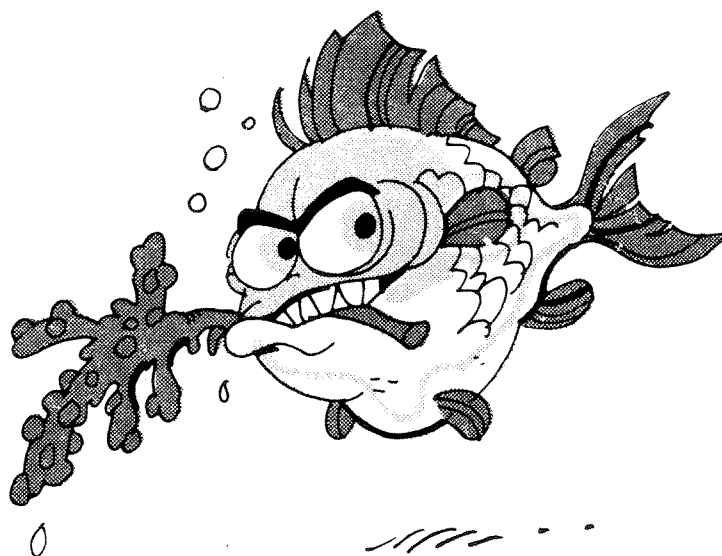


0-89156

Biologisk tilgjengelighet av
næringssalttilførsler til det marine miljø
fra fiskeoppdrett, landbruksavrenning
og kommunalt avløpsvann



NIVA - RAPPORT

Norsk institutt for vannforskning



NIVA

Prosjektnr.: O-89156	Undernr.:
Løpenr.: 2877	Begr. distrib.:

Hovedkontor Postboks 69, Korsvoll 0808 Oslo 8 Telefon (47 2) 18 51 00 Telefax (47 2) 18 52 00	Sørlandsavdelingen Televeien 1 4890 Grimstad Telefon (47 41) 43 033 Telefax (47 41) 44 513	Østlandsavdelingen Rute 866 2312 Ottestad Telefon (47 65) 76 752 Telefax (47 65) 76 653	Vestlandsavdelingen Thormøhlenstgt 55 5008 Bergen Telefon (47 5) 32 56 40 Telefax (47 5) 32 88 33	Akvaplan-NIVA A/S Søndre Tollbugate 3 9000 Tromsø Telefon (47 83) 85 280 Telefax (47 83) 80 509
--	---	--	--	--

Rapportens tittel: Biologisk tilgjengelighet av nærings salttilførsler til det marine miljø fra fiskeoppdrett, landbruksavrenning og kommunalt avløpsvann.	Dato: 02.11.92	Trykket: NIVA 1992
Forfatter(e): Bjørn Braaten Torbjørn Johnsen Torsten Källqvist Are Pedersen	Faggruppe: Akvakultur	Geografisk område: Norge
Oppdragsgiver: Statens forurensningstilsyn, SFT	Antall sider: 160	Opplag: 50
	Oppdragsg. ref. (evt. NTNf-nr.):	

Ekstrakt:

På oppdrag fra SFT har NIVA gjennomført tre eksperimentelle undersøkelser og en litteraturstudie vedrørende biotilgjengelighet av nærings saltene N og P fra fiskeoppdrett. Forsøkene har omfattet vekstpotensialmålinger i laboratoriet med en testalge, storskalaforøk med planktonalger i betongkummer med avløp fra et landbasert fiskeoppdrett og økosystemforsøk på marine bentosorganismer i store glassfibertanker som mottok avløp fra fiskeoppdrett. I tillegg omfatter undersøkelsene algevekstforsøk på avløp fra landbruksavrenning og kommunal kloakk. Forsøkene viser at tilgjengeligheten av P til algevekst var minst (ca. 30 %) fra landbruksavrenning, mens avløp fra fiskeoppdrett og kommunal kloakk hadde en total tilgjengelighet på henholdsvis 50 - 60 % og 65 - 70 %. For nitrogen viste alle tre utslipp en høy tilgjengelighet på 80 % eller høyere. Den største usikkerheten knytter seg til utlekking fra sedimenter over tid og under ulike fysisk/kjemiske betingelser.

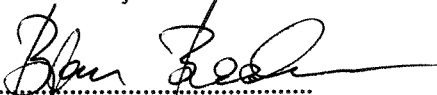
4 emneord, norske

1. Biologisk tilgjengelighet
2. Alger
3. Eutrofi
4. Næringsalter

4 emneord, engelske

1. Biological availability
2. Algae
3. Eutrophication
4. Nutrients

Prosjektleder


Bjørn Braaten

For administrasjonen


Torgeir Bakke

ISBN 82-577-2191-3

Norsk institutt for vannforskning

O-89156

**BIOLOGISK TILGJENGELIGHET AV
NÆRINGSSALTILFØRSLER TIL DET MARINE MILJØ
FRA FISKEOPPDRETT, LANDBRUKSAVRENNING OG
KOMMUNALT AVLØPSVANN**

Oslo 18. mars 1993

Prosjektleder: Bjørn Braaten
Medarbeidere: Torbjørn Johnsen
Torsten Källqvist
Are Pedersen

Forord

Foreliggende rapport er utarbeidet av Norsk Institutt for Vannforskning, NIVA på oppdrag fra SFT ved kontrakt pr. 31/7-89 og notat fra SFT av 19 februar 1989. En ny kontrakt ble inngått 6/12-90, der ett nytt prosjekt ble inkorporert i det opprinnelige prosjektet. Det nye prosjektet skulle klargjøre biologisk tilgjengelighet av ulike N- og P-kilder i marint miljø, og tok sikte på landbruksavrenning, og kommunalt avløpsvann.

Endringene medførte at delprosjekt om algevekstforsøk i laboratoriet ble utvidet til å gjelde tre ulike kilder : landbruksavrenning, fiskeoppdrett og kommunalt avløpsvann. De øvrige delprosjekter skulle utføres i henhold til planen. Delprosjektet har vært ledet av forsker Torsten Källqvist.

Prosjekt vedrørende kvalitative og kvantitative algevekstforsøk i storskalakummer ble gjennomført på oppdrettsanlegget Midnor Hemnskjel A/S under ledelse av forsker Torbjørn Johnsen. NIVA har fått hjelp fra personale på SINTEF til å ta vannprøver fra anlegget.

Delprosjektet i kontrollerte økosystemer-bassenger på Marin Forskningsstasjon på Solbergstrand har vært ledet av forsker Are Pedersen, mens daglig stell og kontroll av bassengene har vært utført av personale på stasjonen.

Sammenstilling av litteratordata er blitt utført av forskningsleder Bjørn Braaten, som har vært ansvarlig prosjektleder. Han har vært ansvarlig for innledning og sammenfattende konklusjoner. Den enkelte delprosjektleder har vært ansvarlig for sin del av rapporten. Avdelingssekretær Lise Tveiten har stått for den tekniske sammenstillingen av rapporten.

NIVA, Oslo 18. mars 1993

Innhold

Forord	2
Sammendrag og konklusjon.....	5
1. INNLEDNING	8
1.1. Målsetning	8
1.2. Bakgrunn	9
1.3. Opplegg og gjennomføring.....	10
2. BIOLOGISK TILGJENGELIGHET MÅLT VED	
LABORATORIETESTER MED ALGER.....	12
2.1. Sammendrag.....	12
2.2. Bakgrunn	13
2.3. Program for undersøkelser.....	14
2.4. Metoder.....	15
2.5. Resultat.....	16
2.5.1. Kalibreringer.....	16
2.5.2. Landbruksavrenning.....	18
2.5.3. Fiskeoppdrett	22
2.5.4. Kloakkvann.....	23
2.6. Konklusjoner	25
3. KVALITATIVE OG KVANTITATIVE	
ALGEVEKSTFORSØK I STORSKALABASSENG.....	26
3.1. Sammendrag.....	26
3.2. Innledning	27
3.2.1. Bakgrunn	27
3.2.2. Målsetting	27
3.3. Materiale og metoder	27
3.4. Resultater	28
3.4.1. Næringssalter	28
3.4.2. Biomasse.....	29
3.4.3. Algesammensetning	30
3.5. Konklusjoner	31
4. KONTROLLERTE ØKOSYSTEMFORSØK PÅ NIVAS MARINE	
FORSØKSSTASJON, SOLBERGSTRAND.....	55
4.1. Sammendrag.....	55
4.2. Innledning	60
4.2.1. Målsetning	60
4.2.2. Bakgrunn	60
4.3. Opplegg og gjennomføring	61
4.3.1. Innledning	61
4.3.2. Samfunnsetablering	64
4.4. Resultater og diskusjon	69
4.4.1. Miljøbetingelser	69
4.4.2. Samfunnsstruktur på hardbunn	79
4.4.3. Samfunnsrekruttering på hardbunn	83
4.4.4. Organisk omsetning i alger	90
4.4.5. Utvalgte algepopulasjoners biologi.....	101
4.5. Sammenfattende diskusjon	105
4.5.1. Virkninger av avløp fra oppdrett.....	105
4.5.2. Resultatoverføring til resipientforhold.....	106
4.5.3. Eksperimentell erfaring.....	108
4.6. Konklusjoner	109

5. LITTERATURSTUDIER OG ANDRE NORSKE FORSØK	110
5.1. Sammendrag.....	110
5.2. Karakterisering av utslipp fra oppdrett.....	112
5.3. Faktorer som påvirker sammensetningen og mengden av utslippet.....	113
5.3.1. Sammensetning av fôret.....	113
5.3.2. Fosforinnhold i fôr.....	114
5.3.3. Behov for fosfor i fisk	116
5.3.4. Nitrogeninnhold i fôr	116
5.3.5. Proteinbehovet til fisk.....	117
5.3.6. Effekt av fiskestørrelse på utskilling av næringssalter	117
5.3.7. Effekt av temperatur på fisken ekskresjon	117
5.3.8. Fôrspill	118
5.3.9. Oppdrettsteknologi	118
5.4. Oversikt over tap av næringssalter til miljøet.....	119
5.4.1. Utskilling og tap av fosfor	119
5.4.2. Utskilling og tap av nitrogen.....	121
5.4.3. Utskilling og tap av karbon.....	122
5.4.4. Beregning av tap	124
5.5. Tilgjengeligheten av næringssalter for alger	125
5.6. Hva skjer med næringssalter og organisk avfall	126
5.6.1. Transport av næringssalter ved fysiske prosesser.....	126
5.6.2. Opptak i alger og bakterier - biologisk selvrensning.....	127
5.6.3. Tilvekst, beiting og tap av alger	128
5.6.4. Regenerering av næringssalter	128
5.6.5. Sedimentering og omsetting av næringssalter og organisk stoff i sedimentet	129
5.6.6. Omsetting av næringssalter og organisk stoff ved villfisk.....	130
5.7. Konsekvenser for miljøet	130
5.7.1. Effekter av næringssalter og organisk utslipp på flora og fauna.....	130
5.7.2. Effekter av næringssalter og organisk utslipp på sedimenter	133
5.7.3. Effekter av næringssalter fra fiskeoppdrett på marine resipienter.	134
6. SAMMENFATTENDE DISKUSJON	137
7. REFERANSER	142
VEDLEGGSTABELLER	153

Sammendrag og konklusjon

Målsetting

Målsettingen med prosjektet har vært å beregne i hvor stor grad alger kan utnytte avløpsvann fra fiskeoppdrett, jordbruksavrenning og kloakk som vekstmedium (biotilgjengelighet av nitrogen N og fosfor P). Hovedvekten er lagt på avløp fra fiskeoppdrett, der forsøkene i størst mulig grad skal etterligne forholdene i åpne merdanlegg. Etter at undersøkelsen var satt i gang var det ønskelig å undersøke avløp fra andre kilder som et sammenlikningsgrunnlag.

Gjennomføring

Prosjektet er gjennomført i form av tre eksperimentelle undersøkelser og en litteraturstudie i perioden høsten 1989 til våren 1992. For å kunne sammenlikne de tre typene utslipp ble det utført vekstpotensialmålinger med testalgen *Phaeodactylum tricornutum* i sjøvann og i laboratoriet. Fordi det er meget vanskelig å gjennomføre kontrollerte forsøk i åpne merder ble det satt i gang storskalaforsøk med avløp fra et landbasert anlegg, Midnor Hemnskjel A/S i Sør-Trøndelag, som ble tilført store forsøkskar. Hensikten med forsøkene var finne ut om de naturlige artene av marint planteplankton kunne utnytte næringssaltene, og hvordan belastningen fra fiskeoppdrett påvirket sammensetningen av planktonet. Det ble også gjennomført eksperimentelle forsøk i et modellsamfunn på NIVAs marine forsøkstasjon på Solbergstrand MFS over en 2 års periode. Modellsamfunnet ble etablert i 1988 ved at stein med begroing av alger og dyr ble transplantert til 15 m³ glassfiberbassenger som ble tilført enten ubehandlet sjøvann, fra 13 m dyp eller samme sjøvann ledet gjennom kar med oppdrettsfisk. I tillegg ble det innført bestander av utvalgte alger og dyr til hvert basseng. Vannet fra utløpet ble blandet med 1:1 råvann før det ble ført til bassengene. Resultatene fra de eksperimentelle undersøkelsene er sammenholdt med tilgjengelige informasjonen i inn- og utland og erfaringene er summert i et eget kapittel.

Hovedkonklusjoner

De sammenliknende testene med ulike typer avløpsvann viste at tilgjengeligheten for N var høy for alle tre vanttper og av størrelsesorden 77 - 90 % for urensset kloakkvann, nær 80 % for overflateavrenning fra korndyrkningsarealer på Østlandet. Tilgjengeligheten av N fra fiskeoppdrett, fra den målte tilgjengeligheten i vannfasen og i den beregnede sedimentert materiale var 80 - 90 %.

Betydelig større forskjeller i biotilgjengelighet ble funnet for P. Tilgjengeligheten var høyest for urensset kloakk og av størrelsesorden 65 - 70 %, og 30 % fra overflateavrenning fra kornarealer. Tilgjengeligheten av P fra fiskeoppdrett, fra den målte tilgjengeligheten i vannfasen og den beregnede i sedimentert materiale var 30 - 40 %. Mengden P som løses ut fra sedimentet være avhengig av om bunnsedimentene inneholder oksygen eller ikke.

Storskalaforsøkene med avløp fra et landbasert anlegg viste at algene hadde en tydelig preferanse for ammonium som nitrogenkilde foran nitrat, og de kjemiske analysene viste at vannet inneholdt store mengder ammonium. Det var vanskelig å trekke konklusjoner med hensyn på hvilke algegrupper som favoriseres under næringsutslipp fra oppdrettsanlegg. I dette eksperimentet syntes inokulumets kvantitative artssammensetning å være viktigste faktor når det gjelder algeutviklingen under ikke næringsbegrensede betingelser.

Storskalaforsøkene viste også at det tok 5 - 7 dager før algene nådde sitt biomassemaksimum. I praktisk oppdrett vil det bety at det tar ca. en uke før en normal bestand av alger i sjøen vil vokse opp

til en stor og synlig algemasse. Med de gode strømforhold som mange oppdrettslokaliteter har i dag er det liten sannsynlighet for å finne høye bestander av planktonalger i nærheten av oppdrettsanlegg.

Samfunnstrukturen på hardbunn i modellsamfunnene på Solbergstrand forandret seg tydelig over tid, og effekten av vann fra fiskeproduksjonen førte til at samfunnsstrukturen utviklet seg signifikant forskjellig i forsøks- og kontrollbassenger.

På granittheller som hadde stått fra start av forsøket ga belastningene store utslag i rekruttering. Både artsammensetningen av diatomeer og innholdet av klorofyll, tørrvekt, og næringssaltinnholdet i bassengene indikerte at forholdene i kontrollkarene var vidt forskjellige fra kar som ble tilført avløpsvann fra fisk.

Første forsøksår hadde algene i bassengene som mottok avløp fra fiskeoppdrett lysforhold nær minimumsgrensen for produksjon og klarte derfor ikke å utnytte den økte tilførselen av næringssalter. Forsøkene viste at dødeligheten på voksne planter av stortare økte med reduksjon i lysklimaet. Etter to måneders eksponering var dødeligheten omtrent lik i kontroll- og fiskebassenger, men tilveksten var lavere i fiskebassengene. Gjennomsnittelig tilvekst hos stortare var generelt lav i alle bassengene og variasjonen mellom individene var stor. Forsøkene med sukkertare viste at plantene mistrives sterkt i avløpsvann fra fiskeoppdrett med svært lav tilvekst og etter fire måneder var alle plantene døde. Forholdene i kontrollen var betydelig bedre. I det gjentatte vekstforsøket med økt lystilgang var resultatene endret. Plantene som fikk tilført vann fra oppdrett viste bedre overlevelse, men med omtrent samme tilvekst som i kontrollkarene. Dette indikerte at ved økningen av lys økte også tilvekst og overlevelsen til sukkertare. Sterk vekst hos sjøsalat ble funnet for planter eksponert med vann fra fiskeoppdrett. Beitetrykket uttrykt som oppspist %-andel av bladarealet, var størst i bassenger med vann fra fiskeoppdrett. Beiterne var amphipoder og isopoder. Stor tilgang på organisk materiale vil kunne føre til økt beitetrykk på algevegetasjonen.

Litteraturundersøkelser

De totale utslipp fra fiskeoppdrett i 1990 ble beregnet til 13 000 tonn N og 2600 tonn P. Utslippets størrelse vil følge endringene i produksjonen men utslippet pr. tonn fisk produsert vil avta på grunn av innføring av miljøfor, redusert spill av for, bedre foringsteknikk og innføring av renseteknologi.

Massebalansebudsjetter viser at fra et inntak av N og P på 100 % vil ca. 65 - 80 % av P tapes til miljøet, herav 60 % i partikulær form og 40 % i løst form. Av mengden som sedimenteres vil 2 - 4 % P tilbakeføres til vannet i løst form. Totalt regnes 12.5 % av P som lite tilgjengelig, men mengden av sedimentert P, som går tilbake til vannet er usikkert og avhengig av sedimentets kjemiske tilstand.

Ca. 60 - 85 % av N tapes til miljøet, herav ca. 20 % i partikulær form og 80 % i oppløst form. Det antas at mindre enn 10 % av N er tungt løslig. Ca. 11.5 % av det sedimenterte vil tilbakeføres til vannet i løst form. Det meste av nitrogenet slippes ut som ammonium ved ekskresjon fra fisk og er lett tilgjengelig for alger. Tallene er beregnet på årsbasis og mengdene er avhengig av om sedimentet inneholder oksygen eller ikke.

De fleste oppdrettsanlegg er plassert på lokaliteter med god vannutskifting. Derfor vil løste fraksjoner raskt bli transportert vekk fra anleggene og ut i kyststrømmen. Det er bare undertakvis påvist forhøyde konsentrasjoner av næringssalter nær oppdrettsanlegg. Dette er sannsynligvis årsaken til at det sjelden er påvist en endring av algebiomassen ved og nær anlegg. Høye konsentrasjoner av næringssalter ved et anlegg behøver ikke å medføre økt algevekst. Årsaken er rask vannutskifting, høy selvrensing eller eventuelt ubalanse i næringsinnholdet i vannet. Dette bekreftes av norske såvel som irske og skotske undersøkelser.

Organisk materiale og næringssalter omsettes i sedimentet, og så lenge det er oksygen tilstede vil det foregå en denitrifikasjon av nitrat til fritt nitrogen. Under anaerobe betingelser viser undersøkelser at denitrifiseringen stopper helt opp. Dette medfører en akkumulering av ammonium i porevannet til konsentrasjoner som er 10 - 15 x høyere enn ubelastede lokaliteter.

Rundt alle anlegg som har forspill vil det samle seg villfisk og primært sei. Seien konsumerer spillfor og undersøkelser har vist at de kan oppholde seg ved anlegget i månedvis, men det skjer stadige utskiftninger i bestanden, særlig større sei vandrer ut i Nordsjøen. Dette medfører en transport av næringssalter bort fra resipienten der anlegget er lokalisert. Belastningen fra villfisk på det enkelte anlegg er vanskelig å evaluere.

Utslipp fra fiskeoppdrett kan ha stor lokal effekt på sedimenter og fauna under anleggene. Slamlaget er karakterisert ved lav pH, lav pE, høye konsentrasjoner av H₂S og utgassing av metan. Påvirkning av faunaen er tilsvarende det som er beskrevet for organisk belastning fra industri og husholdning.

Diskusjon og konklusjon

De eksperimentelle undersøkelsene kunne ikke helt simulere forholdene i et flytende og åpent merdsystem, men har gitt gode holdepunkter for hvordan både planktoniske og fastsittende alger forholder seg til ulike typer utslipp av næringssalter. Tall for tilgjengeligheten av næringsstoffene er i god overenstemmelse med andre undersøkelser både fra Norge, Irland og Skottland og burde gi et realistisk bilde av forholdene. Størst usikkerhet knytter seg til sedimentene og lekkasjen tilbake til vannet på grunn av varierende oksygenforhold i sedimentet og vannet i den umiddelbare nærhet.

Undersøkelsene bekrefter at utslipp fra fiskeoppdrett kan sammenliknes med kloakkutslipp, og at effektene er vanskelig å måle dersom utslippene finner sted på lokaliteter med god vannutskiftning. På mer innestengte lokaliteter vil det lettere finnes forhøyde næringssalter i områdene rundt, uten at det nødvendigvis behøver å bli økte bestander av alger. De største påvirkningene vil finne sted på bunnen, der effektene på flora og fauna vil følge et klassisk mønster som er kjent fra områder som er belastet med organisk forurensning.

I modelløkosystemene viste næringssaltene høyere konsentrasjoner i forsøkskar enn kontrollkar. I kontrollkar var produksjon/vekst hos alger sannsynligvis næringssaltbegrenset av fosfat. Tilførselen av suspendert partikulært materiale var også høyere enn partikkelavgangen og bassengene fungerte derfor som partikkelfeller. Forsøksbetingelsene medførte at vekstforsøkene ble påvirket av for lav lystilgang i første vekstperiode. Ved økt lystilgang viste algene at økt næringstilførsel fra fiskeoppdrett gav bedre overlevelse og sukkertare økte tilveksten etter at lysmengden ble økt. Utslipp virket altså ugunstig på alger nær nedre voksegrense på grunn av lyssvekking, men positivt høyere oppe i vannet. I testsamfunnene er det mangelen på fire faktorer som først og fremst kan ha hatt betydning: naturlig rekruttering, en vannbevegelse som hindrer nedslamming, tilstrekkelig lys, samt redusert predasjon. Overførings-verdien av konklusjonene fra forsøket til bunnsamfunn ved overflaten kan bare anslås.

Som en konklusjon på alle delprosjektene kan vi si at utslipp fra fiskeoppdrettsanlegg påfører resipienten store mengder næringssalter, som er meget lett tilgjengelig for algevekst. På grunn av anleggenes plassering blir vannet raskt skiftet ut og dette medfører at det meget sjelden kan måles forhøyde konsentrasjoner av N og P i vannet ved anlegget, og heller ikke økt algebiomasse. Tilsvarende effekter gjelder også for kloakkutslipp i gode resipienter med god vannutskiftning. Effektene på sedimenter, flora og fauna i anleggenes umiddelbare nærhet blir derimot kraftig påvirket, på tilsvarende måte som belastning fra andre typer utslipp og spesielt avløp fra kloakk. Dette skyldes primært en kraftig belastning av organisk materiale og oksygensvikt i sedimentet.

1. INNLEDNING

På oppdrag fra Statens Forurensningstilsyn (SFT) har Norsk Institutt for Vannforskning (NIVA) gjennomført eksperimentelle undersøkelser gjennom tre delprosjekter i perioden høsten 1989 til våren 1992. Delprosjekt A Algevekstforsøk i laboratoriet er gjennomført på NIVA og omfatter tester på biotilgjengeligheten av N og P på testalgen *Phaeodoactylum tricortutum* på avløpsvann fra fiskeoppdrett, landbruksavrenning og kommunalt avløpsvann.

Delprosjekt B Kvalitative og kvantitative algevekstforsøk i storskala er utført på oppdrettsanlegget Midnor Hemnskjel A/S, et landbasert anlegg i Sør-Trøndelag, i store betong-kummer på land som mottok avløpsvann fra anlegget.

Delprosjekt C Kontrollerte økosystemforsøk på Marin Forskningsstasjon Solbergstrand (MFS) er en del av de eksperimentelle undersøkelser som NIVA utførte for Statkraft, Statoil og Norsk Hydro for å studere virkningene av kjølevann på marine samfunn etablert i bassenget. Resultatene som omfatter utslipp fra fiskeoppdrett er behandlet separat og rapportert her.

Delprosjekt D Litteraturstudier, sammenfatning og konklusjoner er basert på alle tilgjengelige informasjonen i inn og utland som kan sammenliknes med norske oppdrettsforhold. En del av litteraturstudiene bygger på en nylig utført litteraturstudie for Nordisk Vattengruppe, Nordisk Ministerråd og er supplert med de nyeste forskningsrapporter.

1.1. Målsetning

Prosjektet har som mål å avklare tilgjengeligheten av nitrogen (N) og fosfor (P) i utslipp fra fiskeoppdrett, landbruksavrenning og kommunalt avløpsvann for alger. Tre av delprosjektene B, C og D omfatter fiskeoppdrett, mens delprosjekt A dekker alle tre former for utslipp.

Prosjektet skal avklare den direkte tilgjengeligheten og det som blir tilgjengelig senere. Forsøkene skal i størst mulig grad etterlikne de virkelige forhold ved åpne merdanlegg. På slike anlegg vil løste fraksjoner går direkte ut i vannmassene, og den partikulære delen synke. Noe kan bli spist av villfisk og resten sedimenteres. Prosjektet skal karakterisere næringssaltutslipp fra fiskeoppdrett, og hvordan mengdene varierer med ulike faktorer. Det skal kartlegges hvor mye som er tilgjengelig, og hvordan dette varierer med fôrmengde og fôrtype, og når det er tilgjengelig. Prosjektet skal beskrive hva som skjer med næringssaltene i fôrspill og fekalier, hva som spises av villfisk og omsettes av andre organismer ved bunnen. Det skal videre beskrives hva som omsettes via dyreplankton og hva som hender ved sedimentering og mikrobiell nedbrytning under aerobe og anaerobe forhold. En videre regenerering av næringssaltene skal også beskrives.

Utslippene fra fiskeoppdrett skal sammenliknes med andre typer utslipp, og en skal vurdere fordelingen av tilgjengelige næringssalter hele året, og betydningen av dette for den reelle tilgjengelighet.

1.2. Bakgrunn

Den totale mengde næringssalter som belaster norske kystfarvann fra landbaserte kilder er beregnet ved hjelp av en teoretisk beregningsmodell (Teofil) (Tjomsland og Ibrek, 1992) som er en videreutvikling av modellen som ble brukt for å regne ut tilførsler til LENKA-soner (Landsomfattende egnethetsvurdering av den norske kystsonen).

Utslipp av fosfor til sjøområder i 1990 ble beregnet til 4565 tonn og utslipp fra fiskeoppdrett var største fosforkilde med 40 %. Kommunal kloakk var av samme størrelsesorden (39 %) mens landbruk bidro med 15 % (SFT, 1992). Dersom vi benytter utslippstall beregnet av Austreng og Åsgård (1991) vil totalutslippet av P øke til 5315 tonn der fiskeoppdrett utgjør 49 %.

Utslippene av nitrogen fra landbaserte kilder var på 61 700 tonn, og landbruk utgjorde 37 %, kommunal kloakk 33 % og fiskeoppdrett 23 % (14 300 tonn). Austreng og Åsgårds beregninger gir et tall på 13 000 tonn N. Offisielle produksjonstall for fiskeoppdrett er ikke utarbeidet for 1991, men forbruket er redusert med 15 %, og en antar at produksjonen og utslippet er redusert i samme forhold.

I følge Nordsjøplanen skal utslippene av næringssalter (P og N) på kyststrekningen Østfold -Lindesnes reduseres med 50 % til de områder som er påvirket av utslippene innen 1995 sett i forhold til utslipp i 1985. Fiskeoppdrett betyr lite for denne regionen.

Fiskeoppdrett er en næring i vekst og sett på lang sikt vil produksjonen for hele landet øke fram mot år 2000. I de senere år har utslippene fra fiskeoppdrett i Skandinavia økt med en faktor på 5.7 for P og 7.1 for N, mens produksjonen har økt med en faktor på 12 (Enell og Ackefors, 1991). Selv om utslippene gradvis blir redusert pr. tonn produsert vil de totale utslipp øke i takt med økende produksjon. De øvrige norske utslipp fra landbruk og kommunal kloakk har blitt redusert (SFT, 1992) og vil sannsynligvis fortsatt bli redusert på grunn av økt innsats på rensesektoren og skjerpede krav fra myndighetene.

For å vurdere effektene av utslipp fra fiskeoppdrett og andre kilder er det nødvendig å ha kjennskap til lokalisering av utslippene og hvor mye næringssalter som resipienten tåler (Berthelsen, 1989). Tidligere ble det antatt at effekten av næringssalter fra fiskeoppdrett var mindre enn fra kloakk og vesentlig forskjellig. På en fagkonferanse i 1989 der effektene fra fiskeoppdrett ble diskutert ble det fastslått at effektene fra utslipp fra fiskeoppdrett var sammenliknbare med utslipp fra kommunalt avløpsvann, og at N/P-forholdet i utslipp fra fiskeoppdrett var mer lik N/P-forholdet for kloakk (Molvær, 1989).

Den biologiske tilgjengeligheten av fosfor fra ulike kilder har vært testet i ferskvann (Berge og Källqvist, 1990), men undersøkelsen omfattet ikke utslipp fra fiskeoppdrett. Metoden som ble utviklet for fosfor, med bruk av testalger, kan modifiseres for sjøvann og benyttes for nitrogen, som i foreliggende undersøkelse.

Direkte målinger av biotilgjengelighet av næringssalter for alger er meget vanskelig å utføre i åpne merder. En rekke undersøkelser har vært utført for å kartlegge næringssaltinnholdet i og rundt oppdrettsanlegg, og mulige algeoppblomstringer (Aure et al. 1984, Ervik et al. 1988, Gowen et al. 1988, Gowen, 1990, Christensen og Horsted, 1991, Gowen and Ezzi, 1992), men bare unntaksvis er det funnet forhøyde konsentrasjoner av næringssalter eller økt biomasse av alger.

Effektene er derimot store på bunnen under anleggene der sjøbunnen raskt kan bli anoksisk og redusere dyre- og planteliv (Aure et al. 1988, Gowen et al. 1988, Christensen og Horsted, 1991).

Effektene er svært lokale og ett kort stykke utenfor anleggene er flora og fauna på et normalt nivå.

Sedimentene under anleggene er karakterisert ved lave pH-verdier, et lavt redokspotensial, og høye H₂S-konsentrasjoner og metan som bobler ut (Brown et al. 1987, Holby, 1991, Schaanning, 1991.).

Når miljøet blir anoksisk stopper denitrifiseringen i sedimentene (Kaspar et al. 1988) og porevannet vil inneholde store mengder ammonium (Schaanning, 1991).

De foreliggende eksperimenter kunne i liten grad simulere de naturlige betingelsene, men representerer et viktig bidrag til å kartlegge sentrale prosesser under kontrollerte betingelser. I et dynamisk miljø med store utskiftninger av vannmassene, og en kontinuerlig nedbeiting av planktonalgene vil det være meget vanskelig å påvise signifikante forskjeller. De eksperimentelle undersøkelsene måtte derfor følges opp av en grundig litteraturoversikt over tidligere undersøkelser i inn- og utland under forhold som er mest mulig lik vår egen kyst. Derfor er skotske og irske studier trukket inn som sentrale referanser, mens rapporter fra Østersjøen har vært mindre aktuelle.

Mange av problemstillingene vedrørende biotilgjengelighet av næringssalter er generelle og uavhengig av kilde. En nylig utkommet rapport om næringssaltbelastning og selvrensing i marint miljø (Vadstein et al. 1990) har derfor vært til stor hjelp i en beskrivelse av omsetningen i næringskjeden og regenerering av næringssalter.

1.3. Opplegg og gjennomføring

Det opprinnelige prosjektforslaget fra april 1989 omfattet 4 delprosjekter, alle vedrørende fiskeoppdrett. Etter henstilling fra SFT i november 1990 ble det besluttet å inkludere utslipp fra landbruksavrenning og kommunalt avløpsvann i prosjektet.

Prosjektet er gjennomført som fire delprosjekter, tre eksperimentelle deler og en litteraturoversikt. Resultatet er presentert i en felles rapport og resultatene er presentert som selvstendige rapporter, men er tilslutt diskutert under ett.

De enkelte delprosjektene gir en utførlig beskrivelse av materiale metoder og opplegg for undersøkelsene. Endringen av prosjektet omfattet delprosjekt A Algevekstforsøk i laboratoriet, der utslipp fra jordbruksavrenning og kommunalt avløp er testet. De øvrige delprosjekter B og C kunne ikke endres og opplegget for delprosjekt D, litteraturoversikten er i hovedsak utarbeidet for fiskeoppdrett, men mange resultatene vedrørende transport og utskifting av vann, opptak i alger, transport av næringssalter gjennom næringskjeden, regenerering og mekanismer i sedimentet er almenngyldige for alle typer næringssaltbelastning.

Delprosjekt B Kvalitative og kvantitative algevekstforsøk i storskalabassenger ble først planlagt i storskalaposer i samarbeid med det lukkede oppdrettsanlegget "Ocean River System" i Rogaland. Oppdrettssystemet fungerte ikke etter hensikten og prosjektet ble nedlagt. Da det var vanskelig å benytte de innkjøpte posene i sjøen på andre merdanlegg ble forsøket flyttet til det landbaserte anlegget Midnor Hemnskjel A/S på Hemnskjel i Sør-Trøndelag. Dette anlegget fikk sykdom og ble tømt for fisk i en lengre periode. Deretter gikk anlegget konkurs. I tillegg sluttet ansvarlige prosjektleder Svein Rune Erga og forsker Torbjørn Johnsen overtok. Dette prosjektet har derfor vært vanskelig å gjennomføre etter de oppsatte planer.

Delprosjekt C Kontrollerte økosystemforsøk på Solbergstrand ble satt i gang som et oppdrag i regi av Statkraft, Statoil og Norsk Hydro for å gjennomføre eksperimentelle undersøkelser av virkninger av kjølevann på marine samfunn i bassenger. Prosjektet hadde som formål å generere kunnskap om et

norsk kyst-økosystems reaksjon på kronisk tilførsel av av henholdsvis kjølevann (oppvarmet sjøvann), utslipp av sjøvann fra landbasert oppdrett og kombinasjonen av de to faktorer. I dette prosjektet ble data fra oppvarmingen utelatt, og rapporten omhandler bare effekten av utslippet på bassenger av normal temperatur. På denne måten var det mulig å utnytte datane fra et stort og kostbart forskningsprosjekt på en rimlig og effektiv måte.

I konklusjonen av hele prosjektet har vi trukket inn alle relevante litteraturdata fra forsøk som kan belyse den aktuelle problemstillingen.

2. BIOLOGISK TILGJENGELIGHET MÅLT VED LABORORIETESTER MED ALGER

2.1. Sammendrag

Den biologiske tilgjengeligheten av fosfor og nitrogen i prøver av avrenning fra korndyrkingsarealer, avløpsvann fra fiskeoppdrett og kommunalt kloakkvann er undersøkt ved vekstpotensialmålinger med alger i laboratoriet. Forsøkene ble utført i sjøvann med *Phaeodactylum tricornutum* som testorganisme.

I prøver tatt fra vassdrag i korndyrkingsområder på Østlandet i forbindelse med stor overflateavrenning var den biologiske tilgjengeligheten av fosfor etter fortykning i sjøvann i gjennomsnitt ca. 30%. Dette tilsvarte omtrent den løste fosforfraksjonen, men i noen prøveserier var også en mindre del av den partikulære fosforfraksjonen tilgjengelig for alger.

Andelen tilgjengelig nitrogen i landbruksavrenning var gjennomgående høy eller ca. 80%. Det var godt samsvar mellom biologisk tilgjengelig N og nitratkonsentrasjonen.

Undersøkelsen av prøver fra fiskeoppdrett viser entydig at den biologiske tilgjengeligheten av næringssalter som skilles ut i vannfasen er meget høy. I praksis kan man regne med 100% tilgjengelighet for både P og N. For de næringssalter som er bundet til tyngre partikulært materiale som sedimenterer i fiskekar eller under åpne anlegg er imidlertid tilgjengeligheten lavere.

Resultatene av testene av urensset kloakkvann viser at tilgjengeligheten av fosfor er 65-70%. Dette er i samsvar med hva som tidligere er funnet ved tester med ferskvannsalger. Tilgjengeligheten av nitrogen var noe høyere eller 77-90%. For begge næringssaltene tilsvarer den biologisk tilgjengelige fraksjonen omtrent den løste fraksjonen.

Ved kjemisk/biologisk rensing reduseres den biologisk tilgjengelige andelen av fosfor til ca. 40-50%. Resultatene fra prøver med høyt innhold av partikkelbundet fosfor, d.v.s. ufullstendig slamseparasjon, viste at en betydelig andel av dette var tilgjengelig for algene. Rensingen hadde langt mindre innvirkning på nitrogeninnholdet, både med hensyn til konsentrasjon og biologisk tilgjengelighet.

2.2. Bakgrunn

Nitrogen og fosforforbindelser er nødvendige næringssalter for produksjonen av alger i ferskvann og sjøvann. Fosfor tas primært opp som fosfat, men andre fosforforbindelser kan også gjøres tilgjengelige ved at enkelte alger produserer enzymer, fosfataser, som frigjør fosfat for opptak i cellene (Kuhl 1974). Visse flagellater har også evnen til å ta opp organiske partikler som bakterier som kilde til både redusert organisk karbon (energi) og næringssalter. Det er nylig foreslått at disse flagellatene ved å skille ut løste organiske forbindelser stimulerer produksjonen av bakterier med effektivt fosfatopptak for så å kunne høste fosfor ved å konsumere bakteriene. Denne strategi vil være et konkurransefortrinn ved fosforbegrensning og er en mulig forklaring til oppblomstringer av flagellater i kystområdene. (Nygaard & Tobiesen in press).

Nitrogen blir primært tatt opp av alger som nitrat eller ammonium. Energimessig er ammonium den gunstigste nitrogenkilden fordi nitrat må reduseres for å kunne inngå i aminosyrer og andre cellekomponenter. Det er også kjent at alger kan utnytte enkle organiske nitrogenforbindelser som urea og aminosyrer (Morris 1974).

Betydningen av nitrogen og fosfor som begrensende faktorer for produksjonen av alger har i perioder vært gjenstand for faglig uenighet og debatt. Årsaken til at forholdet har vært viet så stor oppmerksomhet er at det har konsekvenser for prioritering av tiltak mot eutrofiering. Når det gjelder forholdene i ferskvann er det nå en utbredt enighet om fosforets dominerende rolle som begrensende næringssalt i de fleste vassdrag og innsjøer. Nitrogenbegrensning forekommer riktignok regelmessig i om sommeren i mange eutrofe innsjøer, men i disse tilfelle kan nitrogenbegrensningen ses på som en sekundær effekt av eutrofieringen, som igjen er et resultat av for høy fosforbelastning.

Kunnskapen om fosforets nøkkelrolle for eutrofiering i ferskvann har ført til at de forurensningsbegrensende tiltakene primært har hatt som mål å redusere fosfortilførselen til vassdragene. Kjemisk felling, som rensemetode for husholdningskloakk som er den dominerende renseprosessen i norske renseanlegg har f. eks. en høy renseeffekt på fosfor, mens nitrogenfjerningen er beskjeden. Samtidig som tiltakene har vært fokusert på fosforfjerning, har tilførselene av nitrogen til overflatevann økt som følge av økt forbruk av kunstgjødsel i landbruket og økt innhold av nitrat i nedbøren. Resultatet er at forholdet N/P har økt kraftig i mange vassdrag og dermed også i tilførselen til fjorder og kystområder.

I marine systemer er betydningen av fosfor og nitrogen som begrensende faktorer for algeproduksjon fortsatt et omstridt tema som har vært gjenstand for flere faglige oversikter og utredninger både i Norden og internasjonalt (Erga et al. 1990, Smith 1984, Källqvist 1988, Hecky & Kilham 1988, Larsson 1988, Söderström 1988). Det kan virke overraskende at man ikke har klart å få frem et mer entydig bilde av næringssaltbegrensning i marint miljø. En årsak til dette er at begrepet næringsbegrensning i seg selv ikke er entydig. Det synes som om den relative betydningen av N og P er avhengig av perspektivet i både tid og rom. På grunn av at nitrogenkretsløpet i motsetning til fosfor omfatter også fritt nitrogen i atmosfæren, som kan inngå i biologisk produksjon ved nitrogenfiksering og tilbakeføres ved denitrifisering, er det naturlig å tenke seg at fosfor i det store perspektivet er det primært begrensende næringssaltet for akvatisk primærproduksjon, også i havet. Hvis dette er tilfelle kan man allikevel tenke seg at nitrogen, lokalt og i bestemte situasjoner, kan bli begrensende for utviklingen av alger. I tillegg er det klart at tilgangen på nitrogen vil ha kvalitative effekter på planktonsamfunnet ved at konkurranseforholdet mellom alger med ulike næringskrav påvirkes av endringer i N/P-forholdet.

De sterke indikasjonene på at nitrogenet kan virke produksjonsbegrensende i marine systemer har ført til at reduksjon av nitrogentilførselen blir vurdert som et nødvendig tiltak for å redusere eutrofieringen f. eks. i Østersjøen og Nordsjøen. Reduksjon av nitrogentilførselen er imidlertid vanskeligere enn hva

som er tilfelle for fosfor, dels av tekniske årsaker og dels fordi kildene er flere og til stor del diffuse. Aktuelle tiltak for å redusere tilførselen til Nordsjøen fra Norge er endrede rutiner i landbruket og innføring av nitrogenfjerning i kloakkrensaneanlegg. Fiskeoppdrett langs med kysten medfører også en lokal tilførsel av næringsalter, som kan begrenses ved å redusere forspill. Betydningen av de enkelte kildene både kvantitativt og kvalitativt d.v.s. med hensyn til hvor tilgjengelige de er som nitrogenkilde for algeproduksjon er derfor viktig som grunnlag for prioriteringer av tiltak.

Man har lenge vært klar over at den biologiske tilgjengeligheten av fosforforbindelser som tilføres vann fra ulike kilder kan variere meget, avhengig av kjemisk tilstandsform, adsorpsjon til partikler m.v. Ulike teknikker er utviklet for å måle mengden biologisk tilgjengelig P ved siden av ulike kjemiske fraksjoner for om mulig å øke presisjonen i modeller som beskriver sammenhengen mellom P-belastning og eutrofi-status. (Svendsen et al. 1991). Tilsvarende undersøkelser er i liten grad gjort på nitrogen fra ulike naturlige -og forurensningskilder.

Ved NIVA ble det i 1988-89 gjort en undersøkelse av biologisk tilgjengelighet av P i ulike forurensningskilder, fremst avrenning fra dyrket mark (Berge & Källqvist 1990). Resultatene viste at erosjon av dyrket mark førte til betydelig transport av P til drenerende vassdrag, men at tilgjengeligheten av fosforet for algevekst var lavere enn for f. eks. i kloakkvann. På årsbasis var den biologisk tilgjengelige P-fraksjonen i avrenning fra korndyrkingsarealer ca. 35% av total-P. Årsaken til den begrensede tilgjengeligheten er at mesteparten av fosforet i avrenningen er knyttet til mineralpartikler.

Metoden som ble benyttet for å måle biologisk tilgjengelig P var basert på vekstpotensialmålinger med grønnalger, hvor mengden alger som blir produsert er bestemt av tilgangen på P. Den samme teknikken er senere utviklet for å bestemme biologisk tilgjengelig P og N i sjøvann. Denne metoden er blitt benyttet i foreliggende undersøkelse for å måle biologisk tilgjengelighet av N og P i jordbruksavrenning, avløp fra fiskeoppdrett og kommunalt kloakkvann.

2.3. Program for undersøkelsene

Prøver for måling av biologisk tilgjengelighet og ulike kjemiske fraksjoner av N og P ble samlet inn i 1990-91.

Prøvene har omfattet følgende kategorier

- Landbruksavrenning
- Avløpsvann fra fiskeoppdrett
- Kommunalt kloakkvann

Hovedvekten er lagt på landbruksavrenning. Prøvene ble tatt i Østlandsområdet i forbindelse med nedbørperioder og snøsmelting, d.v.s. når avrenningen var høy. Bruksformen i området er dominert av korndyrking. De samme prøvetakingspunktene ble benyttet for å sammenligne prøver tatt på ulike tider av året. Prøvetakingspunktene var:

- Kråkstadelva ved Nommestad
- Hølenelva ved Son
- Innløpsbekk til Årungen
- Utløp Årungen
- Solbergelva ved Solbergstrand
- Bekk ved Vestby

På samtlige prøvetakingssteder er landbruk antatt å være den dominerende forurensningskilden. Samtidig er det valgt å ta prøver i større vassdrag og tildels nær utløpet til sjøen for å få prøver som er representative for avrenning fra landbruksdominerte områder til kystområdet. Ved Årungen ble det tatt prøver fra utløpet og fra den største tilløpselven for å se på innsjøens betydning som sedimenteringsbasseng for næringsstoffer. Prøvetaking ble utført fire ganger og totalt er 23 prøver av denne kategorien undersøkt.

Prøver fra fiskeoppdrett ble tatt i forbindelse med forsøk ved Marin Forskningsstasjon Solbergstrand og ved oppdrettsanlegget ved Midmor Hemnskjel A/S. Ved Solbergstrand ble prøvene tatt fra utløpet av et kar hvor det ble holdt 35 kg laks. Det ble også tatt prøver ved gjennomspyling av karet, hvor sedimenterte fôrrester og ekskrementer fra bunnen ble spylt ut.

Fra anlegget i Hemnskjel ble det tatt prøver i innløp og utløp fra et kar med fisk ved to anledninger. Beskrivelse av forhold ved anleggene på Solbergstrand og Hemnskjel, er gitt i avsnitt 4.5.1.1 og kap. 3.

Prøver av kommunalt kloakkvann er tatt ved Bekkelagets renseanlegg. Anlegget ble drevet med kjemisk forfelling etterfulgt av biologisk aktiv slam-rensing. Som fellingskjemikalie benyttes jern. Prøver ble tatt i innløp og utløp fra anlegget. En prøve av urensset kloakkvann er også tatt fra nettet i Oslo.

2.4. Metoder

I noen av prøveseriene av landbruksavrenning ble det også foretatt analyse av suspendert uorganisk og organisk stoff etter filtrering på glassfiberfilter (Whatman GF/C).

Biologisk tilgjengelig N (BTN) og P (BTP) ble bestemt ved vekstpotensialmålinger med testalgen *Phaeodactylum tricornutum* Bohlin. *P. tricornutum* er en encellet sjøvanns/brakkvanns kiselalge med vid saltholdighetstoleranse som er mye brukt som testalge ved vekstpotensialmålinger og toksisitetstester.

Målingene av biotilgjengelighet ble gjort i ufiltrerte prøver. Ferskvannsprøvene og prøver med høyt næringsinnhold fra fiskeoppdrett ble fortynnet i sjøvann. Fortynningsvannet ble tatt fra overflatelaget i ytre Oslofjord i produksjonssesongen og filtrert gjennom 0.45 µm membranfilter. Fortynningsgraden var fra 5-50 ggr. avhengig av prøvenes næringsinnhold. De fleste prøver av landbruksavrenning ble fortynnet 5 ggr (200 ml/l).

Etter fortynning ble prøvene fordelt til kjemiske analyser og vekstpotensialmåling.

Kjemiske analyser av fosfor- og nitrogenforbindelser ble foretatt på ufiltrerte prøver og prøver filtrert gjennom 0.45 µm membranfilter (Sartorius eller Millipore). Filtrerte prøver ble analysert for total P, løst reaktivt fosfor, total N, nitrat og ammonium. I de ufiltrerte prøvene ble det analysert total P og total N. Analysen ble utført på autoanalyser etter gjeldende Norsk Standard.

Ved vekstpotensialmålingene ble prøvene fordelt i 9 stk. 100 ml ståkolber med 50 ml i hver. Til disse ble det tilsatt nitrogen i form av NaNO₃ og fosfat i form av KH₂PO₄ som vist på neste side.

Kolbe nr.	100 $\mu\text{g P/l}$	1000 $\mu\text{gN/l}$
1-3	x	
4-6		x
7-9	x	x

Kolbene ble tilsatt ca. 10^6 celler/l av testalger fra kulturer som ble vedlikeholdt ved overføring til nytt vekstmedium hver uke. Podematerialet ble tatt fra kulturer i stasjonær fase (1-2 uker etter ompodning). Som vekstmedium i podedekulturen ble det benyttet 10% Z8 i naturlig sjøvann. Podedekulturen ble inkubert på et gyngbord med kontinuerlig belysning ved 20 °C, de samme betingelsene som ble benyttet ved vekstpotensialmålingene.

Etter poding ble kulturene inkubert på gyngbordet. Etter 6 dager ble det gjort målinger av celletettheten i kulturen frem til at veksten stoppet opp. Dette skjedde som regel innen 12 døgn fra starten. Det maksimale celleutbyttet ble notert og middelerdien for de tre parallelle kulturene beregnet.

Når ingen andre næringsstoffer enn P og N er begrensende for algeproduksjonen er celleutbyttet i kolbene 1-3, hvor P er tilsatt bestemt av mengden tilgjengelig N i prøven. På samme måte bestemmes utbyttet i kolbene 4-6 av mengden tilgjengelig P. Kolbene 7-9 tjener som kontroller som viser om andre næringsstoffer enn P og N har påvirket utbyttet eller om prøven har inneholdt stoffer med giftvirkning på algene. Dersom celleutbyttet i kolbene 7-9 er høyere enn i noen av de øvrige viser det at andre næringssalter ikke har vært begrensende og at biologisk tilgjengelig N og P kan beregnes fra celleutbyttet i kolbene 1-3 resp. 4-6.

Metoden for beregning av biologisk tilgjengelig N og P ble kalibrert mot uorganisk fosfat og nitrat i form av KH_2PO_4 og NaNO_3 . Kalibreringen ble utført ved å utføre vekstpotensial-målingene som beskrevet ovenfor i næringsfattig fortynningsvann tilsatt ulike konsentrasjoner av nitrat og fosfat. Resultatene viste et lineært forhold mellom celleutbytte og P og mellom celleutbytte og N. Omregningsfaktorer for beregning av biologisk tilgjengelig N og P fra celleutbytte ble regnet frem ved lineær regresjon av celleutbytte mot nitrat-N resp. fosfat P.

2.5. Resultat

2.5.1. Kalibreringer

Celleutbyttet i fortynningsvann tilsatt 100 $\mu\text{g P}$ og ulike konsentrasjoner av nitrat-N er vist i figur 1. Resultatene er fra to uavhengige forsøksserier. Bidraget fra fortynningsvannet er trukket fra. Celleutbyttet øket lineært med nitrat-tilsetningen i hele det undersøkte området (0-200 $\mu\text{g/l}$). Statistikk for regresjonsligningen er vist i tabell 1. Helningsvinkelen viser at celleutbyttet øket med $2.13 \cdot 10^6$ celler/ $\mu\text{g N}$.

Resultatet av fosfor-kalibreringen er vist i figur 2. Fortynningsvannet ble tilsatt 1000 $\mu\text{g N/l}$ og ulike fosfat-konsentrasjoner fra 0-26 $\mu\text{g/l}$. Også her er det utført to uavhengige testserier, og fortynningsvannets bidrag er trukket fra. Resultatene viser en lineær økning av celleutbyttet med $25 \cdot 10^6$ celler/ $\mu\text{g P}$. Statistikk for regresjonsligningen er vist i tabell 1.

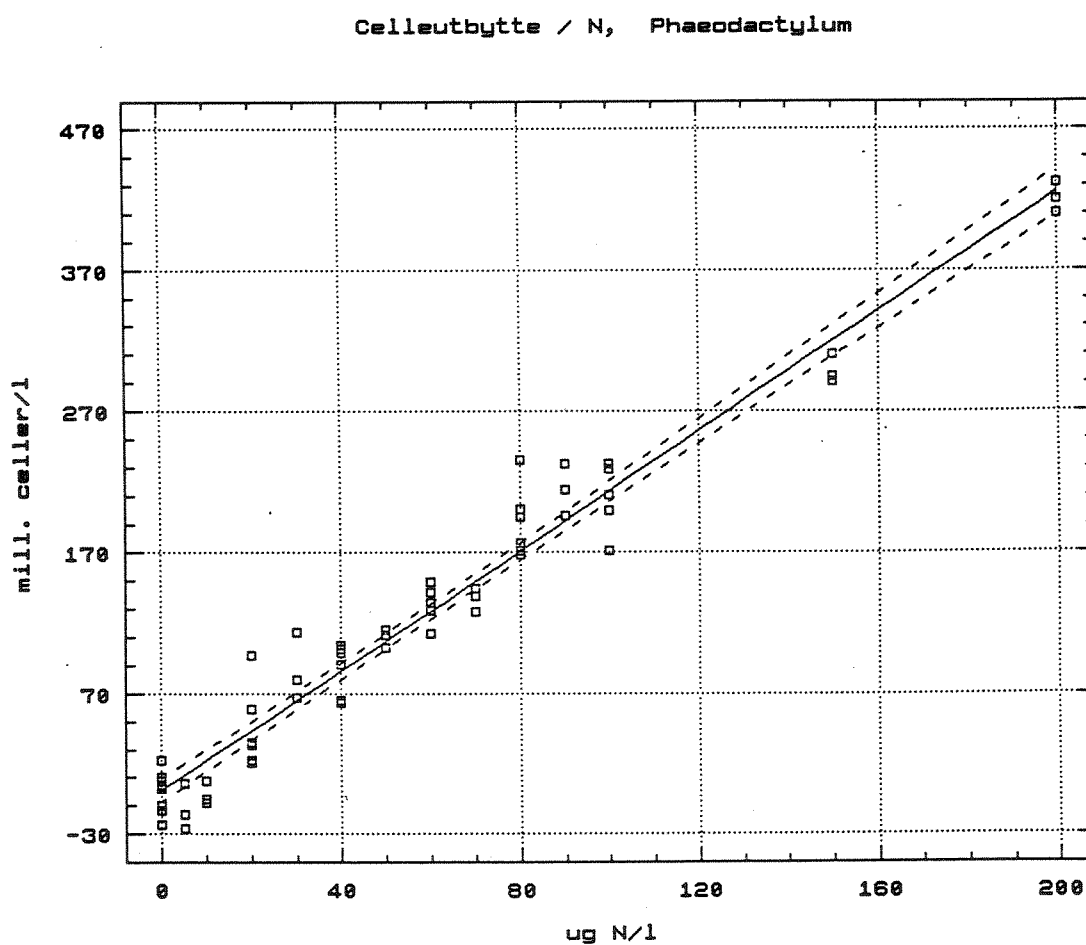
Tabell 1. Resultat av regresjonsberegninger for utbytte av *Phaeodactylum tricornutum* som funksjon av N og P (fig. 1 og 2).

Test	Enheter	Helningsvinkel	Intercept	Corr. koeff.
Celleutbytte/N	10 ⁶ celler/ μ g	2.13	0.87	0.98113
Celleutbytte/P	10 ⁶ celler/ μ g	25.43	1.71	0.98491

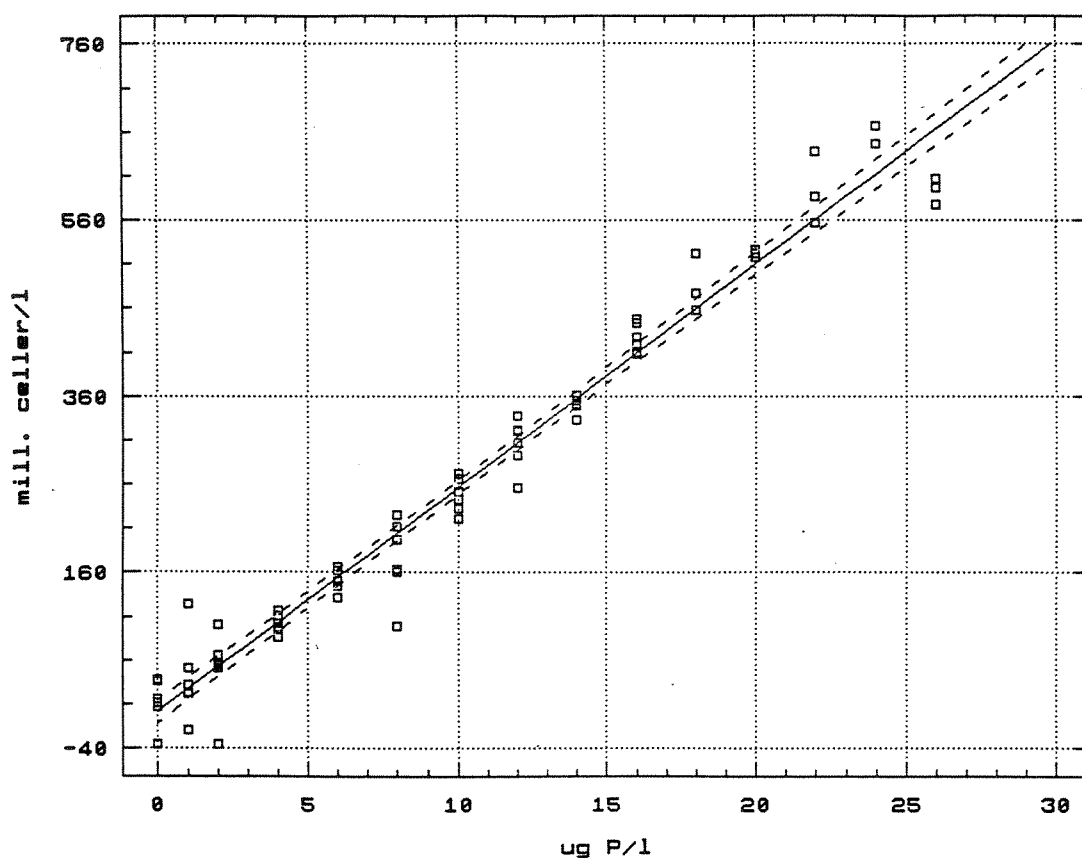
På grunnlag av kalibreringstestene ble omregningsfaktorene fra celleutbytte til biologisk tilgjengelig N og P fastlagt til:

$$1/2.13 = 0.470 \quad \mu\text{g N}/10^6 \text{ celler} \quad \text{og}$$

$$1/25.43 = 0.0393 \quad \mu\text{g P}/10^6 \text{ celler}$$



Figur 1. Celleutbytte av *Phaeodactylum tricornutum* som funksjon av nitrat-N.

Celleutbytte / P *Phaeodactylum*

Figur 2. Celleutbytte av *Phaeodactylum tricornerutum* som funksjon av fosfat-P.

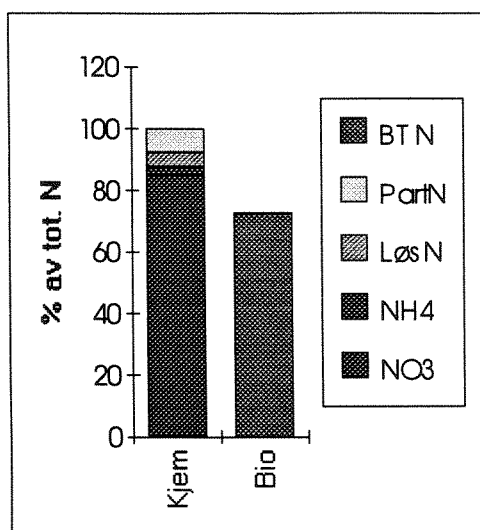
2.5.2. Landbruksavrenning

Innhold av ulike fraksjoner av N og P i de undersøkte prøvene er vist i tabell 2. Den første prøvetakingsserien av landbruksavrenning ble gjort 26.12.90 i forbindelse med en mild, nedbørrik periode. Vassdragene var sterkt preget av erosjon og mengden suspendert stoff var fra 100-250 mg/l med unntak for i utløpet av Årungen hvor det var 4.4 mg/l (Se tabell 3).

Innholdet av tot. P varierte fra 120-190 $\mu\text{g/l}$. Den biologisk tilgjengelige fraksjonen var 15-34 $\mu\text{g/l}$ som tilsvarer 11-33 % av tot. P. I utløpet fra Årungen var konsentrasjonen av tot. P 44 $\mu\text{g/l}$ og tilgjengeligheten 11%. Konsentrasjonen av fosfat og løst fosfor er ikke angitt i tabell 2 p.g.a. at kontaminering ved filtreringen ga for høye verdier.

Konsentrasjonen av tot. N i de landbrukspåvirkede vassdragene var 4-7 mg/l, i hovedsak i form av nitrat. Den biotilgjengelige fraksjonen ble målt til 1.5-5 mg/l som var 63-85% av tot. N. I utløpet fra Årungen var konsentrasjonen og tilgjengeligheten av N noe lavere (3 mg resp. 51%).

Middelverdier av den prosentvise fordelingen av ulike nitrogenkomponenter i prøvene fra desember 1990 er vist i figur 3. (Utløp fra Årungen er ikke iberegnet).

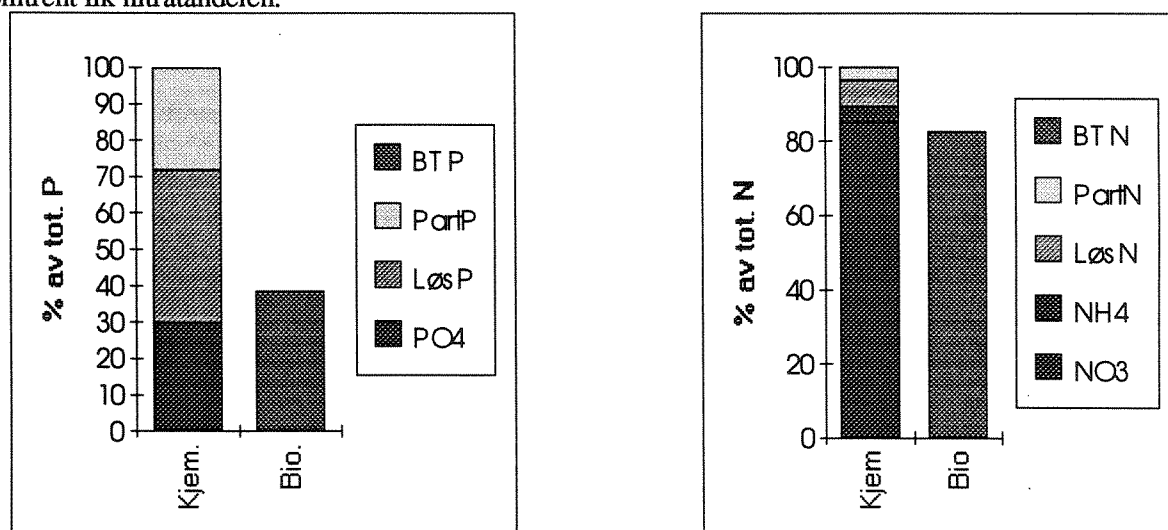


Figur 3. Middelerverdier for andelen av ulike nitrogenfraksjoner i prøver fra lanbrukspåvirkede vassdrag i desember 1990. Tot. N = 5.2 mg/l.

Neste prøvetaking ble utført i forbindelse med snøsmeltingen 25.03.91. Fosforkonsentrasjonene lå på de fleste stasjoner omtrent på samme nivå som i desember, (90-200 µg/l, men denne gangen var konsentrasjonen i utløpet fra Årungen høyere enn på de øvrige stasjonene (390 µg/l). Den biologiske tilgjengeligheten var noe høyere enn i desember (25-45%) men fortsatt lavere i utløpet fra Årungen (13%). Sammenlignet med konsentrasjonen av fosfat, målt som SRP i filtrerte prøver er den biologisk tilgjengelige fraksjonen noe høyere i de fleste prøvene og omtrent lik i noen.

Nitrogeninnholdet i mars-prøvene var lavere enn i desember på samtlige stasjoner unntatt utløp Årungen. Konsentrasjonene var 2.8-4.7 mg/l og tilgjengeligheten 65-97%. Den biologiske tilgjengelige fraksjonen var omtrent lik konsentrasjonen av nitrat i de fleste prøvene.

Middelerverdier for den prosentvise andelen av ulike nitrogen og fosforfraksjoner i prøvene fra lanbrukspåvirkede vassdrag i mars-91 er vist i figur 4. Figuren viser at BTP var noe høyere enn fosfatkonsentrasjonen, men lavere enn løst fosfor. For nitrogen er middelerverdien for BTN 83% og omtrent lik nitratandelen.

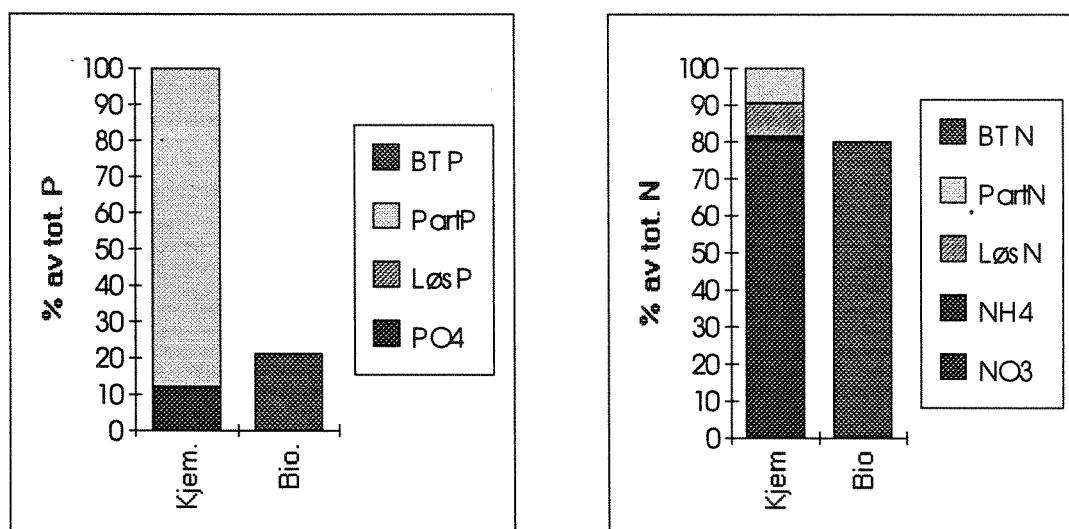


Figur 4. Middelerverdier for andelen av ulike fosfor og nitrogenfraksjoner i prøver fra lanbrukspåvirkede vassdrag i mars 1991. Tot.P= 130 µg/l, tot. N= 3.5 mg/l.

Prøvetakingen i juni 21.6.92 skjedde i en periode med mye nedbør og overflateavrenning. Erosjonen var likevel mindre enn i desember som følge av vegetasjonsdekket. Innholdet av suspendert materiale var 21-82 mg/l og 9 mg/l i utløpet fra Årungen (Se tabell 3). Konsentrasjonene av total P på de ulike prøvetakingsstasjonene varierte mer enn ved de tidligere prøvtakingene, men var tildels meget høye, opp til ca. 650 µg/l i Hølenelva og bekken ved Vestby. Den løste P-fraksjonen var imidlertid bare 23 µg/l. og den biologisk tilgjengelige fraksjonen 70 resp. 30 µg/l eller 11 resp. 5% av tot. P på disse to stasjonene. I de øvrige vassdragsprøvene var den biologiske tilgjengeligheten av fosfor 26-39%. I utløpet fra Årungen ble den biologisk tilgjengelige fosforfraksjonen bestemt til noe høyere enn tot.P. Årsaken til dette er at den lave fosforkonsentrasjonen i denne prøven gir større feilmargin i fosforbestemmelsene.

Nitrogenkonsentrasjonene var gjennomgående meget høye i samtlige vassdragsprøver fra juni (9-17 mg/l). Som tidligere var nitrat den dominerende nitrogenfraksjonen og mengden biologisk tilgjengelig N var meget lik nitratkonsentrasjonen eller 72-87 % av tot. N). I utløpet fra Årungen var nitrogenkonsentrasjonen 2.8 mg/l og tilgjengeligheten 99%.

Sammenlignet med øvrige prøvetakingsperioder var variasjonen mellom prøvene hva gjelder fordeling av N og P på ulike fraksjoner større i juni. Dette henger sannsynligvis sammen med lokale forskjeller i gjødsling og vegetasjon, som har størst betydning i vegetasjonsperioden. På grunn av de store variasjonene er representativiteten av middelerdier begrenset, men disse er likevel fremstilt i fig. 5, til sammenligning med de andre prøvetakingsperiodene. Fig. 5 viser at andelen BTP i gjennomsnitt var lav i juni (ca. 20%), men noe høyere enn den løste fraksjonen. En mindre andel partikkelbundet var m.a.o. også tilgjengelig. For nitrogen var forholdet omtrent som i mars; ca. 80% var biologisk tilgjengelig og dette tilsvarte ganske nøyaktig nitratfraksjonen.



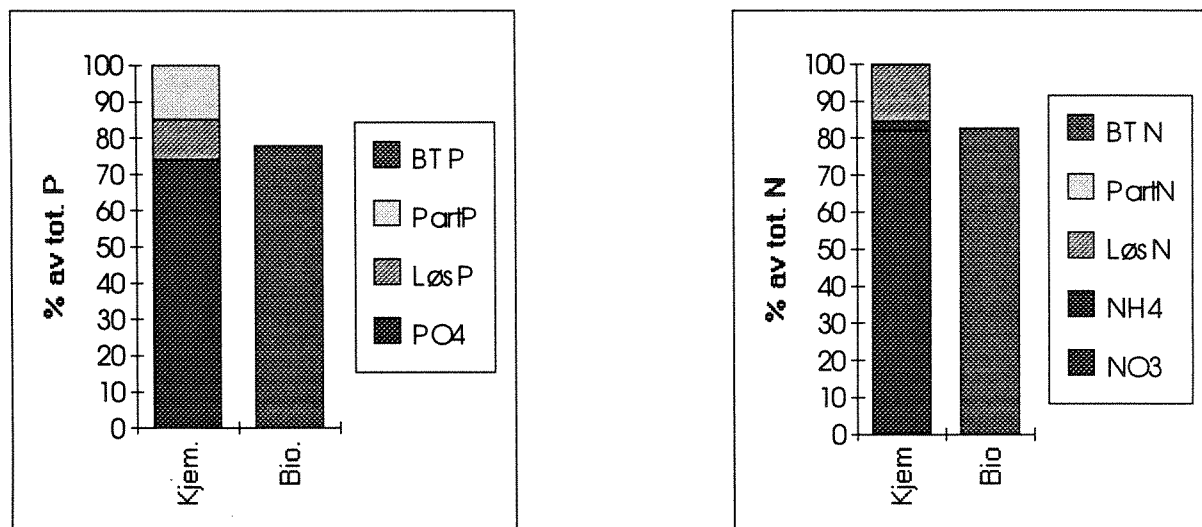
Figur 5. Middelerdier for andelen av ulike fosfor og nitrogenfraksjoner i prøver fra landbrukspåvirkede vassdrag i juni 1991. Tot.P= 390 µg/l, tot. N= 12.5 mg/l.

Den siste prøvetakingen i landbruksvassdragene ble gjennomført i en nedbørrik periode i november 1991. (3.11.91). Erosjonen var omfattende som fremgår av mengden suspendert materiale som var 190-320 mg/l i vassdragene, men bare 7 mg/l i utløpet fra Årungen. (Se tabell 2).

Fosforkonsentrasjonene var meget høye (376-606 µg/l og 71 µg/l i utløpet fra Årungen). I overkant av 10% av dette var løst fosfor, men den biologiske fraksjonen var høyere, ca. 30 % av tot. P.

Nitrogenkonsentrasjonene var lavere enn i juni (5.3-11 mg/l). Som tidligere var den biologisk tilgjengelige fraksjonen omtrent lik nitratkonsentrasjonen og 66-94% av tot. N.

Middelverdiene for november er vist i figur. 6. For fosfor var BTP i gjennomsnitt 32 % som er høyere enn den løste fraksjonen. Det betyr at ca. 20 % av partikkelfraksjonen var tilgjengelig for algene. For nitrogen var i gjennomsnitt 83 % biologisk tilgjengelig som igjen var likt nitratandelen.



Figur 6. Middelverdier for andelen av ulike fosfor og nitrogenfraksjoner i prøver fra landbrukspåvirkede vassdrag i november 1991. Tot.P= 500 µg/l, tot. N= 7.9 mg/l.

Tabell 2. Nitrogen og fosforfraksjoner bestemt ved kjemiske analyser og vekst-potensialemålinger i prøver fra landbrukspåvirkede vassdrag. Konsentrasjonene er beregnet fra analyser i prøver fortynnet i sjøvann.

Prøve	Dato	tot. P	løs-P	PO4-P	BTP	tot. N	løs-N	NO3	NH4	BTN	BTP (%)	TN (%)
Solbergbekk	"27.1.90	69	74	40	38	5732	5382	5025	60	5083	55	89
Kråkstadelva	"26.12.9	119			39	4012	3842	3600	120	3430	33	85
Solbergelva	"26.12.9	149			28	7182	7082	6725	70	4998	19	70
Hønelva	"26.12.9	134			15	4192	3602	3275	100	2627	11	63
Innløp Årungen	"26.12.9	194			34	5282	4682	4200	175	3888	18	74
Utløp Årungen	"26.12.9	44			5	3022	2662	2425	45	1545	11	51
Kråkstadelva	"25.3.91	87	97	24	38	2974	2839	2515	153	2883	44	97
Hønelva	"25.3.91	157	92	34	63	2869	2704	2365	108	2484	40	87
Solbergelva	"25.3.91	177	82	39	44	4704	4554	4215	33	3855	25	82
Innløp Årungen	"25.3.91	102	72	49	46	3504	3454	2915	273	2275	45	65
Utløp Årungen	"25.3.91	392	122	59	52	3704	3669	3315	118	3198	13	86
Kråkstadelva	"21.6.91	178		45	46	10454	10004	8900	148	9146	26	87
Hønelva	"21.6.91	653	23	20	70	14704	11204	10400	158	10568	11	72
Bekk Vestby	"21.6.91	658	23	10	30	11204	10204	8900	93	9775	5	87
Solbergelva	"21.6.91	398	88	75	108	16704	15354	14650	83	12291	27	74
Innløp Årungen	"21.6.91	73	18	10	28	9354	9104	7400	103	7502	39	80
Utløp Årungen	"21.6.91	18	3	5	20	2804	2444	2300	53	2777	110	99
Kråkstadelva	"3.11.91	476	56	51	153	5679	5619	4666	143	5038	32	89
Hønelva	"3.11.91	376	46	41	124	5369	5369	4366	143	5071	33	94
Bekk Vestby	"3.11.91	506	56	51	158	9249	9249	7766	83	7546	31	82
Solbergelva	"3.11.91	506	56	61	166	11319	11319	9666	103	9391	33	83
Innløp Årungen	"3.11.91	636	56	51	193	7979	7979	6216	303	5240	30	66
Utløp Årungen	"3.11.91	71	41	36	43	2524	2494	1921	273	2212	61	88

Tabell 3. Suspendert materiale i prøver fra landbrukspåvirkede vassdrag.

Prøve	Dato	Suspendert stoff (mg/l)	Glødetap (mg/l)	Organisk stoff (%)
Innløp Årungen	26.12.90	256	27	11
Utløp Årungen	26.12.90	4.4	2.6	59
Hølenelva	26.12.90	101	13	13
Kråkstadelva	26.12.90	171	14	8
Solbergelva	26.12.90	171	18	11
Innløp Årungen	21.6.91	21	4.3	20
Utløp Årungen	21.6.91	9.3	4.5	48
Hølenelva	21.6.91	82	8.5	10
Kråkstadelva	21.6.91	31	5.2	17
Solbergelva	21.6.91	25	4	16
Bekk Vestby	21.6.91	43	4.8	11
Innløp Årungen	3.11.91	317	45	14
Utløp Årungen	3.11.91	7	3	43
Hølenelva	3.11.91	189	25	13
Kråkstadelva	3.11.91	237	31	13
Solbergelva	3.11.91	255	34	13
Bekk Vestby	3.11.91	280	37	13

2.5.3. Fiskeoppdrett

Resultatene av tester og analyser av prøver fra fiskeoppdrett er stillet sammen i tabell 4. Det ble gjennomført tre prøvetakinger av vann fra fiskekaret på Solbergstrand. De kjemiske analysene av utløpsvannet ved normal drift ble misslykket ved den første prøvetakingen, men de senere prøvetakingene var tot-P konsentrasjonen 28 og 68 µg/l. BTP ble bestemt til 23-43 µg/l og var 34-73% av tot. P. I desember 1990 ble prøver tatt også på inntaksvannet slik at bidraget fra fiskekaret kan beregnes. Økningen av tot. P fra innløp til utløp var 31 µg/l for tot. P og 30 µg/l for BTP. Det betyr at fosfortilskuddet fra fiskeanlegget hadde høy biologisk tilgjengelighet.

Nitrogeninnholdet i utløpet fra fiskekaret var 350 og 520 µg/l i de to prøver dette ble analysert. I den siste prøven var konsentrasjonen i innløpet 374 µg/l, og tilskuddet fra fiskekaret var altså 144 µg/l. Samtidig økede BTN med 136 µg/l som tyder på at også nitrogenet fra fiskekaret hadde en høy grad av biologisk tilgjengelighet. I utløpet fra fiskekaret var BTN 74-81% av tot. N.

Prøvene som ble tatt ved spyling av fiskekaret hadde meget høyt innhold av N og P. Tot.P-konsentrasjonene var 1100 og 3600 µg/l og tot. N 2000 og 7200 µg/l. Forholdet P/N var således relativt høyt. Den biologiske tilgjengeligheten av N og P var lav (16-25% for N og 7-11% for P), til tross for at betydelig større andeler av nitrogenet i følge de kjemiske analysene forelå som nitrat resp. fosfat, som teoretisk skulle være tilgjengelige.

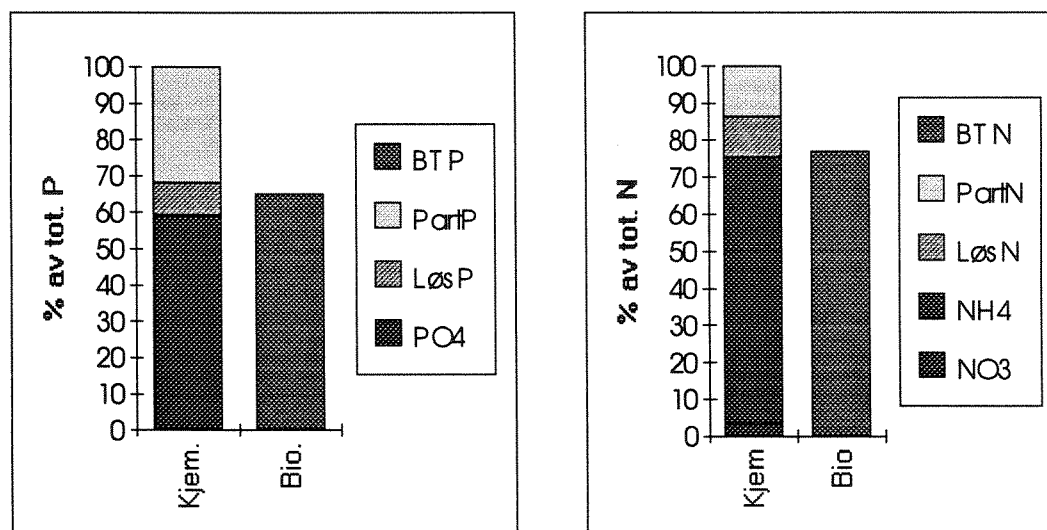
Ved oppdrettsanlegget i Hemnskjel ble prøver tatt fra innløp og utløp ved to anledninger, 30.8 og 24.9.92. I utløpet var fosfat- og ammoniunkonsentrasjonene betydelig høyere enn i innløpet, mens det var liten forskjell i nitratkonsentrasjonen. Tot. P-konsentrasjonen i utløpet var 42 µg/l i august og 36 µg/l i september. Tilsvarende tot. N-konsentrasjoner var 610 og 600 µg/l. Biotilgjengeligheten var 68 og 87% for fosfor og 91 og 88 for nitrogen. Tilgjengeligheten var betydelig høyere enn i innløpet, og hvis man beregner tilgjengeligheten av det tilskudd av N og P som kommer fra fiskekaret som differansen mellom utløp og innløp, finner man at tilskuddet er fullstendig tilgjengelig for algene.

Tabell 4. Nitrogen og fosforfraksjoner bestemt ved kjemiske analyser og vekst-potensialemålinger i prøver fra fiskeoppdrett.

Prøve	dato	tot. P	løs-P	PO4-P	BTP	tot. N	løs-N	NO3	NH4	BTN	BTP (%)	TN (%)
Solb. utløp	"15.8.90											
Spyling	"15.8.90	253	133	420	182	1756	1036	604	1050	226	72	13
Solb. utløp	"27.11.9	68	48	27	23	351	351	87	116	259	34	74
Spyling	"27.11.9	1114	674	420	129	2047	2407	1880	480	330	12	16
Solb. innløp	"19.12.9	28			13	374	399	196	20	286	46	76
Solb. utløp	"19.12.9	59			43	518	498	245	60	422	73	81
Spyling	"19.12.9	3634	894	760	241	7187	3707	260	240	1823	7	25
Hemnsjel innløp	"30.8	30	17	13	10	204	240	98	24	76	35	37
Hemnsjel utløp	"30.8	42	30	28	28	633	609	79	374	577	68	91
Hemnsjel innløp	"24.9	18	17	12	11	288	188	92	72	79	64	27
Hemnsjel utløp	"24.9	36	35	29	31	608	602	98	430	538	87	88

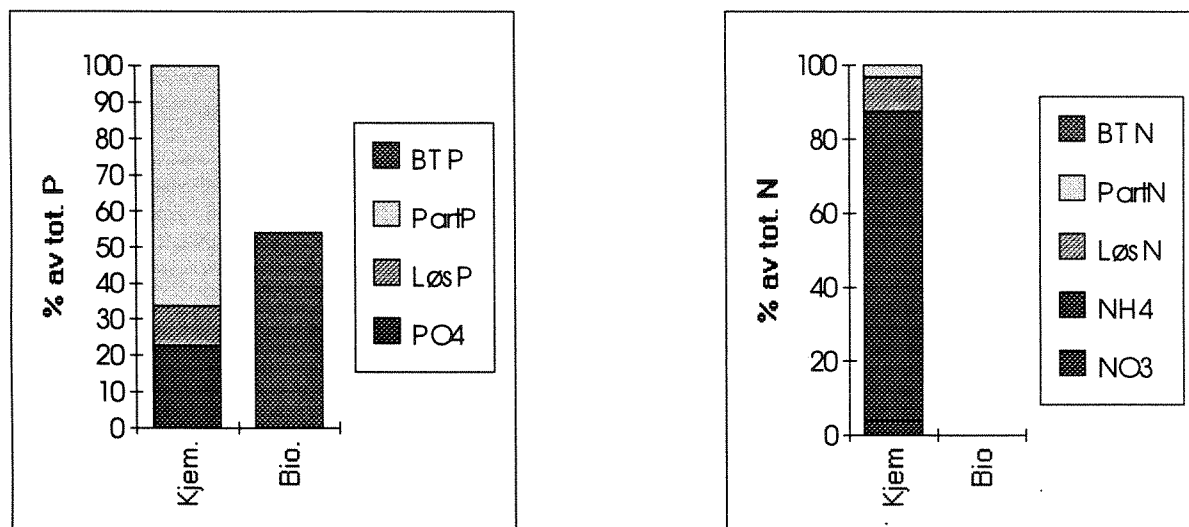
2.5.4. Kloakkvann

Resultatene av tester og analyser av prøver fra kloakkvann er stillet sammen i tabell 5. I de to prøver av urensset kloakk, fra nettet i Oslo og fra innløpet til Bekkelagets renseanlegg var P-innholdet 3.8-4.7 mg/l. Av dette var ca. 60-70% i form av fosfat og 20-30% partikkelbundet. Den biologisk tilgjengelige andelen var 65-70%, d.v.s. omtrent som fosfatandelen. tot.N var ca. 30-40 mg/l. I den ene prøven (Bekkelaget) var ammonium den dominerende N-komponenten (72%), mens prøven fra kloakknettet i følge analysen bare inneholdt 8.5 mg ammonium-N som var ca. 30% av tot. N. Den løste nitrogenfraksjonen var imidlertid ca. 90%. Den biologiske tilgjengeligheten av N i de to urensede kloakkvannsprøvene var 90 og 77%. Resultatene fra innløpet til Bekkelaget 19.5.92 er vist i figur 7.



Figur 7. Prosentvis andel av ulike fosfor og nitrogenfraksjoner i urensset avløpsvann (Innløp til Bekkelagets renseanlegg 19.5.92). Tot. P = 3.7 mg/l, tot. N = 41 mg/l.

Prøven fra Bekkelagets renseanlegg etter kjemisk felling viser som ventet en reduksjon av fosfor (62%) i forhold til innløpet, mens de ulike komponentene av nitrogen var lite endret. Den partikulære fosforfraksjonen var høy (84% av tot.P). Vekstpotensialmålingene viste at BTP var betydelig større enn summen av fosfat og øvrige løste fosforforbindelser (se fig. 8). Det betyr at en del av det partikulære fosforet var tilgjengelig for algene.



Figur 8. Den prosentvise andelen av ulike fosforfraksjoner i kjemisk/biologisk rensed kloakkvann (Utløp fra Bekkelagets renseanlegg 19.5.92) Tot. P = 441 µg/l. Tot. N = 31.7 mg/l. Biologisk tilgjengelig nitrogen kunne ikke bestemmes p.g.a. for høyt konsentrasjonsnivå.

Biologisk tilgjengelig N kan ikke beregnes fra prøven etter kjemisk felling fordi testen ble utført ved for høy N-konsentrasjon. Resultatene viser imidlertid at BTN var >59% av tot.N.

To prøver av rensed kloakkvann fra Bekkelaget er undersøkt. Det var stor forskjell i N-og P innhold i de to prøvene, og resultatene fra den siste som ble tatt 19.5.92 tyder på at anlegget da ikke fungerte normalt og at separasjonen av slam var dårlig. Dette vises bl. a. av det høye innholdet av partikulært P som var ca. 300 µg/l eller 66% av tot.P. Konsentrasjonen av tot. P var 440 µg/l som betyr at renseseffekten m.h.t. fosfor var 88% beregnet i forhold til P-konsentrasjonen i innløpet på samme tidspunkt.

Tabell 5. Nitrogen og fosforfraksjoner bestemt ved kjemiske analyser og vekstpotensialmålinger i prøver av kommunalt kloakkvann.

Prøve	dato	tot. P	løs-P	PO4-P	BTP	tot. N	løs-N	NO3	NH4	BTN	BTP (%)	TN (%)
Bekkelaget utløp	"21.6.91	93	73	5	39	19184	19184	3475	13783	17279	42	90
Råkkloakk	"26.2.92	4706	3606	3301	3302	30809	27409	2076	8523	27592	70	90
Bekkelaget innløp	"19.5.92	3752	2552	2226	2447	40944	35344	1304	29500	31323	65	77
Bekkelaget utløp	"19.5.92	441	148	100	237	31745	30681	1281	26467	11020	54	35
Bekkelaget kjem	"19.5.92	1402	222	151	588	40064	39864	724	32000	23677	42	59

2.6. Konklusjoner

Undersøkelsen av prøver fra vassdrag i korndyrkingsområder på Østlandet fortynnet i sjøvann viser at andelen P som er tilgjengelig for alger i gjennomsnitt er ca. 30% av tot. P. I prøvene fra juni og november var dette mer enn den løste fraksjonen og en del partikkelbundet fosfor var således også tilgjengelig. Ved den tidligere utførte undersøkelsen med ferskvannsalger ble den biologiske tilgjengeligheten målt til 37% som årsmiddelverdi i bekker som drenerer korndyrkingsareal. Dette var omtrent det dobbelte av den løste fosforfraksjonen og dermed var ca. 25% av det partikulære fosforet også tilgjengelig. Resultatene fra denne undersøkelsen tyder på at fosfortilgjengeligheten i landbruksavrenning i sjøvann er noe lavere, eller i gjennomsnitt ca. 30%. Forskjellen kan skyldes en noe lavere tilgjengelighet av den partikulære fraksjonen i sjøvann enn i ferskvann.

For nitrogen i avrenning fra korndyrkingsarealer var bildet entydig. I de fleste prøver var biotilgjengeligheten ca. 80% av tot. N. Dette var meget likt konsentrasjonen av nitrat. Ammoniumfraksjonen var ubetydelig, i gjennomsnitt 2.5% av tot. N. Andre løste og partikulære nitrogenforbindelser utgjorde i gjennomsnitt 14%. Resultatene tyder på at disse forbindelsene var lite biologisk tilgjengelige.

Samtlige prøver av landbruksavrenning er tatt i perioder med overflateavrenning og erosjon. Resultatene er derfor trolig ikke representative for situasjonen i tørkeperioder. Den største transporten av N og P i vassdragene skjer imidlertid i perioder med høy vannføring og erosjon og det er derfor riktig å legge mest vekt på forholdene ved slike episoder ved vurdering av transport av næringssalter fra dyrket mark og effekten av disse i kystområdene.

Når det gjelder næringssalter fra fiskeoppdrett i lukkede anlegg viser resultatene entydig at tilgjengeligheten av både nitrogen og fosfor som skilles ut i vannfasen er meget høy. I praksis kan man regne med 100% tilgjengelighet. Prøver tatt i forbindelse med spyling av fiskekar viser imidlertid at tilgjengeligheten i det materiale som sedimenterer i fiskekarene er mindre.

Resultatene av testene av urensset kloakkvann viser at tilgjengeligheten av fosfor er 65-70%. Dett er i samsvar med hva som tidligere er funnet ved tester med ferskvannsalger. Tilgjengeligheten av nitrogen var noe høyere eller 77-90%. For begge næringssaltene tilsvarer den biologisk tilgjengelige fraksjonen omtrent den løste fraksjonen.

Ved kjemisk/biologisk rensing reduseres den biologisk tilgjengelige andelen av fosfor til ca. 40-50%. Resultatene fra prøver med høyt innhold av partikkelbundet fosfor, d.v.s. ufullstendig slamseparasjon, viste at en betydelig andel av dette var tilgjengelig for algene. Rensingen hadde langt mindre innvirkning på nitrogeninnholdet, både med hensyn til konsentrasjon og biologisk tilgjengelighet.

3. KVALITATIVE OG KVANTITATIVE ALGEVEKSTFORSØK I STORSKALA- BASSENG

3.1. Sammendrag

For å avdekke hvilke næringstilførsler oppdrettsanlegg tilfører det marine miljø og i hvilken grad disse stoffene er biotilgjengelige, ble det i 1990-91 gjennomført tre forsøksserier i tilknytning til det landbaserte oppdrettsanlegget Midnor Hemnskjel A/S på øya Hemnskjel i Sør-Trøndelag. I kar på land ble dypvann og avløpsvann fra anlegget benyttet som vekstmedium for naturlige marine planktoniske algepopulasjoner.

Kjemiske analyser av avløpsvannet viste at dette inneholdt betydelige mengder ammonium (maks. 405 µg/l). Algene viste en tydelig preferanse for ammonium som nitrogenkilde foran nitrat.

Biotilgjengeligheten av næringsstoffene fra oppdrettsanlegget var meget høy, og i løpet av 5-7 dagers periode nådde algene sitt biomassemaksimum.

Eksperimentoppsettet i denne undersøkelsen vanskeliggjør å trekke konklusjoner med hensyn på hvilke algegrupper som favoriseres under næringsutslipp fra oppdrettsanlegg. I dette eksperimentet synes inokulumets kvantitative artssammensetning å være viktigste faktor når det gjelder algeutviklingen under ikke næringsbegrensede betingelser.

Sett i lys av at det tar en uke for en algepopulasjon å omsette de tilgjengelige næringsstoffene til biomasse og de gode strømforhold som det er på mange oppdrettslokaliteter i dag, er det liten sannsynlighet for å finne forhøyede planktoniske algebiomasser i nærheten av oppdrettsanlegg. Den høye biotilgjengeligheten av utslippenes næringsstoffer medfører imidlertid totalt sett til en øket primærproduksjon og har dermed en generell eutrofieringseffekt.

3.2. Innledning

3.2.1. Bakgrunn

Bakgrunnen for prosjektet var at det langs Norskekysten er etablert en rekke fiskeoppdrettsanlegg som tilfører det marine miljø en betydelig mengde nitrogen (N) og fosfor (P). Tilførselene kommer både fra fiskens ekskresjonsprodukter, fekalier og fôrspill. For å få kunnskap om i hvilken grad denne næringstilførselen påvirker den pelagiske alge-produksjonen, var det nødvendig med kontrollerte forsøk for å finne belastningsstoffenes biotilgjengelighet.

3.2.2. Målsetting

Prosjektets målsetting var for det første å finne ut om nitrogen- og fosfatbelastningen fra et oppdrettsanlegg er biotilgjengelig for marint planteplankton. Hvis næringsstoffene var tilgjengelig for de planktoniske algene, ønsket en å se hvordan næringsbelastningen påvirket planktonets sammensetning.

På denne måten ønsket en å vinne kunnskap som kan være med å forutsi virkningene av næringsbelastning fra fiskeoppdrett på det marine planktoniske algemiljø.

3.3. Materiale og metoder

For å kunne gjennomføre kontrollerte eksperiment måtte miljøbelastningsforsøkene utføres i tilknytning til lukkede oppdrettsanlegg. Prosjektet ble først planlagt gjennomført tilknyttet en flytende oppdrettsrenne (Ocean River System) (Christie 1987), men ble istedet gjennomført ved Midnor Hemnskjel A/S (tidligere Midnor Seafood A/S) som har et landbasert fiskeoppdrettsanlegg på øya Hemnskjel i Sør-Trøndelag. I utgangspunktet var eksperimentene tenkt gjennomført i poser under *in-situ*-forhold i sjøen, men dette konseptet ble forlatt til fordel for landplasserte kar.

I perioden 1990-91 er det gjennomført tre forsøksperioder med varighet fra 15. til 30. mai og fra 29. august til 14. september i 1990. I 1991 ble oppdrettsanlegget rammet av furunkulose og all fisken måtte derfor slaktes. Ny smolt ble senere satt ut i anlegget, men på grunn av liten biomasse og dermed små utslipp fra anlegget ble det først gjennomført forsøk fra 13. august til 2. september.

I eksperimentoppsettene ble det benyttet 2 kar plassert på land. Karenes diameter var 4 meter, dybden ca. 2 meter og et volum på ca. 25 m³. Til det ene karet ble det tilført avløpsvann fra oppdrettskummene, mens det andre karet ble fylt opp med inntaksvann som ble hentet fra ca. 70 meters dyp. Overflatevann med den naturlige forekommende algeflora ble benyttet som inokulum. Inokulumet utgjorde ca. 10% av karenes totalvolum. Forsøkene ble gjennomført etter "batchkultur"-metoden. For å holde sirkulasjon i karene ble vanlige fatpumper benyttet. Disse viste seg imidlertid å være noe svake og i forsøket gjennomført høsten 1991 stoppet begge pumpene ca. 1 uke før forsøket ble avsluttet. Som lyskilde ble naturlig innstrålt lys benyttet.

Inntaks- og avløpsvann ble tre ganger pr. uke analysert for totalt nitrogen (Tot-N), nitrat (NO₃)-nitritt (NO₂), ammonium (NH₄), partikulært nitrogen (Part-N), totalt fosfor (Tot-P), fosfat (PO₄), partikulært fosfor (Part-P), silikat (SiO₂) og totalt organisk karbon (TOC). I tillegg ble biomasseutviklingen i form av klorofyll *a* overvåket gjennom forsøksperioden. Inokulumsvannet ble analysert for de samme parametrene. Alle innsamlinger og analyser av næringsalter og biomasse er utført i følge Norsk standard. Metoden som er benyttet for analyse av nitrat skiller ikke mellom nitrat og nitritt slik at verdiene som oppgis for nitrat i virkeligheten er summen av nitrat og nitritt.

Prøver for analyse av algesamfunnenes utvikling ble tatt til samme tider som nærings salt- og biomasseprøver. To parallelle prøver ble tatt hvor den ene ble fiksert med sur Lugol som fikserer flagellater tilfredsstillende (Thronsen 1978). Den andre prøven ble fiksert med formalin nøytralisert med hexamin for å bevare kalkflagellatene. Tilsetning av sur Lugol medfører nemlig en så stor senkning av prøvevannets pH at de kalkholdige coccolithene som kalkflagellatene er dekt av, løses opp. Algetellingene er utført ved bruk av omvendt mikroskop etter metode av Uthermöhl (1931, 1958).

3.4. Resultater

3.4.1. Næringsalter

Næringsalter i avløps- og inntaksvann

Avløpsvannet fra oppdrettskummene inneholdt mellom ca 2 og 4,5 ganger mer totalt nitrogen enn inntaksvannet (tabell 6). De totale nitrogenverdiene i avløpsvannet varierte fra 516 til 866 $\mu\text{g/l}$, mens inntaksvannet inneholdt mellom 179 og 239 $\mu\text{g/l}$.

Nitrogenanrikningen i avløpsvannet skyldes i hovedsak tilførsel av ammonium (NH_4). Ammoniummengden i avløpsvannet ble ved oppstarten av de tre forsøkene målt til 383 $\mu\text{g/l}$ (15.05.90), 406 $\mu\text{g/l}$ (29.08.90) og 189 $\mu\text{g/l}$ (13.08.91). I inntaksvannet varierte ammoniumkonsentrasjonen mellom 7 og 14 $\mu\text{g/l}$. Nitratmengde (NO_3) i vannet ble imidlertid ikke endret ved at vannet passerte oppdrettskummene. Konsentrasjonene av nitrat ble målt til å ligge mellom 71 og 122 $\mu\text{g/l}$.

En betydelig fosforanriking ble funnet i avløpsvannet fra oppdrettsanlegget. Høyeste totale fosformengde på 120 $\mu\text{g/l}$ ble målt under første forsøk våren 1990, mens inntaksvannet hadde en total fosforkonsentrasjon på 23 $\mu\text{g/l}$. 87,5% av fosforet i avløpsvannet fra oppdrettsanlegget forelå som fosfat. Også ved de to andre forsøkene ble det konstatert at fosfatandelen ved fosforanrikningen i oppdrettskarene var høy.

Forholdet mellom totalt nitrogen og totalt fosfor i inntaks- og avløpsvannet var ved starten på første forsøksserie henholdsvis 8,2 og 7,2. Det vil si at avløpsvannet hadde en større anriking av fosfor enn nitrogen. Ved starten av de to andre eksperimentoppsettene høsten 1990 og 1991 resulterte næringstilførselen fra oppdrettsvirksomheten en økning i N/P-forholdet fra 9,9 og 10,4 i inntaksvannet til henholdsvis 12,7 og 15,2 i utløpsvannet. Nitrogenstilførselen var med andre ord større enn tilførselen av fosfor i disse tilfellene.

Nærings saltutviklingen i algedyrkningskarene

Karene som ble tilført avløpsvann fra oppdrettsanlegget, hadde ved starten av forsøkene en betydelig mengde ammonium. Under første forsøk var det ved oppstarten av forsøket en ammoniumkonsentrasjon på 383 $\mu\text{g/l}$ (tabell 7). Ammonium ble gradvis forbrukt og ved avslutningen av forsøket var over 96% av denne nitrogenkilden forbrukt (figur 9a). Ved høstforsøkene både i 1990 og 1991 ble ammonium tappet raskere ut av vannmassene (figur 9b, c). Inntaksvannet inneholdt svært små mengder ammonium (7-14 $\mu\text{g/l}$) og konsentrasjonen endret seg ikke vesentlig gjennom forsøkene.

Utgangskonsentrasjonen av nitrat var omtrent den samme for forsøkene basert på inntaks- og utløpsvann (figur 10). Nitratmengden ved oppstarten av forsøkene ble målt til å ligge mellom 68 og 115 $\mu\text{g/l}$. Forbruket av nitrat var imidlertid svært forskjellig i de to forsøksoppsettene. I karet tilsatt

inntaksvann startet forbruket av nitrat med en gang og i løpet av 4-5 dager var all nitrat forbrukt. Forbruket av nitrat i karet tilsatt utløpsvann startet ikke før ammonium-konsentrasjonen var redusert betydelig.

Den totale mengden nitrogen i vannmassene hadde i de fleste tilfeller en fallende tendens gjennom forsøksperiodene (figur 11).

Figur 12 viser fosfatutviklingen ved de tre eksperimentkjøringene. Fosfatkonsentrasjonen ved eksperimentstart med avløpsvann i mai 1990 var hele 95 $\mu\text{g/l}$. I løpet av 14 dager hadde algene forbrukt over 93% av fosfatbeholdningen slik at konsentrasjonen var kommet ned i 6 $\mu\text{g/l}$ (figur 12a). Fosfatreserven på 17 $\mu\text{g/l}$ i inntaksvannet var uttømt 5 dager etter at forsøket var satt i gang.

Ved de to andre forsøkene høsten 1990 og 1991 ble det målt adskillig lavere fosfatkonsentrasjoner i karene tilført avløpsvann - henholdsvis 34 og 27 $\mu\text{g/l}$. Denne fosfatreserven tok det bare 5-7 dager å forbruke (figur 12b, c).

Innholdet av total mengde fosfor i vannmassene viste på samme måte som den totale nitrogenmengden, en avtagende tendens fra forsøksstart til forsøksavslutning (figur 13).

Silikatkonsentrasjonen i inntaks- og avløpsvannet lå på omtrent samme nivå. I forsøksoppsettene var derfor startkonsentrasjonene tilnærmet like for forsøk basert på vann fra dypvannsinntaket og vann fra oppdrettskarenes avløp (figur 14). De høyeste silikatverdiene ble målt våren 1990 hvor høyeste konsentrasjon på 13,7 mol/l ble målt i dyrkningskaret fylt med vann fra dypvannsinntaket. Under denne forsøksperioden ble ikke vannmassene tømt for silikat slik som ved forsøksgjennomføringene høsten 1990 og 1991.

3.4.2. Biomasse

Algebiomassen målt som klorofyll *a*, viste ved den første eksperimentgjennomføringen våren 1990 en noe uventet utvikling. Den første uken viste algeutviklingen å følge det samme mønsteret i begge dyrkningskarene med en biomassetopp etter 5 dager og en påfølgende nedgang i klorofyll *a*-mengden (figur 15a). I karet som inneholdt vann fra oppdrettsanlegget bygde algebiomassen seg opp igjen med en topp på 30 $\mu\text{g klf.a/l}$ et par dager før forsøksavslutningen. Høyeste klorofyll-verdi i karet med dypvann var 6,4 $\mu\text{g/l}$.

I forsøket gjennomført høsten 1990 fulgte biomasseutviklingen i de to karene et likt utviklingsmønster (figur 15b). Etter ca. 1 uke var algebiomassen i begge karene på topp med på henholdsvis 17,2 $\mu\text{g klf.a/l}$ i karet med avløpsvann og 5,8 $\mu\text{g klf.a/l}$ i karet med dypvann. To dager senere var algebiomassen i de to karene redusert til henholdsvis 0,3 og 1,1 $\mu\text{g klf.a/l}$.

Ved siste forsøk høsten 1991 var i algebiomassens utviklingen adskillig svakere enn ved de to forutgående forsøkene. I karet som inneholdt avløpsvann ble de under forsøksperioden registrert en tydelig biomassetopp med 9,5 $\mu\text{g klf.a/l}$, mens det i dyrkningskaret som inneholdt dypvann kun ble registrert en meget svak biomasseoppbygning som nådde sitt maksimum (1,9 $\mu\text{g klf.a/l}$) etter ca. 14 dager (figur 15c). Den form for total kollaps i algebiomassen som ble registrert under forsøket høsten 1990, ble ikke funnet nå.

Hvis en ser på fosfor, nitrogen og karbon, knyttet til partikulært materiale, var hovedtrenden at en hadde en økning i disse spesielt i forsøkernes første halvdel og deretter en svak reduksjon. Jo mer partikulært materiale som var tilstede, dess mer markant var denne utviklingen. Dette gjaldt både for nitrogen (figur 16), fosfor (figur 17) og karbon (figur 18). Mai 1990 skilte seg imidlertid ut ved at

den partikulære andelen næringsstoffer i forsøkskaret tilført avløpsvann økte sterkt ved slutten av forsøksperioden.

Næringsstoffenes partikulære tilknytning økte med økende algebiomasse, men den partikulære tilknytning ble ikke redusert selv om algebiomassen målt som klorofyll *a*, kollapset. Det vil si at partikler med fosfor og nitrogen forble i vannet iallfall en tid selv om klorofyll *a* forsvant. Dette betyr at algene dør, men nedbrytningen av det organiske materialet tar lenger tid enn varigheten av eksperimentoppsettene.

3.4.3. Algesammensetning

Våren 1990

I begge dyrkningskarene fikk en våren 1990 en kiselalgeblomstring (*Bacillariophyceae*) som nådde sitt maksimum etter ca. 5 dager (figur 19). Blomstringen besto av en nesten monokultur av *Skeletonema costatum*. Maksimumstallene var 17,2 og 14,3 millioner *S. costatum* pr. liter for dyrkning basert på henholdsvis inntaks- og avløpsvann (vedleggstabell A5).

En uke etter *S. costatum*-blomstringen kom det en kraftig flagellatblomstring i karet med avløpsvann som vekstmedium (figur 20). Uklassifiserte flagellater og monader mindre enn 10 µm kom opp i en cellekonsentrasjon på 200 millioner celler pr. liter (tabell 8).

Den prosentvise fordeling mellom de ulike algeklassene basert på celletallene fra de to karene under forsøket er gjengitt i figurene 21 og 22.

Høsten 1990

Algeutviklingen under dette forsøket er mer kompleks enn under gjort om våren. Også nå utviklet det seg i begge karene en kiselalgeblomstring etter ca. 1 uke med *S. costatum* som den helt dominerende arten (figur 23). Høyest konsentrasjon med 21,8 millioner *S. costatum* pr. liter ble funnet i karet med avløpsvann som vekstmedium, mens det maksimale celletallet for denne arten i det andre karet var 14,8 millioner celler pr. liter.

I forkant av *S. costatum*-blomstringene utviklet det seg imidlertid i begge karene en flagellatblomstring. I karet med avløpsvann resulterte dette i nesten 100 millioner celler pr. liter, mens tilsvarende tall for karet med inntaksvann var nesten 30 millioner (figur 24).

Fem dager etter *S. costatum*-blomstringen utviklet det seg i karet med avløpsvann en dinoflagellatblomstring (*Dinophyceae*) som kom opp i 6,5 millioner celler pr. liter (tabell 8). *Katodinium rotundatum* utgjorde ca. halvparten av dinoflagellatene. Ellers framkommer de ulike algeklassenes prosentvise fordeling i figurene 25 og 26.

Ved avslutningen av forsøket 14. september var det relativt sett svært lite alger i begge karene.

Høsten 1991

I motsetning til under forsøkene i 1990 kom det ingen *S. costatum*-blomstring under denne eksperimentgjennomføringen. I karet med inntaksvann som vekstmedium, bygde det seg sakte opp i løpet av forsøksperioden en kiselalgedominans (fig.21) hvor dominerende art var *Chaetoceros*

calcitrans. Fjorten dager etter starten av forsøket var konsentrasjonen av denne arten kommet opp i 12,5 millioner celler pr. liter (figur 27).

I karet hvor avløpsvann ble benyttet som vekstmedium for algene, skjedde det også en kiselalgeoppbygging i løpet av første uke (figur 28). Den dominerende arten var da *Chaetoceros debilis* med 8,6 millioner celler pr. liter og utgjorde dermed over 60% av det totale celletallet for kiselalger.

To uker etter at forsøket startet, var kiselalgene fremdeles i en viktig del av algesamfunnet med nesten 10 millioner celler pr. liter. *Leptocylindrus danicus* og *C. debilis* var nå de helt dominerende artene og sto for henholdsvis 43 og 56% av det totale kiselalgetallet.

Mengden flagellater økte gjennom hele forsøksperioden og utgjorde to uker etter forsøksstarten over 82% av det totale celletallet (figur 29).

3.5. Konklusjoner

Vannet i oppdrettskummene ble i løpet av oppholdstiden der anrikt med mellom ca. 100 og 350% nitrogen. Anrikingsprosenten er selvsagt avhengig av fiskemengden og vannets oppholdstid i kummen. Av de nitrogenforbindelsene som ble målt under denne forsøksserien, viste ammonium seg å være den mest nærings saltbelastende forbindelse. Planktoniske alger har en preferanse for ammonium foran både urea, nitritt og nitrat (Ludwig 1938, Harvey 1953). Hvis både ammonium og nitrat er tilstede i vekstmediet, prefererer algene ammonium inntil konsentrasjonen kommer under 0,5 µg-atom/l (= 9 µg/l) (Eppley et al. 1969, Strickland et al. 1969). Generelt kan en si at algenes maksimale veksthastighet er den samme om ammonium eller nitrat benyttes som nitrogenkilde (Syrett 1981) selv om det i enkelte forsøk er funnet at ammonium gir hurtigere vekst (Paasche 1971).

I forsøkene kom det tydelig fram at algene først utnyttet ammonium som nitrogenkilde før de begynte å forbruke av nitratreservene. Resultatene er således i tråd med tidligere forsøk som har vist at ammonium effektivt stanser opptaket av nitrat (Syrett & Morris 1963, Conway et al. 1976). Dette betyr at ammoniumtilførselen fra oppdrettsanlegg er en nitrogenkilde som algene direkte kan utnytte med minst like godt vekstresultat som nitrat.

Hvis en i forsøkene basert på utløpsvann fra oppdrettsanlegget betrakter nitrat + ammonium som nitrogenkilde og fosfat som fosforkilde, finner en ved forsøksstart et forhold mellom nitrogen og fosfor på 4,7, 13,1 og 10,4 ved de tre forsøkene. Tilsvarende forholdstall for forsøkene basert på dypvann er 6,4, 7,8 og 7,9. Når en vet at forholdet mellom nitrogen og fosfor i planktoniske alger ligger på ca. 7,5, skulle en forvente at i forsøkene med utløpsvann ble nitrogen begrensende faktor i første forsøk, mens fosfor skulle være begrensende i de to andre forsøkene. For de to siste forsøksseriene stemmer antagelsene. Økningen i algebiomasse stanser som et resultat av at fosfat blir begrensende.

Under første forsøksserie i mai 1990 var utviklingen imidlertid noe uventet sett på bakgrunn av analyseresultatene. Både i forsøksoppsettet med utløpsvann og med dypvann som vekstmedium, blomstret *S. costatum* opp. I karet med dypvann kulminerte blomstringen som et resultat av næringsmangel. Samtidig skjedde det imidlertid en kulminasjon i karet tilsatt utløpsvann til tross for at silikat, nitrogen- og fosforforbindelser forelå i tilstrekkelige mengder. I analyseoppsettet for næringsalter inngikk ikke analyser av mikronæringsstoffer som vitaminer og spormetaller. Undersøkelser har vist at *Skeletonema* kontrolleres av tilgangen på både spormetaller og vitaminer (Frey & Small 1980). Selv om en kjenner til at mange algearter har utviklet mekanismer for å adaptere seg til for eksempel ugunstige spormetallkonsentrasjoner (Huntsman & Sunda 1980), synes likevel kulminasjonen av *S. costatum* å kunne forklares ut fra mangel på et eller flere essensielle

mikronæringsstoffer.

S. costatum -blomstringen i karet med utløpsvann skjedde i et vekstmedium med et N/P-forhold på 4,7. Dette lave forholdstallet ville vanligvis ha ført til nitrogenmangel for algene dyrket i vekstmediet. *S. costatum* har imidlertid et cellulært N/P-forhold på 3,3 (Sakshaug et al. 1983) som resulterer i en rask tapping av fosfor fra mediet. En slik fosfortapping av mediet fant også sted slik at forholdet mellom nitrogen og fosfor var kommet opp i 6,6 da kiselalgekulminasjonen kom.

Ut fra eksperimentoppsettet i denne undersøkelsen er det vanskelig å trekke ut om næringsutslippene fra oppdrettsanleggene favoriserer ulike algegrupper. Våren 1990 var *S. costatum* den dominerende planktoniske kiselalge i inokulumvannet. Dette synes å være en plausibel forklaring på hvorfor akkurat denne arten blomstret opp i dyrkningskarene. Det vil med andre ord si at det er algesammensetningen i inokulumet som er viktigste faktor når det gjelder hvilke alger som kommer til å dominere så lenge næringssaltene ikke er begrensende. Enkelte arter innen dinoflagellatene synes å kunne ha et fortrinn når næringssalttilgangen er begrenset. Ulike flagellater ser imidlertid ut til å kunne utnytte lave næringssalt-konsentrasjoner mest effektivt, men også under god næringstilgang kan de konkurrere med kiselalgene.

Forsøkene viste at all nitrogen og fosfor som tilføres i en form som algene kan utnytte, blir benyttet til oppbygging av algebiomasse. Gjennomsnittlige verdier viste at 63% av den totale nitrogenmengden fra utløpsvannet forelå direkte i en kjemisk form som algene kunne utnytte, mens tilsvarende tall for inntaksvannet var 55%. Tilsvarende gjennomsnittsverdier for fosfor var henholdsvis 87 og 71%.

Biotilgjengeligheten av utslippene fra oppdrettsanlegget kan ut fra forsøkene ansees som meget høy. De fleste oppdrettsanlegg ligger i dag i områder med gode strømforhold som fører til at næringsstoffutslippene raskt fraktes bort fra utslippstedet. Strøm og turbulens vil medføre at en fortykning finner sted slik at næringsstoffenes konsentrasjoner avtar etter hvert som distansen fra utslippstedet øker. Forsøkene viser at det i en batchkultur med næringsrikt utslippsvann fra fiskeoppdrettsanlegg som vekstmedium for alger, tar 5-7 dager før maksimal biomasse oppnås. Sett i lys av den tiden det tar for en algepopulasjon å bygge seg opp og de strømningsforhold en normalt har på fiskeoppdrettslokaliteter er det liten sannsynlighet for at en oppbygging av algebiomasse kan finne sted i nærheten av et slikt anlegg. Den høye biotilgjengeligheten av utslippene fra slike anlegg medfører imidlertid totalt sett til en øket primærproduksjon og har dermed en generell eutrofieringseffekt.

Tabell 6. Biomasse, næringssalter, saltholdighet og partikulært materiale i overflatevann, inntaksvann og utløpsvann ved tidspunktene for eksperimentstart.

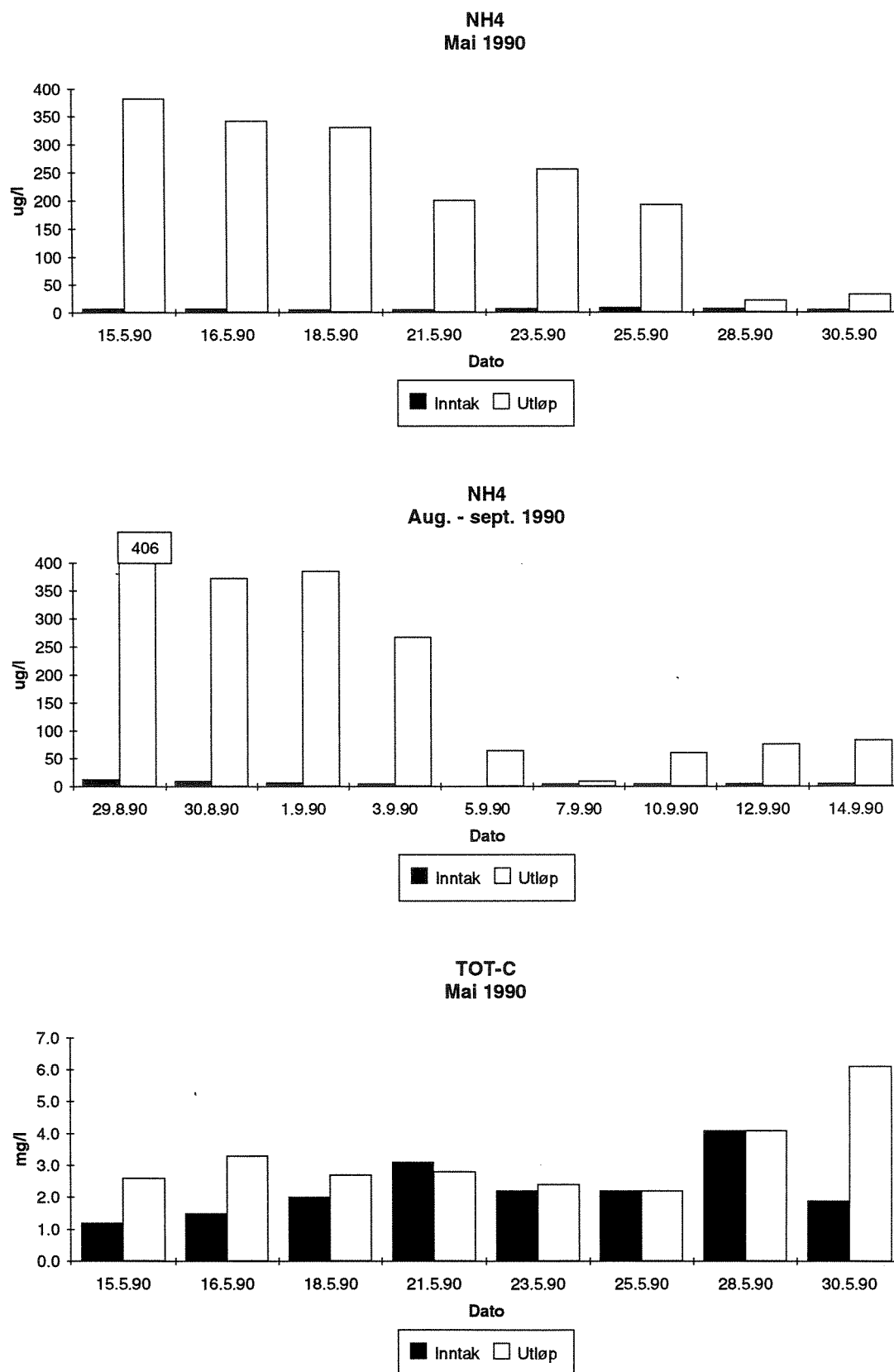
HEMNSKJEL 1990, 1991													
DATO	Klf.a	TOT-C	NO3	NH4	TOT-N	PO4	TOT-P	Si(OH)4	S	T	P-TP	P-TN	P-TC
	µg/l	mg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µmol/l	‰	°C	µg/l	µg/l	µg/l
OVERFLATE													
16.May.90	3.84	3.5	4	7	143	1	13	3.3	28.406		12.0	63.2	566
INNTAK													
15.May.90	0.21	1.2	112	7	189	18	23	3.6	33.377		2.0	12.0	203
UTLØP													
15.May.90	0.16	2.6	122	383	866	105	120	8.8	33.393		13.0	41.6	549
OVERFLATE													
29.-30.aug. 90	1.87	1.6	7	12	138	3	15	1.4	30.184		8.0	37.9	306
INNTAK													
29.Aug.90	0.26	1.3	73	12	179	11	18	3.4	32.466	12.6	1.0	12.9	179
UTLØP													
29.Aug.90	0.31	1.8	71	406	659	43	52	4.5		12.4	14.0	51.0	492
OVERFLATE													
13.Aug.91	0.94	2.04	21	16	191			0.6	33.087	13.5	10.0	31.0	266
INNTAK													
13.Aug.91	0.42	1.72	120	14	239	17	23	4.3	33.048	13.6	2.0	15.1	194
UTLØP													
13.Aug.91	0.42		120	189	518	31	34	1.7		11.7	9.0	26.7	304

Tabell 7. Utviklingen av biomasse, næringssalter og partikulært materiale gjennom forsøksperiodene.

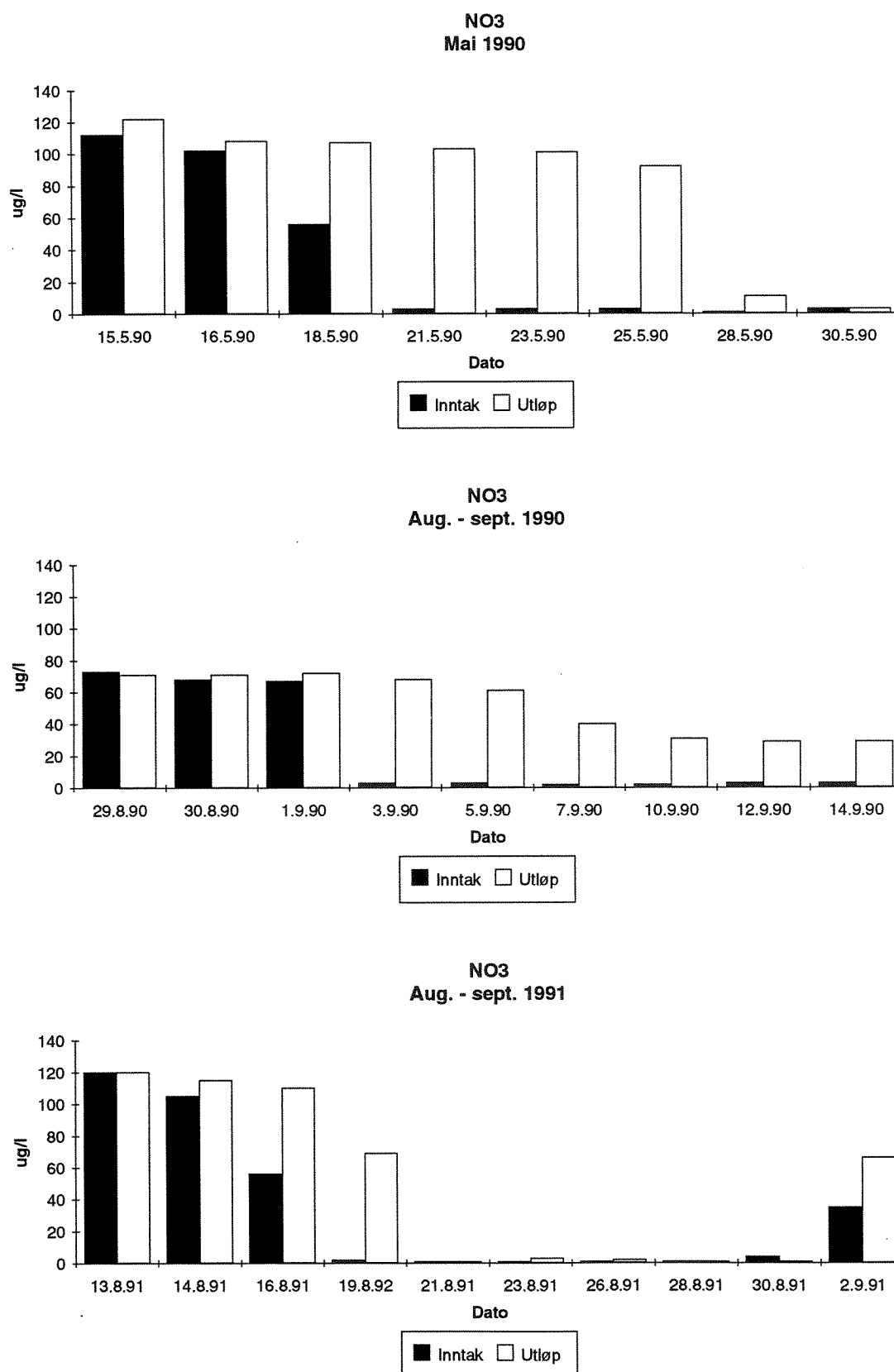
HEMNSKJEL 1990, 1991													
DATO	Klf.a	TOT-C	NO3	NH4	TOT-N	PO4	TOT-P	Si(OH)4	S	T	P-TP	P-TN	P-TC
	µg/l	mg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µmol/l	‰	°C	µg/l	µg/l	µg/l
INNTAK													
16.May.90	0.57	1.5	102	7	191	17	22	13.7	32.618		6.0	11.3	267
18.May.90	2.55	2	56	5	197	7	22	3.1			14.0	56.9	411
21.May.90	6.39	3.1	3	5	167	<1.0	19	2.4			50.0	76.3	683
23.May.90	2.65	2.2	3	7	132	<1.0	17				15.0	78.3	710
25.May.90	1.25	2.2	3	9	132	<1.0	14	2.5			13.0	63.0	549
28.May.90	0.31	4.1	1	7	114	<1.0	11	5.3			9.0	44.6	508
30.May.90	0.26	1.9	3	5	120	1	11	1.7			19.0	41.9	301
UTLØP													
16.May.90	0.73	3.3	108	343	818	95	110	8.3	32.469		11.0	40.6	449
18.May.90	1.92	2.7	107	331	810	79	120	12.6			36.0	94.6	679
21.May.90	7.12	2.8	103	201	692	46	105	1.8			18.0	158.0	1040
23.May.90	2.51	2.4	101	257	672	56	95	3.5			35.0	125.0	722
25.May.90	2.77	2.2	92	193	602	55	87	2.6			25.0	94.3	807
28.May.90	30.00	4.1	11	22	783	24	145	1.1			84.0	444.0	2960
30.May.90	14.90	6.1	3	32	584	6	90	5.4			79.0	311.0	2500
INNTAK													
30.Aug.90	0.31	1	68	10	161	10	17	3.4		14.4	4.0	17.9	206
1.Sep.90		1.7	67	7	167	9	16	3.2		15.6	4.0	28.7	290
3.Sep.90	3.01	1.4	3	5	156	1	14	0.7		16.5	10.0	81.3	633
5.Sep.90	5.82	2.7	3	<3	161	1	13	0.6		15.6	11.0	68.0	702
7.Sep.90	1.09	2.5	2	5	144	<1.0	13	0.3		14.5	15.0		
10.Sep.90	0.31	2.2	2	5	161	1	13	0.4		13.9	9.0	68.0	556
12.Sep.90	0.78	1.4	3	5	156			0.8		13.4	9.0	99.1	744
14.Sep.90	0.61	1.7	3	5	161	1	13	0.3		12.1	8.0	62.2	643
UTLØP													
30.Aug.90	0.31	1.9	71	373	609	34	44	3.2		15.0	12.0	52.1	411
1.Sep.90		2.8	72	385	627	23	43	3.1		15.5	20.0	102.0	588
3.Sep.90	1.43	1.9	68	267	609	6	40	1.5		16.4	28.0	148.0	867
5.Sep.90	17.2	3.6	61	64	534	2	34	0.3		14.7	27.0	256.0	1580
7.Sep.90	0.26	3.2	40	10	431	1	25	<0.1		14.8	11.0	212.0	1350
10.Sep.90		2.8	31	61	473			0.2		14.8	22.0	183.0	1050
12.Sep.90	1.95	2.1	29	76	492	2	28	<0.1		13.6	21.0	153.0	1060
14.Sep.90	1.04	2.3	29	83	437	1	21	1.2		11.5	20.0	109.0	777
INNTAK													
14.Aug.91	0.57	2.47	105	12	221			3.9	33.845	13.6	11.0	19.8	182
16.Aug.91	0.42	1.34	56	12	179	11	19	3.2		15.2	9.0	37.3	302
19.Aug.92	0.94	2.55	2	12	119	1	10	1.3		14.4	7.0	43.1	361
21.Aug.91	0.62	3.5	1	12	149	2	13	1.1		14.7	9.0	51.9	419
23.Aug.91	0.62	2.96	1	12	173	1	14	0.9		16.2	10.0	71.7	475
26.Aug.91	1.92	2.13	1	12	174	1	16	0.3		17.2	10.0	64.4	454
28.Aug.91	1.82	2.63	1	12	180	1	15	0.2		14.4	9.0	58.1	501
30.Aug.91	1.04	2.83	4	12	168	<1	13	0.2		14.4	8.0	54.1	452
2.Sep.91	0.69	2.66	35	46	245	1	12	<0.1	33.349	14.6	13.0	50.1	374
UTLØP													
14.Aug.91	1.4	3.38	115	166	447	27	37	4.1	33.882	12.9	13.0	26.9	238
16.Aug.91	1.25	3.78	110	16	431	27	35	3.8		14.4	15.0	61.6	357
19.Aug.92	3.43	2.39	69	16	372	7	34	0.89		14.4	25.0	170.0	930
21.Aug.91	9.52	3.95	1	86	546	3	30	<0.1		14.7	28.0	183.0	1250
23.Aug.91	1.9	4.05	3	14	297	3	32	0.3		17.3	33.0	180.0	1070
26.Aug.91	3.64	3.75	2	25	309	4	33	0.6		17.2	19.0	154.0	1030
28.Aug.91	4.33	3.91	1	16	297	3	31	0.2		14.6	20.0	147.0	1090
30.Aug.91	2.34	3.87	1	14	320	4	33	0.6		14.4	22.0	164.0	1150
2.Sep.91	0.95	5.65	66	82	447	3	31	<0.1	33.036	14.6	24.0	62.1	462

Tabell 8. Mengden algeceller innen de ulike algeklassene.

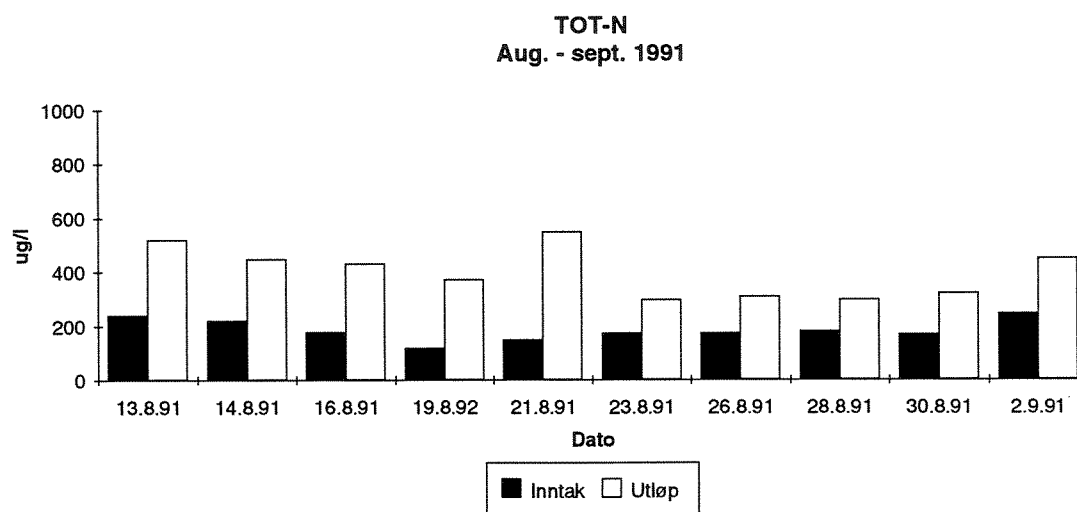
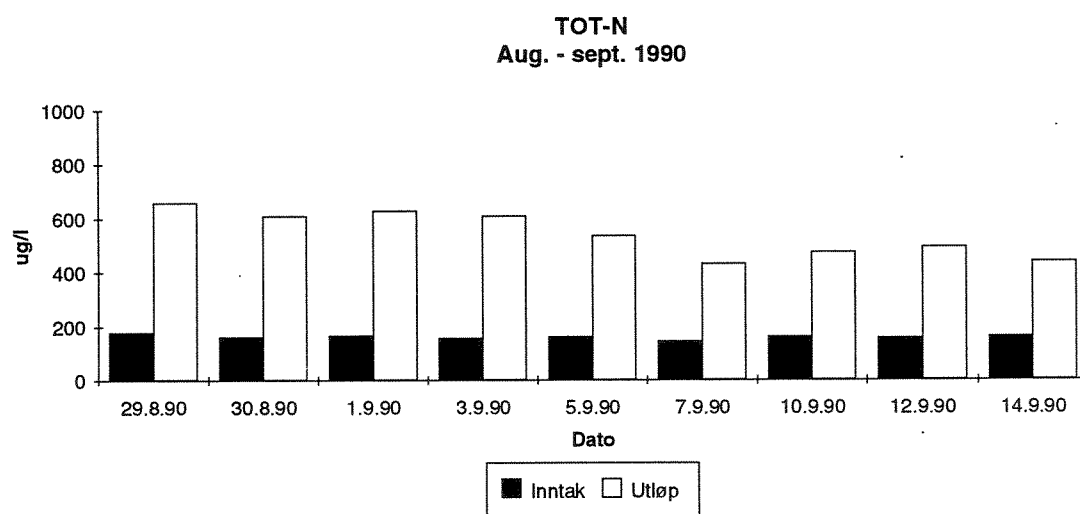
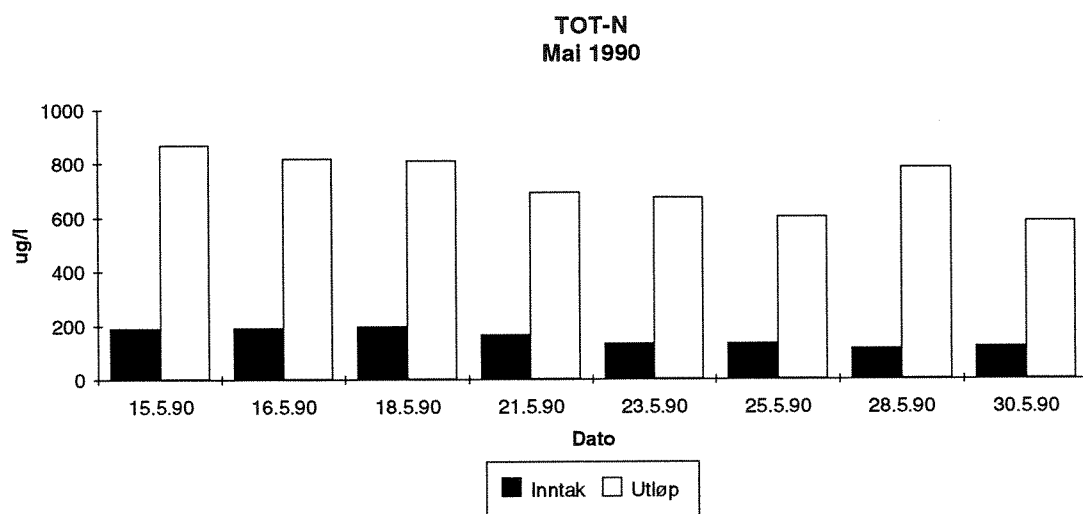
HEMNSKJELL, MAI 1990						
	Avløp	Avløp	Avløp	Avløp		
ALGEKLASSE/DATO	16.5.90	18.5.90	21.5.90	28.5.90		
CRYPTOPHYCEAE		8,900	22,260	3,541,650		
DINOPHYCEAE	58,040	7,070	18,760	3,222,050		
PRYMNESIOPHYCEAE			17,820	4,047,600		
CHRYSOPHYCEAE	6,660	13,350	8,900	719,850		
BACILLARIOPHYCEAE	1,283,980	13,429,380	14,736,680	0		
EUGLENOPHYCEAE		2,220		570,400		
PRASINOPHYCEAE	2,220	8,900	53,460	2,883,945		
UKLASSIFISERTE FLAGELLATER/MONADER	1,100,350	187,110	1,639,830	199,850,250		
	Inntak	Inntak	Inntak	Inntak		
ALGEKLASSE/DATO	16.5.90	18.5.90	21.5.90	28.5.90		
CRYPTOPHYCEAE	31,080	26,700	13,350			
DINOPHYCEAE	31,080	35,590	33,390	135,680		
PRYMNESIOPHYCEAE	8,900	26,730	17,820	13,350		
CHRYSOPHYCEAE						
BACILLARIOPHYCEAE	1,435,530	17,457,610	14,989,090	445,410		
EUGLENOPHYCEAE	6,660					
PRASINOPHYCEAE	8,880	17,800	44,550	4,440		
UKLASSIFISERTE FLAGELLATER/MONADER	518,400	730,620	2,958,920	115,700		
HEMNSKJELL, AUGUST/SEPTEMBER 1990						
	Avløp	Avløp	Avløp	Avløp	Avløp	Avløp
ALGEKLASSE/DATO	30.8.90	1.9.90	3.9.90	5.9.90	10.9.90	14.9.90
CRYPTOPHYCEAE	44,510	80,110	1,113,090	4,491,900	368,380	22,250
DINOPHYCEAE	35,580	2,230	68,310	147,070	6,464,340	624,820
PRYMNESIOPHYCEAE		53,480				
CHRYSOPHYCEAE						
BACILLARIOPHYCEAE	16,920	414,810	12,298,250	23,012,050	161,600	196,070
EUGLENOPHYCEAE						
PRASINOPHYCEAE	11,880	89,130	1,619,040	1,354,700	663,950	17,800
UKLASSIFISERTE FLAGELLATER/MONADER	751,260	3,467,160	99,188,850	94,116,000	11,621,900	980,050
	Inntak	Inntak	Inntak	Inntak	Inntak	Inntak
ALGEKLASSE/DATO	30.8.90	1.9.90	3.9.90	5.9.90	10.9.90	14.9.90
CRYPTOPHYCEAE	100,200	75,660	1,319,050	320,850		4,450
DINOPHYCEAE	44,800		358,660	237,620	82,700	175,750
PRYMNESIOPHYCEAE			285,200	71,300		11,880
CHRYSOPHYCEAE		2,230				
BACILLARIOPHYCEAE	110,000	852,410	4,028,590	16,476,160	255,760	669,500
EUGLENOPHYCEAE						
PRASINOPHYCEAE		53,470	1,675,550	1,580,480	2,220	
UKLASSIFISERTE FLAGELLATER/MONADER	2,136,140	11,303,270	29,345,100	13,154,850	2,289,730	4,983,660
HEMNSKJELL, AUGUST/SEPTEMBER 1991						
	Avløp	Avløp	Avløp	Avløp		
ALGEKLASSE/DATO	13.8.91	16.8.91	21.8.91	28.8.91		
CRYPTOPHYCEAE	35,600	187,170	2,529,750	22,250		
DINOPHYCEAE	28,900	80,500	2,267,580	579,496		
PRYMNESIOPHYCEAE	26,690	17,800				
CHRYSOPHYCEAE						
BACILLARIOPHYCEAE	47,400	357,760	13,992,180	9,907,970		
EUGLENOPHYCEAE						
PRASINOPHYCEAE	8,900	35,610	101,190	220,220		
UKLASSIFISERTE FLAGELLATER/MONADER	1,340,940	4,864,840	22,060,470	50,191,725		
	Inntak	Inntak	Inntak	Inntak		
ALGEKLASSE/DATO	13.8.91	16.8.91	21.8.91	28.8.91		
CRYPTOPHYCEAE	22,200	115,830	5,940			
DINOPHYCEAE	19,980	44,700	118,470	143,240		
PRYMNESIOPHYCEAE		44,560	26,730			
CHRYSOPHYCEAE		22,260	439,560	142,560		
BACILLARIOPHYCEAE	24,420	465,250	1,880,380	15,341,000		
EUGLENOPHYCEAE						
PRASINOPHYCEAE	2,220	66,840	66,790	8,900		
UKLASSIFISERTE FLAGELLATER/MONADER	527,320	4,420,380	2,560,140	5,133,600		



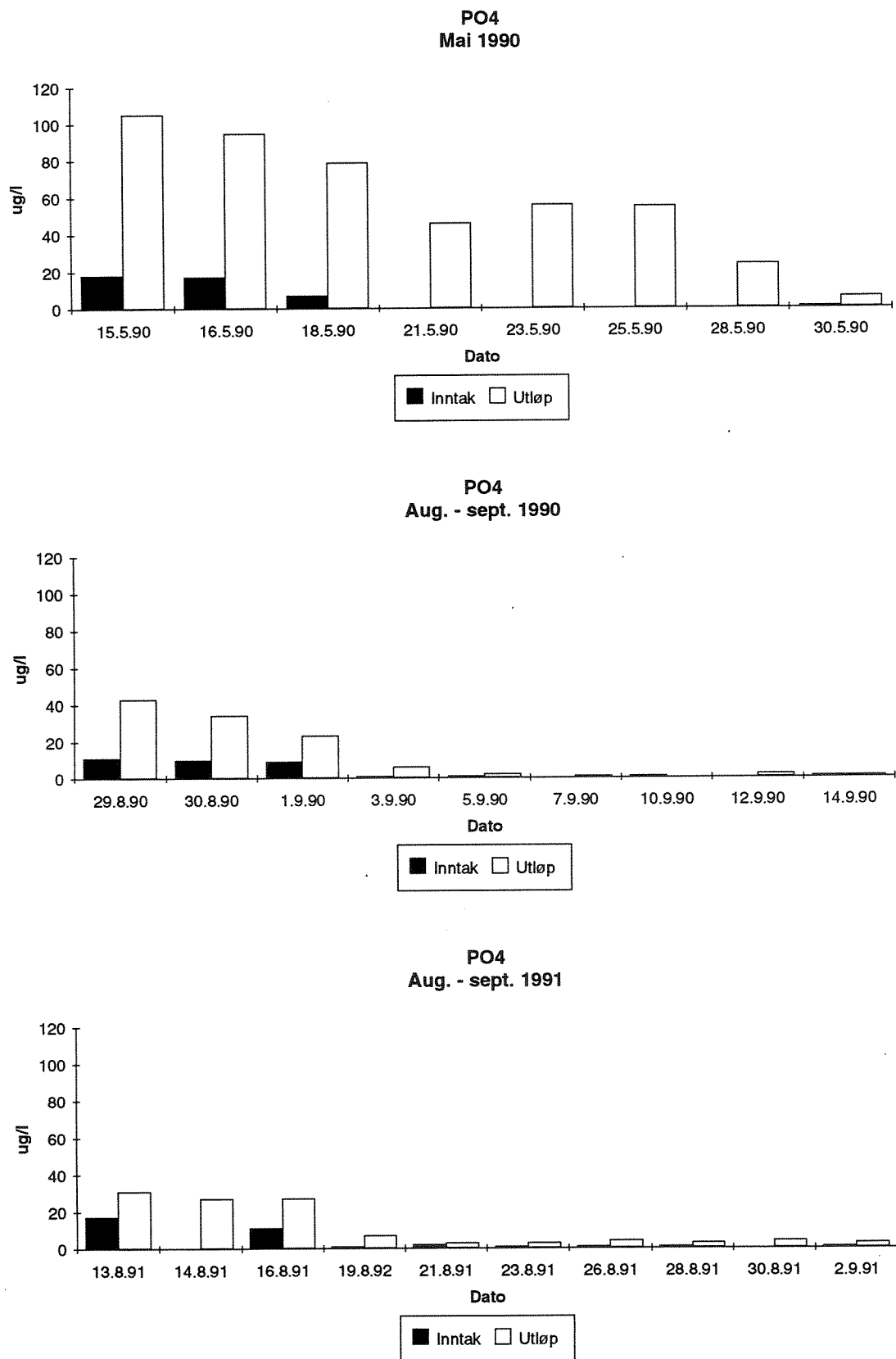
Figur 9. Ammoniumutviklingen i dyrkningskarene under forsøkene i a) mai 1990, b) august/september 1990 og c) august/september 1991.



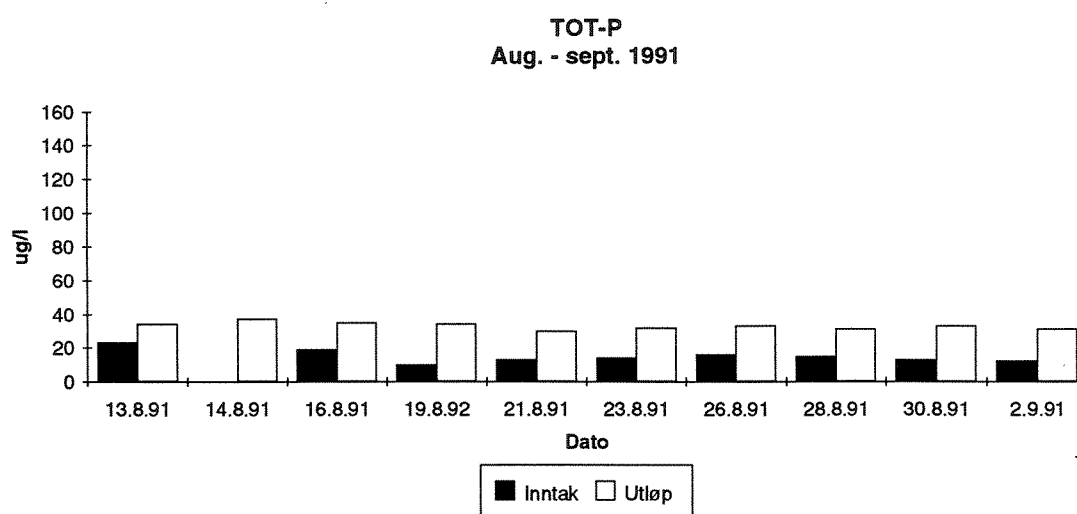
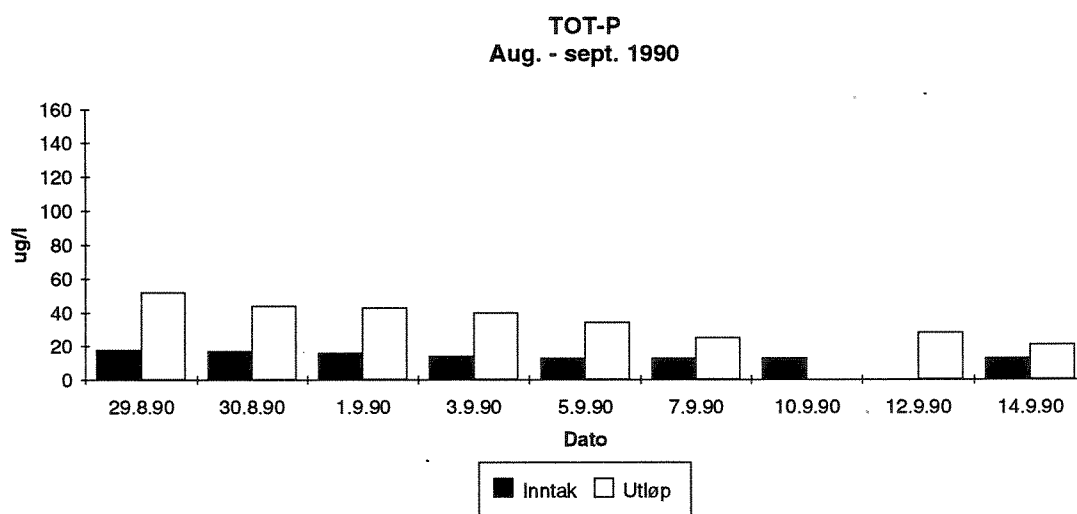
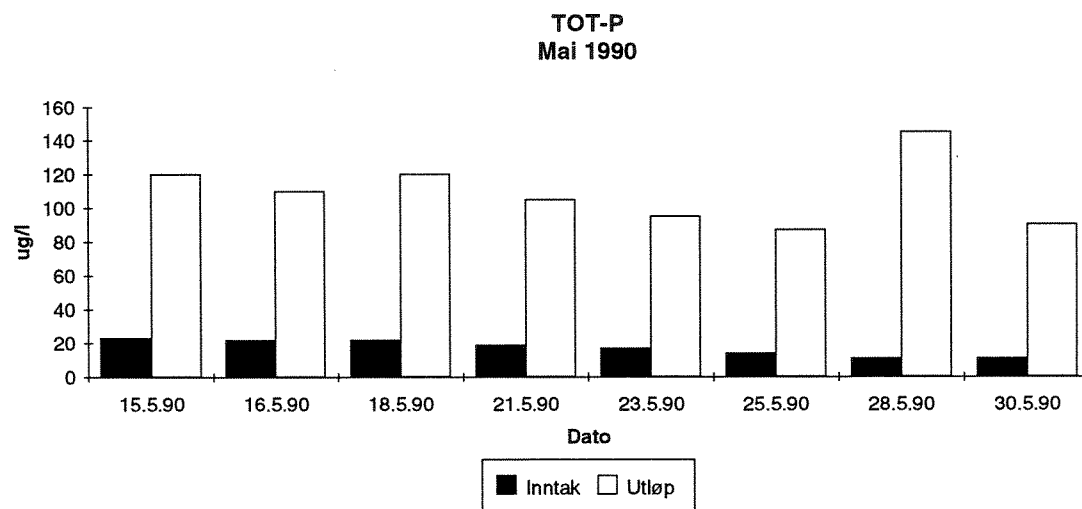
Figur 10. Nitratutviklingen i dyrkningskarene under forsøkene i a) mai 1990, b) august/september 1990 og c) august/september 1991.



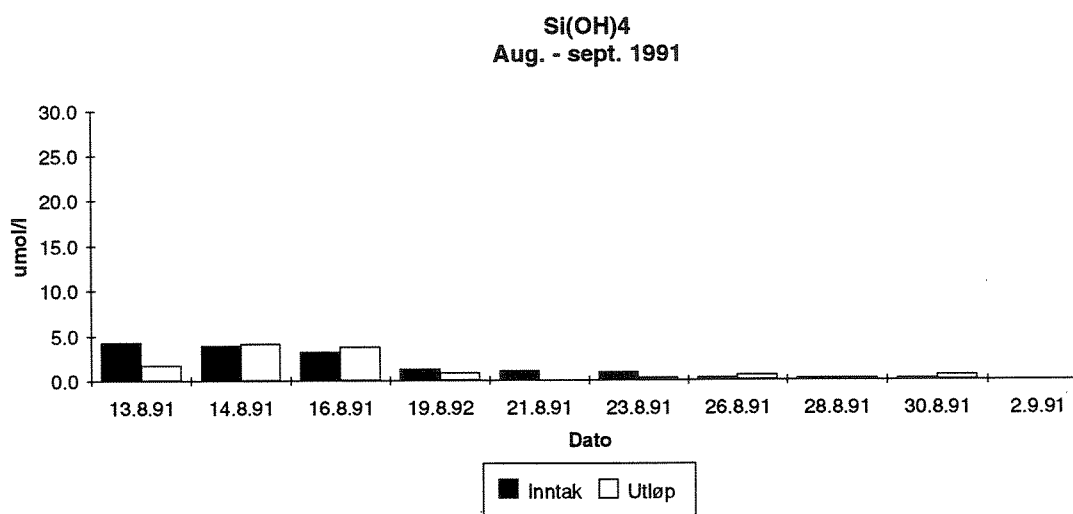
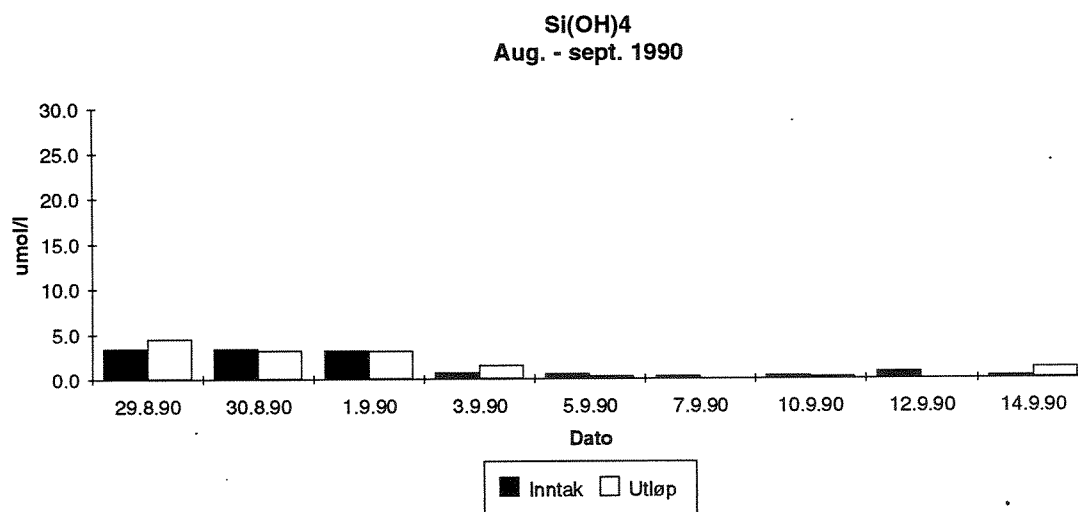
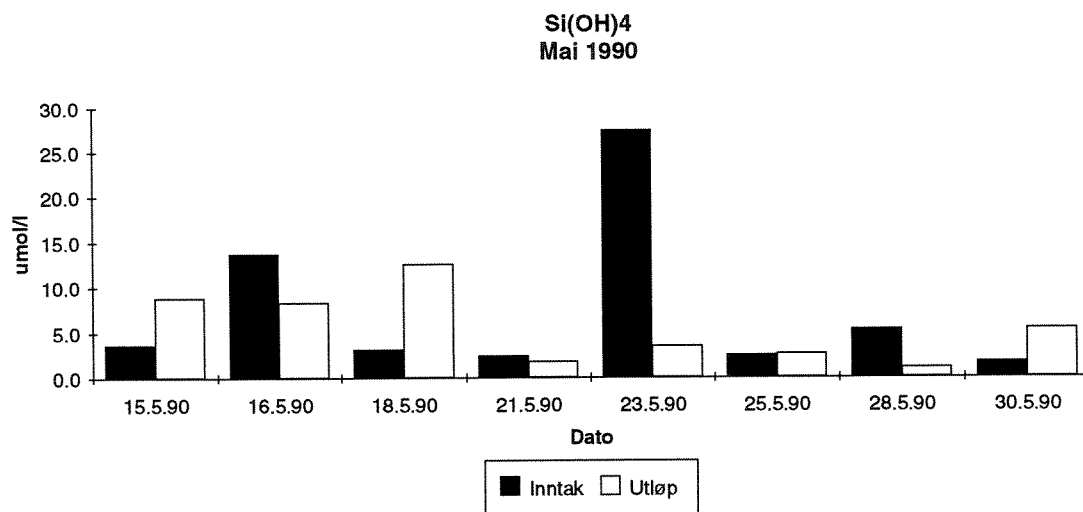
Figur 11. Mengden totalt nitrogen i dyrkningskarene under forsøkene i a) mai 1990, b) august/september 1990 og c) august/september 1991.



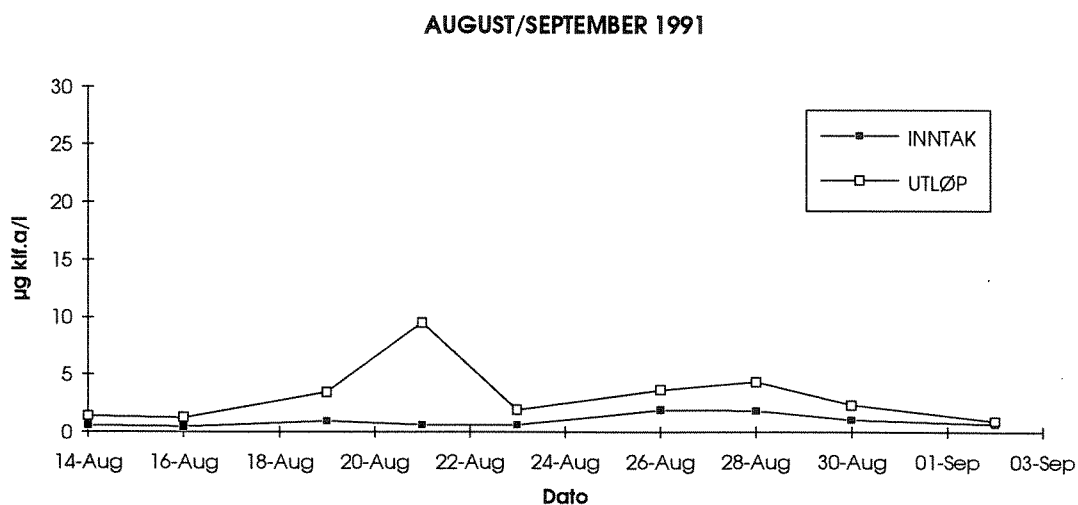
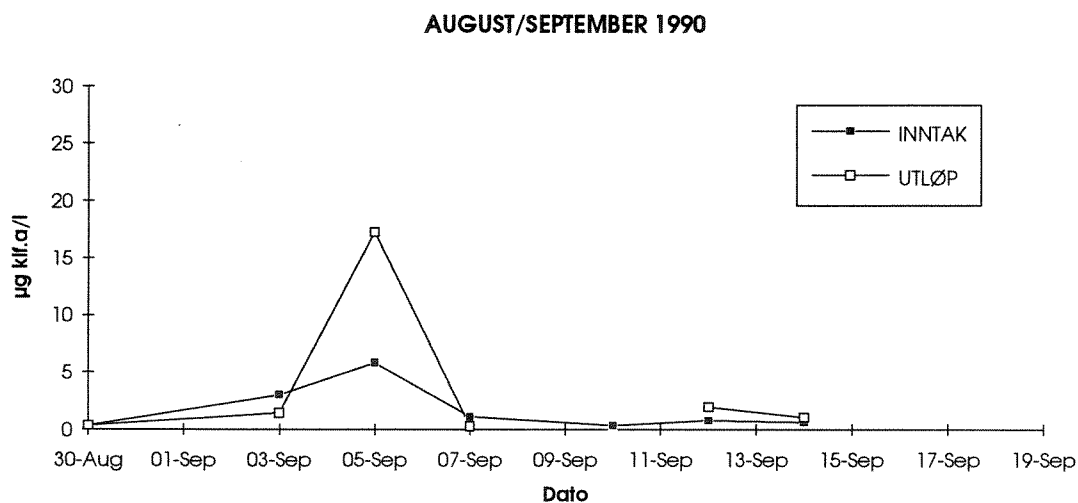
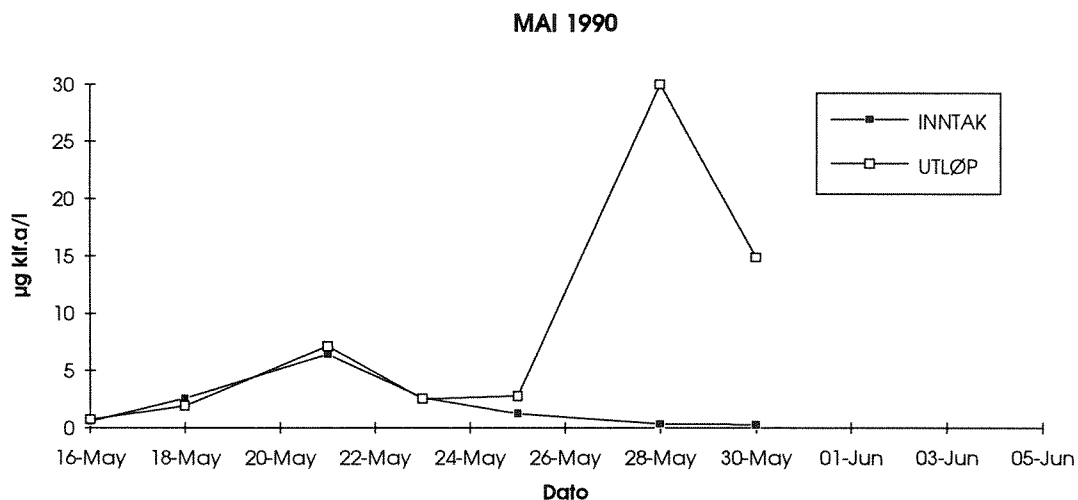
Figur 12. Fosfatutviklingen i dyrkningskarene under forsøkene i a) mai 1990, b) august/september 1990 og c) august/september 1991.



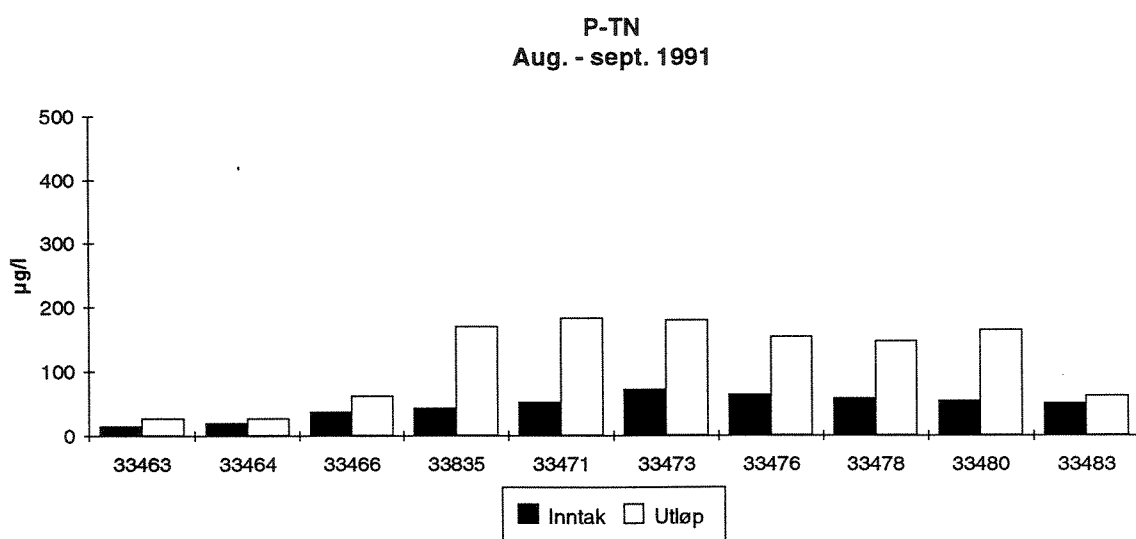
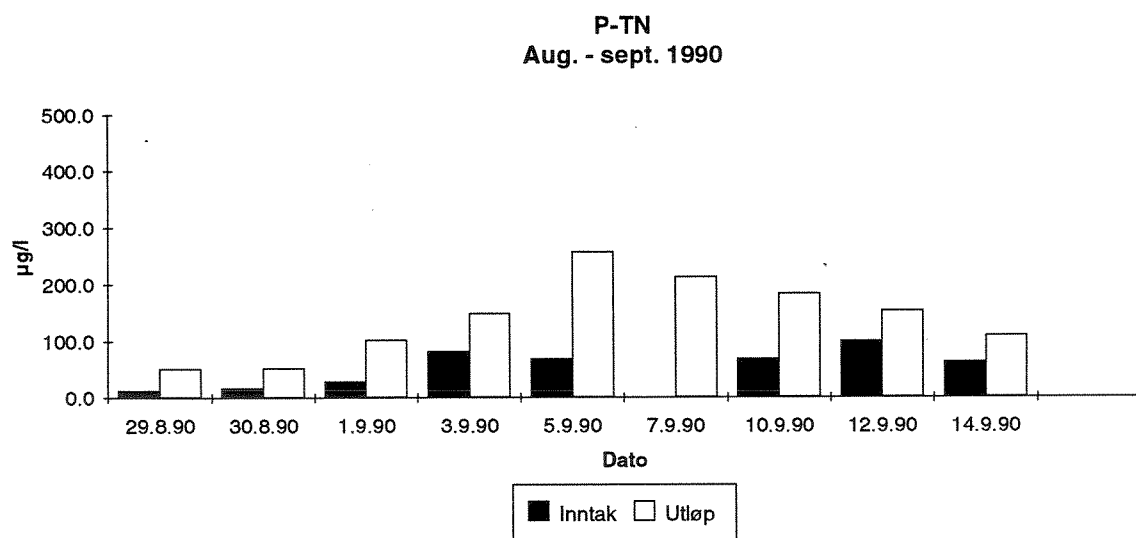
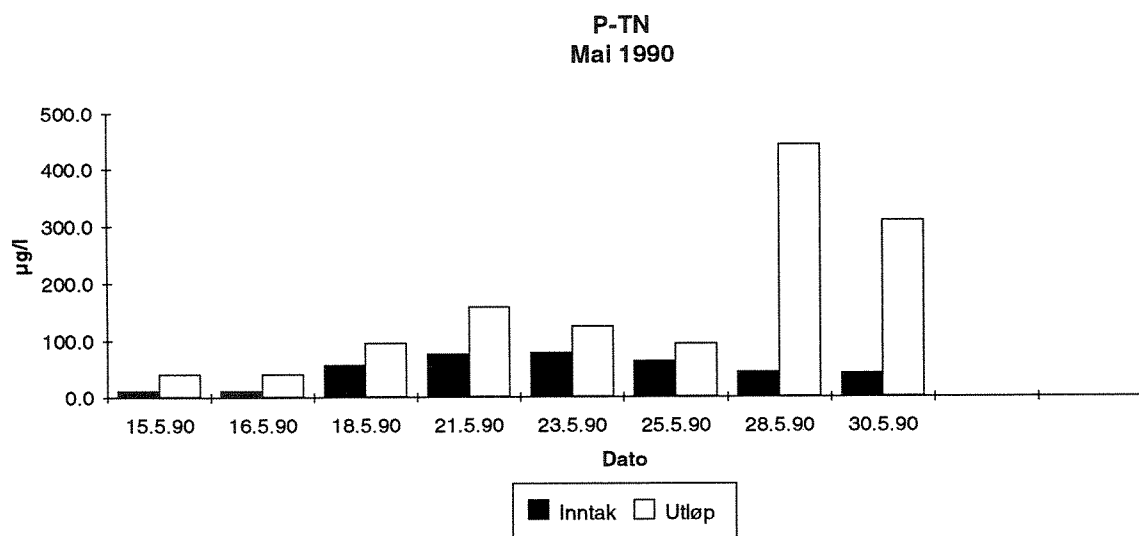
Figur 13. Mengden totalt fosfor i dyrningskarene under forsøkene i a) mai 1990, b) august/september 1990 og c) august/september 1991.



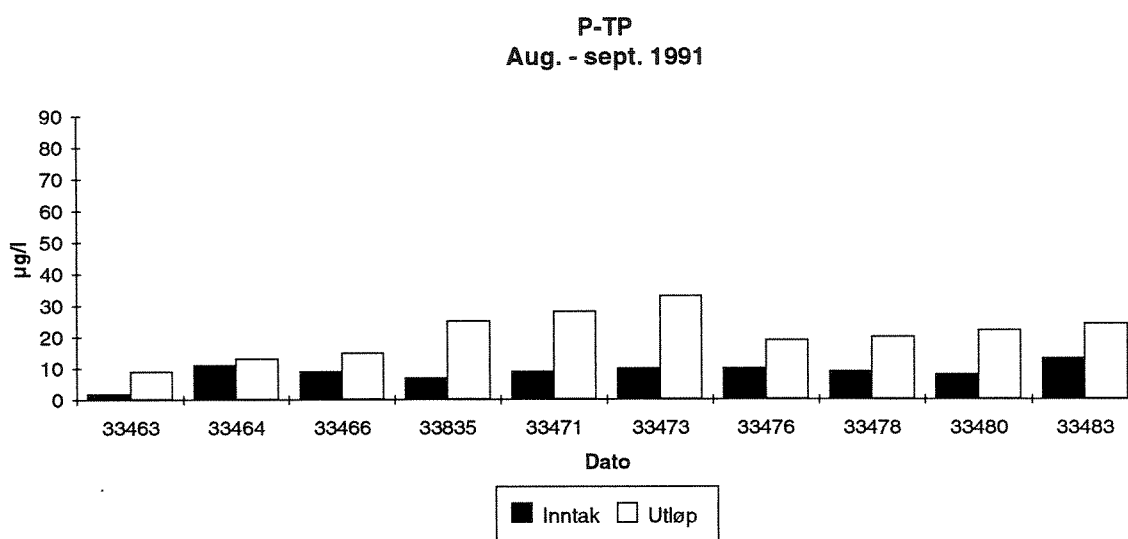
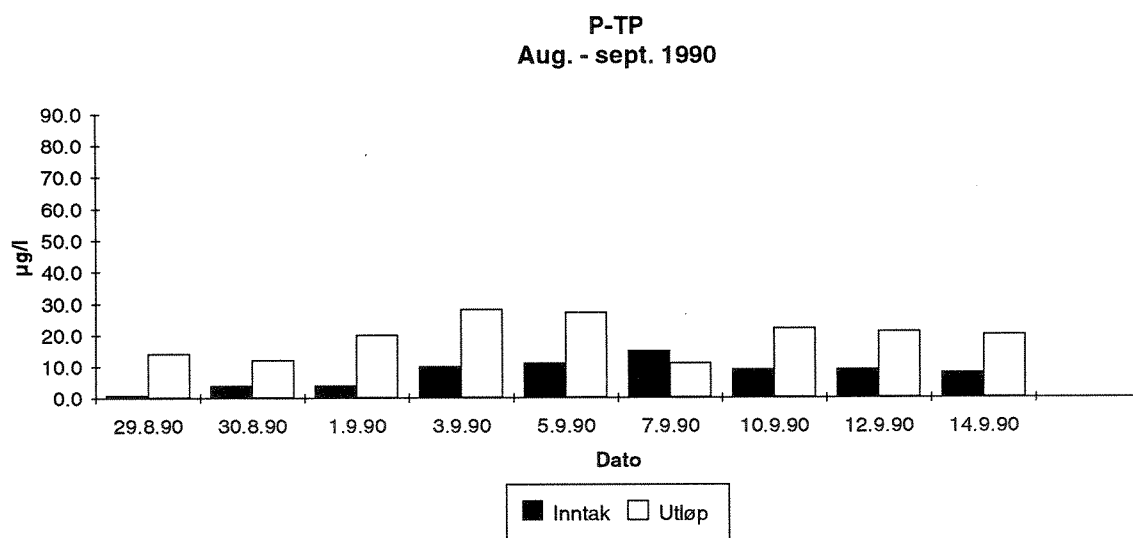
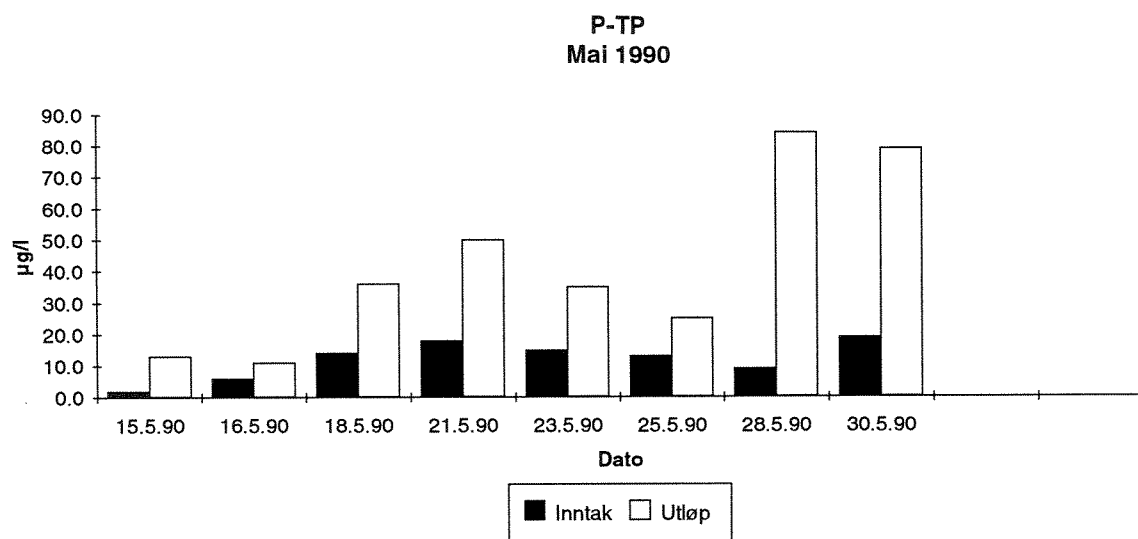
Figur 14. Silikatutviklingen i dyrkningskarene under forsøkene i a) mai 1990, b) august/september 1990 og c) august/september 1991.



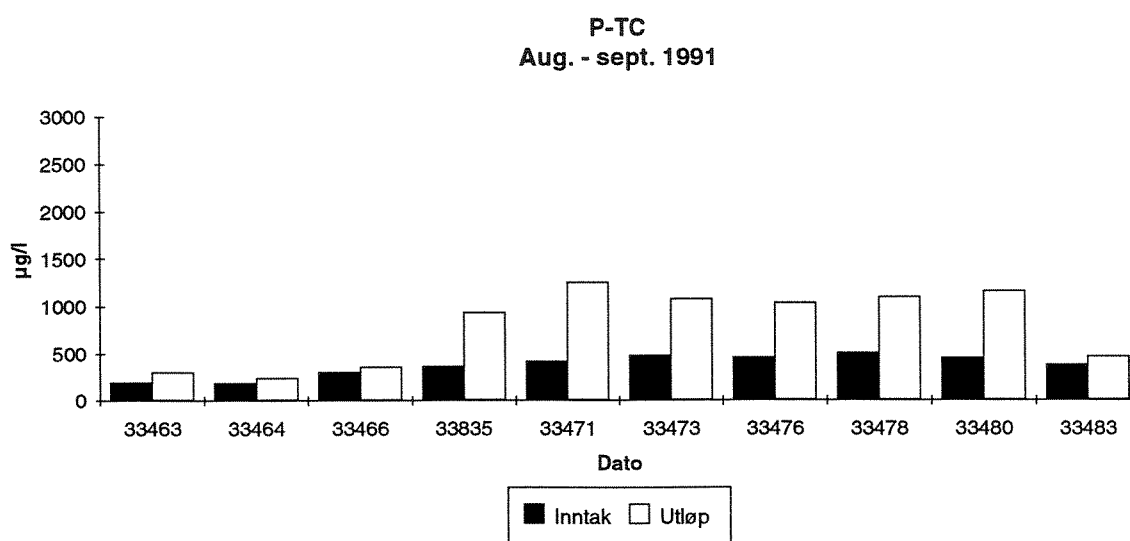
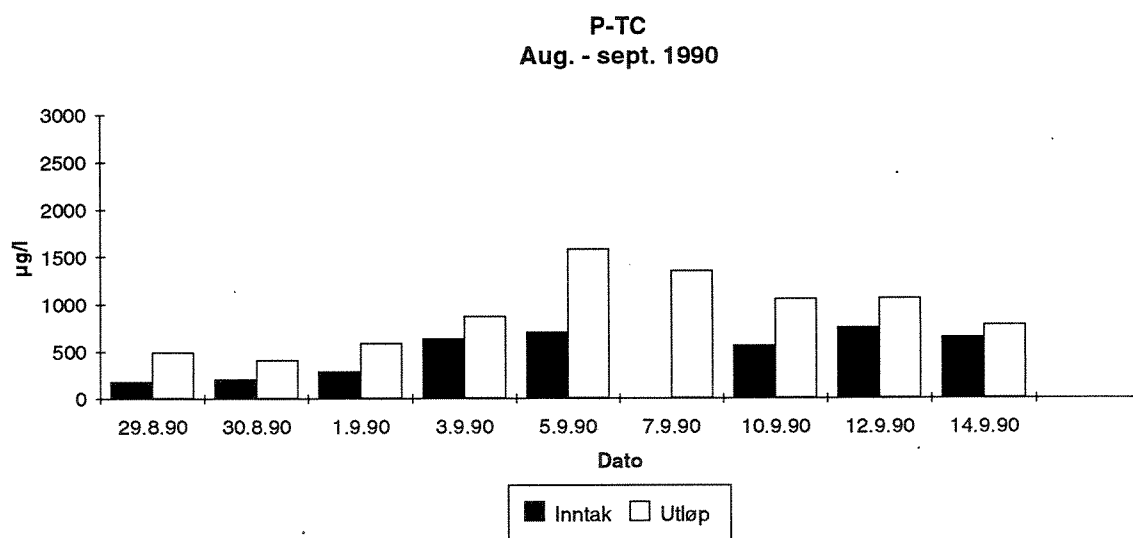
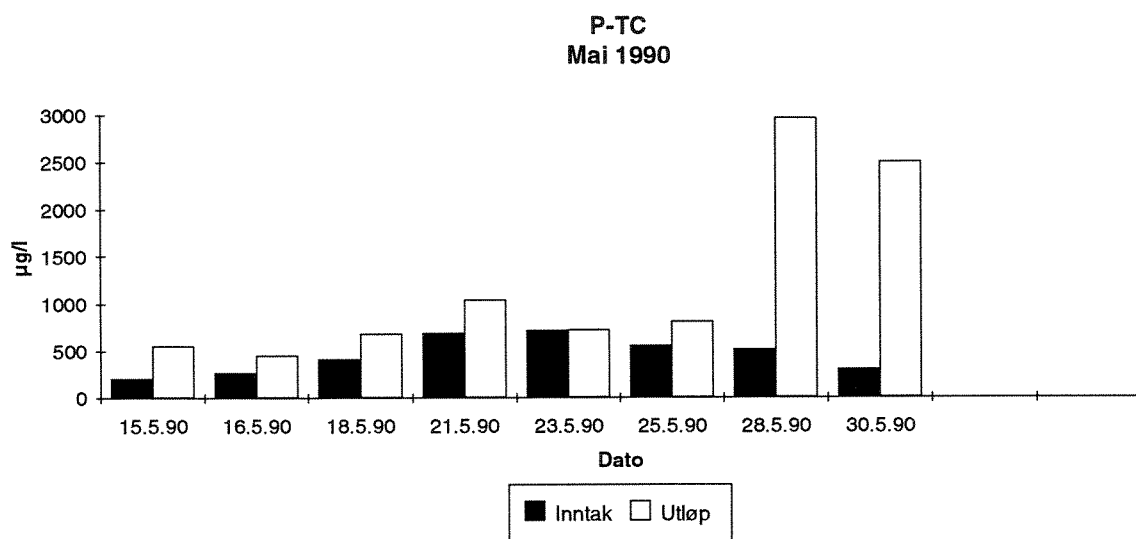
Figur 15. Biomasseutviklingen i dyrkningskarene under forsøkene i a) mai 1990, b) august/september 1990 og c) august/september 1991.



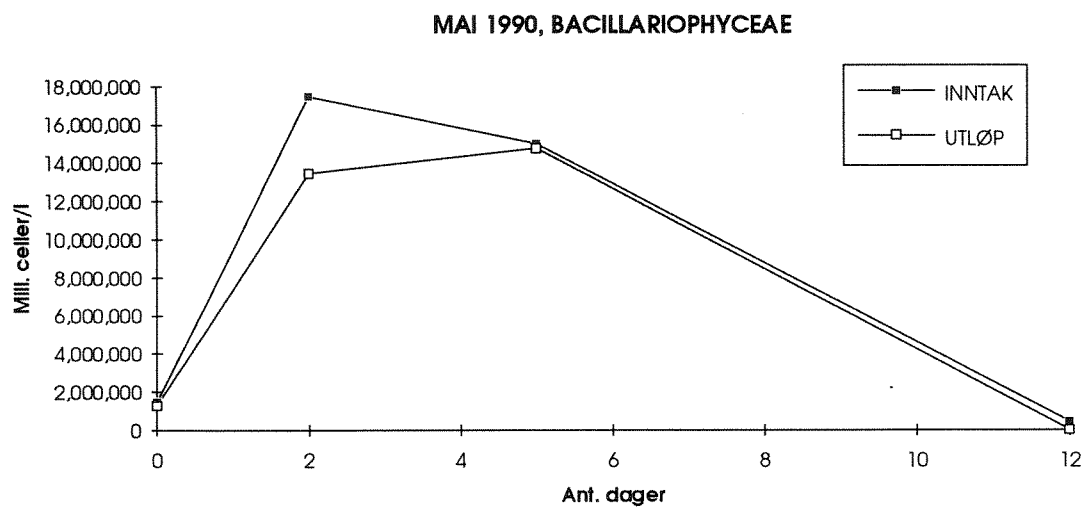
Figur 16. Den partikulære mengden nitrogen i dyrkningskarene under forsøkene i a) mai 1990, b) august/september 1990 og c) august/september 1991.



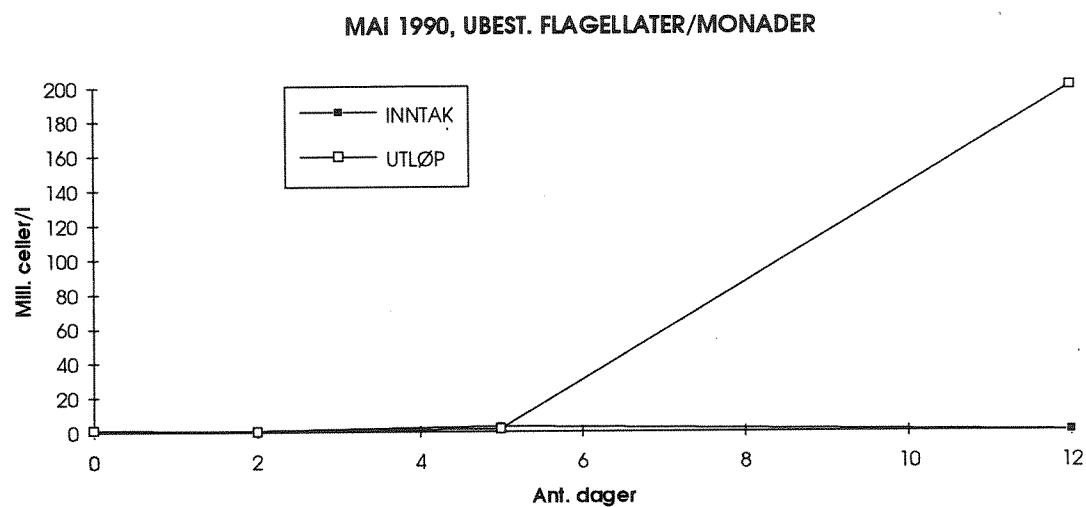
Figur 17. Den partikulære mengden fosfor i dyrkningskarene under forsøkene i a) mai 1990, b) august/september 1990 og c) august/september 1991.



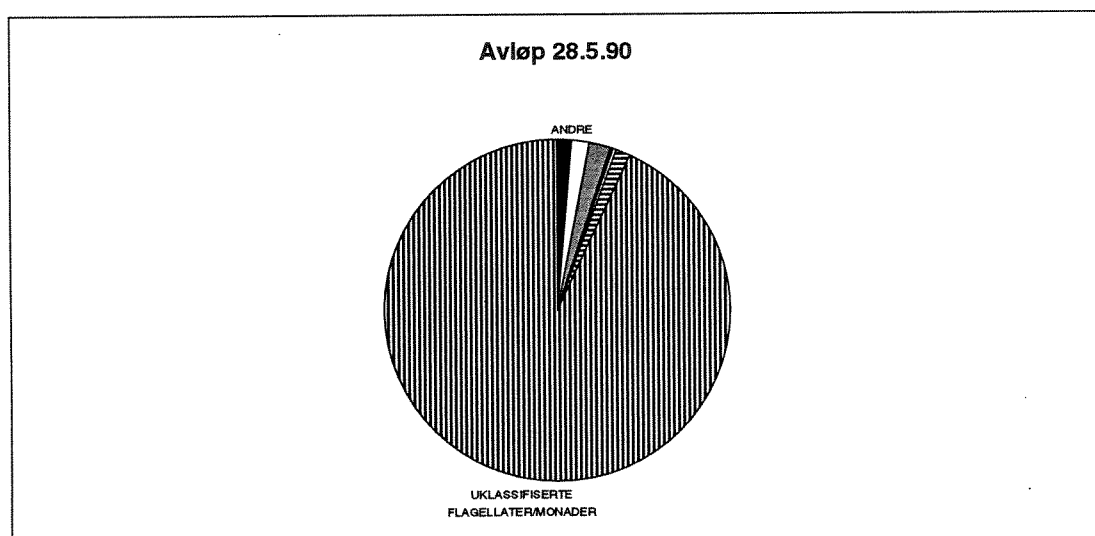
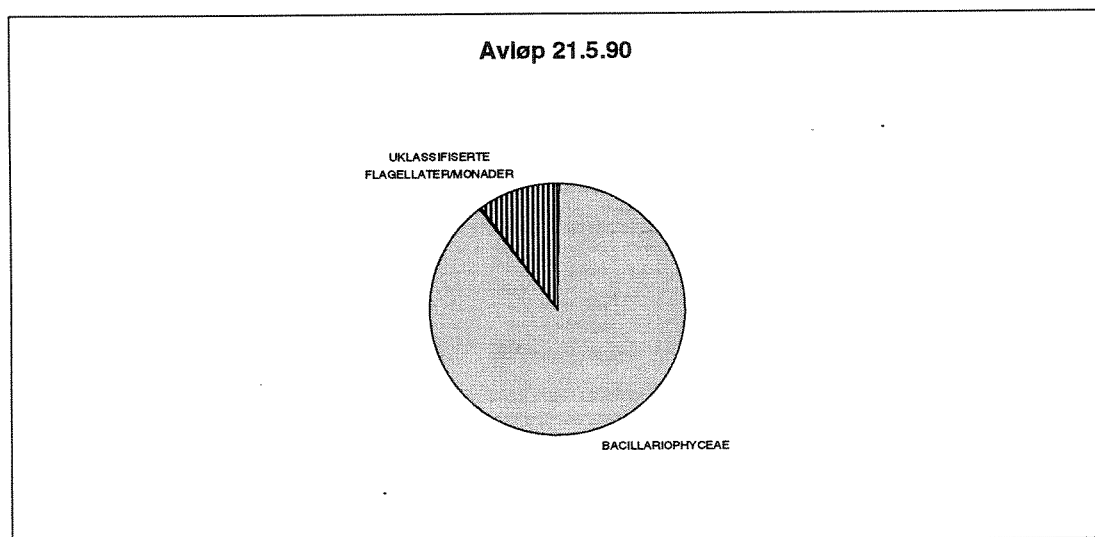
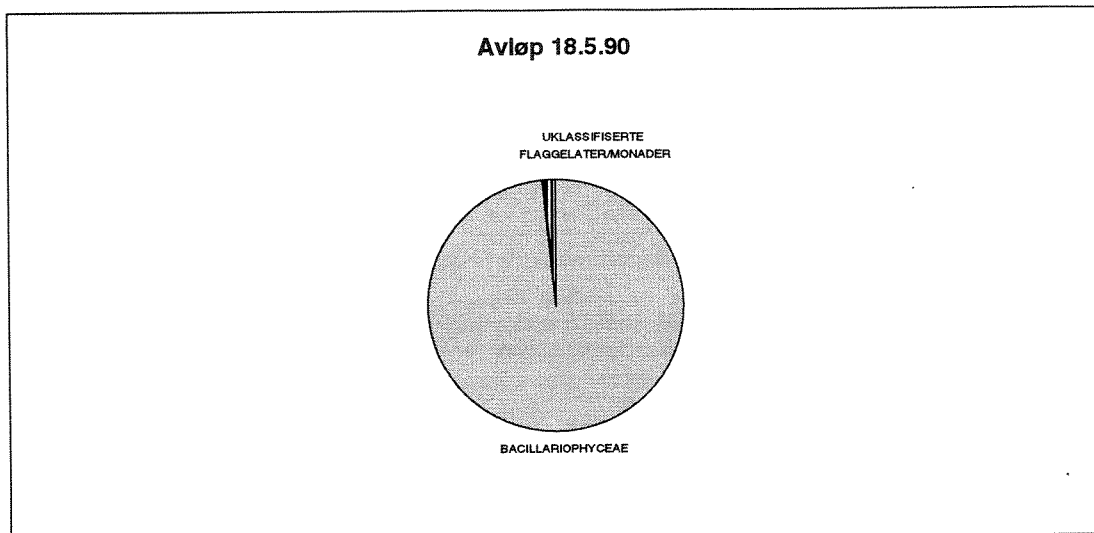
Figur 18. Den partikulære mengden karbon i dyrkningskarene under forsøkene i a) mai 1990, b) august/september 1990 og c) august/september 1991.



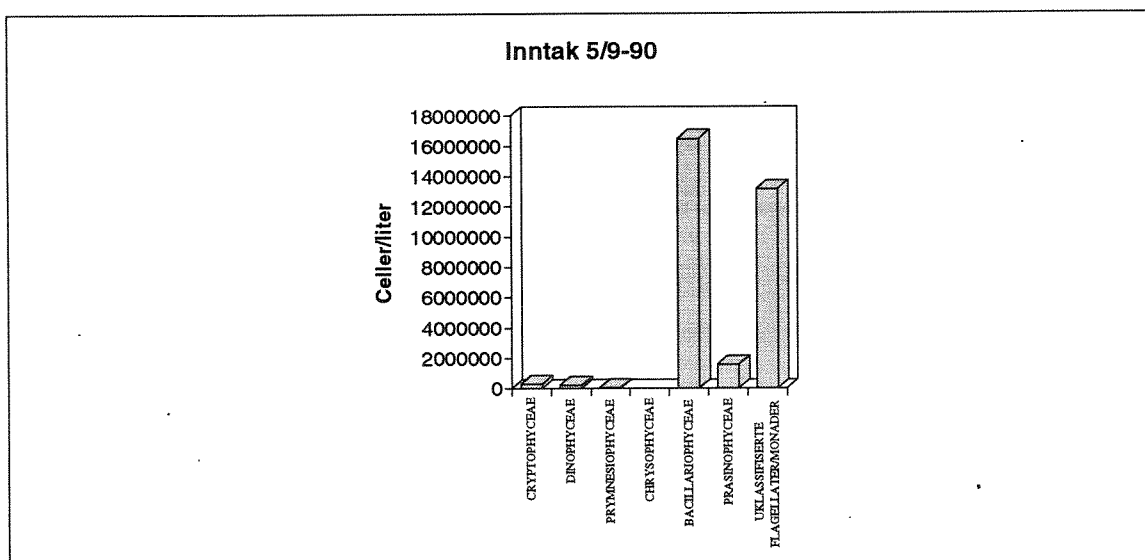
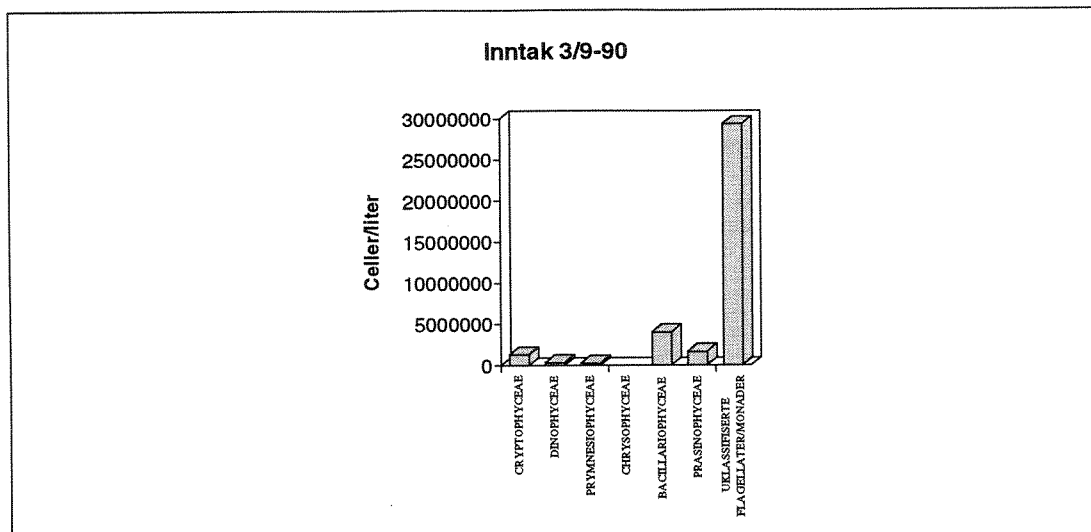
Figur 19. Utviklingen av kiselalger (*Bacillariophyceae*) våren 1990.



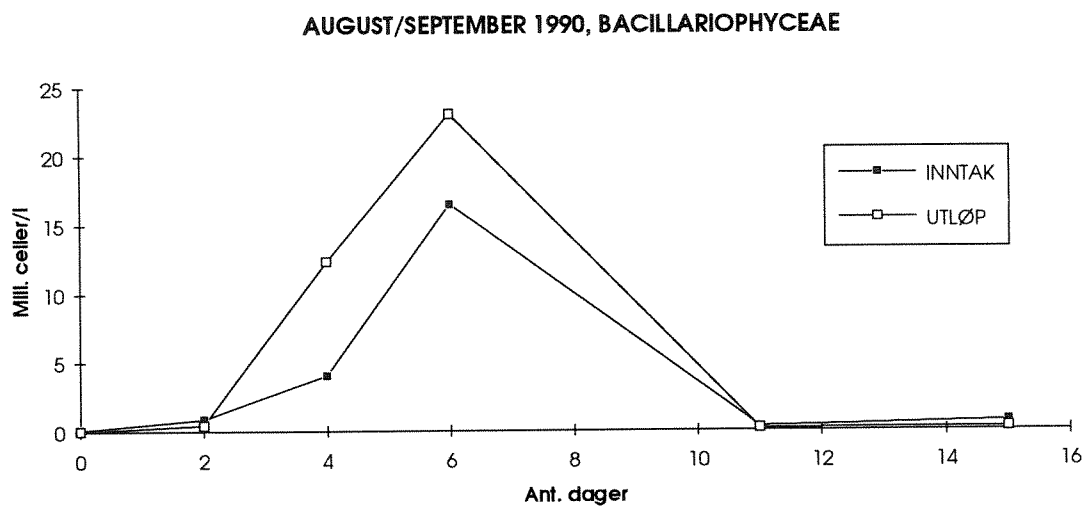
Figur 20. Utviklingen av ubestemte flagellater/monader våren 1990.



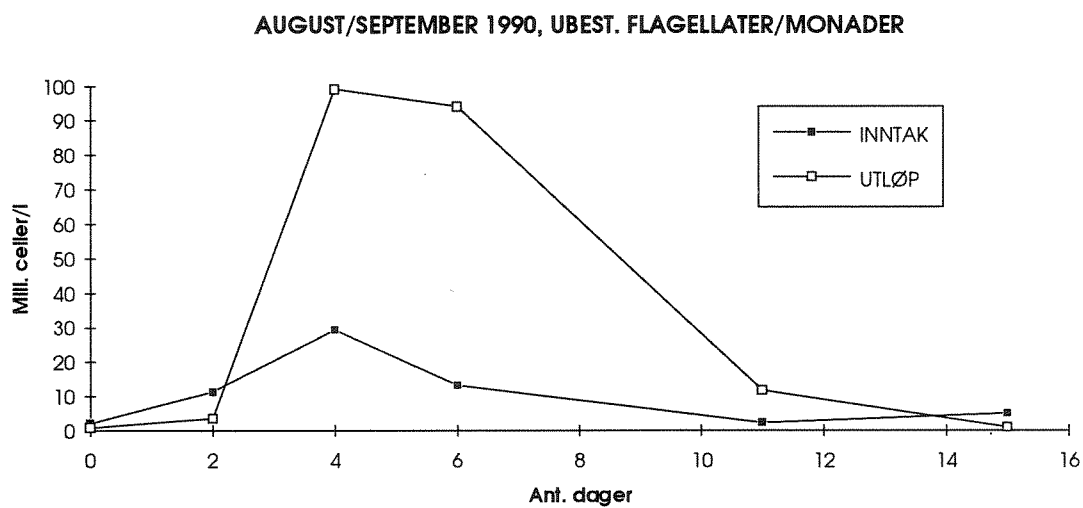
Figur 21. Den prosentvise fordeling våren 1990 basert på celletall av algeklassene i dyrkningskaret med utløpsvann som vekstmedium.



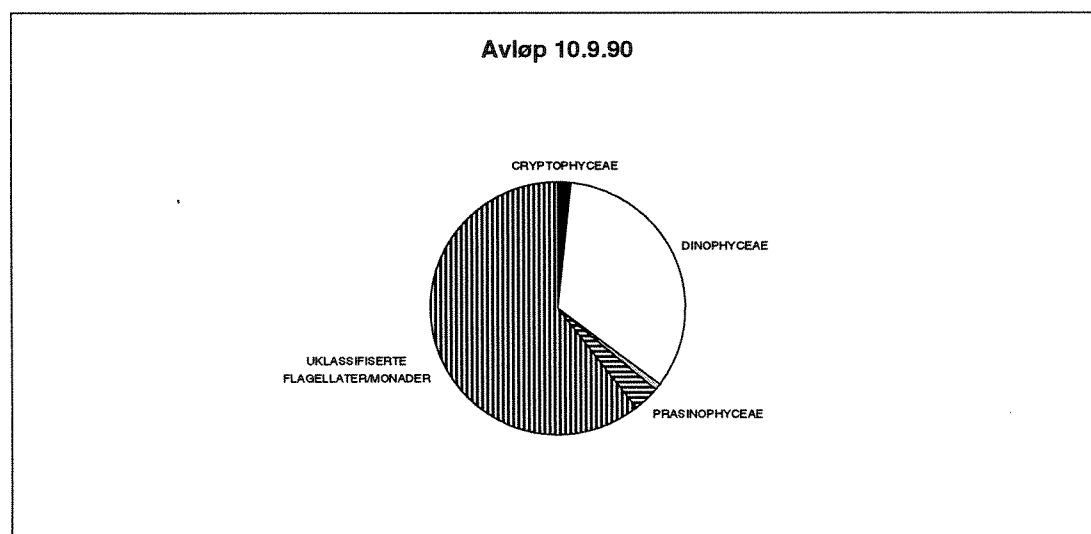
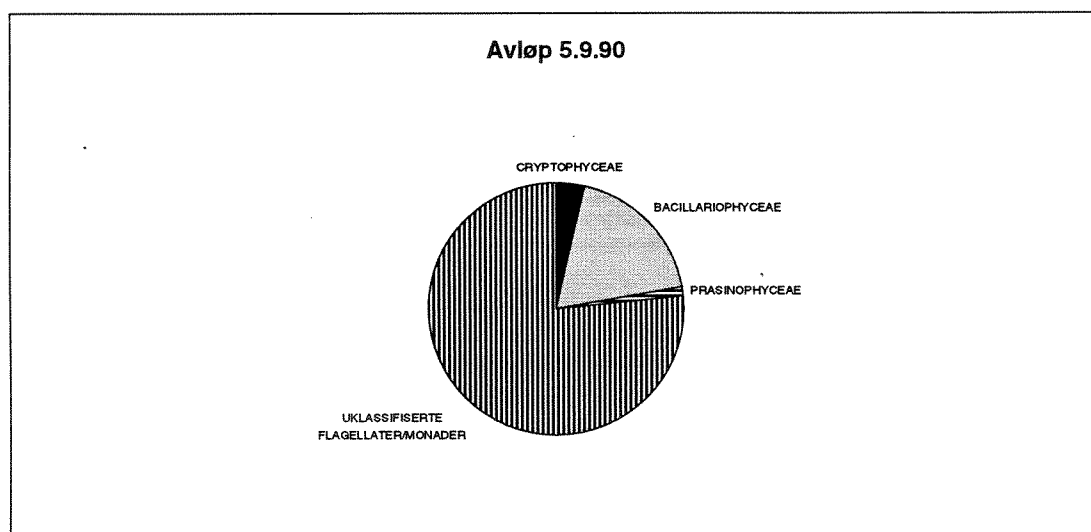
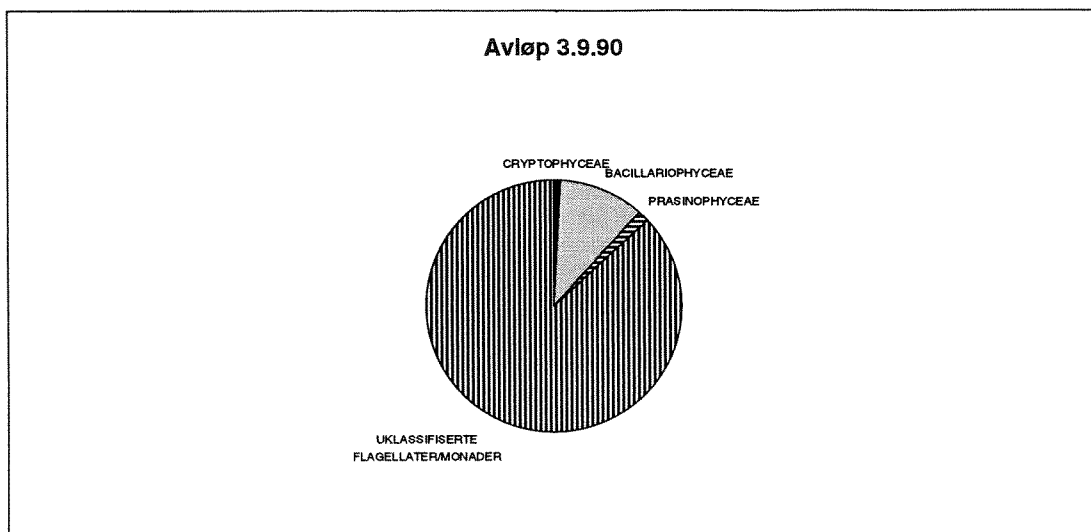
Figur 22. Den prosentvise fordeling våren 1990 basert på celtall av algeklassene i dyrkningskaret med inntaksvann som vekstmedium.



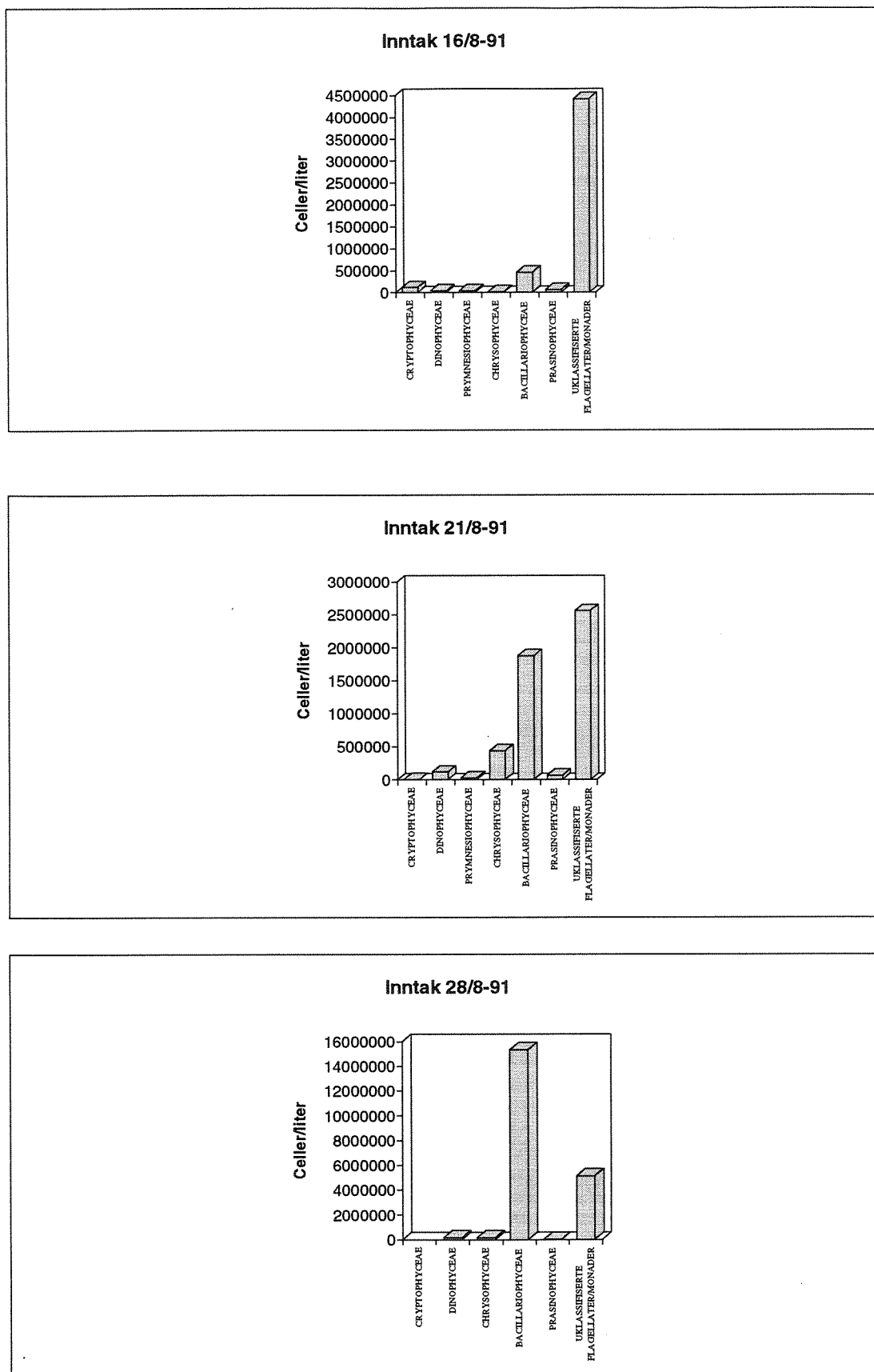
Figur 23. Utviklingen av kiselalger (Bacillariophyceae) høsten 1990.



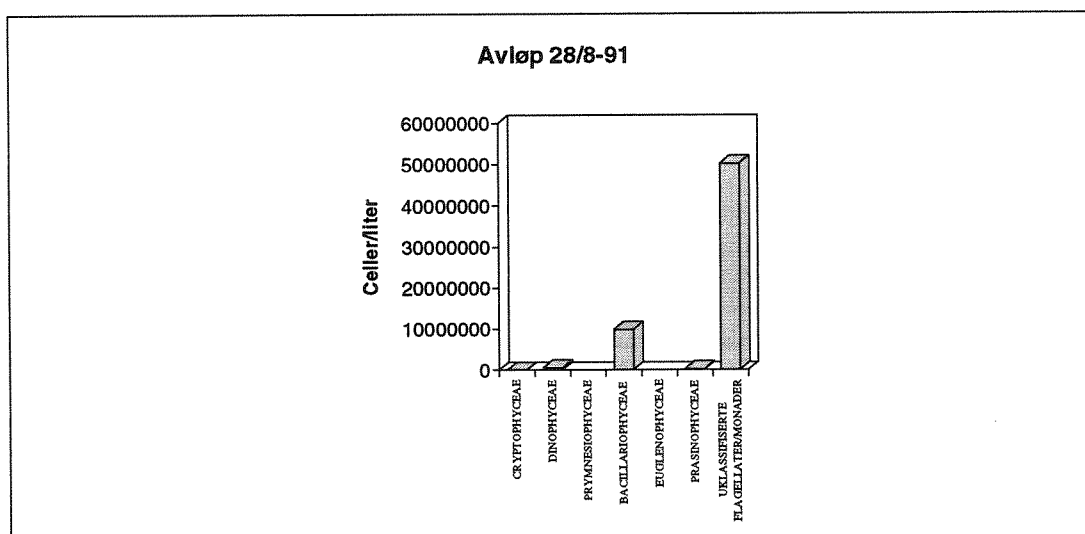
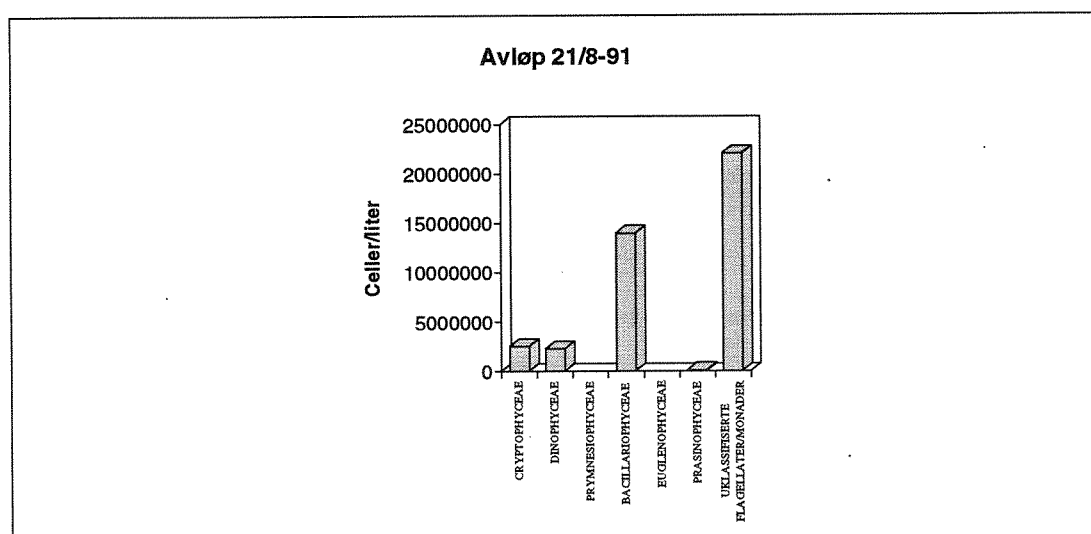
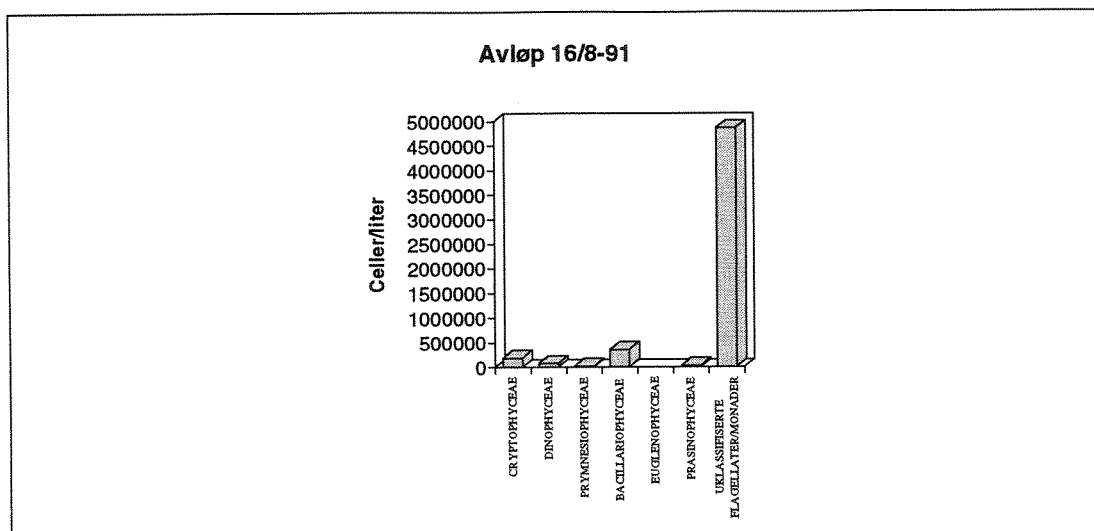
Figur 24. Utviklingen av ubestemte flagellater/monader høsten 1990.



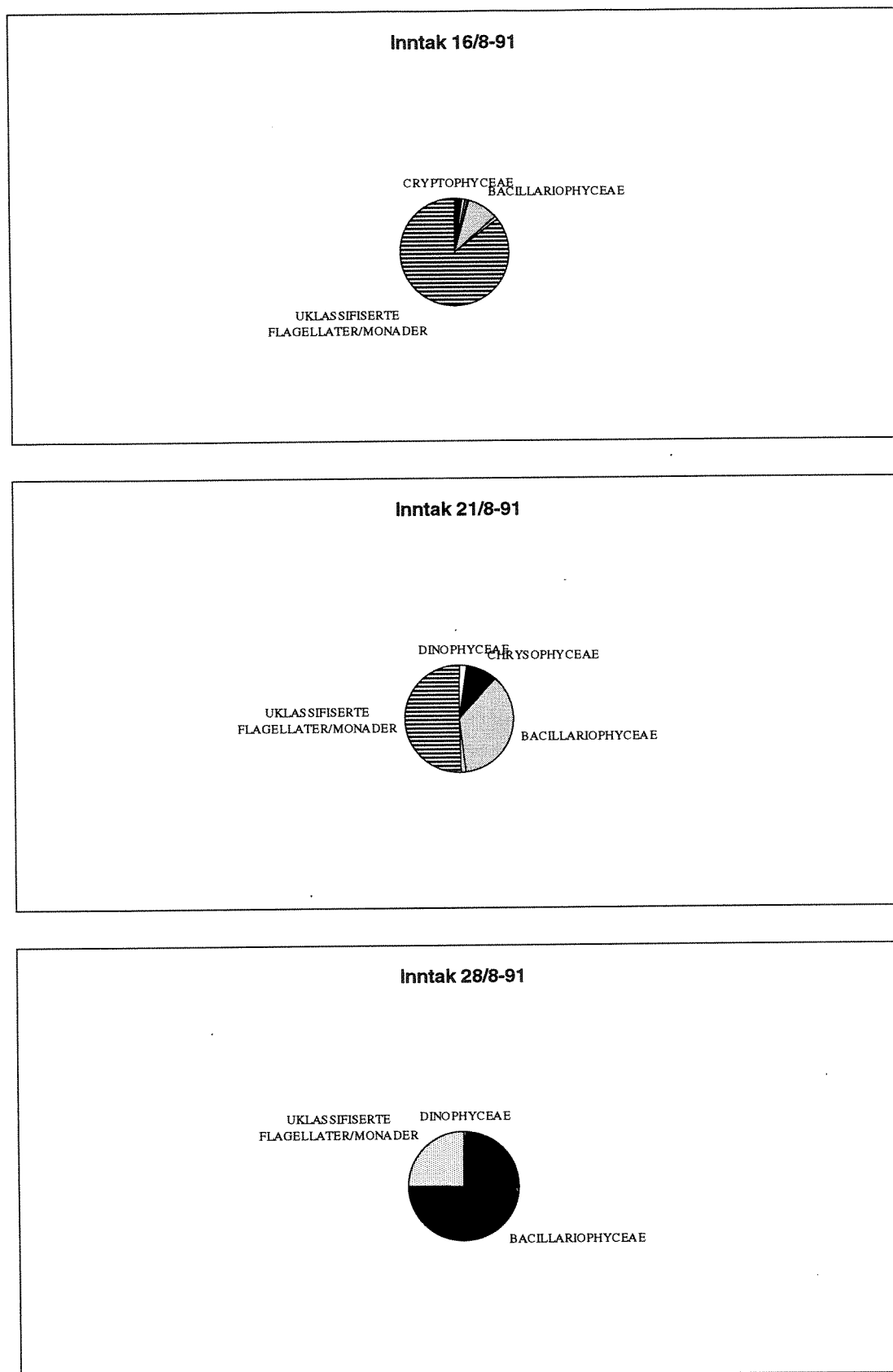
Figur 25. Den prosentvise fordeling høsten 1990 basert på celletall av algeklassene i dyrkningskaret med utløpsvann som vekstmedium.



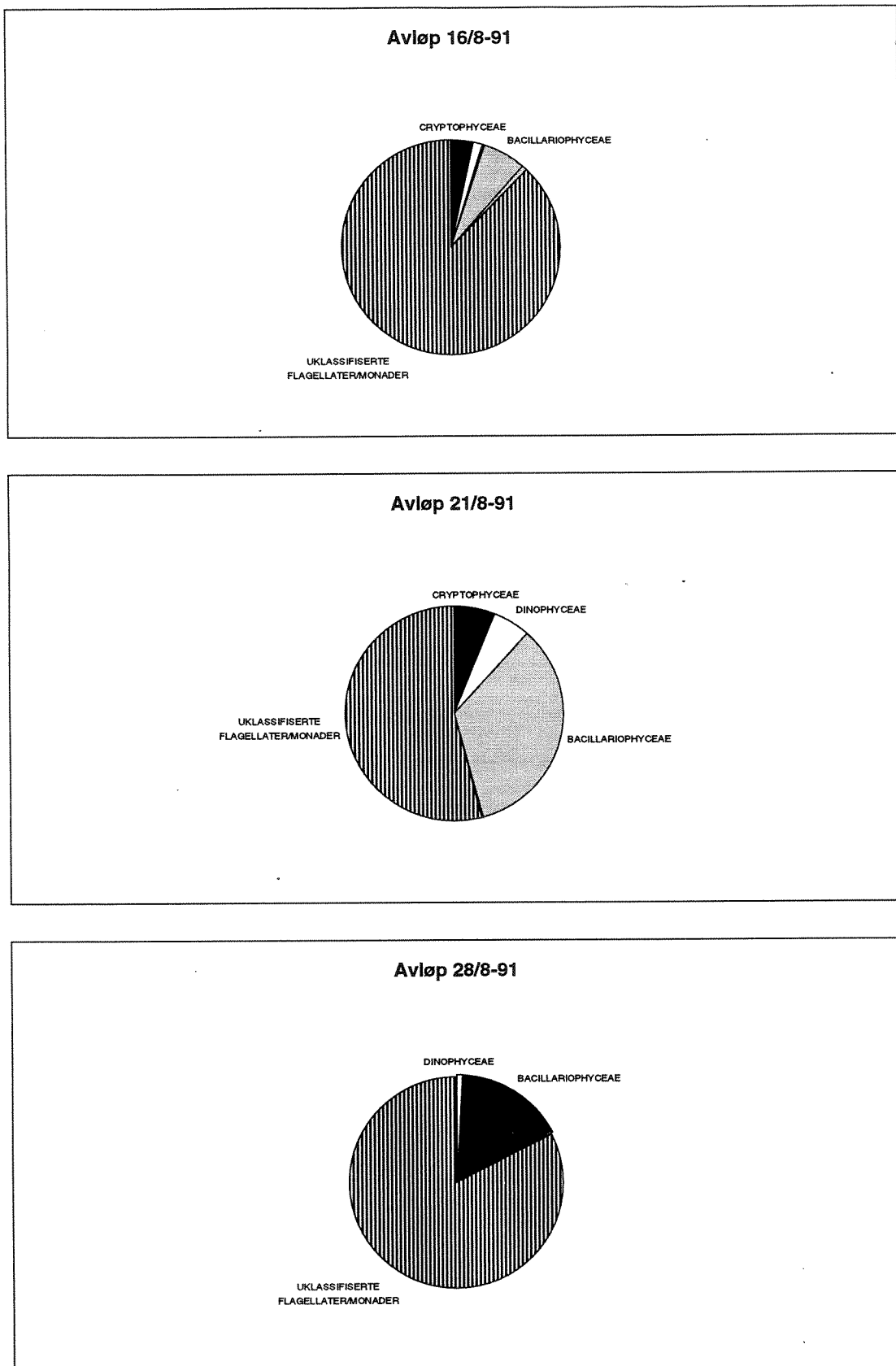
Figur 26. Den prosentvise fordeling høsten 1990 basert på celletall av algeklassene i dyrkningskaret med inntaksvann som vekstmedium.



Figur 27. De ulike algeklassenes celledtall gjennom forsøket basert på utløpsvann høsten 1991.



Figur 28. De ulike algeklassenes celledtall gjennom forsøket basert på inntaksvann høsten 1991.



Figur 29. Den prosentvise fordeling høsten 1991 basert på celletall av algeklassene i dyrkningskaret med utløpsvann som vekstmedium.

4. KONTROLLERTE ØKOSYSTEMFORSØK PÅ NIVAS MARINE FORSØKSSTASJON, SOLBERGSTRAND

4.1. Sammendrag

GJENNOMFØRING

Prosjektet ble gjennomført som et eksperiment over 2 år der hardbunnssamfunn etablert i fiberglassbassenger, ble tilført enten ubehandlet sjøvann fra 13 m dyp (kontroll - K) eller samme sjøvann ledet gjennom kar med oppdrettsfisk (fiskeproduksjon - F). For hver behandling ble det etablert to parallelle testsamfunn.

Modellsamfunnene ble bygget opp i 8 sirkulære fiberglass-bassenger med diam. 4 m og høyde 1.25 m (vannvolum 15 m³ hver), hvorav 4 basseng ble benyttet i dette prosjektet. Modellsamfunnene ble etablert i november 1988 ved at stein med begroing av alger og dyr ble transplantert til hvert basseng fra et område på 7 - 10 m dyp ved Jomfruland (97 stein av 1-10 dm³ volum hver pr. basseng). Dette grunnleggende modellsamfunnet dekket ca. 6 m² av bunnen i hvert basseng. I tillegg ble det innført bestander av utvalgte alger og dyr til hvert basseng: stortare, sagtang, havsalat, eremittkreps, kamskjell, harpeskjell, trekantmark og mosdyr.

Vanngjennomstrømningen var kontinuerlig på 1 m³/time pr basseng. Råvannet ble pumpet fra ca. 13 - 16 m dyp utenfor Marin Forskningsstasjon Solbergstrand (MFS). Bassengene var utstyrt med rotorer for etterlikning av vekslende tidevannstrøm og ble plassert under tak, i dagslys med redusert intensitet. Vann med oppdrettsbelastning ble laget ved å lede deler av råvannet til et kar med justert mengde oppdrettsfisk. Laks ble brukt i mesteparten av forsøksperioden, piggvar fra august 1989 til januar 1990. Vannet fra utløpet av fiskekaret ble blandet 1:1 med råvann før det ble ført til F-bassengene.

Belastningen startet 25.04.89. Belastningen fra oppdrett (F) ble opprettholdt til ut august 1991. For ytterligere dokumentasjon se Bakke et al., 1992.

RESULTATER

Miljøbetingelser

Temperaturen i bassengene fulgte hverandre gjennom året med lavest temperatur i mars på 2.7°C og høyeste i august med 17.9°C.

Saltholdigheten var lik i alle kar og fulgte svingningene i inntaksvannet. Det var store variasjoner i saltholdighet innen døgnet i de tilfeller inntaksdypet lå i sprangsiktet. Laveste og høyeste ukemiddel var henholdsvis 21.1 (1990) og 34.9 ‰ (1991), men saliniteten var i enkelte tilfelle mye lavere. Forandringer på opptil 14‰ på noen døgn gir et intrykk av det osmotiske stress som organismene har vært utsatt for.

Næringssaltene viste høyere konsentrasjoner i F enn i K. I K var produksjon/vekst hos algene i disse bassengene sannsynligvis næringssaltbegrenset, og da av fosfat.

Sesongvariasjon i oksygennivå i bassengene viste høyeste verdier i vinter- og vårperioden og lavest på sensommeren og høsten. Bassengene var jevnt over godt oksygenert. Det var god overensstemmelse mellom parallelle bassenger og ingen påvisbare gradienter innen bassengene. De med vann fra oppdrett hadde konsekvent noe lavere oksygeninnhold enn kontrollene.

Tilførselen av suspendert partikulært materiale gjennom inntaksvannet var høyest i sommerhalvåret og lavest i november - februar. Hovedmengden av partiklene lå i størrelsesintervallet 4 - 10 μm . Tilførselene til F var entydig høyere enn til K, i snitt ca. 50%. For alle bassengene var partikkeltilførselen noe høyere enn partikkelavgangen og bassengene fungerte derfor som sedimentfeller.

pH i bassengvannet varierte i området 7.7 - 8.7 og synkront i alle bassenger. Bassengene med vann fra oppdrett hadde konsekvent lavere pH enn i kontrollene grunnet effekten av respirert CO_2 .

Det ble ikke funnet forskjeller i lysklimaet mellom de ulike bassenger ved manuelle lysmålinger foretatt i januar og februar 1990 eller gjennom den kontinuerlige loggingen av lyset for perioden desember 1990 - mai 1991. Gjennomsnittlig lysverdi i kontrollbassenget var i den sistnevnte perioden noe lavere enn i fiskebassenget, men forskjellen var over hele perioden ikke signifikant på 5% nivå.

Lysmålingene vinteren 1990 viste at lysklimaet på 1 m dyp i bassenget tilsvarte 1 - 3% lysdyp. Algene var derfor fra eksperimentets start og til sommeren 1990 eksponert for lys tilsvarende kompensasjonsdypet for mange arter. Sommeren 1990 ble lysåpningen i taket doblet og resultatet fra de kontinuerlige lysmålerne viste nå et lysklima på 6 - 7% av innstrålt lys.

Samfunnsstruktur på hardbunn

Ved etablering av samfunnene ble alle stein nummerert og alger og dyr på hver stein registrert. Ved tre anledninger gjennom forsøket ble denne registreringen gjentatt på 30 tilfeldig utvalgte stein fra hvert basseng. Likhet i samfunnsstruktur mellom bassengene og endringer over tid ble analysert ved bruk av multivariat statistikk.

Samfunnsstrukturen på de implanterte steinene forandret seg tydelig over tid i alle bassengene. Tendensen i forandringen var lik mellom alle bassengtypene. Forskjellen fra november 1988 til februar 1990 var stor, mens forandringen i struktur fra februar 1990 til desember 1990 var forholdsvis liten. I november 1990 ble lysmengden økt fra 1 - 3% av innstrålt lys, til 6 - 7%. Dette førte til en betydelig dreining i utvikling av samfunnene. Effekten av lys ga størst utslag i F.

Effekten av vann fra fiskeproduksjon førte til at samfunnsstrukturen utviklet seg signifikant forskjellig i F og K.

Samfunnsrekruttering til hardbunn

For å fange opp rekrutter (algesporer og dyrelarver) til hardbunnssamfunnet, ble det satt ut rene granittheller i alle bassengene. Hellene ble delt i to grupper, korttidsheller innsamlet etter to måneders eksponering og deretter erstattet med nye heller, og langtidsheller suksessivt innsamlet fra heller som ble satt ut ved forsøkets start i april 1989. Materialet på hellene ble skrapet av for analyse av klorofyll og biomasse (askefri tørrvekt) og identifikasjon av diatomeer og andre alger.

Det var signifikant forskjell i artssammensetning på rekrutter til korttidshellene til ulike tider av året.

Det var også signifikant forskjell i rekruttsammensetning mellom de to behandlingene, men sesongeffekten var større enn effekten av fiskeproduksjon. Den korte rekrutteringstiden (hellene stod ute i 2 måneders perioder) kan forklare at sesong slo sterkere ut enn belastningen. På langtidshellene (suksessivt innsamlet fra forsøkets start) ga belastningene større utslag. Artssammensetningen i K utviklet seg til å bli signifikant forskjellig fra F. Klorofyll-innhold, tørrvekt og næringssaltinnholdet i bassengene, ga alle indikasjoner på at forholdene i K var vidt forskjellig fra F.

Organisk omsetning i alger

Undersøkelsen var basert på analyse av klorofyll (Chl.a.), tørrvekt (DW), askefri tørrvekt (ADW) og karbon-, fosfor- og nitrogen-innhold. Disse parametre ble periodevis målt i flere algearter gjennom 1989 - 1991. Algene som ble undersøkt var hummerblekke, rødkluft, sagtang, sjøsalat og stortare.

Lysinnstrålingen før november 1990 var under toleransegrensen for rødkluft og sagtang. Begge algene forsvant i alle bassengene. Sagtang døde etter kort tid i bassengene, men klarte seg best i K. Stortare levde såvidt over minimumsgrensen for lyskrav før november 1990, men hadde optimale lysforhold i påfølgende periode. Hummerblekke likte seg best i bassengene før november 1990 og økte betydelig i forekomst, men med en antydning til fosfor-begrensning i K i 1991.

Samlet sett var klorofyllinnholdet i algene høyere i K enn i F. Dette tilsier at produksjons-potensialet var høyest i K, forutsatt at algene ikke var næringssaltbegrenset. Dette var imidlertid tilfellet i K i juni 1991. Tørrvektdata indikerte at forholdene i F generelt sett var dårligere for algeproduksjon. Forholdene i F favoriserte imidlertid tilvekst av den ettårige grønnalgen sjøsalat i forhold til K.

Utvalgte algepopulasjoners biologi

Lengdevekstmålinger ble gjort på voksne planter av stortare og sukkertare. Hos sjøsalat ble vekst målt som vektøkning av utstansede bladskiver over tid. Stortare og sukkertare ble i to omganger (desember 1989 og 1990) samlet inn ved Drøbak og etablert i bassengene, - 20 planter i hvert basseng.

Forsøkene viste at dødeligheten økte med reduksjon i lysklimaet. Etter 2 måneders eksponering var dødeligheten omtrent lik i F og i K, men tilveksten i F var lavere. Etter 4 måneder i et lysklima på 1-3% av innstrålt lys, var populasjonene sterkt reduserte (60 - 40%). Med økt lysmengde (6 - 7% innstrålt lys) ble dødeligheten redusert til 5 - 10%.

Gjennomsnittlig tilvekst hos stortare var generelt lav i alle bassengene og variasjonen mellom individene var stor. Størst vekst ble funnet i K.

Forsøkene med sukkertare viste at plantene i F mistrievdes sterkt, med svært lav tilvekst og etter 4 måneder var alle plantene døde. Forholdene i K var betydelige bedre. I det gjentatte vekstforsøket med økt lystilgang var resultatene endret. Plantene som fikk tilført vann fra oppdrett viste bedre overlevelsessevne, men omtrent samme tilvekst som i kontroll karene. Dette indikerte at ved økning av lys økte også tilvekst og overlevelsessevnen til sukkertare.

Vekst av havsalat ble målt som gjennomsnittlig vektøkning over 3 uker av 20 bladskiver i hver behandling. Sterkest vekst ble funnet for planter eksponert for vann fra fiskeoppdrett (F). Beitetrykket uttrykt som oppspist %-andel av bladarealet, var størst i basseng med vann fra fiskeoppdrett. Beiterne var amphipoder og isopoder. Stor tilgang på organisk materiale vil kunne føre til økt beitetrykk på algevegetasjonen.

SAMMENFATTENDE DISKUSJON

Virkninger av avløp fra fiskeproduksjon

Belastningen fra oppdrett tilsiktet å være en nærsone-situasjon. Forholdet fiskebiomasse-/vanngjennomstrømming var lavere enn man ville bruke ved vanlig landbasert oppdrett, og utløpsvannet ble videre tynnet 1:1 med annet vann før det ble ledet inn i bassengene.

Denne belastningen hadde klare virkninger på bassengenes vannkvalitet. Oksygenivået i vannet var gjennomgående 10 - 15% lavere enn i kontrollen, pH var konsekvent ca. 0.1 - 0.3 enheter lavere, det var en tendens til svakere lys grunnet høyere turbiditet (ikke signifikant), mengden suspenderte partikler økte med rundt 50% i snitt, men det ble bare funnet en svak økning i totalmengde organisk karbon (TOC). Vannet hadde også høyere konsentrasjoner av alle næringssaltene, fra 26% økning for nitrat, 72% for fosfat, til hele 150% for ammonium. Disse endringene gikk alle i en forventet retning.

Virkningen av oppdretts-belastningen på utviklingen av samfunnsstruktur på hardbunn over tid var klar. Belastningen førte til lavere algeproduksjon og endring av artssammensetning av mikroalger (diatomeer) på steinsubstrat. Nedslammingen hadde en negativ innvirkning. Suksjesjonsmønsteret i hovedsamfunnene hadde mange likhetstrekk med det som ble registrert i kontrollbassengene, men forskjellene over tid var betydelig mer markert. I siste del av forsøket, da lysforholdene var forbedret, begynte F-samfunnene å dreie tilbake mot de rike utgangssamfunnene. Effekten av vann fra fiskeproduksjon må derfor i dette tilfellet karakteriseres som "positiv" for algesamfunnet. Siden hardbunnssamfunnet i stor grad var algedominert, er det nærliggende å anta at de kraftigere endringene i struktur var muliggjort ved at næringssalttilførselen var større enn i K. Under andre forhold med økt lys kan imidlertid slik økt næringssalttilgang føre til overproduksjon og følgelig organisk overbelastning.

Effektene av oppdretts-belastningen på vekst, omsetning og overlevelse av de arter som er undersøkt, var ikke entydig, men i det store og hele var det flere negative enn positive responser på denne belastningen. Det er utpreget at de store algene i hovedtrekk reagerte negativt første året, noe som viser at den økte tilførsel av næringssalter ikke ble utnyttet fordi lyset var den begrensende faktor. Eneste positive respons er hos sjøsalat, som på mange måter må betegnes som en opportunist med stor evne til raskt å utnytte næringstilførsel.

Summert må kunne sies at belastningen med vann fra fiskeproduksjonen i hovedsak ga negative effekter på enkeltarter og på bløtbunn (Bakke et al. 1992) både direkte og via endring i vann- og sedimentkvalitet. Videre var det en mye klarere forandring i samfunnsstruktur over tid i fiskebassengene enn i kontrollsamfunnene, men forandringen endret karakter (retning) når lysforholdene ikke lenger var en minimumsfaktor.

Resultatoverføring til resipientforhold

Belastningene som ble brukt var kompromiss mellom det ønskelige og det praktisk gjennomførbare, og mellom realistisk lave doser og doser som sikret at man kunne detektere effekter. De reflekterte i rimelig grad en nærsone-situasjon på dyp rundt 10 - 15 m. En klar forskjell fra en virkelig utslippssituasjon var at belastningen ble holdt konstant. I en resipient vil vekslinger i strømforhold gjøre at den enkelte biotop berøres av utslippet i perioder, vekslende med perioder med normalt vann. Nivået og vedvarenheten av belastningene i eksperimentet tilsier at situasjonen representerte et realistisk verstetille. Mangel på ensrettede effekter under slike forhold gir derfor en viss trygghet for at slike effekter heller ikke vil forekomme i resipienten.

Den generelle gyldigheten i de oppnådde resultatene i dette prosjektet vil være større, jo større likheten mellom forsøks-samfunnene og disse samfunnene er. Sammert kan sies at forsøkssamfunnene i best grad reflekterte naturlige samfunn i ytre Oslofjord og på Skagerrakkysten, men at artene som ble undersøkt er representative for store deler av norskekysten. Det er derfor god grunn til å forvente at de effektene som ble påvist i bassengene ikke ville være systematisk forskjellige om samfunnene hadde vært hentet fra middels beskyttede lokaliteter, f.eks. på Vestlandet eller Nord-Norge.

Modellsamfunnene etterliknet forholdene i den nedre del av utbredelses-sonen for fastsittende alger. Samfunn og enkeltbestander ble hentet fra 5 - 15 m dyp og vanntilførselen var fra 13 - 16 m. Det første årets lysklima tilsvarte omtrent nedre voksegrense for makroalger, etter økning av lystilgangen omtrent nedre halvdel av algesonen. Dette tilsvarer en sone som i belastede områder sannsynligvis først vil merke belastningen som følge av nedslamming og dårligere lysforhold. Samfunnet skulle derfor være realistisk m.h.t. egnethet for problemstillingen i dette prosjektet.

Vi må forvente at mange faktorer ikke har blitt gjenskapt på naturlig måte i bassengene, eksempelvis vanntransport, lysforhold, konkurranse- og rovdyr/byttedyrforhold. Dette er faktorer som vil påvirke samfunnets følsomhet for et utslipp. De påviste samfunnseffekter vil derfor være relative verdier i forhold til de samfunn som fikk ubehandlet vann og overføringsverdien vil være på linje med gode laboratorieforsøk. Resultatene for hardbunn viser klare virkninger av oppdrettsvann.

Det er grunn til å anta at effekter på populasjonsnivå som individvekst, biomasse og biokjemisk sammensetning har reflektert hvordan disse organismene ville reagere på den samme langsiktige belastningen i et naturlig miljø. Effektene på populasjoner og individer gikk begge veier avhengig av hvilken art, sesong og funksjon som ble undersøkt.

Overføringsverdien fra forsøkets sublittoralsamfunn til samfunn i strandkanten kan bare anslås. Mange av artene forekommer begge steder, og for disse vil de påviste responsene sannsynligvis gjelde også i strandkanten. Tendensen til at effektene på algene ble endret ved bedre lysforhold skulle tilsi andre effekter nærmere overflaten, men dette gjelder bare til et visst nivå. En overproduksjon som sannsynligvis vil følge, kan sekundært gi alvorlige konsekvenser for et strandsonesamfunn, men et slikt scenario er ikke undersøkt i dette prosjektet.

4.2. Innledning

4.2.1. Målsetning

Prosjektet har hatt som mål å konkretisere algevegetasjonens reaksjon på kronisk tilførsel av næringssalter og fôrrester fra oppdrett i et norsk hardbunns-samfunn. Målet er at resultatene skal kunne bedre grunnlaget for å forutsi mulige effekter på fastsittende alger rundt slike utslipp og om algene kunne nyttiggjøre seg en økt næringssalttilgang. Resultatene kunne også være til støtte for utvelgelse av de biologiske parametre som det strategisk sett ville være best å inkludere i en overvåking av slike resipienter.

Undersøkelsene har tatt sikte på å belyse effekter på flere økologiske nivåer (samfunn, populasjon, individ) i marine hardbunns-samfunn under tidevannssonen (sublittoral-samfunn). Basis for prosjektet har vært etablering av en rekke slike samfunn i fiberglassbassenger under tak (modelløkosystemer).

4.2.2. Bakgrunn

Norsk institutt for vannforskning (NIVA) har over en periode på 3 år gjennomført eksperimentelle undersøkelser av virkninger av kjølevann og utslipp fra fiskeoppdrett på marine samfunn i bassenger. Prosjektet ble utført på Marin Forskningsstasjon Solbergstrand (MFS) fra høsten 1988 til høsten 1991 (Bakke et al. 1992). Prosjektet "Biotilgjengelighet av næringssalttilførsler til det marine miljø fra fiskeoppdrett" kunne dermed uten store etableringskostnader dra nytte av det pågående prosjektet på MFS.

De forsøk som inngikk på MFS hadde bl.a. som mål å generere kunnskap om et norsk kyst-økosystems reaksjon på kronisk tilførsel av sjøvann fra landbasert oppdrett. Undersøkelsene tok sikte på å belyse effekter på flere økologiske nivåer (samfunn, populasjon, individ) i marine hard- og bløtbunns-samfunn under tidevannssonen (sublittoral-samfunn).

Målsetninger var derfor forenelig med målsetningen i dette prosjektet : Biotilgjengelighet av næringssalttilførseler til det marine miljø.

4.3. Opplegg og gjennomføring

4.3.1. Innledning

Direkte målinger av effekter i en resipient vil utvilsomt gi den mest utsagnskraftige kunnskap om effekter fra et oppdrettsanlegg. Det er imidlertid svært vanskelig å kartlegge sammenheng mellom årsak og virkning ved slike feltundersøkelser både på grunn av de naturlige systemers kompleksitet, og fordi man har liten kontroll med de reelle miljøfaktorene. Et rendyrket laboratorieforsøk har stor grad av kontroll, og nær kobling årsak-virkning, men begrenset utsagnskraft fordi organismene er tatt helt ut av sin økologiske sammenheng.

Som et kompromiss mellom felt- og laboratorieundersøkelser er det de senere tiår benyttet forenklete økologiske modellsamfunn (testsamfunn) etablert i innhegninger eller bassenger. Disse muliggjør god kontroll med reelle miljøfaktorer og belastningsgrad, tillater gyldige forsøks-paralleller, og gir mulighet for effektpåvisning hos organismer/systemer over lang tid stort sett under naturlige betingelser.

Prosjektet er gjennomført på NIVA Marin Forskningsstasjon Solbergstrand (MFS), ved bruk av 4 parallelle eksperimentelle økosystemer der hardbunnssamfunn fra ca. 10 m dyp ble etablert i fiberglassbassenger. Dette prosjektet baserte seg på et annet større og mer omfattende prosjekt som startet i 1988 med en tekniske etablering av modell-samfunnene.

Følgende personer på NIVA takkes også for bidrag til gjennomføring av prosjektet: Einar Johannessen og Oddbjørn Pettersen (teknisk etablering og kontroll), Norman Green (samfunnsetablering), Lise Tveiten, Tone Jøran Oredalen, Frank Kjellberg, Unni Efraimsen, Tom Tellefsen (fagteknisk assistanse), Terje Hopen (tilrettelegging av miljødata på EDB) og Pål Brettum (identifisering av diatomeer).

4.3.1.1. Teknisk etablering og drift

Forsøkene er gjennomført med følgende oppsett: (se figur 30, og 31)

Sjøvann fra 13 - 15 m dyp ble pumpet (landoppstilt sentrifugalpumpe) inn til en gjennomstrømnings-tank (headertank; 0.6 m³). Herfra ble vann ledet til oppvarmingstank (ca. 2.0 m³), til fiskekar (ca. 2.5 m³) og direkte til modellesamfunnene (kaldt vann) som ble etablert i 8 stk. sirkulære fiberglassbassenger (figur 30 og 31), diameter 4 m, høyde 1.4 m (vannvolum 15 m³). I hovedprosjektet ble varmt vann og fiskeavløpsvann blandet med det kalde vannet, slik at den ønskede vannmengde og temperatur ble etablert for hvert enkelt modellsamfunn i kjølevannsprosjektet. (Ca. 1 m³/time vanngjennomstrømning; ca. + 3°C overtemperatur i varmebassenger). I dette prosjektet inngår bare 4 basseng; 2 kontrollbasseng og 2 basseng med fiskebelastning.

Bassengene med modellsamfunnene ble utstyrt med generator for roterende vannstrøm (midlere strømhastighet 20 cm/sek., øket til 25 cm/sek. fra uke 2/91). Strømretningen ble snudd én gang pr. døgn med ca. 2 t opphold mellom retningsskifte for å simulere skiftende tidevannsstrøm.

Bassengene ble plassert innendørs, men i dagslys med redusert intensitet gjennom lysplater i taket.

Modellsamfunnene ble etablert i november 1988. Fra november 1988 til offisiell oppstart av forsøkene (25.04.89) ble bassengene tilført 4.0 m³/time sjøvann fra ca. 13 m dyp.

Modellsamfunnene og forsøksoppsettets drift ble overvåket daglig i forsøksperioden.

Temperatursensorer for kontinuerlig overvåking av temperatur ble montert i 2 bassenger, i gjennomstrømningstank (sammen med sensorer for salinitet og oksygen) og i luften rundt bassengene.

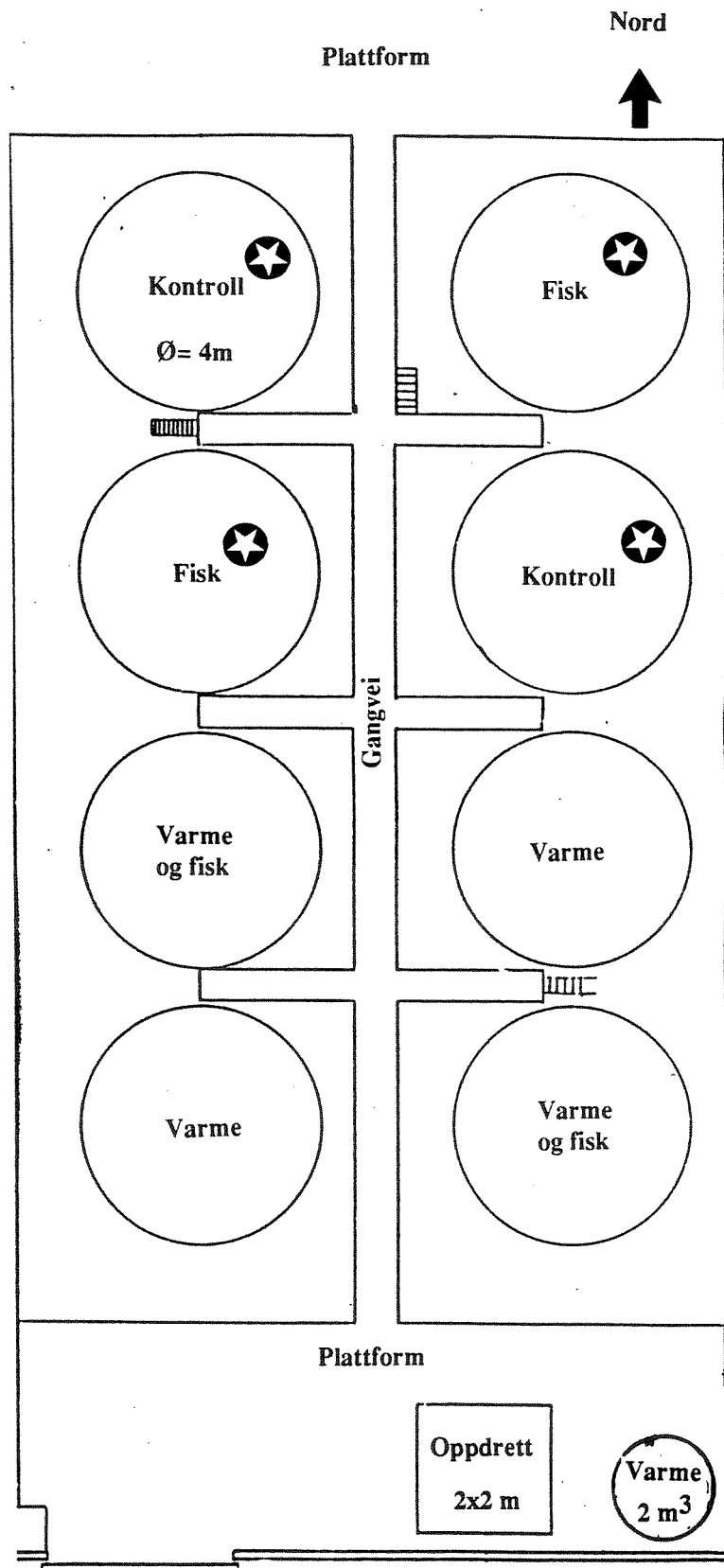
Videre ble temperaturer i alle bassenger og gjennomstrømningstank målt manuelt 3 ganger pr. uke, - salinitet, oksygen og pH én gang pr. uke.

Partikkelmengder inn og ut av bassengene ble registrert hver uke i alternerende paralleller, og det ble filtrert prøver for analyser på klorofyll/partikulært organisk materiale.

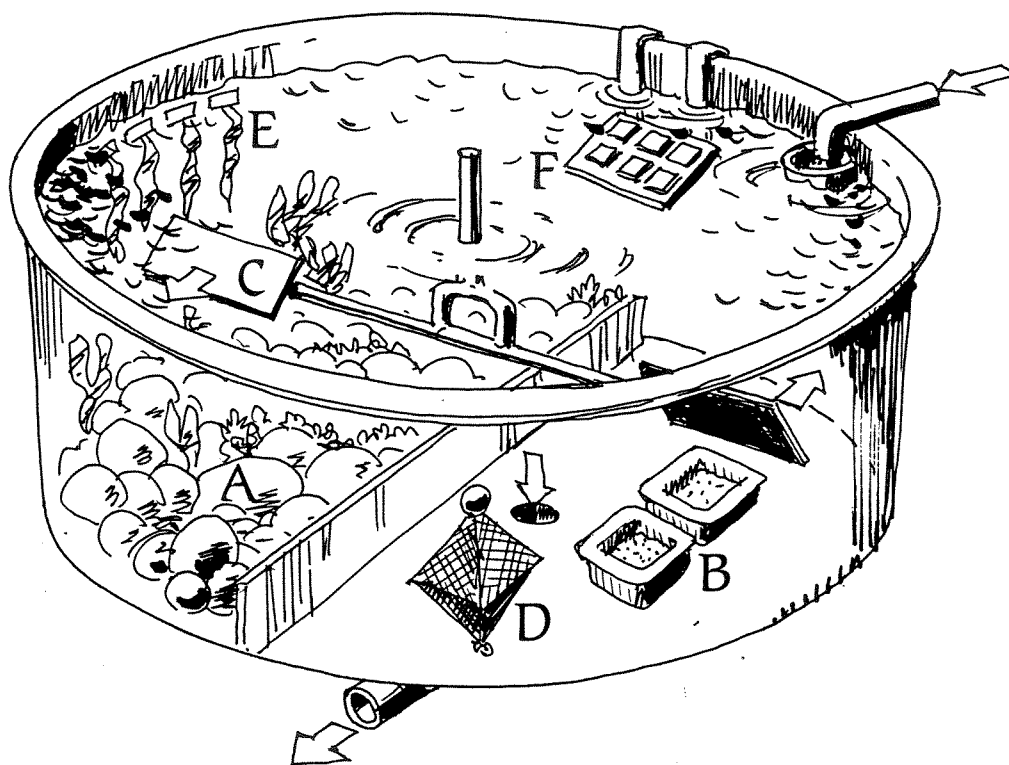
Prøver for næringssalter ble tatt ca. 2 ganger pr. måned i hele forsøksperioden i de fire bassengtypene og i råvannet.

Fra uke 29/90 ble det foretatt kontinuerlige lysmålinger i ett basseng (K1), samt ute. (Fra uke 49/90 i to bassenger - K1 og F1).

Teknisk vedlikehold (rengjøring, utskiftning av deler o.a.) ble foretatt kontinuerlig gjennom hele forsøksperioden.



Figur 30. Skjematisk tegning av arrangement av testbassenger og pilotanlegg for oppdrett. Basseng med stjerne benyttet i dette prosjektet.



Figur 31. Skisse av et av de 4 bassengene.
 A: Hardbunssamfunn av naturlig begrodd stein.
 B: Bløtbunssamfunn i kasser på bunnen.
 C: Strømsetter.
 D: Bur for harpeskjell og blåskjell.
 E: Tareplanter festet til veggene.
 F: Støtte for begroingsheller av granitt.

4.3.2. Samfunnsetablering

Modellsamfunnene ble etablert i november 1988 ved at stein med begroing av alger og dyr ble transplantert til hvert basseng. Dette grunnleggende modellsamfunnet dekket ca. 6 m² av bunnen i hvert basseng. I tillegg ble det innført bestander av utvalgte alger og dyr til hvert basseng: fingertare, sagtang, havsalat, eremittkreps, kamskjell, harpeskjell, trekantmark og mosdyr.

4.3.2.1. Hardbunnssamfunn

Et samfunn av hardbunnsorganismer ble etablert gjennom at en transplanterte steiner fra et område ved Jomfruland til bassengene. Steinene ble tatt fra ca. 7 - 10m dyp med en frodig begroing både av alger og dyr. De ble deretter fraktet i sjøvannsbassenger på båt til Solbergstrand hvor de ble plassert i to lagerbassenger med gjennomstrømmende vann. Det ble foretatt to turer til Jomfruland i perioden 31/10 - 4/11-1988 hvor i alt ca. 800 stein ble innsamlet. Steinene ble i januar/februar 1989 nummerert, og all begroing på hver enkelt stein ble registrert. Den 29 - 30/11-88 ble alle steinene overført til testbassengene. De ble plassert enkeltvis på en bunn av 10 cm hagesingel som dekket den ene halvparten av bassengbunnen. Størrelsesfordeling av stein var tilnærmet lik i alle bassenger. Hvert basseng fikk 97 stein.

4.3.2.2. Utvalgte populasjoner

Alger

Undersøkelser av vekst og formering hos visse utvalgte alger ble utført på populasjoner som ble transportert fra fjorden utenfor Solbergstrand og inn i forsøksbassengene. Det ble valgt ut flere økotyper - tre representanter for brunalger og en for grønnalger. Stortare og sukkertare ble valgt, da disse regnes for nøkkelarter i sublittoralsamfunn og er av en viss økonomisk betydning som ressurs. Sagtang ble valgt, da denne arten er vel kjent og en viktig nøkkelart i øvre del av sublittoralen. Sjøsalat ble valgt som en representant for grønnalgene. Grønnalger har generelt et høyt vekstpotensiale og drar vanligvis nytte av forhøyede næringssaltkonsentrasjoner på bekostning av andre arter. Sjøsalat er den eneste av de utvalgte artene som er ettårig og den har den egenskap at den under ugunstige forhold rask kan omdanne hele planten til sporer. Det ble derfor også valgt å undersøke grad av sporulering fra sjøsalat under de forskjellige forsøksbetingelser.

METODIKK

4.3.2.3. Samfunnsstruktur på hardbunn

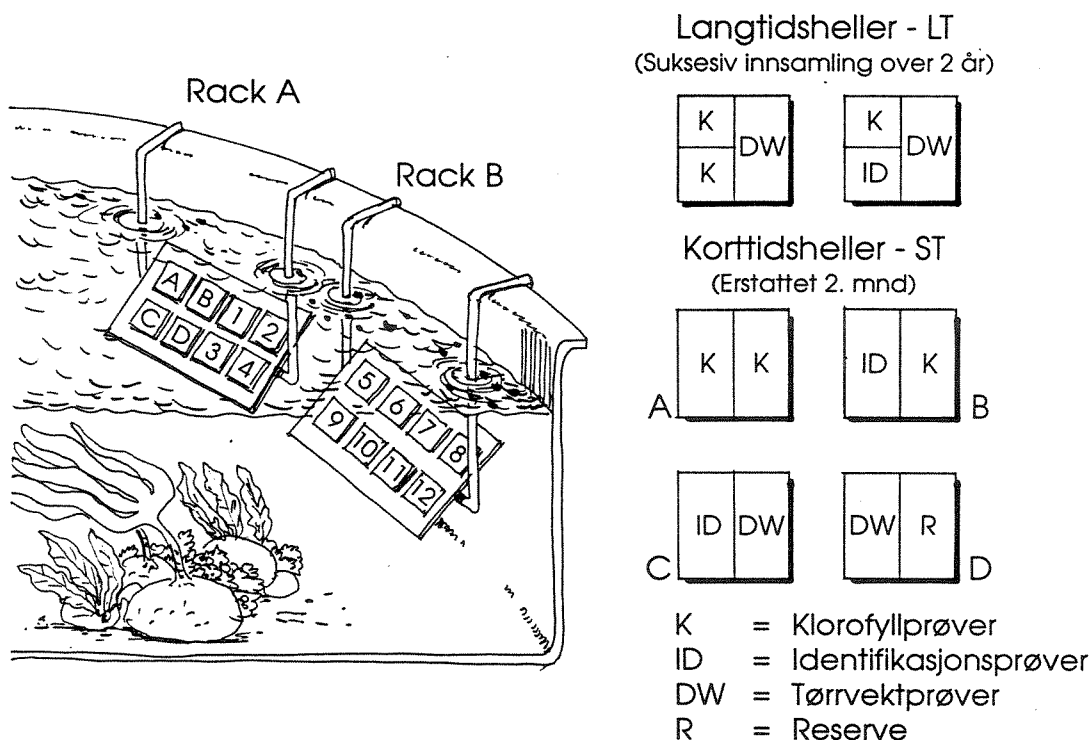
Steinene som ble samlet inn fra 7 - 10 m dyp ved Jomfruland, ble alle delt inn i 3 størrelsesgrupper. Hver enkelt stein ble nummerert ved at steinen ble plassert på en "lasso" av ståltråd hvor det i den oppstående enden av ståltråden ble festet en plastlapp med steinens tilhørende nummer. Ståltråden fulgte steinen under all videre behandling. Alle alger og dyr som var festet til steinene ble omhyggelig registrert før steinene ble satt ut i bassengene. En registrerte bare at den var funnet og ikke mengden av arten. Ettersom 777 stein ble fordelt på 8 basseng, kunne en beregne en frekvens-forekomst av alger og dyr som forekom i hvert av bassengene ved start av forsøket. Ved senere registrering av stein ble det tatt et utvalg på 30 tilfeldige stein fra hvert basseng. En kan da danne seg et bilde av antall og frekvens av alger og dyr som til en hver tid forekom på steinene i bassengene. Gjennomsnittlig var steinene ca. 25 cm i diameter. Det tilsvarer et areal pr. stein på i gjennomsnitt ca. 0.2m². Et utvalg på 30 stein i hvert basseng tilsvarer da et registrert areal på 6 m² som er langt mer enn det som vanligvis benyttes innen registrering på hardbunn (1 - 3 m²) og bløtbunn (4 x 0.1 m²). Under den statistiske bearbeidelsen er 10 og 10 stein slått sammen. Hvert prøveareal innen bassenget er da på 2 m².

Det er benyttet multivariate analyser for å vurdere artssammensetningene av alger og dyr mellom bassengene og over tid. Til denne analysen er benyttet en programpakke utviklet ved Plymouth Marine Laboratory (Carr, 1991). Analysene innbefatter cluster (Bray-Curtis similaritsindeks med Goup-Average sammenslåingsmetode, data er log-transformerte) og multidimensional scaling - MDS

(en 2-dimensjonal ordinasjonsmetode). For å teste om den gruppering av basseng som oppnåes under MDS er signifikant forskjellig fra hverandre eller ikke, benyttes en statistisk metode som forkortes ANOSIM. Metoden er tilnærmet lik Monte-Carlo-metoden (Carr, 1991), basert på hele 1000 simuleringer.

4.3.2.4. Samfunnsrekruttering på hardbunn

For å fange opp slike små alger og andre larver som fester seg på ledig substrat, ble en anordning med flere granittheller plassert ut i bassengene (figur 31 F). Hellene ble delt i to grupper (figur 32), - den ene gruppen heller ble innsamlet etter to måneders eksponering og deretter erstattet med nye heller - korttidsheller (ST). Den andre gruppen heller ble suksessivt innsamlet fra en samling heller som ble satt ut ved forsøket start i april 1989 - langtidsheller (LT). Disse hellene ble ikke erstattet med nye heller etter innsamling. Det ble samlet inn tre typer prøver fra hellene: til klorofyll-bestemmelser (Chl.a), til identifikasjon av diatomeer (ID) og andre alger og en serie til askefrie tørrvektbestemmelser (ADW). Det er foretatt avskrapning av noe forskjellige arealer på LT og ST-heller for de forskjellige analysene .



Figur 32. A. Skjematisk fremstilling av oppheng for granittheller (10 x 10 cm). A - D er korttidsheller og 1 - 12 er langtidsheller. B. Oppdeling av hellene for prøvetaking av A=Klorofyll a, B=Askefri tørrvekt, C=Identifikasjon, D=Reserve for korttids- og langtidsheller.

Prosedyre for innsamling:

1. Grovskraping av begroingen med kniv.
2. Til skylning benyttes ferskvann (ADW-prøver) og saltvann (ID- og Chl.a-prøver).

3. Hellene børstes så med stålbørste og skylles. Utføres 3 ganger.
4. Chl.a-prøver filtreres på GFC-filter og fryses for senere analysering.
5. ID-prøver helles på 100 ml glassflasker og tilsettes nøytralisert formalin til 4% løsning.
6. ADW-prøver helles i pre-veide aluminiumskar, tørkes så i 24 timer ved 105°C og veies for bestemmelse av tørrvekt (DW) og brennes deretter i 1 time ved 550°C for så å veies. Etter siste brenning settes prøvene i eksikator for at de ikke skal oppta for mye fuktighet fra luften. De veies etter at de er avkjølt i 2 min. i eksikator (ADW).
7. Korttidshellene kokes og skrubbes på nytt med stålbørste før de settes ut i bassenget igjen.

Under bearbeiding av diatomèprøvene ble hver art bestemt til art hvor det var mulig og til høyere taxa hvor det var meget vanskelig å bestemme algene til art. Flere vanskelig identifiserbare arter ble også sendt til flere spesialister på diatomeer (benthiske) for verifisering og videre bestemmelser. Disse var cand.real. Erik Syversen (Universitet i Oslo) og forsker T. M. Johnsen (nå NIVA). Det ble også foretatt en semikvantitativ registrering av artene (taxa) innen en skala fra 1 - 5, hvor 1 er sjelden forekommende og 5 er dominerende i prøvene. Det er videre foretatt multivariate analyser på materialet. Analysene innbefatter cluster og MDS (en 2-dimensjonal ordinasjonsmetode). ANOSIM ble benyttet i signifikans-testingen av resultatene fra MDS-analysen.

4.3.2.5. Organisk omsetning i alger

Det ble valgt ut forskjellige representanter av rød-, brun- og grønnalger for å undersøke om algenes innhold av karbon (C), nitrogen (N) og fosfor (P), ville være forskjellig i bassengene som følge av bl.a. de forskjellige næringssaltpåvirkninger. Forholdstall mellom C/N/P kan gi visse indikasjoner på hvordan alger trives i de forskjellige miljøene og deres evne til å produsere organisk stoff. For rødalge ble valgt ut rødkluft (*Furcellaria fastigata*), stortare (*Laminaria hyperborea*) og sagtang (*Fucus serratus*) som representanter for brunalgene, og sjøsalat (*Ulva lactuca*) fra grønnalgene. Det viste seg at ettersom rødkluften i stor grad forsvant i første delen av eksperimentet, mens en annen rødalge, hummerblekke (*Phyllophora truncata*) så ut til å spre seg i alle basseng, ble det også tatt prøver av hummerblekke. Det skal også nevnes at stortare i enkelte tilfeller kan ha vært forvekslet med fingertare (*Laminaria digitata*), da artene kan være meget vanskelige å skille i Skagerrakregionen på mindre eksponerte steder. Øverste 2 - 3cm av thallus ble benyttet til CNP-prøver fra sagtang og rødalgene, mens fra stortare ble et stykke, ca. 20 cm opp på bladet benyttet. Sjøsalat ble bare innsamlet en gang, og da fra en vilkårlig del av thallus.

Forskjeller ble signifikans-testet med parvis t-test (One - way).

4.3.2.6. Utvalgte algepopulasjoners algebiologi

Voksne planter av *Laminaria hyperborea* og *L. saccharina* ble samlet inn ved dykking utenfor Universitetets biologiske stasjon i Drøbak og på jetéen i Drøbaksundet. Innsamlingen ble foretatt i november 1989 og i desember 1990. Plantene ble innen få timer transplantert ut i respektive bassenger.

20 planter ble satt ut i hvert basseng. Plantene ble festet med et gummibånd til en brakett festet til bassengveggen ca. 1 m over bassengbunnen. Tareplantene har et rotlignende festeorgan og ved å tre festerøttene gjennom et snitt i et stramt gummibånd, eller ved å spenne et gummibånd rundt stilken over festerøttene, holdes planten fast mot underlaget med stilken og bladet pekende fritt ut i vannmassene (se Bakke et al. 1992).

Vekstmålinger av *Laminaria* ble foretatt ved en ikke-destruktiv metode.

Bestemmelse av vekst av bladet bygger på det forhold at tilveksten skjer ved bladets basis, innen de nedre 10 cm av bladet (Sundene, 1964). Eldre deler av bladet skyves hele tiden utover, slik at bladtuppene utgjør bladets eldste deler. En vanlig metode for å måle vekst er å stanse ut et lite hull i bladet utenfor vekstsonen og så måle den lineære forlengelsen over tid (Sundene, 1964). Til dette formålet ble det benyttet en egen lineal med et hull ved 10 cm merket for utstansing av målepunkt (se Bakke et al. 1992). Tilveksten pr. individ ble beregnet som snittverdi av 3 målinger.

Laminaria starter sin vekstsesongen på senvinteren og har størst vekst i perioden fra januar til april. Vekstforsøkene ble utført i perioden fra november til mars.

Vekst av *Ulva lactuca* ble målt som vektøkning over tid. Fra friskt innsamlet materiale ble det stanset ut bladskiver med diameter på 2 cm. Bladskiven ble veiet og deretter plassert i et vekstkammer nedsenket i bassenget. I alt 20 bladskiver ble satt ut i hver bassengtype. Vekstkammeret var laget som en utfresing i 3 cm diameter i en pleksiglassplate forsynt med fast nettingbunn og med et avtagbart nettinglokk (se Bakke et al. 1992). Nettingen skulle gi fri vannutveksling og lystilgang, men samtidig hindre beitere fra å komme til forsøksplantene.

Veieprosedyren ble standardisert for å minimalisere vektvariasjon som følge av variasjon i veiemetoden. For å fjerne vanddråper på selve bladet ble bladskiven vendt på et filtrerpapir rett før veiing. Bladskiven ble ført tilbake til vekstmediet umiddelbart etter veiing for å unngå uttørking av bladet. En test på veiemetodikk ble utført med tilfredstillende resultat.

4.4. Resultater og diskusjon

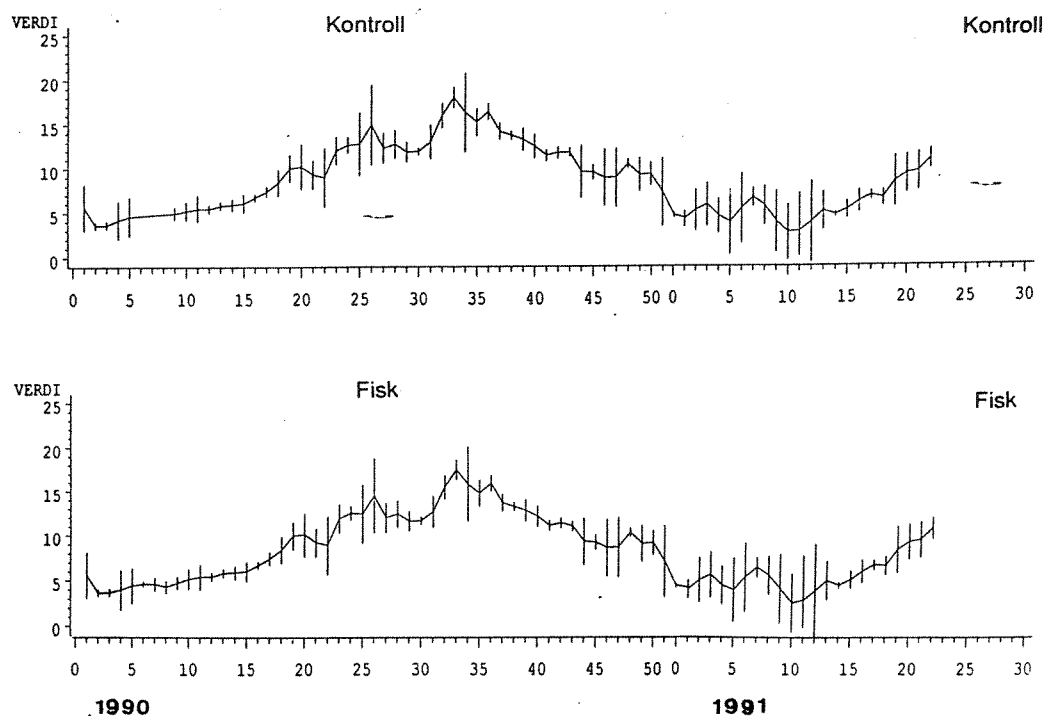
4.4.1. Miljøbetingelser

- *Temperaturen i bassengene fulgte hverandre gjennom året med lavest temperatur i mars på 2.7°C og høyeste i august med 17.9°C.*
- *Saltholdigheten var lik i alle kar og fulgte svingningene i inntaksvannet. Det var store variasjoner i saltholdighet innen døgnet i de tilfeller inntaksdypet lå i sprangsiktet. Laveste og høyeste ukemiddel var henholdsvis 21.1 ‰ (1990) og 34.9 ‰ (1991), men saliniteten var i enkelte tilfelle mye lavere. Forandringer på opptil 14 ‰ på noen døgn gir et inntrykk av det osmotiske stress som organismene har vært utsatt for.*
- *Næringssaltene viste høyere konsentrasjoner i F enn i K. I K var produksjon/vekst hos algene sannsynligvis næringssaltbegrenset av $PO_4\text{-}P$, i enkelte perioder om sommer/høst.*
- *Sesongvariasjon i oksygenivå i bassengene viste høyest verdi vinter - vår og lavest på sensommer - høst. Bassengene var jevnt over godt oksygenert. Det var god overensstemmelse mellom parallelle bassenger og ingen påvisbare gradienter innen bassengene. De med vann fra oppdrett hadde konsekvent noe lavere oksygeninnhold enn de øvrige.*
- *Tilførselen av suspendert partikulært materiale gjennom inntaksvannet var høyest i sommerhalvåret og lavest i november - februar. Hovedmengden av partiklene lå i størrelsesintervallet 4 - 10 μm . Tilførselene til F var entydig høyere enn til K, i snitt ca. 50%. For alle bassengene var partikkeltilførselen noe høyere enn partikkelavgangen, og bassengene fungerte derfor som sedimentfeller.*
- *pH i bassengvannet varierte i området 7.7 - 8.7 og synkront i alle bassenger. Bassengene med vann fra oppdrett hadde konsekvent lavere pH enn de øvrige grunnet effekten av respirert CO_2 .*

4.4.1.1. Temperatur

Temperaturene for 1989 er målt manuelt og foreligger kun som rådata.

Den gjennomsnittlige temperaturen i bassengene F1 og K2 (figur 33) er basert på kontinuerlige målinger i bassengene for 1990 og 1991. Loggingen er foretatt hvert time. For ytterligere dokumentasjon på ukentlig middeltemperatur i hver type basseng med påfølgende minimums- og maksimumstemperatur, samt standardavvik og antall observasjoner verdiene er basert på, se Bakke et al., 1992.



Figur 33. Ukemiddeltemperatur i bassengtypene i 1990 og 1991. Vertikale streker representerer 95% signifikansnivå.

Fra laveste gjennomsnittlige uketemperatur i januar på ca. 3.6°C økte temperaturen utover våren til uke 18 hvor temperaturen varierte en god del rundt 10°C. I denne perioden ble vanninntaket skiftet over fra 8 m's inntak til inntak fra 13 m dyp. I juni ble det skiftet over til 16 m inntak, noe som ble beholdt for resten av forsøket. I perioden med stor variasjon (høye vertikale streker på figur 14 og 15 i temperatur (også salinitet) indikerer at inntaksdypet ligger i sprangsjiktet. Sprangsjiktet som er et tetthetssjikt med lettere vann over et tyngre underliggende vann, varierer over året og er avhengig av temperatur og saltholdighet i vannmassene.

Den høyeste temperaturen ble registrert i august med 17.9°C på vann fra 16 m dyp. Deretter avtok temperaturen gradvis til et minimum i uke 10/1991 med en ukemiddel på 2.7°C. Temperaturkurvene i hver av bassengtypene fulgte hverandre meget godt.

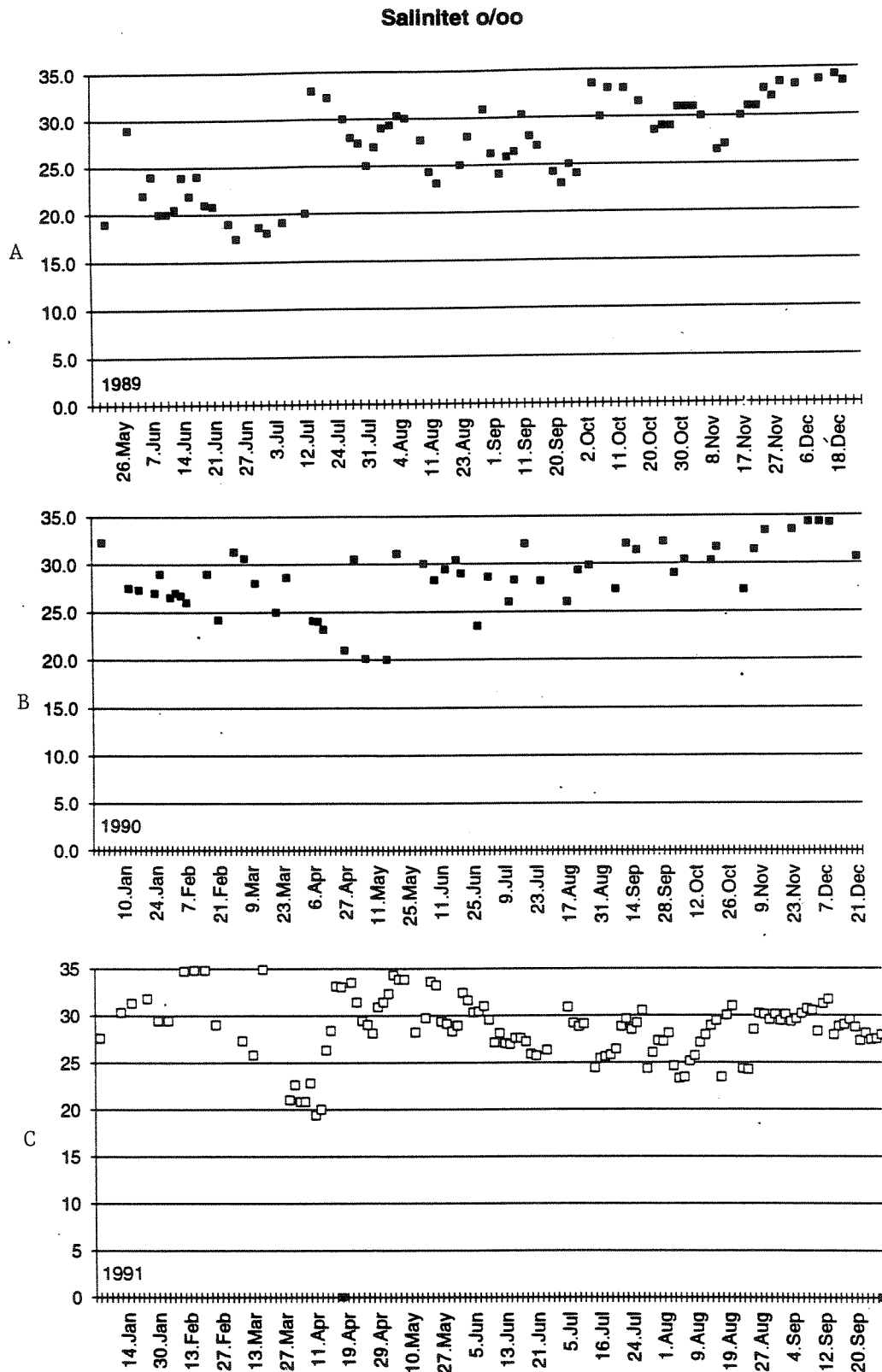
4.4.1.2. Saltholdighet

Saltholdigheten vil variere over tid med inntaksvannet. Automatiske målinger av salinitet (saltinnholdet i vannet) i råvannet ble gjort fra 1990. Under hele forsøksperioden ble det tatt manuelle målinger i testbassengene (figur 34).

I 1989 ble det benyttet 13 m inntaksdyp. Figur 34a viser at det på våren var relativt lav saltholdighet i vannet frem til 12. juli. Da ble en ny 13 m inntaksledning tatt i bruk med den følge at en kom under sprangsjiktet med påfølgende ekstrem økning i saltholdigheten som vist på figur 34a. Som nevnt over, vil en under en vår/høst/vintersituasjon vanligvis ta inn vann fra sprangsjiktet (jfr. temperaturmålingene). Dette ses tydelig av figuren 34a hvor økning på opptil 14 % skjedde innen dager. Etter 29.06.90 ble fluktuasjonene i salinitet mindre grunnet overgang til 16 m vann. April 1991 viser

derimot større innslag av ferskere vann (figur 34c). Dette kan skyldes utbredelsen av et tykt, relativt fersk overflatelag, noe det brune vannet observert i bassengene på denne tiden indikerer. Brunt vann innebærer at vannet vanligvis inneholder mye planktonalger, på denne tiden hovedsakelig diatomeer.

Laveste og høyeste registrerte ukemiddel i 1990 og 1991 var henholdsvis 21.1 ‰ i uke 26 (juni) 1990 og 34.9 ‰ i uke 7 (februar) 1991. Under våren 1990 var det svært store fluktasjoner fra dag til dag og innen et døgn. Dette var en følge av tidevannets innvirkning på sprangsjiktet, som i denne tiden må ha ligget rundt 13 m.



Figur 34. Saltholdighet i bassengene fra 1989 til 1991, basert på manuelle målinger.

4.4.1.3. Oksygen

Oksygeninnholdet i bassengene i 1989 - 91 ble basert på de ukentlige målingene. Sesong-variasjonen var den samme alle tre årene med høyest oksygennivå på vinter - vår og lavest på sensommer - høst. F-bassengene hadde klart lavere oksygenkonsentrasjon enn K gjennom hele forsøket, spesielt første året. Dette viser at fiskens oksygenforbruk var merkbar også i bassengene som mottok vann fra fisk, til tross for at fiskemengden var liten i forhold til vanngjennomstrømmingen. Det var ingen systematisk forskjell i oksygennivå mellom parallelle bassenger. Oksygenkonsentrasjonen varierte hovedsakelig innen intervallet 6 - 12 mgO₂/liter, som viser at bassengene, tross forskjellene beskrevet ovenfor, jevnt over var godt oksygenert. For ytterligere informasjon se Bakke et al., 1992.

Ved en anledning ble det foretatt en analyse av oksygennivå på forskjellige steder i bassengene samtidig. Resultatene viste at strømgeneratorene sikret tilnærmet homogene vannmasser i bassengene.

4.4.1.4. Lys

Det ble ikke funnet forskjeller i lysklimaet mellom de ulike bassenger ved manuelle lysmålinger foretatt i januar og februar 1990 eller gjennom den kontinuerlige loggingen av lyset foretatt i perioden 01.12.90 til 01.06.91.

Lysmålingene vinteren 1990 viste at lysklimaet på 1 m dyp i bassenget tilsvarte 1 - 3% lysdyp.

Sommeren 1990 ble lysåpningen i taket doblet og resultatet fra de kontinuerlige lysmålerne viste et lysklima på 11% i F og 8% i K fra ukene 49 - 52 i 1990. Fra årsskiftet og ut til uke 22 i 1991 var lysklimaet på 5.9% og 5.6% i hhv. F og K.

Lysverdier målt i kontrollbassenget var for perioden 1/12-90 til 1/6-91 gjennomsnittlig noe lavere enn i fiskebassenget, men forskjellen var over hele perioden ikke signifikant på 5% nivå (Bakke et al. 1992).

Algene var fra eksperimentets start og til sommeren 1990, eksponert for lys tilsvarende kompensasjonsdypet. Effekter målt på algevekst gjenspeiler effekter som først og fremst vil gjøre seg gjeldende i algens randområder hvor plantenes overskudd er minimalt, f.eks. ved algenes nedre voksegrense.

4.4.1.5. Næringssalter og totalt organisk karbon

Prøver av næringssalter ble tatt jevnlig gjennom hele prøvetakningsperioden (tabell 9). Vannprøvene ble analysert for total fosfor (Tot. P), fosfat (PO₄), total nitrogen (Tot. N), nitrat (NO₃), ammonium (NH₄) og totalt organisk karbon (TOC).

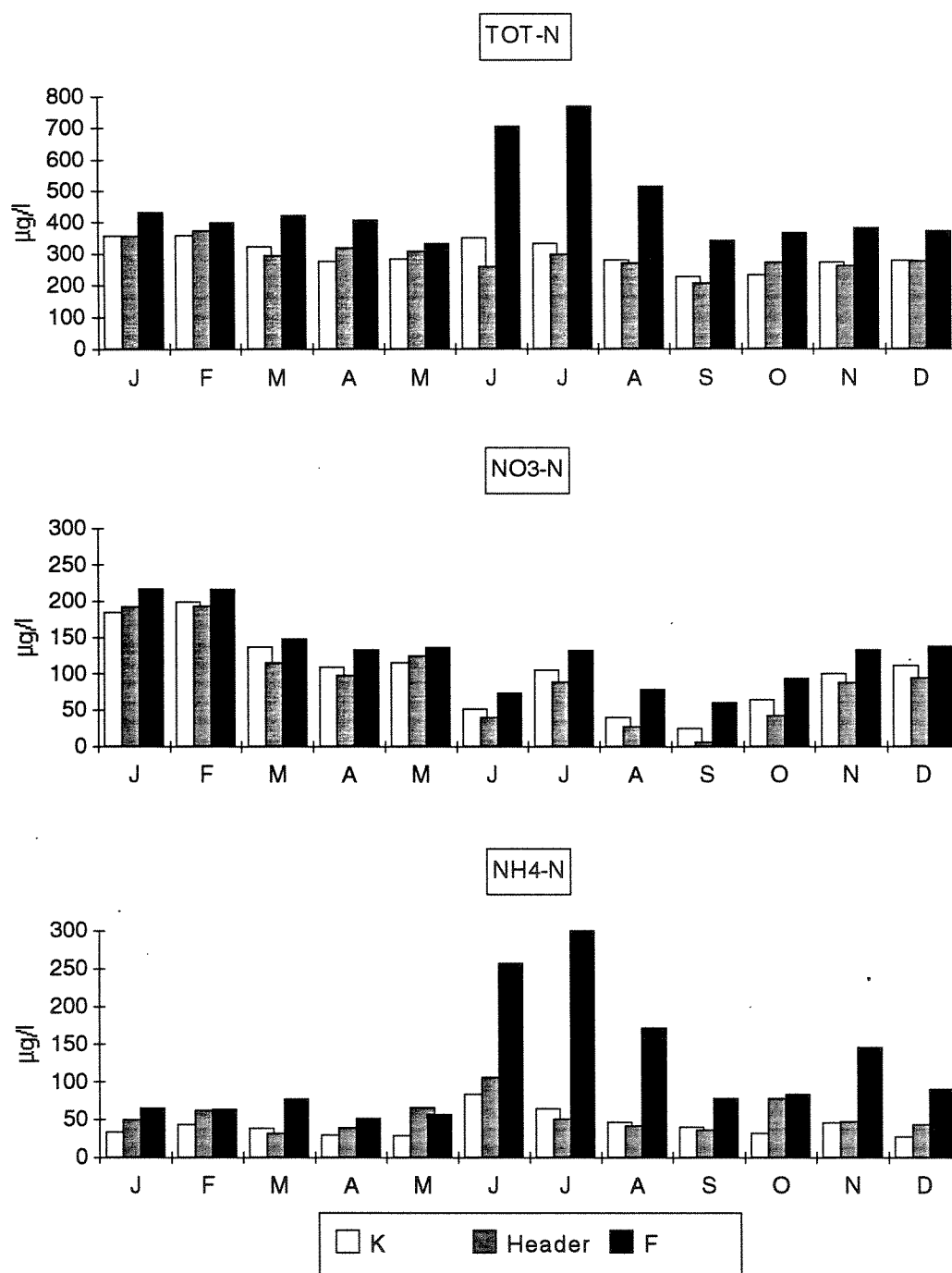
Tabell 9. Tidspunkt for innsamling av næringssalter i perioden 10.05.89 til 16.09.91.

1989	1990	1990	1991
19.05.89	05.01.90	18.07.90	13.02.91
07.06.89	24.01.90	16.08.90	07.03.91
18.07.89	14.02.90	19.09.90	21.03.91
01.08.89	06.03.90	10.10.90	16.04.91
23.08.89	29.03.90	14.11.90	22.05.91
21.09.89	18.4.90	30.11.90	19.06.91
05.09.89	04.05.90	27.12.90	11.07.91
05.10.89	19.05.90		24.07.91
19.10.89	22.05.90		26.08.91
15.11.89	12.06.90		16.09.91
11.12.89	27.06.90		

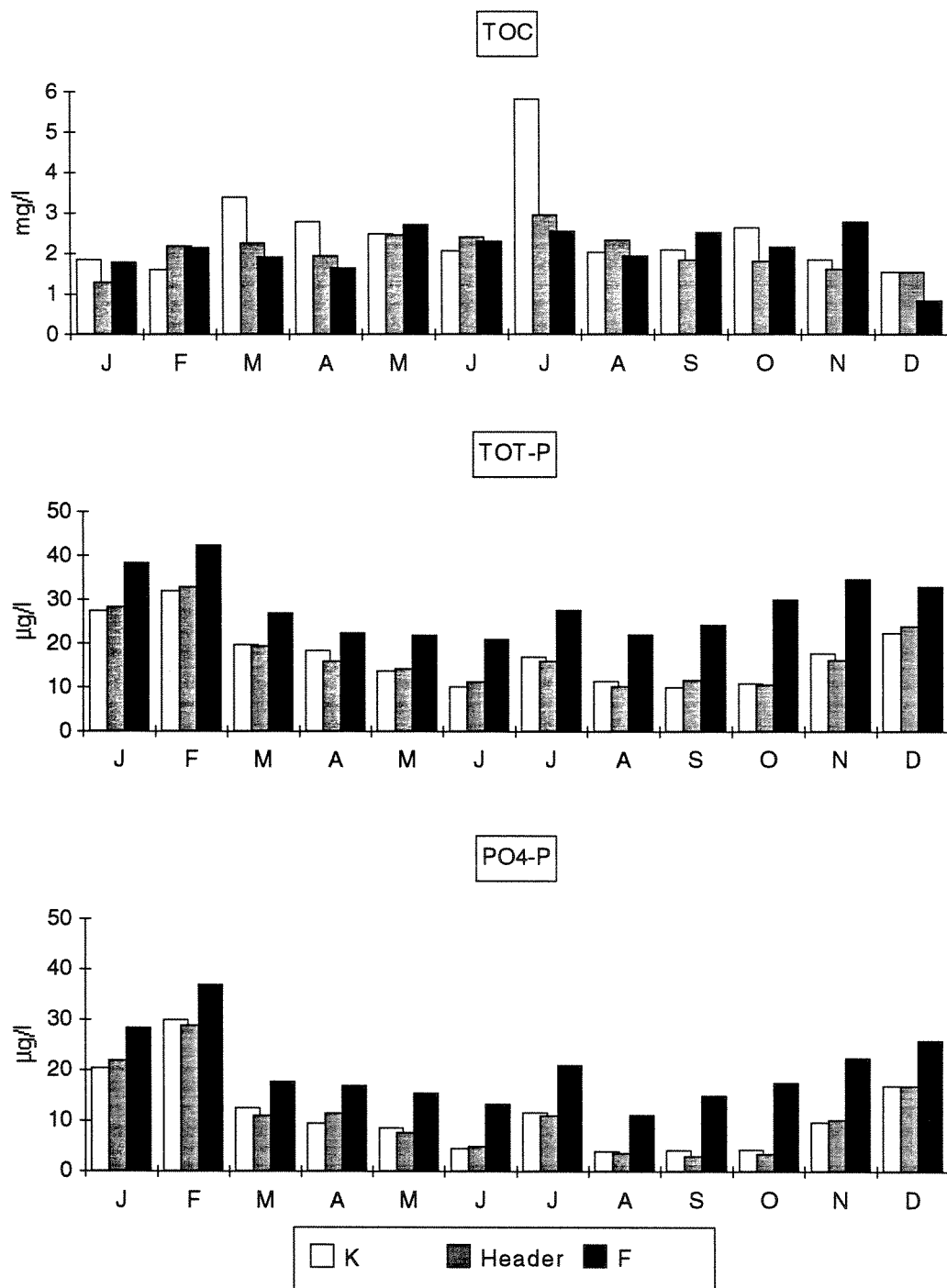
Prøvene ble tatt fra vannet i begge typer forsøksbassenger, samt i råvannet (Header-tank). Resultatene foreligger i figur 35 og 36 og som tabeller og figurer i vedlegg. Det er også foretatt parvise T-tester av forskjeller i næringssaltkonsentrasjonene mellom alle modellbasseng. Disse er listet i tabellen under (tabell 10).

Tabell 10. Signifikansnivå for næringssaltkonsentrasjoner i alle bassengtyper. Det er utført parvise t-tester. H: råvann. ns = ikke signifikant, 0 = $p < 0.1$, * = $p < 0.05$, ** = $p < 0.01$. - = kategori til venstre i tabell er mindre enn kategori over. + = kategori til venstre i tabellene er større enn kategori over.

	Tot P		PO ₄		Tot N		NO ₃		NH ₄		TOC	
	F	H	F	H	F	H	F	H	F	H	F	H
K	**	ns	**	ns	**	ns	**	**+	**	0-	*	ns



Figur 35. Gjennomsnittlig månedskonsentrasjon av: a) Total nitrogen (Tot. N), b) Nitrat ($\text{NO}_3\text{-N}$) og c) Ammonium ($\text{NH}_4\text{-N}$) i bassengene.



Figur 36. Gjennomsnittlig månedskonsentrasjon av: a) Total organisk karbon (TOC), b) Total fosfor (Tot. P) og c) Ortho-fosfat (PO₄-P) i bassengene.

Innholdet av totalt organisk karbon er generelt sett en vanskelig parameter å måle i sjøvann. Resultatene viser også store variasjoner, og forskjellene mellom fiskebassengene og kontrollene har vært mindre og ikke så signifikante som de var for næringssaltene vedkommende. Alle verdiene ligger omtrent på nivå med TOC i inntaket, men noe høyere i fiskebassengene, noe som er naturlig m.h.t. forspill fra fiskekaret.

Total nitrogen (Tot. N) viser en forhøyet konsentrasjon i fiskebassengene (figur 35a). Det var enda mindre forskjell mellom fiskebassenger og K i $\text{NO}_3\text{-N}$, som inngår i Tot. N (figur 35b), mens ammonium-innholdet ($\text{NH}_4\text{-N}$) i fiskebassengene var tydelig høyere enn i de øvrige (figur 35c). Det var 46% høyere Tot. N-innhold, 26% høyere $\text{NO}_3\text{-N}$ og 150% høyere $\text{NH}_4\text{-N}$ innhold i fiskebassengene enn i kontrollene. Sommeren 1990 økte Tot.N og spesielt $\text{NH}_4\text{-N}$ i fiskekarene. Inntaket hadde også noe forhøyet $\text{NH}_4\text{-N}$ -innhold like før den utpregede økningen i fiskebassengene. De høye verdiene for $\text{NH}_4\text{-N}$ kan vanskelig forklares, og kan i utgangspunktet skyldes både analysefeil og feil ved prøvetaking eller konservering. Imidlertid var det samtidig bl.a. en økning i suspenderte partikler i alle bassenger, også i inntaket, så det er mulig at økningen skyldes faktorer i fjorden utenfor (se Bakke et al. 1992). Det er lite trolig at forhold i fiskekaret kan forklare økningen, selv om det ut fra tallmaterialet kan se ut som en av grunnene. Verdiene for Tot.N og $\text{NH}_4\text{-N}$ i juli - august 1990 må derfor behandles med forsiktighet. I motsetning til Tot.N og $\text{NH}_4\text{-N}$, var verdiene av $\text{NO}_3\text{-N}$ jentv over signifikant høyere i K enn i inntaket (tabell 10). Økt grad av remineralisering i K kan være en årsak.

Total fosfor (Tot. P)-innhold i vannet viser tydelig at basseng F inneholdt signifikant større mengde fosfor enn i kontrollene. Det var meget god overensstemmelse mellom råvannet og bassengene uten vann fra fisk. K var ikke forskjellig fra råvannet (H). Fosforbelastningen, som Tot. P, var totalt sett 60% høyere i F enn i K (figur 27b). PO_4 -innholdet var 72% høyere i fiskekarene enn i K. Variasjonen over året fulgte et forventet mønster. Høye konsentrasjoner bygges opp under vinteren, via mineralisering og avtar sterkt om sommeren da næringssaltene benyttes til oppbygging av alger og organiske karbonforbindelser. Lett tilgjengelig fosfat reduseres først. I august/ september hvert år, spesielt i 1989 og 1990, var det svært lite PO_4 i vannmassene (figur 36c). I disse periodene kan algeveksten ha vært begrenset i K på grunn av for lave PO_4 konsentrasjoner i vannet. F viser samme årsvariasjoner, men konsentrasjonene av PO_4 ble ikke så lave at det har vært fosforbegrensning i disse bassengene.

Den parvise differansen mellom næringsalter i K og F viste at for Tot-P og $\text{PO}_4\text{-P}$ var forskjellene størst om sommeren/høsten i 1989 og 1990. Forskjellen i fiske- og kontroll-bassengene var så stor at det neppe skulle oppstå næringssaltbegrensninger i fiskebassengene.

Det var liten årsvariasjon i Tot.N bortsett fra en topp i juni/juli 1990, noe som før har vært antydnet kan ha skyldtes forhold i fjorden utenfor. Tot.N og $\text{NH}_4\text{-N}$ viser forholdsvis like kurver, mens differansen for $\text{NO}_3\text{-N}$ mellom fiskebassengene og kontrollene, i større grad ser ut til å følge kurvene for fosforbelastningen, dog noe lengre forskjøvet utover vinteren enn hva som var tilfelle for fosfor.

Forskjellen i TOC mellom de to bassengtypene viser store variasjoner. Dataene gir et lite entydig bilde av forholdene, men antyder en forhøyet TOC belastning i fiskebassengene i forhold til kontrollene.

4.4.1.6. Partikkelinnhold

Måling av total konsentrasjon av partikler større enn 4 µm ble gjennomført ukentlig fra og med 30.06.89. Partikkelmengde ble målt i innstrømmende og utstrømmende vann fra hver behandling (avvekslende i serie 1 og serie 2) og i råvannet. I tillegg er størrelsesfordelingen analysert ved to anledninger.

Resultatene viste til dels store og raske endringer i partikkelmengde fra uke til uke. Laveste partikkeltilførsel ble registrert i november - januar første vinter og november - februar siste. Maksimumtilførsel skjedde generelt i sommerhalvåret. Bassengene viste rimelig godt samsvar i fluktusjon og også samsvar med fluktusjonen i partikler i råvannet.

Statistiske tester bekreftet at råvannet hadde signifikant ($p < 0.001$) høyere partikkelinnhold enn K. I snitt var tapet av partikler i rørene fra vannintaket til K-bassengene 22%.

Partikkeltilførselen til F var entydig og signifikant ($p < 0.001$) høyere enn til K. Dette viser klart en forhøyet partikkeltilførsel fra fiskekarene og bekrefter det visuelle inntrykket av mer turbid vann i de forsøksbassengene som fikk tilført vann fra oppdrett. Forskjellen var mest markert sommer - høst 1991. I snitt bidro fiskekarene til å øke mengden suspenderte partikler i innstrømmende vann med ca. 50%.

Resultatene viste videre at det for alle bassengene var signifikant høyere tilførsel av partikler enn avgang. Bassengene fungerte derfor som sedimentfeller med sin lavere vannbevegelse og innhold av filtrerende organismer. Forskjellen var mest markert i perioden med mest partikler totalt sett: juli - oktober 1989 og 1990.

Analyse av størrelsesfordeling av partiklene er gjennomført to ganger, 07.12.89 og 31.05.90. Størrelsesfordelingen viste generelt at hovedmengden av partikler inn til kontrollbassengene var mindre enn 10 µm. For ytterligere dokumentasjon se Bakke et al. 1992.

4.4.1.7. pH

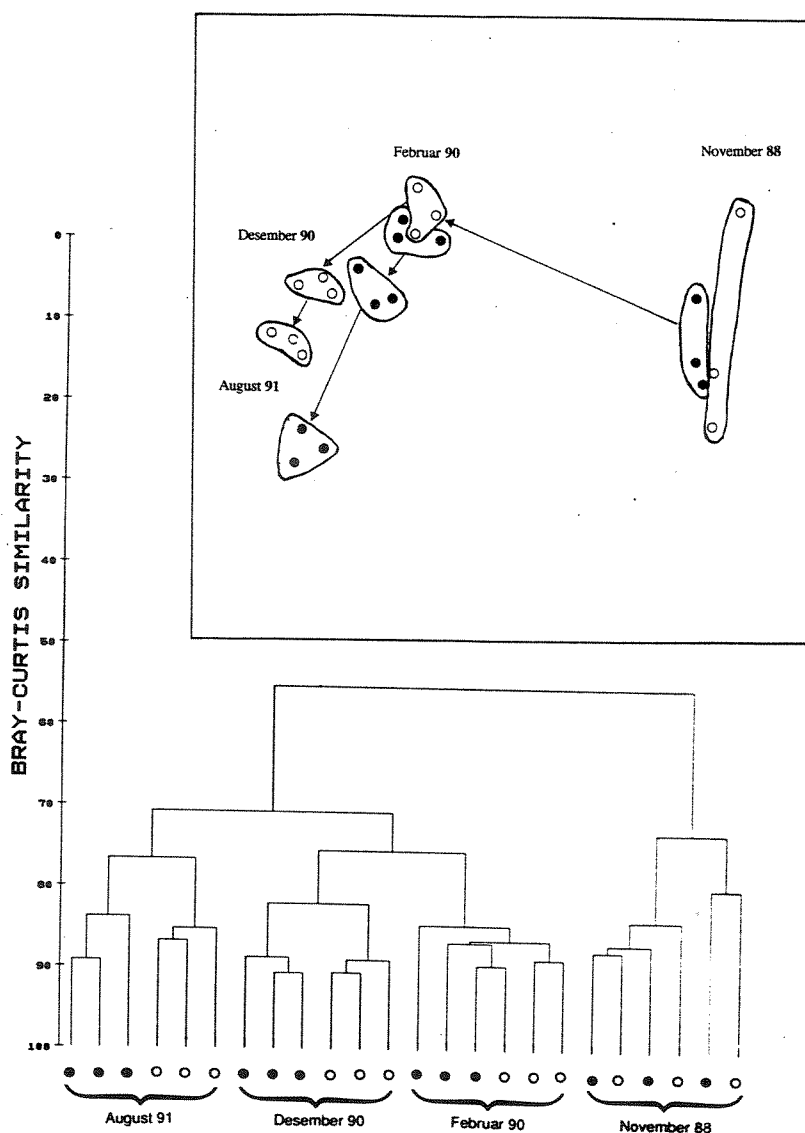
pH i bassengene i 1989 - 91 varierte innenfor området 7.7 til 8.7 som må regnes som normalt for sjøvann. Innenfor dette relativt smale spekteret varierte målingene relativt hurtig, men synkront mellom alle bassengene. Dette tyder på at variasjonene skyldtes variasjoner i råvannet til systemet eller systematiske målefeil. En relativt stabil periode fra januar til juli 1990 etterfulgt av en periode med raske økninger i pH i juli - september falt sammen med tilsvarende svingninger i både næringssalter og partikler i bassenger og råvann og skyldtes uten tvil kvalitetssvingninger i inntaksvannet. Det samme skjedde i mai - juli 1991.

F- bassengene hadde signifikant lavere pH enn K gjennom hele perioden, klarest demonstrert i 1989. Resultater fra Bakke et al. 1992, viste at fiskens metabolisme konsekvent medførte øket surhetsgrad i sjøvannet, og følgelig at effekten av respirert CO₂ var sterkere enn effekten av ekskretet ammonium. Det var ingen av resultatene som indikerte at den beskjedne pH-forskyvningen (innenfor sjøvannets normale pH-område) har hatt effekter på bassengsamfunnene, men siden den har vært meget konstant, kan man ikke utelukke dette i de tilfeller der effekter er funnet i F.

4.4.2. Samfunnsstruktur på hardbunn

Samfunnsstrukturen på de transplanterte steinene i alle bassenger forandret seg dramatisk over tid. Tendensen til forandring var lik i begge bassengtypene. Forskjellen fra november 1988 til februar 1990 var stor, mens forandringen i struktur fra februar 1990 til desember 1990 var forholdsvis liten. I november 1990 økte en lysmengden, noe som førte til en betydelig endring av samfunnene i en annen "retning". Effekten av lys ga størst utslag i F og medførte at samfunnsstrukturen mellom F og K utviklet seg signifikant forskjellig fra hverandre.

Resultatene fra registrering av hardbunnsorganismer på steinene er behandlet med multivariatanalyser. Bassengene ble først behandlet hver for seg for å undersøke om samfunnsstrukturen i bassengene hadde forandret seg over tid, samt om det var noen forskjell mellom bassengene i serien 1 og 2.

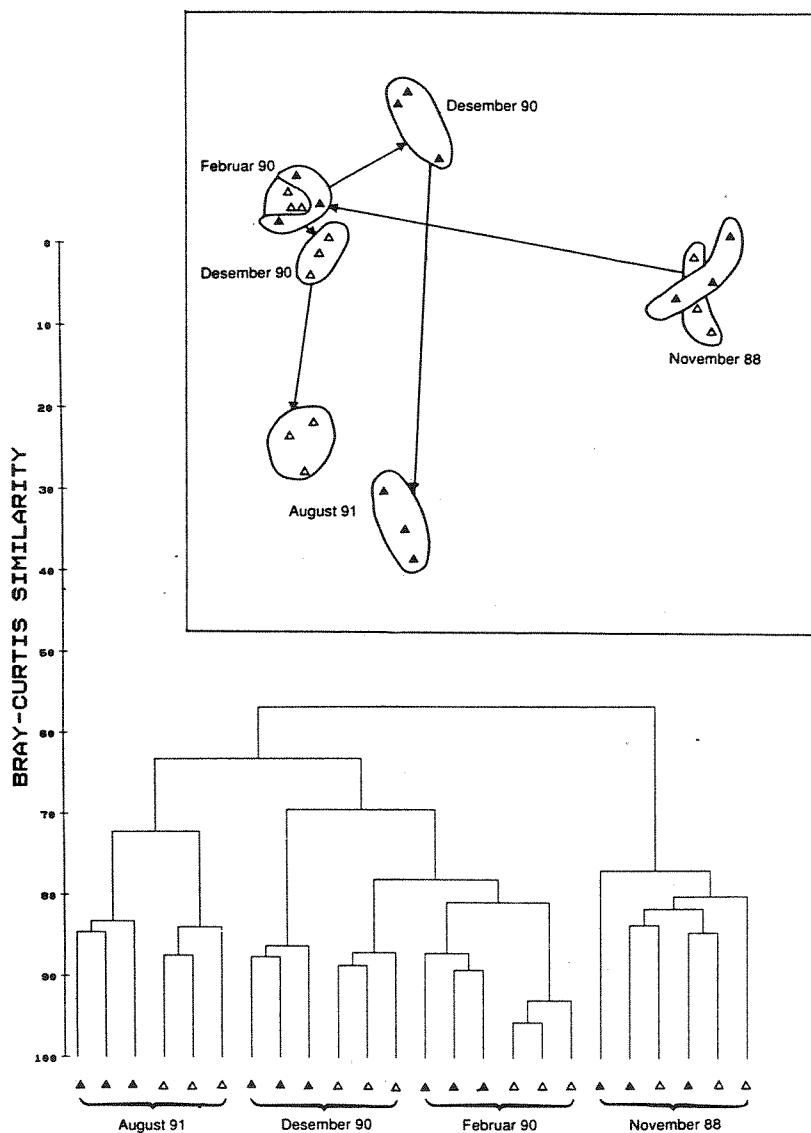


Figur 37. Dendrogram og MDS fra K over samfunnsstruktur i de fire innsamlingsperiodene november 1988 til august 1991. Åpne sirkler er bassengserie 1. Lukkede sirkler er serie 2.

Figur 37 viser at samfunnsstrukturen i K forandret seg betydelig over tid fra steinene først ble plassert i bassengene til forsøket ble avsluttet. Forandringen var størst fra november 1988 og til februar 1990. Forandringen kan måles som avstand i mm mellom gruppene i figur 37. Jo lengre avstand mellom grupper av samhørende prøver til neste gruppe, jo større er forskjellen i samfunnsstruktur mellom gruppene, dvs. tidspunkt i denne fremstillingen.

Overføring av steinene til K-bassengene med en redusert lysinnstråling vinteren 1988/1989, medførte en stor forandring i samfunnsstrukturen. Mange arter som fantes på steinene fra starten av, overlevde ikke eller fikk en kraftig redusert biomasse som følge av et ugunstig lysregime i bassengene. Etter at artssammensetningen hadde regulert/adaptert seg til forholdene i bassengene, forandret ikke samfunnsstrukturen seg i særlig grad (fra februar til desember 1990). Bassengene så ut til å skille seg noe fra hverandre etter februar 1990, men det kan også være en systematisk feil i registreringene ettersom det var forskjellige personer som utførte registrering i henholdsvis bassengserie 1 og 2, de to siste tidpunkt. Det var derimot ingen signifikant forskjell mellom serie K1 og K2 i første periode, mens forskjellen var signifikant i de to siste periodene.

Forskjellene i samfunnsstruktur i F viser et noe annet forløp enn i K (figur 38). Fra første registrering til andre registrering var forandringene store som i K. Forskjellen fra februar til desember 1990 var liten, men i denne perioden divergerte samfunnsstrukturen i de to bassengene. Etter at lysforholdene ble økt, forandret samfunnsstrukturen seg kraftig fra desember 1990 til august 1991. Forskjellen mellom bassengene kan skyldes en utvikling av en bassengeffekt eller at lysforholdene i de to seriene har vært noe forskjellige, selv om dette ikke ble reflektert i lysmålingene. Mønstrer er noe likt det som ble funnet i K, men forskjellen mellom nest siste periode og den siste viser en større forandring i F.

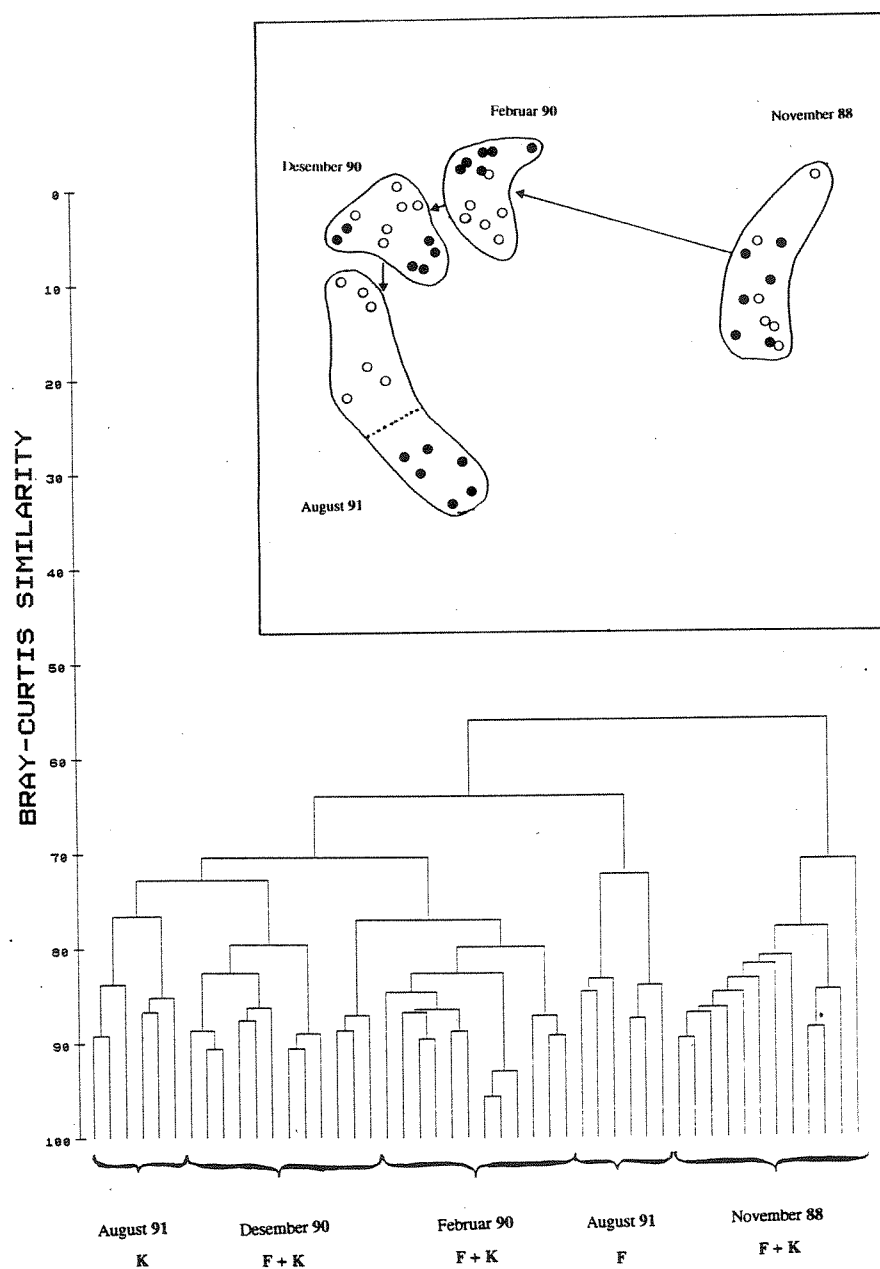


Figur 38. Dendrogram og MDS fra F over samfunnsstruktur fra 1988 til 1991. Åpne trekante er bassengserie 1. Lukkede trekante er serie 2.

Generelt viste de multivariate analysene at forskyvningen av samfunnsstrukturen innen de tre første registreringene gikk samme vei i alle bassengene (figurene 37 og 38). Størst forskyvning skjedde i F.

Innen den siste perioden hadde samfunnsstrukturen forskyvnet seg i annen retning i forhold til forandring i samfunnsstruktur under den "første lysperioden" (vertikalt mot tidligere horisontalt i MDS diagrammene). Responsen på forandring i lys var mindre i K enn i F noe som kan skyldes at algene i K var til tider næringssaltbegrenset, mens algene i F ikke hadde vært næringssaltbegrenset og derved sannsynligvis hadde et større potensiale for vekst og utvikling.

Samfunnsstrukturen fra alle basseng samlet er sammenstilt i figur 39. Hvert punkt fremstiller det geometriske midtpunkt av 6 prøver, dvs. 60 stein. Den viser at utgangspunktet var likt i alle bassenger med noen innbyrdes variasjon mellom grupper på 10 og 10 stein som inngår i en prøve. Responsen på å leve i bassengene i første periode var stor i både K og F. Statistiske tester viser at alle de fire registreringstidspunktene var signifikant forskjellige fra hverandre. Det viser seg også at samfunnene i K og i F var signifikant forskjellige fra hverandre.



Figur 39. Dendrogram og MDS over samfunnsstruktur i alle basseng fra 1988 til 1991. Åpne sirkler er K og lukkede sirkler er F. Det er ikke skilt mellom bassengserie 1 og 2.

4.4.3. Samfunnsrekruttering på hardbunn

Rekruttering på korttidsheller (2 mnd-eksponering-ST) viste signifikante endringer i artssammensetningen over året. Forskjellen mellom K og F var signifikante, men tids-effekten var større en stress-effekten av vann fra fiskeproduksjon. Den korte eksponerings-tiden kan forklare forholdet mellom årstid og effekt. På langtidshellene (suksessivt innsamlet fra forsøkets start-LT) ga effekten av stress større utslag. Artssammensetningen i K utviklet seg til å bli signifikant forskjellig fra F. Klorofyll a-innhold, tørrvekt og næringssaltinnholdet i bassengene, ga alle indikasjoner på at forholdene i K var bedre enn i F.

4.4.3.1. Rekruttering på granittheller

Hellene ble inndelt i korttids- (ST) og langtids (LT), som ble innsamlet henholdsvis annenhver måned og suksessivt fra start av forsøket (april 1989). Det ble ikke foretatt noen innsamling i vinterhalvåret da produksjon av diatomeer og settling av larver er svært redusert på denne tiden av året, hovedsakelig pga. lysmangel og lav temperatur. Etter at lystilførselen til bassengene ble økt ved å åpne flere plater i taket høsten 1990, ble forsøket startet tidligere i 1991 (februar).

Resultatene viste at LT-hellene hadde et klart høyere klorofyll-innhold enn ST. Dette er naturlig, da de også hadde vært eksponert i bassengene over en mye lengre periode. Enkelte ganger kunne LT-hellene miste mye av påveksten. Dette skyldtes at store mengder sand og slam som over tid var akkumulert på hellene, løst fra granitthellen. Dette ga til visse tider, store svingninger i biomasse målt som antall diatomeer, tørrvekt (DW), askefri tørrvekt (ADW) og klorofyll *a* (Chl.a.) på langtidshellene. Forskjellen mellom bassengtypene er fremstilt i tabell 11.

Tabell 11. Forskjell mellom bassengene m.h.t. klorofyll a innhold på korttids (ST) og langtids (LT) granittheller. Det er utført parvise t-tester. ns = ikke signifikant, 0 = $p < 0.1$, * = $p < 0.05$, ** = $p < 0.01$. + = kategori til venstre i tabellene er større enn kategori over.

	Klorofyll (Chl.a) ST F	Klorofyll (Chl.a) LT F
K	ns	*+

Chl.a på ST-hellene var ikke signifikant forskjellig fra hverandre. Mengden diatomèr som slo seg ned på hellene, klarte ikke på en så kort periode som 2 måneder å utvikle signifikante forskjeller i mengde Chl.a (tabell 11). På LT-hellene hadde derimot K signifikant høyere verdier enn i F. Dette kan indikere enten at den økte næringssalttilgangen i F ikke medførte høyere biomasse (målt som Chl.a.) eller at den høye sedimenteringen i F var så høy at den reduserte produksjonen (målt som Chl.a). Den økte turbiditeten i vannet og det lysregimet som algene vokste under, samt den økte produksjonen (målt som Chl.a) etter økning i lysmengden, tilsier at det var den høye sedimenteringen og dårlige lysforhold som medførte lavere produksjon i F enn i K. Den økte næringssalttilgjengeligheten lot seg derfor sannsynligvis ikke nyttiggjøre ved lave lysintensiteter. Under slike regimer vil sannsynligvis høy sedimentering og dårligere lysforhold medføre dårligere vekstforhold enn i naturlige resipienter.

Tabell 12. Forskjell mellom bassengene m.h.t. tørrvekt (DW) og askefri tørrvekt (ADW) på korttids (ST) og langtids (LT) granittheller. Det er utført parvise t-tester. ns = ikke signifikant, 0 = $p < 0.1$, * = $p < 0.05$, ** = $p < 0.01$. - = kategori til venstre i tabell er mindre enn kategori over. + = kategori til venstre i tabellene er større enn kategori over.

	Tørrvekt (DW) ST	Askefri tørrvekt (ADW) ST	Tørrvekt (DW) LT	Askefri tørrvekt (ADW) LT
	F	F	F	F
K	0+	0+	ns	ns

I tabell 12 er gjengitt forskjellene mellom bassengtypene testet med parvise t-tester. På korttidshellene hadde K en antydning til en høyere biomasse enn i F. Dette indikerer at produksjonen av organisk materiale på ST-hellene i K har vært større enn i F, men forskjellen er ikke signifikant.

I tabell 13 under er listet opp de artene diatomeer som er funnet på hellene. Det ble i alt funnet 46 taxa. I et taxa kan inngå flere arter, da det var umulig å bestemme disse.

Tabell 13. Oversikt over de diatomeer som ble funnet i prøvene på både korttids- (ST) og langtids heller (LT).

<i>Achnanthes brevis</i>	<i>Achnanthes spp.</i>	<i>Amphiprora paludosa</i>
<i>Amphora arcus</i>	<i>Amphora coffeaeformis</i>	<i>Amphora ovalis</i>
<i>Amphora persuilla</i>	<i>Bacillaria paradoxa</i>	<i>Biddulphia aurita</i>
<i>Campylodiscus cf. fastuosus</i>	<i>cf. Hyalodiscus scotius</i>	<i>Cocconeis scutellum</i>
<i>Coscinodiscus cf. exentricus</i>	<i>Diploneis spp.</i>	<i>Fragilaria striatula</i>
<i>Gomphonema sp.</i>	<i>Grammatophora marina</i>	<i>Gyrosigma cf. spenceri</i>
<i>Hantzschia amphioxys (forma)</i>	<i>Licmophora sp.</i>	<i>Melosira dubida</i>
<i>Melosira nummuloides</i>	<i>Navicula cancellata</i>	<i>Navicula crucigera</i>
<i>Navicula elegans</i>	<i>Navicula grevillei</i>	<i>Navicula spp.</i>
<i>Nitzschia cf. socialis</i>	<i>Nitzschia cf. pelusida</i>	<i>Nitzschia closterium</i>
<i>Nitzschia delicatissima</i>	<i>Nitzschia longissima</i>	<i>Nitzschia lorenziana v. su</i>
<i>Nitzschia sigma (var.)</i>	<i>Nitzschia</i>	<i>Nitzschia cf. pelusida</i>
<i>Nitzschia sp. (stor type)</i>	<i>sp. (fonticola/dissipata)</i>	
<i>Pleurosigma salinarum</i>	<i>Nitzschia spp.</i>	<i>Opephora marina</i>
<i>Skeletonema costatum</i>	<i>Rhabdonema arcuatum</i>	<i>Rhopalodia musculus</i>
	<i>Synedra affinis (v. fascicu</i>	<i>Thalassiosira cf. nordenskioldii</i>
<i>Thalassiosira nordenskioldii</i>		

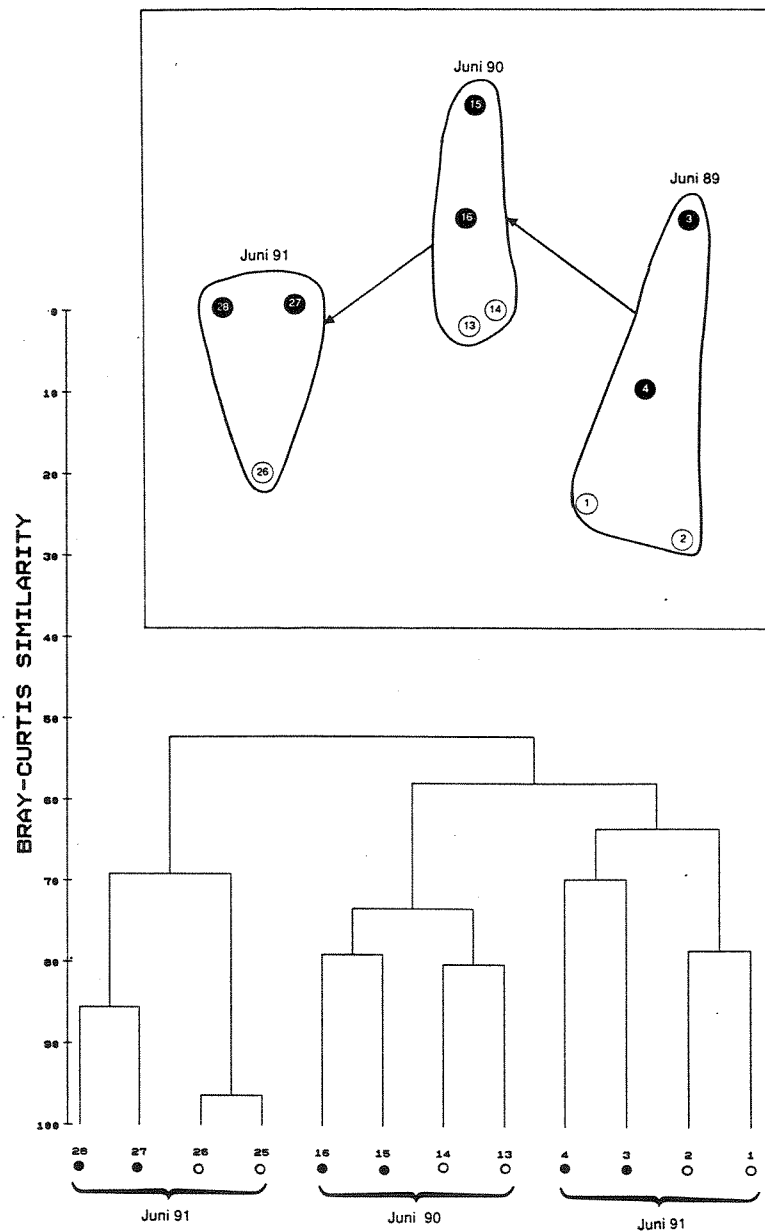
Den arten som var vanligst forekommende i K-bassengene var *Navicula cf. crucicula*, mens *Nitzschia sp. 1* var vanligst i F.

For å teste om utvikling i samfunnsstrukturen av diatomèssammensetningen mellom bassengene har vært forskjellig, ble det benyttet multivariate metoder. En har her valgt å skille mellom diatomeer funnet på ST og LT.

Korttidsheller ST

Det ble foretatt innsamling i juni hvert år. Artssammensetningen i juni ble i utgangspunktet antatt å være omtrent lik fra et år til neste. Klusteranalyser av diatomèsammensetningen i juni på ST-hellene viser at hvert år skilte seg klart fra hverandre med en forskjellig artssammensetning (figur 40b). 1 og 2 (åpne sirkler) er parallellprøver fra K1 i 1989, prøvene 3 og 4 er fra K2 i 1989, 13 og 14 fra K1 i 1990, 15 og 16 fra K2 i 1990, 29 og 30 fra K1 i 1991 og 31 og 32 er fra K2 i 1991. Det viste seg også at parallellprøvene ble mer like ettersom årene gikk. Dette kan antyde at bassengene var kommet lengre ut i suksesjonen og ga dermed opphav til mer like parallellprøver. Denne tendensen gjaldt for alle bassengtyper.

Figur 40a viser en MDS (Multi Dimensional Scaling) 2 dimensjonal ordinasjon av diatomè-samfunnet funnet på granitthellene i juni de tre årene. Den viser at artsammensetning grupperes i tre ulike grupper som på klusterdiagrammet (figur 40a). Hver gruppe inneholder parallele prøver fra K1 og K2. Prøvene grupperes årvis. Den viser også at artsammensetningen i 1989, var mer ulik sammensetningen i 1991 enn i 1990. Dvs. at det hadde skjedd en utvikling (dreining) av artssammensetningen fra 1989 til 1991. Spredningen innen en gruppe er et uttrykk for innbyrdes forskjell mellom parallellprøvene. Det viser seg at det var mindre variasjon innen 1991 prøvene enn hva som var tilfelle innen 1989. For å kunne teste om forskjellen i artssammensetning mellom de tre årene var signifikant forskjellige eller ikke, ble ANOSIM benyttet (en type Monte-Carlo-metode - ANOVA på 1000 simuleringer). Denne viste at forskjellen mellom artssammensetningen i juni de tre årene, var signifikant ($p < 0.01$).

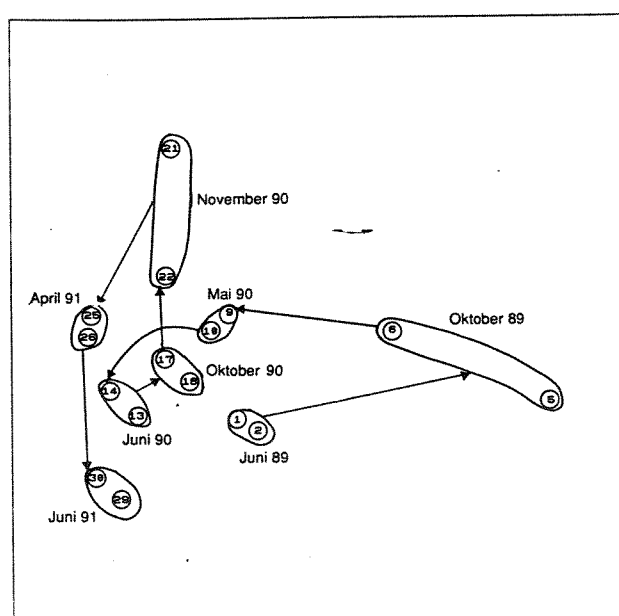


Figur 40. Dendrogram (a) og MDS (b) på artsammensetningen av diatomøer i K i juni 1989 - 1991.

Dataene ble inndlet i en test i flere nivåer, ga helt andre forskjeller, en hovedinndeling (faktor 1) med 2 bassengtyper og underinndelingen (faktor 2) med tidspunktene i en toveis kryssende faktoranalyse på simuleringene (ANOSIM). Resultatet viste at bassengtypene var signifikant forskjellige fra hverandre ($p < 0.01$) og at alle tidspunkt var signifikant forskjellige fra hverandre.

Dette viser at artssammensetningen utviklet seg signifikant forskjellig over tid, samt at effekten av belastningene i F medførte en signifikant endring av diatomèssammensetningen på ST-hellene.

Utviklingen av artssammensetningen gjennom alle innsamlingene fra juni 1989 til juni 1991 viste et noe annet og mer innviklet mønster. Alle basseng og perioder, samt hvert basseng enkeltvis er testet med multivariatanalyser. I rapporten vises bare MDS for algesammensetningen på ST-hellene i K1 og utvikling som skjedde i dette bassenget over tid. Alle basseng, samt parallellbasseng slått sammen, viste samme tendens gjennom årene som K1 gjorde.

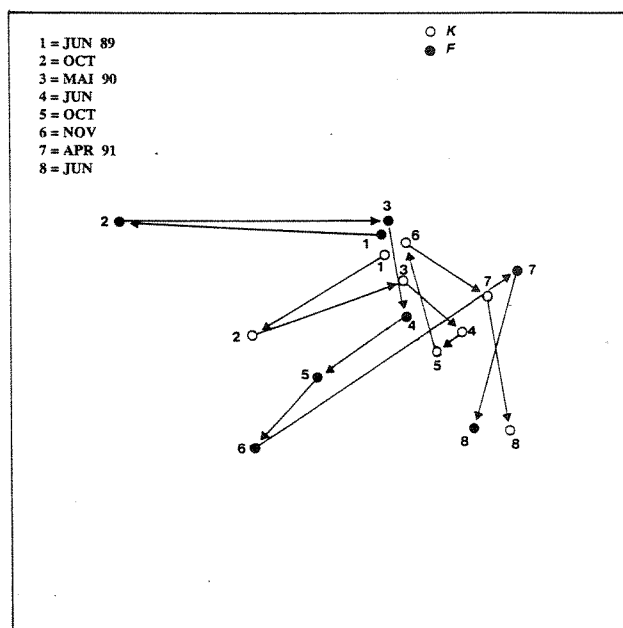


Figur 41. Utvikling av artssammensetningen på ST-hellene i K1 gjennom alle innsamlingsperiodene fra juni 1989 til juni 1991.

I figur 41 vises utviklingen i artssammensetning som festet seg til granithellene over en to-måneders periode-ST. Parallellprøvene fra juni 1989 var i stor grad forskjellige fra prøvene som ble innsamlet fra hellene i oktober 1989. I mai 1990 nærmet artssammensetningen seg igjen juni 1989, men fortsatt noe forskjellig. Deretter ble sammensetningen forskjøvet lengre til venstre i diagrammet i juni 1990, for så i oktober å dras opp mot høyre igjen. Artssammensetningen i oktober 1990 var svært forskjellig fra oktober 1989. Fra oktober 1990 til november 1990 ble artssammensetningen forskjøvet for så igjen å dreie mot en sommersituasjon til april 1991. I juni 1991 hadde artssammensetningen "passert" nær sammensetningen i juni 1990 og skulle kanskje ha vært plassert nærmere denne i tilfelle en ikke hadde forandret lysforholdene fra 1990 til 1991. Tendensen var at alle sommerprøver ble gruppert sammen ned mot venstre hjørne, mens vinterprøvene dro artssammensetningen oppover og mot høyre. Den forskyvning som en så mellom parallellprøvene for juni de tre årene (figur 40b), kan også ses i figur 41. På grunn av bare to paralleller kan en ikke teste om det er signifikante forskjeller mellom tidspunktene. Gruppering av prøver med tilsvarende bevegelser i MDS-plot for alle andre basseng,

tilsier at det var en signifikant forskjell mellom tidspunktene. Ved å slå sammen parallellbassengene ble en slik signifikant forskjell over tid funnet for K og F ($p < 0.05$).

I figur 42 er alle prøver som har vært innsamlet på korttidsheller fremstilt. 63 prøveinn-samlinger inngår i analysen. Statistikk- analysene viste kort fortalt at begge kategorier, dvs. K og F var signifikant forskjellige fra hverandre ($p < 0.01$), og at alle prøvedatoer var signifikant forskjellige fra hverandre ($p < 0.01$, unntatt mellom K i juni 1989 og mai 1990 $p < 0.05$).



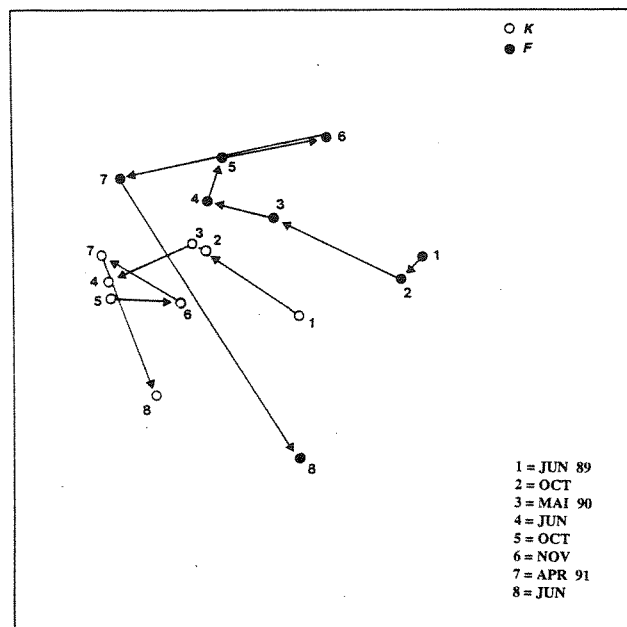
Figur 42. MDS-fremstilling av alle prøver fra korttidshellene (ST). - = F, ○ = K.

Dette viser at artsammensetningen i K og F forandret seg signifikant over tid. Det skjedde trolig en suksesjon i bassengene. Dessuten var det signifikante forskjeller mellom bassengtypene.

Langtidsheller

LT-hellene viste stort sett de samme trekk som ST-hellene. Det var imidlertid større variasjon mellom parallellene på LT-hellene. Dette gjorde at ikke alle sammenhenger og klare forskjeller kom frem under statistikkbehandlingen. Juni-prøvene viste alle lik tendens som for ST. Det var en tydelig drift gjennom tid, og prøvene grupperte seg i signifikant forskjellige grupper ($p < 0.02$). Det var også forskjell mellom K og F, men ikke så entydig som under ST.

MDS-test av alle prøver mot hverandre, ga et bilde som vist i figur 43.



Figur 43. MDS-ordinasjon på artssammensetningen av diatomøer på langtidshellene. Alle prøveserier er inkludert foruten nr. 3. Hvert punkt representerer et geometrisk middelpunkt av prøvene.

ANOSIM globale test viste at det var signifikante forskjeller mellom prøvene ($p < 0.001$).

Artssammensetningen i K var signifikant forskjellig fra F ($p < 0.01$). Det er tidligere nevnt av LT-hellene til tider ble utsatt for mye avskalling av slam og sediment som var blitt akkumulert på hellene, spesielt i F over tid. Dette medførte stor variasjon i prøvematerialet.

Konklusjonen er at artssammensetningen av diatomeer på LT-hellene endret seg også signifikant over tid. Diatomøsamfunnet i K skilte seg signifikant fra bassengene med belastninger. Foruten direkte effekter av vann fra fiskeproduksjon på diatomøsammenetningen, var også den sekundære avskallingseffekten som følge av stor nedslamming en viktig faktor. Ved økt lys var forandringen størst i F fra april til juni 1991, noe som kan antyde en større tilgjengelighet/nyttiggjøring av næringssalter i F enn i K.

4.4.4. Organisk omsetning i alger

Lysforholdene før november 1990 var så dårlige at rødkluft og sagtang ikke fikk nok lys. Begge algene forsvant nesten totalt i alle bassengene. Sagtang døde etter kort tid i bassengene, men klarte seg best i K. Stortare levde såvidt over minimumsgrensen for lyskrav før november 1990, men hadde optimale lysforhold i påfølgende periode. Hummerblekke likte seg best i bassengene før november 1990 og økte betydelig i bassengene, med en antydning til P-begrensning i K i 1991.

Samlet var Chl.a igjen høyest i K. Dette tilsier at produksjonspotensialet var høyest i K, forutsatt at algene ikke var næringssaltbegrenset, noe de viste seg å være i K i juni 1991. Tørrvektsdata indikerte at forholdene i F var dårligere. Forholdene i F favoriserte imidlertid vekst av den ettårige grønnalgen sjøsalat i forhold til i K.

Klorofyll (Chl.a.), tørrvekt (DW), askefri tørrvekt (ADW) og karbon (C)/nitrogen (N)/fosfor (P)-innhold i flere alger ble periodevis målt gjennom 1989 - 1991. Algene som ble undersøkt var hummerblekke, rødkluft, sagtang, sjøsalat og stortare.

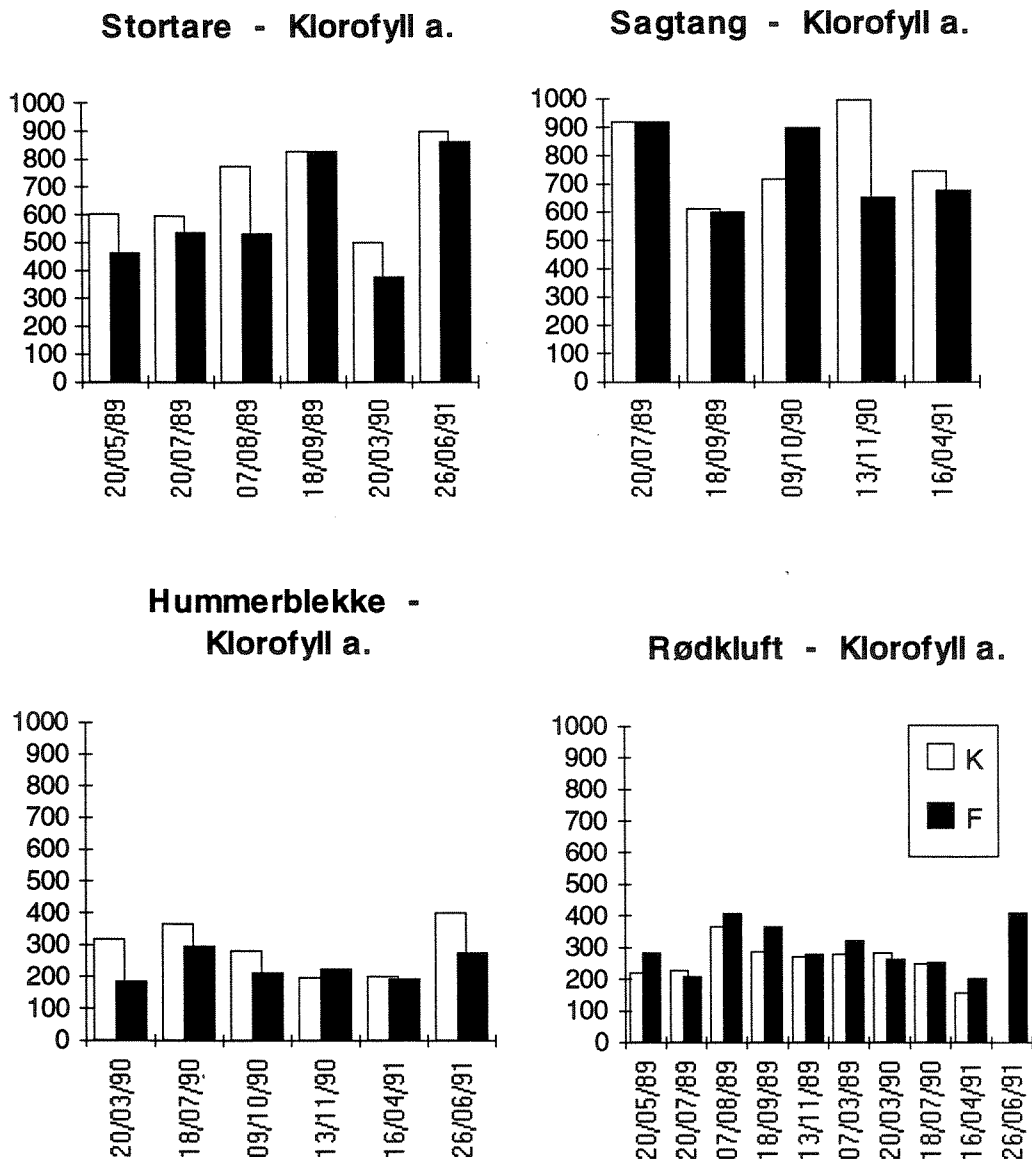
KLOROFYLL A (Chl.a)

For å vokse og produsere opplagsnæring benytter algene seg av fotosyntese. Dette skjer ved at lys høstes og via fotosystem I og II omdannes lyskvanter sammen med CO₂ og næringssalter, til karbohydrater eller proteiner.

I fotosystemene er klorofyll a felles for alle planter. I tillegg har forskjellige alger forskjellige tilleggspigmenter som høster lyskvanter i forskjellige bølgelengder. Alger på forskjellige dyp og voksesteder inneholder pigmenter som er tilpasset de bølgelengder som finnes på det sted hvor algene vokser. Grønnalger har foruten klorofyll b, lite assesoriske pigment. De absorberer lys innen både blå og rød bølgelengde og er derfor grønne. Brunalgene er ofte tilpasset liv på dypere vann enn grønnalger. Derfor har de også mye pigmenter som høster i spekter mellom rødt og blått. Rødt lys forsvinner raskest nedover i vannet, og rødalger som ofte lever på dypt vann eller skjult under og mellom tang og tare, absorberer ikke rødt lys. Derfor er de også røde. De inneholder andre spesialiserte pigmenter som hjelper i høsting av lys. Klorofyllmengden hos alger tilpasses raskt forholdene. Finnes det lite lys på et sted, produseres mer klorofyll og assesoriske pigmenter for å kompensere for lite lys, men ved lysintensiteter over optimale lysforhold vil etterhvert pigmentene reduseres kraftig, da det er mer behov for å syntetisere enzymer for omsetningen av næringssalter og karbondioksyd til organisk materiale. Planter som blir utsatt for meget sterkt lys får sine assesoriske pigmenter fotooksydert. F.eks. krusflik øverst i fjæra blir gulgrønn (den er vanligvis dyprød). Chl.a-innholdet i alger omplassert fra 1 m dyp og ned til 10 m dyp viser derimot en rask økning av Chl.a-innholdet. For flere grønnalger, brunalger og rødalger skjedde en 2 - 3 dobling av klorofyllnivået etter bare 1 uke (Ramus et al., 1976, 1977).

Klorofyll a. verdiene funnet for de fire artene er fremstilt i figur 44 a-d. De verdiene som ble registrert for Chl.a.-innhold i sagtang (450 - 1050 ug/g friskvekt, figur 44b) lå på samme nivå som verdier målt på planter *in situ*, ca. 450 til 1100 ug/g friskvekt (Kremer, 1975). For stortare lå målingene i størrelsesorden 300 - 1100 ug/g friskvekt (figur 44a), mens normale verdier ligger på ca. 200 - 700 ug/g friskvekt (beregnet ut fra Kain, 1971). Dette tyder på at stortare fra bassengene hadde et noe forhøyet klorofyllinnhold. Stortare ble hentet inn fra Drøbaksjetéen første gang i april 1989, deretter i november 1989 og siste gang i desember 1990. Sagtang ble hentet inn de to første periodene. Figur 44b viser også en del forskjeller i Chl.a.-innholdet over året for sagtang. Verdiene ligger på et normal-

nivå, men de variasjonene som ble funnet kan vanskelig forklares ut fra lysforholdene. Sannsynligvis har lysregimet ligget lavere enn sagtangens minimumsbehov, og arten kunne derved ikke overleve i bassengene. Det var ingen signifikante forskjeller mellom bassengkategoriene. Chl.a-innholdet i sagtang fra K var signifikant høyere enn i F ($p < 0.05$), men verdiene må vurderes med forsiktighet, da resultatene baserte seg på analyser fra tre forskjellige populasjoner og to forskjellige lysregimer.

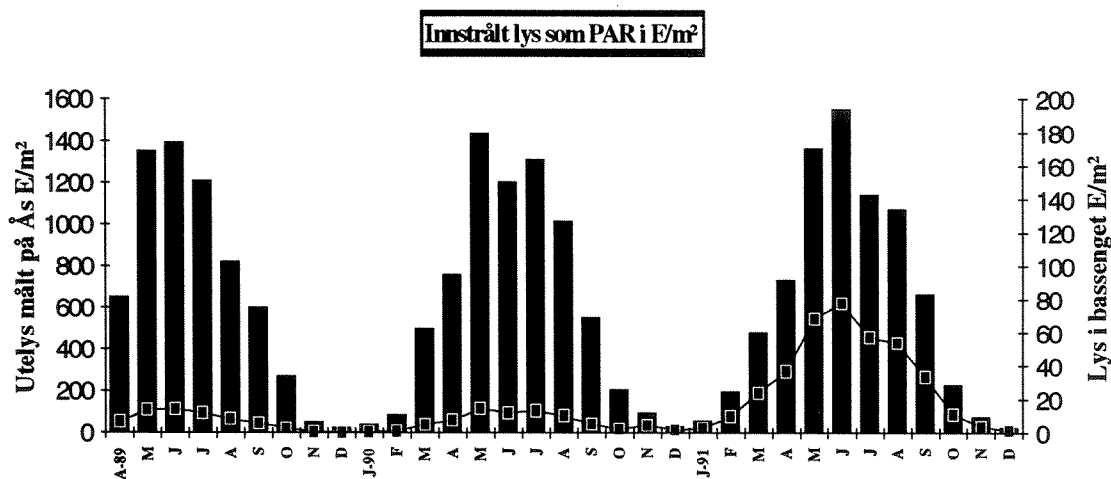


Figur 44. Forskjell i klorofyll a (Chl.a) hos fire arter i K og F. Algene som inngår er brunalgene; stortare og sagtang, samt rødalgene, hummerblekke og rødkluft.

Tabell 14. Forskjell mellom bassengene m.h.t. klorofyll a innhold i sagtang, stortare, hummerblekke og rødkluft. Det er utført parvise t-tester. ns = ikke signifikant, 0 = $p < 0.1$, * = $p < 0.05$, ** = $p < 0.01$. - = kategori til venstre i tabell er mindre enn kategori over. + = kategori til venstre i tabellene er større enn kategori over.

	STORTARE Klorofyll a	SAGTANG Klorofyll a	HUMMER- BLEKKE Klorofyll a	RØDKLUFT Klorofyll a
	F	F	F	F
K	*+	ns	0+	*-

Figur 45 viser innstrålt lys for 1989, 1990 og 1991. Målingene ble ikke er foretatt på Solbergstrand, men på landbrukshøyskolen på Ås. De gir likevel et grovt bilde av utelyset ved Solbergstrand. Enkelte verdier fra 1990 og 1991 er delvis ekstrapolert pga. av enkelte manglende verdier i disse månedene. En ser av figuren at månedlig fotosyntetisk aktiv innstråling (Photosynthetic Active Radiation, PAR) falt tydelig fra juli av. Chl.a-innholdet i stortare økte i denne perioden. Dette kan tyde på at stortaren forsøkte å kompensere for reduksjon i lys ved å øke Chl.a-mengden da behovet for karbon-fikseringen i denne tiden er stor. I november 1989 ble det tatt inn nye planter som overlevde i bassengene til neste vår. I mars 1990 var Chl.a-innholdet meget lavt. Dette er en periode hvor algene produserer lamina og ikke har stort behov for lys. Næring allokeres fra det gamle bladet, samt fra opplagret nitrogen absorbert gjennom vinteren og benyttes til oppbygging av nytt thallus. Karbonfikseringen er derfor lav.



Figur 45. Innstrålt lys målt som PAR (Photosynthetic Active Radiation) i Einstein/m² ved Norges Landbrukshøgskole på Ås og nede i forsøksbassengene på Solbergstrand.

Stortare krever minimum 71.2 E/m² som tilsvarer ca. 0.7% lysdyp på vår breddegrad (% innstrålt lys på et viss dyp i forhold til innstrålt lys over vannflaten). Bassengene på Solbergstrand lå før høsten 1990 på rundt 1% lysdyp, mens etter å ha doblet arealet av transparente takplater, lå lysdypet på ca. 5 - 6% i 1991, som skulle begunstige de fleste av artene. Sagtang derimot foretrekker sannsynligvis lys nærmere 10%. Et grovt anslag basert på gjennomsnittlig lysdata pr. måned av PAR (figur 55) og henholdsvis 1 - 2% lysdyp inne i bassengene på Solbergstrand i 1989/90 og 5 - 6% i 1991, viste et innstrålt lys i bassengene på 77,6, 77,4 og 380 E/m² for henholdsvis 1989, 1990 og 1991 på 1%

lysdyp. Denne lysmengden var i 1989 og 1990 nær minimumsbetingelsene for det lys som stortare krever, men fra november 1990 lå bassenglyset opp mot optimale lysforhold for tareskog som er funnet å være 387,7 E/m² (PAR) for stortare ved Helgoland (Lüning og Dring, 1979).

Klorofyll a-verdiene for hummerblekke og rødkluft viste store variasjoner (figur 44 c,d). Hummerblekke er en dypvannsform og er blant de få algene en finner ned mot 30 m dyp langs kysten av Sør-Norge. Den er som fagerving, tilpasset et lysregime som gjør at den kan leve på under 1% lysdyp. På Helgoland kan fagerving overleve på 0.3% lysdyp (Lüning og Dring, 1979). Det tilsvarer en årlig PAR på minimum 33.4 E/m². Forholdene på Solbergstrand skulle derfor være gunstige for hummerblekke, noe som også ble registrert. Forskjellene mellom bassengkategoriene var små. Hummerblekke som vokste forholdsvis bra, hadde høyere Chl.a.-innhold i K enn i F. Rødkluft som nesten forsvant i første lysperiode pga. sannsynligvis høyere krav til minimumslys, hadde antydningvis høyere Chl.a.-innhold i F enn i K. En forklaring kan være at algene i K i perioder på høsten kunne være næringssaltbegrenset, noe som medførte en ytteligere belastning og en større enn den som nedslamming påførte algene i F. Dette førte til at rødkluft i K døde raskere ut enn i F (fig. 44c).

Ved å slå sammen alle verdier for Chl.a. og teste bassengkategorier mot hverandre fant en at K hadde signifikant høyere Chl.a.-verdier enn F.

BIOMASSE

Biomasse som tørrvekt (DW) og askefri tørrvekt (ADW) ble også målt på algene. Generellt sett har flerårige alger høyest tørrstoffinnhold i det dypintervall de trives best. Greenwell et al. (1984) studerte tørrvekt for en del relevante arter og variasjoner med algenes voksedyp. Alger ble samlet fra 1, 2.5, 5, 7, 10, 12.5, 15 og 20 m dyp der de ble funnet. DW for rødkluft avtok fra 2.5 m dyp med DW på 23% til 20 m dyp med DW på 15%. Hummerblekke økte fra 19% på 5 m til 24% på 7 m for så gradvis å avta til 21% på 20 m. Sagtang hadde høyeste DW på 2,5 m (24%) og ble ikke registrert under 7 m hvor DW var 23%. ADW viste motsatt tendens ved at ADW økte med økende dyp for alle alger. Greenwell et al. (1984) forklarer dette med at det ikke er selve ADW som øker med dypet. ADW er nesten konstant, men det er egentlig det organiske innholdet som avtar med dypet. Med andre ord er karbon (C) negativt korrelert med dyp.

DW og ADW fra forsøket på Solbergstrand viste store variasjoner, men DW- og ADW-innholdet skulle tilsi et voksested i de fleste tilfeller på rundt 15 m dyp (basert på tall fra Greenwell et al., 1984). Dette kan stemme bra med lysforholdene og andre observasjoner gjort på enkeltarters vekst og C:N:P forhold (kapittel under).

Forskjellen mellom bassengene var ikke entydige, men F hadde lavere DW og ADW enn K. Ved å vurdere alle artene samlet, var DW og ADW entydig lavere i F enn K. Dette skulle tyde på at produksjonsforholdene i F har vært dårligere enn i de andre bassengene. De undersøkte algene i F har altså under de lysforholdene som eksisterte ikke kunnet utnytte den økte næringssalttilførselen.

KARBON/NITROGEN/FOSFOR-forhold (C:N:P)

Karbon-, nitrogen- og fosfor-innholdet i phytoplankton vil vanligvis forekomme i forholdet 106:16:1 kjent som Redfield-forholdet. Dette forholdet kan ikke overføres på benthosalger, da innholdet av strukturelle forbindelser som karbohydrater, ligning og nitrogenforbindelser er mye høyere. Basert på adskillige alger fra forskjellige miljøer fra tropene til arktisk har Atkinson og Smith (1983) funnet ut at det gjennomsnittlige C:N:P-forholdet i benthosalger ligger i størrelsesorden 550:30:1.

C:N:P forholdet varierer mye med næringssaltforholdene. Ved lave næringssaltkonsentrasjoner hvor planteproduksjonen er næringssaltbegrenset vil C:P, C:N og N:P være høye. For planktonalger sier en at planteproduksjonen er fosforbegrenset ved $N:P > 30$ og nitrogenbegrenset ved $N:P < 10$. Hanisak (1983) viser til at normale C:N-verdier for makroalgers vekst ligger mellom 10 og 15; høyere C:N-verdier indikerer nitrogenbegrensning, mens lavere C:N-verdier indikerer nitrogenlagring i thallus.

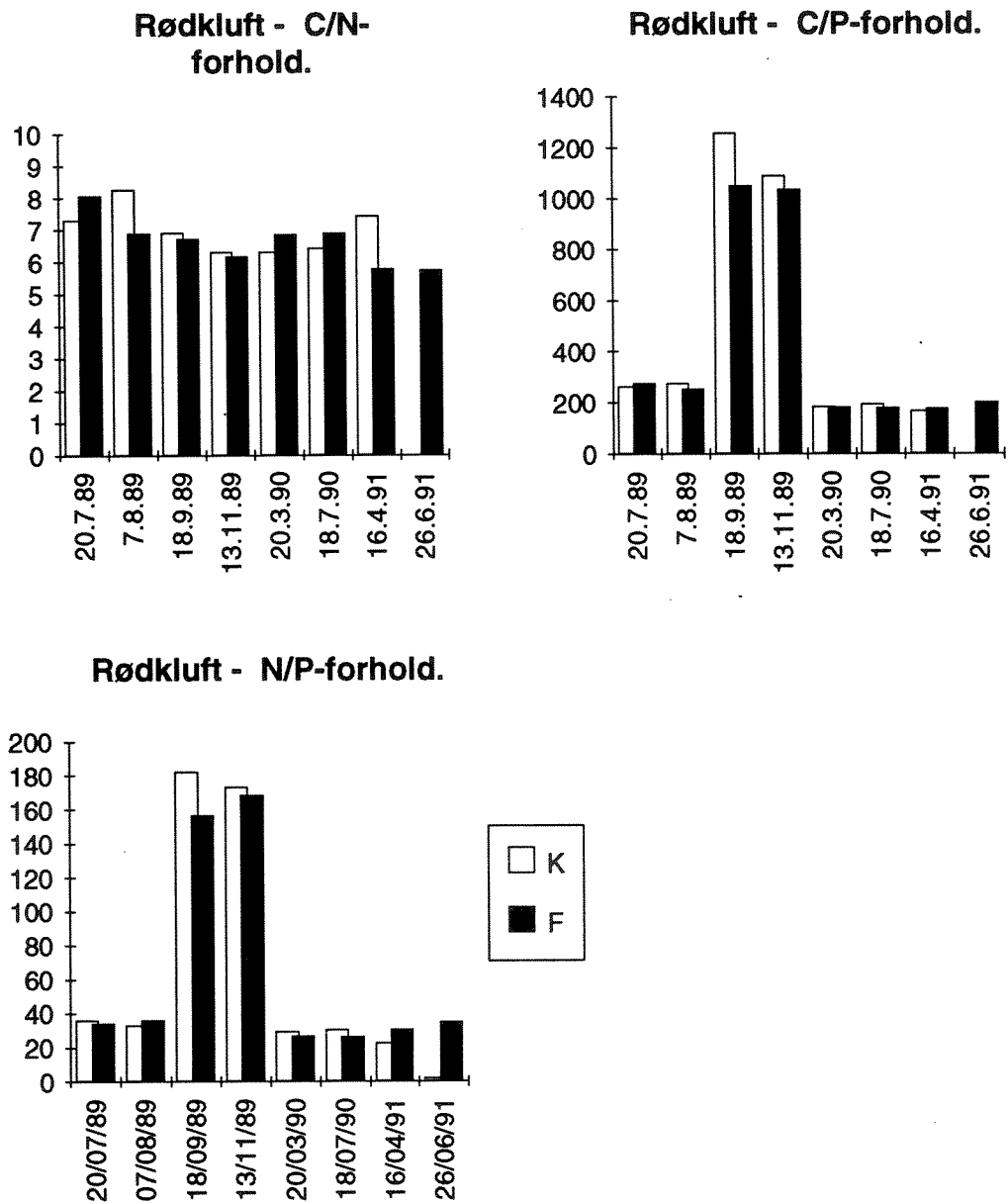
En skal også være klar over at visse lysforhold kan influere like mye på C:N-forholdet som nitrogentilgjengelighet. Lysforholdene mellom bassengene i dette forsøket var ikke så forskjellig at det skulle gi utslag på C:N-forholdet mellom bassengene.

N-innholdet i benthosalger er vanligvis 2 - 3 ganger høyere om vinteren enn om sommeren. Lavt N-innhold om sommeren influerer ikke så mye på veksten hos algene, da det i perioden under nitrogenbegrensning benyttes lagret nitrogen som algene har bygget opp under vinterperioden. Næringssaltkonsentrasjonene i bassengene indikerte at fosfor kunne ha vært næringssalt-begrensende for vekst. Slik fosforbegrensning forekom sannsynligvis i august /september 1989 og 1990, samt i juni/juli i 1991 i K. Nitrogen har ikke vært begrensende.

Figur 46 viser C:N:P forhold i rødkluft. En ser at C:N forholdet i de fleste basseng lå rundt 6 - 8. I forhold til verdier beskrevet for C:N-forholdet i rødkluft (Greenwell et al., 1984), tilsvarer C:N-forholdet i algene et voksested på ca. 15 m. Dette er i underkant av preferansedyp som ligger på ca. 1 - 8 m (Pedersen et al., 1991), men den er funnet ned til 20 m langs kysten av sør-Norge. Forskjellene i C:N:P-forholdene hos rødkluft mellom bassengtypene var ikke signifikante.

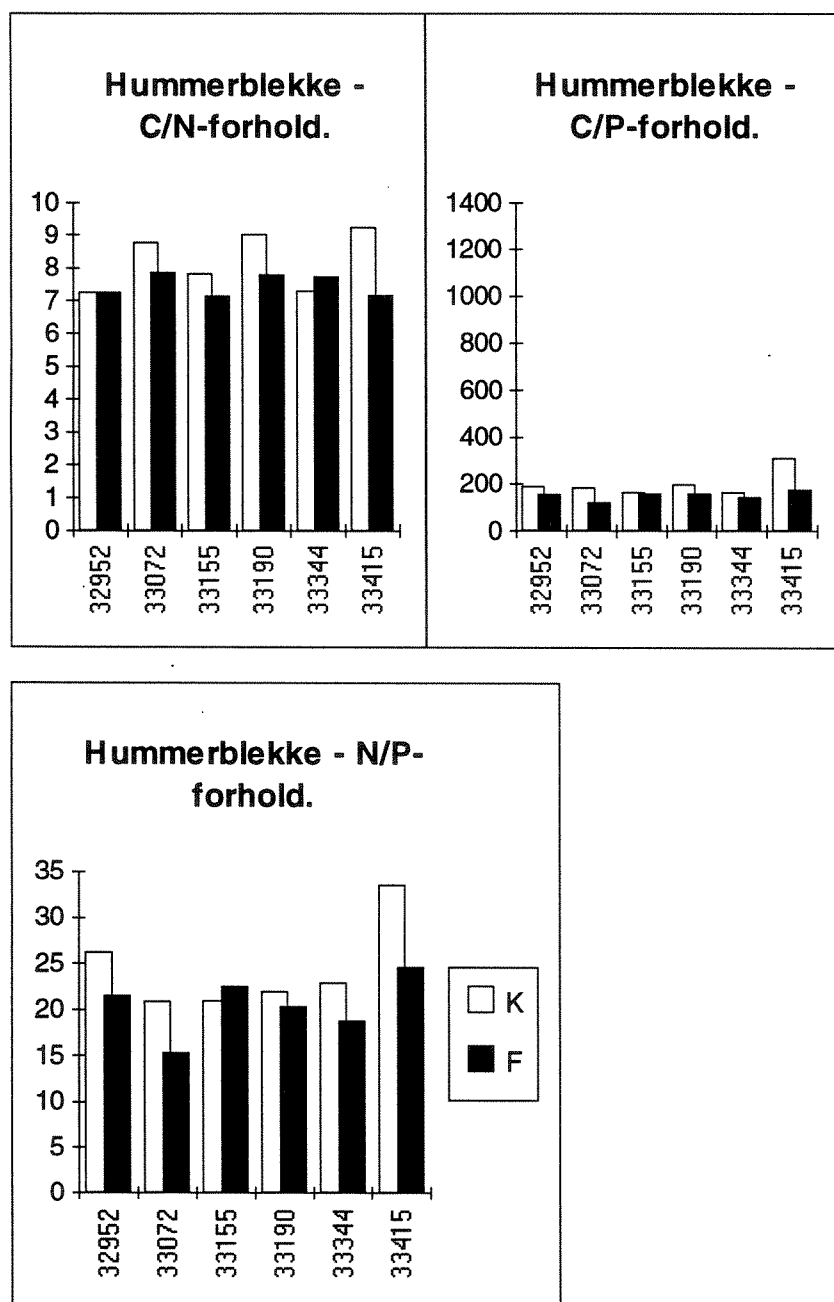
C:P og N:P forholdet viste også at algenes vekst var fosforbegrenset i september og utover høst-vinter, selv om $PO_4\text{-P}$ økte allerede i slutten av september. Lyset hadde da falt fra 6 E/m² i september til 2.72 E/m² innstrålt lys i oktober (1% lysdyp, figur 55), noe som sannsynligvis er lavere enn det som rødkluft trenger for å holde produksjonen oppe på et kompensasjonsnivå (forbruk=produksjon).

Forsøket viste at forholdene i bassengene ikke var akseptable for rødkluft.



Figur 46. Forholdet mellom C:N:P i rødkluft i K og F gjennom 1989 til 1991.

Figur 47 viser hvordan forløpet av C:N:P har vært hos hummerblekke. Det viste et helt annet forløp enn hos rødkluft. Alle forholdstallene ga stabile verdier. C:N-tallet lå på 7 - 9 som ifølge Hanisak (1983) skulle tilsi at det skjer en lagring av N-forbindelser. Under økte lysforhold i 1991, økte C:N-forholdet fra rundt 7 etter en vinterperiode, til ca. 10 i juni. K hadde redusert C-fiksering i juni 1991, i forhold til i F, selv om det ikke fremkommer av C:N og C:P forholdene. Dette kan tyde på at K hadde P-begrenset C-fiksering (vekst) i juni 1991. Hummerblekke i F viste ingen forandring i C:N i juni 1991, men tørrvekt av hummerblekke var signifikant mindre i F enn i K ($p < 0.01$), noe som indikerer at algene i F ikke har kunnet utnytte den økte næringssalttilførselen.

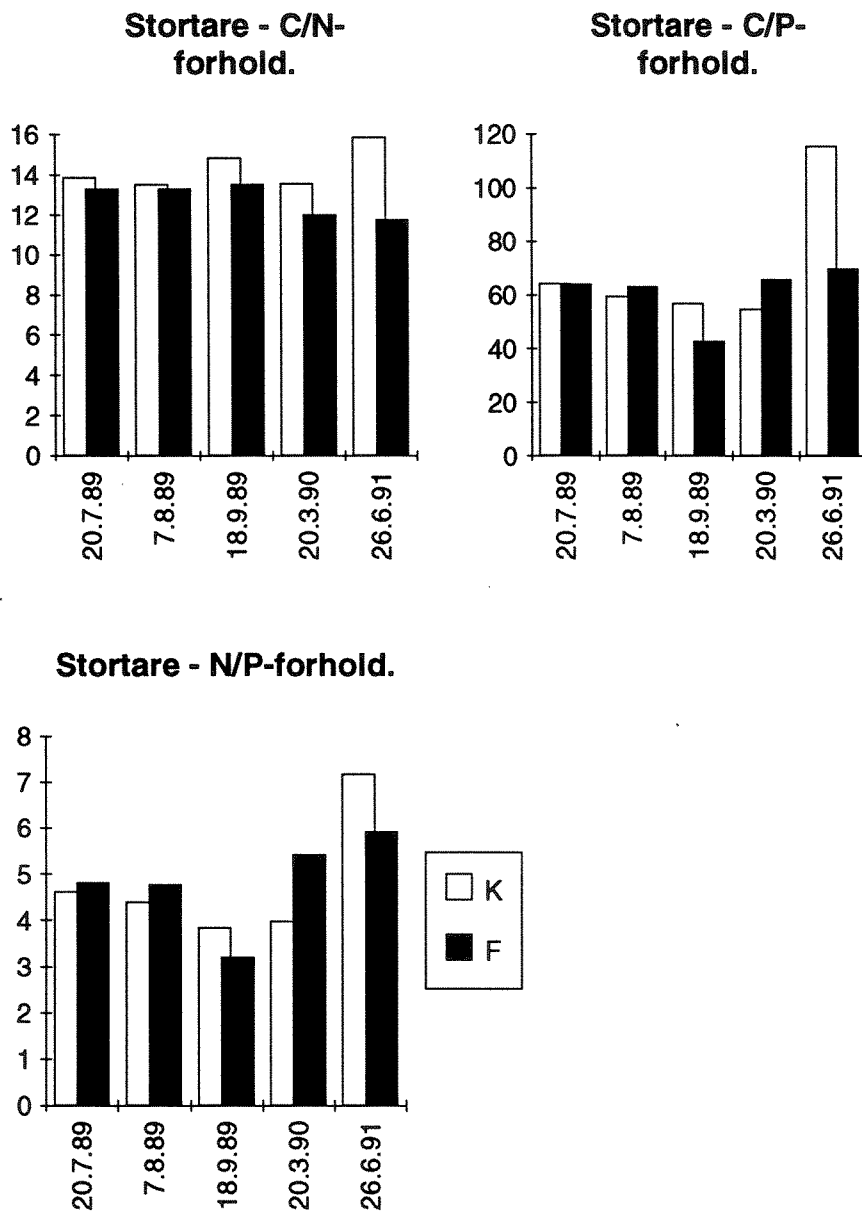


Figur 47. Forholdet mellom C:N:P i hummerblekke i K og F gjennom 1990 til 1991.

Forskjellen mellom bassengtypene var ikke helt entydig gjennom den første lysperioden. Tabell 20 viser forskjell mellom bassengene basert på parvise t-tester. Det viser seg at C:N:P forholdene i K er høyere enn i F. Hummerblekke trivdes bra i alle basseng, men det var antydning til P-begrensning i K i 1991. Dette stemmer med næringssaltkonsentrasjonene i vannet som viste at K i 1991 hadde lavere P-verdier enn i F våren 1991.

Samlet var produksjonen hos hummerblekke i F lavere enn K, foruten at en P-begrenset vekst i K i juni. Den økte næringstilgangen i F har ikke vært utnyttet, sannsynligvis p.g.a. dårlige lysforhold.

Figur 48 viser C:N:P forholdene i stortare i de forskjellige bassengtypene gjennom 1989 til 1991. Det må her presiseres at algene ble samlet inn i april 1989, i november 1989 og i desember 1990. Algene kan derfor ha vært adaptert til andre lysregimer og dermed andre C:N:P forhold enn de etterhvert har tilpasset seg i bassengene. C:N forholdene var like bortsett fra i mars 1990 hvor det var noe lavere. Tidlig på våren starter stortare oppbyggingen av nytt vev ved at den allokterer næringsstoffer fra det gamle lamina (blad) og til vekst av nytt lamina, samt at de benytter det N som er tatt opp gjennom vinteren i oppbyggingen. Denne veksten starter før C-fikseringen kan starte (grunnet lysmangel). Under denne perioden er også respirasjonen i stortare det dobbelte av hva den er under C-fiksering i sterkere lys. Dette resulterer i at algene på denne tiden vanligvis har et lavere C:N forhold ettersom N er blitt akkumulert i algene gjennom vinteren (figur 48).



Figur 48. Forholdet mellom C:N:P i stortare i K og F gjennom 1989 til 1991.

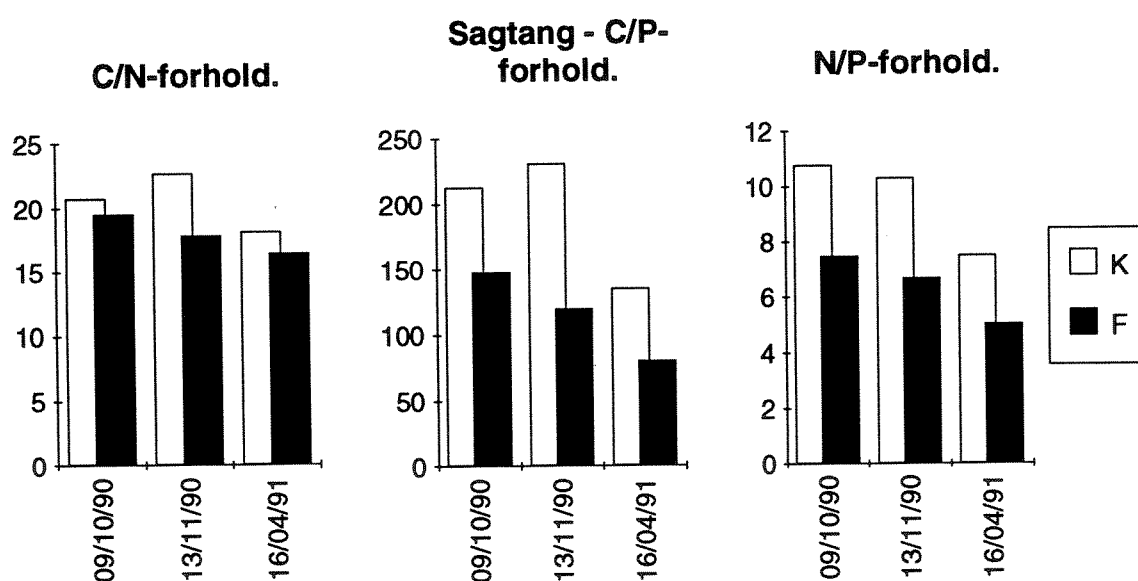
Høye næringssaltkonsentrasjoner i vannet medførte et forhøyet opptak og videre lagring av N i stortare i F i mars 1990. Lysforholdene i 1989 lå på grensen av hva stortare kan overleve under. Nedre voksegrense ligger på 0.7% lysdyp ved Helgoland (turbid vann) og 1.2% lysdyp ved Roscoff og i vest Irland (Lüning, 1990). I 1989 og 1990 var lysdyp i bassengene på 1 - 2%, noe som var i minste laget for at algene skulle kunne leve.

I K var det i mars 1990 meget høye P-verdier i stortare. Dette resulterte i lave N:P og C:P verdier i K i forhold til i fiskebassengene. F hadde normalt høyt N:P forhold i mars 1990.

I 1991 var $\text{PO}_4\text{-P}$ innholdet lavt i K. Dette indikeres ved høyt C:P og C:N innhold i algene i 1991. Det ser ut til at algene i K i 1991, ble næringssaltbegrenset i forhold til i F. Tilveksten var dårligst i F.

Over hele tidsrommet var ikke C:N, C:P og N:P forholdene i stortare i K og F signifikant forskjellig fra hverandre. Det ser derfor ut til at den økte næringstilgangen ikke har blitt utnyttet under de gjeldene lysforholdene.

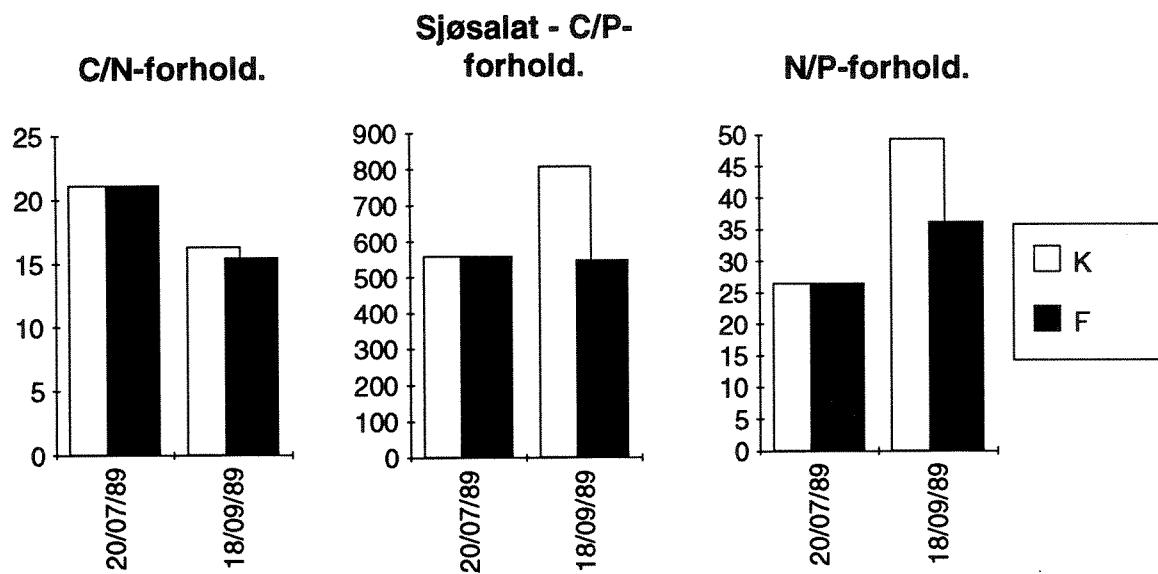
Figur 49 viser hvordan C:N:P forholdene i sagtang varierte gjennom en periode fra høsten 1990 til våren 1991. C:N forholdet ligger rundt 20 og noe fallende. Sagtang er også tilpasset mye sterkere lysforhold enn hva som var i bassengene. Sannsynligvis viser den konsekvente nedgangen i C:N:P at algene var døende. Forskjellen mellom bassengene tilsier at forholdene i K var best.



Figur 49. Forholdet mellom C:N:P i sagtang i K og F gjennom 1989 til 1991.

Sjøsalat ble også undersøkt i en periode i 1989. Algen er blitt karakterisert som en indikatoralge mht. innhold av N og P i forhold til det omgivende vann (Ho, 1980). Figur 50 viser at fra likt utgangspunkt målt på de algene som ble tatt i bassengene i juli 1989, falt C:N fra ca. 20 til 16 - 17 i løpet av 2 måneder. Dette skulle tyde på at C-fikseringen avtok. C:P forholdet i K økte fra 550 (normalt) til 800. Ettersom det ikke er C-fiksering som gir dette utslaget, må det være reduksjon i P i algene. Dette stemmer overens med næringssaltkonsentrasjonen for $\text{PO}_4\text{-P}$ i vannet i denne perioden. F hadde over $5 \mu\text{g/l}$ som ansees som grense før næringssaltbegrensning. Dette resulterte i at C:P for sjøsalat i F var konstant i perioden. N:P forholdet viser de samme trender, men også en økning i F. Økning i N:P viser også fosforbegrensning i K.

Konklusjonen må bli at utslipp fra fiskeproduksjon førte til en økt produksjon av ettårige alger som hurtig omsetter næringsalter i vannet. Lysforholdene tilsier at C-fiksering ikke fant sted i særlig grad, da C:N falt drastisk i perioden.



Figur 50. Forholdet mellom C:N:P i sjøsalat i K og F gjennom 1989 til 1991.

4.4.5. Utvalgte algepopulasjoners biologi

Laminaria

Vekstforsøk 1:

Vekst av stortare i tidsrommet november 1989 til mars 1990, er vist i figur 51.

Størst vekst de første 2 månedene ble funnet for plantene i kontrollbassenget med en gjennomsnittlig lengdeøkning på 6 cm. Plantene som var belastet med vann fra fiskeoppdrett vokste dårligere. Tilveksten for perioden januar til mars var lik begge typer basseng, ca. 2 cm.

Dødeligheten var noe større i F enn i K.

Vekstforsøk 2:

Vekst av stortare i tidsrommet januar 1991 til april 1991, er vist i figur 52.

I dette forsøket var lysnivået hevet fra 1-2% til ca.6% av utelys. Dette førte til at det ikke kunne spores noen forskjell mellom hverken tilvekst og dødelighet på stortare i K og F.

Vekstforsøk 3:

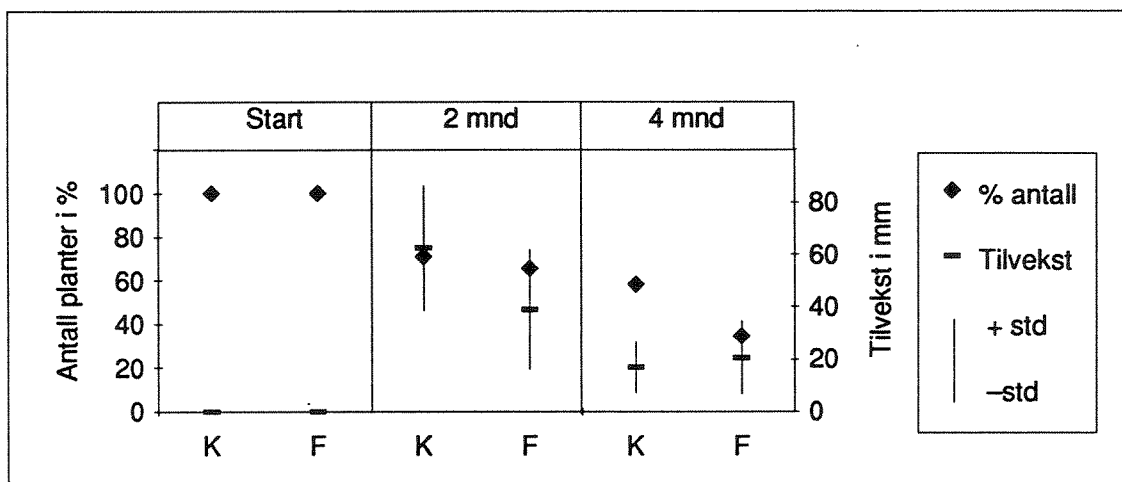
Vekst av sukkertare for tidsrommet november 1989 til mars 1990, er vist i figur 53.

Fra november til januar viste sukkertare i K bedre overlevelse og tilvekt enn i F. For perioden januar til mars døde alle plantene i F-bassengene, mens en fremdeles kunne spore en liten tilvekst i K.

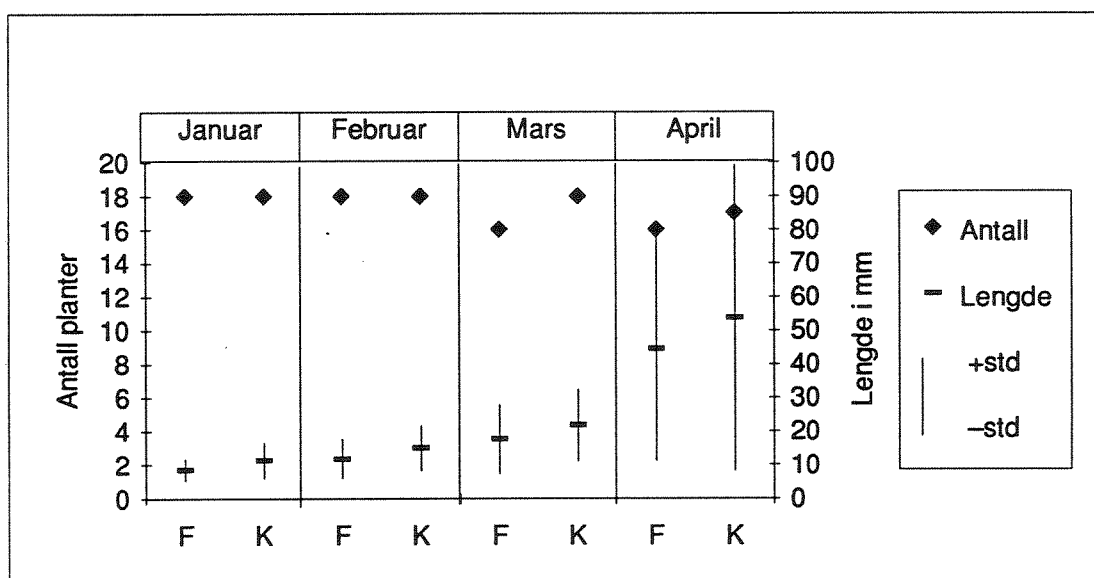
Vekstforsøk 4:

Vekst av sukkertare for tidsrommet desember 1990 til mars 1991, er vist i figur 54.

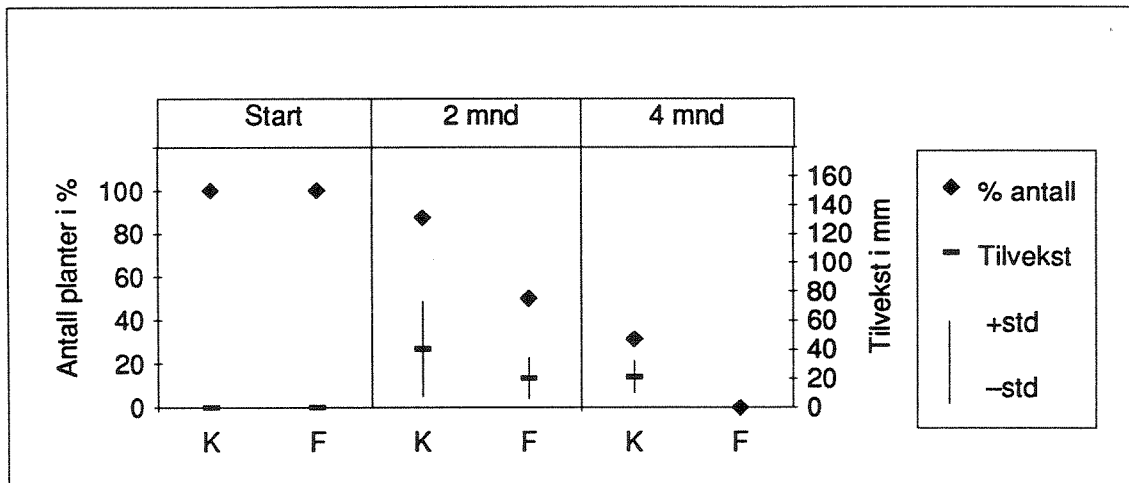
Etter 4 måneders vekst ble flest antall planter og den største tilveksten funnet i de fiskebelastede bassengene. Kontrollbassenget hadde like stor tilvekst, men dette bassenget led av stor dødelighet. Det økte lyset ser derfor ut til å kunne begünstige forholdene for sukkertare i F fremfor i K.



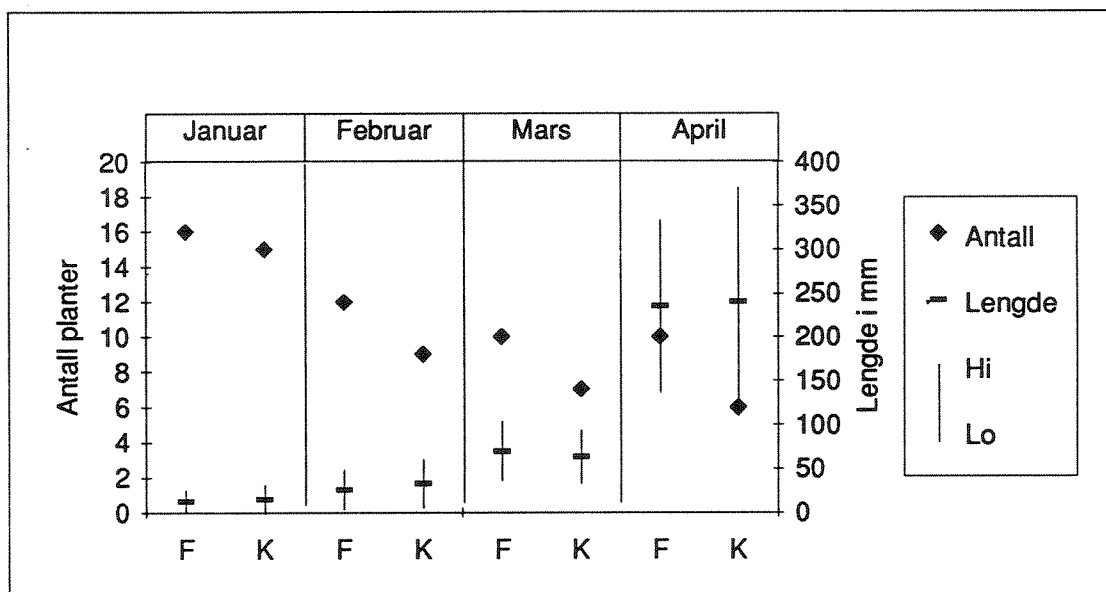
Figur 51. Vekst av *Laminaria hyperborea*, stortare, målt som tilvekst i mm. Vekstforsøket startet i november 89 og ble avsluttet i mars 90. Antall forsøksplanter er plottet som % av utgangspopulasjonen. Utgangspopulasjonen var K:24 og F:29 planter.



Figur 52. Vekst av *Laminaria hyperborea*, stortare, målt som tilvekst i mm. Vekstforsøket startet i desember 90 og ble avsluttet i mars 91. Antall gjenlevende forsøksplanter er plottet for de ulike bassengkategoriene.



Figur 53. Vekst av *Laminaria saccharina* sukkertare, målt som tilvekst i mm. Vekstforsøket startet i november 89 og ble avsluttet i mars 90. Antall forsøksplanter er plottet som % av utgangspopulasjonen. Utgangspopulasjonen var K:16 og F:8 planter.



Figur 54. Vekst av *Laminaria saccharina* sukkertare, målt som tilvekst i mm. Vekstforsøket startet i desember 90 og ble avsluttet i mars 91.

Stortare

Det ble observert høy dødelighet blant *Laminaria*-plantene under alle vekstforsøkene. Størst dødelighet ble observert blant plantene utsatt for vann fra fiskeoppdrett.

Midlere vekstrater for *Laminaria*-arter sammenstilt av Kain (1979) viser at typiske vekstmønster er rask vekst fra desember til mars og så sterkt avtagende vekst utover våren. Vekstforsøkene ble gjennomført i forsøksartenes beste vekst-periode.

Største årsak til redusert vekst i bassengene i forhold til vekstrater funnet i litteraturen, var antakelig det sterkt reduserte lysklimaet. Nedre voksegrense for stortare er ved feltundersøkelser funnet å sammenfalle med 1.4 til 0.7% av overflatelys (Lünning & Dring, 1979). Tareskog på Helgoland stopper ved ca. 4 m. Det tilsvarer 2 - 5% av overflatelyset. Med et lysklima ned mot nedre voksegrense er det klart at disse vekstforsøkene etterligner reaksjoner som vil ha betydning for tareskogens nedre dybdegrense. For utvokste planter er kompensasjonsinnstrålingen 600 lux (2.5 W/m² eller ca. 10 μm E m⁻²s⁻¹). Lysmetning nåes ved ca. 30 Wm⁻². På større dyp vokser stortare med lys mindre enn lysmetning de største delene av året.

Tareplanter kan overleve lengre tid i "mørke". Sundene (1964) fant ingen vekst av fingertare utenfor Tromsø i mørkeperioden fra desember til februar. Veksten tok til med en gang sollyset vendte tilbake.

Stortare er en kaldtvannsart, og Sundene (1964) fant at veksten stanset ved ca 18°C i vannet og at temperaturer over 18 - 20°C er letale.

I vekstforsøk 1 og 3 ble det funnet dårligere vekst i basseng med vann fra fiskeoppdrett, men det er vanskelig å peke på en direkte årsakssammenheng. Selv om stortare fra naturens side reduseres i størrelse ved redusert vannkvalitet, noe som vises langs en gradient fra vestlandet til Oslofjorden med en klart avtagende plantestørrelse, vil de reduserte lysforholdene i disse to forsøkene kunne redusere tilveksten og ovelevelsesevnen i fiskebassengene i forhold til i K. Plantene ble samlet inn i Drøbaksundet, slik at flyttingen til et miljø med redusert vannbevegelse også kan virke direkte negativt på plantenes vekstrate.

For vekstforsøk 2 og 4 var lystilgangen doblet. Den økte lystilgangen medførte at plantene ikke lenger balanserte på den ytre tålegrense, men fikk et positivt fotosynteseutbytte og følgelig ikke lenger var så vare for andre påvirkninger.

Sukkertare

Sukkertare har hovedsakelig samme vekstmønster som stortare, men vekstperioden fortsetter mye lengre utover sommeren. Sukkertare vokser generelt også langt dypere enn stortare.

Det er klart at det er en stor individuell forskjell mellom plantene som ble transplantert inn. Vi kjente ei heller plantenes tilstand ved forsøkens start, men økning av lysregimet medførte økt overlevelsevne i F. Produksjonen økte i F sammelignet med første forsøk. Ved økning av lysmengden nådde sukkertare i F opp på samme tilvekstnivå som plantene i K. Det er usikkert hva ytterligere økning av lys ville medføre av konsekvenser for vekst og overlevelsessevne av sukkertare i F i forhold til i K.

Ulva

Vekst av *Ulva* ble målt som gjennomsnittlig vekt av 20 bladskiver over tid. Det ble ikke funnet stor forskjell i vekst mellom K og F. Beitetrykket var etter 2 uker størst i fiske-bassenget. I det vesentligste var det amphipoder og isopoder som presset seg inn under nettinglokket og beitet på algen.

En annen faktor som medvirket til vektreduksjon var sporulering hos plantene. Graden av sporulering ble anslått i gjennomsnittlig prosent av bladarealet. Resultatet viste at vann fra fiskeoppdrett ikke medførte større grad av sporulering hos *Ulva*.

4.5. Sammenfattende diskusjon

4.5.1. Virkninger av avløp fra oppdrett

Miljøeffekter av utslipp fra fiskeoppdrett er undersøkt i flere sammenhenger både eksperimentelt og i direkte tilknytning til anlegg gjennom flere år og har bl.a. vært grunnlag for konsekvensutredninger og modellering av eutrofieringseffekter i ulike lokaliteter.

Belastningen fra oppdrett tilsiktet å være en nærsone-situasjon ved et anlegg. Forholdet fiskebiomasse/vanngjennomstrømming var lavere enn man ville bruke ved vanlig landbasert oppdrett og utløpsvannet ble videre tynnet 1:1 med annet vann før de ble ledet inn i bassengene. Likevel var belastningstilstanden mest likt det man finner i et område med reduisert vannutskifting og svak strøm nær et merdanlegg.

Denne belastningen hadde klare virkninger på bassengenes vannkvalitet. Oksygennivået i vannet var gjennomgående 10 - 15% lavere enn i kontrollen, pH var konsekvent ca. 0.1 - 0.3 enheter lavere, det var en tendens til svakere lys grunnet høyere turbiditet (ikke signifikant), mengden suspenderte partikler økte med rundt 50% i snitt, men det ble bare funnet en svak økning i TOC. Vannet hadde også høyere konsentrasjoner av alle næringssaltene, fra 26% økning for nitrat, 72% for fosfat, til hele 150% for ammonium. Disse endringene gikk alle i en forventet retning.

Virkningen av oppdretts-belastningen på utviklingen av samfunnsstruktur på hardbunn over tid var klar. Suksessjonsmønsteret hadde mange likhetstrekk med det som ble registrert i kontrollbassengene, men forskjellene over tid var mer markert. Analysene indikerer at disse bassengene i siste del av forsøket, da lysforholdene var forbedret, var begynt å dreie mot et rikere algesamfunn. Siden hardbunnssamfunnet i stor grad var algedominert, er det nærliggende å anta at de kraftigere endringene i struktur var muliggjort ved at næringssalttilførselen var større enn i K. Belastningen kan derfor i dette tilfellet karakteriseres som positiv for algesamfunnet. Under andre forhold som feks. ytterligere økning av lysforholdene, vil imidlertid en slik næringssalttilførsel kunne føre til overproduksjon med påfølgende organisk overbelastning.

Belastningen fra fisk førte til lavere algeproduksjon og endring av artssammensetning av mikroalger (diatomeer) på steinsubstrat. Nedslammingen hadde en negativ innvirkning. På vertikalt substrat, der nedslammingen var ubetydelig ble det funnet både kvantitativt og kvalitativt bedre rekruttering enn i kontrollen, muligens fordi det raskere dannet seg en tynn biologisk "film" på underlaget. Videre skjedde en forskyvning mot større dominans av blågrønnalger (*Spirulina*) i forhold til diatomeer. *Spirulina subsalsa* er en art en finner i områder med mye organisk belastning. Den kan også observeres hvor der ikke er påvist næringssaltbelastninger som f.eks. på ytre kyststrøk (Pedersen et al. 1991). Imidlertid finnes den her på helt lokale steder med råtnende algevegetasjon, da sammen med en

svoveloksyderende bakterie, *Beggiatoa*. En overgang til de mengder som ble observert i fiskebassengene er likevell et tydelig tegn på organisk overbelastning.

Effektene av oppdrettsvannet på vekst, omsetning og overlevelse av de arter som er undersøkt, er gitt i tabell 15. Som for overtemperatur var det ikke entydig hvordan alger og dyr har reagert på vann fra fiskekar, men i det store og hele var det flere negative og færre positive responser på denne belastningen enn på varme. Virkninger av fiskebelastning førte til redusert vekst av stortare (til dels også sukkertare) og høyere dødelighet, spesielt for forsøk utført under minimale lysforhold \approx 1% nivå). Det er utpreget at de store algene i hovedtrekk reagerte negativt første året, noe som viser at den økte tilførsel av næringssalter ikke ble utnyttet fordi lyset var den begrensende faktor. Eneste positive respons er hos sjøsalat, som på mange måter må betegnes som en opportunist med stor evne til raskt å utnytte næringstilførsel. Negative virkninger på dyrs overlevelse ble formidlet gjennom faktorer som nedslamming, overgroing fra andre arter og endring av sedimentforhold (se Bakke et al. 1992).

Summert må kunne sies at den belastningen med vann fra fiskekar som samfunnene har vært utsatt for, i hovedsak har gitt negative effekter på enkeltarter både direkte og via endring i vannkvalitet. Videre var det en mye klarere forandring i samfunnsstruktur over tid under denne belastningen enn i kontrollsamfunnene, men i en mer "positiv" retning når lysforholdene ikke lenger var en minimumsfaktor.

Tabell 15. Forenklet sammenstilling av effektene av vann fra oppdrett på vekst, omsetning og overlevelse av de nærmere undersøkte artene. pos: stimulering, neg: hemming, ingen: ingen effekt, i.d.: ikke data. Symboler i parentes: antydning av virkning.

Art	Vekst	Omsetning	Overlevelse
<i>Laminaria hyperborea</i> (stortare)	neg	neg/pos ¹	neg
<i>Laminaria saccharina</i> (sukkertare)	neg/pos	i.d.	neg/pos ¹
<i>Fucus serratus</i> (sagtang)	i.d.	neg	i.d.
<i>Ulva lactuca</i> (sjøsalat)	ingen	pos ²	neg (beiting)
<i>Phyllophora cristata</i> (hummerblekke)	i.d.	pos ¹	i.d.
<i>Furcellaria fastigata</i> (rødkluft)	i.d.	ingen	i.d.

1) ved øket lys.

2) vekstpotensialet gikk opp, men produksjonen var lav på grunn av lite lys.

4.5.2. Resultatoverføring til resipientforhold

De belastninger med vann fra oppdrett som ble brukt i eksperimentet var kompromiss mellom det ønskelige og det praktisk gjennomførbare, og mellom realistisk lave doser og doser som sikret at man kunne detektere effekter. Som nevnt tidligere reflekterte belastningen i rimelig grad en nærsone-situasjon på dyp rundt 10 - 15 m. En klar forskjell fra en virkelig utslippssituasjon var at belastningen ble holdt konstant. I en resipient vil vekslinger i strømforhold gjøre at den enkelte biotop berøres av utslippet i perioder, mer eller mindre vekslende med perioder med normalt vann. Unntak er der topografi og utslippsarrangement gir vedvarende oppstuing av utslippsvannet. En må ha grunn til å regne del valgte utslippsarrangementet med konstant belastning fra oppdrett (konstant endring av vann- og sediment-forhold) i dette forsøket, som et verstetilfelle. Følgelig tilsier nivået og vedvarenheten av belastningene i eksperimentet at situasjonen representerte et realistisk verstetilfelle. Mangel på klare effekter under slike forhold gir en viss trygghet for at effekter heller ikke vil forekomme i resipienten.

Et gjennomgående problem ved bruk av eksperimenter for å påvise effekter av forurensning og dose/respons-sammenhenger er å bedømme hvor gyldige resultatene er for forholdene i naturen selv. Akkurat dette problemet har vært et av de sterkeste argumentene for å bruke eksperimentelle økosystemer. Laboratorieforsøk har høy grad av kontrollerbarhet og bør normalt kunne koble dose og respons klart sammen, men den sterke kontrollen kan i seg selv fjerne systemene så langt fra naturen at resultatene kun har relevans for andre eksperimenter med samme opplegg. Dette er i stor grad tilfelle med standardiserte toksisitetstester.

Påstanden om at resultater fra modelløkosystemer er mer realistiske mht. naturen, er basert på hypotesen om at organismene vil oppføre seg mer naturlig i et miljø som i stor grad etterligner deres normale enn i et "beerglass". De vil derfor reagere mer som de ville gjort i naturen, både på andre organismer (økologisk samspill), miljøbetingelser og ulike eksperimentelle belastninger. Denne påstanden har man i noen grad kunnet etterprøve ved at enkelte modelløkosystem-forsøk har inkludert både eksperimentkontroller og kontroller i miljøet.

Prosjektet har hatt som mål å gi resultater som kan anvendes på sublittorale samfunn langs sørnorsk kyst. Gyldigheten av resultatene er derfor større jo større likheten mellom forsøks-samfunnene og disse samfunnene er. Hovedsamfunnet på hardbunn kom fra 7 - 10 m dyp på kysten ved Jomfruland, et relativt åpent område. Samfunnet her viser, som en rekke andre typiske Skagerrak-lokaliteter, en viss eutrofipåvirkning (Fredriksen og Rueness, 1990), men har likevel stor likhet i artssammensetning med noe beskyttede vestnorske fjord- og skjærgårds-områder.

Summert kan sies at forsøkssamfunnene i best grad reflekterte naturlige samfunn i ytre Oslofjord og på Skagerrakkysten, men at artene som ble undersøkt er representative for store deler av norskekysten. Det er derfor god grunn til å forvente at de effektene som ble påvist i bassengene ikke ville være systematisk forskjellige om samfunnene hadde vært hentet fra middels beskyttede lokaliteter, f.eks. på Vestlandet og tildels i Nord-Norge.

Modellsamfunnene etterliknet forholdene i den nedre del av utbredelses-sonen for fastsittende alger. Samfunn og dyr ble hentet fra 5 - 15 m dyp og vanntilførselen var fra 13 - 16 m. Det første årets lysklima tilsvart omtrent nedre voksegrense for makroalger, etter økning av lystilgangen omtrent nedre halvdel av algesonen. En må presisere at de forsøksbetingelsene som ligger til grunn i dette forsøket, ikke beskriver den øvre del av sublittoralen samt littoralsonen. I denne sonen vil den betydelig økningen av lyset også medføre en betydelig økning i produksjonen. Den antatte økning i biomasse og de effekter den påfører en slik resipient, er ikke vurdert i denne rapporten. For å undersøke dette måtte en studere et annet forsøksoppsett, med andre organismesamfunn og forsøksbetingelser. Forsøket viser derimot at potensiale for vekst for enkelte arter økte i basseng med utslipp fra fiskeoppdrett, men veksten var tydelig hemmet av lysforholdene.

Prosjektet har undersøkt effektene av belastningen på flere nivåer i økosystemet, fra samfunnsstruktur, via populasjonsresponser (vekst, dødelighet, rekruttering) til fysiologiske og til dels adferdsmessige effekter. Effekter på samfunnsnivå er vanskeligst å overføre til det naturlige system fordi det er lite kjent i de enkelte tilfeller hvilke faktorer som regulerer samfunnsstruktur og hvor godt disse er beholdt i modellsamfunnene. Vi må forvente at mange faktorer ikke har blitt gjenskapt i bassengene, eksempelvis naturlig vanntransport, naturlige lysforhold, beiteeffekter av større dyr og naturlig rekrutteringsintensitet. Et samspill mellom rovdyr og byttedyr og mellom beitere og alger ble etablert i bassengene, men så lenge vi ikke inkluderte parallelle studier av samfunnsutviklingen i "modersamfunnet", kan vi ikke vite hvor naturlig dette var. De observerte samfunns effekter vil derfor være relative verdier i forhold til de samfunn som fikk ubehandlet vann og overføringsverdien vil være på linje med gode laboratorieforsøk. Resultatene viser klare virkninger av oppdrettsvann på hardbunn. I noen grad har det vært mulig å sammenlikne samfunns effektene med det som er funnet andre steder

med organisk påvirkning, og vi har ikke funnet effekter som strider fundamentalt mot disse erfaringene.

Overføringsverdien av konklusjonene fra forsøket til bunnsamfunn ved overflaten kan bare anslås. Mange av artene i modellsamfunnene forekommer helt opp til overflaten, og for disse vil de påviste responser sannsynligvis gjelde også i strandsonen. Forsøket indikerte at bedre lysforhold førte til reduserte effekter av belastningen på algevegetasjonen. Det er sannsynlig at dette var en bedring fra en situasjon der lys var en mer betydelig regulerende minimumsfaktor enn næringssaltbegrensing. For flere alger vil lyset på ca. 10 m dyp også være en minimumsfaktor, og forsøksresultatene skulle derfor tilsi at effektene og konkurranseforholdene ble endret nærmere overflaten. Det kan være snakk om en betydelig økning i produksjon for opportunistiske arter som hurtig kan nyttiggjøre seg næringssaltoverskudd. Sannsynligvis ville økt tilvekst av slike alger kunne påføre de flerårige "naturlige" artene en sekundær belastning i form av skyggeeffekter og påfølgende mindre tilvekst. Hvis det under slike forhold ikke finnes en bestand av beiter og predatorer som kan omsette denne økte produksjonen, vil økt biomasse kunne føre til forråtnelses-prosesser i sedimentene og mer eller mindre stasjonære dypvannsføremster. Slike effekter har derimot ikke vært undersøkt i dette forsøksoppsettet. Andre forsøksbetingelser og samfunn måtte i tilfelle benyttes.

4.5.3. Eksperimentell erfaring

En forutsetning for etablering av eksperimentelle samfunn er at disse får en akseptabel grad av likhet i utgangspunktet. For basissamfunnet på stein og de overførte bestandene av alger og dyr har dette vært kontrollerbart rent visuelt og videre sikret gjennom tilfeldig fordeling av de overførte enhetene på testbassenger.

Testsamfunnene har vist en endring i struktur (artssammensetning og tetthet) over tid og en svak gradvis utarming. Dette reflekterer det faktum at når man lukker et økosystem inne, lukker man samtidig ute en rekke miljøfaktorer. Noen er det ønskelig å lukke ute fordi systemet er for lite til å reagere naturlig på dem, eksempelvis topp-predatorer som fisk. Andre ville være ønskelig å inkludere. I testsamfunnene er det mangelen på fire faktorer som først og fremst kan ha hatt betydning: naturlig rekruttering, en vannbevegelse som hindret nedslamming og tilstrekkelig lys, samt redusert pedasjon.

Selv om rekruttering av en rekke arter foregikk i bassengene, må vi regne med at intensiteten var kraftig redusert i forhold til i sjøen utenfor på grunn av dødelighet i rørsystem og pumper. Forholdet mellom dødelighet og nyrekruttering bestemmer strukturen i et økologisk samfunn. I bassengsamfunnene må vi regne med at balansen var forskjøvet mot relativt større innflytelse av dødelighet. Dette begrenser hvor lenge det er forsvarlig å regne med at slike systemer oppfører seg naturlig. Erfaringen fra prosjektet viser at man kan holde slike samfunn gående i over 2 år og ved relativt enkle tekniske forbedringer, sannsynligvis betydelig lenger.

Vannbevegelsene generert mekanisk var tilstrekkelig til å sikre homogene vannforhold i ulike posisjoner i bassengene, men ikke nok til å forhindre en viss nedslamming på stein og alger også i kontrollen. Vannbevegelsene var også svært regelmessige, og det kan ha vært lommer med dårlig vannutskifting mellom steinene. Dette vil også forekomme i naturen og er derfor ikke betenkelig. Likeledes vil man finne områder med tilsvarende vannbevegelser som de vi etterliknet. Strømgeneratorene var imidlertid ikke kraftige nok til å etterlikne de til dels enorme og tilfeldige vannbevegelser man kan ha på det aktuelle dyp, f.eks. i forbindelse med storm.

I vårt eksperiment var lyset det første året en utarmende faktor for algesamfunnet. Observasjoner og målinger viser at vi første året hadde et lysforhold som tilsvarer nedre grense av tarebeltet, og

samfunnet utviklet seg i retning av fattigere flora i denne tiden. Etter økning av lystilgangen endret forholdene seg til det vi finner i nedre halvdel av tarebeltet på ca. 15 m dyp og algeveksten ble stimulert. I etterhånd kan sies at dette var forhold man burde rettet på tidligere. På den annen side muliggjorde opplegget en kartlegging av hvordan belastningen virket i grensone for tilstrekkelig lys og der turbiditets- og lysforhold ble viktigere for algefloraen enn næringssalter. Bare ved bedre lysforhold (grunnere vann) ble den stimulerende virkningen av tilførte næringssalter på produksjonen manifestert.

4.6. Konklusjoner

1. Vann fra fiskeproduksjon hadde klare virkninger på bassengenes vannkvalitet, med 10 - 15% lavere oksygeninnhold enn i kontrollen, rundt 50% økning i suspenderte partikler og høyere konsentrasjoner av alle næringssaltene.
2. Samfunnstrukturen på hardbunn forandret seg signifikant over tid i alle bassenger og etter samme generelle hovedtrekk. Forandringen var større over tid enn mellom bassengtypene. Det utviklet seg likevel signifikante forskjeller mellom bassengtypene.
3. Initiell rekruttering til hardbunn (2 måneders perioder) var signifikant forskjellig mellom kontroll og fiskebassengene, men det var likevel større forskjell med sesong enn med behandling. Vann fra fiskeproduksjon synes å gi store avvik i rekrutterings-mønster både hos alger og dyr. Hovedinntrykket var at de fiskebelastede bassengene kvalitativt og kvantitativt hadde størst rekruttering av dyr.
4. Lysinnstrålingen til samfunnene første året var på grensen av det alger som rødkluft og sagtang tålte. Stortare og hummerblekke klarte seg bedre. Etter bedring av lysforholdene siste året, ble dødeligheten hos algene betydelig redusert. Produksjonen (målt som C og Chl.a) var høyest i kontrollsamfunnene. Forholdene for algeproduksjon var dårligere ved belastning med vann fra fiskeproduksjon, bortsett fra hos sjøsalat. En økning i produksjonspotensiale med økning i lysmengden ble derimot observert for enkelte arter.
6. Veksten av tareartene var best i kontrollsamfunnet, men sukkertare økte tilveksten i fiskebassengene etter at lysmengden ble økt.
7. Belastningen med vann fra fiskeproduksjon ga i hovedsak negative effekter på enkeltarter.
8. Den vedvarende belastningen gitt i eksperimentet representerte en realistisk verste-situasjon i en resipient. Mangel på ensrettede effekter under slike forhold gir derfor en viss trygghet for at slike effekter heller ikke vil forekomme i resipienten på det simulerte dyp. Selv om testsamfunnene i størst grad reflekterte naturlige samfunn i ytre Oslofjord og langs Skagerrak-kysten, er det grunn til å forvente at de effektene som ble påvist i bassengene ikke ville være systematisk forskjellige om samfunnene hadde vært hentet fra middels beskyttede lokaliteter, f.eks. på Vestlandet og tildels i Nord-Norge. Det er videre grunn til å anta at effekter på populasjonsnivå som individvekst, biomasse og biokjemisk sammensetning har reflektert hvordan disse organismene ville reagere på den samme langsiktige belastningen i et naturlig miljø på 10-15 m dyp.

5. LITTERATURSTUDIER OG ANDRE NORSKE FORSØK

5.1. Sammendrag

I 1990 ble de totale utslipp fra fiskeoppdrett beregnet til 13 000 tonn N og 2600 tonn P, som er basert på en biomasseproduksjon på 199 300 fisk, 270 000 tonn fôr og en fôrfaktor på 1.35 tørrfôr pr. kg tilvekst. Dette gir et utslipp på 65 kg N og 13 kg P pr tonn fisk produsert. Produksjonen vil synke de nærmeste 3-4 år for deretter å øke til 200 - 250 000 tonn. Utslippets størrelse vil følge endringene i produksjonen men utslippet pr. tonn fisk produsert vil avta på grunn av innføring av miljøfôr, redusert spill av fôr, bedre fôringsteknikk og innføring av renseteknologi.

Massebalansebudsjetter viser at fra et inntak av N og P på 100 % (fôr og yngel) opptas ca. 20 - 35 % P og N som fisketilvekst, og ca. 1 - 5 % tapes ved dødlighet. Ca. 65 - 80 % av P tapes til miljøet, herav 60 % i partikulær form og 40 % i løst form. Ca. 60 - 85 % av N tapes til miljøet, herav ca. 20 % i partikulær form og 80 % i oppløst form. Av mengden som sedimenteres vil 2 - 4 % P og ca. 11.5 % N tilbakeføres til vannet i løst form. Tallene er beregnet på årsbasis og mengdene er avhengig av om sedimentet inneholder oksygen eller ikke. Det antas at mindre enn 10 % av N er tungt løslig. Totalt regnes 12.5 % av P som lite tilgjengelig, men mengden av sedimentert P, som går tilbake til vannet er usikkert og avhengig av sedimentets kjemiske tilstand. Det meste av nitrogenet slippes ut som ammonium ved ekskresjon fra fisk og er lett tilgjengelig for alger.

De fleste oppdrettsanlegg er plassert på lokaliteter med god vannutskiftning. Derfor vil løste fraksjoner raskt bli transportert vekk fra anleggene og ut i kyststrømmen. Det er bare unntaksvis påvist forhøyde konsentrasjoner av næringssalter nær oppdrettsanlegg. Dette er sannsynligvis årsaken til at det sjelden er påvist en endring av algebiomassen ved og nær anlegg. Høye konsentrasjoner av næringssalter ved et anlegg behøver ikke å medføre økt algevekst. Årsaken er rask vannutskiftning, høy selvrensing eller eventuelt ubalanse i næringsinnholdet i vannet. Dette bekreftes av norske såvel som irske og skotske undersøkelser.

Organisk materiale og næringssalter omsettes i sedimentet, og så lenge det er oksygen tilstede vil det foregå en denitrifikasjon av nitrat til fritt nitrogen. Under anaerobe betingelser viser undersøkelser at denitrifiseringen stopper helt opp. Dette medfører en akkumulering av ammonium i porevannet til konsentrasjoner som er 10 - 15 x høyere enn ubelastede lokaliteter.

Rundt alle anlegg som har fôrspill vil det samle seg villfisk og primært sei. Seien konsumerer spillfôr og undersøkelser har vist at kan oppholde seg ved anlegget i månedsvis, men det skjer stadige utskiftninger i bestanden, særlig større sei vandrer ut i Nordsjøen. Dette medfører en transport av næringssalter bort fra resipienten der anlegget er lokalisert. Belastningen fra villfisk på det enkelte anlegg er vanskelig å evaluere.

Utslipp fra fiskeoppdrett kan ha stor lokal effekt på sedimenter og fauna under anleggene. Slamlaget er karakterisert ved lav pH, lav pE, høye konsentrasjoner av H₂S og utgassing av metan. Påvirkning av faunaen er tilsvarende det som er beskrevet for belastning fra industri og husholdning.

De senere års rapporter har vist at næringssalter i marine miljøer blir effektivt omsatt i næringskjeden. I mindre grad enn i ferskvann medfører denne omsetningen oppbygging av store algebiomasser. En økende belastning av næringssalter behøver derfor ikke å føre til en tilsvarende økning i biomassen dersom resipienten har en høy selvrensningsevne. Når det i tillegg er vanskelig å finne forhøyde verdier av næringssalter på og nær oppdrettsanlegg er det å forvente at en normalt ikke kan påvise eutrofieringseffekter som følge av fiskeoppdret i norske kystfarvann.

5.2. Karakterisering av utslipp fra oppdrett

For å beregne utslippet av næringssalter fra oppdrett er det nødvendig å kjenne til produksjonen av fisk både totalt og regionalt. Produksjonsstatistikk har blitt foretatt av Fiskeoppdretteres salgslag (FOS) fram til 1990 og Fiskeridirektoratet. De endelige tallene for 1991 foreligger ikke, men i følge eksportutvalget for fisk ble det eksportert 165 000 tonn oppdrettsfisk i 1991.

I følge prognoser for de nærmeste år, som er basert på innlagt rognmengde, regner en med at produksjonen av laks vil synke fram til 1994 (111 000 tonn) for deretter å stige fram mot 1998 til 231 000 tonn.

Den offisielle salgstatistikk er imidlertid ikke god nok for beregning av total produksjon, fordi produksjonstallene blir for lave. Austreng og Åsgård (1991) beregnet den totale biomasseproduksjon i 1989 og 1990 til henholdsvis 195 900 og 199 300 tonn (Vedleggstabell A1). I den offisielle salgstatistikk var tallene 115 22 for 1989 og 150 651 tonn i 1990 (Statistisk Sentralbyrå 1992).

Den økende belastning av næringssalter (N og P) og organisk stoff fra havbruk er en følge av økt fiskeproduksjon og derav stigende fôrforbruk. Fôrforbruket vil følge variasjonene i produksjonen og miljøbelastningen av næringssalter og organisk materiale kan beregnes ut i fra produksjonsstatistikken. Produksjonstallene bør bearbeides som vist i vedleggstabell A1. slik at belastningen beregnes ut i fra total biomasseproduksjon. En slik beregning er grov og forenklet fordi den ikke tar hensyn til variasjoner i fôrtype og fôrfaktor, men viser størrelsesorden på utslippet.

En kvantitativ beregning av fôret som forurensningskilde krever en inngående kjennskap til sammensetning av fôret, fôrspillet, hva som tas opp av fisken og hva som skilles ut. En del av stoffene er vannløslige mens andre sedimenteres på bunnen der de omsettes, og taper en del av næringssaltene til vannet.

En totalberegning av fôrspillet i norsk oppdrett viser at oppdretterne er blitt flinkere og bruker mindre for enn tidligere. Den gjennomsnittelige fôrfaktor for hele landet var i 1989 og 1990 henholdsvis 1.42 og 1.35. Vedleggstabell A2 viser det samlede fôrforbruket i norsk oppdrett og de beregnede fôrfaktorer (Austreng og Åsgård, 1991).

For å beregne utslippet av næringssalter er det nødvendig å sette opp et fullstendig stoffbudsjett for fôr og fisk og ulike fraksjoner i utslippet. Austreng og Åsgård (1991) har satt opp en slike budsjetter for 1989 og 1990 (vedleggstabell A3 og A4), som er basert på en rekke forutsetninger som vil bli diskutert mer i detalj senere i rapporten.

De totale utslippene av nitrogen og fosfor ble i 1990 beregnet til henholdsvis 13 000 tonn N og 2600 tonn P. Disse utslippene representerer et gjennomsnitt for hele landet under de forutsetninger som er gitt, og viser at for hvert tonn fisk produsert får vi et totalt utslipp på 65 - 69 kg nitrogen og 13 - 14 kg fosfor.

5.3. Faktorer som påvirker sammensetningen og mengden av utslippet

5.3.1. Sammensetning av fôret

I tidligere år var det vanlig å omtale tre fôrtyper ved oppdrett av fisk, tørrfôr, mjukpellettfôr og våtfôr (Austreng, 1981, Ingebrigtsen, 1982, Austreng, 1986). I dag er det nesten utelukkende tørrfôr som benyttes og i foreliggende rapport er alle beregninger og diskusjoner basert på bruk av tørrfôr. Det finnes selvsagt oppdrettere som av praktiske og økonomiske grunner benytter våte fôrmidler, men dette betyr lite i den store sammenhengen.

Tørrfôr er gjenstand for en omfattende forskning og utvikling og nye dietter kommer hvert år. Tabell 16 viser utviklingen av tørrfôr i perioden 1975-89, og hvordan hovedkomponentene protein, fett, karbohydrater og energi har forandret seg. I hele perioden har det vært en klar tendens til en økning av fettinnholdet og en reduksjon av proteininnholdet i fôret. Karbohydratinnholdet er blitt redusert til halvparten og kaloriinnholdet er økt betydelig (Johnsen and Wandsvik, 1990).

De eldre fôrtypene representerer gjennomsnittsfôret, men de nye fôrtypene er de beste og mest tilgjengelige. I dag har fôret et høyt innhold av fett, samtidig som proteininnholdet er redusert til det som er antatt å være nær behovet. Karbohydratinnholdet er også redusert mest mulig, men tilstrekkelig til å gi fôret en god fysisk kvalitet. Fôret er blitt energirikt og mengden av N og P er også blitt betydelig redusert. Enkelte fôrleverandører har økt både protein- og fettinnholdet og redusert karbohydratinnholdet betydelig.

Tabell 16. Utvikling av fiskefôr i Norge i perioden 1975-1989 (Johnsen og Wandsvik, 1990). * pelletert fôr, ** ekstrudert fôr, *** høy-energi fôr.

Innhold %	1975*	1980*	1984**	1987**	1989***
Fett	8	15	22	26	30
Protein	58	49	45	42	40
Karbohydrater	24	20	17	15	13
Energi MJ/kg	14.8	15.3	16.6	17.6	19.2

Ved samme størrelse vil fiskens proteininnhold være meget stabilt selv om proteininnholdet i fôret endres. Austreng og Refsti (1979) varierte proteininnholdet i fôr til ørret fra 24 til 51 % men fisken beholdt hele tiden samme proteininnhold (18%) uavhengig av den tilførte mengde. Ved energiforbrenning av proteiner vil aminogruppen fra proteinene skilles ut som ammoniumioner (NH_4^+), og utskillingen av ammonium er derfor et tegn på et overskudd av protein. Det vil derfor være et ønske å redusere proteintilførselen til det som er nødvendig for fisken, og heller erstatte protein med næringsstoffer som brytes ned til CO_2 og vann og, som er rimligere i innkjøp.

All organisk belastning i fiskeoppdrett kommer fra fôret. Fôrets kjemiske sammensetning og fysiske egenskaper, en korrekt fôringsteknologi og kunnskap om fôring av fisk er derfor av største betydning for å hindre tap av fôr og næringsalter til miljøet.

For å opprettholde energinivået må det brukes mer fett av god kvalitet, som høykvalitets fiskeoljer med store mengder N-3 fettsyrer. I høyenergidietter blir karbohydratnivået redusert til den lavest mulige mengde for å opprettholde en god fysisk kvalitet på fôret. Ufordøylige bindemidler skulle ikke brukes.

Når det gjelder tørrfôr bør det ha en sammensetning som er ideell for fisken og som har fysiske egenskaper som gjør at fôrspillet blir minimalt. Med dagens kunnskap er det mulig å produsere høyenergifôr med høyt fettinnhold og redusert nitrogeninnhold (Johnsen og Wandsvik, 1990).

Hensikten med utviklingen av et slikt fôr er å gi fisken det den trenger av protein, men heller ikke mer fordi et overskudd av protein vil bety økt utskilling av ammoniakk. Derfor forsøker en å redusere det kostbare proteininnholdet til en har nådd fiskens behov. Denne verdi kjenner en ikke for laks og bare i begrenset grad for andre arter. Samtidig oppnår en bedret miljøeffekt.

Når proteininnholdet reduseres må fettmengden økes for å sikre at fisken får dekket sitt energibehov. Fettet må være av god kvalitet og korrekt sammensetning. Ny produksjonsteknologi har gjort det mulig å framstille fôr med over 30 % fett (Johnsen and Wandsvik, 1990). Karbohydratnivået er redusert til et nivå som er nødvendig for å produsere fôrpartikler med en god fysisk kvalitet. Samtidig er det viktig å ikke benytte ufordøylige bindemidler (Johnsen and Wandsvik, 1990). Det er også konstatert at hvis karbohydratinnholdet i fôret til regnbueørret øker utover 8 % vil veksten bli redusert (Alsted, 1990).

Det produseres også et fôr med høyt protein- og fettinnhold, og sterkt redusert karbohydratinnhold. Fôret er lett fordøyelig og meget energirikt. Fisken spiser derfor mindre, og fordi fôret er bedre fordøyelig vil mengden ufordøylige rester bli mindre i form av gjødsel. Utskillingen av N vil bli høyere enn miljøfôret med mye fett og redusert proteininnhold.

I følge Austreng (1989) bør en videre utvikling av fôret fokusere på behovet til fisken, og en bedre utnyttelse av fôrmidlene. Begge aspekter er viktige for å begrense forurensningene ved oppdrett, fordi fôrspill og ekskresjon representerer den største miljøbelastningen med hensyn til næringssalter og organisk materiale.

Et miljøvennlig fôr er krevende å framstille, fordi mange av egenskapene som ønskes at fôret skal ha er vanskelig å forene. I tillegg til de ernæringsmessige sider ved fôret, skal fôrpartikkelen også ha riktig synkehastighet, ikke miste viktige næringsstoffer ved lekkasje til vannet, ha god smak, være sterk nok til å tåle transport og håndtering, være lett fordøyelig og ha en ønsket nedbrytbarhet i miljøet. Fiskens kvalitet må ikke reduseres, og det er viktig å klargjøre om økt bruk av fett i dietten, på bekostning av protein, endrer fiskens fettinnhold.

Hvilke egenskaper en fôrpartikkel bør ha for å være miljøvennlig kan være forskjellig i ferskvann og sjøvann og for lukkede og åpne anlegg. Hver lokalitet og resipient har ulike egenskaper, og derfor kan det i framtiden bli ønskelig å skreddersy fôret til de enkelte hovedtyper av lokaliteter og teknologiske løsninger.

5.3.2. Fosforinnhold i fôr

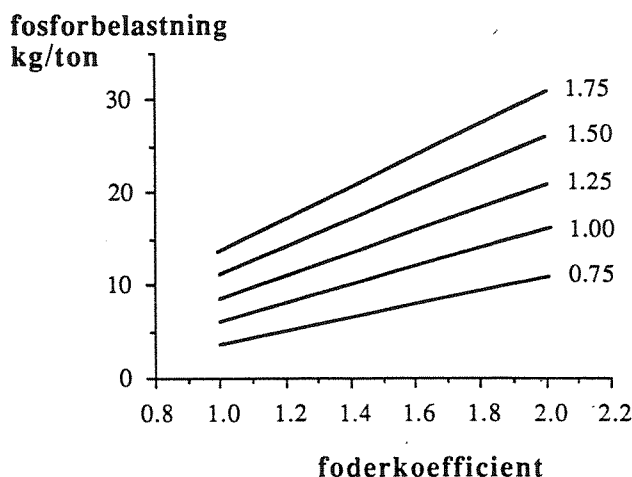
Alt fiskefôr inneholder fosfor, som er en viktig og nødvendig forbindelse for fisk, men samtidig representerer ett miljøproblem når store mengder slippes ut i vannmiljøet. Det er lettere å redusere fosforbelastningen enn nitrogenbelastningen ved optimalisering fordi fosfor er et mineral og sporelement som kun har til oppgave å dekke fiskens behov.

Fôret inneholder ulike typer av fosfor som har ulik tilgjengelighet (Ogino et al. 1979), og regnbueørret har bl.a. vanskelig for å tilegne seg fytinbundet fosfor fordi enzymet fytase savnes hos laksefisk (Lall, 1979, Ogino et al. 1979).

Det tørrfôr som benyttes i dag til oppdrett av laksefisk er utviklet gjennom mange år og gir en rimlig god tilvekst for laksefisk.

Fosforbelastningen i kg/tonn produsert fisk er avhengig av fôrets fosforinnhold og fôrfaktoren (fôrkoeffisienten) som vist i figur 55 (Mäkinen, 1991).

En av måtene å redusere belastningen til vannmiljøet er å redusere innholdet av fosfor i fôret på en forsvarlig måte. Tabell 18 viser innholdet av fosfor i en del vanlige råvarer (Crampton, 1987):



Figur 55. Fôrbelastning (kg pr. tonn produsert fisk) avhengig av fôrets fosforinnhold (%) og fôrfaktor (Mäkinen, 1991).

Tabell 18. Fosformengde i noen vanlige brukte fôringsråstoffer (Crampton, 1987).

	Gram P per kg av materialet	Gram P per kg av energiinnholdet
Fiskemel	15	4.3
Soya (ekstrahert)	6	2.5
Kjøtt og beinmel	50	24.6
Hvete	3.5	1.8
Fiskeolje	0	0

Av aktuelle råvarer inneholder soyaolje lite fosfor, men mye av fosformengden i soyaolje foreligger i form av fytinsyre, som er utilgjengelig for fisk.

I en undersøkelse over fosforsammensetningen i fiskefôr og utlekking av fosfor fra fôr og fekalier fant Petterson (1986) at der fleste fôr hadde mer enn 1 % fosfor i prosent av tørrstoff. Fekaliene innholdt 85 % vann og et betydelig høyere fosforinnhold enn tørrfôret. Både fiskefôr og fekalier innholdt minst 1/3 del lettløslig fosfor i form av fosfat. Utlekking av fosfat fra både fôr og fekalier var lite avhengig av temperatur, pH og redoksforhold, mens kalsiumbundet fosfor ikke gikk i løsning ved nøytralt eller alkalisk miljø. I surt miljø, som en vil finne i sediment under anleggene, blir også denne delen biotilgjengelig. I en undersøkelse av Petterson og Barten (1989) ble fordelingen av fosfor i 8 tørrfôr undersøkt. Den viste først og fremst fiskemelets avgjørende betydning for totalfosfor og andelen lettløslig fosfor. Valget av ingredienser i en fôrblending og kvaliteten på disse har en avgjørende betydning for fôrets totale fosforinnhold.

Ved å redusere fôrintaket ved økt fett og kaloriinnhold vil også P bli redusert (Johnsen and Wandsvik, 1990). Som en konsekvens av bedre fôrutnyttelse og en økt fordøyelse av organisk materiale i høyenergifôret, ble tapet av organisk materiale til miljøet redusert (Johnsen and Wandsvik, 1990).

5.3.3. Behov for fosfor i fisk

Det foreligger få og forskjellige tall for hva som er behovet for fosfor i fôret til laks. Akvaforsk har nylig bestemt fosforinnholdet til laks gjennom livssyklusen (Åsgård 1992), og behovet for fosfor er bestemt for liten laks i ferskvann. Fosforinnholdet til laks var i store trekk tilsvarende det Shearer (1984) fant for regnbueørret og varierer mellom 3000 og 5500 ppm, mens Wiesmann et al. (1988) bestemte innholdet til 3800 - 4500 ppm. Innholdet varierte i forhold livssyklus, fiskestørrelse og fysiologisk stadium.

Fosforbehovet for liten laks (1 - 5 g) var i underkant av 6000 mg tilgjengelig fosfor pr kg vektøkning (Åsgård 1992). Behovet er sterkt avhengig av tilgjengeligheten av fosforet i fôret, og denne må kjennes for de forskjellige fôrtyper før konsentrasjonen av nødvendig fosfor kan bestemmes.

Wiesman et al. (1988) beregnet behovet for regnbueørret til ca. 7 g. per kg. tørrstoff, og Persson (1987) beregnet den kritiske fosfortilførselen til 7.3 gram P pr. kg regnbueørret produsert. Dette er langt under mengden på 16.8 g P pr kg, som er normal tilførsel i dagens produksjon av regnbueørret (Persson, 1987).

5.3.4. Nitrogeninnhold i fôr

Fisk har ikke direkte behov for protein, men må ha tilgang på 10 essensielle aminosyrer som de ikke selv kan syntetisere. Ved å bruke protein i dietten tilføres fisken aminosyrer og energi til forbrenning, men protein er kostbart og fisken vil i tillegg skille ut nitrogen ved forbrenning av protein. Proteininnholdet i fôret blir derfor fastsatt etter fiskens behov, som varierer med art og størrelse. De fleste kommersielle tørrfôr har et proteininnhold som varierer mellom 40 og 50 %, og som er godt balansert med hensyn til aminosyrer. En reduksjon av proteininnholdet i fiskefôret krever inngående kjennskap til fiskens behov gjennom hele livssyklus, og kunnskap om fordøyeligheten til de proteiner som benyttes i dietten.

Undersøkelser av Johnsen et al. (1991) viser at nitrogenutslippet blir redusert med 35 % ved å benytte høyenergidietter med 30 % fett. Resultatet forklares med redusert fôrintak pr. kg fisk produsert og redusert nitrogeninnhold i fôret.

Ammoniuminnholdet i avløpsvannet ble redusert med 37.6 % og resultatet tydet på en bedre fordøyelse av aminosyrene. Tilsvarende undersøkelser av Roberts (1990) på regnbueørret gav samme resultat. Roberts forsøk var en sammenlikning av en høy- og en lavenergidiett, der fiskeolje ble tilsatt for å øke energiinnholdet. Fôrfaktoren ble lavere, oksygenforbruket sank, utskillingen av ammoniakk ble redusert og partikkelinnholdet i avløpsvannet ble redusert ved bruk av høyenergifôr.

I en finsk undersøkelse der våtfôr (ferskfôr) og tørrfôr ble sammenliknet i forhold til miljøbelastning, ble det funnet meget lovende resultat for våtfôret (Mäkinen & Eskelinen, 1985). Våtfôret hadde en proteinsammensetning som var mer fordelaktig enn tørrfôret. De mente også at gjennom å utvikle fôringsteknikken med våtfôr skulle man oppnå like lav belastning som med de beste tørrfôr. For å hindre at våtfôret løser seg opp må det ikke males, bare stykkes opp.

Disse undersøkelser viser klart at det ligger store miljøforbedringer i å utvikle et fôr med høyt energiinnhold, lavere P innhold og et proteininnhold som dekker fiskens behov. Karbohydratinnholdet, som i utgangspunktet er unaturlig for fisk, bør reduseres til det absolutt nødvendige. Johnsen et al. (1991) har vist at det er mulig å produsere Atlantisk laks med en ekskresjon på 30 g nitrogen, 6.7 g fosfor og 161.7 g organisk stoff pr. kg fisk produsert. Hvis disse tall skulle brukes i norsk oppdrett generelt ville forurensningen av nitrogen bli redusert med 57 %, fosfor med 47 % og organisk stoff med 57 %.

5.3.5. Proteinbehovet til fisk

Proteininnholdet i fôr og avfallsstoffer er den viktigste nitrogenkilden til miljøet. Derfor er det viktig å ha informasjon om fiskens proteinbehov og innholdet av protein i ulike fôrstoffer.

Proteinbehovet til ung regnbueørret og stillehavslaks (coho/chinook) er beregnet til 40% av tørrfôret (Wilson,1989). For Atlantisk laks mangler det nøyaktige estimat for proteinbehovet (Johnsen og Wandsvik,1990). Forsøk av Austreng (1986) beregnet proteinbehovet til ung laks til 45 %. Nyere forsøk har vist optimal vekstrespons for 100 g Atlantisk laks med 30 % protein, 28 % fett-diett, der hovedproteinkilden var lavtemperatur fiskemel (LT-mel) (Pike et al, 1990). I forsøket til Johnsen et al. (1991) var tilveksten på laksen proporsjonal med energiinnholdet i dietten som inneholdt 30 % fett og 38.2 % protein. Dette viser klart at det er mulig å redusere nitrogeninnholdet i tørrfôr med et riktig valg av råvarer samt å benytte en moderne produksjonsteknikk.

5.3.6. Effekt av fiskestørrelse på utskilling av næringssalter

Bergheim et al. (1984) påviste at utskillingen av næringssalter avtok med økende fiskestørrelse, og den negative korrelasjonen mellom belastning (g Tot-N/kg fisk) og fiskestørrelse var høy ($P < 0.001$).

Persson (1987) beregnet fosfortapet pr. tonn produsert regnbueørret, på 3 sesongers produksjon. I Perssons undersøkelser viste det seg at fôrfaktoren øker for hver sesong, med større tap for større fisk. Der er derfor viktig å ta hensyn til fiskestørrelsen i beregningene.

Ved fordelingsberegning av N skal man være klar over at proteininnholdet hos regnbueørret varierer med størrelsen. I tredje oppdrettssesong vil den store regnbueørreten ha ca. 13 % høyere nitrogeninnhold enn den lille ørreten i første vekstsesong (Persson,1987).

5.3.7. Effekt av temperatur på fisken ekskresjon

Ved synkende temperatur vil fisken spise mindre og følgelig også skille ut mindre N og P. Forøvrig er det utført relativt få undersøkelser vedrørende ekskresjon hos fisk. I en undersøkelse på brunørret fant Elliott (1976) at mengden energi som gikk tapt i gjødsel avtok når temperaturen økte og fôrmengden avtok. Energimengden som gikk tapt som ekskresjonsproduktene ammonium og urea, økte ved økende temperatur og ved avtagene fôrmengde. Stigebrandt (1986) utviklet en datamodell for utskilling av næringssalter fra fisk under ulike miljøbetingelser og fant at når man beregnet utskillingen av ammonium og fosfor pr. produksjonsenhet så fant han ingen variasjon med temperaturen, men med fiskestørrelsen.

5.3.8. Fôrspill

Tilføring av fôr representerer den største forurensningskilden i fiskeoppdrett. Korrekt fôring er vanskelig og krever lang erfaring og stor påpasselighet. Fiskens appetitt er avhengig av mange faktorer, men de fleste fôringstabeller tar bare hensyn til fiskens størrelse og vannets temperatur. I tillegg vil fisken reagere på en rekke andre faktorer som værforhold, vannets oksygeninnhold, forekomst av hydrogensulfid, ammoniakk og andre endringer i det ytre miljø. Dette gir seg utslag i fiskens adferd, som krever kunnskap og erfaring å registrere.

I tillegg til tabeller og normtall for appetitt må oppdretteren vite hvor mye fisk det er i anlegget og den enkelte merd til enhver tid. Her er det store variasjoner mellom de ulike anlegg. De færreste har virkelig god informasjon om den totale biomasse på anlegget, men ved en nøyaktig utfôring er det mulig å beregne biomassen dersom fisken er frisk og spiser normalt. Årsaken til unøyaktighetene er at mange ikke tar regelmessige stikkprøver av fiskens tilvekst. Andre sorterer ikke stor fisk og teller den sjelden eller aldri før slakt.

I fiskeoppdrett er det vanlig å beregne fôrfaktoren som antall kg fôr som er nødvendig for å gi fisken en kg tilvekst. I vitenskaplig sammenheng er fôrfaktoren lite presist begrep fordi kaloriinnholdet i ulike fortyper varierer, og derfor vil behovet også bli forskjellig. Begrepet er så innarbeidet og vanlig at en har valgt å benytte det, men det er viktig å være klar over at direkte sammenlikninger kan bare gjøres med fôr av samme energiinnhold og kvalitet.

Ved bruk av et moderne tørrfôr med et høyt kaloriinnhold er fiskens teoretiske behov ca. 0.8 kg tørrfôr pr. kg tilvekst. Behovet vil variere med kaloriinnholdet, derfor vil en korrekt beregning være å relatere behovet i energi i stedet for i mengde. De fleste oppdrettere benytter vekt av tørrfôr i forhold til produsert kvantum og i etterfølgende beregninger har vi valgt et ekstrudert fôr på 17.6 MJ/kg som en standard (jfr. Johnsen og Wandsvik, 1990, tabell 16).

Mange ulike tall for fôrforbruk og fôrspill har blitt presentert de seneste år. Ved å benytte produksjonsstatistikk viser de offisielle norske tallene at det brukes nærmere 2 kg tørrfôr pr. kg produsert laks (Vethe, 1989).

Ved å benytte nye tall for biomasse i anleggene, beregnet Austreng og Åsgård, (1991) en gjennomsnittelig fôrfaktor for hele landet på 1.42 i 1989 og 1,35 i 1990 (jfr. vedleggstabell A2).

I utslippsberegninger er det viktig at grunnlaget for beregningene kommer fram og at det presiseres hvilke tall som er benyttet i beregningene.

I 1990 ble det gjort forsøk med høyenergifôr (19.2 MJ/kg) som gav fôrfaktorer under 1.0 i praktisk oppdrett. Slike verdier er på vei til å bli normalverdier, og viser at det er mulig å redusere fôrspillet i betydelig grad.

5.3.9. Oppdrettsteknologi

Valg av oppdrettsteknologi vil også påvirke utslippet av næringsalter til miljøet fordi mulighetene til å fjerne partikler er betydelig lettere i landbaserte systemer enn i åpne merdanlegg. De fleste moderne landbaserte anlegg har sirkulære selrensende bassenger som raskt fjerner fôrspill og gjødsel fra bunnen. Dette avfallet kan fjernes med en liten del av den totale vannstrøm (5 - 15%) som renses, (Tvinnereim, 1990) mens det resterende vannet går urensset tilbake til sjøen. Ved en fôrfaktor på 1.0 - 1.2 og bruk av Unik Hjulfilter, beregnet Bergheim (1991) varierende men høye renseseffekter av total fosfor (47 - 84%), partikulært fosfor (92 - 100%), og en uventet effektiv fjerning av løst fosfat (PO_4 -

P) (28 - 52%). Ammonium ($\text{NH}_4\text{-N}$) ble i liten grad fjernet.

Det har blitt utført liknende forsøk med en rekke ulike typer filtere og mikrosiler som gir tilsvarende resultater, og viser at ved bruk av landbaserte anlegg til enten settefisk eller matfisk er det mulig å begrense utslippene og belastningene til miljøet. Eikebrokk et al. (1991) mente at det er mulig å redusere belastningen fra oppdrettsanlegg betydelig ved å behandle/rene avløpet. De antok at utslippstallene ville bli 150 kg oppløst organisk stoff pr. tonn produsert mot 400 kg i en merd, 38 kg N/tonn mot 52 kg/tonn i merder og 3 kg P/tonn mot 9 kg/tonn i merder.

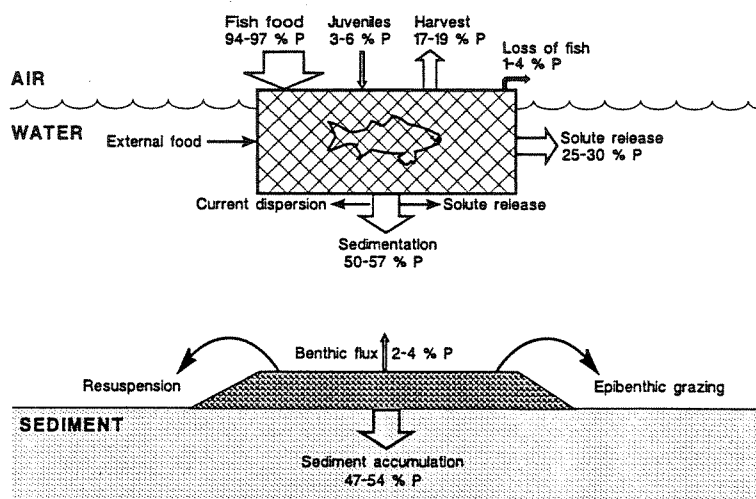
5.4. Oversikt over tap av næringsalter til miljøet

5.4.1. Uskilling og tap av fosfor

For å få en total oversikt over tap av fosfor til miljøet er det nødvendig å sette opp et budsjett som viser hva som skjer i fisken og hva som går til vann og sediment i løst og bundet form (figur 56). Det finnes flere aktuelle undersøkelser fra Norge, Sverige, Danmark og Skottland som omhandler laks eller regnbueørret. Det er en betydelig variasjon mellom undersøkelsene (Gowen og Bradbury, 1987, Persson, 1987, Håkansson et al. 1988, Langåker, 1988, Christensen og Horsted, 1991 og Holby og Hall, 1991). Den grundigste undersøkelsen er arbeidet til Holby og Hall fra Gullmarfjorden i perioden 1980-87 på regnbueørret, som danner grunnlaget for budsjettene på fosfor, nitrogen og karbon. I disse undersøkelser ble det benyttet to separate metoder i beregningen av massebalansene, fluksmetoden og akkumulasjonsmetoden, som ble sammenliknet med hverandre.

Fluks metoden ble basert på beregninger av de sesongmessige flukser (utstrømninger) av P, N og C fra fiskefôr, yngel, slakt av fisk og fisketap og på målinger av sedimentasjon og flukser fra sedimentet. Akkumulasjonsmetoden ble basert på bestemmelse av totalt inntak av P, N og C gjennom for og yngel og tap ved dødlighet, slakt og sedimentering. Det henvises til arbeidene for nærmere detaljer av beregningene for budsjettene for P, N og C (Hall et al. 1990, Holby and Hall, 1991, Hall et al. 1991).

Et massebalansebudsjett for fosfor er presentert i figur 56 som er basert på data fra Holby og Hall. (1991) og representer et gjennomsnitt for flere år og på begge beregningsmetoder (fluks- og akkumulasjonsmetoden). Tilført mengde for bidrar med 94 - 97 % P og utsetting av yngel 3 - 6%. Tilvekst av fisk tok opp 17 - 19 % og 1 - 4 % ble beregnet som tap ved fiskedød. Tapet til miljøet ble beregnet til totalt 78 - 82 % og av dette var 50 - 57 % i form av sedimenterbart materiale. Tilbakeføringen av fosfor fra sediment til vann var 2 - 4 %. Ca. 25 - 30 % gikk ut i oppløst form.



Figur 56. Massebalanse av fosfor (P) i et oppdrettsanlegg med fluks- og akkumulasjonsmetoden. Ukvantifisert piler repreenterer prosessen som kan være feilkilder i massebalansen. Prosentangivelsen er % av total fosfor som tilføres anlegget (fôr + ungfisk). Etter Holby og Hall (1991).

Resultatene til Holby og Hall er i god overenstemmelse med andre undersøkelser som bekrefter at tap av fosfor til miljøet ligger i størrelsesorden 77 - 88 %. I undersøkelsene fra Gullmarfjorden ble det beregnet en fôrfaktor på 2.0 - 2.14 og dette er betydelig høyere enn det som vi kan forvente idag.

I Danmark gjennomførte Christensen og Horsted (1991) (tabell 18) meget grundige undersøkelser i Hirtshals og Asnæsværkets Fiskeopdræt. På begge steder var tildelingen av for under meget god kontroll med fôrfaktorer i området 1.02 - 1.31 og innenfor rammen av Miljøministeriets strenge grenser.

Den største forskjellen fra disse forsøk og undersøkelsene til Holby og Hall i Gullmarfjorden var det lave fôrspillet. Dette førte til at en en betydelig større del av fosforet (27 - 35 %) ble innebygget i fisken (tilvekst).

Tabell 18. Oversikt over fordelingen av nitrogen (N) og fosfor (P) fra forsøk med regnbueørret (282 -3282 g) ved fiskeribiologisk institutt, Hirtshals. Tallene er beregnet på årsbasis og i % av tilført mengde. Tallene i parentes er beregnet i % av mengden som skilles ut totalt (summen av oppløst og partikulært (Christensen og Horsted, 1991)).

Næringsstoff	Tilført mengde fôr	Innebygget i fisken	Fekalier og fôrspill %	Utskilt i oppløst form %
N	100 %	30 - 39 %	13 - 15 (20 - 23)	49 - 56 (77 -80)
P	100 %	27 - 35 %	38 - 45 (59 - 61)	27 -29 (39 - 41)

De viste at ca. 27-29 % av fosforet ble frigjort i oppløst form, og ca. 38 - 45 % i partikulær form. De danske tallene er i god overenstemmelse med norske undersøkelser (Langåker, 1988) på smolt og settefisk av laks og ørret. De forskjeller som en ofte finner mellom ulike undersøkelser skyldes bruk av høyere fôrfaktorer og større fôrspill.

For hvert tonn fisk som produseres vil 10 - 15 kg fosfor slippes ut i vannet, og det utgjør ca. 75 % av den totale tilførte mengde. Av dette vil ca. 60 % være i fast form og resten i løst. Ytterligere mengder fosfor vil frigjøres fra sedimentene etter en viss tid. Mengden som tilføres vannmiljøet vil være noe forskjellig i de ulike land, avhengig av fôrets sammensetning, fôringsrutiner og miljøet på stedet.

5.4.2. Utskilling og tap av nitrogen

Utskilling av nitrogen fra fisken skjer i hovedsak over gjellene ved forbrenning og omsetning av protein. I undersøkelsen til Hall et al. (1991) ble det vist at 27 - 28 % av nitrogenet gikk til tilvekst, tap av fisk (dødlighet) utgjorde 2 - 5 %, mens det totale tap til miljøet ble beregnet til 67 -71 (figur 57). Av totaltapet gikk det meste ut i oppløst form (72 - 83 %) som utgjør 48 % av tilført nitrogenmengde. Sedimentert mengde var 23 % av tilført nitrogen og 1- 3 % av dette blir resuspendert. Hvis en derimot betrakter massebalansen på en sesongmessig basis vil 11.5 % av nitrogenet som sedimenteres bli frigjort i oppløst form til vannet ovenfor (figur 57b, Hall et al, 1991).

Resultatene fra Hall og medarbeidere er i god overenstemmelse med andre undersøkelser. Fra 2/3 til 3/4 deler av nitrogenmengden som kommer fra fôret tapes til miljøet (Gowen and Bradbury 1987, Persson 1987). Det vil si at mellom 20 og 30 % protein avleires som tilvekst i fisken. Christensen og Horsted (1991) viste at 30 - 39 % av proteinet gikk til vekst og forklarte de høye verdiene med et lavere fôrspill og bruk av fôr med lavere proteininnhold. Resultatene viser at avleiringen av protein vil variere med fiskestørrelse, fôr kvalitet og fordøyelse.

De danske undersøkelsene er i overenstemmelse med resultater av Langåker (1988). Langåker fant at ved lite fôrspill (3%) vil 32 % av proteinet gå til vekst og totalt 68 % skilles ut. Av de 68 % fordeler 12 % seg til feces (gjødning) mens de resterende 53 % ble skilt ut over gjellene. Hvis vi regner ut det som går tapt som 100 % vil 75 -80 % skilles ut over gjellene, som ammonium (hoveddel). Av øvrige stoffer vil det skilles ut urea, trimetylaminoxid og andre stoffer (urin), herav 15 - 20 % i feces. Resten er direkte fôrtap, som i praksis er uungåelig.

Det betyr at det meste av nitrogenet foreligger i løst form og bare 10 -25 % i partikkelform som bindes til slammet. (Jensen og Solberg, 1984, Enell, 1987, Persson, 1986, Hall et.al 1987).

Ved fôropptak vil utskillingen av ammonium dominere (Brett og Groves, 1979), mens ved sulting vil mengden av urea øke kraftig (Brett og Groves, 1979, Fromm, 1963). Mengdene vil variere avhengig av forsøksbetingelser, fôrtype, art og størrelse, men i grove trekk vil fordelingen bli som beskrevet.

Totalt sett antas at ca. 70 % eller mer av det nitrogen som tilføres fra fôret går tapt til miljøet. Hvis vi også tar med det tap som finner sted fra slammet under oppdrettsmerdene vil mer enn 80 % gå i løsning og hovedsaklig i form av ammonium som er lett tilgjengelig for algevekst. Omregnet i kg vil det for hvert tonn fisk produsert tilføres 70 - 90 kg nitrogen til vannet. I likhet med fosfor vil det være visse variasjoner som følge av ulike fôrtyper, varierende erfaring og ulikt miljø.

5.4.3. Utskilling og tap av karbon

Organisk karbon og nitrogenforbindelser danner hovedbestanddelen av avfallet fra fôr og feces. De store mengdene med organisk innhold kommer i tillegg til det naturlige nedfallet (fra plante- og dyrerester), og har en kraftig effekt på sedimentene og økologien til de bunnlevende organismene (Fenchel og Riedl, 1970, Pearson og Rosenberg, 1978, Aure et al. 1988.).

Oppdrettsanlegg frigjør oppløst organisk materiale til vannet, men på grunn av den hurtige sedimenteringen av fôrspill og feces er det urimlig å forvente at disse partikler taper karbon ved å gå i løsning eller ved mikrobiologisk aktivitet (Collins, 1983 cit. Gowen og Bradbury, 1987).

Målinger som er gjort av Penczak et al, (1982) tyder på at ca. 30% av fekalieene består av karbon, mens nitrogen og fosfor representerer henholdsvis 4 % og 2 %.

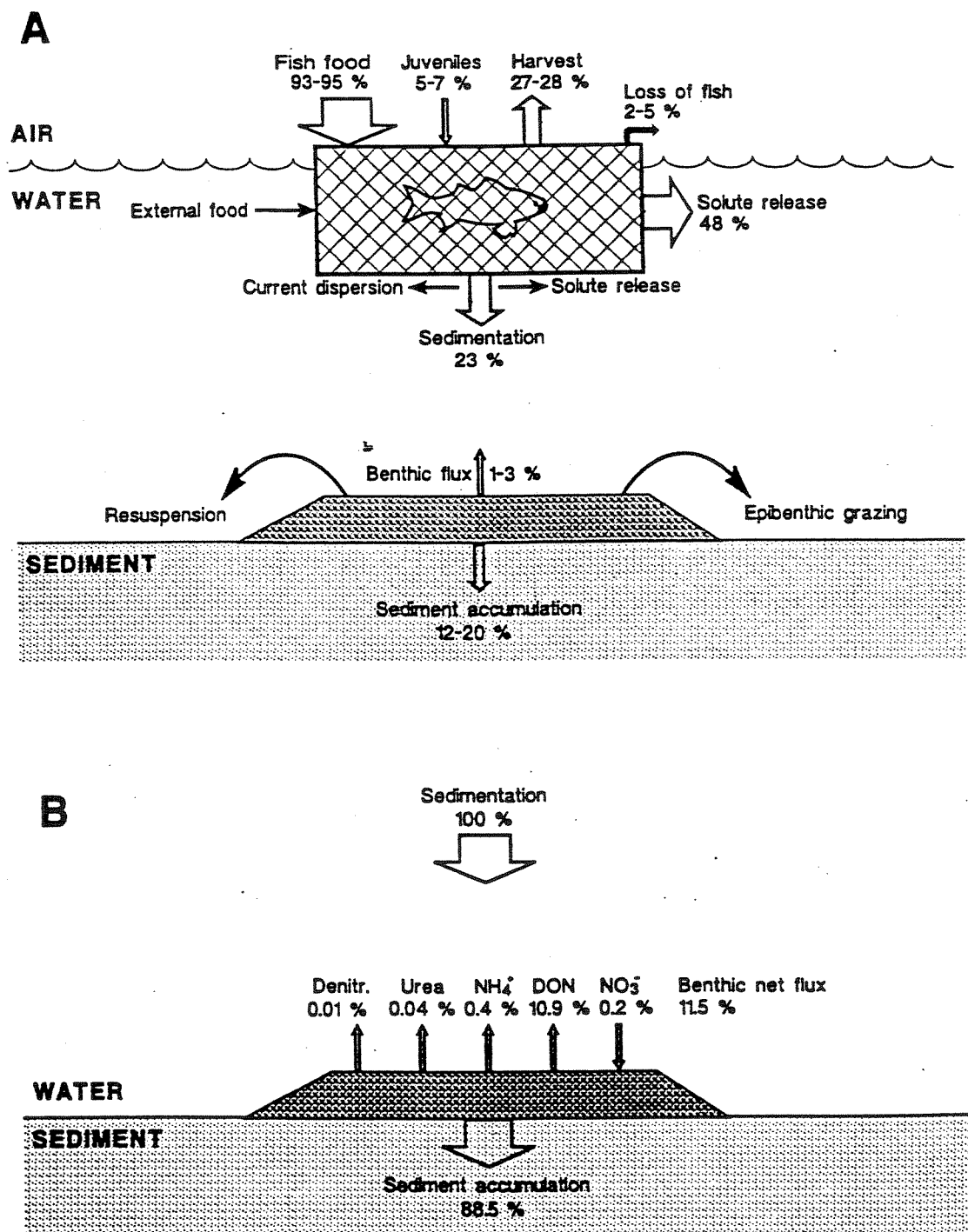
En rekke undersøkelser har påvist en kraftig sedimentasjon under anleggene. Ervik et al. 1985 fant årstidsvariasjoner i sedimentrater under oppdrettsanlegg mellom 50 og 300 g TS/m²/år. Dette tilsvarer en årlig sedimenttilvekst mellom 10 cm og 60 cm. Braaten et al. (1983) registrerte en sedimentering på 8-10 cm i løpet av 33 dager i anlegg på Vestlandet, Enell og Løf (1983) målte 17-26 g tørrstoff/dag i ferskvannsanlegg, og tilsvarende verdier ble funnet av Merican og Phillips (1985). På anlegg i Skotland og Japan (Beveridge, 1987) ble det målt sedimenteringsrater fra 4 til 203 g tørrstoff pr. m² pr. dag.

En av de grundigste undersøkelser av massebalanse ble utført av Hall et al. (1990) og er omtalt tidligere i rapporten (kap. 5.3.1).

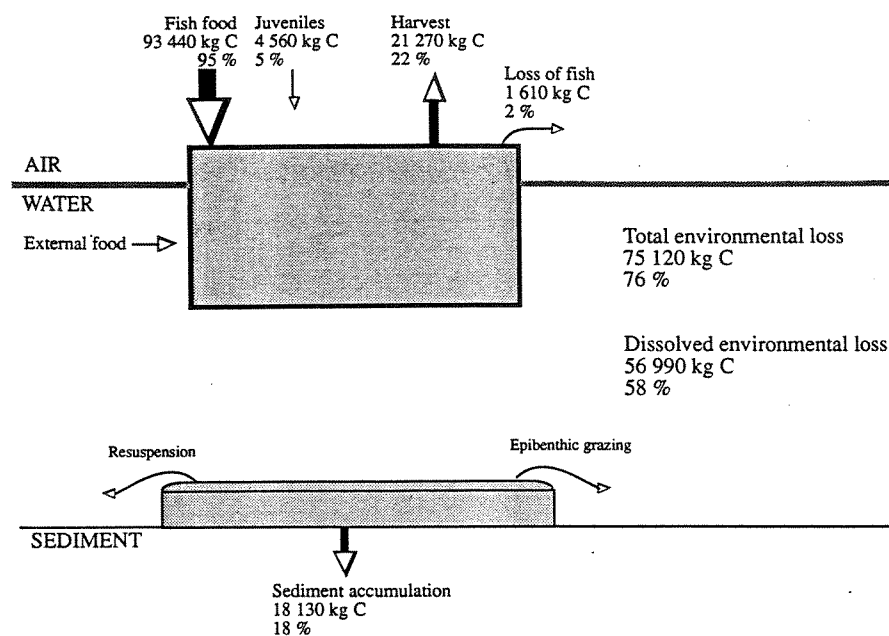
Hall et al. 1990 beregnet et totalt tap til miljøet på 878 - 907 kg karbon pr tonn fisk produsert. Dette tilsvarer 75 - 78 % av den totale tilførte mengde karbon til anlegget. Beregningene representerer et gjennomsnitt av tre vekstsesonger, og av denne mengde var 58 % i løst form og 18 % sedimentert. Av det som akkumulerer på bunnen vil 97 % bli liggende mens ca. 3 % går tilbake i ulike tilstander (figur 58).

Ca. 22 % av tilført mengde karbon ble lagret i fisken som tilvekst, og 2 % ble beregnet tapt ved dødlighet.

Tilsvarende undersøkelser i Polen i ferskvann (Penczak et al. 1982) gav et noe lavere tap (750 kg C/tonn fisk produsert), mens skotske undersøkelser (Phillips et al. 1985) fant helt tilsvarende verdier.



Figur 57. Nitrogenbalanse i merdoppdrett som er laget på grunnlag av fluksmetoden og akkumulasjonsmetoden. Fish loss er fiskedød og tap av fisk. Piler som ikke er angitt med tall representerer mulige feilkilder i massebalansen. Aktuelle tall for hver massebalanseberegning er gitt i originalarbeidet. (A) Prosent er beregnet ut i fra total nitrogen inntak i anlegget (fôr og ungfisk). Utvalget av verdier representerer sesongmessige variasjoner (1985, 1986, og 1980 til 1986). (B) Prosent angir % av total nitrogen tilførsel til sedimentet for vekstsesongen 1985 (Hall et al. 1991).



Figur 58. Budsjett for karbon i et merdanlegg for regnbueørret fra Gullmarfjorden, Sverige i perioden 1980 - 1986. Budsjettet er beregnet ved hjelp av akkumulasjonsmetoden gjennom 7 sesonger. Fisketap er definert som død og rømming. Ikke kvantifiserbare piler representerer prosesser som er mulige feilkilder. Prosentangivelsen er % total tilførsel av karbon til anlegget (sum av fiskefôr og ungfisk). Fra Hall et al. (1990).

5.4.4. Beregning av tap

Det totale tap av fosfor til miljøet ved oppdrett av fisk kan beregnes ved hjelp av massebalanselikninger (Stigebrandt, 1986, Persson, 1987), som er lagt inn i dataprogram. I programmet kan brukerne legge inn variasjon i miljøet og fiskestørrelse. Beregningene forutsetter at de ulike komponentene i likningene er kjent. De viktigste faktorene er innholdet av P (og N) i fôr og fisk, og fôrfaktoren. Det finnes også flere empiriske likninger som beregner utslippet når vi kjenner innholdet av P i fôret og fisken (Crampton, 1987, Håkansson et al. 1988, Mäkinen, 1991). Likningen er generell for både N og P.

Innhold i gram av P pr. kg fiskevekt $L =$

$$L = \text{fôrfaktor (FR)} * \text{Fôr (innhold P)} - \text{Fisk (innhold P)}$$

I et fôr som inneholder 1.1 % P (11 gram pr. kg), og det benyttes en fôrfaktor på 1.2, og fisken inneholder 3.8 gram fosfor pr. kg, vil vi få:

$$L = 11 * 1.2 - 3.8 = 9.4 \text{ gram P pr. kg tilvekst.}$$

I disse beregningene tas det ikke hensyn til hvilken kjemisk form fosfor har i fôret og løsligheten i vann. Beregningene vil angi størrelsesordenen men ikke den absolutte verdi.

5.5. Tilgjengeligheten av næringsalter for alger

Hvor stor del av det tilførte fosfor som er tilgjengelig for algevekst er det uenighet om. Persson (1988) analyserte data fra 10 felt- og laboratoriarbeider og fant indikasjoner på at mindre enn 40 % av fosforet forble i slammet. Det resterende gikk tapt i løst form, men variasjonene var store. De viktigste komponentene som er tilgjengelige for algevekst er de lett løslige. I fiskefôr og fekalier er det i følge Pettersson (1986) og Persson (1987) store variasjoner i løslighet, men det er bare den del av fosforet, som er bundet til kalsium (løslig i saltsyre), som regnes som uløslig under vanlige betingelser. Totalt er ca. 12.5 % lite biologisk tilgjengelig fosfor, mens resten er potensielt tilgjengelig for alger. I fiskefekaliene finnes ca. 1/3 (33 %) lite biologisk tilgjengelig fosfor.

Ved all form for oppdrett vil det bli fôrspill og fosfortapet vil utgjøre en blanding av løslige komponenter fra fôret og fosfortap fra fiskens gjødsel. Persson (1987) presenterte 3 ulike metoder for å beregne fosfortapet og konkluderte med at mer enn 60 % av det totale fosfortap ville være i løst form. De danske forsøkene viste at 40 % av fosforet som ble frigitt til vannet var i løst form og 60 % i partikulær form.

Både ammonium og urea er lett tilgjengelige som næring for planktonalger. I naturen spaltes urea raskt og omdannes til ammonium (Persson, 1987). Dersom vi antar at den tungt løslige nitrogendelen ikke overstiger 10 % vil den algetilgjengelige delen utgjøre minst 75 % av det totale nitrogentapet. Denne delen kan øke ytterligere dersom slammet inneholder fôrpartikler som er lett nedbrytbare (Persson, 1987). Pettersson (1986) observerte at ca. 1/3 del av nitrogenet i fekalier forsvant i form av ammonium i løpet av en uke i et utskillingeksperiment, og at lekkasjen var enda større fra fôrpellets.

Orenius (1981 cit. Henriksson, 1989) har gjennom anrikningsforsøk undersøkt hvordan et fiskeoppdrett i brakkvann påvirket primærproduksjonen av fytoplankton. I samtlige forsøk av avløpsvann fra våtfôr og tørrfôr fikk han meget markant økning av primærproduksjonen i løpet av få døgn. I de tilfelle hvor innholdet av ammonium var lavt var produksjonen også mindre.

Totalkonsentrasjon av nitrogen og fosfor og totalt N:P-forholdet i vannmassene gir ikke direkte informasjon om tilgjengeligheten av elementene for algevekst, men det totale N:P - forholdet kan gi grove indikasjoner på den relative tilgjengeligheten av elementene. Silisium kan være begrensende for kiselalgene, men ikke for systemet som helhet (Vadstein et al. 1990).

Ut i fra litteraturdata og informasjoner om sammensetningen av fiskefôr, ekskresjon fra fisk og utlekking fra fôr og fekalier kan vi konstatere at store mengder næringsalter er lett tilgjengelige for alger. For både N og P vil 70 - 80 % av tilført mengde tilføres miljøet. For nitrogen vil størstedelen skilles ut i form av ammonium og en del som urea. Begge er lett tilgjengelige. For fosfor vil ca. 40 % være i løst og lett tilgjengelig form, mens resten vil sedimenteres, og kan frigjøres etter enn viss tid (jfr. kap. 5.5.5)

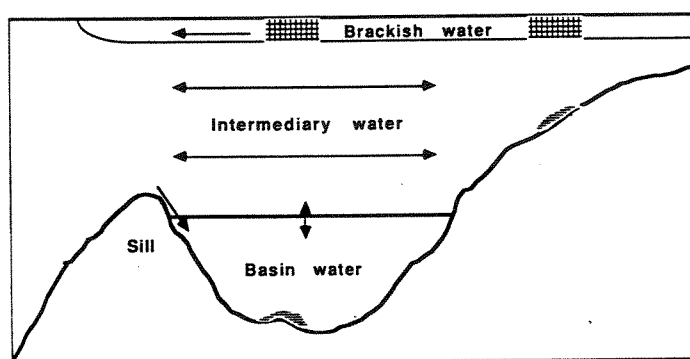
5.6. Hva skjer med næringsalter og organisk avfall

5.6.1. Transport av næringsalter ved fysiske prosesser

Når en kjenner faktorer som det totale vannvolum, overflatearealet, graden av vannfornyelse og vertikal fordeling av vannmassene (saltholdighet, temperatur og tetthet), er det mulig å beregne eutrofieffektene i norske fjorder (Aure og Stigebrandt, 1989, 1990).

I en undersøkelse som omfattet 30 fjorder i Møre og Romsdal konkluderte de med at effektene fra fiskeoppdrett var små og ubetydelige i de øvre vannlag. Årsaken til dette er følgende.

En fjord har vanligvis tre adskilte vann typer som fordeler seg over hverandre i adskilte skikt (figur 59).



Figur 59. Prinsippskisse av en typisk norsk fjord med tre vannskikt (Aure og Stigebrandt, 1990).

Ved overflaten finnes et brakkvannskikt med redusert saltholdighet, som skyldes tilførsel av ferskvann fra elver og bekker. Tykkelsen av skiktet er avhengig av ferskvannstilførselen, vindhastighet, overflateareal og bredden på fjordens munning.

Under overflateskiktet og ned til terskeldypet er et intermediært vannlag. Dette lag har de samme egenskaper som vannet utenfor fjorden.

Den tredje vann typen er bassengvannet som i perioder kan være stagnerende. Det er tyngre enn de ovenforliggende lag, men blir etterhvert lettere på grunn av vertikale blandingsprosesser. Tilslutt skiftes det ut med tyngre bunnvann (saltene og kaldere).

Vannutskiftningen mellom fjorden og vannet utenfor foregår ved hjelp av tre prosesser, 1) Den estuarine sirkulasjon, 2) Tidevannspumping, og 3) En pumpeeffekt, som drives av et ytre tetthetsfelt (intermediær sirkulasjon).

Ved den estuarine sirkulasjon flyter overflatelaget ut, mens kystvann strømmer inn fjorden under overflatelaget (jfr. Stigebrandt, 1981).

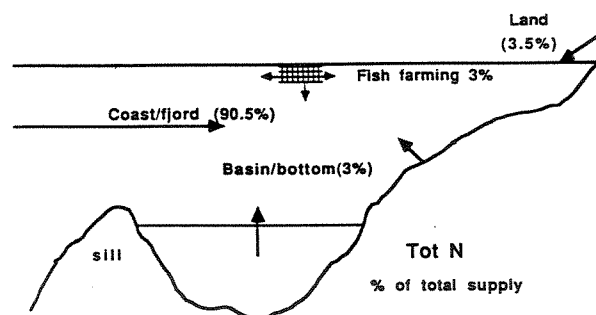
Tidevannspumpen er avhengig av fjordens topografi. Den teoretiske mengde vann som skiftes ut er proporsjonal med overflaten til fjorden og tidevannsforskjellen (jfr. Fisher et al. 1979).

Den tredje effekten, den intermediære sirkulasjon, er typisk for Skandinavia og skyldes i hovedsak den kraftige vertikale lagdeling og sambandet med vinden som blåser langs kysten. Dette skaper såkalt "upwelling" og "downwelling" av vann. Den intermediære sirkulasjon er kraftig og i Møre og Romsdal er den av størrelsesorden 30 - 100 m³/s pr. km² overflateareal av fjorden.

Disse tre mekanismer sørger for en meget rask utskiftning av overflatevannet og vannet i det intermediære skikt): ned til terskeldypet, og sørger for å holde en likevektsbalanse mellom fjordvannet og kystvannet. Dette betyr i praksis at i løpet av kort tid (noen dager) kan hele fjordens øvre vannskikt være skiftet ut med kystvannet utenfor. Selv med store utslipp både fra land og fra fiskeanlegg vil næringsalter raskt bli ført ut av fjorden og inn i kyststrømmen der de blandes og fortynnes.

I fjorder med grunnere terskler og et lite munningsareal (poller) vil disse ovenfor beskrevne prosesser ha mindre betydning, og det kan oppstå lokale problemer.

Hvis det settes opp et regnestykke der alle tilførsler inn og ut av en fjord tas med (fig.60) så ser en at svigningen i tilførsler inn og ut fjorden er større enn en faktor på 20 i forhold til alle andre kilder. Derfor vil forholdene over terskeldypet være tilnærmet lik de vi finner i kystvannet utenfor.



Figur 60. Typiske relative tilførsler (%) av nitrogen i norske fjorder (Aure og Stigebrandt, 1990).

På grunnlag av denne kunnskap er det ikke overaskende at det bare unntaksvis er funnet forhøyde konsentrasjoner av næringsalter i og nær oppdrettsanlegg.

5.6.2. Opptak i alger og bakterier - biologisk selvrensning

Den evnen vassdrag, fjorder og havsystemer har til å omsette og binde opp næringsalter og andre kjemiske forbindelser uten at større endringer oppstår i økosystemet er definert som systemenes selvrensningsevne (Vadstein et al. 1990). Prosessen er i følge forfatterne en selvfornyende ressurs som må kunne brukes på linje med sollys, vind- og vannkraft og består av fysiske, kjemiske og biologiske prosesser. Prosessen er helt sentral i vurderingen av effekten av næringsaltutslipp og hva som skjer i med alger, bakterier og andre organismer som tar opp og utnytter utslippene av N og P.

Høy selvrensningsevne er karakterisert ved lave algebiomasser pr. total mengde næringsalt i den eufotiske sone. Dette er avhengig av høye omsetningshastigheter for algebiomassen gjennom effektiv beiting, sedimentasjon eller fysisk fortykning. Lav selvrensningsevne er karakterisert ved høye algebiomasser pr. total mengde næringsalt, samt lavere veksthastighet og langsomme tapsprosesser for algene. Vadstein et al. (1990) beskriver forholdet ved et sett av likninger.

En annen viktig gruppe i de frie vannmasser er bakterier som har gjennomgående samme funksjon som alger i omsetningen av næringssalter. De konkurrerer med algene om både fosfor og nitrogen (Thingstad 1987, Vadstein et al. 1988, Vadstein og Olsen 1989). Bakterienes funksjon som konsumenter av næringssalter skyldes at de har høye krav til nitrogen og spesielt fosfor.

5.6.3. Tilvekst, beiting og tap av alger

For å bestemme et algesamfunns maksimale spesifikke veksthastighet burde man kjenne de enkelte arters maksimale hastighet under aktuelle miljøbetingelser, men en slik oppgave er uoverkommelig. For marine farvann har det vært to hovedhypoteser om hva som kontrollerer biomassen, lys/næringsforhold eller beiting fra dyreplankton. En rekke undersøkelser har vist at alger i marine miljøer vokser med hastigheter nær det maksimale, og høye veksthastigheter blir balansert av tilsvarende høye tapsrater. I sin oversikt konkluderer Vadstein et al. (1990) med at en betydelig del av primærproduksjonen vil sedimentere ut av den produktive sonen, men i sommerperioden vil dette normalt ikke være en betydelig tapsprosess.

Derimot er beiting av alger en meget viktig prosess og skjer både av makroplankton som copepoder og mikroplankton av størrelse 20 - 200 µm og i hovedsak ciliater. Ciliater er encellede dyreprotozoer. En annen viktig gruppe av protozoer er flagellater som beiter på bakterier og de minste algene. Vadstein et al. viser til undersøkelser der en konkluderer med at en betydelig del av primærproduksjonen beites av mikroplankton og i enkelte kystnære lokaliteter beites 70 % av fytoplanktonet ned av tinntinider (en type ciliat). Det konkluderes med at mikroplankton er viktigere beitere enn copepoder i kystnære farvann, mens de to gruppene er jevnbyrdige i åpent hav.

5.6.4. Regenerering av næringssalter

Dyreplanktonet tar opp næringssalter gjennom føden og skiller ut det overskuddet av elementet som ikke anvendes til egen vekst og reproduksjon. Den frigjorte mengden eller regenereringen utgjør:

Frigjort = Spist - Inkorporert i ny biomasse

Mesteparten av det nitrogenet og fosforet som frigjøres av dyreplanktonet er direkte tilgjengelig for algevekst (Olsen og Østgaard, 1985, Olsen et al. 1986). Fosfat utgjør normalt mer enn 50 % av de frigjorte fosforforbindelsene. I tillegg kommer et vidt spektrum av organiske forbindelser som finnes i føden til dyrene. Under 10 % av fosforet, som frigjøres, vil normalt være utilgjengelig for alger og bakterier (Vadstein et al. 1990).

Nitrogen blir hovedsaklig frigjort som ammonium og urea, som begge er lett tilgjengelig for alger. Det er en kjent sak at elementsammensetningen i alger kan være svært variabel, men har i gjennomsnitt ett C : N : P - forhold på 43 : 7.2 : 1 som er identisk med Redfield-forholdet. Redfield konstaterte at partikulært materiale hadde en relativt konstant sammensetning, uavhengig av havområde, der C:N:P - forholdet var 41:7.2:1.

Dyreplanktonet viser derimot liten variasjon i P:C og N:C-forholdet for den enkelte art (Olsen og Vadstein 1989). Ciliatene derimot har 3 - 7 ganger høyere fosforinnhold enn copepodene. Dyreplanktonets konstante N og P forhold er uavhengig av føde (Andersen og Hessen, 1988) og medfører at N:P - forholdet i frigjorte forbindelser blir systematisk forskjellig fra føden.

5.6.5. Sedimentering og omsetting av næringssalter og organisk stoff i sedimentet

Overgangslaget mellom sediment og vann er det området i naturlig vann der forskjellene i fysiske, kjemiske og biologiske egenskaper er størst (Santschi et al. 1990). Det er også et sted hvor biologiske og kjemiske omdannelser er aktive og som forårsaker en sirkulering av ulike stoffer over sediment-vann grenseflaten (bentisk fluks). Stor sedimentasjon av reaktivt organisk karbon, kombinert med fravær av bioturbasjon (graving i sedimentet av dyr), ser ut til å gi meget gode forutsetninger for de meget lave pH-verdier som finnes under mange oppdrettsanlegg (Schaanning, 1991). De endelige biproduktene fra mineraliseringen av organisk materiale er karbondioksyd, ammonium, ortofosfat og under reduserende forhold, hydrogensulfid.

Så lenge det er oksygen tilstede i overflatesedimentet vil det organiske materialet bli nedbrutt av oksygen. For hvert mol organisk materiale vil det frigjøres 16 mol NH_4 og 1 mol PO_4 til porevannet. Når ammonium dannes vil det partikulære organiske nitrogenet bli hydrolisert og oppløst organisk nitrogen vil bli produsert. Peptider, aminosyrer og urea blir deaminert og det dannes ammoniakk. På samme tid som det partikulære nitrogenet dekomponeres vil det foregå en autolyse av alger og en ekskresjon fra makrofytter og bentisk fauna som bidrar til dannelsen av ammonium (Enoksson & Samuelsson, 1987, Holby, 1991).

Når oksygen er tilstede blir ammonium oksydert til nitrat i to trinn. Først til nitritt av ammoniumoksyderende bakterier (*Nitrosomonas*) og deretter av nitrittoksyderende bakterier (*Nitrobacter*). Nitrifikasjonen foregår sannsynligvis på overflaten til partikler (Jahnke, 1985) og krever oksygen for at prosessen skal foregå. Det neste ledd i prosessen er denitrifikasjon av nitrat NO_2 til NO , N_2O og N_2 (fritt nitrogen). Denne prosessen skjer under anoksiske eller nesten anoksiske betingelser ved hjelp av fakultativt anaerobe bakterier. Ved kontinuerlig oppdrett er sedimentasjonen så kraftig at det raskt vil oppstå anoksiske betingelser som vil hindre nitrifikasjonsprosessen. Det er også mulig at nærvær av sulfid vil hindre denitrifiseringsprosessen (Seitzinger, 1988).

I sedimenter under oppdrettsanlegg påviste Kaspar et al. 1988 at denitrifikasjonen under oppdrettsanlegg avtok sterkt sammenliknet med omkringliggende sedimenter, og var fraværende under anlegget. Det viste seg at de denitrifiserende enzymer var totalt fraværende ned til 6 cm dybde. Fraværet av denitrifikasjon vil bidra til at innholdet av NH_4 blir høyere enn det som er vanlig å finne i marine sedimenter, og dette ble påvist i undersøkelser av Schaanning (1991). Forsøk på nedbrytning av organisk materiale i marine sedimenter har vist betydelig ammoniumanriking i porevannet kort tid etter sedimentasjon (Schaanning et al. 1990). I undersøkelsen på oppdrettsanlegg påviste Schaanning (1991) sammenhengende hinner av slimlag over slamhaugene, som reduserte fluksene av CO_2 og PO_4 fra sedimentet og gav et totalt opphør av ammoniumfluksen. Schaanning konkluderte med at stor tilførsel av fôrspill, med høyt innhold av omsettelige proteiner, kombinert med liten frigjøring av ammonium til vannmassene er den mest sannsynlige årsak til den observerte ammoniumanrikningen i porevannet. Ammoniumverdiene var 10 - 15 x høyere enn på kontroll-lokaliteter.

Schaanning (1991) påviste også at konsentrasjonen av ortofosfat var omlag 5 x høyere enn i tilstøtende anoksiske terskelbassenger. I overgangssonen mellom slamlag og den opprinnelige sjøbunnen påviste han en økning av fosforinnholdet som kan forklares med kjemisk omdanning av kalsitt (CaCO_3) til apatitt ($\text{Ca}_{10}(\text{PO}_4)_6(\text{OH})_2$). En konsekvens av en slik prosess vil være at sedimentene under slamlaget virker som en felle for en del av fosfatutslippet fra anlegget.

Enoksson, (1987) konkluderte med at sedimenter med mudder var mindre villig til frigjøre fosfat enn sedimenter med sand. På den annen side er det også påvist at fosfor som er forbundet med jern og aluminium lettere blir frigjort under anoksiske betingelser (Yamada and Kayama, 1987), mens den organiske delen ikke ble påvirket. Caracao et al. (1989) viste at frigivelsen av fosfor fra sedimentene var korrelert med sulfatkonsentrasjonene. I følge Holby (1991) betyr dette at labile former av fosfor

vil bli ekstrahert ut av sedimenter i marine systemer.

5.6.6. Omsetting av næringsalter og organisk stoff ved villfisk

Villfisk er påvist i større og mindre grad rundt de fleste oppdrettsanlegg (Carss, 1990, Christensen og Horsted, 1991), samt på en rekke norske anlegg (Larsen, 1992). I marine anlegg var det bare sei som hadde rester av tørrfôr i maven (Carss, 1990), men hvor mye som ble konsumert av fôrspillet er ikke kjent. I norske anlegg (Larsen, 1992) ble det påvist at en kjernebestand av sei oppholder seg ved anlegget i månedvis. Men det skjer stadig utskiftninger i bestanden og stor fisk vandrer ut og liten inn. Anlegget besøkes også jevnlig av fisk som har tilholdssted på andre lokaliteter, og det er påvist vandring av sei mellom oppdrettsanlegg. Torsk ble også påvist på anleggene. Når seien forlater anlegget vandrer den hurtig over avstander og blir fisket f.eks i Nordsjøen.

Hvis fisken oppholder seg rundt anlegget kan vi anta at uskilling og fordøyelse av næringsalter, fordelt på partikulær og fast form, følger samme mønster som beskrevet for laksefisk. I danske farvann var det mest fisk rundt anleggene i perioden august-september, i den tid på året der fôringen og følgelig fôrspillet er størst (Christensen og Horsted, 1991).

En jevn bestand av villfisk rundt et oppdrettsanlegg vil redusere belastningen på sedimentene, men det er usikkert hvilken rolle denne faktor har for det totale næringsaltbudsjett. Bedre fôringsrutiner vil bety at mindre mengder villfisk blir tiltrukket av anleggene og vil følgelig redusere effekten av villfisks rolle i totalbudsjettet.

5.7. Konsekvenser for miljøet

5.7.1. Effekter av næringsalter og organisk utslipp på flora og fauna

Perifytonundersøkelser har vist seg å være godt egnet for undersøkelse av næringsaltbelastning fra fiskeoppdrett og gir et bilde av størrelsen til influensområdet. Metoden egner seg best for sjø og havområder, og gir informasjon om belastning over en betydelig lengre tidsperiode enn bare vannprøver.

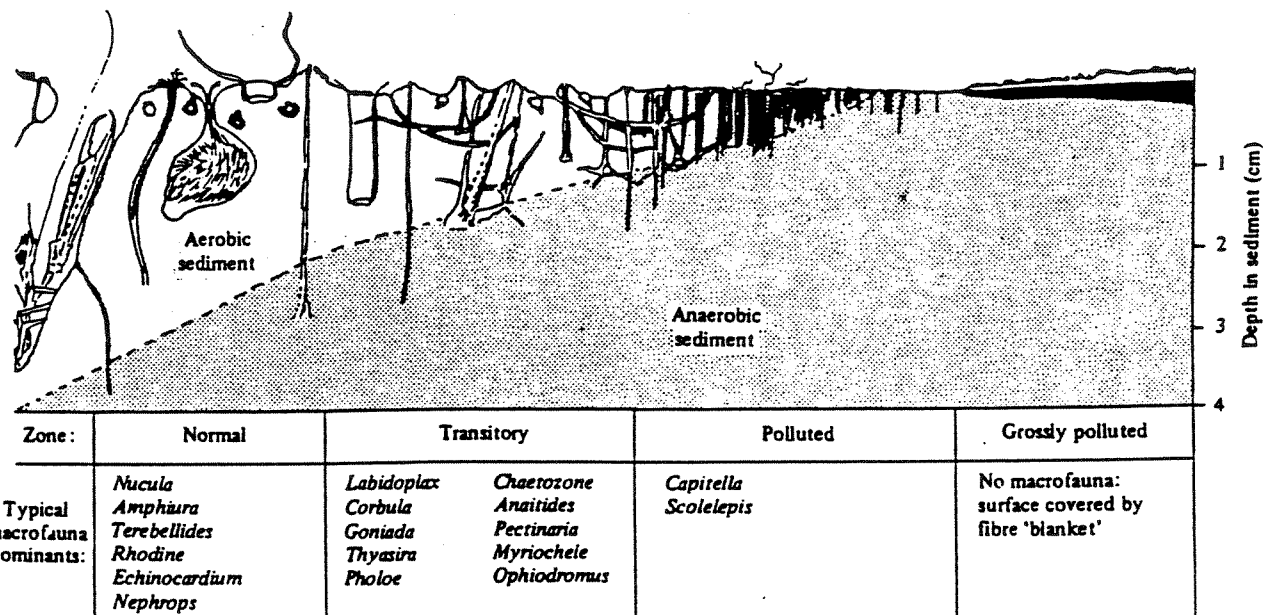
Med perifyton menes organismer som lever på alle slags faste overflater. Til denne gruppen hører visse bakterier, alger, fargeløse flagellater, ciliater, hjuldyr og soppdyr. Organismene tar opp næring direkte fra vannet og vil således reagere raskt på eventuelle forandringer i miljøforholdene.

Christensen og Horsted (1991) hang ut små asbestplater i fire dyp på et anlegg (Sundlaks) i den sydlige del av Sjælland, og fant en tydelig større biomasse (2-3 ganger) på oppdrettsanlegget i forhold til referanselokaliteter. Forskjellene ble i hovedsak representert av grønnalgen Cladophora glomerata.

Intensivt oppdrett kan påvirke havbunnen under og i nærheten av anleggene både direkte og indirekte. Den direkte effekt er forårsaket av fôrpartikler og fekalier fra fisk og skalldyr. Partiklene sedimenteres i hovedsak rett under anlegget, men kan også transporteres til et nærområde av kraftig strøm og vanntransport.

Den indirekte effekt skyldes økt produksjon av plankton, bunndyr og planter som følge av gjødslingen fra anlegget, og ved at anlegget virker bremsende på strømmen og derved gir økt sedimentasjon (Christensen og Horsted, 1991).

Økt tilførsel av organisk materiale fra akvakultur har samme effekt på bunndyrsamfunnene som Pearson og Rosenberg (1978) beskrev for organisk belastning fra industri og husholdning (fig. 61). Når det organiske materialet sedimenteres skjer det endringer i bunndyrsamfunnets struktur. Oksygenforbruket i sedimentet vil øke til en viss grense, lineært med akkumuleringen av det organiske materialet. Når akkumuleringen overstiger denne grense, så øker oksygenforbruket bare langsomt (Christensen og Horsted, 1991). Under slike forhold blir sedimentene anoksiske, og dette medfører forandringer i sedimentets kjemiske sammensetning og organismenes livsvilkår (Gowen et al 1988).



Figur 61. Forandring i fauna og sediment langs en gradient med organisk belastning (Pearson og Rosenberg, 1978).

Effektene på bunnfauna og flora er avhengig av topografi, hydrografi, anleggets størrelse og biomasse, fôringsrutiner, bunntype, strømforhold, vannutskifting i området og tilførsler fra land. Tett ved forurensningskilden vil bunnforholdene bli anaerobe dersom avfallet ikke transporteres vekk. All flora og fauna vil forsvinne når oksygenet brukes opp. Etter den azoiske sone vil det bli et område der bare noen få opportunistiske arter, som tåler kraftig forurensning, kan overleve. Et eksempel på en slik art er børstemarken *Capitella capitata* (Johannessen, 1989, Christensen og Horsted, 1991).

Enda lenger vekk fra kilden vil en finne en såkalt biostimulert sone, hvor biomassen, artsantallet og individantallet er høyere enn i upåvirkede områder. Bunnfaunaen vil deretter graderis endre seg til en fauna som er normal for området (Christensen og Horsted, 1991). Den type påvirkning som er beskrevet her er funnet på anlegg i Norge (Olsgard, 1984 og i Skotland (Gowen et al. 1988). I andre undersøkelser er bare deler av dette mønster blitt konstatert, som i Botniska Viken (Leonardson og Näslund, 1983), og i en undersøkelse av 9 norske anlegg i Hordaland og Trøndelag (Aure et al 1988).

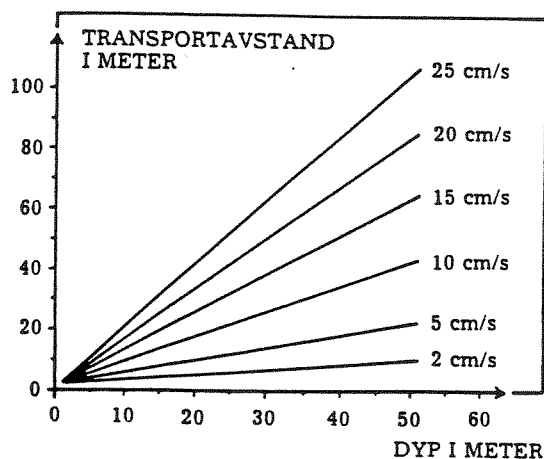
I den norske undersøkelsen ble det funnet så store forskjeller mellom de ulike anleggene at det var vanskelig å trekke generelle konklusjoner. Hvert anlegg må studeres separat i relasjon til den omgivende topografi og hydrografiske forhold (Aure et al. 1988). For de fleste av de undersøkte anleggene var effektene rent lokale, men i noen innestengte områder var større deler av resipienten berørt.

Undersøkelser av havbruksanlegg i Danmark (Christensen og Horsted, 1991) viste at det minste anlegget (115 tonn regnbueørret pr.år), som lå på en relativt beskyttet lokalitet, ikke påvirket bunnfaunaen. På det større anlegget (575 t/år), som var mer eksponert ble det funnet store mengder av børstemarken *Capitella capitata*.

Generelt var det mindre belastning på havbunnen under de danske anleggene enn i tilsvarende norske anlegg. En årsak kan være at de danske anleggene ligger grunnere (5 - 12 m) og har en god vanngjennomstrømning (Christensen og Horsted, 1991). De norske anleggene ligger generelt i mer beskyttende farvann, ofte i forbindelse med terskelfjorder og på dypere vann. Dette bevirker svakere bunnstrøm, raskere akkumulering, og følgelig større effekt på bunnfauna og flora.

Også i terskelfjordene på Færøyene er det påvist reduserte oksygenverdier i bunnvannet og store tilførsler av organisk materiale fra havbruk (Hansen og Gard, 1991). Vi kan bare anta at dette også har hatt en sterk effekt på bunnfaunaen i området. Undersøkelser langs den svenske vestkysten (Hall og Holby, 1986) viste at sedimentasjonen under et 40 tonns fiskeanlegg var 20 ganger høyere enn uberørte referansestasjoner.

Selv om det finnes eksempler på at større bunnområder i Skandinavia er berørt av fiskeoppdrett, er de fleste effekter rent lokale. Avstanden fra anlegget som er berørt varierer fra 20 - 30 meter (Aure et.al, 1988), 55 og 85-90 meter (Olsgard, 1984), 35 - 120 meter (Gowen et.al, 1988) og 80-200m, 300m, 250-500m, og 1-2 km (Aure et.al, 1988). Dette vil som nevnt tidligere variere med hydrografi og topografi. Gowen et.al (1988) utarbeidet modeller som skiller mellom fôrpartikler og fekalier og relaterer sedimenteringen av disse til strømhastighet og retning (figur 62 og 63). Figurene er omarbeidet med eksempler som er typiske for norske oppdrettsanlegg (Ervik og Aure, 1990). Transportlengden til fôrpartiklene kan bestemmes når en kjenner synkehastigheten (V), dypet (D) under nøtene (fra bunnen av merdene til havbunnen) og strømhastigheten (U).



Figur 62. Avstanden en fôrpartikkel transporteres som funksjon av strømhastighet og dyp. Partikkelens synkehastighet er 12 cm/sek (Ervik og Aure, 1990).

Metan er lite løslig i vann og bobler i sedimentet inneholdt 60 - 80 % metan (Schaanning, 1991). Også i andre undersøkelser er det påvist betydelig metanproduksjon (Wildish et.al, 1990, Hall et.al, 1990,). Prøvene som Hall et al. (1990) samlet opp under et anlegg på den svenske vestkysten inneholdt 97-99% metan. Høye metankonsentrasjoner er også funnet under norske anlegg (70-90 %, Samuelsen et al.1988). I tillegg til metan fant Schaanning (1991) 10-20 % CO₂ og 1-5 % H₂S.

Metan er neppe farlig i seg selv, men som transportmiddel kan boblene representere en livsfarlig kobling mellom sedimentmiljøet og fiske. De 1-5 % H₂ S som finnes i gassen kan lett skade fisken.

Bunnen under et fiskeoppdrettsanlegg kan i løpet av få års drift utvikle seg til en alvorlig miljøtrussel mot anlegget, ved produksjonen av giftige avfallsprodukter og gasser. I Norge har det blitt påvist skader på fiskens gjeller som en antar skyldes gassutvikling i sedimentet (Braaten et.al 1983). Det er også en rekke ganger registrert tilfeller der anoksisk bunnvann og avfall er blitt løftet til overflaten ved en "upwellingsprosess" på sommeren og høsten. Episodene har ofte skjedd etter perioder med langvarig fralandsvind som har presset inn saltere og tyngre vann, men også i områder med homogene vannmasser og lokal omrøring.

Selvom et relativt stort område blir belastet er det som regel bare rett under anlegget at det blir anoksiske tilstander. Earll et al. (1984) fant i undersøkelser av anlegg i skotske fjorder (sea lochs) en utpreget ring av *Beggiatoa*, en svoveloksyderende bakterie, ca 10 - 15 meter fra anlegget og dannet en grense for tilstedeværelsen av fri sulfid i overgangen mellom sediment og vann. Den kunne observeres som et hvitt trådformet teppe. *Beggiatoa* er en indikator på overgangen mellom aerobe og anerobe reaksjoner (Woodward, 1989). Danske undersøkelser (Holmer, 1991) har funnet tilsvarende tepper med *Beggiatoa*. Nærværet av *Beggiatoa* og andre tilsvarende arter er en av de klareste tegn på forurensning fra fiskeoppdrett.

5.7.3. Effekter av næringsalter fra fiskeoppdrett på marine resipienter.

Eutrofiering er en naturlig prosess som foregår når vannressurser (innsjø, fjord, havområde) beveger seg fra en lavere til en høyere trofigrad (produksjonsnivå) (Vadstein et. al. 1990). Svak eutrofiering vil vanligvis føre til økt produktivitet, men utover en viss grense vil tilførslene gi uønskede effekter i form av store algemengder (planktoniske), oksygenvinn i dypvannet, og omfattende endringer i de biologiske samfunn.

Utskillingen av næringsalter som følge av fiskeoppdrett er beskrevet i detalj i kap. 5.3 og i kap. 5.4 er det gitt informasjon om tilgjengeligheten av næringsalterene til algevekst. Konsentrasjonen av næringsalter i en vannmasse vil være bestemt av utgangskonsentrasjonen og differansen mellom tilførsel- og tapsrater. Den evnen fjorder og havsystemer har til å omsette og binde opp næringsalter og andre kjemiske forbindelser uten at det oppstår større endringer i økosystemet er definert som selvrensningsevnen til vannet (Vadstein et al. 1990). Den består av fysiske, kjemiske og biologiske prosesser som man må kjenne for å kunne vurdere om fiskeoppdrett eller utslipp fra andre kilder påvirker denne prosessen.

I de senere år har det blitt utført en rekke undersøkelser i inn- og utland (Aure et al. 1988, Gowen et al. 1988, Gowen, 1990, Vadstein et al. 1990, Gowen and Ezzi, 1992) for å kartlegge om fiskeoppdrett har gitt økte konsentrasjoner av næringsalter og om dette har ført til oppblomstring av planktonalger.

Det er naturlig å bruke konsentrasjonen av næringsalter målt om vinteren for å sammenlikne forskjellige vanntyper, fordi det meste av næringsalterene vil foreligge i ubundet form på denne tiden

(Vadstein et al. 1990). I upåvirkede marine systemer vil det være høye nitrogen- og fosforkonentrasjoner som vil være i rimlig balanse. Oligotroft ferskvann har ofte samme nitrogenkonsentrasjon som havvann i vårt område (Vadstein et al. 1990). I følge samme arbeide er konsentrasjonen av fosfor flere ganger lavere enn havvann mens konsentrasjonen av silisium er betydelig høyere. Både N:P - forholdet og Si:P - forholdet vil øke med avtagende salinitet ved innblanding av rent ferskvann (Olsen og Jensen, 1989).

I algenes vekstperiode er konsentrasjonen av næringssalter svært lav, og primærproduksjonen er begrenset av næringsmangel (Erga, 1980). Mengden av næringssalter blir i denne perioden alt overveiende bestemt av primærproducentene, og selv meget store utslipp lar seg vanskelig spore utover i resipienten (Johannessen, 1985).

Forhøyde verdier av ammoniakk, som lå 2 - 9 ganger høyere enn i upåvirkede referanseområder er funnet i oppdrettsanlegg (Ervik et al. (1985).

Ervik et al. (1988) undersøkte konsentrasjonene av nitritt, nitrat, ortofosfat og silikat i og omkring to oppdrettsanlegg i perioden oktober-april 1994-85. Nitrat og silikat viste ikke forhøyde verdier nær anleggene. Konsentrasjonen av ortofosfat var ved noen av målingene høyere i anleggenes umiddelbare nærsoner, og jevnt over høyere i det mest innelukkede område. Nitritt viste også noe forhøyde konsentrasjoner nær anleggene ved to av målingene. Ervik et al. (1988) mente at de høye nitrittverdiene trolig kunne settes i forbindelse med at bestanden av fyttoplankton frigir nitritt når den bryter sammen.

Ervik et al. (1988) konkluderte med at miljøpåvirkningen fra oppdrettsanleggene var begrenset til anleggenes nærområde, og at næringssalter og små organiske partikler ble hurtig omsatt.

I en undersøkelse i Irland av 15 oppdrettsanlegg og 4 kontrollområder ble det funnet økt konsentrasjon av ammonium på ett anlegg, men den økede belastningen hadde neppe økologisk betydning. En midlertidig økning av nitratinnholdet ble funnet på et anlegg i sommerperioden, men det ble ikke funnet tilsvarende økning i biomassen av planteplankton. Det kan heller ikke konkluderes med at fiskoppdretter var årsaken til de forhøyede nitratverdiene.

Med unntak av de ovennevnte episoder er det ikke funnet påvirkning av fiskeoppdrett på innholdet av oksygen i sommerperioden, mengden av fyttoplankton i samme periode eller næringssaltinnholdet på vinteren.

I en 3-års undersøkelse (1987-1990) studerte Gowen og Ezzi (1992) effektene av intensivt oppdrett i 4 skotske "sea-lochs". Hovedvekten ble lagt på Loch Hourne som er typisk for den skotske vestkysten. Det ble funnet noe høyere konsentrasjoner av ammonium (ca. 1 mmol m³) nær overflaten i den indre delen sammenliknet med den ytre region og andre "Lochs". Ved visse anledninger var biomassen av fyttoplankton i den indre og ytre del signifikant forskjellig, men dette ble tillagt forskjeller i hydrografi og ikke fiskeoppdrett. Det var ingen indikasjon på at fiskefarmen hadde endret noe på fyttoplanktonets økologi (biomasse, sammensetning av plankton eller suksesjon av arter) i Loch Hourne. I følge Gowen og Ezzi (1992) kan utskiftning av vann i "Lochen" og tilstøtende områder påvirke fyttoplanktonet og redusere akkumuleringen av biomasse som et resultat av overgjødning. Overgjødning kan derfor forekomme uten en derav følgende endring av bestanden av fyttoplankton.

I en undersøkelse av to danske anlegg på Sjælland (Christensen og Horsted, 1991) ble hverken nitritt, nitrat eller fosfat påvist i høyere konsentrasjoner på anleggene. Derimot ble forhøyde konsentrasjoner av ammonium registrert hyppig på et av anleggene og mengdene ble korrelert til en økning av fyttoplanktonbiomassen.

De beskrevne undersøkelser viser at forhøyde verdier av næringssalter fra fiskeoppdrettsanlegg kan forekomme i nærheten av anlegget, men at dette ikke behøver å gi endringer i sammensetning eller mengden av fyttoplankton i samme område.

Årsakene til manglende effekter kan være flere, men en av de sannsynligste årsakene er den intensive vannutvekslingen med kystvannet utenfor som finner sted i fjorder og "sea-lochs" både i Norge, Irland og Skottland (jfr. 5.5.1). Selv i "Locher" med flere terskler var det lite sannsynlig å finne en akkumulering av planktonbestanden dersom utskiftningen var lik eller mindre enn den tid det tar fyttoplanktonbestanden å dobles (ca. 3 dager)(Gowen og Ezzi, 1992).

Det kan også være andre årsaker til at det ikke er mulig å registrere endringer i biomassen. Som nevnt tidligere kan silisium være en begrensende faktor for oppblomstring av kiselalger, et vanlig fenomen i sommerperioden i norske kystfarvann (Vadstein et al. 1990).

Høy selvrensingsevne er karakterisert ved lave algebiomasser pr. mengde næringssalt i den eufotiske sone. Dette er avhengig av høye omsetningshastigheter for algebiomassen gjennom effektiv beiting, sedimentasjon eller fysisk fortykning som omtalt ovenfor. Når algene vokser raskt vil de produsere betydelig mindre algebiomasse pr. enhet næringssalt enn når de vokser langsomt (Vadstein et al. 1990). De beregnede tapsrater for alger som følge av sedimentasjon og beiting viser at beiting er viktigst, og at ciliatens beiting er gjennomgående høyere i fjordlokalteter enn i kyststrømmen (Vadstein et al. 1990).

Elementsammensetningen av beitere og deres vekstutbyte er vesentlige faktorer for regenerering av næringssalter. Fysiske prosesser er periodevis viktig i marine næringssaltbudsjetter. I kystvann vil tilførsel av næringssalter til den eufotiske sonen fra dypere vannlag og regenerering via sekundærkonsumenter være større enn næringssalter som blir tilgjengelige ved regenerering fra copepoder og ciliater. I fjordvann vil regenerering være høyere enn i kystvann på grunn av større bestander av beitere i forhold til planktonalgene. Her vil ekstern tilførsel være vesentlig i form av tilførsler fra land via vertikaltransport (Vadstein et al. 1990). Den relative betydning av disse faktorene vil avhenge av av hver enkelt fjords topografi og nedslagsfelt for nedbør, samt nærings- og bosetningsmønsteret i nedslagsfeltet. Gowen og Ezzi (1992) konkluderte også med at hver "Loch" måtte vurderes individuelt for mulig overgjødning og sannsynlige endringer i biomassen av fyttoplankton.

De senere års rapporter har vist at næringssalter i marine miljøer blir effektivt omsatt i næringskjeden. I mindre grad enn i ferskvann medfører denne omsetningen oppbygging av store algebiomasser. En økende belastning av næringssalter behøver derfor ikke å føre til en tilsvarende økning i biomassen. Når det i tillegg er vanskelig å finne forhøyde verdier av næringssalter på og nær oppdrettsanlegg er det å forvente at en normalt ikke kan påvise eutofieringseffekter som følge av fiskeoppdrett i norske kystfarvann.

6. SAMMENFATTENDE DISKUSJON

Når vi sammenlikner størrelsen av utslippene fra de tre kildene, landbruk, kommunale avløp og fiskeoppdrett for 1991 ser vi at belastningen av fosfor er omtrent like stor fra fiskeoppdrett som fra kommunal kloakk og betydelig lavere fra landbruk. Belastningen av nitrogen er like stor fra landbruk og kommunal kloakk og 40 - 45 % lavere for fiskeoppdrett.

På lengre sikt er det grunn til å forvente at utslippet fra fiskeoppdrett vil øke, mens de andre kildene vil avta. Hvor stor økningen fra fiskeoppdrett vil bli er usikkert, og avhengig av produksjonsøkningen og hvilke rensekraft og andre restriksjoner som myndighetene vil pålegge næringen. Næringen selv har vist at det nytter å redusere belastningen gjennom utvikling av miljøfor, bedre utforingsteknikk og mer nøyaktig kontroll av produksjonen.

Biotilgjengeligheten av fosfor til algevekst viste klart at avløp fra landbruk var minst tilgjengelig, og bare 30 % kunne utnyttes direkte. Avløpsvann fra kommunal kloakk hadde en tilgjengelighet på 65 - 70 %. Resultatene fra fiskeoppdrett viste at 30 - 40 % var lett tilgjengelig mens resten ble sedimentert. Hvis vi beregner at en del av det sedimenterte materialet fra fiskeoppdrett over tid går i løsning er det mulig at 50 -60 % av det totale fosforutslipp blir tilgjengelig. Dette betyr i praksis at fosforutslipp fra fiskeoppdrett raskt bli den største kilde av lett tilgjengelig fosfor til alger.

Når det gjelder nitrogen viste alle tre kilder høy biotilgjengelighet for alger med verdier på 80 % eller høyere. For fiskeoppdrett ble tilgjengeligheten beregnet til 80-90 % . I følge nitrogenbudsjettet for fiskeoppdrett som ble presentert av Hall et al. (1991) ble 23 % sedimentert og av dette ble 88.5 % akkumulert. Dette var imidlertid en situasjon der sedimentet var under kontinuerlig oppbygging og ved anoksiske forhold. I praksis vil en lokalitet med mye akkumulert sediment ligge brakk en periode for å fornye seg. Ved innstrømning av friskt bunnvann eller omrøring ved storm og uvær vil en sedimenthaug raskt bli tilført oksygen. I fravær av denitrifiserende bakterier, på grunn av sterkt anaerobe forholdene, vil akkumulert ammonium i porevannet sannsynligvis bli frigitt til vannet og blir oksydert til nitrat.

Hall et al. (1991) påviste at 10.5 % av nitrogenet diffunderer ut i form av DON (oppløst organisk nitrogen). Det er ikke oppgitt hva dette er men består sannsynligvis av en rekke ulike organiske forbindelser som f.eks aminosyrer. Hva som skjer videre med denne fraksjonen er ukjent. Totalt kan vi anta at nær 90 % av utslippet går tilbake til vannet i form av ammonium, nitrat, eventuelt urea, og alle tre komponenter er lett tilgjengelige for alger. I likhet med fosfor er det sannsynlig at nitrogenutslipp fra fiskeoppdrett i framtiden vil bli like stor eller større enn utslipp fra øvrige kilder.

I følge forsøkene på Hemnskjel ble ammonium tatt opp først, og forbruket av nitrat ble ikke påbegynt før ammoniumkonsentrasjonen var redusert betydelig. Algene vil først utnytte ammonium som nitrogenkilde før de begynner å forbruke av nitratreservene.

Ammonium forbrukes først og er samtidig den primære ekskresjonskilde ved fiskeoppdrett. I undersøkelser av næringssaltinnhold rundt oppdrettsanlegg ble det funnet forhøyde verdier av ammonium på enkelte anlegg både i Norge (Aure et al. 198), Danmark (Christensen og Horsted, 1991) og Skottland (Gown og Ezzi, 1992), unntaksvis nitritt, men ikke av nitrat, fosfat eller silikat. Forhøyde ammoniumverdier vil i stor grad komme fra fisk. Bare i et tilfelle er det dokumentert en økning av algebiomassen (Christensen og Horsted, 1991), i øvrige undersøkelser var det ingen endring.

Selv om næringssaltene er direkte tilgjengelige og tas raskt opp, tar det flere dager å bygge opp en algebestand. I forsøkene på Hemnskjel gikk det 5 - 7 dager før algekulturen i bassengene nådde en

topp. I et anlegg vil strøm og vind sørge for en rask spredning og blanding av vannmassene slik at en eventuell oppblomstring av alger vil skje et annet sted. Ved en strømhastighet på 5 cm/sek vil vannet på anlegget forflytte seg 180 m i løpet av en time og 4,3 km i løpet av et døgn. Algenes vekst vil være eksponesiell, og selv om biomassen kan fordoble sin vekt to til tre ganger pr. døgn under optimale forhold på sommeren, vil økningen først kunne registreres i vannet etter noen dager. I tillegg kan beitingen på algene være så kraftig og redusere bestanden så mye at vi ikke kan registre en økning. Dette medfører at det er liten sannsynlighet for at vi kan registrere økt biomasse av fytoplankton i nærheten av anlegget, bortsett fra på stille og innelukkede lokaliteter, eller i områder der vannet beveger seg fram og tilbake. De aller fleste av dagens lokaliteter ligger i områder med god vannutskiftning der nytt vann kommer inn før en algebestand får tid til å bygge seg opp.

Undersøkelsene har vist at utslippene fra fiskeoppdrett og kloakk i stor grad kan sammenliknes mhp tilgjengelighet av N og P. Dersom utslippene av kloakk finner sted i en god resipient med rask vannutskiftning vil det heller ikke fra slike utslipp bli akkumulert næringsalter eller planktonalger.

Det sedimenterte materialet er meget rikt på organisk materiale, og på lokaliteter med redusert bunnstrøm vil sedimentet etter kort tid bli anoksisk. Effektene fra et punktutslipp fra en kommunal kloakk vil i grove trekk ha samme effekt som et utslipp fra fiskeoppdrett. Det vil dannes et sterkt belastet område i nærsone av utslippet mens områdene rundt vil være lite belastet og tilnærmet normale. For å kunne vurdere effektene av de to utslipp mot hverandre er det nødvendig å ha utslipp av sammenliknbar størrelse. Molvær (1989) sammenliknet et urensset kommunalt avløpsvann på ca. 3000 PE med et utslipp fra et typisk oppdrettsanlegg på 8000 m₃ (tabell 19), og konkluderte med at når en sammenliknet næringsalter og organisk stoff (BOF₇), syntes de to utslipp å være forholdsvis like.

Tabell 19. En sammenlikning av utslipp av næringsalter (N og P) og organisk materiale fra et fiskeoppdrettsanlegg på 8000 m₃ og et kommunalt utslipp på 3000 PE (Molvær, 1989).
* 30 tonn belastning av fiskegjødsel fra totalt 100 tonn fisk.

UTSLIPP	TOT P TONN/ÅR	TOT N TONN/ÅR	BOF ₇ TONN/ÅR
Kommunalt avløpsvann	2.2	13	50
Fiskoppdrettsanlegg	2.1	18	30 (100)*

Forbruket av oksygen i dypvann, sett i relasjon til BOF₇-verdien er av samme størrelsesorden, og for begge typer utslipp er nedslamming av bunnen og effekten på bunnfaunaen et lokalt problem. Begge typer utslipp påvirker en nærsone som stort sett begrenser seg til 50 - 100 meter fra utslippet. Det er rapportert om effekter over lengre avstander (Aure et al. 1988), men det skyldes primært transport av materiale på lokaliteter med god bunnstrøm. Vi kan derfor konkludere at konsentrasjonsøkningen i vannmassen ser ut til å være et nærsoneproblem for begge typer utslipp.

Effekter av utslipp fra fiskeoppdrett på bunnfauna følger et klassisk mønster som er kjent fra områder med ulik organisk belastning som f.eks kloakk. I foreliggende studier ved Solbergstrand ble det også satt ut plastkasser (60 x 40 x 15 cm) med 12 cm sediment fra 30 meters dyp. Det var en klar negativ effekt av belastning fra fiskeoppdrett (eutrofi-effekt) på tetthet av polychaeter (reduisert tetthet), men det ble ikke påvist masseforekomster av oportunistiske små polychaeter som en vanligvis finner (Bakke et al. 1992).

Forurensningseffekter på hardbunn fra fiskeoppdrett er lite undersøkt, men Aure et al. (1988) foretok en registrering av flora og fauna på to anlegg samt befarings på syv anlegg. For alle de besøkte

anleggene var påvirkningen svært lokal og bare synlig i en avstand av 20 - 30 meter fra anlegget. På de to undersøkte anleggene var oppankringstau og innsiden av merdene kraftig bevokst av forskjellige ettårige grønnalger av slekten Chladophora og Enteromorpha, men også av flerårige fucaceer.

Forsøkene med organisk omsetning i alger på Solbergstrand viste at produksjonspotensialet for hummerblekke, rødkluft, sagtang og stortare var bedre i kontrollbassenger enn i bassenger med fiskeoppdrettsavfall. I den første forsøksperioden kan dette delevis forklares med den lave lystilgangen til bassengene. Derimot så favoriserte fiskebassengene tilvekst av den ettårige grønne sjøsalaten Ulva lactuca.

Ved økt lystilgang viste algene i vann fra fiskeoppdrett bedre overlevelse og sukkertaren økte tilveksten etter at lysmengden ble økt. Den positive responsen hos sjøsalat bekreftes av strandundersøkelsene til Aure et al. (1988) som fant økt stimulans for grønnalger.

Forsøkene viser hvor viktig det er å holde lysforholdene på et nivå som er naturlig for artene, ellers vil resultatene fra en faktor som lys dekke over effektene av belastning. Resultatene viser også at når produksjonsforholdene er dårlige (på grunn av redusert lys) greide ikke algene å utnytte den økte næringssalttilførselen.

En kjenner ikke til andre undersøkelser på hardbunn som det er naturlig å sammenlikne foreliggende eksperimentelle undersøkelser med. De påviste endringer i sammfunnsstruktur utviklet seg forskjellig i kontrollbasseng og fiskebasseng. Ved lite lys ble endringen karakterisert som positiv for algesamfunnet på stein. Nedslammingen derimot hadde en negativ effekt og det ble påvist en forskyvning mot dominans av blågrønne alger av typen Spirulina som tåler mye organisk belastning og indikerer organisk overbelastning.

Den mest markerte effekten ved belastning av næringssalter og organisk avfall fra fiskeoppdrett er på sedimentet under anlegget. Punktutslipp fra kommunale utslipp gir tilsvarende lokale effekter og begge gir grunnlag for anoksiske sedimenter.

De fleste undersøkelser på fiskeoppdrett har omfattet studier av sedimenter på igangværende anlegg. Derfor har vi bare begrenset kunnskap om hvordan sedimentene utvikler seg etter at anleggsdriften har opphørt. På mange steder vil en lokalitet ligge brakk til miljøet er blitt resituert til naturlig betingelser. Hvor lang tid det tar før en oppdrettslokalitet er rehabilitert er blant annet avhengig av hvor mye avfall som er blitt deponert innen anlegget er flyttet og lokalitetens beskaffenhet (Kupka Hansen, 1989). Undersøkelser av Frogh og Schaanning (1991) viste at lokaliteter som tidligere ble tilført store mengder organisk materiale og hadde sterkt anaerobe sedimenter, kan ta seg tilbake til en tilnærmet naturlig tilstand etter en rehabiliteringsperiode på mellom tre og fem år.

Flere anlegg benytter seg også av sesongdrift (mars - november) (Holmer og Kristensen (1992)) og når lokaliteten ligger på grunt vann kan sterk strøm og bølgebevegelser ved vinterstormer fjerne det meste av akkumulert organisk materiale. Holmer og Kristensen, (1992) målte en sedimentmetabolisme som var ca. 10 ganger høyere på oppdrettslokalitet enn på kontroll-lokaliteter. Dette gav opphav til kraftig reduksjon av sulfat og høy produksjon av CO₂.

Den største usikkerheten knytter seg til hvordan næringssaltene omsettes videre i sedimentet under varierende miljøforhold. For fosfor representerer den sedimenterte delen 50 - 60 % av utslippet fra fiskeoppdrett. Det er kjent at utvekslingen av fosfor mellom sediment og vann er meget komplisert og omfatter kjemiske, biologiske og fysiske prosesser (Bostrøm et al. 1988). Ved tilgang på oksygen vil fosfat bli tatt opp av treverdige jern i form av aggregater. Ved anaerobe tilstander reduseres jernet til to-verdige og både jern og fosfat går tilbake i løsning (Bostrøm et al. 1982). På den annen side kan nitrat hindre fosforet i å bli mobilisert (Bostrøm et al. 1988). Hva som skjer i sedimentet vil være helt

avhengig av forholdene i vann og sediment og kan vanskelig generaliseres. Ortofosfatet kan forsvinne fra sedimentet ved diffusjon, felles ut som fosfatmineral, ta del i absorpsjonsreaksjoner med jernhydroksyder eller inngå i biologiske immobiliseringsprosesser (Frogh og Schaanning, 1992).

Når det gjelder nitrogen vil en langt større del foreligge i løst form, men også her er det usikkert hva som skjer. Holmer og Kristensen (1992) mente det var logisk at karbon og nitrogen ble regenerert og frigitt i takt med mengden av organisk materiale som ble dekomponert i sedimentet. De målte en kraftig akkumulering i porevannet under oppdrettsperioden, men dette forsvant ut tidlig på vinteren etter at sesongen var over, og mente at dette sannsynligvis skjedde ved diffusjon og i form av oppløst uorganisk nitrogen. De beregnet ikke denitrifikasjonen eller mengden oppløst organisk nitrogen.

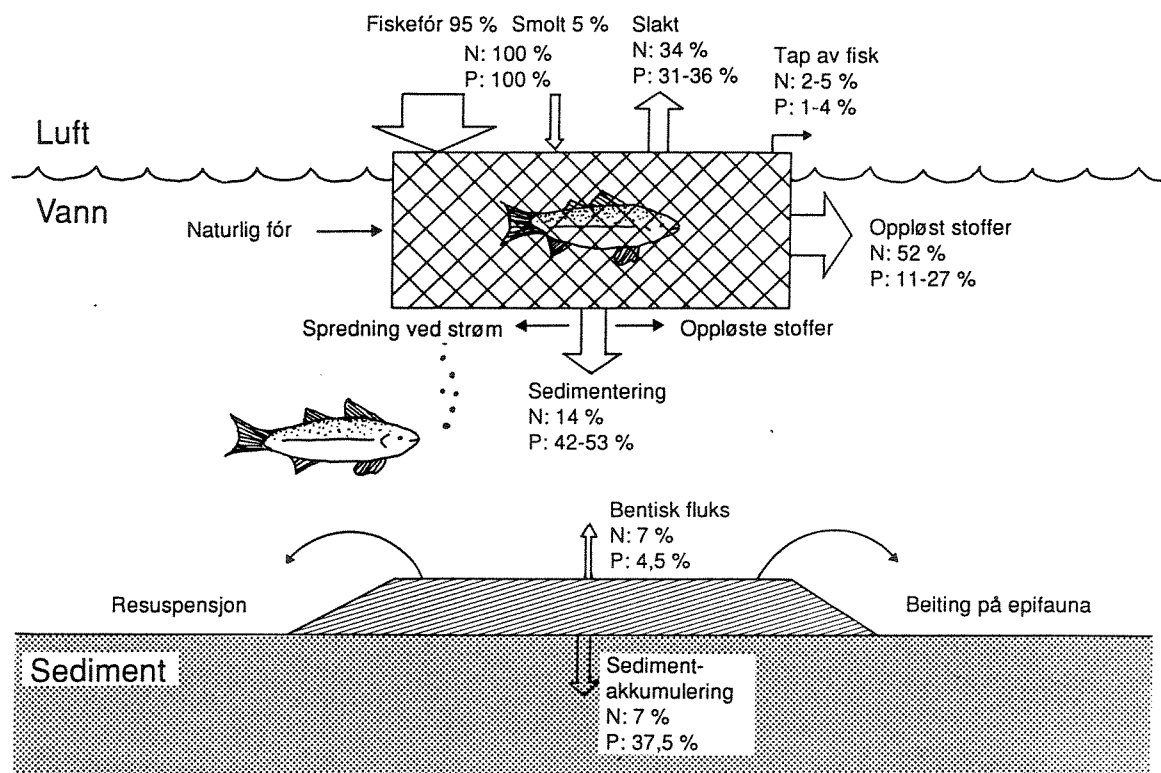
Frogh og Schaanning (1991) fant klare sammenhenger mellom porevannets innhold av ortofosfat og ammonium, som tydet på at samtidige biokjemiske mekanismer virker ved frigjøring av disse to saltene i et bestemt forhold under varierende grad av organisk anrikning.

Hvis vi vurderer utslipp av næringssalter over tid vil en betydelig del av det sedimenterte materialet kunne gå over i løst form. For fosfor har vi tidligere antatt at 60 % av utslippet fra fiskeoppdrett vil sedimenteres i partikulær form, og av de 60% vil trolig 10-20 % gå tilbake i løst form. For nitrogen vil ca. 20 % sedimenteres, og av de 20 % vil ca. halvparten (10%) gå tilbake i løst form. Tallene er grove og fremdeles usikre, og vil variere for ulike lokaliteter og miljøforhold (pH, redokspotensial, O₂ konsentrasjon i vann og sediment, innhold og mengde av mineraler i sedimentet). Dette behøver ikke å bety at alt som blir løst blir tilgjengelig for alger. Først når bunnvannet når opp i den eufotiske sonen vil algene kunne utnytte næringssaltene til vekst. Disse problemene ble klart demonstrert ved forsøkene på Solbergstrand der lys var en kritisk minimumsfaktor for vekst av både brunalger og rødalger.

På bakgrunn av tilgjengelig informasjon fra foreliggende forsøk og andre undersøkelser kan vi forsøke å sette opp et totalbudsjett for N og P fra fiskeoppdrett som er basert på en lav men realistisk forfaktor dersom vi benytter miljøfor (figur 64). Budsjettet er basert på forsøk av Christensen og Horsted (1991) og Langåker (1988) som begge har en forfaktor 0.9 - 1.02. Data for sediment er basert på informasjoner fra Holby og Hall, (1991) og Hall et al. (1991). I dette budsjettet er ikke tilskudd fra smolt og tap av fisk ved dødlighet beregnet som egne poster som Holby og Hall gjorde i sine arbeider. I budsjettet er disse verdiene i parentes

De største usikkerhetene knytter seg til sedimentene og hva som skjer over tid. Vi har heller ikke gode kvantitative beregninger av hvor mye som spises av villfisk og andre arter og som omsettes på andre steder. Ved bedre kontroll av foret og redusert spill vil denne delen reduseres. I budsjettet antar vi at forfaktoren ved bruk av høyenergifor er 1.0, mens behovet ligger på ca. 0.9. I dette budsjettet er forspill inkludert i beregningene, mens tap av for til villfisk er ikke beregnet. I perioder kan det sannsynligvis utgjøre en stor del av forspillet.

Selv om utslipp fra fiskeoppdrett, kommunal kloakk og landbruksavrenning ikke gir synlige negative effekter på eller nær utslippstedet medfører utslippene totalt sett økt næringsstilførsel som gir muligheter til økt primærproduksjon. Denne eutrofieringseffekten kan finne sted langt vekk fra selve utslippstedet og kan derfor vanskelig knyttes til et bestemt utslipp.



Figur 64. Totalbudsjett for næringsaltene N og P ved merdoppdrett av laks og regnbueørret. Budsjettet er satt opp på grunnlag av flere eksperimentelle undersøkelser (Langåker, 1988, Christensen og Horsted, 1991, Hall et al. 1991 og Holby og Hall, 1991). I beregningene er det forutsatt at det er brukt høyenergifôr for en fôrfaktor på 1.0 og at behovet er ca. 0.9. Pilene som ikke er angitt med tall og villfisk som spiser overskuddsfôr representerer mulig feilkilder i massebalansen.

7. REFERANSER

- Alsted, N.S. 1990. Study on the possibilities of reducing the discharge of organic matter from fish farming by changing the diet composition. Proceedings from the International Symposium on Feeding Fish in Our Waters: Nutritional Strategies in Management of Aquaculture Waste. June 5-8 th 1990, Guelph, Ontario, Canada.
- Andersen, T. og D.O. Hessen. 1988. Carbon, nitrogen and phosphorous content of common crustacean zooplankton species. Manuscript in Hessen, D.O. Carbon metabolism in the pelagial of the humic lake: with special reference to feeding and and interactions in the zooplankton community. Dr. philos avhandling, Universitetet i Oslo.
- Atkinson, M.J. og S.V. Smith, 1983. C:N:P ratios of benthic marine plants. *Limnol. Oceanogr.* 28(3), 1983, 568-574.
- Aure, J., Ervik, A., Johannessen, P.J. and T.Ordemann. 1988. Resipientpåvirkning fra Fiskeoppdrett i saltvann (The environmental effects of seawater fish farms). *Fisken Hav.*, 1988 (1):1-94.
- Aure, J. and A. Stigebrandt. 1989. Aquaculture and fjords an analysis of consequences with respect to environmental effects for 30 fjords in Møre and Romsdal. Report no. FO 8803, Inst.Marine Research, Bergen, Norway, 106 p.(in Norwegian).
- Aure, J and A. Stigebrandt. 1990. Quantitative estimates of the eutrophication effects of fish farming on fjords. *Aquaculture*, 90 :135-156.
- Austreng, E. 1981. Fôring av laksefisk. s. 202-249. I: Gjedrem, T. (ed). *Oppdrett av laks og aure*. Landbruksforlaget, Oslo, 1981.
- Austreng, E. 1986. Fôring av laksefisk. s.164 - 199.I: Gjedrem, T (ed). *Fiskeoppdrett med framtid*. Landbruksforlaget, Oslo, 1986.
- Austreng, E. 1989. Riktig fôring-minimal miljøbelastning, s. 8-20. I: B. Berthelsen og B. Braaten (ed). *Forensning fra fiskeoppdrett*. Lenka-Rapport T.726.
- Austreng, E og T. Refstie, 1979. Effects of varying dietary protein level in different families of rainbow trout. *Aquaculture*, 18: 145-156.
- Austreng, E. og T. Åsgård, 1991. Fôring av fisk i harmoni med miljøet.s. 35 - 46 I: J. I. Vikan (red),*Miljøhåndbok for Fiskeoppdrett*. 187 s.
- Bakke, T., J.A. Berge, B. Braaten, F. Moy, H. Oen, A. Pedersen og M. Walday, 1992. Kombinerte effekter av kjølevann og utslipp fra landbasert oppdrett på marine bunnsamfunn. Norsk institutt for vannforskning rapport nr. 2743, 201s
- Berge, D. og T. Källqvist, 1990. Biotilgjenglighet av fosfor i jordbruksavrenning. NIVA-rapport 2367, 130 s.
- Bergheim, A. 1991. Stoffbelastning og renseeffekt - avløpsvann fra landbaserte matfiskanlegg. Rogalandsforskning Rapport nr: RF - 209/91, 39 s + data-vedlegg.

- Bergheim, A., H. Hustveit, A. Kittelsen and A.R. Selmer-Olsen. 1984. Estimated pollution loadings from Norwegian fish farms. II. Investigations 1980 - 1981. *Aquaculture*, 36: 157 - 168.
- Berthelsen, B. 1989. Utslipp av næringsalter fra fiskoppdrett sammenliknet med andre kilder. s. 21 - 26 I:B. Berthelsen og B. Braaten. Forurensning fra fiskeoppdrett. LENKA-rapport T- 726: 129 s.
- Beverage, M. 1987. Cage aquaculture. Fishing News Books Ltd. Surrey, England. 352 p.
- Bostrøm, B., J. M. Andersen, S. Fleischer & M. Jansson. 1988. Exchange of phosphorous across the sediment-water interface. *Hydrobiologica* 170: 229 -244.
- Bostrøm, B., M. Jansson and C. Forsberg. 1982. Phosphorous release from lake sediments. *Arch Hydrobiol. Beih. Ergebn. Limnol.* 18: 5 - 59.
- Braaten, B., Aure, J., Ervik, A. og E. Boge. 1983. Pollution problems in Norwegian fish farming. ICES C.M. 1983/F:26. 11 p.
- Braaten, B. 1992. Forurensning fra nordisk akvakultur. Mengder, effekter og tiltak. Nordisk Seminar og Arbeidsrapporter 1992:571:104 s.
- Brett, J.R. and D.D.Groves. 1979. Physiological energetics.p. 280 - 352. In: W.S. Hoar, D.J. Randall & J.R. Brett (eds) *Fish Physiology*. Vol. VIII Bioenergetics and growth. Academic Press.
- Brown, J.R., R.J. Gowen, and D.S. McLusky. 1987. The effect of salmon farming on the benthos of a Scottish sea loch. *J. Exp. Mar. Biol.* 109: 39-51.
- Caraco, N. F., J.J. Cole and G. E. Likens, 1989. Evidence for sulphate-controlled phosphorous release from sediments of aquatic systems. *Nature*, 341: 316-318.
- Carr, M.R., 1991. User guide to primer (Plymouth routines in multivariate ecological research). training workshop on multivariate analysis of benthic community data. University of Oslo, Oct. 25-27 1991.
- Carss, D. N. 1990. Concentrations of wild and escaped fishes immediately adjacent to fish farm cages. *Aquaculture*, 90: 29-40.
- Christensen, K. D. og J. Horsted. 1991. Miljøbelastning fra havbrug og saltvandsdambrug. DFH rapport 397, 90 p.
- Christie, M., 1987. Flytende raceway - et nytt og bedre oppdrettssystem. *Norsk Fiskeoppdrett*, 5:33-35.
- Conway, H.L., P.J. Harrison & C.O. Davis, 1976. Marine diatoms grown in chemostats under silicate or ammonium limitation. II. Transient response of *Skeletonema costatum* to a single addition of the limiting nutrient. *Mar. Biol.*, 35:187-199.
- Crampton, V. 1987. How to control phosphorus levels. *Fish Farmer*. july/august 1987:38-39.
- Earll, R., G. James, C. Lumb, and R. Pagett. 1984. A report on the effects of fish farming on the marine environment of the Western Isles. Report to the Nature Conservancy Council by Marine Biological Consultants Ltd.

- Eikebrokk, B., H. Fløgstad, A. Bergheim, and T. Åsgård. 1991. Prospects and perspectives for the development of green production technologies in Northern Seas aquaculture. Proceedings on Seminar on Agriculture and Aquaculture, Environment Northern Seas (ENS) Stavanger, Norway 26 - 30 august 1991.6: 77 - 100.
- Elliott, J. M. 1976. Energy losses in the waste products of brown trout (*Salmo trutta* L). J. Anim. Ecol. 45 : 561-580.
- Enell, M. 1987. Miljøkonsekvenser av akvakultur. Sedimentasjon från fiskkassodlingar. Slutrapport. Limnologiska inst. Lund.
- Enell, M., and H. Ackefors. 1991. Belastning av fosfor och kväve från fiskodlingar i Norden, på omgivande havsområden.p.83-101. I: Hoffman, E. Persson, R. Gaard, E. and Jonsson, G.S (ed.). Havbrug og Miljø. Nord 1991:10. Nordisk Ministerråd, København.
- Enell, M and J. Løf. 1983. Miljøeffekter av vattenbruk - sedimentasjon och närsaltbelastning från fiskkassodlingar. Vatten 39 (4): 364-375.
- Enoksson, V. 1987. Nitrogen flux between sediment and water and its regulatory factors in coastal areas. Ph. D. thesis, Univ. of Göteborg.
- Enoksson, V. and M-O. Samuelsson, 1987. Nitrification and dissimilatory ammonium production and their effects on nitrogen flux over the sediment-water interface in bioturbated sediments. Mar. Ecol. Prog. Ser. 36:181-189.
- Eppley, R.W., J.L. Coatsworth & L. Solorzano, 1969. Studies of nitrate reductase in marine phytoplankton. Limnol. Oceanogr., 14:194-205.
- Erga, S.R. 1980. Phytoplankton i Korsfjorden februar-juni 1977. Biomasse og produksjon i ulike størrelsesfraksjoner sett i relasjon til lys og næringsalter. Hovedfagsoppgave, Univ. i Bergen. 199 s.
- Erga, S.R., B. Bjerkeng, K. Baalsrud, T. Källqvist, J. Magnusson and J. Molvær, 1990: En vurdering av N og P's rolle som regulerende faktor for planteplankton i svenske kystfarvann. NIVA-rapport nr. 2384, 90s.
- Ervik, A., P. Johannessen and J. Aure, 1985. Environmental effects of marine Norwegian farms. Coun. Meet. int. Coun. Explor. Sea, 1986 (F:37): 13 pp
- Ervik, A. og J. Aure. 1990. Miljøeffekter av fiskeoppdrett. s. 32-39 I:T.T. Poppe (red). Fiskehelse. Sykdommer, behandling, forebygging. John Grieg Forlag A/S.
- Fenchel, T. and T. H Blackburn. 1979. Bacteria and mineral cycling. Academic Press, London.
- Fenchel, T. M. and R. J. Riedl. 1970. The sulfide system: a new biotic community underneath the oxidized layer of marine sand bottoms. Mar. Biol. 7:255 - 268.
- Fischer, H. B., E. J. List., R. C. V. Koch., J. Imberger, and N. H. Brooks. 1979. Mixing in inland and coastal waters. Academic Press, New York, NY, 483 s.

- Fredriksen, S. og J. Rueness, 1990. Eutrofisisituasjonen i Ytre Oslofjord 1989. Benthosalger i Ytre Oslofjord. Delprosjekt 4.1. Rapport nr. 397/90 innen statlig program for forurensningsovervåking. NIVA-rapport nr. 8907501 (l.nr. 2388), 63 s.
- Frey, B.E., & L.F. Small, 1980. Effects of micro-nutrients and major nutrients on natural phytoplankton populations. *J. Plankton Res.*, 2:1-22.
- Fromm, P.O. 1963. Studies on renal and extra-renal excretion in the freshwater *Salmo gairdneri*. *Comp. Biochem. Physiol.* 10: 121-128.
- Frogh, M. og M. Schaanning. 1991. Bentisk nedbryting av organisk materiale i et sjøområde påvirket av fiskeoppdrett, Nordlandsforskning Rapport 01/91 - 20: 30 +19s bilag
- Frogh, M. 1991. Nedbrytning av organisk materiale i bunnsedimenter påvirket av havbruksvirksomhet.p.41-54 I: Hoffman, E., Persson, R., Gard, E og Jonsson, G.E. (ed.). Havbrug og Miljø Nordisk Ministerråd, Nord 1991:10 København.
- Gowen, R., J. Brown, N. Bradbury, and D. S. McLusky, 1988. Investigation into benthic enrichment, hypereutrophication and eutrophication associated with mariculture in scottish coastal waters (1984-1988). Highland & Islands Development Board, Scottish Salmon Growers Association.
- Gowen, R. 1990. An assessment of the impact of fish farming on the water column and sediment ecosystem of Irish coastal waters (including a review of current monitoring programmes). Report prepared for Departement of the Marine, Dublin. 75 p.
- Gowen, R.J. and N.B. Bradbury. 1987. The ecological impact of salmon farming in coastal waters: A review. *Oceanogr. Mar.Biol. Ann. Rev.*, 25: 563-575.
- Gowen, R. H. and I. A. Ezzi, 1992. Assessment and prediction of the potential for hypereutrophication and eutrophication associated with cage culture of salmonids in Scottish coastal waters. Dunstaffnage Marine Laboratory, 136 p.
- Greenwell, M., C.J. Bird og J. McLachlan, 1984. Depth-related variation in gross chemical composition of several seaweeds. *Aquatic Botany*, 20 (1984), 297-305.
- Hall, P. and O. Holby, 1986. Environmental impact of marine fish cage culture. *Coun. Meet. Int. Coun. Explor. Sea*, 1986, F:46 : 20 p.
- Hall, P., O.Holby, and M.O. Samuelsson, 1987. Nitrogen flux and pathways through a marine fish cage culture. *Enviro. Sci. Technol.*
- Hall, P.O., L.G. Anderson, O. Holby, S. Kollberg, and M-O. Samuelsson. 1990. Chemical fluxes and mass balances in a marine fish cage farm. I. Carbon. *Mar.Ecol. Prog. Ser.* 61: 61-73.
- Hall, P.O., O. Holby, S. Kolberg, M-O. Samuelsson, 1991. Chemical fluxes and mass balances in a marine fish cage farm IV. Nitrogen. Manuscript in O.Holby. Biogeochemical processes in fish farm deposits and Weddel sea sediments. Akademisk avhandling filosofie doktor. Departement of Analytical and Marine Chemistry, Chalmers University of Technology and University of Gøteborg.

- Hansen, B og E. Gard, 1991. Havbrugs og andre antropogene og naturlige faktorerers indvirkning på en færøsk tærskelfjords oxygenbalance. s. 18-39. I: Hoffman, E., Persson, R., Gard, E og Jonsson, G.E. (ed.). Havbrug og Miljø Nordisk Ministerråd, Nord 1991:10 København. 291 s.
- Hanisak, M.D., 1983. The nitrogen relationships of marine macroalgae. Nitrogen in the marine environment. Academic Press, Inc.
- Harvey, H.W., 1953. Synthesis of organic nitrogen and chlorophyll by *Nitzschia closterium*. J. Mar. Biol. Res. Assoc. U.K., 31:477-487.
- Hecky, R.E. og P. Kilham, 1988: Nutrient limitation of phytoplankton in freshwater and marine environments: A review of recent evidence on the effect of enrichments, Limnol. Oceanogr. 33 (4,2), 762-822.
- Henriksson, S. H. 1989. Fiskodlingens miljøeffekter och metoder för att minska dem. En litteraturöversikt av erfarenheter i Finland 1975-1989. Riista- Ja Kalatalouden tutkimusosasto onistettuja julkaisuja nr. 97 1989: 56 p.
- Ho, Y.B., 1980. Mineral Element Content in *Ulva Lactuca* L. with reference to eutrophication in Hong Kong coastal waters. Hydrobiologia 77, 43-47 (1981).
- Holby, O and P. O. J. Hall, 1991. Chemical fluxes and mass balances in a marine fish cage farm. II. Phosphorous. Mar. Ecol. Prog. Ser. 70:263 - 272
- Holby, O. 1991. Biogeochemical processes in fish farm deposits and Weddel sea sediments. Akademisk avhandling, filosofie doktor. Departement of Analytical and Marine Chemistry, Chalmers University of Technology and University of Göteborg. 40 p.
- Holmer, M. 1991. Sulfatreduktion i marine sedimenter påvirket av havbrugsdrift. s. 57 - 66. I: Hoffman, E. Persson, R. Gaard, E and Jonsson, G.S (ed.) : Havbrug og Miljø. Nord 1991:10. Nordisk Ministerråd, København.
- Holmer, M. and E. Kristensen, 1992. Impact of marine fish cage farming on metabolism and sulfate reduction of underlying sediments. Mar. Ecol. Prog. Ser. 80: 191 - 201.
- Huntsman, S.A., & W.G. Sunda, 1980. The role of trace metals in regulating phytoplankton growth with emphasis on Fe, Mn and Cu. Pp.285-328 in Morris, I. (ed.): The physiological ecology of phytoplankton. Studies in ecology, vol. 7. I. Phytoplankton. Blackwell Scientific Publications. 625 p.
- Håkanson, L., A. Ervik, T. Mäkinen og B. Møller. 1988. Basic concepts concerning assessments of environmental effects of marine fish farms. Nordic Council of Ministers. Nord 1988:90. 103 p.
- Ingebrigtsen, O. 1982. Akvakultur. Oppdrett av laksefisk. NKS-Forlaget, Oslo, 359 s.
- Jahnke, R. A., 1985. A model of microenvironments in deep-sea sediments: formation and effects on porewater profiles. Limnol. Oceanogr. 30: 956 - 965
- Jensen, P. M. og S. O. Solberg, 1984. Forbedring av ørretfoders ernæringsmessige verdi under hensyntagen til miljøet. Rapport til Teknologirådet 1982-133/001-82104, Dansk Ørretfoder A/S, Brande, 89 s.

- Johannessen, P. J. 1985. "Byfjordundersøkelsen". Overvåking av fjordene rundt Bergen. Rapport nr. 5. 73 s. Institutt for Marinbiologi. Rapportserie: Rapp. nr. 20. 1985.
- Johannessen, P. J. 1989. Effekten av fiskeoppdrett i bunn og strandsone. s. 53-64 I: B. Berthelsen, og B. Braaten (red). Forurensning fra fiskeoppdrett. LENKA-Rapport T.726.
- Johnsen, F. and A. Wandsvik. 1990. The impact of high energy diets on pollution control in the fish farming industry. Proceedings from International Symposium on Feeding Fish in our Water. Nutritional Strategies in Management of Aquaculture Waste, Guelph, June 5-9, 1990. 16 p.
- Johnsen, F., M. Hillestad, and E. Austreng. 1991. High energy diets for Atlantic salmon. Effects on pollution. Proceedings from IV International Symposium on Fish Nutrition and Feeding. June 24-27 1991, Biarritz, France, 9 p.
- Kain, J.M., 1971. Synopsis of biological data on *Laminaria hyperborea*. FAO Fisheries Synopsis No. 87. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome, 1971.
- Kain, J.M., 1979. A view of the genus *Laminaria*. Oceanogr. Mar. Biol. Ann. Rev. 17: 101-161.
- Kaspar, H. F., G. H. Hall and J. Holland, 1988. Effects of sea cage salmon farming on sediment nitrification and dissimilatory nitrate reductions. Aquaculture, 70: 333-344
- Kremer, B.P., 1975. Physiologisch-chemische charakteristik verschiedener thallusbereiche von *Fucus serratus**. Helgoländer wiss. Meeresunters., 27, 115-127.
- Kuhl, A. 1974: Phosphorus. In Stewart, W.P.D. (ed.). Algal physiology and biochemistry, University of California Press, Los Angeles, 636-654.
- Kupka Hansen, P. 1989. Rehabilitering af forladte oppdrætslokaliteter.p.65-67 I: Forurensning fra Fiskeoppdrett (Berthelsen, B og Braaten, B. (ed.)) . Rapport fra fagkonferanse 13- 14 juni 1989. LENKA-Rapport T-726.
- Källqvist, T. 1988: Kväve eller fosfor - Vad är begränsande närsalt i kustområden? Exempel från norska fjordar. Vatten 44, 11-18.
- Lall, S. 1979. Minerals in finfish nutrition. Schr. Bundesforschunganst. Fish. Hamb. 14/15, vol I: 85-98.
- Langåker, R. 1988. Forureining frå smolt og settefiskanlegg. Hovedoppgave ved Inst. for Akvakulturforskning. Ås-NLH, 76 p.
- Larsen, P. M., 1992. Langtidsopphold for villfisk ved oppdrettsanlegg. Fiskets Gang 7/8: 24-25.
- Larsson, U. 1988: Kväve och fosfor som biomassebegränsande ämnen i havet. Vatten 44, 19-28.
- Leonardsson, K and I. Näslund. 1983. Local effects of net pen rearing of fish on benthic macrofauna in the northern Bothnian Sea. Aquilo. Ser. Zool. 22:115-120.p.
- Ludwig, C.A., 1938. The availability of different forms of nitrogen to a green alga (*Chlorella*). Am. J. Bot., 25:448-458.

- Lünning, K., 1990. Seaweeds. The environment, biogeography, and ecophysiology. John Wiley & Sons, Inc., New York.
- Lünning, K. og M.J. Dring, 1979. Continuous underwater light measurements near Helgoland and its significance for characteristics light limits in the sublittoral region. *Helgol. wiss. Meeresunters.* 32:403-424.
- Mäkinen, T. 1991. Utslepp av kväve (N) och fosfor (P) samt organisk stof från havbruket. s.8 - 17 . I: Hoffman, E. Persson, R. Gaard, E and Jonsson, G.S (ed.) : Havbrug og Miljö. Nord 1991:10. Nordisk Ministerråd, København.
- Mäkinen, T & P. Eskelinen, 1985. Om kvävebelastning och färskfoderanvendning med tanke på närsaltbelastningen. *Suomen Kalankasvattaja* 14 (2): 14 - 15.
- Merican, Z.O. & M.J. Phillips, 1985. Solid waste production from rainbow trout, *Salmo gairdneri* Richardson, cage culture. *Aquacul. Fish. Mgmt*, 16:15-70.
- Molvær, J. 1989. Sammenlikning av effekter fra utslipp av kommunalt avløpsvann fra fiskeoppdrett. s. 69-78 I: B. Berthelsen og B. Braaten (red). Forurensning fra fiskeoppdrett. LENKA-Rapport T. 726, 129 s.
- Morris, I. 1974: Nitrogen assimilation and protein synthesis. In Stewart, W.P.D. (ed.). *Algal physiology and biochemistry*, University of California Press, Los Angeles, 583-609.
- Morris, A.W. 1983. Practical procedures for estuarine studies. Handbook prepared by the Estuarine Group of the Institute for Marine Environmental Research, National Environmental Research Council.
- Nygaard, K, and A. Tobiesen (in press): Mixotrophy in algae: A survival strategy during nutrient limitation
- Ogino, C., L. Takeuchi, H. Takeda and T. Watanabe, 1979. Availability of dietary phosphorus in carp and rainbow trout. *Bull. Jpn. Soc. Sci. Fish.* 45:1527-1532.
- Olsen, Y. og A. Jensen, 1989. Status for NTNFs program for eutrofieringsforskning. Programmets relevans til forskning og forvaltning i forbindelse med marin eutrofiering. ISBN 82-72224-299-0
- Olsen, Y., A. Jensen, H. Reinertsen, K. Y. Børsheim, M. Heldal and A. Langeland, 1986. Dependence on the rate of release of phosphorous by zooplankton upon the P:C ratio in the food supply, as calculated by the recycling-model. *Limnol. Oceanogr.* 31: 34-44
- Olsen, Y. and K. Østgaard, 1985. Estimating release rates of phosphorous from zooplankton; model and experimental verification. *Limnol. Oceanogr.* 30: 844-852.
- Olsen, Y. and O. Vadstein (red.). 1989. NTNFs Program for eutrofieringsforskning, faglig sluttrapport for Fase 1-3, 1978-88, ISBN 82-7224-296-6.
- Olsgard, F. 1984. Forurensningseffekter på makrobenthosfaunaen rundt et marint oppdrettsanlegg. Upubl. Hovedfagsoppgave i marin zoologi, Universitetet i Oslo. 192 p.

- Orenius, H. 1981. Invärkan av fiskodling i brackvatten på växtplanktons primärproduktion (berikningsexperiment, C 14 - metoden). Pro gradu avhandling. Åbo Akademi, inst for biologi. 85 s.
- Paasche, E., 1971. Effects of ammonia and nitrate on growth, photosynthesis and ribulosediphosphate carboxylase content of *Dunaliella tertiolecta*. *Physiol. Plant.*, 25:294-299.
- Pearson, T. H. and R. Rosenberg. 1978. Macrobenthic succession in relation to organic enrichment and pollution of the marine environment. p. 229-311. *Oceanogr. Mar. Biol. Ann. Rev.*, 16. Aberdeen University Press, Aberdeen.
- Pedersen, A., N. Green, M. Walday og F. Moy, 1991. Langtidsovervåking av trofiutviklingen i kystvannet langs Sør-Norge. Årsrapport for hardbunnsundersøkelsene i 1990. NIVA-rapport O-900631 (l.nr. 2606). 127 s.
- Penczak, T., W. Galicka, K. Molinski, E. Kusto and E. Zalewski, 1982. The enrichment of a mesotrophic lake by carbon, phosphorus and nitrogen from cage aquaculture of rainbow trout, *Salmo gairdneri*. *J. appl. Ecol.* 19:371-393.
- Persson, G. 1986. Kassodling av regnbåge; Närsaltemissioner och miljø vid tre odlingslagen langs Smålandskusten SNV PM 3215, 42 s.
- Persson, G. 1987. Sambandet mellan föda, produktion och förorening vid odling av stor regnbåge (*Salmo gairdneri*). Naturvårdsverket Rapport 3382. 76 p.
- Persson, G. 1988. Relationships between feed, productivity and pollution in the farming of large rainbow trout (*Salmo gairdneri*). Swedish Environmental Protection Agency, Stockholm, PM 3534, 48 p.
- Petterson, K. 1986. Betydelsen av fiskefoders fosforsammansetting for fosforläckage till vatten från foderspill och fekalier. *Limnologiska inst. Uppsala, LIU B:18*, 34 s.
- Petterson, K. och I. Barten, 1989. Fosfors fraktionfördelning och rörlighet i fiskfoderkomponenter. *Limnologiska int. Uppsala, LIU 1989 B: 2*, 12 s.
- Phillips, M.J., M.C. Beveridge and L.G. Ross, 1985. The environmental impact of salmonid cage culture on inland fisheries: present status and future trends. *J.Fish Biol* 27 (Supplement A), 123-137.
- Pike, I.H., G. Andorsdottir, & H. Mundheim, 1990. The role of fish meal in diets for salmonids. International Association of Fish Meal Manufactures. Technical Bulletin no. 24 march 1990, 35 p.
- Rasmus, J., S.I. Beale, D. Mauzerall and K.L. Howard., 1976. Changes in photosynthetic pigment concentration in seaweeds as a function of water depth. *Mar. Biol.* 37, 223-229.
- Rasmus, J., F. Lemons and C. Zimmermann, 1977. Adaption of light-harvesting pigments to downwelling light and the consequent photosynthetic performance of the eulittoral rockweeds *Ascophyllum nodosum* and *Fucus vesiculosus*. *Mar. Biol.* 42, 293-303.
- Roberts, J.K. 1990. Energy-dense feeds help the environment. *Fish Farmer* july/august :50 - 51

- Sakshaug, E., K. Andersen, S. Myklestad & Y. Olsen, 1983. Nutrient status of phytoplankton communities in Norwegian waters (marine, brackish, and fresh) as revealed by their chemical composition. *J. Plankton Res.*, 5:175-196.
- Samuelsen, O.B., V. Torsvik, P. Kupka Hansen, K. Pittman and A. Ervik, 1988. Organic waste and antibiotics from aquaculture. ICES paper C.M. 1988/F:14.
- Santschi, P., P. Høhener, G. Benoit, and M. Brink Bucholtzten, 1990. Chemical processes at the sediment-water interface. *Mar. Chem.* 30: 269-315.
- Schaanning, M., J. A. Berge and G. M. Skeie, 1990. Effects of organic enrichment on nutrient recycling in sublittoral soft sediments. Abstract in K. Nilsson and L. Håkanson eds. "The interactions between sediments and water", IASWS 5th International Symposium, Uppsala, Sweden, 6 - 9 August, 1990.
- Schaanning, M. 1991. Effekter av fiskeoppdrett på marine sedimenter. *Jordforsk Rapport* 212.409-1: 44 s.
- Seitzinger, S. P. 1988. Denitrification in freshwater and coastal marine ecosystems: Ecological and geochemical significance. *Limnol. Oceanogr.* 33: 702-724.
- Shearer, K. D. 1984. Changes in elemental composition of hatchery-reared rainbow trout (*Salmo gairdneri*) associated with growth and reproduction. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 41:1592-1600.
- SFT, 1992. Nasjonale samletall for forurensningsutslipp 1991. TA-828/1992, 92:03, 55 s.
- Smith, S.V. 1984: Phosphorus versus nitrogen limitation in the marine environment. *Limnol. Oceanogr.*, 29(6), 1149-1160.
- Statistisk Sentralbyrå, 1992. Fiske og Fangst, tabell 286. Norges Offisielle Statistikk.
- Stigebrandt, A. 1981. A mechanism governing the estuarine circulation in deep, strongly stratified fjords. *Estuarine, Coastal Shelf Sci.*, 13:197-211.
- Stigebrandt, A. 1986. Modellberegninger av en fiskeodlings miljøbelastning- NIVA-Rapport 1823. 28 p.
- Strickland, J.D.H., O. Holm-Hansen, R.W. Eppley & R.J. Linn, 1969. The use of a deep tank in plankton ecology. 1. Studies of the growth and composition of phytoplankton at low nutrient levels. *Limnol. Oceanogr.*, 14:23-34.
- Sundene, O., 1964. The ecology of *Laminaria digitata* in Norway in view of transplant experiments. *Nytt Mag. Bot.* 11: 83-107.
- Svendsen, L.M. og B. Kronvang (eds.), 1991. Fosfor i Norden - Metoder, biotilgjengelighet, effekter og tiltak. Nordisk Ministerråd, 1991:47, 201 s.
- Syrett, P.J., & I. Morris, 1963. The inhibition of nitrate assimilation by ammonium in *Chlorella*. *Biochem. Biophys. Acta*, 67:566-575.
- Syrett, P.J., 1981. Nitrogen metabolism of microalgae. Pp. 182-210 in Platt (ed.): *Physiological bases of phytoplankton ecology*. *Can. Bull. Fish. Aquat. Sci.* 210. 346 p.

- Söderström, J. 1988: Kustvattnets växtplanktonproduksjon, ett flödessystem i "steady-state", kontrollert av fosfortilførselen. *Vatten* 44, 3-10.
- Thingstad, T. F. 1987. Analyzing the "microbial loop". Experimental and mathematical models studies of interactions between heterotrophic bacteria and their trophic neighbours in the pelagic food webs. Dr. philos avhandling, Universitetet i Bergen.
- Thronsen, J., 1978. Preservation and storage. Pp. 69-74 in Sournia, A.: *Phytoplankton manual. Monographs on oceanographic methodology* 6. Unesco. 337 p.
- Tjomsland, T. og H. O. Ibrekk, 1992. Teofil. Modell for teoretisk beregning av fosfor- og nitrogenførsler i Norge. NIVA-Rapport 2786, 38 s.
- Tvinnereim, K. 1990. Brukerreport. Håndbok. Hydraulisk utforming og drift av lukkede oppdrettsenheter for laksefisk. NHL-Rapport STF60 A90044: 57 pp.
- Utermöhl, H., 1931. Neue wege der quantitativen erfassung des planktons (mit besonderer berücksichtigung des ultraplanktons). *Verh. int. Verein theor. angew. limnol.*, 5:567-596.
- Utermöhl, H. 1958. Zur vervollkommung der quantitativen phytoplankton-methodik. *Mitt. int. Ver. theor. angew. Limnol.*, 9:1-38.
- Vadstein, O, A. Jensen, Y. Olsen and H. Reinertsen, 1988. Growth and phosphorous status of limnetic phytoplankton and bacteria. *Limnol. Oceanogr.* 33: 489-503.
- Vadstein, O. and Y. Olsen, 1989. Chemical composition and phosphate uptake kinetics of limnetic bacterial communities cultured in chemostat under phosphorous limitation. *Limnol. Oceanogr.* 34: 939-946.
- Vadstein, O, Børsheim, K. Y. Olsen, Y. and A. Jensen, A. 1990. Nærings saltbelastning og selvrensing i marint miljø. NTNF rapport Mk 909676. 117 p.
- Vethe, Ø. 1989. Fôrforbruk, produksjon og utslipp av nitrogen og fosfor i norsk fiskeoppdrett. *Norsk Fiskeoppdrett* 14(5):51-55.
- Vethe, Ø., M. Schaanning, og R. Linjordet, 1990. Avfall og forurensning fra fiskeoppdrett. Årsmelding 1990, Jordforsk. s 27 - 29.
- Wiesmann, H., H. S. Scheid, and E. Pfeffer. 1988. Water pollution with phosphorus of dietary origin by intensively fed rainbow trout (*Salmo gairdneri* Rich.). *Aquaculture*, 69 : 263 -270.
- Wildish, D. J., V. Zitko, H. Agai and A. J. Wilson, 1990. Sedimentary anoxia caused by salmonid mariculture wastes in the Bay of Fundy and its effects on dissolved oxygen in seawater. p. 11-18 In: R.L. Saunders (ed) *Proceedings of Canada-Norway finfish aquaculture workshop*, september 11-14, 1989. Can.Tec. Rep. Fish Aquat. Sci.1761.
- Woodward, I. 1989. Finfish farming and the environment-a review. Departement of Sea Fisheries, Tasmania. Technical Report 35.
- Wilson, R.P. 1989. Amino acids and proteins.p.111-151. In: Halver I. (ed.), *Fish Nutrition*, second edition. Academic Press, Inc.

Yamada, H. and M. Kayama, 1987. Distribution and dissolution of several forms of phosphorous in coastal marine sediments. *Oceanologica Acta* 10:311-321.

Åsgård, T. 1992. Miljøfor til laksefisk. Akvaforsk Rapport (under trykking).

VEDLEGGSTABELLER

Tabell A1. Norsk fôrbruk og matfiskproduksjon i 1989 og 1990

UTTAK AV FISK	1989	1990
Laks	115 400	157 600
Aure + Røye	3 800	3 800
Overvekt/avrunda vekt/bløggetap 8%	9 500	12 900
Døde, ureg. svinn, eget forbruk, ureg. omsetning	34 000	45 000
SUM UTTAK	162 700	219 300
STATUSENDRING		
Status 31/12	151 000	134 000
Status 1/1	114 800	151 000
Smolt	3 000	3 000
SUM STATUSENDRING	33 200	-20 000
TOTAL BIOMASSEPRODUKSJON	195 900	199 300

Tabell A2. Norsk forbruk og matfiskproduksjon i 1989 og 1990

FORBRUK (TONN)	1989	1990
Tørrfôr totalt	282 000	273 000
+ våte fôrmiddel - smoltfôr	- 3 000	- 3 000
Totalt til matfiskprod. omregnet i tørrfôr	279 000	270 000
MATFISKPRODUKSJON (TONN)	195 900	199 300
FÔRFAKTOR		
Kg tørrfôr/kg tilvekst	1.42	1.35
Kg tørrstoff/kg tilvekst	1.28	1.22
Bruttoenergi MJ/kg tilvekst	30.80	29.30

Tabell A3. Regnskap over stoffmengder i fôr og fisk i 1989 og 1990.

FÔRKVANTUM	1989	1990
Tørrfôr (tonn)	279 000	270 000
Nitrogen (tonn)	19 600	19 000
Fosfôr (tonn)	3 700	3 500
Bruttoenergi (MJ)	6.1 x 10 ⁹	5.9 x 10 ⁹
FISKEKVANTUM		
Fisk (tonn)	195 900	199 300
Nitrogen (tonn)	5 900	6 000
Fosfor (tonn)	900	900
Bruttoenergi (MJ)	1.9 x 10 ⁹	1.9 x 10 ⁹

Forutsetninger: Beregnet fôrsammensetning: 90% tørrstoff, 7% nitrogen, 1.3% fosfor, 21.7 MJ bruttoenergi/kg. Beregnet innhold i fisk: 3% nitrogen, 0.45% fosfor, 9.6 MJ

Tabell A4. Regnskap over stoffmengde i ulike fraksjoner av utslippet i 1989 og 1990.

TOTALT UTSLIPP	1989	1990
Nitrogen (tonn)	13 700	13 000
Fosfor (tonn)	2 800	2 600
Bruttoenergi (MJ)	4.2 x 10 ⁹	4.0 x 10 ⁹
I FÔRSPILL		
Nitrogen (tonn)	5 800	4 900
Fosfor (tonn)	1 100	900
Bruttoenergi (MJ)	1.8 x 10 ⁹	1.5 x 10 ⁹
I GJØDSEL		
Nitrogen (tonn)	1 600	1 700
Fosfor (tonn)	1 300	1 300
Bruttoenergi (MJ)	0.6 x 10 ⁹	0.6 x 10 ⁹
I ANNEN EKSKRESJON		
Nitrogen (tonn)	6 300	6 400
Fosfor (tonn)	400	400
Bruttoenergi (MJ)	1.8 x 10 ⁹	1.9 x 10 ⁹

Forutsetninger: 22 MJ bruttoenergi krever 1 kg O₂ ved omsetting.

Det er forutsatt at fôropptaket er 21.7 MJ bruttoenergi per kg tilvekst og at 12% av nitrogenet, 50% av fosforet og 15 % av energien er ufordøyd.

Tabell A5. Algesammensetning og celledata i fikserte telleprøver. Tallene angir celler/l.

HEMSKJELL	Avløp	Avløp	Avløp	Avløp	Avløp	Avløp	Avløp	Avløp	Avløp	Avløp	Avløp	Avløp	Avløp	Avløp	Avløp	Avløp	Avløp	Avløp
ART/DATO	16.5.90	18.5.90	21.5.90	28.5.90	30.8.90	1.9.90	3.9.90	5.9.90	10.9.90	14.9.90	13.8.91	16.8.91	21.8.91	28.8.91				
CRYPTOPHYCEAE																		
Ubest. cryptophyceer, 3-8 µm				2023800	35600	60080	404760	4135400	213900		22250	89130	202380					
Ubest. cryptophyceer, 9-12 µm		4450	8910	1517850	8910	20030	708330	356500	142600	22250	13350	98040	910710	8900				
Ubest. cryptophyceer, 13-18 µm		4450	13350						11880				1416660	13350				
DINOPHYCEAE																		
Amphidinium sphenoides																		
A. sp.																		
Arcocellulus cornucervis					11880													
Ceratium furca																		
C. fuscus																		
C. longipes																		
C. tripos																		
Dinophysis acuminata	200		200	200														
cf. Ebria tripartita						2230												
Entomosigma peridinioides				570400			23760	31150	998200		17800	26700	1214280	17800				
Gymnodinium "Iohmannii"																		
Gyrodinium/Gymnodinium spp.																		
Heterocapsa niei	2220	4450					5940	40050	29700	89130								
H. triquetra				998200														2230
Katodinium glaucum																		
K. rotundatum			4440						3137200									
Prorocentrum balticum			2220						17820	17800			11880	427800				
P. micans														200				
Protoperidinium bipes	2220							17820	1400	4440				5940				
Scrippsiella trochoidea		2220		570400				200					400	5940				
Ubest. thec. dinofl., <10 µm			2220	142600	5940					17820				13350				
Ubest. thec. dinofl., 10-20 µm	26700		2220	356500	8880		11880	35600	499100	444410	6660	17800	910710	106956				
Ubest. thec. dinofl., >20 µm					2220			4450						8910				
Ubest. thec. dinofl., <10 µm	4450		2220	71300										35650				
Ubest. thec. dinofl., 10-20 µm	17800		4440	356500	2220		23760	17800	1065500	4450	4440	17800	71300	8910				
Ubest. thec. dinofl., >20 µm		400	800	142600						2220		4450	11880	2230				
Dinoflagellatycyster	4450			13350	2220				713000	44550								
PRYMNESIOPHYCEAE																		
Chrysochromulina spp.			17820	4047600		53480			356500		26690	17800						

ART/DATO	Avløp	16.5.90	18.5.90	21.5.90	28.5.90	30.8.90	1.9.90	3.9.90	5.9.90	10.9.90	14.9.90	13.8.91	16.8.91	21.8.91	Avløp	28.8.91
CHRYSOPHYCEAE																
<i>Apedinella spinifera</i>					505950										35640	
<i>Dinobryon balticum</i>	6660	13350	8900	213900								4440	2220			
<i>D. petiolatum</i>															200	427800
<i>Distephanus speculum</i>																
<i>Olisthodiscus luteus</i>																
BACILLARIOPHYCEAE																
<i>Bacterosira fragilis</i>																
cf. <i>Cerataulina dentata</i>															106920	
<i>Chaetoceros affinis</i>										17800	19980					
<i>C. calcitrans</i>				2230												
<i>C. curvisetus</i>			4440												6660	101190
<i>C. danicus</i>																8910
<i>C. debilis</i>	4440															
<i>C. cf. gracilis</i>																
<i>C. septentrionalis</i>	11880	142560	160380							71300						5565620
<i>C. similis</i>																4450
<i>C. subsecundus</i>										600						
<i>C. spp., 3-5 µm</i>	5940							1113090							400	
<i>C. spp., >5 µm</i>				8900				303570	499100						4440	
<i>Eucampia groenlandica</i>																
<i>Leptocylindrus danicus</i>															4440	427800
<i>Liemophora</i> sp.															200	
<i>Navicula</i> spp.							4450									
<i>Nitzschia closterium/longissima</i>	6660	15540	2220						4450	200		4440	8900	106920		11130
<i>N. "delicatissima"</i>			6660					32670	463450	89000	151470	2220	17800	1922610		32130
<i>N. seriata</i>															1400	142560
<i>N. spp.</i>								17820		13350	8880					
<i>Rhizosolenia delicatula</i>															1600	5940
<i>R. fragilissima</i>	4440								8900	13350	11100				13350	8910
<i>R. spp.</i>																
<i>Skeletonema costatum</i>	1247400	13261800	14260000			4440	289250	10523760	21817800	22250	2220			8900		1720230
<i>Striatella unipunctata</i>						400										
<i>Thalassionema nitroschoides</i>	1000	600	4440			200	400	800	4450	600	200				200	20790
<i>Thalassiosira angulata</i>	2220									4450						106950
<i>T. antarctica/gravida/rotula</i>																
<i>T. spp.</i>			4440	8880							2220					
Ubest. pennate diatomeer				285200		11880	117930	303570	142600			27240				2970

ART/DATO	Avløp	Avløp	Avløp	Avløp	Avløp	Avløp	Avløp	Avløp	Avløp	Avløp	Avløp	Avløp	Avløp	Avløp	Avløp	Avløp	Avløp	Avløp
	16.5.90	18.5.90	21.5.90	28.5.90	30.8.90	1.9.90	3.9.90	5.9.90	10.9.90	14.9.90	13.8.91	16.8.91	21.8.91	28.8.91				
EUGLENOPHYCEAE																		
Eutreptiella sp.		2220		570400														
PRASINOPHYCEAE																		
Halosphaera sp.																		
Pachysphaera sp.				607170					22250									
Pyramimonas spp.	2220	8900	53460	2276775	11880	89130	1619040	1354700	641700	17800	8900	35610	101190	220220				
UKLASSIFISERTE FLAGELLATER/MONADER																		
Flagellater, <5 µm	534600	17820	606050	124463700	133500	543690	32584790	24812400	2994600	178200	677160	1425600	8095600	5869194				
Flagellater, 5-10 µm	4450	8910	89100	4553550		89130	809520	427800	1568600	44500	17820	53460	404780	101190				
Flagellater, 10-20 µm			53460	1011900							13350							
Monader, <5 µm	534600	142560	784300	65267550	594000	2727380	65169580	67877600	5775300	686070	534600	3225420	11738620	43512990				
Monader, 5-10 µm	22250	8910	106920	4553550	23760	106960	607140	998200	1283400	53460	89100	160360	1011950	708351				
Monader, 10-20 µm	4450	8910					17820			17820	8910		809520					
Monader, 20-30 µm																		
ZOOMASTIGOPHORA																		
Ubest. krageflagellater										4450	6660	13350						
CILJATER																		
Mesodinium rubrum																		

HEMSKJELL	Inntak	Inntak	Inntak	Inntak	Inntak	Inntak	Inntak	Inntak	Inntak	Inntak	Inntak	Inntak	Inntak	Inntak	Inntak	Inntak	Inntak	Inntak
ART/DATO	16.5.90	18.5.90	21.5.90	28.5.90	30.8.90	1.9.90	3.9.90	5.9.90	10.9.90	14.9.90	13.8.91	16.8.91	21.8.91	28.8.91				
CRYPTOPHYCEAE																		
Ubest. cryptophyceer, 3-8 µm	8880				71280	64530	1212100	320850		4450	17760	53460						
Ubest. cryptophyceer, 9-12 µm	15540	17800			17820	11130					4440	35640						
Ubest. cryptophyceer, 13-18 µm	6660	8900	13350		11100		106950					26730	5940					
DINOPHYCEAE																		
Amphidinium sphenoides																		2970
A. sp.								5940										
Arcocellulus cornucervis																		
Ceratium furca																		
C. fusus					200													
C. longipes																		
C. tripos																		
Dinophysis acuminata																		
cf. Ebria tripartita																		
Entomosigma peridinioides		2220						53470	4440		11100	17800						800
Gymnodinium "lohmanni"			2220	4440														
Gyrodinium/Gymnodinium spp.								23760										2970
Heterocapsa niei	8880			17800	4440			89100										2970
H. triquetra										4440								
Kalodinium glaucum																		
K. rotundatum			8910															
Prorocentrum balticum		4450	2220						2220			17800						
P. micans	0	2220	2220	15540						400	6660							5940
Protoperidinium bipes		4450																
Scrippsiella trochoidea																		
Ubest. a thec. dinofl., <10 µm	6660		2970	8900	17760		35640	35650	4450	31150	4440	4450	600	2970				8900
Ubest. a thec. dinofl., 10-20 µm	11100	4450	5940	31150	13320		53460	29700	35600	66750	4440	8900	71280	31150				
Ubest. a thec. dinofl., >20 µm	2220	4450	2970	8900			2220	5940	4440			200	4450	11880				
Ubest. thec. dinofl., <10 µm		4450		4450			35650		4450									
Ubest. thec. dinofl., 10-20 µm	2220	4450	2970	44500	8880		35640	17820	26700	57850		13350	17800	31150				
Ubest. thec. dinofl., >20 µm		4450	2970		200					4450			600	5940				
Dinoflagellatycyster							11880											
PRYMNESIOPHYCEAE																		
Chrysochromulina spp.	8900	26730	17820	13350			285200	71300		11880		44560	26730					

ART/DATO	Inntak	Inntak	Inntak	Inntak	Inntak	Inntak	Inntak	Inntak	Inntak	Inntak	Inntak	Inntak	Inntak	Inntak	Inntak
	16.5.90	18.5.90	21.5.90	28.5.90	30.8.90	1.9.90	3.9.90	5.9.90	10.9.90	14.9.90	13.8.91	16.8.91	21.8.91	28.8.91	
PRASINOPHYCEAE															
Haetospaera sp.							606050	1212100							
Pachysphaera sp.								11880				4450			
Pyramimonas spp.	8880	17800	44550	4440		53470	1069500	356500	2220		2220	62390	66790	89000	
UKLASSIFISERTE FLAGELLATER/MONADER															
Flagellater, <5 µm	160200	302940	1818150	40050	543510	2852000	12547560	6345700	837540	2156220	280350	1479060	534600	249550	
Flagellater, 5-10 µm	6660	35640	53460	4450	8900	196070	404760	356500	40050	17820		35640	71280		
Flagellater, 10-20 µm			17820	4450					4440						
Monader, <5 µm	347100	392040	1033850	53400	1568160	8021250	16190400	5704000	1336500	2726460	231400	2816510	1853280	4812750	
Monader, 5-10 µm	2220		35640	8900	13350	231720	202380	641700	62300	77220	11120	89170	100980	71300	
Monader, 10-20 µm	2220			4450	2220	2230		71300	8900	5940	4450				
Monader, 20-30 µm								35650							
ZOOMASTIGOPHORA															
Ubest. kragflagellater	62370	71280	1319050		35520		71300					6660	26740	249550	
CILIATER															
Mesodinium rubrum															