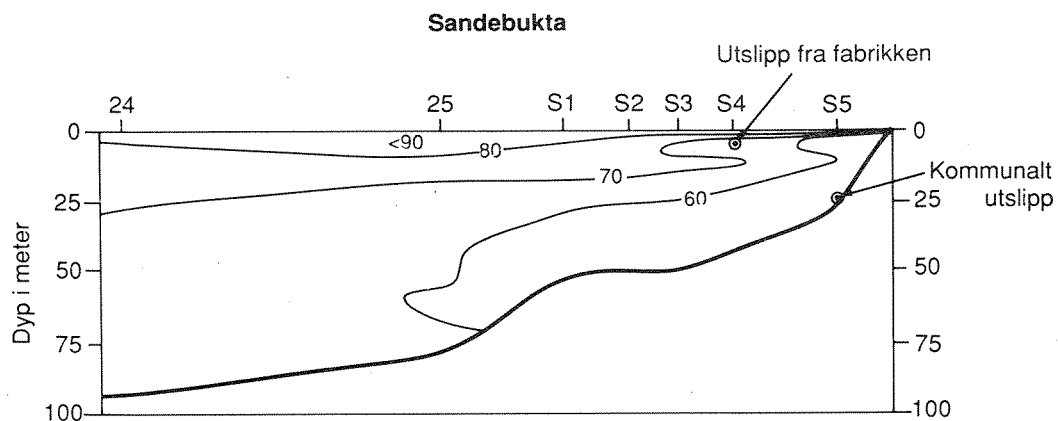
Både i Sandebukta og Mossesundet er det påvist betydelig oksygenforbruk i dypvannet (*Baalsrud m.fl. 1989, *Baalsrud m.fl., 1990). Dette antas hovedsakelig å være forårsaket av utslipp av organisk stoff fra de lokale treforedlingsbedriftene, men det er også bidrag fra andre kilder. I begge tilfellene skjer utslippene til de øverste vannmassene. Når det viser seg at oksygenforbruket er mest markert i 40 meters dyp og avtar både oppover og nedover, kan dette i tillegg til "sprangsjiktseffekten", også henge sammen med at de mest belastede bunnområdene er omkring dette dypet (figur 3.19).

Det er registrert større utslipp av organisk stoff fra fabrikkene på Tofte enn fra fabrikkene i Sandebukta og Mossesundet. Utslipet fra Tofte innlagres antagelig mest omkring 20 meters dyp, i et område hvor det er relativt sterke vannstrømmer som gir en effektiv fortykning. Selv om det foreløpig ikke er påvist flere oksygenkonsentrasjoner som med sikkerhet kan føres tilbake til denne bedriften, må det antas at dette utslippet belaster fjordvannet betydelig.

På fjordens østside er det påvist lave oksygenkonsentrasjoner i Hankøundet, Singlefjorden, rundt Hvaler og i Iddefjorden. Betydelig forurensningstransport med Glomma og utslipp fra tettsteder og industri fører til disse lokale påvirkningene, som også forplanter seg til hovedfjorden.

På fjordens vestsida er det likeledes stor belastning fra tettsteder og industri, men topografiske og strømningsmessige forhold gjør det lite sannsynlig at de spiller en stor rolle for hovedfjorden. Med unntak av utslipp fra Horten og Tønsberg (Valløy) belaster ikke disse utslippene hovedfjorden direkte. Restene av disse utslippene blir sannsynligvis transportert sydover og sydvestover (se kap. 4).

I Hortens indre havn ble det funnet sterkt hydrogensulfidholdig vann under 10 meters dyp (Baalsrud, 1990b). I det begrensede dyphullet som ligger i et ellers grunt område, må vannutvekslingen være særlig dårlig. En forklaring kan være at brakkvannet fra Drammenselva lager et lokk over denne delen av fjorden og dermed hindrer vannfornyelse.



Figur 3.19. Oksygenforholdene (% metning) i Sandebukta og Mossesundet oktober 1988 (Baalsrud m.fl., 1989 og 1990).

3.3 Næringsalter

For å kunne bedømme en eutrofisituasjon rett, og for å kunne anbefale tiltak kvalitativt og kvantitativt, samt å beregne effekten av tiltakene, er det en forutsetning at fordeling, transporter og prosesser er kjent. Kjennskapen til den relative fordelingen og transporten av næringsalter fra ulike kilder til fotosyntesesonen vil være avgjørende for å vurdere hvilke kilder som spiller størst rolle for en økning i planteplanktonproduksjonen (eutrofieringen). De ulike transportene er utslipp via elver, direkte utslipp til overflatelaget eller dypvann, tilførsel fra nedbør, tilførsel fra andre havområder samt tilførsel fra næringsrikt dypvann.

Det er imidlertid ikke nok bare å kjenne transporten av næringsalter. Like viktig er de ulike prosessene som påvirker næringsaltenes tilgjengelighet for planteplanktonet i fotosyntesesonen. Til disse prosessene hører forskjeller i remineralisering for fosfor og nitrogen i overflatelaget, nedbrytningen og forholdet mellom lagring og utløsning fra sedimenter, samt spesielt for nitrogenforbindelser: størrelsen på denitrifikasjonen og eventuell nitrogenfiksering.

Tykkelsen på overflatelaget som algene vokser i, er bestemt av hvor langt ned lyset når. Det er vanlig å regne nedre grense for fotosyntesesonen når mindre enn 1% av lyset i vannoverflaten er igjen (*Aas m.fl., 1989). I Ytre Oslofjord varierer den nedre grensen mellom 8 - 20 meters dyp i sommerhalvåret (*Sørensen m.fl., 1990a).

I denne sammenhengen er det viktig å understreke at det er ikke den situasjonsbetingede primærproduksjonen som er av betydning for å anbefale tiltak om reduksjon av næringsalter, men å begrense planteplanktonbiomassen over tid (produksjonssesongen). For Ytre Oslofjord betyr dette i hovedsak en begrenning av produksjonen i tidsrommet mai-oktober. Argumentet for ikke å ta med våroppblomstringen er at dypvannsfornyelsen normalt kommer i slutten av våroppblomstringen og at denne prosess fornyer de vannmassene som blir belastet. Dette forutsetter at en transport av næringsrikt vann fra Ytre Oslofjord til Skagerrak ikke har noen negativ effekt på kystområdet utenfor fjorden.

Imidlertid vil tiltak mot utslipp av næringsalter også kunne ha en kvalitativ side. Dette gjelder spesielt begrensning av oppblomstring av giftige alger, men kan også gjelde å forhindre oppblomstring av mindre nyttige arter, sett ut fra fiskeproduksjonen i området. Dessverre er kjennskapen til næringssaltkravet til "nyttige", "unyttige" og "skadelige" planktonarter dårlig. Ut fra dagens

kjennskap til feltet blir en begrensning av oppblomstringen av dinoflagellater det som kan tilstrebnes, ettersom de fleste nå kjente giftige, marine alger hører til denne gruppen.

Foreliggende undersøkelser fra andre resipienter hvor mer eller mindre fullstendige budsjetter har kunnet beregnes, har gått ut fra hyppige hydrokjemiske observasjoner gjennom flere år (f.eks. Laholmsbukten i Kattegat, Rydberg m. fl. 1990). Tilsvarende undersøkelser har det ikke vært mulig å gjennomføre i løpet av dette prosjektet med den tidsrammen som var gitt. Det er derfor nødvendig med en rekke forenklinger ved behandlingen og tolkingen av de hydrokjemiske observasjonene.

De hydrokjemiske og optiske undersøkelsene har vist at fordeling av næringssalter og partikulært materiale følger spredningen av brakkvann fra Hvalerområdet og Drammensfjorden (*Aas m.fl., 1990, *Sørensen m.fl., 1990a, *Abdullah og Danielsen, 1990 og *Magnusson m.fl., 1990). Tilførsler av fosfor fra Indre Oslofjord kan også spores et stykke sørover. Det er også observert utstrømming av nitrogenrikt vann fra Indre Oslofjords mellomlag som i perioder kan strømme ut i Drøbaksundet på ca. 30-40 meters dyp (*Abdullah og Danielsen, 1990). Det er registrert en anrikning av næringssalter i fjordens dypvann, med økende konsentrasjon fra Færder til Drøbaksundet. Figurene 3.20 - 3.21 viser en sammenstilling av noen av de hydrokjemiske observasjonene (*Abdullah og Danielsen, 1990).

Næringssaltene og det partikulære materialet fra Drammensfjorden kunne følges i Breidangen, tidvis i Drøbaksundet, og sydover forbi Bastøy. Tilsvarende kunne vann fra Hvalerområdet følges i munningen av fjorden, hvor normal spredning synes å være mot vest, men det ble også registrert situasjoner med spredning mot sør forbi Kosterøyene, samt spredning mot nord til Larkollen på østsiden av fjorden.

Andre potensielle kilder kan være innstrømming av overflatevann fra Kattegat og Skagerrak. Det er blitt registrert situasjoner (august 1988) hvor overflatelaget i disse havområdene har hatt større konsentrasjoner av organisk bundet nitrogen og fosfor sammenlignet med Ytre Oslofjord (figur 3.22). En innstrømming av disse vannmassene til Ytre Oslofjord vil kunne øke den organiske belastningen betydelig. Det er ikke klart hvor ofte slike situasjoner kan inntreffe.

Effekten av de tilførte næringssaltene, dvs. økt planteplanktonbiomasse, synes å være størst i Breidangen og Drøbaksundet, samt i fronten mellom brakkvann og sjøvann i munningen av Ytre Oslofjord (figur 3.23). Det er tidligere konstatert en sammenheng mellom planktonbiomasse (klorofyll-a) og saltholdighet/ferskvannstilførsel i området (Magnusson og Skei, 1984 og Magnusson og Næs, 1986). Dette kan

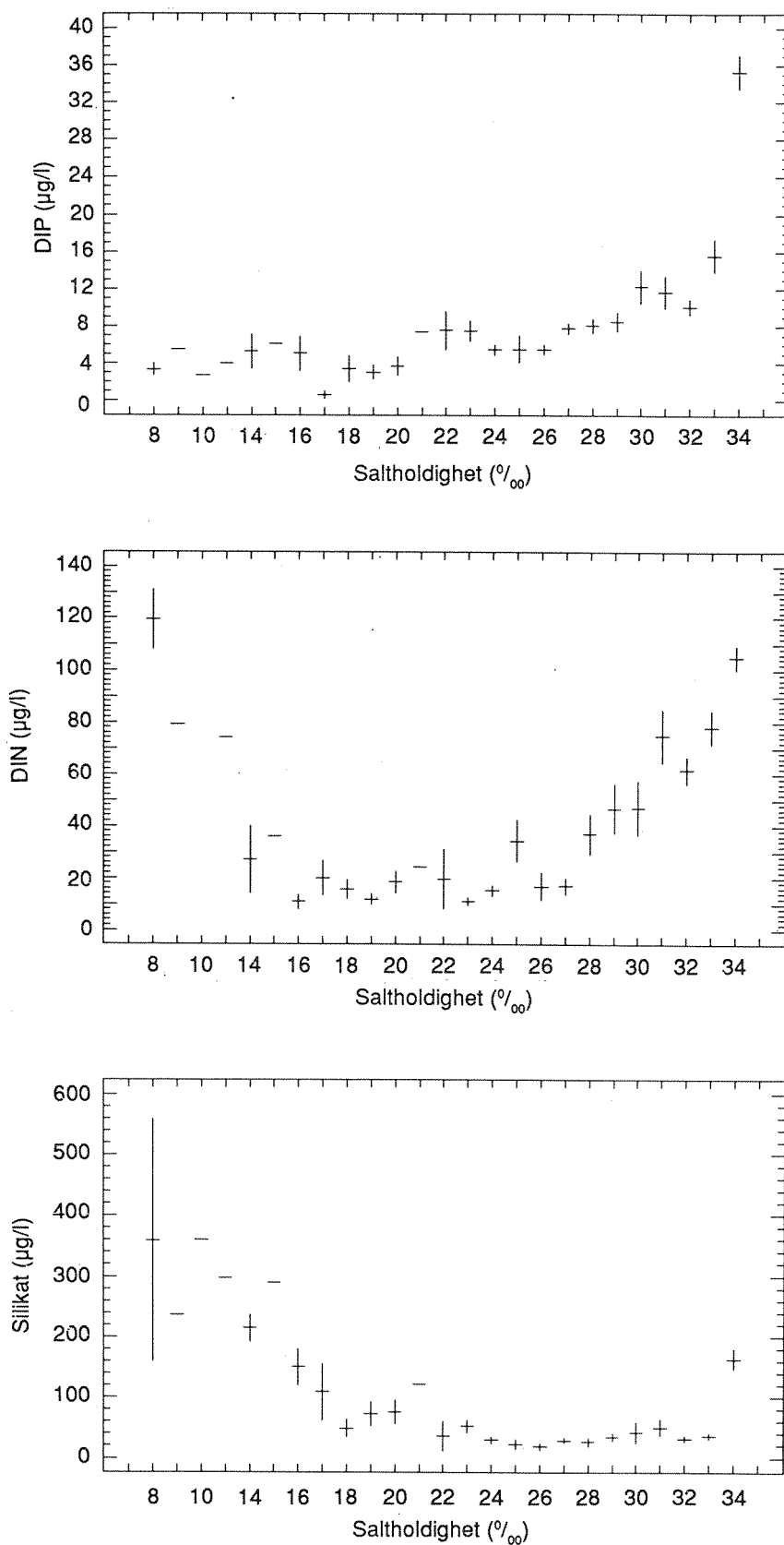
forklares ved en kombinasjon av vannets oppholdstid og de ulike planktonsamfunnenes saltholdighetsnisjer. Ved stor ferskvannstilførsel vil frontene med høy planktonproduksjon flyttes ut i fjordsystemet og omvendt ved lav ferskvannstilførsel. Det er således i stor utstrekning de fysiske forholdene som avgjør hvor effekten av næringssaltene gjør seg mest gjeldende.

Både ut fra feltobservasjoner, satellittdata og ved simulering av nitrogenspredning i modellforsøk peker området fra Breidangen til sør for Bastøy og Drøbaksundet seg ut som primære belastningsområder for næringsalter fra Drammensfjorden. Tidvis vil også Drøbaksundet og Indre Oslofjord kunne få tilført store mengder nitrogen med brakkvann fra Drammensfjorden. Likeså viser både modelleksperimenter og direkte observasjoner i de ytre delene av fjorden at det primære influensområdet for næringsalterene som transporteres med brakkvann fra Hvalerområdet ligger mellom Torbjørnskjær/Færder og Bolærene. Tildels vil også Kosterfjorden og østsiden av fjorden opp til Larkollen bli påvirket (*Røed m.fl., 1990, *Aas m.fl., 1989, *Sørensen m.fl., 1990a, *Magnusson m.fl., 1990).

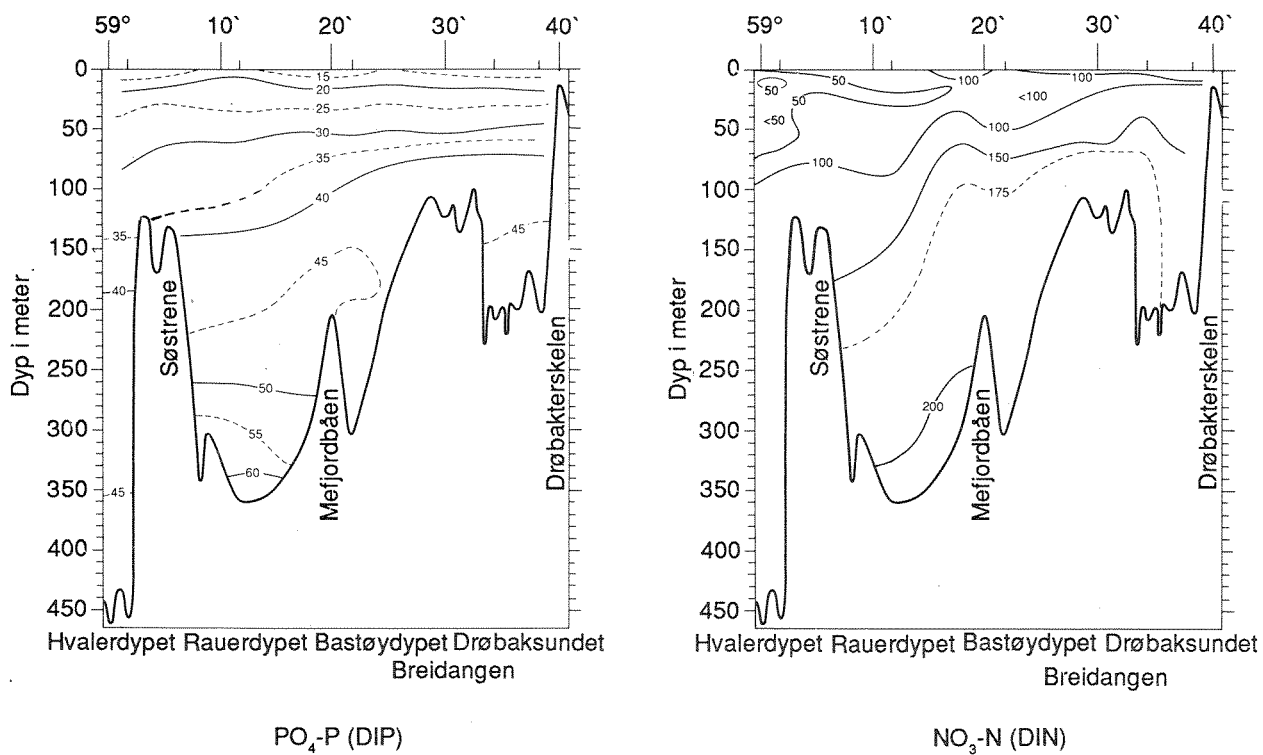
I vannmassene under fotosyntesesonen var fosforkonsentrasjonen som regel større enn nitrogenkonsentrasjonen sammenlignet med en forventet nedbrytning av marint planteplankton. For juniobservasjonene i 1988 ble det også registrert en gradient fra Færder og innover fjorden i de dypere vannmassene, med økende konsentrasjoner av fosfor og silikat, sammenlignet med tilsynelatende oksygenforbruk (AOU) og Redfieldforhold, samt avtakende konsentrasjoner for nitrogen (*Magnusson m.fl., 1990).

Sedimentanalyser viste et C/N-forhold som viser at opphavet til det organiske materialet stort sett er av marin opprinnelse (plantonisk), unntatt enkelte områder i nærheten av utslipp fra treforedlingsindustrien. Innenfor Missingen var det relativt mer fosfor i sedimentene enn nitrogen og karbon. En forklaring på dette er en høyere organisk belastning (produksjon) i dette området og at fosfor bindes til sedimentene i høyere grad enn nitrogen (bl.a. pga. av denitrifikasjon). (*Abdullah og Danielsen, 1989).

De hydrokjemiske observasjonene i vannmassene og sedimentene samt resultatene av modelleksperimentene synes å gi konsistente resultater. De primære influensområdene som ble funnet i de ulike analysene sammenfaller og den totale effekten er størst i de indre delene av Ytre Oslofjord, innenfor Slagentangen. I munningen av fjorden er vannutskiftningen så gunstig at effekten av næringssalttilførselen i

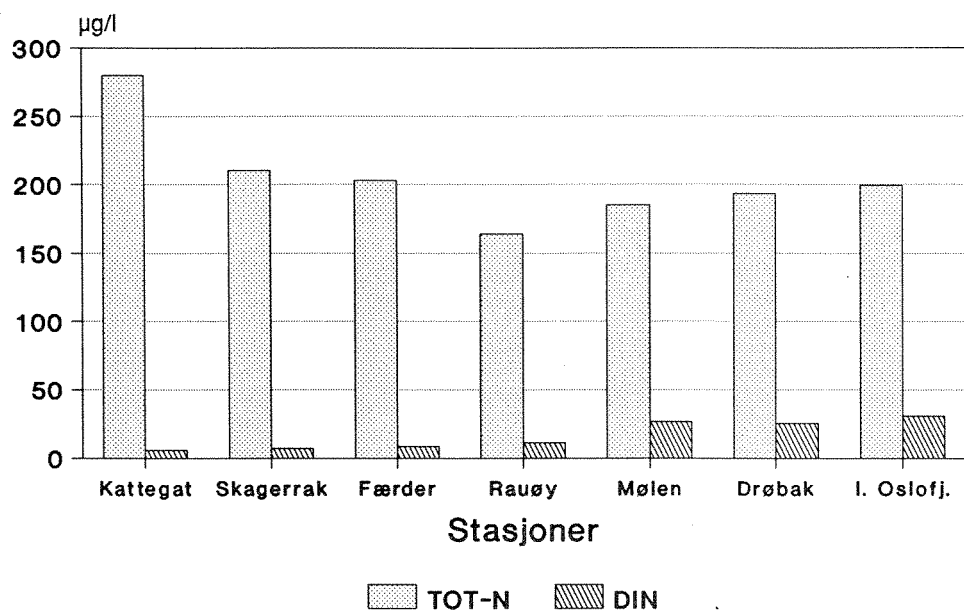


Figur 3.20 Middelværdier for næringsalter (DIN, DIP og silikat i µg/l). Observasjoner i juni og august 1988. (*Magnusson m.fl.1990).

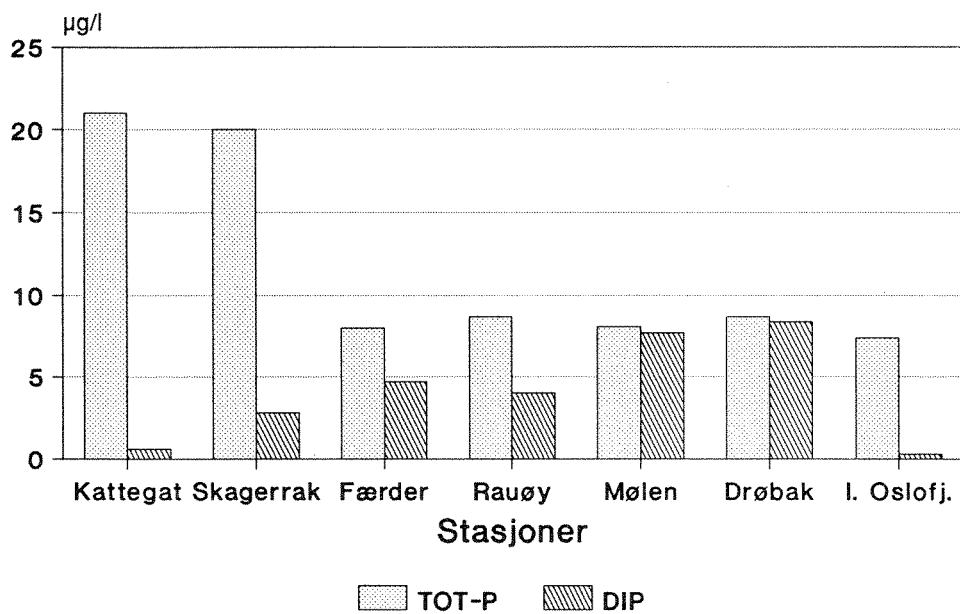


Figur 3.21 Ortofosfat og nitrat ($\mu\text{g P}$ og N pr, liter) i Ytre Oslofjord i perioden 1.11. til 2.11.1988 (*Abdullah og Danielsen, 1990).

TOT-N og DIN



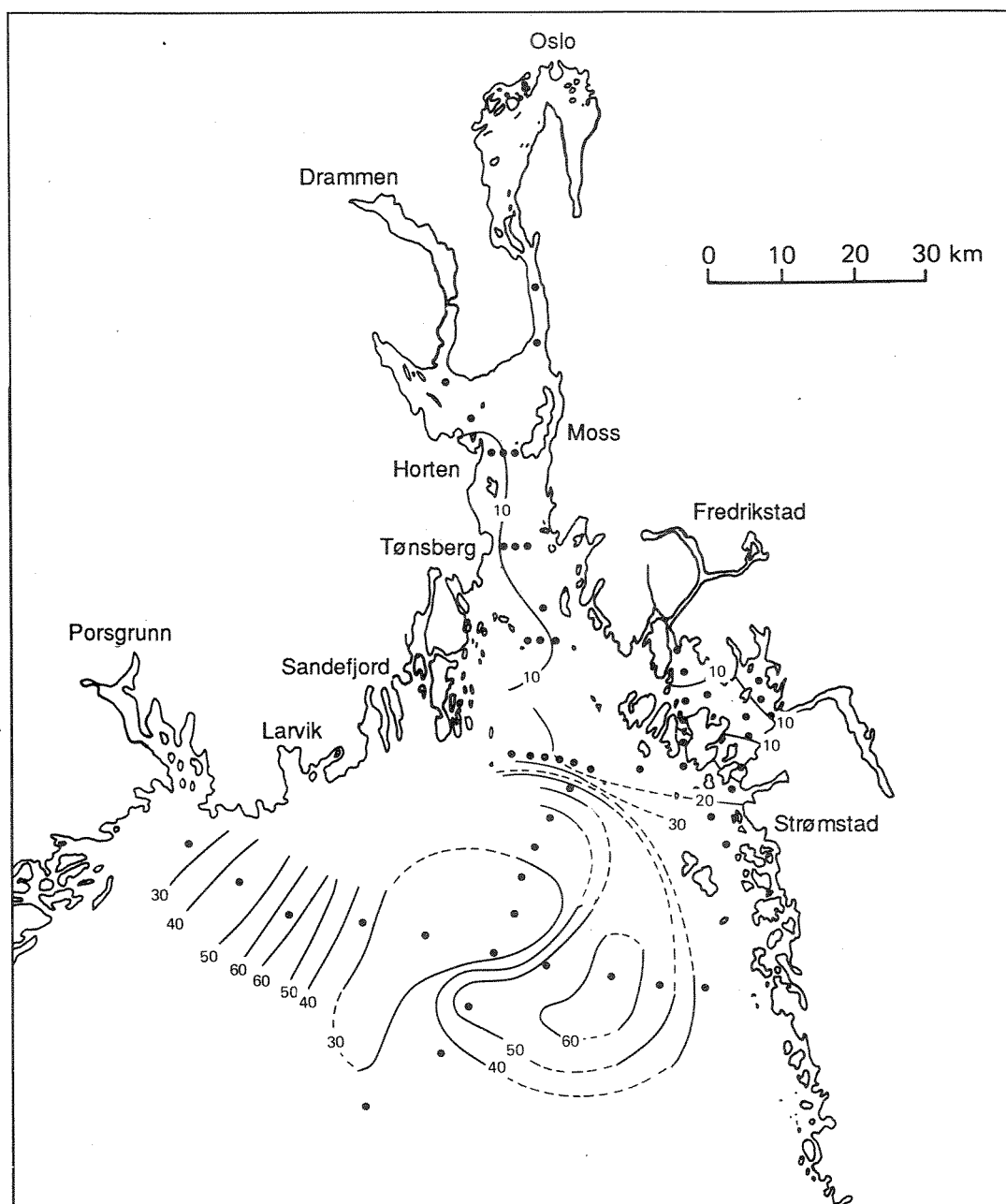
TOT-P og DIP



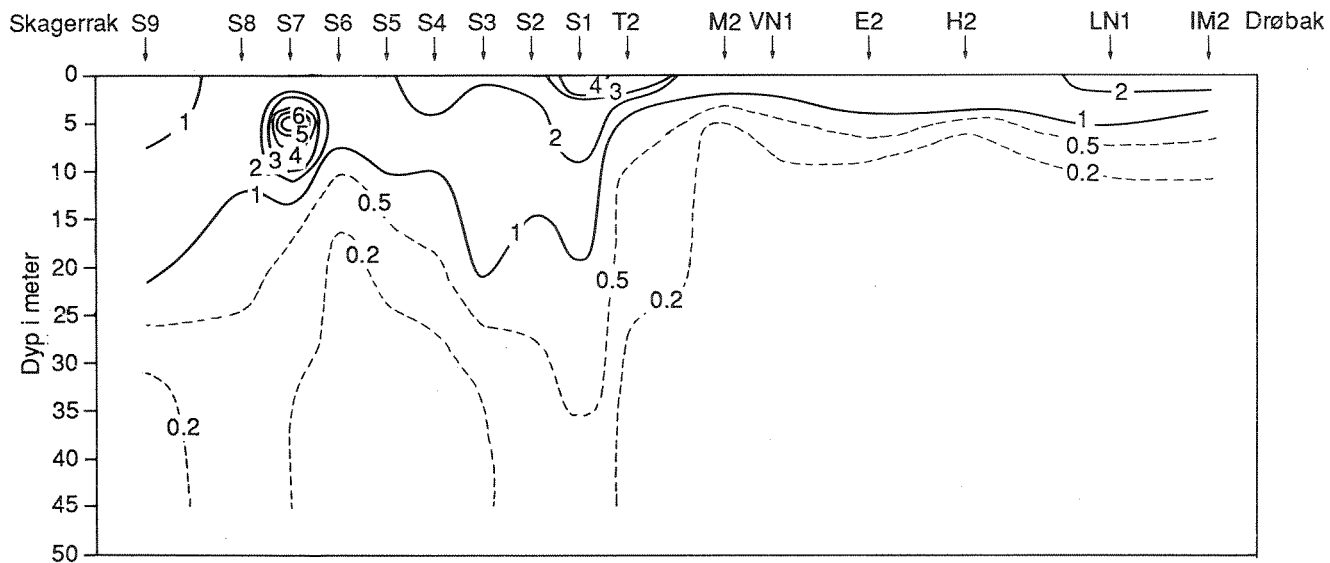
Figur 3.22 Gjennomsnittlige næringssaltkonsentrasjoner i Kattegat, Skagerrak og Oslofjorden i august 1988 (*Magnusson m.fl. 1990). (Observasjoner i Kattegat og Skagerrak fra SMHI).

hovedsak er begrenset til overflatelaget. Figur 3.23, som viser integrert klorofyll-a (0-50 meters dyp) illustrerer situasjonen for Ytre Oslofjord. Sammenlignet med Skagerrak er det en liten planteplanktonbiomasse i fjorden. Den største konsentrasjonen ligger i fronten mellom brakkvann og sjøvann i selve munningen av fjorden, men også her er biomassen mindre enn lenger ut i Skagerrak. Figur 3.24 viser at årsaken til dette er en meget tynnere fotosyntesesone i Ytre Oslofjord. Figur 3.25 viser imidlertid en situasjon (juni 1988) hvor planteplanktonbiomassen i Breidangen/Drøbaksundet og ned til Larkollen/Slagentangen nesten er like stor som i Skagerrak i august. *Paasche (1989) observerte dessuten en ekstremt stor biomasse i august 1988 ved Rauøy (59 $\mu\text{g/l}$).

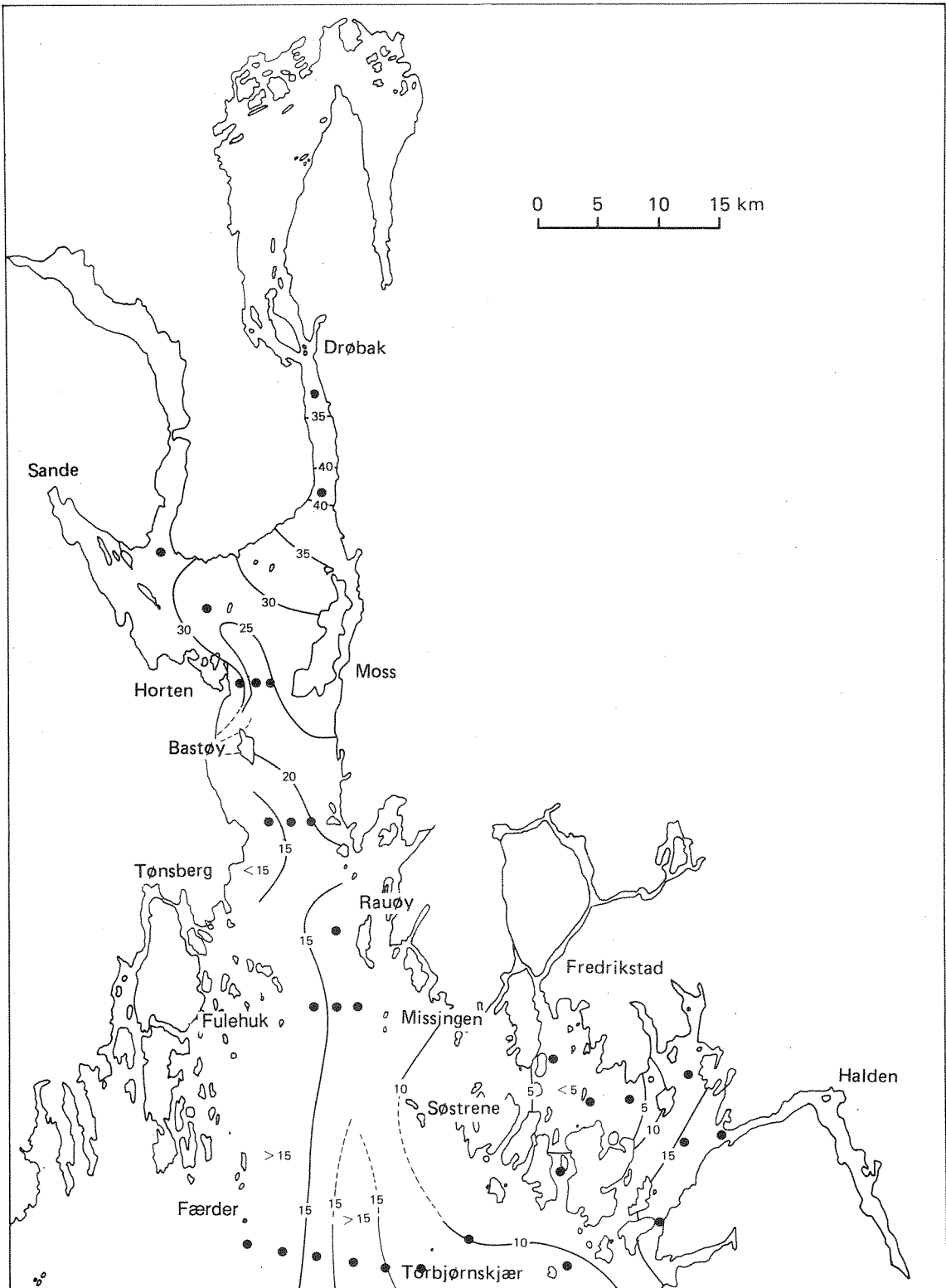
Direkte observasjoner av fotosyntesesonens dyp i perioden mai til august bekrefter de foreløpige få observasjoner av planteplanktonbiomassens vertikale fordeling i Ytre Oslofjord (*Sørensen m.fl., 1990a). Gjennomsnittlige verdier av det dyp hvor 1% av overflatevannets lys er igjen, var klart mindre (13 - 14 meter) i Ytre Oslofjord sammenlignet med Skagerrak NO (ca. 23 meters dyp). Det ble også påvist en større gradient tvers over fjorden enn langs fjorden, med klart grunnere fotosyntesesone i influensområdene til Glomma og Drammenselva.



Figur 3.23. Integreert klorofyll-a i mg/m^2 (0-50 meters dyp) i Ytre Oslofjord og Skagerrak i perioden 1.-5.8.1988.



Figur 3.24. Klorofyll-a (mg/m^3) langs lengdesnitt Skagerrak - Drøbak i august 1988.



Figur 3.25. Klorofyll-a (mg/m²) integrert fra 0 til 50 meters dyp 13.-16.6.1988.

3.4 Biologi og sedimenter

3.4.1 Benthosalger

På 8 stasjoner fra Drøbaksundet og ut til Færder er det foretatt en nøye registrering av algesamfunn og blåskjellforekomster (*Fredriksen og Rueness, 1990). Resultatene er sammenlignet med observasjoner som ble gjort på de samme lokalitetene omkring 1950 (Sundene, 1953).

En del arter som ble registrert av Sundene (1947 - 52) ble ikke gjenfunnet i undersøkelsene 1989. Likeså ble en del arter, beskrevet som assosiasjonsdannende, nå bare funnet spredt og sjelden. Det ble dessuten funnet store blåskjellsforekomster på de fleste stasjonene. Den gode blåskjellsveksten i området har okkupert og gjort et område som normalt ville vært dominert av makroalger, lite tilgjengelig for disse. Det er derfor få holdepunkter for å påstå at det har skjedd en markert tilbakegang i artsantall i Ytre Oslofjord. Tilsvarende observasjoner foreligger også fra Skagerrakkysten og Bohuslänkysten i 1989 og er diskutert i lyset av oppblomstringen av en giftig alge våren 1989 (Lundälv, 1988, Lindahl og Rosenberg, 1989, Lundälv og Christje, 1986). Det kan imidlertid foreløpig ikke utelukkes at den store blåskjellsforekomsten også kan være et tegn på eutrofi i stedet for en naturlig variasjon. Ytterligere undersøkelser når blåskjellforekomstene er blitt mindre, vil kunne gi mer presis informasjon om dette.

Det ble funnet en klar heving av nedre voksegrense for alger, sammenlignet med forholdene for 40 år siden. Det kan settes i forbindelse med at lysforholdene har blitt dårligere. Det kan igjen forklares ved at turbiditeten har øket. Heving av nedre voksegrense er noe en venter å finne ved eutrofiering. Gjennomsnittlig siktedyp var ca. 0.7 meter dypere for ca. 40 år siden (A. Andresen, pers. medd.).

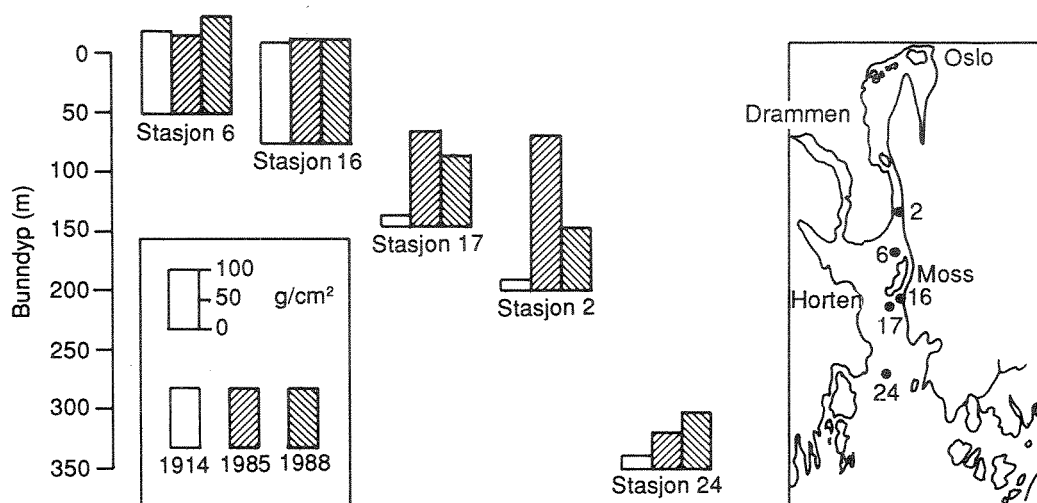
3.4.2 Bunndyr

Hovedundersøkelsen i Ytre Oslofjord ble underveis komplettert med lokale undersøkelser i Sandebukta og Mossesundet. I tidligere undersøkelser er bunnfaunaens forringelse registrert i Hvaler/Singlefjorden og Tønsbergområdet. Mens forholdene i hovedfjorden hovedsakelig skyldes en langsiktig eutrofiutvikling, er forholdene i Mossesundet og Sandebukta dominert av utslipp fra treforedlingsindustri. Disse undertrykker eventuelle lokale eutrofi-effekter.

Hovedfjorden

Bløtbunnsfaunaanalysene i 1988 (*Gray og Saanum, 1989) har bekreftet undersøkelsene i 1985 (Rosenberg et al., 1987), hvor det ble konstatert at biomassen har økt ca. fire ganger siden Petersen's undersøkelser i 1913 og 1915 (Petersen, 1915). Enkelte resultater er vist i figur 3.26. Undersøkelsene i 1988 var imidlertid langt mer nøyaktige enn tidligere undersøkelser, slik at konklusjonene er meget sikrere enn tidligere. Det har imidlertid ikke vært mulig å konstatere signifikante forskjeller mellom 1985 og 1988, ettersom undersøkelsen fra 1985 brukte omtrent samme metoder som Petersen. Denne analysen er begrenset til arter som dominerer i størrelse. Foreliggende undersøkelsesmateriale er imidlertid tilstrekkelig omfattende til å ha betydelig bedre utsagnskraft for å kunne påvise eventuelle fremtidige forandringer i bløtbunnfaunaens tilstand.

Den konstaterte økningen i trofigraden i Ytre Oslofjord viste ingen geografisk gradient (*Gray og Saanum, 1989). Den statistiske analysen av resultatene viste at dypet har stor innflytelse på artssammensetningen og biomassen. Det var derfor ikke mulig å påvise geografiske gradienter i fjorden som kunne tilskrives ulik grad av eutrofipåvirkning. Undersøkelser av oksygen, næringsalter i vann og sedimenter viser derimot horisontale gradienter i fjorden. Ut fra disse undersøkelsene, med unntak av oksygenforbruket i Hvalerdypet, skulle eutrofieringen ha kommet lenger i Drøbaksundet/Breidangen enn i ytre del av Oslofjorden. Fremdeles er det således uklart i hvilken grad munningsområdet i Ytre Oslofjord er påvirket.



Figur 3.26. Bløtbunnsfaunabiomas (g/m²) i Ytre Oslofjord 1914, 1985 og 1988 (*Gray og Saanum, 1989).

En viktig oppgave er å sammenligne utviklingen i Ytre Oslofjord med forholdene i Skagerrak. Dette bør kunne utføres som gradientstudier samtidig med at bunnfaunaen i Ytre Oslofjord overvåkes.

Sandebukta og Mossesundet

På stasjonene nærmest utslippet fra Sande Paper Mill, var bunnen sterkt forurensset av organisk materiale og luktet råttent (hydrogensulfid). Dyrelivet var praktisk talt utslettet. Bare ekstremt forurensningstolerante børstemark og rundmark ble funnet (*Baalsrud m.fl., 1990).

Som helhet var bløtbunnfaunaen i Sandebukta, utenom de mest forurensede lokalitetene, forholdsvis individrik, men var noe artsfattig.

I figur 3.27 er influensområdet for henholdsvis sterk og betydelig forurensningspåvirkning i Sandebukta tegnet inn.

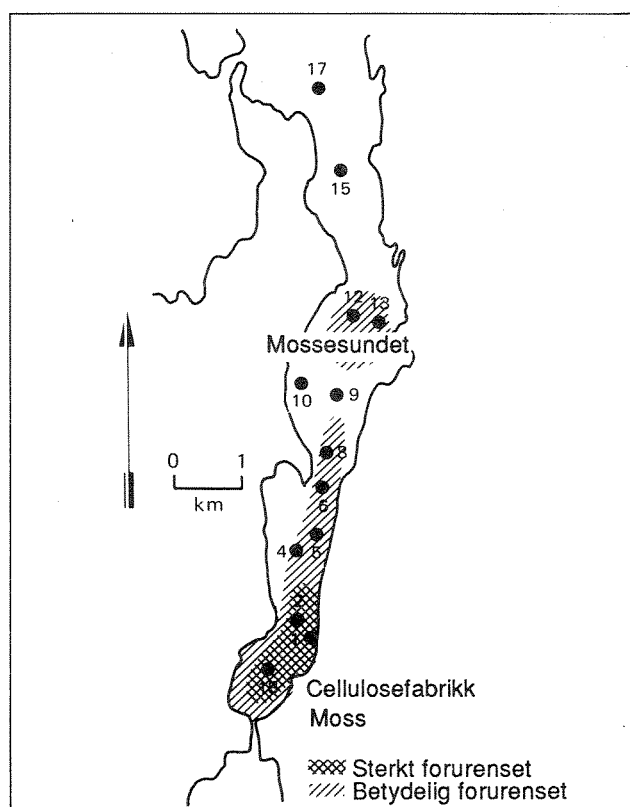
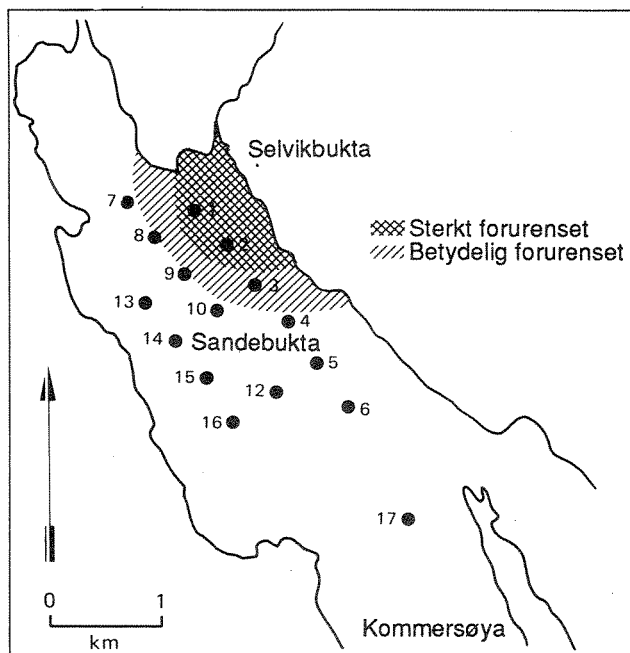
Innholdet av organisk stoff i sedimentene i Sandebukta, utenom de mest forurensede lokalitetene, var innenfor de konsentrasjonene det er normalt å finne i fjordsedimenter.

På stasjonene i Mossesundet nærmest utslippet fra Peterson & Søn A/S, var bunnen sterkt forurensset av organisk materiale og luktet av hydrogensulfid (*Baalsrud m.fl., 1989). Det øverste sedimentlaget var oksygenert og inneholdt levende børstemark.

Som helhet var bløtbunnfaunaen i Mossesundet, utenom de mest forurensede lokalitetene, forholdsvis individrik, men ga inntrykk av å være noe artsfattig og dominert av forurensningstolerante børstemark.

Innholdet av organisk stoff i sedimentene i Mossesundet var stort sett høyere enn det som er normalt å finne i fjordsedimenter. Spesielt høyt var det i søndre del av Mossesundet.

I figur 3.27 er influensområdet for henholdsvis sterk og betydelig forurensningspåvirkning i Mossesundet tegnet inn.



Figur 3.27. Utbredelse av sterkt og betydelig forurenset bunn i Sandebukta (øverst) og Mossesundet (nederst) (*Baalsrud m.fl., 1990, *Baalsrud m.fl., 1989).

3.4.3 Sediment

Ytre Oslofjords kompliserte topografiske og hydrografiske forhold tilsier at sedimenteringen kan variere sterkt fra et sted til et annet. Det er på dypt vann, 50 til 100 meter, målt vannstrømmer med hastigheter opp til 1 m/s. Sedimentering og resuspensjon er derfor prosesser som følger hverandre mange steder. Sedimentanalysene i dette prosjektet har ikke inkludert kornfordeling og aldersbestemmelse, slik at selve sedimenteringsprosessen ikke har vært i sentrum.

I sedimentene er organisk stoff og tungmetaller blitt analysert (*Abdullah og Danielsen, 1989). Bortsett fra noen lokaliteter hvor avvikende resultater måtte forventes, ligger resultatene innenfor grenser for svakt påvirket eller ikke forurensningspåvirkede områder. Nær utslippene fra treforedlingsbedriftene var innholdet av organisk stoff noe høyere. Like ved gamle utslipp kunne treflis gjenkjennes i sedimentkjernene.

På ti steder i hovedfjorden ble sedimentkjernene delt opp i flere segmenter og analysert hver for seg (*Abdullah og Danielsen, 1989). Disse analysene viser at alle sedimentoverflatene er oksiske, men redoxpotensialet nedover i bunnen endrer seg noe. I noen prøver fra grunne områder kunne sedimentet sies å ha suboksisk karakter. I fem prøver fra de dypeste områdene fra Breidangen og sydover ble porevannet analysert. I alle disse prøvene ble det funnet nitrat i porevannet i alle segmenter ned til 50 cm. Således er sedimentene i dypbassengene oksiske.

Analysene viste at det øverste sedimentet uten unntak var anrikt på organisk karbon, nitrogen og fosfor. Det anrikede laget varierte i tykkelse fra 10 til 50 cm. Sedimentets innhold av karbon var avhengig av dybden, men viste ingen klare gradienter innover i fjorden.

Sedimentets innhold av fosfor relatert til nitrogen og karbon var noe høyere i midtre og nordlige del i forhold til den ytre delen. Det kan henge sammen med en økende belastning innover i fjorden. Bare målinger over tid kan gi nærmere holdepunkter for slike vurderinger og bør derfor inkluderes i et fremtidig overvåkingsprogram.

3.4.4 Dinoflagellatcyster i sediment

Noen av de dinoflagellatene som ofte forekommer i betydelig antall i Oslofjorden, danner cyster. Cystene synker relativt raskt til bunns og er meget bestandige, slik at de kan gjenfinnes i sedimentene.

Det ble foretatt aldersbestemmelse av sedimentene ved Isotopcentralen i København, slik at cysteinholdet kunne oppgis både i forhold til sedimentdyp og i forhold til sedimentalder (se tabel. 3.1). Sedimentakkumulasjonen etter 1960 - 70 har vært betydelig høyere (13 mm/år) på Mølendypet

Tabell 3.1. Sedimentasjonshastighet, målt ved bly (Pb-210) datering (Dale, 1990).

Drøbaksundet	4.3 mm/år
Mølendypet	2.2 "
Rauøydypet	2.4 "
Færderdypet	14.4 "

Cysteforekomstene viste at det i Drøbaksundet skjedde en endring fra ca. 1920, i Breidangen ca. 1950-70 og ved Torbjørnskjær ca. 1950 som må tolkes som resultat av en markert eutrofiering (*B. Dale, 1990). I Bunnefjorden skjedde en enda mer markert endring allerede ved slutten av 1800-tallet.

Artssammensetningen viste markert endring i Drøbaksundet (ca. 1920) og i Bunnefjorden (ca. 1950) med dominans av dinoflagellaten Gonyaulax polyedra.

Da flere av de mest vanlige algene ikke danner cyster, må cystesignalene tolkes med varsomhet.

4. SAMMENFATTENDE VURDERING AV EUTROFITILSTANDEN

4.1 Generelt om marin eutrofi

Begrepet eutrofi ble introdusert i begynnelsen av 1900-tallet av limnologer og ble brukt på vassdrag rike på næringssalter og med stor biologisk produksjon. Eutrofiering er tilsvarende et uttrykk som betegner øking av næringstilgangen i et system, som igjen øker den biologiske produksjonen.

Idag brukes uttrykket ofte mer upresist og har for det marine miljø fått en klar negativ betydning. Begrepet er idag i marin sammenheng fortsatt ikke klart definert, men brukes først og fremst i forurensningssammenheng når økte mengder næringssalter tilføres fjorder og kystfarvann.

I første fase kan en moderat eutrofiering, eller moderat grad av overgjødsling, av et havområde i hovedsak ha positiv effekt ved at biomassen øker og dermed produksjonen av fisk og andre marine produkter. Når tilgangen på næringssalter øker over et visst nivå, skjer det negative forandringer i form av uønskede forskyvninger og endringer i organismsamfunnene. Arter som begunstiges av store næringssaltnkonsentrasjoner øker i mengde på bekostning av andre arter, som kan være mer verdifulle. Ved sterkere grad av eutrofiering vil de biologiske endringene bli mer dramatiske og vil kunne føre til minking i biomassen.

Den primære effekten av eutrofiering vil være øket produksjon av de artene som preger miljøet. Senere vil andre arter overta. Det kan blant annet være giftige alger. En videre eutrofiering vil lede til oksygensvikt i dypvannet, og derved reduseres bunnfaunaens livsgrunnlag med dannelse av hydrogensulfidholdige sedimenter og bunnvann som de mest drastiske virkningene.

For å bedømme trofitilstanden i et sjøområde vil derfor artssammensetningen og biomasse av de forskjellige organismsamfunnene være viktige indikatorer.

Ved nedbrytningen av organisk stoff forbrukes oksygen. Skjer dette i overflatelaget, vil forbrukt oksygen bli erstattet med nytt som tas opp fra luften eller produseres ved algenes fotosyntese. Skjer oksygenforbruket i de dypere vannmassene, vil vannets innhold av løst oksygen synke tilsvarende. Det er vanlig at sjøvann inneholder fra 5 til 6 ml oksygen/liter. Synker tallet under 3, regnes forholdene for suboptimale, under 1 blir de kritiske og mot 0 bortfaller livsgrunnlaget for de aller fleste organismer. Toleransegrensene

varierer imidlertid meget mellom forskjellige arter.

Det er en stadig transport av levende og dødt partikulært organisk materiale fra overflatelaget ned til bunnen. Så lenge oksygenforholdene er noenlunde tilfredsstillende, vil bunndyrene omsette det meste mens noe blir igjen i sedimentene.

For å bedømme trofitilstanden, vil derfor vannets oksygeninnhold, biologiske forhold i strandsonen, overflate- og bunnvann og sedimentenes sammensetning, være viktige parametre.

4.2 Eutrofitilstanden i Ytre Oslofjord

De observasjoner som er foretatt, gir et komplekst bilde av situasjonen. En samlet vurdering viser at det har foregått en eutrofiering gjennom de siste 20 til 80 årene. Utsagnet kan ikke bli presist, dels fordi området er stort og antall observasjoner beskjedent, dels fordi tidligere observasjoner som danner sammenligningsgrunnlaget er spredte og tildels lite egnet for slike vurderinger.

Vi bygger konklusjonene på observasjoner av:

- Strandsamfunnene
- Oksygensituasjonen
- Bløtbunnsamfunnene
- Sedimentsammensetningen.

På alle fire felter er det indikasjon på øket eutrofiering. Selv om eutrofieringen inntil idag ikke har ført til situasjoner som kan ansees kritiske for livet i sjøen eller gi klare ulemper for bruken av sjøområdene, og selv om det ikke kunne påvises fortsatt eutrofiutvikling innen undersøkelsesperioden, vil en økende eutrofiering av vannmassene i Ytre Oslofjord kunne føre til store skadevirkninger. Hvis det går lang tid mellom vannutskiftningene, kan vannet i dypområdene få kritisk lavt oksygeninnhold. I mellomdypt vann, 30 - 60 meters dyp, kan oksygeninnholdet i perioder bli lavt og danne sperreflater for fisk og påvirke organismelivet på forskjellige måter. I overflatelaget kan vannet bli sterkt partikkelholdig og få lavt siktedyp og misfarging. I strandsonen kan veksten av fastsittende alger og blåskjell endre seg. Ettersom disse områdene bl.a. er viktige oppvekstområde for bl.a. fisk, vil forandringer i flora og fauna også påvirke fiskeproduksjonen. En forringelse av strandområdene vil også gjøre dem mindre attraktive for friluftsmål.

Dette prosjektet har ikke hatt som siktemål å se på lokale forhold

langs fjordens øst- og vestsida, bortsett fra Sandebukta og Mossesundet. Der ble det påvist forhold som er klart negative for livet i sjøen, og som bekreftet tidligere undersøkelser i disse to lokalområdene.

Det er også tidligere utført en rekke lokalundersøkelser som har vist tydelige tegn på eutrofiering og andre virkninger av forurensningsutslipp (*Magnusson og Rygg, 1988).

Alt i alt er det således funnet tilstander i fjordens hovedvannmasser og i mange lokalområder langs kysten, som gjør det sterkt ønskelig å redusere eller fjerne årsakene til den påviste utviklingen.

Tilførsler og omsetning av næringssalter og organisk stoff vil bli nærmere omtalt og diskutert i kapittel 5.

5. TILFØRSLER OG OMSETNING AV NÆRINGSSALTER OG ORGANISK STOFF

5.1 Tilførsler av næringsalter og organisk stoff

De data som foreligger om forurensningstilførsler til Ytre Oslofjord, er stort sett grove og summariske. Det har derfor vært nødvendig å bruke tall beregnet på årsbasis. For relativt kontinuerlige utslipp som kommunalt avløpsvann og industriutslipp, kan årsverdier være tilfredsstillende. Men for tilførsler via vassdragene, som summen av naturlig avrenning og tettsteds-/landbruksavrenning, vil årsavløpet gi et skjevt bilde. De to store vassdragene Glomma og Drammenselva, som i alt vesentlig bestemmer brakkvannsdannelsen og overflatestrømmene i fjorden, har høyeste vannføring i overgangen vår til sommer. Det er likeledes i sommerhalvåret, at forurensningsutslippene via vassdragene er på det høyeste.

Ferskvannstilrenningen er en del av det naturlige systemet, selv om vidtgående reguleringstiltak i vassdragene har ført til et endret avrenningsmønster. Vassdragsreguleringene har hovedsakelig ført til at noe av sommeravrenningen er blitt forskjøvet til vinteren. Dette har ført til mindre transport av næringsalter opp til overflatelaget om sommeren enn hvis vassdragene hadde forblitt uregulerte. Dessuten vil den direkte tilførselen av næringsalter fra vassdragene til overflatelaget øke noe vinterstid. Effekten av en slik omfordeling er vist for Drammensfjorden (Magnusson og Næs, 1986).

Den vanlige vintersituasjonen i Ytre Oslofjord er preget av vedvarende nordavind av monsunkarakter. Det fører til en hurtig transport av overflatevann, med de forurensninger det mottar, ut av fjordsystemet. Fra ca. mars måned vil sydlige vinder gjøre seg mer gjeldende og bidra til at et brakkvannslag på 10 - 30 meters tykkelse bygger seg opp. Fra da av vil tilførte forurensninger få lengre oppholdstid og gjøre seg sterkere gjeldende i fjordvannet. Dette skjer på den tiden av året hvor dagene blir lengre og plantenes fotosyntese kommer igang for fullt.

De to vintrene, 87/88 og 88/89, som prosjekttiden omfatter, har vært helt uvanlige med vind fra sydvest det meste av tiden. Betydningen av det for tolkningen av resultatene er ikke vurdert.

Det er skjedd en del justeringer i tilførselsoppgavene for næringsalter siden delrapport 3.1 om dette ble ferdig (*Ibrekk og Holtan, 1988). De tall som er lagt til grunn her, er ført ajour til mai 1990, se tabell 5.1. Justeringene skyldes først og fremst at det er brukt nye koeffisienter for de tilførslene som er beregnet ut fra arealbruken. I de justerte tallene er forurensninger med nedbør direkte på

Oslofjorden satt opp som en egen post. For enkelte poster (D, F og H) har det gitt store endringer. Nyere, ubearbeidede opplysninger kan tyde på at P-nedfallet er mindre og N-nedfallet større enn de tall som her er brukt.

Tabell 5.1. Justerte tilførsler av N og P fra land til Oslofjorden (H.O. Ibrenk, pers. medd.).

Delområde	Tonn P/år		Tonn N/år	
	Delrapp. 3.1 Justert		Delrapp. 3.1 Justert	
Område A	184.7	185	4584	5700
Område B	277.5	170	4117	3316
Område C	17.2	19	303	280
Område D	15.3	10	238	80
Område E	43.3	53	1172	1000
Område F	79.8	68	720	465
Område G	162	130	2913	2860
Område H	24.2	1	592	19
Område I	857	840	14350	18180
Nedbør		60		1516
Sum	1661	1536	28989	33416

I tillegg til tilførsel av næringsalter, må også tilførsel av suspendert stoff tas med når trofosituasjonen vurderes. Fra vassdragene i søndre Østfold (hovedsakelig Glomma) er den oppgitt til 360000 tonn pr. år. Dette er for det meste erosjonsmateriale, hovedsakelig leire (H. Holtan, 1990).

Tilførselstallene gjelder utslipp til brakkvann. En viss fraksjon av tilførselene vil synke til bunns eller bli omsatt uten direkte å berøre forholdene i sjøvannet. Teoretisk bør derfor tallene reduseres noe før de brukes som belastning til fjorden. Det er idag foreløpig ikke faglig grunnlag for å ta med slike reduksjoner i tilførselsberegningene.

Vassdragene fører betydelige mengder humus ut i havet. Det er stoffer som nedbrytes meget langsomt. Humus-delens innhold av organisk stoff og nitrogen kan derfor i stor grad betraktes som ikke tilgjengelig for omsetning i fjordområdet.

Utslippene fra treforedlingsindustrien varierer fra år til år. Fra SFT er innhentet opplysninger om utslipp i 1989 (se tabell 5.2).

Tabell 5.2. Tilførsel av organisk stoff fra treforedlingsindustrien. Ajourført oppgave fra SFT (mai 1990):

Bedrift	Utslipps- område	Suspendert stoff tonn/år	Oppløst organisk stoff tonn KOF/år
Saugbrugsforeningen	I	2000	42000
Borregaard Industrier	I	1900	60000
Greaker Industrier	I	300	3000
Peterson & Søn	E	1000	10250
Tofte Industrier	D	1500	34000
Sande Paper Mill	C	1600	15000
Treschow-Fritzøe	G	1500	16000
Sum		9800	180250

5.2 Tilførselseutviklingen i perioden 1910 – 1989

En beregning av tilførsler av nitrogen og fosfor 1910 viser at dagens tilførsel av nitrogen og fosfor er ca. 5.5 ganger respektive 4.8 ganger større enn i begynnelsen av århundredet (*G. Holtan, 1990). I perioden er fosfortilførselen redusert ved rensing av kommunal kloakk - spesielt i Indre Oslofjord de siste 20 årene. En spesialstudie av tilførslene fra Glommas nedbørfelt viser en økning av nitrogentilførselen de siste 20 årene (H. Holtan, 1990). Det er tilførselen fra atmosfæren og fra jordbruk som dominerer. Fra atmosfæren har nitrogentilførselen økt ca. 4.5 ganger siden 1950.

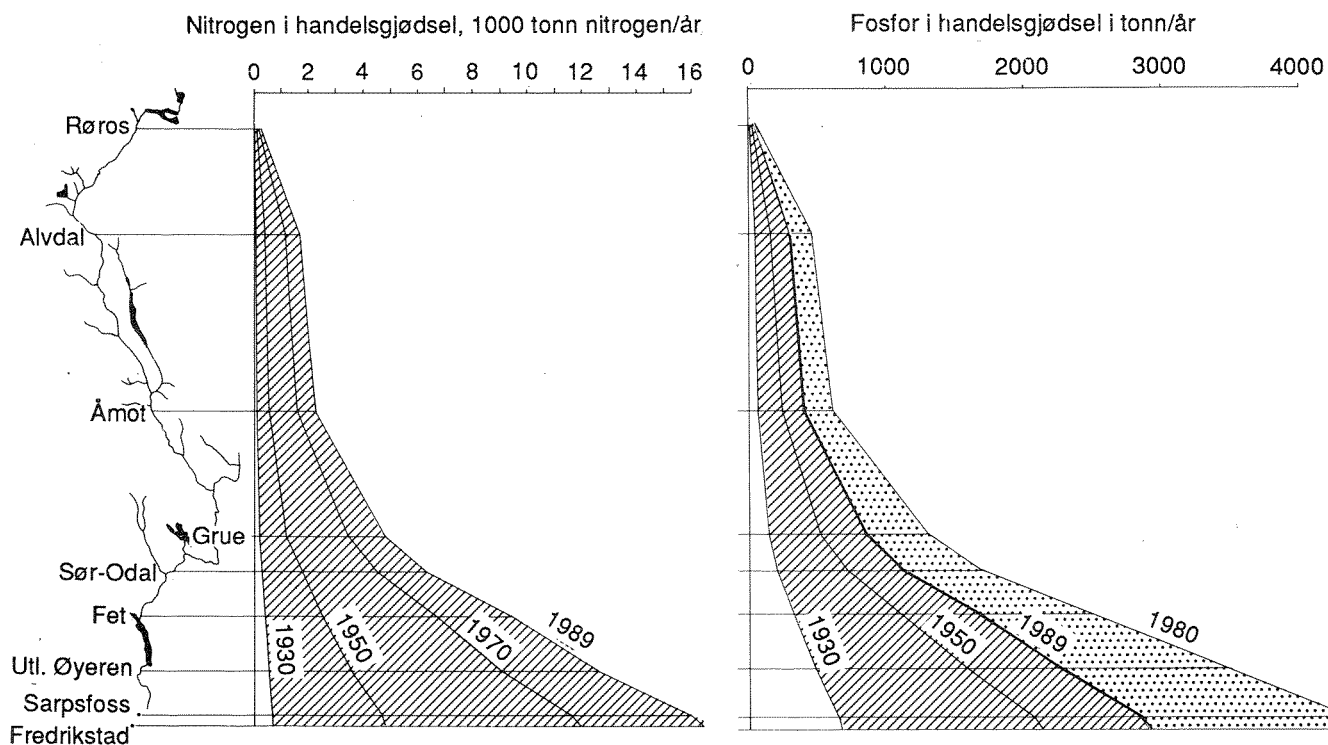
Økningen i tilførsel fra jordbruk i Glommas nedbørfelt kan illustreres med forbruk av handelsgjødsel i perioden 1930 – 1980. Figur 5.1 viser utviklingen for nitrogen- og fosforforbruket beregnet etter middeltall pr. arealenhet som Statistisk Sentralbyrå oppgir for hele landet (H. Holtan, 1990). Mens fosforbelastningen har blitt redusert de siste 10 årene, øker fortsatt nitrogenbelastningen. Figuren viser også at den største økningen har vært etter 1950. Utviklingen i Glomma er trolig representativ for den generelle utviklingen i nedbørfeltet til Ytre Oslofjord. Således har belastningsøkningen fra jordbruk og atmosfære på Ytre Oslofjord vært størst etter 1950, trolig har den kraftigste økningen skjedd fra slutten av 1950-årene.

De mest usikre dataene gjelder tilførsler til Ytre Oslofjord fra Drammensfjorden, Indre Oslofjord, søndre Østfold, søndre Vestfold og

fra Skagerrak. De enkelte delområdene vil bli omtalt i kap. 6, og den endelige antatte belastningen på fjordens hovedvannmasser i kap. 7.

5.3 Omsetning av organisk stoff

Utslipet av organisk stoff med vassdrag og fra befolkning og industri, er oppgitt med forskjellige enheter. Nøyaktige omregninger lar seg ikke gjøre fordi karakteren av det organiske utslippet varierer fra sted til sted. Ut fra data i rapporten om tilførsler (*Ibrekk og Holtan, 1988), og i samarbeid med SFT er det allikevel foretatt en omregning, vist i tab. 5.3. Det er antatt at 60% av TOC målt i Glomma ovenfor Sarpsborg er ikke-nedbrytbare humusstoffer.



Figur 5.1 Tilførsel av nitrogen og fosfor via handelsgjødsel til jordbruksarealene i Glommas nedbørfelt i perioden 1930-80 (H. Holtan, 1990).

Tabell 5.3. Revidert tabell utslipp.

Omregningsfaktorer: $BOF_7 = 0.25$ KOF (for treforedlingsindustrien)
 $BOF_7 = 0.5$ Organisk suspendert stoff.
 $BOF_7 = 1.5$ TOC

Felt	BOF_7	TOC	KOF	Org.susp.st.	Sum BOF_7
A	19551				19551
B	85	11441			117247
C	425	119	15000	1600	5153
D	229	65	34000	1500	9577
E	34	678	12772	1000	4744
F Vestf.	1043	394			1634
F Østf.	655	271	624		1218
G	3340	1181	16000	1500	9862
H	727	5			735
I	12903	92909	114820	4200	99453
Sum BOF_7 tilførsler til fjorden					<u>169174</u>

Kommunalt avløpsvann inneholder organisk stoff som stort sett er meget lett omsettelig. I forhold til den midlere kjemiske sammensetningen av planteplankton, har kloakkvannet overskudd på næringssalter. Da næringssaltinnholdet blir omregnet til organisk stoff i form av plankton, vil det organiske stoffet som følger næringssaltene kunne regnes som en del av dette.

Humusinnholdet i vassdragene kjennes ikke nøyaktig, men basert på generell kunnskap kan mengden anslås. Humusstoffene antas ikke å bli nedbrutt, og ventes ikke å berøre oksygenforholdene i fjorden. For det øvrige organiske stoffet i vassdragene kan den samme problemstilling som for kloakkvannet anføres.

Utslipp av organisk stoff fra industribedriftene gjenstår. Blant disse er det treforedlingsbedriftene som peker seg ut som de viktigste.

Utslippene fra industribedriftene er oppgitt som vekt suspendert stoff (bl.a. fiber) og som kjemisk oksygenforbruk, KOF, for løst organisk stoff. Det er ikke kjent hvorledes og på hvilke dyp nedbrytningen av det organiske stoffet finner sted. Prosessen innledes med at bakterier og andre mikroorganismer formerer seg med det organiske stoffet som energikilde. I neste omgang vil protozoer, ciliater og

andre små zooplanktonorganismer formere seg på bekostning av bakterier, som neste ledd i næringskjeden.

Prosessen har to viktige sider: For det første at det løste organiske stoffet omdannes til stadig større organismer eller partikler. En del av det vil sedimentere til dypere vannlag på samme måte som en del av planteplanktonet vil sedimentere. For det annet vil omsetningen av det organiske stoffet legge beslag på næringsstoffer. Det er sannsynlig at mikroorganismene har større evne til å ta opp nitrogen og fosfor enn planteplanktonet. Tilførsel av organisk stoff vil derfor i første omgang kunne redusere veksten av planteplankton.

Det er antatt at 50% av de suspenderte stoffet nedbrytes i dypvannet eller på bunnen. Det er videre antatt at 25% av KOF svarer til det som blir biologisk nedbrutt.

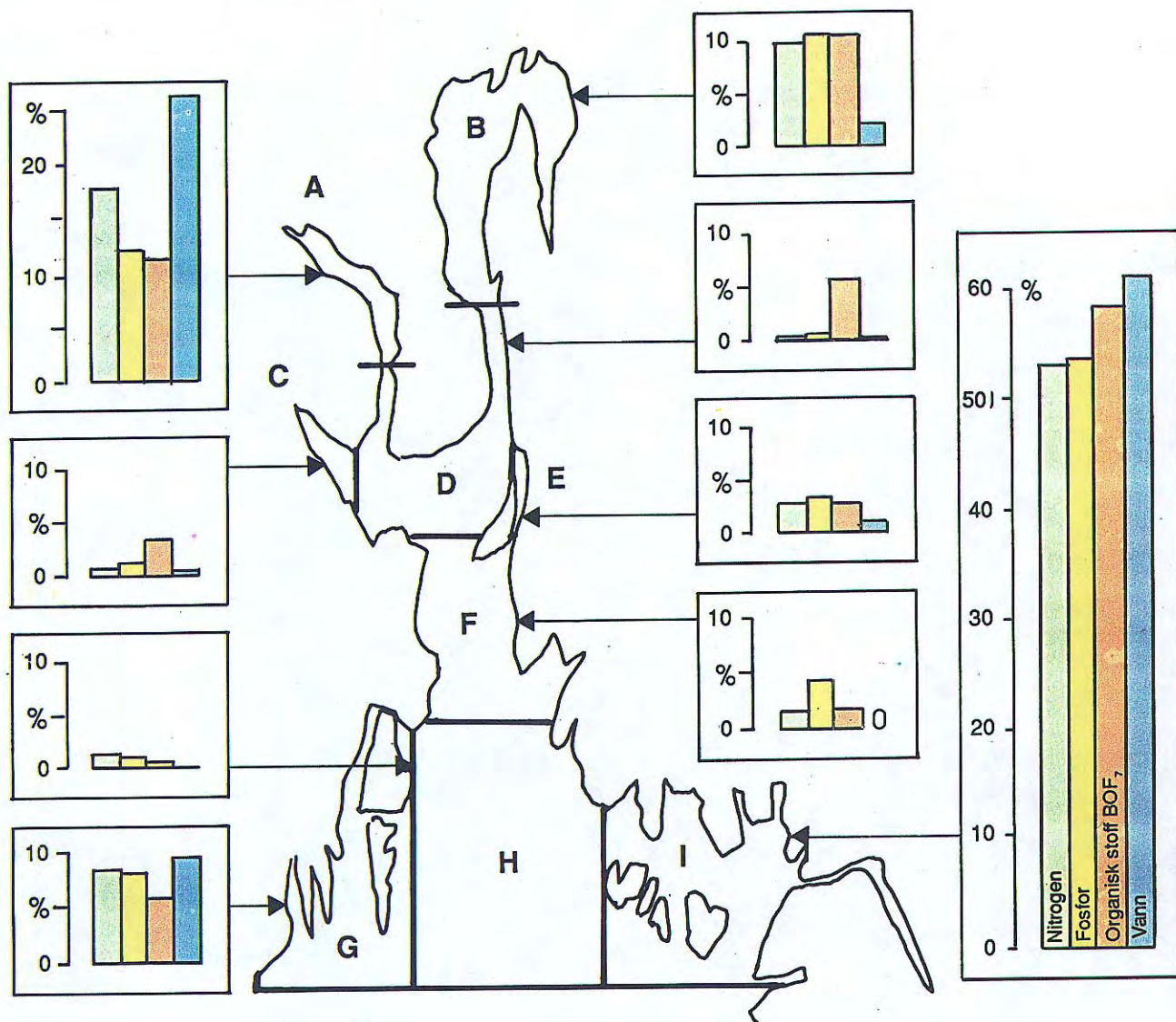
Det gir følgende belastninger:

Tabell 5.4. Utslipp fra treforedlingsindustrien.

Område	Dypvann tonn BOF ₇ /år	Overflatevann tonn BOF ₇ /år	I alt tonn BOF ₇ /år
Område C	500	2560	3060
" D	750	8500	9250
" E	800	3750	4550
" G	750	4000	4750
" I	1000	10500	11500
"	950	15000	15950
"	150	750	900
SUM	4900	45060	49960

Det er lite trolig at oksygenforbruket i bunnvannet i områdene G og I vil ha nevneverdig betydning for oksygensituasjonen innenfor terskelen ved Søstrene.

Fordelingen av brutto tilførsler, altså summen av naturlige og antropogene, er vist i figur 5.2.



Figur 5.2 Relativ fordeling av brutto tilførsler på de enkelte fjordavsnitt

5.4 Omsetning av næringsalter

Ytre Oslofjord mottar på årsbasis totalt ca. 33500 tonn nitrogen, ca. 1500 tonn fosfor og ca. 170000 tonn organisk stoff (BOF_7). Den biotilgjengelige delen av næringssaltene vil gi en organisk belastning på fjorden i form av planteplankton. Direkteutslipp av organisk stoff skjer dels til overflatelaget, dels til dypvannet. Av den samlede tilførselen av organisk stoff er det antatt at ca. 4900 tonn (BOF_7) blir direkte tilført fjordens dypvann.

Teoretisk maksimal belastning på fjorden omregnet til organisk stoff blir ca. 195000 tonn (TOC), hvis alt nitrogenet blir omsatt til planteplankton, respektiv ca. 60000 tonn (TOC) for fosfor. Dette svarer til et oksygenbehov (BOF_7 for planteplankton = $3.46 \cdot \text{TOC}$) på 675000 tonn regnet ut fra nitrogen eller 210000 tonn regnet ut fra fosfor. Det er henholdsvis 4 respektive 1.2 ganger det direkte utslippet av organisk stoff. Næringssalttilførslene fra land gir således en større organisk belastning på fjorden enn den direkte tilførselen av organisk stoff (tabell 5.3). Det er også en stor forskjell mellom en nitrogenbegrenset og en fosforbegrenset planteplanktonproduksjon - ca. 460000 tonn oksygen på årsbasis. For at fosfor og nitrogen skal ha samme relative betydning, krever dette at bare ca. 30 % av tilført nitrogen skal være biotilgjengelig. Ettersom opp mot ca. 60 % av totalnitrogenet foreligger som nitrat i Glomma, vil et konservativt anslag på biotilgjengelig nitrogen bli ca. 117000 tonn (TOC) og gi en planteplanktonproduksjon vel 2 ganger den direkte tilførselen av organisk stoff.

Økningen i belastningen på fjorden fra 1910 til 1988 er beregnet til ca. 28000 tonn nitrogen og ca. 1200 tonn fosfor (*G. Holtan 1990). Belastningsøkningen i perioden er størst for nitrogen. Utslppsreduksjoner av fosfor i perioden 1970-90 innvirker selvfølgelig.

Ut fra oksygenobservasjoner mellom 1930 til 1990 er det vist et klart økt oksygenforbruk i Drøbaksundet, som også er vist å gjelde Breidangen (*Magnusson 1988). En sammenligning av ulike perioder viste også at oksygenreduksjonen sannsynligvis startet omkring 1960 og ble ytterligere forsterket i 1980-90 (*Magnusson 1990b). Regresjonsanalyser viser at oksygenkonsentrasjonen i oktober måned har avtatt 0.02-0.03 ml/l pr. år i tidsrommet 1936-86. Den totale reduksjonen i oktober måned fra 20 meters dyp til bunnen mellom Slagentangen og Drøbak kan anslås til omtrent 28000 tonn oksygen. Hvis denne reduksjonen har skjedd i en antatt stagnasjonsperiode på ca. 4 måneder kan oksygenreduksjonen settes til ca. 84000 tonn for hele perioden 1936-86 på årsbasis. Sammenlignes dette med økningen i tilførsler fra 1910, tilsvarer oksygenreduksjonen ca. 15 % av nitrogenøkningen omregnet til

organisk stoff, samt ca. 50 % av økningen i fosforbelastningen. Her er sammenlignet to ulike perioder, men befolkningsøkningen og økningen i jordbruksareal i Glommas nedslagsfelt har stort sett skjedd etter 1930. Derfor blir feilen ved en sammenligning av de ulike periodene liten sammenlignet med det generelle grunnlaget for gjennomføringen av beregningene. Analysen viser at det ikke er noen enkel sammenheng mellom tilførselsøkninger og resulterende oksygenforbruk i fjorden. Således vil ikke reduksjoner i tiltak gi tilsvarende prosentuelle forbedringer i fjorden. Dette er også vist for Kattegat (Rydberg m.fl.1990).

Forholdet mellom nitrogen og fosfortilførselen er ca. 22:1 (vekt) beregnet på grunnlag av tilførslene i 1988 og ca. 15:1 på grunnlag av tilførsler i 1910. I forhold til planteplanktonets krav til nitrogen og fosfor tilføres et overskudd av nitrogen. Med en biotilgjengelighet på 60 % for nitrogen blir N/P-forholdet for tilførte næringsalter lavere, forutsatt at alt fosfor som slippes ut er biotilgjengelig.

I fjordens overflatelag er det gjennomført et beskjedent antall observasjoner av planteplanktonbegrensende næringsalter. Algefysiologiske undersøkelser (*Paasche 1989), ga samtidig svak nitrogen- og fosforbegrenset algevekst. Analyser av løste næringsalter viste både lokale variasjoner og variasjoner i tid mellom potensiell nitrogen- og fosforbegrensning. Det er nær å trekke den konklusjonen at Ytre Oslofjord i sin helhet over produksjonssesongen er i omtrent balanse mellom fosfor og nitrogen, sett ut fra algenes behov for de respektive næringsaltene. Dette betyr at fjordens overflatelag må tilføres ca. 3.200 tonn fosfor pr. år for at algene skal kunne benytte alt nitrogen som slippes ut, eller et tilskudd på ca. 1300 tonn fosfor pr. år når det forutsettes at kun 60 % av tilført nitrogen er biotilgjengelig.

Med avtagende N/P-forhold i fjordens mellom- og dyplag vil en vertikaltransport, f.eks. ved innblanding av sjøvann i det utstrømmende ferskvannet (brakkvannet), gi en forholdvis større tilførsel av fosfor til overflatelaget og fotosyntesesonen enn av nitrogen. N/P-forholdet i mellom- og dyplag (figur 5.3) er dessuten klart lavere enn planteplanktonets gjennomsnittlige krav (7:1).

For å få et overslag på vertikaltransporten fra dypvannet, er det tatt utgangspunkt i observerte middelverdier av DIN og DIP ved 33 o/oo saltholdighet og beregnet ferskvannsandel i overflatelaget for juni og august 1988. Ferskvannstilførselen var i juni 1988, 2000 til 3000 m³/s og overflatevannets ferskvannsandel ca. 0.5. Dette tilsvarer en vertikaltransport av sjøvann på samme størrelse som ferskvannstilførselen. Med en middelkonsentrasjon på 15 µg/l DIP og 70

$\mu\text{g/l}$ DIN, gir dette en tilførsel på ca. 3.8 tonn P/døgn og ca. 18.2 tonn N/døgn. Gjennomsnittlige tilførsler fra land er 4.1 tonn P/døgn og 82 tonn N/døgn. Sammenlagt tilføres overflatelaget 100 tonn N/døgn og 3.8 tonn P/døgn, dvs. N/P-forholdet i overflatelaget blir ca. 12.5. Etersom DIN og DIP regnes som 100 % biotilgjengelige næringsalter, vil en antatt biotilgjengelighet av tilført nitrogen og fosfor fra land på 60 respektive 80 % gi et N/P-forhold på ca. 9.5, dvs. betydelig nærmere Redfieldforholdet på 7:1. For august 1988 var ferskvannsandelen i Ytre Oslofjords overflatelag noe lavere enn i juni (0.4) og ferskvannstilførselen ca. 1400 m^3/s . Nitrogen og fosfortilførslene fra dypvannet til overflatelaget blir i august 1988 21 respektive 4.5 tonn/døgn, dvs. omtrent som i juni 1988.

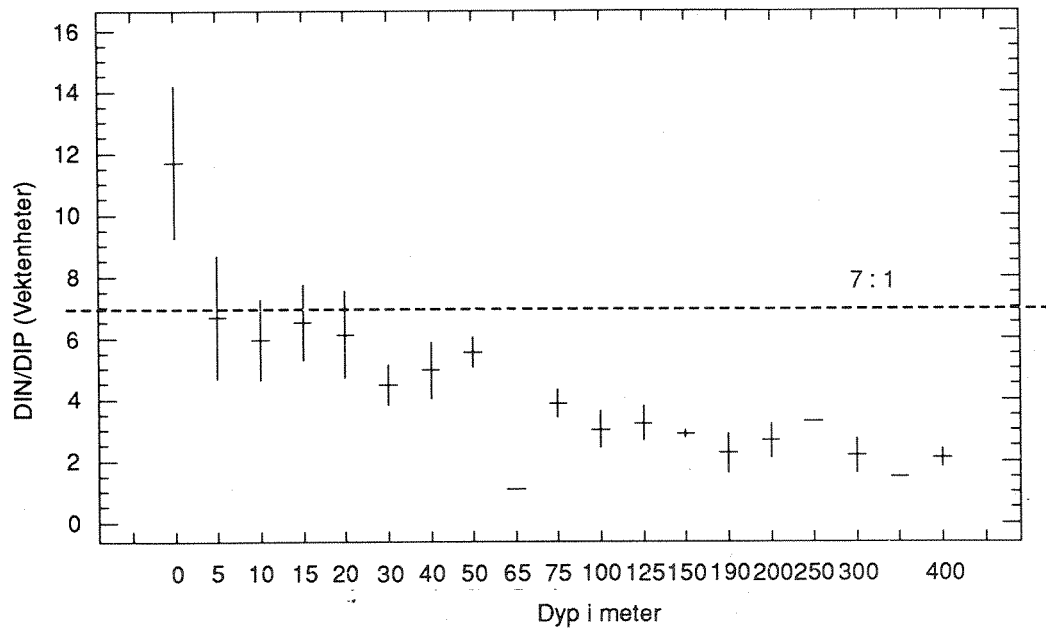
Således kan den vertikale transporten av næringsalter forklare hvorfor det kan være en nær balanse mellom fosfor og nitrogen i fjordens overflatelag på tross av et overskudd i nitrogentilførslene fra land. I kapitel 7.6 er det også gjort et overslag over tilførslene av næringsalter fra dypvannet og sammenlignet med tilførslene fra land.

At DIN/DIP-forholdet i fjordens mellom- og dyplag blir lavere enn 7:1 kan i sin tur forklares ved denitrifikasjon. Sammenlignet med AOU (tilsynelatende oksygenforbruk) og Redfieldforholdet er det konstatert for lite nitrogen og for mye fosfor i disse vannlagene (*Magnusson m.fl., 1990). Mangelen på nitrogen er ca. 50 %. Antall observasjoner var for få til å beregne en årlig denitrifikasjonsrate. Det kan imidlertid konstateres at fjorden "mangler" ca. 4-5000 tonn nitrogen i juni 1988 og ca. 4000 tonn nitrogen i august samme år. Beregningene ble gjort for både totalnitrogen og DIN, og viste liten forskjell i juni. I august er beregningene kun basert på totalnitrogen.

Det er således sannsynlig at fosfor tilføres overflatelaget i så stor mengde at det helt eller delvis kompensere for overskuddet av nitrogen fra landbaserte kilder. Denitrifikasjonen gir lavere N/P-forhold i fjordens dypvann og resulterer i en større resirkulering av fosfor enn nitrogen til overflatelaget i forhold til planteplanktonets gjennomsnittlige krav til nitrogen og fosfor. Med variasjoner i tilførsler over året og ujevn fordeling av brakkvann i fjorden, er det derfor sannsynlig at planteplanktonproduksjonen vil variere mellom fosfor- og nitrogenbegrensning i tid og rom i Ytre Oslofjord.

De totale mengder fosfor og nitrogen i fjordens dypvann beregnet på strekningen fra Drøbak til Fulehuk, varierte lite mellom observasjonene i juni og august 1988. Fra 20 meters dyp til bunnen var det i juni ca. 3800 - 3600 tonn nitrogen og 450 - 570 tonn fosfor. Inkluderes denitrifikasjonen, blir mengden nitrogen ca. 8000 tonn. I

forhold til årlige tilførsler til dette område på ca. 20000 tonn nitrogen og ca. 900 tonn fosfor, blir nitrogenbelastningen vel dobbelt så stor som forrådet av nitrogen i dypvannet, og fosforbelastningen nesten dobbelt så stor som forrådet av fosfor i dypvannet. Settes bakgrunnskonsentrasjonen av nitrogen til ca. 50 mg/m³ (Skagerrakvann), betyr dette at Ytre Oslofjord innenfor Fulehuk hadde 8000 tonn nitrogen "for mye" sommeren 1988. Beregnede tilførsler fra land til dette område er ca. 55 tonn N/døgn, og en direkte sedimentasjon av nitrogen vil gi tilsvarende forhøyede mengder i dypvannet etter ca. 90 døgn. Det er derfor klart at de lokale tilførsler er tilstrekkelige for å forklare anrikningen av nitrogen i Ytre Oslofjords dypvann.



Figur 5.3. Middelerdi av DIN/DIP fra samtlige observasjoner i juni og august 1988 (*Magnusson m.fl., 1990).

6. FORURENSEDE NÆROMRÅDERS EFFEKT PÅ YTRE OSLOFJORD

Utløpene til vassdragene og de direkte utslippene til fjorden skjer stort sett innen mer eller mindre avgrensede områder av fjorden. De enkelte lokalitetene blir mest preget av de lokale tilførselene, selv om effektene vil bli forsterket når fjordvannet utenfor også er mer forurenset enn før. De lokale forurensningsvirkningene vil i noen grad virke selvrensende og omsette eller fjerne forurensningskomponentene. De lokale områdene vil altså i noen grad beskytte hovedfjorden mot forurensning.

Ettersom adgangen til og kontakten med vannet er størst i lokale farvann og ofte nær utslippene, er renheten av nærområdene meget viktig.

Nedenfor er gitt en beskrivelse av enkelte områder som på grunn av belastning eller sin natur representerer interessante og viktige nærområder til hovedfjorden. Beskrivelsene følger fjorden rundt fra svenskegrensen til Grenlandsfjordene. Det vises forøvrig til delrapporten om tidligere undersøkelser (*Magnusson og Rygg, 1988).

6.1 Iddefjorden

Iddefjorden har siden århundreskiftet vært betydelig forurenset som følge av utslippene fra befolkningen og den lokale treforedlingsindustrien. Selv om overflatevannets oppholdstid er relativt kort (1 - 2 uker), er fjorden et meget effektivt sedimenteringsområde. Det skjer også en betydelig omsetning av det tilførte organiske stoffet. Det må likeledes antas at noe av de tilførte næringsalter blir borte. Iddefjorden har vært gjenstand for undersøkelser i flere perioder, mens det er beskjedne informasjon om tilstanden de siste årene.

I Sekken og Singlefjorden vil forurensningene fra Iddefjorden blande seg med brakkvannet fra Glomma og følge dette videre utover i Oslofjorden og Skagerrak.

6.2 Glomma - Hvaler

Glomma, som er Nordens vannrikeste vassdrag, er den viktigste enkelttilførsel både av forurensninger og av ferskvann til Oslofjorden. Hele innsiden av Hvaler-arkipelet og store deler av Singlefjorden er til enhver tid preget av Glomma. I tillegg til de direkte forurensningene fra befolkning, landbruk og industri er Glommavannet også preget av erosjonsmateriale, mest i form av leireaktige partikler. Selvrensningen innenfor Hvaler er for næringsalter stort sett relativt beskjedent (*Magnusson og Rygg, 1988).

Forurensningene fra Glomma og Glommas utløpsområde vil spre seg ganske raskt ut i fjordens hovedbassenger. Målinger i sjøen og fra satellitt har vist at Glommavannet avvekslende kan følges langt nord til Larkollen, tvers over fjorden mot søndre Vestfold eller sydover langs svenskekysten, innen temperatur, saltholdighet og partikkelinnhold blir tilnærmet lik resten av Oslofjordens overflatevann (*Sørensen og Lindell 1990, Sørensen m.fl. 1990c).

Både som ferskvannskilde og som forurensningskilde har Glomma - Hvalerområdet i perioder stor innflytelse på vannkvaliteten i Ytre Oslofjord.

6.3 Mossesundet

Mossesundet er et 10 km langt, trangt og dypt sund som strekker seg inn fra nordspissen av Jeløy til Moss. Her er det gjennom en 5 meter dyp kanal forbindelse til Verlebukta og hovedfjorden sydover. Sundet har i mange år vært sterkt forurensnet på grunn av lokale utslipp. Industriavløpet fra M. Peterson & Søn (treforedlingsindustri) er den viktigste forurensnings-kilden. Den indre og søndre tredjedel av sundet er sterkt belastet, slik at overflatevannet, strandvegetasjonen, dypvannet og bunnen viser tegn på sterk forurensning. Det er påvist livløs bunn (se fig. 3.27), mens det ikke er påvist mer enn delvis oksygenvikt i vannet. Som i Ytre Oslofjord forøvrig, er det relativt god vannutveksling.

Mossesundet munner i nord ut i overgangen mellom Drøbaksundet og Breidangen. Der er det god vannutveksling og forurensnet, oksygenfattig vann fra Mossesundet fordeler seg til Drøbaksundet eller Breidangen.

Mossesundet vil virke selvrensende på tilførsler av partikler (trefibre og leire), men forøvrig vil tilførslene i det vesentlige påvirke vannmassene i Ytre Oslofjord, spesielt Drøbaksundet og Breidangen.

6.4 Indre Oslofjord

Utslipp til Indre Oslofjord vil som regel ha en lang oppholdstid før de kommer ut til ytre fjord. Utslippene vil bli betydelig selvrenset eller omsatt.

Det kan antas at alle utslipp av organisk stoff blir nedbrutt eller omdannet til organismer. Det vil da være et relativt bestemt forhold mellom organisk stoff, nitrogen og fosfor, omtrent slik som i plankton i de forurensningene som føres ut til ytre fjord.

Den biotilgjengelige delen av fosfor og nitrogen i tilførselen til overflatelaget vil føre til vekst av alger. En stor del av N- og P-utslippene innlagres i mellomdypt vann eller synker ned dit når organismer og partikler sedimenterer. Det skjer derfor en opphopning av næringssalter i de periodene hvor vannet er stagnerende.

Indre Oslofjord er et av våre best undersøkte fjordområder og tilstanden beskrives i årlige overvåkingsrapporter (Magnusson, 1989).

Transport fra indre til ytre fjord skjer hovedsakelig på tre måter:

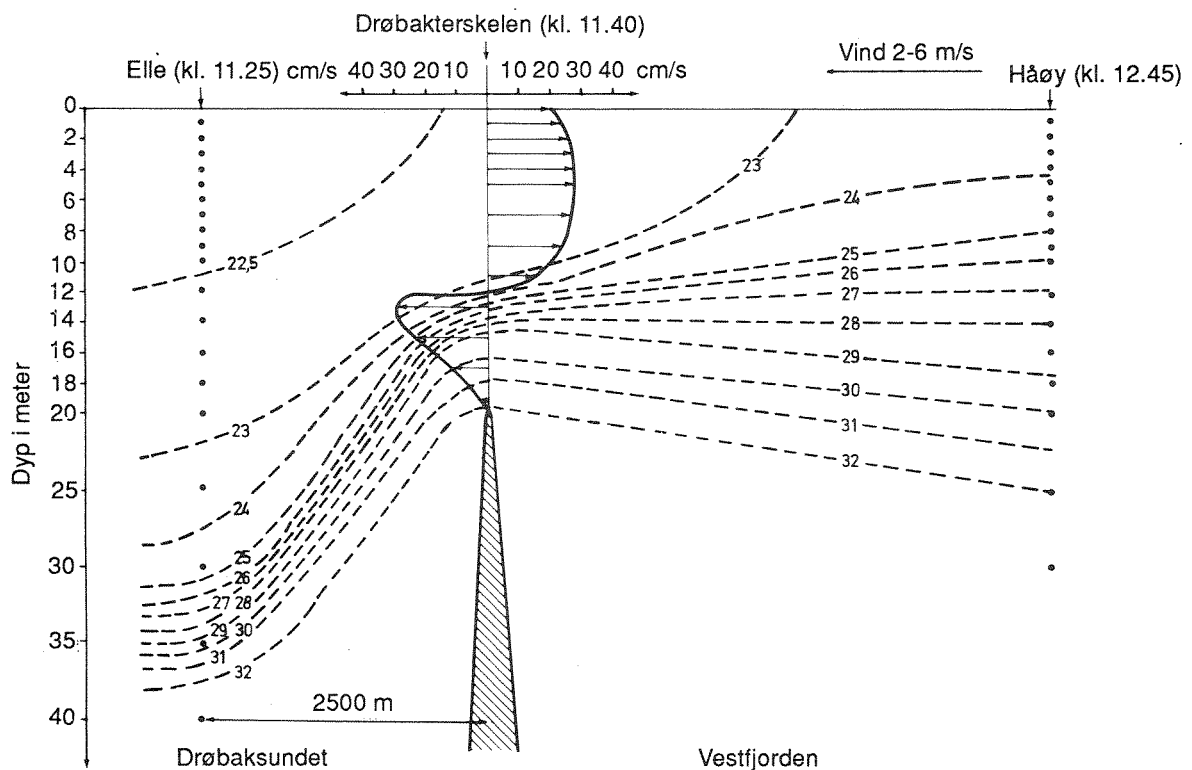
1. Overflatevann og noe mellomdypt vann kan bli transportert ut ved tidevannsstrømmer eller ved vindpåvirkning. I deler av vinterhalvåret vil det vanligvis være lange perioder med nordavind som bokstavelig talt blåser overflatevannet ut. Tilsvarende kan det være perioder om sommeren hvor flom i Drammenselva og sønnvind fører betydelige mengder overflatevann inn i indre fjord. Men mesteparten av året vil mye av overflatevannet i Drøbaksundet strømme frem og tilbake og bare en del være netto vanntransport ut eller inn.
2. Dypvannet i indre fjord blir fornyet fra tid til annen ved massiv-innstrømninger av tungt vann som fortrenger det gamle bunnvannet helt eller delvis. Slik vannutveksling skjer mest i vinterhalvåret og utgjør i middel over mange år ca. 60% av dypvannsvolumet. Hvert år skjer det en betydelig fornyelse i Vestfjordens dypmagasin. I Bunnefjorden kan det gå flere år mellom en full vannfornyelse under 80 til 100 meters dyp.

De forurensningsbidrag som indre fjord gir til ytre fjord, er ikke kjent.

3. Om sommeren vil det ofte være lettere overflatevann i Breidangen og Drøbaksundet enn i Indre Oslofjord. I slike situasjoner blir det en innstrømming av overflatevann fra Drøbaksundet til Indre Oslofjord og en utstrømming nedenunder av gammelt vann fra Indre Oslofjord.

En slik situasjon er observert i 1976 (Molvær og Magnusson, 1976). Næringsrikt og oksygenfattig vann fra Indre Oslofjord strømmet ut like over terskelen og lagret seg inn på 30 - 40 m dyp i Drøbaksundet (fig. 6.1). Slike situasjoner kan oppstå fra vårflommen i Drammenselva til ut på høsten (mai - september). Høye nitratkonsentrasjoner på dette dyp i 1988 kan ha vært en slik utskiftning (*Abdullah og Danielsen, 1990).

I varme og tørre perioder om sommeren kan fordampningen fra Indre Oslofjord være større enn tilførselen av ferskvann. Det vil bidra til den negative estuarine sirkulasjon beskrevet ovenfor.



Figur 6.1. Saltholdighet og strøm målt den 26.2.1976 (Molvær og Magnusson, 1976).

6.5 Drammensfjorden

Drammenselva er Norges nest vannrikeste vassdrag. Avhengig av vannføringen vil ferskvannet som tilføres Drammensfjorden passere ut forbi Svelvik i løpet av 2 - 7 dager. Under transporten gjennom fjorden vil ferskvannet bli blandet med en mindre mengde sjøvann. Blandingsgraden er avhengig av vannføringen i Drammenselva og de lokale vindforholdene. Videre ut i Breidangen vil blandingen med sjøvann øke betydelig til saltholdigheter omkring 20 - 25 promille. Av tilførslene til Drammensfjorden vil mesteparten av nitrogenet strømme gjennom til Breidangen (tap erstattes av nye tilførsler), mens 60% av fosforet sedimenterer i fjorden (Magnusson og Næs, 1986).

6.6 Sandebukta

Sandebukta har i mange år vært preget av utslipp via Sandeelva og fra befolkningen og den lokale treforedlingsindustrien. Industriutslippet innlagres like under overflaten, men sedimentering av fiber og andre partikler belaster dypvann og bunnområder. Belastningssituasjonen er lik den i Mossesundet: En del av tilførslene vil bli omsatt (selvrenset) i det lokale området, og resten vil bli ført ut i Breidangen og delvis omsatt der. Belastningen på hovedfjorden vil være dels uomsatt organisk stoff og dels tilførsel av bunnvann med redusert oksygeninnhold.

6.7 Horten

Utslippene fra Hortenområdet går dels til indre havn og dels mot sundet innenfor Bastøy. Det siste utslippsområdet er en del av hovedfjorden. Utslippet til indre havn derimot, går til en relativt lukket resipient og har ført til råttent vann i det dypeste området. Denne forekomsten er interessant i seg selv, men bidraget fra indre havn til Breidangen må antas å være meget beskjedent.

6.8 Tønsberg

Hovedutslippet fra tettbebyggelsene i Tønsberg, Nøtterøy og Sem er samlet til et felles dypvannsutslipp nord for Valløy og belaster hovedfjorden direkte.

Fjorden vest for Nøtterøy er relativt avstengt. Det viktigste tilløpet er Aulielva som har liten vannføring, men drenerer et landbruksområde med mye dyrket mark. Tønsberg-fjordens hovedutløp går rett sydover vest for Tjøme ut mot Skagerrak.

6.9 Sandefjord

Avløpet fra Sandefjordsområdet er samlet til et renseanlegg med utslipp på dypt vann langt ute i Sandefjordsfjorden. Denne fjorden er relativt trang og har ingen terskler utenfor utslippsstedet. Den munner ut mot Skagerrak.

6.10 Larvik

Til Larviksfjorden kommer det tilførsler fra Numedalslågen, by- og tettstedsbebyggelsen og den lokale treforedlingsbedriften. Områder med tydelige forurensningsvirkninger finnes bare innerst i fjorden. Fjorden er åpen og uten terskel.

Vest for Larvik munner Grenlandsfjordene ut. Dette fjordområdet er betydelig belastet med næringssalter og miljøgifter. I perioder hvor strømmen rett utenfor kysten går mot øst, vil forurensningene fra Grenlandsfjordene, Larviksfjorden og Sandefjordsfjorden bli ført inn mot og tildels inn i Ytre Oslofjord. Observasjonene tyder på at dette forekommer relativt sjelden, men antall observasjoner av strøm i dette området er få.

7. AKTUELLE TILFØRSELSBEGRENSNINGER

7.1 Innledning

Hovedmålet med Ytre Oslofjordprosjektet har vært å anslå behovet for reduksjon av eutrofierende stoffer og organisk stoff til Ytre Oslofjord.

Alle resultater tyder på at fjorden er blitt mer næringsrik. De biologiske forholdene har endret seg og viser at en eutrofieringsutvikling er igang. Utviklingen skyldes i det alt vesentlige lokale tilførsler. Det er derfor behov for en reduksjon i fjordens belastning av næringsalter og organisk stoff.

Ved vurdering av tiltak som kan sikre vannkvaliteten i Ytre Oslofjord, vil det være til stor hjelp å kjenne den relative betydningen av de mange enkeltbidragene. Derved kan man sikre større effektivitet av de ressursene som settes inn for å begrense utslippene.

Det er nødvendig å foreta en rekke forenklinger og å konsentrere oppmerksomheten mot det som er mest vesentlig i sammenhengen. Det er ikke tatt stilling til hvilke dyp eller hvilke deler av fjorden som i særlig grad må beskyttes. Lokalområdene er omtalt i kapittel 6. Tiltak som bare har til hensikt å beskytte lokalområder, er ikke tatt med. Det er fjordens hovedvannmasser vurderingene gjelder. Behandlingen er konsentrert om følgende sentrale komponenter:

Oksygenforholdene
Plante- og dyresamfunn i strandregionen og overflatelaget
Bunndyr og sedimenter

7.2 Oksygen valgt som enhet

Det er tatt i bruk meget enkle og generelle beregninger og vurderinger. Målet er å komme frem til størrelsen av en valgt sentral parameter, nemlig mengden av biologisk nedbrytbart organisk stoff, målt som biologisk oksygenforbruk, BOF_7 . Næringsalter og organisk stoff blir omregnet til BOF_7 , som vil være et uttrykk både for belastningen av strand og overflatevann og av dypvannet og bunnen.

Kartlegging av de fysiske forholdene med vekt på strøm, vannutveksling og oppholdstid har gitt betydelig ny informasjon og langt bedre forståelse av hvorledes vannmassene i Nordre Skagerrak og Ytre Oslofjord oppfører seg. Det er imidlertid ikke innvunnet tilstrekkelig datagrunnlag for å vurdere sammenhengen mellom prosesser i overflatevannet og oksygenforholdene i dyplagene. Det er heller ikke

foretatt tilstrekkelig mange observasjoner av næringsalter og oksygen i fjorden og i innstrømmende vann fra Skagerrak.

Økt belastning av overflatelaget med næringsalter og organisk stoff vil gi økt oksygenforbruk i dypvannet. Oksygenforbruk vil skje gjennom hele vannsøylen, men det meste antas å foregå i den nedre delen av sprangsjiktet, dypvannet og ved bunnen.

Det kan velges flere måter å bedømme forurensningsbelastningen på:

1. Det er verdifullt å gjøre relative betraktninger over utslipp og belastninger, slik at de enkelte kildene og fjordavsnitt kan holdes opp mot hverandre.
2. Det kan gjøres en forenklet vurdering av oksygenforbruket i dypvannet. Ved å sammenholde det med empirisk målte data, kan det gjøres skjønsmessige vurderinger av utviklingstendenser og hvor nær faregrenser den aktuelle situasjonen er.
3. Den endelige løsning må være å utvikle en modell som beskriver de fysiske og biologiske prosessene, og som gir et riktig, om enn gjennomsnittlig, bilde av det som skjer. Det er ennå ikke kunnskaper nok til å følge dette opplegget. En meget forenklet og grov tilnærming av situasjonen i det produktive overflatelaget basert på en konsentrasjonsvurdering er vist i kapittel 7.6 nedenfor.

Selv om Ytre Oslofjord er avgrenset mot Skagerrak ved 59. breddegrad, kan kvantitative betraktninger bare brukes for området som ennå har fjordkarakter, dvs. nord for en linje Missingen - Fulehuk. En geografisk avgrensning har derfor vært første ledd i vurderingene.

7.3 Geografisk avgrensning

Ytre Oslofjord regnes som området syd for tersklene ved Drøbak og Svelvik og nord for 59. breddegrad. Ved avgrensningen mot syd er fjorden 100 km bred og tildels meget dyp. Det ytterste området er i oseanografisk forstand nærmest en del av nordre Skagerrak. Noe lenger nord, mellom Bolærnes endepunkt Fulehuk og Onsøylandet ved Missingen, er fjorden relativt smal og grunn. Grunnområdet går i en bue sydøstover fra Fulehuk via Søstrene og nordover forbi Missingen og Rauøy (se fig. 3.3). Bortsett fra en smal renne med dyp ned til 124 meter, er mesteparten av dette grunnområdet mellom 80 og 24 meter dypt.

I de kvantitative forurensningsvurderingene er det satt en søndre

grense tvers over fjorden ved Fulehuk - Missingen. Herfra og nord til Breidangen er fjorden relativt kanalformig. For dette fjordavsnittet er tilførslene delvis målt og delvis beregnet.

Det avgrensede området har følgende dypbassenger, atskilt av terskellignende grunnområder:

Drøbaksundet	211 meter (største dyp)
Mølendypet	203 " " "
Bastøydypet	300 " " "
Rauøydypet	360 " " "

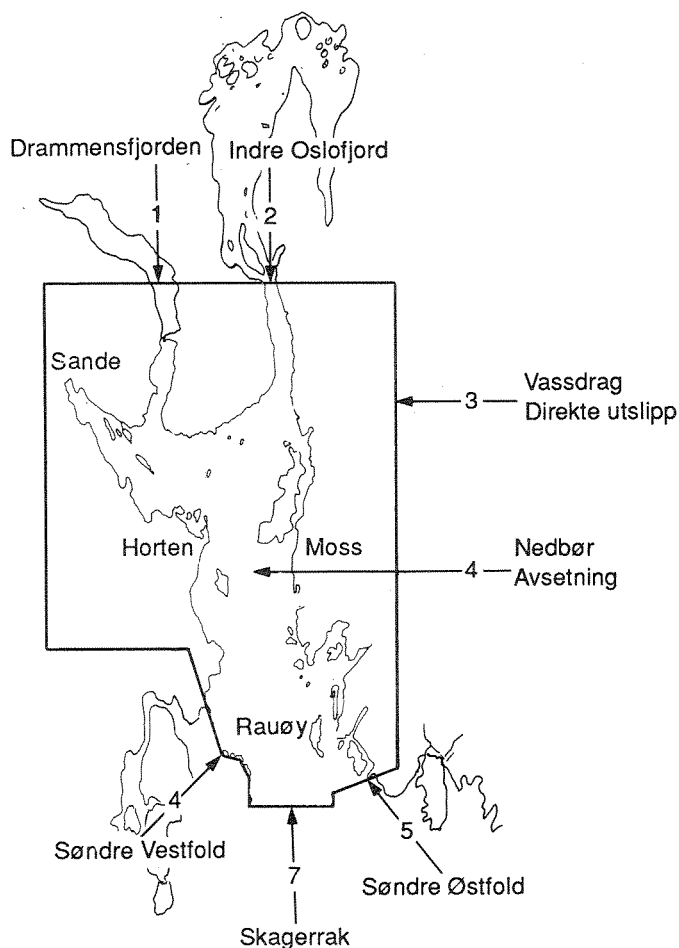
Alle tersklene mellom bassengene er 100 meter eller dypere. På disse dypene, fra 100 meter og nedover, varierer vannets salt- og temperaturforhold lite, og stabiliteten er langt mindre enn i de øverste lagene hvor brakkvannet gjør seg gjeldende.

7.4 Gruppering av tilførselskildene

I dette prosjektet er fjorden blitt delt inn i avsnitt som vist på figur 7.1. For hvert avsnitt er tilførslene angitt i tabellene 5.1 og 5.2. I modellen er tilførslene slått sammen og gruppert. Direkte utslipp til fjordavsnittet utgjør en del og indirekte utslipp via fjorden innenfor og utenfor en annen del.

Området er delt inn i 7 grupper (se fig. 7.1).

1. Område A Drammensfjorden
2. Område B Indre Oslofjord
3. Område C, D, E, F, H Landområdene i Østfold og Vestfold innenfor den avgrensede delen av fjorden
4. Område G Vestfold syd for Tønsberg
5. Område I Søndre Østfold med Glomma og Iddefjorden
6. Langtransport luft Nedbør og avsetning på vannflaten
7. Langtransport vann Tilførsler med sjøvann fra Skagerrak



Figur 7.1. Gruppering av forurensningstilførsler.

Forurensningene føres ut i fjorden på forskjellige måter. Alle vassdragene og de fleste direkteutslippene går til overflatelaget. Noen kommunale utslipp og industriutslipp slippes ut på dypere vann, slik at avløpsvannet innlagres på et visst dyp. I disse tilfellene vil innlagringsdypet variere med vannføring og lagdeling i fjorden.

7.5 Vurdering av datagrunnlaget

Mange av tilførslene som ikke foregår direkte til det aktuelle fjordavsnittet, vil ha undergått forandringer, omdannelser og reduksjoner før de når den avgrensede delen av fjorden. Hvis man skal danne seg et mest mulig korrekt bilde av de enkelte forurensningskomponentenes transporter og virkninger, må en direkte vurdering av hver komponent og hvert tilførselssted bli foretatt. Det gjelder nitrogen, fosfor og organisk stoff. Disse vurderingene bygger på beskrivelsene i kapittel 6 av forurensningsvirkningene i de enkelte nærområdene.

Tilførselsgruppe 1, A Drammensfjorden

Transporten gjennom fjorden er så rask at det vesentlige av forurensningene bringes ut i Breidangen (Magnusson og Næs, 1986).

Nitrogentapet underveis oppveies av nye tilførsler.

Fosfortapet er anslått til 60%.

Tilførselsgruppe 2, B Indre Oslofjord

Som en del av beregningsgrunnlaget for Tiltaksanalysen for Indre Oslofjord (SFT, 1989) ble det laget en enkel modell for fosforomsetningen. Det ble forutsatt at 38% av fosfortilførselen fra land deponeres endelig i sedimentene. I tillegg vil 22% av fosforet sedimentere ned og lagres inn i dypvannet. Dette vil bli ført ut i hovedfjorden ved dypvannsutskiftningene. Resten må bli transportert ut ved stadige utskiftninger over terskelen. Gammelt dypvann kan tenkes å bli transportert ut i Skagerrak uten å bidra nevneverdig til planktonveksten i overflatelaget. Det er imidlertid antatt at alt fosfor som transporteres ut over terskelen bidrar til algevekst.

For nitrogen er det ikke gjort noen forsøk på stoffbudsjett, men det er god grunn til å anta at en ikke ubetydelig del blir borte ved denitrifikasjonsprosesser (Seitzinger, 1988). Hvis alt nitrogen fraktes ut i form av organismer, vil mengden være vel 7 ganger fosfor i vekt. Noe vil også bli transportert uomsatt. Det er antatt at nitrogen og fosfor transporteres ut i forholdet 15:1 (vekt).

Fosfor 170 tonn tilført gir 105 tonn til Ytre Oslofjord
 Nitrogen 3316 tonn tilført gir 1600 tonn til Ytre Oslofjord

I denne sammenheng kan det nevnes at sedimentasjonen av partikulært nitrogen gjennom 20 meters dyp i Indre Oslofjord ut fra målinger er beregnet til ca. 1900 t/år i 1985 - 86 (Magnusson m.fl., 1988).

Tilførselsgruppe 3, C, D, E, F, H strekningen Breidangen - Missingen - Fulehuk

Dette er det avgrensede fjordområdet som det gjøres oksygenbalanse for. Mange av utslippene foregår i bukter og grunne områder. Selv om virkningen er størst i det lokale utslippsområdet, vil virkningen direkte eller indirekte påvirke oksygenforholdene i hovedvannmassen. Det er derfor ikke foretatt noen reduksjoner i disse utslippene.

Tilførselsgruppe 4, G Søndre Vestfold

Både direkte målinger og modellberegninger viser at utslipp fra dette kystavsnittet hovedsakelig går syd og sydvestover. I visse vind-situasjoner kan imidlertid strømmene føre forurensningene øst og nordøst inn i de ytre områdene av Oslofjorden. De kan da bidra til å øke belastningen av dette avgrensede området av fjorden.

Det er antatt at dette foregår maksimalt i 5% av tiden.

Tilførselsgruppe 5, I Søndre Østfold

Glommas store vannmengder har en sterk innflytelse på overflatestrømmene i grenseområdet Oslofjorden - Skagerrak. Glommavann er påvist så langt nord som forbi Larkollen, men antas ikke å ha nevneverdig betydning i selve Breidangen. Det vestre løpet av Glomma gjennom Fredrikstad kommer ut ikke langt fra sydgrensen for det avgrensede området og vil antagelig, en relativt stor del av tiden, øke forurensningsbelastningen.

Ved en gjennomgang av de simulerings-"kjøringer" som er utført med strømningsmodellen, er det funnet at vann fra Søndre Østfold strømmer inn i de avgrensede områdene i 30-60% av tiden. Det er ikke sikkert at dette omfatter alle forurensningene. Det er dessuten mulig at noe av dette har så kort oppholdstid innenfor Missingen - Fulehuk at det ikke gir full forurensningsbelastning.

Ut fra de samlede vurderingene er det antatt at forurensningene fra området I vil gjøre seg gjeldende i det avgrensede geografiske området i 20% av tiden.

Tilførselsgruppe 6, Direkte avsetning fra luften

Fra luften avsettes betydelige mengder næringsalter som tørr- og våtavsetninger, spesielt nitrogen. Det som avsettes på land, vil bare i mindre grad bli ført til sjøen og er inkludert i tallmaterialet for avrenning. I tillegg kommer det som faller direkte på havflaten. Tallene som legges til grunn, er basert på en midlere avsetning på landområder nær Oslofjorden (H. Holtan, 1990):

1000 kg TOT N/km²xår
40 kg TOT P/km²xår

Tilførselsgruppe 7, Transport fra Skagerrak

Alt sjøvannet i Oslofjorden kommer fra Skagerrak, hvor det igjen har sin opprinnelse i Atlanterhavet. Det er en mer eller mindre kontinuerlig utskiftning av sjøvannet i fjorden med sjøvannet i Skagerrak. Utskiftningen skjer i alle dyp, men mest i overflatelaget.

Næringssaltkonsentrasjonene varierer med årstid, dyp og sted, men er til daglig også bestemt av den øyeblikkelige vind- og strøm-situasjon.

Skagerrak-vannet er en blanding av flere havstrømmer. Oppmerksomheten er knyttet til tre hovedstrømmer:

Den Baltiske strømmen, med vann fra Østersjøen
 Jylland-strømmen, med vann fra søndre Nordsjøen og Tyskebukta
 Atlanterhavs-strømmen, med vann fra nordre Nordsjøen.

Den siste strømmen må betraktes som ren, mens de to andre er forurenset, blant annet med næringssalter. Det er ikke noe grunnlag for å dele opp Skagerrakvannets innhold av næringssalter i en naturlig andel og en forureningsandel. Det er imidlertid påvist at dypvannet har et lavt N:P-forhold. Følgende verdier er antatt:

TOT N = 50 mg/m³

TOT P = 10 mg/m³

Justering av utslippstallene

Næringssalter

De utslippstallene som fremkommer i tabell 5.1 og 5.3 viser brutto tilførsler av næringssalter og organisk stoff. Ikke alt skyldes menneskelige aktiviteter og påvirkning. I kvantitative overlegninger over ansvaret for påvirkning og muligheter for utslippsreduksjoner, må brutto-summene justeres noe. I tillegg er ikke alt fosfor og nitrogen direkte tilgjengelig for planteplankton

For fosfor er det antatt at biotilgjengeligheten kan variere mellom 20-90% avhengig av tilførselskilden (Berge og Källqvist 1990). Kjennskapen til biotilgjengeligheten av ulike nitrogenkilder er derimot dårlig. For å vurdere de ulike kildenes relative betydning for eutrofieringen av et fjordområde, blir det en viktig oppgave å beregne den biotilgjengelige tilførselen. Observasjoner fra Glomma viser at ca. 60% av totalnitrogenet foreligger i nitratform (H.Holtan, 1990).

Det er mulig å foreta tilnærminger som viser hovedtrekkene og de vesentlige sider, både som absolutte summer og som relative tall.

Det er gjort to forsøk:

1. Å betrakte 1910 som et basisår med tilnærmet null menneskelig påvirkning av Ytre Oslofjord.
2. Å se på overkonsentrasjoner i forhold til det innhold av nærings-salter Skagerrak-vann har.

Ad 1. Oppgavene for tilførsler i 1910 er beregnet på grunnlag av opplysninger og statistikk (*G.Holtan, 1990). For 1910 - 77 er nedbør tatt med i delområdene. For område H fører dette i tillegg til en noe endret beregningsmåte, til negative verdier for N- og P-nytt. Disse tallene er satt i parentes. Det er grunn til å tro at det er god dekning for oppgavene for N og P. For organisk stoff derimot, er ikke alle bidragene fra de store vassdragene kommet med.

Tabell 7.1. Oppstilling over tilførsler i 1989 og 1910.

Område	Nitrogen i t/år			Fosfor i t/år		
	1989	1910	N-nytt	1989	1910	P-nytt
A	5700	1090	4610	185	75	110
B	3316	653	2663	170	57	113
C	280	129	151	19	5	14
D	80	46	34	10	1	9
E	1000	121	879	53	6	47
F	465	147	318	68	6	62
G	2860	648	2212	130	39	91
H	19	96	(-77)	1	3	(-2)
I	18180	2350	15830	840	159	681
Nedbør	1516		1516	60		60
SUM	33416	5280	28136	1536	351	1185

Ad 2. Det renner betydelige mengder ferskvann ut i havet fra Oslofjorden. Hvis dette var rent vann, ville det fortynde de næringssaltmengdene som var i sjøen fra før. For å se hvilke mengder av tilførslene som vil øke næringssaltmengden, må en mengde tilsvarende sjøvannets konsentrasjon trekkes fra.

Næringssaltinnholdet i Skagerrak utenfor Oslofjorden varierer sterkt. I tillegg til mer eller mindre regelmessige årstidssvingninger, kan det til enhver tid være strøm- eller sjiktningsforhold som skaper variasjoner.

Som typiske konsentrasjoner er det valgt verdier som mesteparten av året karakteriserer vann på 30 - 60 meters dyp.

Nitrogen 50 mg/m³
Fosfor 10 mg/m³

Tallene gir vektforholdet nitrogen:fosfor = 5, som er karakteristisk for dypere og mindre påvirket Skagerrak-vann.

Vannføringen for elvene er tatt fra NVE's tabeller; for arealer nedenfor målestasjoner er avrenningen beregnet ut fra avrenningskart (NVE, 1986).

Tabell 7.2. Utslipp av nitrogen og fosfor utover basiskonsentrasjonen

Område	Ferskvann m ³ /s km ³ /år		NITROGEN			FOSFOR		
			Brutto tilf. t/år	Basis tilf. t/år	Overtil- førsel t/år	Brutto tilf. t/år	Basis tilf. t/år	Overtilf. t/år
A	321	10.2	5700	510	5190	185	101	84
B	25	0.8	3316	40	3276	170	8	162
C	4.5	0.15	280	8	272	19	2	17
D	2.7	0.09	80	5	75	10	1	9
E	11	0.35	1000	18	982	53	4	49
F	1.3	0.04	465	2	463	68	0	68
G	114	3.6	2860	180	2680	130	36	94
H	0.26	0.01	19	1	18	1	0	1
I	746	23.5	18180	1175	17005	840	235	605
SUM:	1226	38.74	31900	1939	29961	1476	387	1089

Blant de enkelte områdene vil områdene C, D, E, F og I gi tilførsler direkte til den avgrensede del av Ytre Oslofjord. De øvrige vil bare delvis bringe forurensninger inn i den aktuelle delen, slik det er gjennomgått foran.

Tilførslene beregnet som overkonsentrasjoner i forhold til "Skagerrakvann" skiller seg lite fra beregnet økning av tilførsler fra 1910 til 1989. For Ytre Oslofjord er det således ikke vesentlig hvilken beregning som blir brukt som utgangspunkt for klart akseptabel belastning av området.

Organisk stoff

Tilførselen av organisk stoff er ifølge tabell 5.3 ialt 170000 tonn/år, målt som BOF_7 . Av dette er ifølge tabell 5.4 50000 tonn (ca. 30%) utslipp fra treforedlingsindustrien.

Omsetningen av det tilførte organiske stoffet i sjøen er ukjent. Noe kan bli transportert uomsatt gjennom hele fjordsystemet, noe kan bli delvis nedbrutt og noe helt nedbrutt.

For de fleste tilførslene vil innholdet av næringsalter (beregnet som BOF_7) være høyt sammenlignet med innholdet av nedbrytbart organisk stoff. Noe av næringsaltene vil bli tatt opp av organismer som vokser ved å omsette det organiske stoffet. Resten kan bli omsatt av alger. Det er rimelig å anta at næringsaltene, ihvertfall det næringsaltet som i øyeblikket er begrensende, vil inngå i organismer som enten er nedbrytere eller alger. Ved å sette sammen tilførslene på BOF_7 -basis, har det vært sett bort fra det organiske stoffet som ble tilført sammen med næringsaltene. Det er bare regnet utslipp fra industrien som "netto"-tilførsel av organisk stoff.

Beregninger basert på de ovenfor nevnte prinsippene representerer en grov forenkling av de kompliserte prosessene som virkelig finner sted.

7.6 Sammenstilling

I en endelig sammenstilling av tilførsler til det avgrensede området av Ytre Oslofjord i tabell 7.3, er det valgt å legge vekt på utslipp i 1910 som "renverdier" og la differansen til utslipp i 1989 være det antropogene bidraget (tabell 7.1). Disse verdiene korrigeres så for reduksjoner i omliggende områders bidrag (kap. 7.5). Dette gir et uttrykk for belastningen av det avgrensede området.

Tabell 7.3. Tilførsler i tonn/år fra land og nedbør til det avgrensede området. (N-nytt = økning i tilførsler siden 1910, N-avgr. = økningen i tilførslen til avgrensede område (fig.7.1)).

		NITROGEN			FOSFOR		
		1989	N-nytt	N-avgr.	1989	P-nytt	P-avgr.
1	A	5700	4610	4610	185	110	44
2	B	3316	2663	1050	170	113	70
3	C	280	151		19	14	
	D	80	34		10	9	
	E	1000	879		53	47	
	F	465	318		68	62	
	H	<u>19</u>	<u>(-77)</u>		<u>1</u>	<u>(-2)</u>	
	Sum	1844	1305	1305	151	130	130
4	G	2860	2212	111	130	91	5
5	I	18180	15830	3166	840	681	136
6	Nedbør	1516	1516	1516	60	60	60
SUM		33416	28136	11758	1536	1185	445

Tilførsler av organisk stoff til det avgrensede området kan tas ut av tabell 5.4, idet område G får 5% og område I får 20% innflytelse. Det gir 22768 tonn BOF_7 /år.

For å bringe alt over på samme enheter, må næringssaltverdiene omregnes til BOF_7 . Ved å legge den gjennomsnittlige sammensetningen av plankton til grunn, er forholdet $\text{BOF}_7 : \text{N} : \text{P} = 142.6 : 7.2 : 1$.

Dette gir forskjellige summetall pr år ettersom N- eller P-tallene legges til grunn.

11758 t N = 232808 t BOF_7	445 t P = 63457 t BOF_7
Org.st. = 22768 " "	Org.st. = 22768 " "
-----	-----
SUM A = 255576 t BOF_7	SUM B = 86225 t BOF_7

De endelige tallene for overbelastning varierer altså meget ettersom algeveksten beregnes ut fra nitrogen eller fosfor. Selv om det skjer en betydelig denitrifisering i fjorden, vil sannsynligvis nitrogen være i overskudd så lenge vurderingene gjelder det aktuelle fjordområdet.

Næringssaltinnholdet i Skagerrakvannet, som er lagt til grunn som en basiskonsentrasjon, har et underskudd på N i forhold til P. Den samlede algeveksten som tilførselene til Oslofjorden forårsaker lenger ute i Skagerrak, vil derfor bli større enn det fosforverdiene alene antyder.

I kapittel 5.4 er det ut fra observasjoner beregnet at den vertikale transporten av fosfor fra fjordens mellomlag til overflatelaget kan være omtrent like stor som bruttotilførselen fra land. For det begrensede området er det utført tilsvarende, mer generelle, beregninger ut fra varierende saltholdighet (blandingsforhold) i overflatelaget.

Beregningen er laget på årsbasis med en ferskvannstilførsel på 40 km³ og en antatt saltholdighet i sjøvann på 32‰.

Tabell 7.4 viser resultatene ved forskjellige brakkvannskvaliteter.

Tabell 7.4. Vertikal-transport til overflaten av næringsalter. Forutsatt 40 km³ ferskvannstilførsel pr. år og 32 o/oo i dypvann.

o/oo i overflaten	28	26	24	22	20
Nitrogen	14000	8700	6000	4400	3300
Tilsvarende BOF ₇	277000	172000	119000	87000	66000
Fosfor	2800	1730	1200	880	670
Tilsvarende BOF ₇	399000	247000	171000	125000	95000
Vektforhold N:P	11	13	15	16	18

Det kan innvendes at mellomdypt vann, som vil bli trukket opp ved estuarsirkulasjonen, er vist å ha høyere N- og P-innhold enn det som er brukt i disse regnestykkene. Dette høyere innholdet av næringsalter skyldes hovedsakelig anrikning inne i fjorden av vann som opprinnelig hadde Skagerrak-karakter. Estuarsirkulasjonen vil altså forårsake en resirkulasjon. Hvis dette tas med, vil bidraget fra estuarsirkulasjonen bli betydelig høyere enn i regnestykkene ovenfor. Hvilken betraktningssmåte som det er mest realistisk å bruke, kan i denne sammenheng være vanskelig å avgjøre. Det er derfor valgt å ta utgangspunkt i et "uforurenset" Skagerrak-vann ved sammenstillingene.

På tross av at det her er valgt lavere næringsssaltkonsentrasjoner sammenlignet med beregningen i kapittel 5.4, er resultatene de samme. Den vertikale fosfortransporten er like stor som tilførselen fra land, mens nitrogentilførselen utgjør over halvparten av tilførselen fra land.

Dette er middeltall for hele området og effekten regnet ut fra en midlere brakkvannssituasjon ytterst mot Skagerrak.

Tilsvarende regnestykker kan gjøres for den innerste delen av Ytre Oslofjord: Drøbaksundet - Breidangen. Følgende tilførselstall tas fra tabell 7.3:

Tilførsel N	:	7201	t/år
Tilførsel P	:	203	t/år
Tilførsel BOF ₇	:	16860	t/år
Tilførsel vann	:	11.6	km ³ /år

Igjen må regnestykket gjøres ut fra N eller P:

7201 t N = 142580 t BOF ₇	203 t P = 28950 t BOF ₇
<u>Org.st. = 16860 " "</u>	<u>Org.st. = 16860 " "</u>
SUM A = 159440 t BOF ₇ /år	SUM B = 45810 t BOF ₇ /år

Vertikaltilførselen er beregnet som tidligere, men det er brukt 20% som saltholdighet i overflatelaget. Dette gir en tilførsel av 965 tonn N og 193 tonn P pr. år til overflatelaget fra de dypereliggende vannmassene, forutsatt at de har lave "Skagerrak-konsentrasjoner". Dette tilsvarer ca. 19000 tonn BOF₇ (nitrogen) og 28000 tonn BOF₇ (fosfor).

Også for denne delen av Ytre Oslofjord gir beregninger ut fra N eller P helt forskjellige resultater. Vertikaltransporten av fosfor er omtrent lik de beregnede tilførslene, mens nitrogentransporten er ca. 13% av lokale tilførsler fra land.

Den endelige sammenstilling er vist i tabellene 7.5 og 7.6. Den første viser næringssalttilførslene på årsbasis, og den andre omregninger av alle tall til potensielt oksygenforbruk.

For vertikaltransporten til overflaten er det regnet med to alternativer, dels at 32 o/oo dypvann blir fortynnet til 28 o/oo overflatevann og dels at 32 o/oo dypvann blir fortynnet til 20 o/oo overflatevann. Som det fremgår av tabell 7.4, spiller fortynningsforholdet stor rolle for tilførselen av N og P til overflatelaget.

Tabell 7.5. Sammenstilling av næringsalter til Oslofjorden i tonn pr år.

	Kilde	Areal	Nitrogen	Fosfor	N:P
Tilførsler fra land og luft	Tot.	Hele Oslofjorden	33416	1536	21.8
	Antr.	Hele Oslofjorden	28136	1185	23.7
	Antr.	Avgrenset område	11758	445	26.4
	Antr.	Breidangen	7201	203	35.5
Vertikal transport til overflaten	32%→28%	Hele Oslofjorden	14000	2800	5
	32%→20%	Breidangen	965	193	5

Tabell 7.6. Sammenstilling av potensielt oksygenforbruk i Oslofjorden i tonn pr år.

	Breidangen		Ytre Oslofjord til Fulehuk	
Nitrogen som bestemmende nærings salt:				
		%		%
Fra befolkning og landbruk	143000 t BOF ₇	80	233000 t BOF ₇	44
Fra industri	17000 " "	9	23000 " "	4
Fra estuarsirkulasjon	19000 " "	11	280000 " "	52
SUM	179000 t BOF ₇		536000 t BOF ₇	
Fosfor som bestemmende nærings salt:				
		%		%
Fra befolkning og landbruk	29000 t BOF ₇	39	63000 t BOF ₇	13
Fra industri	17000 " "	23	23000 " "	5
Fra estuarsirkulasjon	28000 " "	38	400000 " "	82
SUM	74000 t BOF ₇		486000 t BOF ₇	

De antropogene tilførslerne har et stort overskudd på nitrogen i forhold til algenes midlere behov som er N:P=7.2. Det opptransporterte sjøvannet har et underskudd på nitrogen (se figur 5.3). Ut fra disse tallene ville det være rimelig å bruke fosfor som basis for potensiell planktonvekst. I realiteten er situasjonen mere kompleks dels fordi både N og P delvis kan sedimentere ut før det når fjordområdene og dels fordi denitrifiseringen kan endre nitrogenbildet vesentlig.

For Breidangen er nitrogenoverskuddet særlig stort. Her utgjør bidraget fra Drammensfjorden ca. 70%, og bidraget fra Indre Oslofjord ca. 16%. Tiltak for å oppnå nitrogenkontroll over Oslofjorden ut til og med Breidangen vil kreve meget store reduksjoner i tilførslene.

For fosfor er situasjonen anderledes. Av tilførslene fra land og luft kommer 38% fra Indre Oslofjord, 38% fra områdene rundt Breidangen og Drøbaksundet og 24% fra Drammensfjorden. Disse tilførslene skyldes hovedsakelig utslipp fra tettbebyggelser, og skulle kunne la seg redusere betraktelig.

Beregningene av vertikaltransporten til overflaten som følge av ferskvannstilførslene er beheftet med stor usikkerhet. Hvis tallene er noenlunde nær de virkelige, betyr dette tilskuddet ca. 60 % av den totale tilførsel fra befolkning, landbruk og industri (regnet ut fra fosfortilførslene).

Beregningene viser imidlertid at fosforbidraget ved den vertikale transporten eller ved transport av vann fra Skagerrak til Ytre Oslofjord øker i betydning ut fjorden. I Breidangen blir fosforbidraget fra dypvann ca. 40% og ved Missingen/Fulehuk 80% (se tabell 7.6). Dette betyr at mulighetene for å kontrollere algeveksten i fjorden ved fosforreduksjon blir mindre ytterst i Ytre Oslofjord, enn de er i de midtre og indre delene.

Hvis det er overflatevann fra områdene utenfor Oslofjorden som dukker under brakkvannslaget i fjordens munning og blir trukket opp igjen lenger inne i fjorden, vil det være riktig å regne med et betydelige høyere innhold av nitrogen og fosfor enn det som er gjort ovenfor (kapittel 5.4).

Det må til slutt minnes om at regnestykkene er basert på en rekke forenklinger og antagelser:

- * Det er brukt årsverdier for alle enkeltfaktorene.
- * Om vinteren er forholdene meget annerledes enn resten av året og planteproduksjonen er meget lav.
- * Det er forutsatt at alt nærings salt blir brukt en gang.
- * Det er forutsatt horisontalt homogen fordeling i hele området.

7.7 Diskusjon

Ytre Oslofjord er et stort og komplisert estuarområde. Store mengder ferskvann strømmer ut fra land øverst i overflatelaget og blander seg etterhvert med det underliggende sjøvannet. Vindstresset vil sammen med den estuarine sirkulasjonen skape horisontale strømmer, samtidig som det blir "pumpet opp" dypereliggende sjøvann til overflatelaget. Fra naturens side vil derfor ferskvannsavrenningen kombinert med vind-effekten, føre til at dypere og næringsrikt vann blir tilført overflatelaget og vil forårsake vekst av planteplankton.

Gjennom utslipp av forurensninger, direkte eller via vassdragene, vil gjødslingseffekten øke. Det vil øke planktonproduksjonen og mengden med organisk stoff. Sammen med direkte utslipp av organisk stoff fra industrien gir det en belastning på vannmassene. Ved nedbrytningen kreves oksygen. Oksygenforbruket i de dypere vannmassene kan føre til biologisk skadelig lave oksygenkonsentrasjoner i vannet.

Det er i kapittel 4 konkludert med at Ytre Oslofjord viser tydelig tegn på eutrofiering, og at denne prosessen har pågått i mange år. En fortsatt utvikling vil føre til skadevirkninger.

Det er derfor et sterkt behov for å redusere utslipp av eutrofierende stoffer.

Sammenstillingene i tabellene 7.5 og 7.6 viser at tilførselen av næringssalter betyr mest, men at den direkte tilførsel av organisk stoff også er en vesentlig faktor. I beregningen er ikke alle industriens bidrag kommet med. Videre er det forutsatt at alt nitrogen og fosfor er biotilgjengelig. Dette gjelder egentlig kun for transporten av næringssalter fra dypvann til overflatelag og ikke for de antropogene tilførselene. Sammenlagt vil derfor den direkte organiske belastningen kunne ha relativt større bidrag til belastningen på fjorden enn her antatt. Det vil derfor ha betydning for fjorden å få redusert også dette bidraget. Samtidig er det viktig å få bedre kunnskap til næringssaltene biotilgjengelighet, spesielt gjelder dette for nitrogen.

Beregningene av de samlede tilførsler av næringssalter til Oslofjordens overflatelag ved den estuarine sirkulasjonen er en første approksimasjon av de ulike næringssaltskildenes relative betydning. Som fremgår av tabell 7.6 vil innflytelsen av "Skagerrakvann" øke utover fjorden, ved at innblandningen av dypvann i overflatelaget øker, også i forhold til tilførselene fra land. Skagerrakvannets betydning vil være større i P-baserte overslag enn i N-baserte over-

slag. Antas at planteplanktonveksten f.eks. er styrt av fosfortilførselene i Breidangen, men av nitrogentilførselene i fjorden som helhet, vil "Skagerrakvannet" gjennom den estuarine sirkulasjonen bidra med nesten 40% av den totale belastningen innerst i fjorden og med over 50% for hele Ytre Oslofjord.

Både nitrogen og fosfor er nødvendige byggestener i alle levende organismer. Ved å fjerne ett av dem, vil vekst ikke kunne finne sted. I praksis vil det ikke være mulig å fjerne ett av dem helt, men kanskje så meget at det bestemmer og reduserer den totale planktonveksten slik at et næringsstoff vil være begrensende for veksten. Et spesielt problem oppstår når et skjevt forhold mellom de to viktigste næringssaltene kan ha spesielle uheldige konsekvenser.

Spørsmålene om begrensende nærings salt og betydningen av skjevt næringstilbud er ennå gjenstand for debatt. Spørsmålene er blant annet diskutert for svenske kystfarvann (Erga m.fl., 1990), og er berørt i diskusjonen om nærings saltbegrensning i Nordsjøen (Thaulow m.fl., 1990). Det har ikke vært mulig å trekke noen klar konklusjon. Fordi sammensetningen av plankton kan variere sterkt og fordi det foregår en rask sirkulasjon av energi og stoffer innen planktonsamfunnet, er det viktig å bruke helhetsbetraktninger, eller systemiske vurderinger når begrensende nærings salt vurderes.

Spørsmålet om den relative betydningen av nitrogen og fosfor er ytterligere komplisert ved at nitrogen kan bli opptatt fra eller avgitt til atmosfæren som inaktivt, gassformig nitrogen. I de fleste utslipp via vassdrag vil nitrogen være tilstede i stort overskudd. Tallene for utslipp til Ytre Oslofjords delområder viser det samme. N:P-forholdet for hele området er 22:1. Det vil si at utslippene inneholder 3 ganger mer nitrogen i forhold til fosfor enn det algenes midlere sammensetning tilsier.

Det foreligger ikke noen direkte målinger av denitrifikasjonens størrelse i Ytre Oslofjord. Denitrifikasjon foregår vesentlig i grenseområdet sediment-vann. Ut fra Oslofjordens topografi og belastning kan denitrifikasjonen ha stort omfang og utgjøre opptil 50% av tilførselen (se kapittel 5.4).

Spørsmålet om skjev næringstilgang kan ha uheldige biologiske virkninger, spesielt om det kan stimulere toksiske alger, er også ubesvart. Det er hevdet at oppblomstringen av den giftige Chrysochromulina polylepis trolig var et resultat av høyt N:P-forhold i Kattegat/Skagerrak (Aksnes m.fl., 1989).

Den generelle konklusjon av ovenstående er at helst bør både nitrogen og fosfor fjernes, slik at vannets kvalitet for begge vedkommende kan nærme seg naturlige nivåer.

For å illustrere effekten av ulike rens tiltak er det satt opp transporter av næringssalter fra land og dypvann til fjordens overflatelag før og etter fosforfjerning (80%) og nitrogenreduksjoner (50%) av utslipp fra antropogene kilder (tabell 7.7 og 7.8). Beregningene bygger på tall fra tabell 7.5 og er gjennomført for henholdsvis Breidangen og for hele Ytre Oslofjord.

Beregningene viser betydningen av den vertikale transporten av næringssalter fra dypvannet i forhold til effekten av ulike tiltak. Uansett om det er fosfor eller nitrogenbegrenset planteplanktonvekst gir reduksjoner av N og P henholdsvis vel 44 og 41 % reduksjon av tilførselene til Breidangens overflatelag, mens tilsvarende tall for hele Ytre Oslofjord er 30 for nitrogen og 22 % for fosfor. Sett ut fra usikkerheten i beregningene om begrensende næringssalt vil en for Breidangens del teoretisk kunne velge mellom fosfor og nitrogenreduksjoner, men resulterende N/P-forhold i overflatelaget vil gi store forskjeller sammenlignet med dagens situasjon. Usikkerhetene tatt i betraktning og mulige kvalitative effekter ved ujevn fordeling av nitrogen og fosfor må både nitrogen og fosfor reduseres i området.

For de ytre delene av Ytre Oslofjord reduseres den relative betydningen av fosforreduksjoner, også for N/P-forholdet i overflatelaget. Imidlertid har observasjoner i felt og resultatet fra spredningseksperimentene med modell vist ujevn fordeling av næringssalter i tid og rom. Ut fra dette kan det også argumenteres for en reduksjon av fosfor i dette område i tillegg til nitrogen.

Såvel utslippsreduksjoner som utslippssted og innlagringsdyp er viktig for det endelige resultat. Her må både kravene ut fra forholdene i nærmiljøet og hensynet til fjorden som helhet, telle med. For at lokale problemer skal bli minst mulig, bør utslippene legges på steder hvor det er god vannutskifting. I de fleste tilfellene vil det være fordelaktig å samle utslipp fra større områder til gunstige utslippssteder.

Innlagring i dypt vann er neppe noen fordel, da det kan føre utslippet innover i fjorden for så å bli trukket opp under dannelsen av brakkvann.

Tabell 7.7. Beregnede tilførsler (tonn/år) til Breidangens overflatelag ved N- respektive P-begrenset planteplanktonvekst ved ulike rensetiltak.

	Tilførsler til overflatelaget			
	Nitrogen	Etter 50 % reduksjon	Fosfor	Etter 80 % reduksjon
Tilførsler fra land	7200	3600	200	40
Tilførsler fra dypvann	965	965	190	190
Sum tilførsler	8165	4565	390	230
Reduserte tilførsler til overflatelaget etter reduksjon av nitrogen: 44 %. Etter reduksjon av fosfor: 41 %.				
N/P-forhold (vekt) i overflatelaget:				
Dagens situasjon	Ved N-red.	Ved P-red.	Ved N og P-red.	
ca. 20:1	ca. 12:1	ca. 36:1	ca. 20:1	

Tabell 7.8. Beregnede tilførsler (tonn/år) til hele Ytre Oslofjords overflatelag ved N- respektive P-begrenset planteplanktonvekst ved ulike rensetiltak.

	Tilførsler til overflatelaget			
	Nitrogen	Etter 50 % reduksjon	Fosfor	Etter 80 % reduksjon
Tilførsler fra land	28100	14000	1200	240
Ukontrollerte tilførsler*	5300	5300	350	350
Tilførsler fra dypvann	14000	14000	2800	2800
Sum tilførsler	47400	33300	4350	3390
Reduserte tilførsler til overflatelaget etter reduksjon av nitrogen: 30 %. Etter reduksjon av fosfor: 22 %.				
N/P-forhold (vekt) i overflatelaget:				
Dagens situasjon	Ved N-red.	Ved P-red.	Ved N og P-red.	
ca. 11:1	ca. 8:1	ca. 14:1	ca. 10:1	

*= Forskjell mellom totaltilførsler og antropogene tilførsler i tabell 7.5.

8. BEHOV FOR VIDERE UNDERSØKELSER

Oslofjordprosjektet har omfattet et stort geografisk område og har vært gjennomført med stor faglig bredde i løpet av 2 år.

Innen alle berørte fagfelt er det et klart behov for fortsatte undersøkelser. I tillegg bør områder som ikke inngikk i denne undersøkelsen bli tatt opp. Slik som

Plante- og dyreplankton
Fisk
Miljøgifter.

Det trengs både en bredere vitenskapelig forståelse av Oslofjorden som et fysisk og biologisk system, og et bedre grunnlag for fremtidige tiltak som må fattes av lokale og sentrale forvaltningsmyndigheter. Særlig viktig er det at det nå foreligger sammenfattende og bearbejdede opplysninger om de fysiske forhold.

Nedenfor er nevnt noen viktige områder. Det er ikke tatt stilling til prioritering av oppgavene.

Som ventet er strømningsforholdene i Ytre Oslofjord meget kompliserte og vekslende. Selv på dyp ned mot 100 meter er det målt vannhastigheter på 1 meter pr. sekund. Det betyr at store vannmasser kan forflytte seg eller bli skiftet ut på kort tid.

Det er nær sammenheng mellom strømforholdene i Skagerrak og i Ytre Oslofjord. Det er likeledes nær sammenheng mellom strømforholdene, vind og vannstandsendingene.

De utførte målingene, supplert med informasjoner fra simuleringer med en transportmodell for overflatelaget, har gitt viktige trekk av de kvalitative egenskaper ved strømsystemene. Dypvannsfornyelse og transport under 100 meters dyp foreligger det imidlertid ennå lite opplysninger om.

For å bedre forståelse av de fysiske forhold trengs det flere observasjoner i overflatelaget som kan gi et tilnærmet kvantitativt bilde. Videre trengs regelmessige observasjoner av strøm og hydrografi kombinert med hydrokjemiske observasjoner.

Forurensningstilførslene er stort sett registrert med tilfredsstillende nøyaktighet. Data for utslipp av organisk materiale er angitt i forskjellige enheter, og omregningen til felles enhet er be-

heftet med usikkerhet. Tallmaterialet viser at transporten med de store vassdragene, særlig med Glomma, utgjør en stor del av den samlede belastningen. Nærmere kunnskap om hva denne transporten utgjør som belastning for nær- og fjernområder er ønskelig.

Det trengs imidlertid stadig ny gjennomgang av tallmaterialet. Dessuten må informasjonene om tilførsler fra Indre Oslofjord, Drammensfjorden og Skagerrak forbedres.

Oksygenforholdene er målt ved flere anledninger og viser at det er tydelige endringer, selv over korte tidsintervaller. I de viktigste dypområdene ville tette målinger kunne gi tall for oksygenbehovet, det vil si reduksjonen i oksygeninnhold i stagnerende vannmasser pr. tidsenhet. Fordi vannutskiftningen stort sett er god, kan de registrerte verdiene i virkeligheten skyldes et større oksygenforbruk enn hittil antatt. Det vil igjen si at i perioder med uvanlig lang oppholdstid, kan det skje en utvikling mot skadelig lave oksygenkonsentrasjoner.

Det trengs et årlig program for måling av oksygensituasjonen i hele Ytre Oslofjord. I tillegg trengs det serier med korte tidsintervaller for oksygenmålinger i viktige dyp, f.eks. Drøbaksundet, Mølendypet, Bastøydypet og Rauøydypet.

De biologiske forholdene og sedimentsituasjonen er kartlagt i enkle, grove trekk. I hovedfjorden er det ikke funnet dramatiske eller beskadigede områder, slik det er påvist at eutrofivirkningene kan være i mer lukkede fjordområder. I et så stort og åpent område som Ytre Oslofjord, må de biologiske reaksjonene på forurensningspåvirkninger, kartlegges med en mer fintregistrerende metodikk enn i trange og lukkede farvann. Det er en utfordrende oppgave å skille mellom naturlige vekslinger, som alltid gjør seg gjeldende i havet, og endringer som skyldes menneskelig påvirkning.

Sedimentenes kjemi og biologi vil endre seg relativt langsomt, og er særlig egnet til å avlese endringer over lengre tidsrom. De kompliserte topografiske og strømningsmessige forhold forårsaker imidlertid at prøver må tas med omhu og resultatene tolkes med varsomhet.

Det trengs ytterligere dokumentasjon av de biologiske og sedimentologiske forholdene i Ytre Oslofjord. Undersøkelser av planktonoppblomstringene bør inngå.

Det mest usikre punktet i det utførte prosjektet, er analyse av hva Oslofjorden mottar av næringsalter, organismer og andre

forurensninger via Skagerrak. Både i Jyllandstrømmens område vest for Danmark og i Kattegat er det påvist forurensningsskader på bunnen og i sjøen over. I hvilken grad og på hvilken måte dette påvirker Oslofjorden har stor teoretisk og praktisk betydning.

Det trengs en nærmere undersøkelse og analyse av forurensnings-transporter via Skagerrak til Oslofjorden.

9. REFERANSER

Rapporter, notater og data-atlas som er laget som ledd i prosjektet, er listet under A. I teksten er henvisningene merket * (f.eks. *Magnusson, 1988). Delprosjekter i 3-serien gjelder feltarbeid m.m. i 1988, i 4-serien i 1989.

Andre referanser er listet under B.

Liste A

- Aas, E., T. Andresen, T. Løyning og E. Sjørgård, 1989. Optiske observasjoner - Overflatevannets kvalitet sett ut fra observasjoner i overflatelaget. Delprosjekt 3.7b. Statlig program for forurensningsovervåking (SFT). Rapp. nr. 388/90, Institutt for geofysikk UiO, 50 s.
- Abdullah, M.I. og M.Danielsen, 1989. Sedimentanalyser. Delprosjekt 3.10. Statlig program for forurensningsovervåking (SFT). Notat. Biol. inst. UiO. 26 s.
- Abdullah, M.I. og M. Danielsen, 1990. Hydrokjemiske observasjoner i Ytre Oslofjord. Delprosjekt 3.6b. Statlig program for forurensningsovervåking (SFT). Rapp.nr.421/90. Biol. inst. UiO. 98 s.
- Baalsrud, K., 1990. Oksygenforholdene i Ytre Oslofjord oktober 1988. Delprosjekt 3.9. Statlig program for forurensningsovervåking (SFT). Rapp. nr. 385/90. NIVA rapport O-8801108, l.nr. 2352. 67 s.
- Baalsrud, K., 1990. Oksygen og næringsalter i Ytre Oslofjord. Delprosjekt 4.5. Statlig program for forurensningsovervåking (SFT). Rapp. nr. 413/90. NIVA rapport O-8907504, l.nr. 2460, 84 s.
- Baalsrud, K. og J. Magnusson, 1989. Eutrofisisituasjon i Ytre Oslofjord. Fremdriftsrapport. Undersøkelser i 1988. Statlig program for forurensningsovervåking (SFT). Rapp. nr. 376/89. NIVA rapport O-8801109, l.nr. 2289. 90 s.
- Baalsrud, K., T. Bokn, R. Gulbrandsen og B. Rygg, 1989. Mossesundet. Delprosjekt 3.15. Statlig program for forurensningsovervåking (SFT). Rapp. nr. 353/89. NIVA-rapport O-8801115, 38 s.
- Baalsrud, K., R. Gulbrandsen og B. Rygg, 1990. Sandebukta. Delprosjekt 3.14. Statlig program for forurensningsovervåking (SFT). Rapp. nr. 386/90. NIVA rapport O-8801114, l.nr. 2358. 35 s.

- Dahl, F.-E., 1990. Strømmålinger i Oslofjorden - Et sammendrag. Delprosjekt 3.5c. Statlig program for forurensningsovervåking (SFT). Rapp.nr.422/90. VERITEC.
- Dahl, F.-E. og B. Hackett, 1988. Data atlas: Strøm-, vær- og hydrografiske målinger i faste punkter, mai-november 1988. Delprosjekt. 3.4a. Statlig program for forurensningsovervåking (SFT). VERITEC.
- Dahl, F.-E., B. Hackett, K. Skogen og I. Moen, 1990. Strømmålinger i Ytre Oslofjord. Delprosjekt 4.10. Statlig program for forurensningsovervåking (SFT). Rapp. nr. 423/90. VERITEC. 55s.
- Dale, B., 1990. Dinoflagellatcyster i Oslofjordsedimenter. Delprosjekt 4.2. Statlig program for forurensningsovervåking (SFT). Rapp. nr. 424/90. Inst. f. geologi. UiO. 32s.
- Fredriksen, S. og J. Rueness, 1990. Benthosalger i Ytre Oslofjord. Delprosjekt. 4.1. Statlig program for forurensningsovervåking (SFT). Rapp. nr. 397/90. Biologisk inst. UiO. 63 s.
- Gray, J.S. og I.D. Saanum, 1989. Bløtbunnsfaunaobservasjoner. Delprosjekt 3.11. Statlig program for forurensningsovervåking (SFT). Notat. Biol. inst. UiO, 26 s.
- Hackett, B. 1989. Data atlas. Hydrografiske målinger fra F/F "Trygve Braarud", juni og august 1988. Delprosjekt. 3.5b. Statlig program for forurensningsovervåking (SFT). VERITEC.
- Hackett, B. og F.-E. Dahl, 1989. Data-atlas: Strømmålinger med en akustisk doppler strømmåler (ADCP) på F/F "Trygve Braarud", august 1988. Delprosjekt 3.5a. Statlig program for forurensningsovervåking (SFT). VERITEC, 56 s.
- Hackett, B. og F.-E. Dahl, 1990. Katalog for oseanografiske data. Delprosjekt 4.3. Statlig program for forurensningsovervåking (SFT). Kasett.
- Holtan, G., 1990. Studier av eldre data. Teoretisk beregning av næringssalttilførsler til Ytre Oslofjord omkring 1910. Delrapport 4.4a. Statlig program for forurensningsovervåking (SFT). Rapp. nr. 398/90. NIVA rapport 0-8907503, 1-nr. 2381, 58 s.

- Høst, G., A. Lohrmann og B. Hackett, 1989. Data atlas: Strømmålinger med en akustisk doppler strømmåler (ADCP) ved Søstrene, juni - oktober 1988. Delprosjekt 3.4b. Statlig program for forurensningsovervåking (SFT). Veritec. 95 s.
- Ibrekk, H.O. og G. Holtan, 1988. Forurensningstilførsler. Delprosjekt 3.1. Statlig program for forurensningsovervåking (SFT). Rapp. nr. 325/88, NIVA rapport 0-8801102, l.nr. 2146, 44 s.
- Magnusson, J., 1988. Oksygenforholdene i Ytre Oslofjord. Forprosjekt. Statlig program for forurensningsovervåking (SFT). Rapp. nr. 332/88, NIVA rapport 0-86208, l.nr. 1957, 44 s.
- Magnusson, J., 1990a. Hydrografiske observasjoner: Drøbaksundet februar - november 1988, Ytre Oslofjord juni 1988, Ytre Oslofjord-/Skagerrak NO august 1988. Delprosjekt 3.4c/3.5d. Statlig program for forurensningsovervåking (SFT). Rapp.nr. 400/90, NIVA rapport 8801105, l.nr. 2401, 58 s.
- Magnusson, J., 1990b. Studier av eldre data. Vurdering av oseanografiske data. Delprosjekt 4.4b. Statlig program for forurensningsovervåking (SFT). Rapp. nr.420/90. NIVA rapport 0-8907503.
- Magnusson J. og B. Rygg, 1988. En sammenstilling av tidligere forurensningsundersøkelser. Delprosjekt 3.2. Statlig program for forurensningsovervåking (SFT). Rapport nr. 338/88, NIVA rapport 0-8801103, l.nr. 2169, 59 s.
- Magnusson, J., J. Skei og K. Sørensen, 1990. Hydrografiske og hydrokjemiske observasjoner i Ytre Oslofjord, juni og august 1988. Delprosjekt 3.6a. Statlig program for forurensningsovervåking (SFT). Rapp.nr.419/90. NIVA rapport 0-8801106.
- Paasche, E., 1989. Rapport til SFT om tokt i Ytre Oslofjord, juli og august 1988, 4 s. Vedlegg til SFT-rapport 419/90.
- Røed, L.-P. og H. Skåtun, 1989. Transportmodell av overflatelaget i Ytre Oslofjord. Rapport 2: Resultater fra simuleringer; En analyse og oppsummering. Delprosjekt 3.3b. Statlig program for forurensningsovervåking (SFT). Rapport nr. 396/90. VERITEC. 78 s.

- Røed, L.P., H. Skåtun og T.B. Irmann-Jacobsen, 1990. Transportmodell. Simuleringer av strøm, sporstoffer og partikkelbaner. En analyse og en oppsummering. Delprosjekt 4.8. Statlig program for forurensningsovervåking (SFT). Rapp. nr. 412/90. VERITEC. 55 s.
- Skåtun, H. og L.P. Røed, 1988. Transportmodell av overflatelaget i Ytre Oslofjord. Rapport 1: Modellen og dens åpne grenseflater. Statlig program for forurensningsovervåking (SFT). Notat. VERITEC, 40 s.
- Sørensen, K. og T. Lindell, 1990. Optiske observasjoner - overflatevannets kvalitet sett ut fra observasjoner i overflatelaget og fjernmåling. Delprosjekt 3.7a. Statlig program for forurensningsovervåking (SFT). Rapport 387/90, NIVA rapport 0-8801107, l.nr. 2365. 42 s.
- Sørensen, K., T. Lindell, J. Nisell, E. Aas, T. Andresen og T. Løyning, 1990a: 4.6a. Optiske målinger. Delprosjekt 4.6a. Statlig program for forurensningsovervåking (SFT). Rapp. nr. 405/90. NIVA rapport 0-8907505, l.nr. 2407, 50 s.
- Sørensen, K., L.P. Røed, J. Magnusson, T. Lindell, H. Skåtun og T.B. Irmann-Jacobsen, 1990b. Verifikasjon av modellresultater mot satellittdata. Delprosjekt 4.6b. Statlig program for forurensningsovervåking (SFT). Rapp.nr. 414/90. NIVA rapport 0-8907505, l.nr. 2462, 52 s.

Liste B.

- Aksnes, D.L., Aure, J., Furnes, G.K., Skjoldal, H.R. and R. Sætre, 1989. Analysis of the *Chrysochromulina Polylepis* Bloom in the Skagerrak, May 1988. Environmental Conditions and Possible Causes. Report nr. BSC 89/1. Bergen Scientific Center.
- Berge, D. og T. Källqvist, 1990. Biotilgjengelighet av fosfor i jordbruksavrenning, sammenliknet med andre forurensningskilder. Sluttrapport. Norsk institutt for vannforskning (No 2367).
- Braarud, T. and Ruud, J.T., 1937. The hydrographic conditions and aeration of the Oslofjord 1933-34. Hvalrd. Skr. Nr. 15.
- Dannevig, A., 1945. Undersøkelser i Oslofjorden 1936-40. Fiskeridirektoratets Skr. Serie Havundersøkelser 8 No.4.
- Erga, S.R., B. Bjerkgang, K. Baalsrud, T. Källqvist, J. Magnusson og J. Molvær, 1990. En vurdering av N og P's rolle som regulerende faktor for plantep planktonproduksjon i svenske kystfarvann. Norsk institutt for vannforskning. Nr. 2384, 90 s.
- Føyn, E., 1958. Sprangsjikt, oksygenminimum og sperreflater for fisk. Fauna nr. 11, s. 121-131.
- Føyn, E., 1962. Eldre kjemiske undersøkelser. Oslofjordprosjektet. delrapport nr. 12. Norsk institutt for vannforskning.
- Gade, H.G., 1963. Some hydrographic observations of the inner Oslofjord during 1959. Hvalrd. Skr. Nr. 46.
- Holtan, H., 1990. Glomma i Hedmark. Beregning av tilført fosfor og nitrogen fra skog og fjellområder. Norsk institutt for vannforskning. Rapport nr 2374, 19 s.
- Holtan, H., 1990. Handlingsplan Glomma. Glommavassdraget. Forurensningsutvikling - tidstrender. Norsk institutt for vannforskning, Rapport nr 2430, 56s.
- Lindahl, O. & R. Rosenberg 1989. Algblomningen av *Chrysochromulina polylepis* vid svenska västkusten 1988. Fysisk-kemiska, biologiska och effektrelaterade studier. Naturvårdsverket Rapport 3602.

- Lundälv, T. & H. Christie 1986. Comparative trends and ecological patterns of rocky subtidal communities in the Swedish and Norwegian Skagerrak area. Hydrobiologia 142: 71-80.
- Lundälv, T., 1988. Klippbottnar i förändring. Kust-Hav och Miljö. 1(2):20-21.
- Magnusson, J., Kirkerud, L., Källqvist, T., Norheim, G., Pedersen, A. og K. Tangen, 1984. Overvåking av forurensningssituasjonen i Indre Oslofjord 1983. Overvåkingsrapport 169/84. Norsk institutt for vannforskning.
- Magnusson, J. og J. Skei, 1984. Basisundersøkelser i Hvalerområdet og Singlefjorden. Hydrografi, vannutskiftning og hydrokjemii. Overvåkingsrapport nr. 170/84. Norsk institutt for vannforskning.
- Magnusson, J. og K. Næs, 1986. Basisundersøkelser i Drammensfjorden 1982-84. Delrapport 6, Hydrografi, vannkvalitet og vannutskiftning. Statlig program for forurensningsovervåking, SFT. Rapp. nr. 243/86. Norsk institutt for vannforskning. Rapport 1892, 77 s.
- Magnusson, J., Næs, K og T. Andersen, 1988. Overvåking av forurensningssituasjonen i Indre Oslofjord 1987. Overvåkingsrapport nr. 323/88. Norsk institutt for vannforskning. Rapport nr. 2141, 62s.
- Magnusson, J., Moy, F., Bokn, T. og G. Larsen, 1989. Overvåking av forurensningstilstanden i Indre Oslofjord, 1988. Statlig program for forurensningsovervåking (SFT), Rapp.nr. 377/89. Norsk institutt for vannforskning. Rapport nr 2297, 91 s.
- Molvær, J. og J. Magnusson, 1976. Noen resultater fra NIVAs hydrografiske undersøkelser i Frierfjorden og Oslofjorden. Norsk institutt for vannforskning. Årbok 1975, s 51-71.
- NVE, 1987. Avrenningskart over Norge.
- Petersen, C.G.J. 1915. Om havbundens dyresamfund i Skagerrak, Kristianiafjord og de danske farvande. Beret. Minist. Landbr. Fisk. Dan. Biol. Stn. 23:5-26.
- Rosenberg, R., J.S. Gray, A.B. Josefson & T.H. Pearson, 1987. Petersen's benthic stations revisited. II. Is the Oslofjord and eastern Skagerrak enriched? J. Exp. mar. Biol. Ecol. 105: 219-251.

- Rydberg, L., Edler, L., Floderus, L. og Graneli, W., 1990. Interaction between supply of nutrients, primary production, sedimentation and oxygen consumption in SE Kattegat. *Ambio* Vol. 19 No 3.
- Seitzinger, S.P., 1988: Denitrification in freshwater and coastal marine ecosystems: Ecological and geochemical significance. *Limnol. Oceanogr.*, 33 (4,2): 702-724.
- SFT, 1989. Ytterligere reduksjon av forurensninger i Indre Oslofjord. Høringsutkast, 74 s.
- Sundene, O., 1953. The algal vegetation of Oslofjord. *Skr. Norske Vidensk. Akad. I. Mat.-Nat. kl.* pp. 1-245.
- Sørensen, K., Nilsen, J., Sæbø, H.V. og Holbæk-Hansen, E, 1990c. Satellittfjernmåling av vannkvalitet. testing av Landsat-5 Thematic mapper data for kartlegging av Glomma- og Iddefjordvannets spredning i Hvaler og ytre Oslofjord. rapport 404/90 i Stalig program for forurensningsovervåking. Norsk institutt for vannforskning. Rapport nr. 2434, 98s.
- Thaulow, H., K. Baalsrud, H.O. Ibrekk, J. Magnusson, J. Molvær, E. Oug og B. Rygg, 1990. Sårbare områder og næringsalter til Nordsjøen. NIVA-notat 89237, l.nr. 2349, 69 s.

Norsk institutt for vannforskning  NIVA

Postboks 69, Korsvoll
0808 Oslo 8

ISBN 82-577 -1793-2