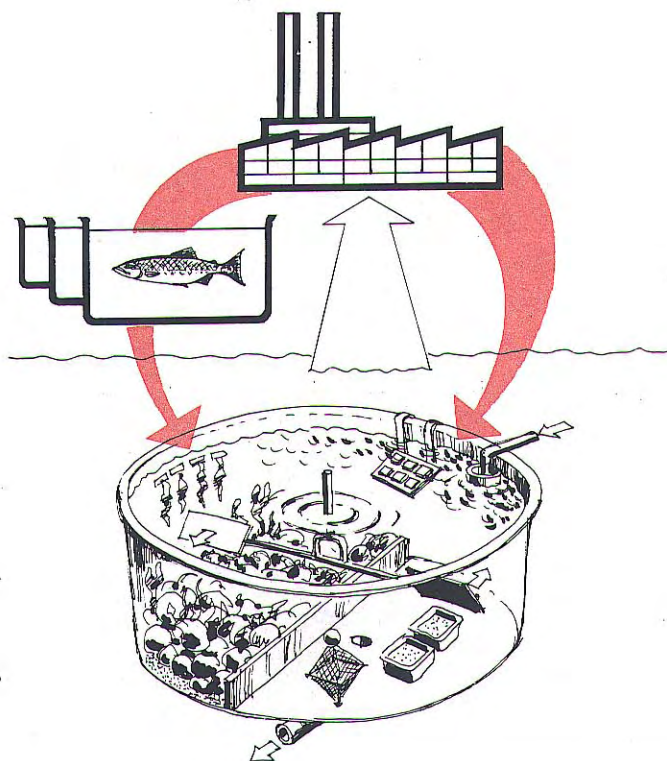


O-88143

# Kombinerte effekter av kjølevann og oppdrett på marine bunnsamfunn

Et økosystem-eksperiment



# NIVA - RAPPORT

Norsk institutt for vannforskning  NIVA

Prosjektnr.: O-88143 E-89470	Undernr.:
Løpenr.: 2743	Begr. distrib.:

<b>Hovedkontor</b> Postboks 69, Korsvoll 0808 Oslo 8 Telefon (47 2) 23 52 80 Telefax (47 2) 95 21 89	<b>Sørlandsavdelingen</b> Televeien 1 4890 Grimstad Telefon (47 41) 43 033 Telefax (47 41) 44 513	<b>Østlandsavdelingen</b> Rute 866 2312 Ottestad Telefon (47 65) 76 752 Telefax (47 65) 78 402	<b>Vestlandsavdelingen</b> Breiviken 5 5035 Bergen - Sandviken Telefon (47 5) 95 17 00 Telefax (47 5) 25 78 90	<b>Akvaplan-NIVA A/S</b> Søndre Tollbugate 3 9000 Tromsø Telefon (47 83) 85 280 Telefax (47 83) 80 509
--	---	--	--	--

<b>Rapportens tittel:</b> Kombinerte effekter av kjølevann og oppdrett på marine bunnsamfunn  Et økosystemeksperiment	<b>Dato:</b> 1. juni 1992 <b>Trykket:</b> NIVA 1992
<b>Forfatter(e):</b> Torgeir Bakke John Arthur Berge Bjørn Braathen Frithjof Moy  Haakon Oen Are Pedersen Mats Walday	<b>Faggruppe:</b> Olje - gass  <b>Geografisk område:</b> Sør-Norge  <b>Antall sider:</b> 201 <b>Opplag:</b>

<b>Oppdragsgiver:</b> Statkraft	<b>Oppdragsg. ref. (evt. NTNf-nr.):</b> 8100HAKS/T41-402.4
------------------------------------	---

Ekstrakt: Virkninger av kjølevann med 3°C overtemperatur ble undersøkt over to år i eksperimentelle hard- og bløtbunnsamfunn i bassenger ved Marin Forskningsstasjon Solbergstrand. Samfunnene etterliknet forholdene på 10-15 m dyp. Eksperimentet omfattet kjølevann alene og i kombinasjon med utslipp fra landbasert oppdrett. Overtemperaturen påvirket i liten grad vannets øvrige fysiske og kjemiske forhold. Overtemperaturen hadde omtrent i like stor grad positive som negative virkninger på enkeltarters vekst, omsetning og dødelighet. Det var også en signifikant virkning på samfunnsstruktur på hardbunn, men ikke entydig på bløtbunn. Rekruttering til hardbunn ble i liten grad påvirket, men totalt rekruttert biomasse gikk ned. Den kombinerte belastningen ga først og fremst summerte og forsterkede virkninger, men også nøytraliserende, i forhold til enkeltbelastningene hver for seg. Forsøksresultatene bør først og fremst kunne overføres til naturlige bunnsamfunn langs kysten av Sør- og Vest-Norge, og til hele algevegetasjonsbeltet.

4 emneord, norske

1. Kjølevannseffekter
2. Fiskeoppdrett
3. Hardbunnsamfunn
4. Bløtbunnsfauna

4 emneord, engelske

1. Thermal effluent effects
2. Fish farming
3. Hard bottom community
4. Soft bottom fauna

Prosjektleder  
  
Torgeir Bakke

For administrasjonen  
  
Merete Johannessen

ISBN 82-577-2096-8

Norsk institutt for vannforskning

**O-88143**

**KOMBINERTE EFFEKTER AV  
KJØLEVANN OG OPPDRETT PÅ  
MARINE BUNNSAMFUNN**

**ET ØKOSYSTEM-EKSPERIMENT**

Oslo, 1. juni 1992.

Prosjektleder:

Torgeir Bakke

Medarbeidere:

Liv Berg  
John Arthur Berge  
Bjørn Braathen  
Frithjof Moy  
Haakon Oen  
Are Pedersen  
Mats Walday

## Forord

*Den foreliggende rapporten presenterer resultatene fra en eksperimentell undersøkelse av kjølevannsvirkninger på marine bunnsamfunn på grunt vann. Arbeidet er gjennomført på oppdrag fra Statkraft, Statoil og Norsk Hydro i perioden 1988 - 1991. Norsk institutt for vannforskning (NIVA) har hatt det faglige og økonomiske ansvaret for gjennomføringen. En styringskomité har vært oppnevnt for kontroll med faglig og økonomisk fremdrift.*

*Målsetningen med prosjektet har vært å undersøke effekter over lang tid av sjøvann oppvarmet 3°C over normal-temperatur, dels alene, dels i samvirke med utslipp av sjøvann fra landbasert oppdrett. Dette er gjort for å vinne kunnskap om hvordan kronisk overtemperatur vil virke på samfunn relevante for norske marine områder og om hvorvidt bruken av kjølevann til oppdrett vil forsterke eventuelle miljøeffekter i forhold til utslipp av rent kjølevann og utslipp fra tradisjonelt landbasert oppdrett.*

*Prosjektet er gjennomført på NIVA Marin Forskningsstasjon Solbergstrand (MFS), ved bruk av 8 parallelle eksperimentelle økosystemer der hard- og bløtbunnsamfunn fra ca. 10 m dyp ble etablert i fibreglassbassenger. Prosjektet ble startet i 1988 med en litteraturundersøkelse, rapportert i egen rapport (Bakke et al., 1988), parallellt med den tekniske etablering av modell-samfunnene. Belastningen startet 25. april 1989 og varte for kjølevann til 20. august 1991, for den kombinerte belastningen med kjølevann og avløp fra fisk til 15. november 1990.*

*Prosjektansvarlig hos NIVA har vært forskningssjef Torgeir Bakke. Foruten ham har følgende personer hatt faglig ansvar for deler av prosjektet: forsker Are Pedersen og forsker Frithjof Moy (vannkjemi, effekter på bentiske makro- og mikroalger og på hardbunnsamfunn samlet), forsker John Arthur Berge (effekter på bløtbunnsamfunn), forskningsassistent Mats Walday (effekter på fastsittende dyr), forskningsleder Bjørn Braathen (karakterisering av utslipp fra oppdrett). Daglig leder Håkon Oen, MFS, har hatt ansvar for oppbygging og teknisk kontroll av eksperiment-anlegget og for prøvetaking og måling av miljøparametre. Alle disse har bidratt i utformingen av sluttrapporten.*

*Avd. sekretær Liv Berg har vært prosjektsekretær og har også stått ansvarlig for teknisk ferdigstillelse av sluttrapporten.*

*Styringskomitèens medlemmer har vært: Jens P. Taasen (Statkraft), Terje Kleppe (Statoil), Berit Wiig/Leif Ongstad (Norsk Hydro) og Sigurd Hagen (SFT).*

*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, Frank Kjellberg, Unni Efraimsen, Bodil Ekstrøm og Tom Tellefsen (fagteknisk assistanse), Brage Rygg og Pirkko Rygg (identifisering av bløtbunnsfauna), Terje Hopen (tilrettelegging av miljødata på EDB), Torbjørn M. Johnsen og Pål Brettum (identifisering av diatomeer).*

*NIVA, Oslo, 1. juni 1992.*

*Torgeir Bakke  
prosjektleder.*

# INNHOOLD

# SIDE

Forord	2
Utfyllende sammendrag	6
Executive summary	17
1. INNLEDNING	35
1.1 Målsetning	35
1.2 Bakgrunn	35
2. OPPLÈGG OG GJENNOMFØRING	37
2.1 Litteraturundersøkelse	37
2.2 Teknisk etablering og drift	39
2.3 Samfunnsetablering	43
2.3.1 Hardbunnssamfunn	43
2.3.2 Bløtbunnssamfunn	44
2.3.3 Utvalgte populasjoner	45
2.4 Belastningsmønster	46
2.4.1 Temperatur	47
2.4.2 Utslipp fra oppdrett	47
2.5 Tidsforløp og hovedhendelser	54
2.6 Metodikk delprosjekter	55
2.6.1 Samfunnsstruktur på hardbunn	55
2.6.2 Samfunnsrekruttering på hardbunn	56
2.6.3 Organisk omsetning i alger	58
2.6.4 Utvalgte algepopulasjoners biologi	58
2.6.5 Utvalgte dyrepopulasjoners biologi	60
2.6.6 Bløtbunnssamfunn	64
3. RESULTATER OG DISKUSJON	67
3.1 Miljøbetingelser	67
3.1.1 Temperatur	67
3.1.2 Saltholdighet	72
3.1.3 Oksygen	75
3.1.4 Lys	79
3.1.5 Næringssalter og totalt organisk karbon	81
3.1.6 Partikkelinnhold	85
3.1.7 pH	93
3.2 Samfunnsstruktur på hardbunn	96
3.3 Samfunnsrekruttering på hardbunn	102
3.3.1 Rekruttering på granittheller	102
3.3.2 Rekruttering av fauna på kunstig substrat	111
3.4 Organisk omsetning i alger	121
3.5 Utvalgte algepopulasjoners biologi	134
3.5.1 Vekst og dødelighet av fastsittende alger	134

3.6	Utvalgte dyrepopulasjoners biologi	142
3.6.1	Vekst og dødelighet - fastsittende dyr	143
3.6.2	Vekst og dødelighet - bevegelige dyr	156
3.6.3	Næringsfysiologi, energiomsetning	159
3.7	Bløtbunnsfauna	165
3.7.1	Fysisk/kjemiske forhold i sedimentet	165
3.7.2	Bløtbunnsfauna	175
4.	SAMMENFATTENDE DISKUSJON	185
4.1	Virkninger av overtemperatur	185
4.2	Virkninger av avløp fra oppdrett	188
4.3	Kombinert effekt av temperatur og oppdrett	190
4.4	Resultatoverføring til resipientforhold	192
4.5	Eksperimentell erfaring	194
5.	KONKLUSJONER	196
6.	LITTERATUR	198

# UTFYLLENDE SAMMENDRAG

## BAKGRUNN

På oppdrag fra STATKRAFT, STATOIL og NORSK HYDRO har Norsk institutt for vannforskning (NIVA) gjennomført eksperimentelle undersøkelser av virkninger av kjølevann på marine samfunn i bassenger. Prosjektet ble gjennomført på Marin Forskningsstasjon Solbergstrand (MFS) over en periode på 3 år fra høsten 1988 til høsten 1991. Denne rapporten er sluttrapport for prosjektet.

Prosjektet har hatt som mål å generere kunnskap om et norsk kyst-økosystems reaksjon på kronisk tilførsel av henholdsvis kjølevann (oppvarmet sjøvann), utslipp av sjøvann fra landbasert oppdrett og kombinasjonen av de to faktorene. Det siste er begrunnet i planene om å anvende kjølevannensenergien i oppdrett. Undersøkelsene har tatt sikte på å belyse effekter på flere økologiske nivåer (samfunn, populasjon, individ) i marine hard- og bløtbunns-samfunn under tidevannssonen (sublittoral-samfunn).

Som innledning til prosjektet ble det gjennomført en litteraturundersøkelse av kjølevannsvirkninger med hovedvekt på litteraturen i perioden 1980-88. Litteraturundersøkelsen ble brukt i detaljplanleggingen av eksperimentet og er rapportert i egen rapport (Bakke et al. 1988).

## GJENNOMFØRING

Prosjektet ble gjennomført som et eksperiment over 2 år der hard- og bløtbunns-samfunn etablert i fiberglassbassenger ble tilført enten ubehandlet sjøvann fra 13 m dyp (kontroll - K), samme sjøvann med kronisk overtemperatur på +3°C (varme - V), samme sjøvann ledet gjennom kar med oppdrettsfisk (fiskeproduksjon - F), eller kombinasjon av disse sjøvannstypene (varme og fisk - VF). 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 m<sup>3</sup> hver). 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 dm<sup>3</sup> volum hver pr. basseng). Dette grunnleggende modellsamfunnet dekket ca. 6 m<sup>2</sup> 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. Videre ble lave åpne kasser (0.24 m<sup>2</sup> areal hver) med sjøbunnsediment satt på bunnen utenfor Solbergstrand for etablering av bløtbunnsfauna over en periode på 15 måneder. Faunasammensetningen ble analysert på fire kasser i mai 1989, og to kasser ble overført til hvert av modellsamfunnene og holdt der i 12 måneder. Miljøforhold i kassene ble målt med elektroder for pH, redoks og sulfid 3 ganger i perioden. Faunasammensetningen ble også undersøkt i alle bassengkassene ved avslutningen.

Vanngjennomstrømningen var kontinuerlig på 1 m<sup>3</sup>/time pr basseng. Råvannet ble pumpet fra ca. 13 - 16 m dyp utenfor MFS. Bassengene var utstyrt med rotoror for etterlikning av vekslende tidevannstrøm og ble plassert under tak, i dagslys med redusert intensitet. Sjøvann med overtemperatur ble laget ved å lede deler av råvannet gjennom en tank på 2 m<sup>3</sup> utstyrt med elektriske varmekolber (totalt 27 kWh) som varmet opp vannet, slik at det etter blanding med råvann i forhold 1:1 ga 3°C over-temperatur. 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, og 1:1 med oppvarmet vann før det ble ledet til VF-bassengene.

Belastningen startet 25.04.89. I november 1990 ble den kombinerte belastningen (VF) avsluttet. Bassengene som hadde hatt VF-belastningen, ble fortsatt holdt i gang, men bare eksponert til overtemperatur på 1°C. Belastningen med varme (V) og fra oppdrett (F) ble opprettholdt til ut august 1991.

## **DELPROSJEKTER OG 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. Bassengene med varmpåslag hadde jevnt over 3°C overtemperatur fram til november 1990 hvorefter temperaturpåslaget i VF ble redusert til 1°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 sprangområdet. 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 og VF enn i K og V. I K og V, samt i VF i 1991, var produksjon/vekst hos algene i disse bassengene sannsynligvis næringssaltbegrenset, og da av fosfat. Næringssaltkonsentrasjonene i VF var lavere enn i F noe som tyder på en høyere produksjon og mulig tilvekst av bakterier i VF. Mellom K og V var forholdet motsatt med lavere næringssaltinnhold i K, noe som kan antyde en større produksjon i K enn i V.

Sesongvariasjon i oksygeninnhold 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 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. I snitt over hele perioden var partikkeltilførselen til K-bassengene ca. 5% høyere enn til V-bassengene. Tilførselene til F og VF var entydig høyere enn til K og V, 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<sub>2</sub>.

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. 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 deretter i K, mens samfunnene reagerte minst på lysøkning i V og VF.

Effekten av varme og vann fra fiskeproduksjon førte til at samfunnsstrukturen utviklet seg signifikant forskjellig i de ulike belastningene. V og VF var forholdsvis lik, men av de to var V likevel mest lik kontrollsamfunnet (K). Belastningen fra fiskeproduksjon viste seg å endre samfunnsstrukturen mest.

### **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 .

Rekruttering av fauna ble også registrert ved at det ble hengt ut slipte plastplater med og uten skyggekant som nedslagsfelt i alle bassengene. Platene var av PVC, gråfargede eller hvite. Platene ble med jevne mellomrom fotografert under vann. Ved analyse av bildene ble alle tilstedeværende arter/kategorier av alger og dyr, samt dekningsgraden av dem registrert.

Det var signifikant forskjell i artssammensetning på rekrutter til korttidshellene til ulike tider av året. Det var også signifikant forskjell i rekruttsammensetning mellom de fire behandlingene, men sesongeffekten var større enn effekten av varme og av fiskeproduksjon hver for seg. Den korte rekrutteringstiden (hellene stod ute i 2 måneders perioder) kan forklare at sesong slo sterkere ut enn belastningene. På langtidshellene (suksessivt innsamlet fra forsøkets start) ga belastningene større utslag. Artssammensetningen i K utviklet seg til å bli signifikant forskjellig fra alle andre bassenger. Klorofyll-innhold, tørrvekt og næringssaltinnholdet i bassengene, ga alle indikasjoner på at forholdene i K var noe bedre enn i V, mens V på sin side var vidt forskjellig fra F. Bassengene K, V og tildels VF var alle ulik F. Dette kan indikere at belastningen fra varme og fiskeproduksjon virket forskjellig. Effekten av vann fra fiskeproduksjon så ut til å gi de største endringer. Effekten av varme og fiskeproduksjon sammen syntes å motvirke hverandre.

Rekrutteringen til de grå PVC-platene viste størst total artsrikhet i F-bassengene. Dekningsgraden av svamp, trekantmark og blågrønnalger var også størst i F og signifikant høyere enn i K. Belegget av benthiske diatomeer derimot hadde over perioden lavest dekningsgrad i F, men forskjellen var ikke signifikant og skyldes til en viss grad overgroing av blågrønnalger. Forskjellen mellom bassengene var mest markant på substrater nær overflaten.

Hovedinntrykket var at de fiskebelastede bassengene (F og VF) kvalitativt og kvantitativt hadde størst rekruttering av dyr. V skilte seg ikke nevneverdig fra K. Tilstedeværelsen av blågrønnalger var mot slutten av forsøket stor i alle de belastede bassengene, og særlig i F. Overgroing fra blågrønnalger vil ofte lede til dødelighet hos de organismene som dekkes, noe dette forsøket også viste.

### 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. Stortare i V vokste best, mens kombinasjonen VF syntes til en viss grad å motvirke hverandre. Hummerblekke likte seg best i bassengene før november 1990 og økte betydelig i forekomst, men med en antydning til fosfor-begrensning i K og VF i 1991.

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

### 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 (*Laminaria hyperborea*) og sukkertare (*L. saccharina*) ble i to omganger (desember 1989 og 1990) samlet inn ved Drøbak og etablert i bassengene, - 20 planter i hvert basseng.

Forsøkene viste at overtemperatur førte til økt dødelighet av stortare. Dødeligheten økte også med reduksjon i lysklimaet. Ved et lysklima på 6 - 7% av innstrålt lys var dødeligheten i V 33%, mens ved et lysklima ned mot kompensasjonsdypet var dødeligheten omtrent det dobbelte. Ved den kombinerte belastningen økte dødeligheten til nær 100%. I kaldtvannsbassengene var dødeligheten etter 2 måneders eksponering 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%) og overtemperatur på bare +1°, var 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 og lavest i VF.

Forsøkene med sukkertare viste stor dødelighet i bassengene med varmepåslag. Ved overtemperatur på 3° og svakt lys døde rundt 70% av plantene innen 2 måneder. De overlevende individer viste imidlertid den langt høyeste veksthastigheten. Det viser at det kan være store individuelle forskjeller, og at en kan forvente en tilpasning ved et varmtvanns-utslipp. Sukkertareplantene i F viste sterk mistrivsel med svært lav tilvekst og etter 4 måneder var alle plantene døde.

I det gjentatte vekstforsøket med økt lystilgang og 1 grads temperaturforskjell var resultatene endret. I de kalde bassengene var veksten av sukkertare nå det dobbelte av tilveksten målt i V og VF. Dødeligheten var fremdeles høyest i V.

Vekst av havsalat (*Ulva lactuca*) ble målt som gjennomsnittelig vektøkning over 3 uker av 20 bladskiver i hver behandling. Sterkest vekst ble funnet for planter eksponert for både varmpåslag (+3°) og vann fra fiskeoppdrett (VF). Varmepåslag ga også større grad av sporulering hos *Ulva*. Ut fra dette kan en anta at veksten av *Ulva* og andre hurtigvoksende alger vil øke ved en temperaturøkning, samtidig med at potensialet for øket biomasse øker med større grad av sporulering. 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.

### Utvalgte dyrepopulasjoners biologi

Vekst og mortalitet hos utvalgte dyr ble registrert på basis av gjentatt fotografering av flater der dyrene vokste, og analyse av bildene etter digitalisering. Ut fra fotografiene ble dyrenes tilvekst mellom hver prøvetaking beregnet. For noen arter ble vekst beregnet på grunnlag av direkte målinger.

Trekantmark (*Pomatoceros triqueter*) ble fotografert dels på stein samlet inn for formålet, dels på ytterveggene av bløtbunnskassene. Sekkedyr (*Dendrodoa grossularia*) ble fotografert på steinene i hovedsamfunnet. Mosdyrene (*Membranipora membranacea*) ble samlet inn som kolonier på tare fra området utenfor MFS. Biter av lamina med mosdyr-kolonier på ble hengt ut i kammer i hvert basseng. Kolonienes areal ble beregnet fra bildene. Vekst og dødelighet hos rur (*Balanus balanoides*) ble gjort på basis av fotografering av dyr som slo seg ned på strømsetterne. Størrelse ble målt som areal av skallets projeksjon på substratet.

Populasjoner med juvenile harpeskjell (*Chlamys operculata*) ble skaffet fra oppdrettsfirma og fordelt i nettingbur i hvert basseng. Blåskjell (*Mytilus edulis*) ble samlet sør for MFS og plassert i bur, men bare i K- og V-bassengene (1991). Vekst og dødelighet ble registrert ved lengdemåling og opptelling, og næringsopptak og oksygenforbruk målt på tilfeldige utvalg av individer. Populasjoner av eremittkreps (*Pagurus bernhardus*) ble samlet på 2 - 8 m dyp utenfor MFS og sluppet fritt i bassengene. Vekst ble målt som klolengde og næringsopptak registrert på tilfeldige utvalg av individer.

Hos trekantmark hadde dyrene i de fiskebelastede bassengene, F og VF, den høyeste vekstraten sett over hele perioden. De første 5 månedene av forsøket var veksten lavere i F-populasjonen enn i K, men omtrent 1 år senere var den ca. 4 ganger høyere. Kombinasjons-belastningen (VF) ga midlertidig en høyere vekstrate enn i K. Overtemperatur alene (V) så ut til å virke svakt negativt på vekstrate hos trekantmark.

Sekkedyr fikk en økt vekst i V, og dette er i samsvar med resultater fra andre undersøkelser. I begynnelsen av forsøket var dødeligheten hos V-populasjonen høy, men de gjenlevende overlevde resten av forsøkestiden. De fiskebelastede (F og VF) sekkedyrene hadde omtrent samme vekstrate som K, men dødeligheten var noe større.

Vekstraten hos mosdyr var i begynnelsen høyest hos de fiskebelastede (F og VF) bestandene. Overtemperatur alene ga den laveste dødeligheten og etterhvert bedre tilvekst enn de andre populasjonene. Eksperimentelle problemer og dårlig forfatning på forsøksdyrene gjorde at resultatene fra mosdyrforsøket ikke bør tillegges for stor vekt.

Rur hadde den kraftigste tilveksten i bassengene med kombinert belastning, men også den høyeste dødeligheten. Rur i F og V hadde en høyere tilvekst enn i K. Overlevelsen var best hos de rur som var utsatt for overtemperatur alene (V).

Vekstrate hos harpeskjell fra K-populasjonen var tilnærmet normal sett i forhold til andre undersøkelser. Veksten i K og V var lik. F- og VF-populasjonene hadde signifikant lavere vekst, sannsynligvis på grunn av nedslamming. Overlevelse var høyest i K-bassengene, primært første sommeren.

Overtemperatur virket negativt på vekst hos blåskjell, til tross for positiv virkning på energi-balansen i vinterperioden.

Det var tendens til høyere antall strandkrabber i varme bassenger og lavere i fiskebelastede etter 8 måneders belastning. Tettheten av sjøstjerner (*Asterias rubens*) på samme tid var størst i KF og VF, men med klart høyeste gjennomsnittsstørrelse i K. Sjøpinnsvin (*Psammechinus miliaris*) viste lavere gjennomsnittsstørrelse i F og VF enn i K og V.

Hos eremittkreps var veksten lavere i bassengene med overtemperatur (V og VF) enn i K, men bare VF viste lavere fødeopptak. Dette kan ha sammenheng med appetitt. Dødeligheten var jevnt over også størst i bassengene med varmepåslag, sannsynligvis gjennom større predasjon fra strandkrabber. Det er derfor usikkert om tilsynelatende lavere vekst i varme bassenger egentlig skyldtes størrelses-selektiv predasjon.

Næringsfysiologi hos de to filtrerende muslingene harpeskjell og blåskjell viste at filtreringshastigheten var sesongavhengig og med lavest aktivitet om vinteren. Temperaturpåslag hadde begrenset virkning på filtrering i den varmeste sesongen (august) hos begge artene ved at de gjennom akklimatisering justerte filtreringen til omtrent samme nivå. I den kaldeste sesongen (februar) var temperaturen for lav til full akklimatisering, men temperaturpåslaget muliggjorde dette. Derved hadde V-populasjonene betydelig høyere filtrering og derved også næringsopptak enn K-populasjonene for begge artene i den kaldeste vinterperioden. Oksygenforbruk i den samme perioden var langt mindre påvirket av temperaturpåslaget.

Konklusjonen er at temperturpåslaget satte begge disse artene i en forbedret næringssituasjon i den kalde årstiden, men hadde ingen klar virkning i den varme årstiden. Belastning fra oppdrett ga klart redusert filtreringshastighet, men dette ble delvis kompensert ved forhøyet mengde suspenderte partikler i vannet.

Næringsopptak hos eremittkreps var entydig lavest ved kombinert belastning, mens varme og vann fra oppdrett hver for seg ikke ga utslag.

### **Virkninger på bløtbunnsamfunn**

Varmepåslaget alene hadde ingen systematisk effekt på de fysiske/kjemiske forholdene i sedimentet og heller ikke på bløtbunnsfaunaens struktur. Effekter av varmepåslaget alene ble imidlertid observert på art/gruppe nivå, eksempelvis var polychaeten *Nereis virens* negativt påvirket (reduert tetthet).

Avløpet fra fiskeproduksjon viste en entydig negativ effekt på forholdene i sedimentet (reduert redokspotensial og pH) og hadde en signifikant negativ effekt (reduert tetthet) på polychaetene *Scoloplos armiger* og *Nereis virens*. Kun i VF basseng ble det observert sulfid i sedimentet. I kombinasjon med avløp fra fiskefôr ble det imidlertid observert en positiv effekt på enkeltarter av krepsdyr (*Apherusa bispinosa*, *Jaera albifrons* og en ikke identifisert mysid).

## SAMMENFATTENDE DISKUSJON

### Virkninger av overtemperatur

Målsetning med prosjektet var å undersøke langtidseffektene av en overtemperatur som var realistisk for resipienten for et kjølevannsutslipp og samtidig så høy at effekter kunne tenkes å ville manifestere seg. En overtemperatur på 3°C var et kompromiss og representerer den belastning som kan forekomme i nærsonen av et utslipp etter primærfortynningen, eventuelt i områder der kjølevann stues opp på grunn av topografien. Muligheten til å forutsi hvordan et helt økosystem vil reagere på overtemperatur er egentlig svært liten, men det resultatene fra prosjektet bør kunne brukes til, er å skalere graden av effekter av en realistisk overtemperatur på en del sentrale organismer under naturlige forhold og se om disse går i en forventet retning.

Overtemperaturen påvirket i liten grad bassengvannets fysiske og kjemiske forhold. Oksygenkonsentrasjonene var noe lavere i varmebassengene, sannsynligvis fordi varmt vann inneholder mindre oksygen i mettet tilstand enn kaldt. Likeledes var pH svakt lavere i varme bassenger enn i tilsvarende kalde. Varmebassengene hadde videre et høyere innhold av fosfat og nitrat enn de kalde, men dette var ikke en direkte temperatureffekt, heller en effekt av endringer i produksjonsforhold forårsaket av temperaturpåslaget. Varmen hadde ikke alene noen systematisk effekt på bunnsedimentenes fysisk-/kjemiske forhold.

Samfunnsendringene var til dels store over tid i alle bassengene, og forandringene var i stor grad parallelle og synkrone. Forskjellene som utviklet seg mellom "varme" og "kalde" samfunn, viste at overtemperaturen hadde liten, men signifikant virkning på utviklingen i total samfunnsstruktur på hardbunn over tid.

På bløtbunn var det ingen entydige effekter av varme alene på samfunnsstruktur. Noe av forklaringen på manglende følsomhet på bløtbunn kan være at samfunnet i utgangspunktet var relativt fattig, men i og med at samfunnsstrukturen ble klart påvirket av vann fra fisk, bør mangelen på effekter betraktes som reelle. Overtemperaturen førte ikke til dominans av opportunistiske arter.

Effekten av overtemperatur på kolonisering av alger og dyr til utplassert underlag var marginale og viste seg kun som redusert totalt rekruttert biomasse.

Effekten av varmpåslag på enkeltarters vekst, omsetning og dødelighet varierte med sesong og art. Dette var ikke uventet. Varmen hadde både positiv og negativ innflytelse, og det var heller ikke noe entydig mønster at varme virket samme vei på overlevelse og på vekst innen en og samme art. Grovt sett var det like mange positive som negative påvirkninger av temperatur på det utvalg av arter som ble undersøkt.

Det samlede inntrykket var at selv om 3°C overtemperatur hadde til dels klare virkninger på enkeltarters og enkeltindividets biologi, var virkningene ikke entydig negative eller positive, og at de i ulik grad har motvirket hverandre, slik at total samfunnsstruktur både på hard- og bløtbunn i liten grad ble påvirket.

### Virkninger av avløp fra fiskeproduksjon

Denne belastningen ble inkludert i prosjektet som en form for referanse relatert til den kombinerte belastningen av varme og oppdrett. Bare ved å ha samtidig informasjon om hvordan utslipp fra fiskeoppdrett virket alene på forsøks-samfunnene, var det mulig å gi gyldig bedømmelse av den kombinerte belastningen. På samme måte som ved overtemperaturen, var 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. Suksesjonsmønsteret 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 og V. Under andre forhold kan imidlertid slik økt næringssalttilgang føre til overproduksjon og følgelig organisk overbelastning.

Tilførselen fra fiskeproduksjon hadde entydig negativ virkning på bløtbunnssamfunnet, både på fysisk/kjemiske parametre og på bløtbunnsfaunaen. Likevel inntrådte ikke noen økning i antallet små opportunistiske børstemark eller nedgang i krepsdyr, som forventet ved slik belastning. En forklaring kan være at det samfunn som etablerte seg i kassene i fjorden i utgangspunktet var relativt tolerant for organisk anrikning.

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 og færre positive responser på denne belastningen enn på varme. 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.

Summert må kunne sies at belastningen med vann fra fiskeproduksjonen i hovedsak ga negative effekter på enkeltarter og på bløtbunn både direkte og via endring i vann- og sedimentkvalitet. Videre var det en mye klarere forandring i samfunnsstruktur over tid under denne belastningen enn i kontrollsamfunnene, men i en positiv retning når lysforholdene ikke lenger var en minimumsfaktor. Hovedinntrykket av kraftigere reaksjon på belastningen fra oppdrett enn belastningen fra varme er derfor fremtredende.

## Kombinert virkning av temperatur og fiskeproduksjon

Målsetningen med denne del av forsøket har vært å belyse om kjølevannet etter bruk i oppdrett hadde større, eventuelt mindre virkning på resipienten enn om det var blitt sluppet direkte ut. Det har derfor vært av primær interesse å se om effektene ble større enn summen av de to enkeltbelastningene (synergisme) eller om effektene motvirket hverandre (antagonisme) når de kom i samme utslipp.

Virkningene av den kombinerte belastningen på oksygen og pH var i hovedtrekk additiv: varme og oppdrett virket i samme retning, og i den kombinerte belastningen ble dette forsterket grovt sett tilsvarende sum-effekten. For næringssaltene var det en klar tendens til at varme og oppdrett skjøv konsentrasjonene oppover, den kombinerte belastningen dreide nivåene tilbake mot kontrollen. Den sannsynlige årsaken var en større algeproduksjon (vesentlig benthiske diatomeer) ved kombinert belastning enn ved enkeltbelastningene og derved større binding av næringssaltene.

Mikroalgene som koloniserte steinhellene viste et annet suksesjonsmønster ved kombinert belastning enn ved enkeltbelastningene, men det er ikke mulig å bedømme additivitet/synergisme i en slik kvalitativ utvikling. Biomasseregistreringene viste at den kombinerte belastningen dreide forholdene tilbake mot kontrollen og hadde således en "nøytraliserende" effekt. Rekrutteringen (spesielt av trekantmark og svamp) til PVC-plater må tolkes til å være additiv.

Virkningene av den kombinerte belastningen på samfunnstruktur på hardbunn var moderat. VF-bassengene fulgte i store trekk det samme mønsteret som K og V helt frem til de ble omgjort til +1°C-bassenger, og også etter dette. Dette indikerer en dempende virkning av den kombinerte belastningen i forhold til virkningen av oppdrettsvann alene.

Sulfid i sedimentet ble kun registrert i den kombinerte belastningen, og siden varme alene ikke påvirket sedimentkjemien i nevneverdig grad, må dette tolkes som en forsterkende negativ effekt av kombinasjonen. Det er sannsynlig at temperaturøkningens latente virkning på nedbrytningsprosessene i sedimentet ikke har manifesterte seg før det ble tilført en tilstrekkelig mengde organisk materiale som kunne brytes ned. Bløtbunnsforsøkene viste også en positiv synergisme ved en tetthetsøkning av enkelte krepsdyr i VF som overgikk summen av tetthetene av de samme dyr i V og F hver for seg. En slik effekt kan forklares med at både mattilgang og øket temperatur var nødvendige forutsetninger for populasjonsøkning.

Effektene av den kombinerte belastningen på makroalgens vekst, omsetning og overlevelse reflekterte både synergistisk, additiv og antagonistisk virkning avhengig av art og responstype, men med en overvekt av antagonistiske effekter. C:N:P-forholdet viste at den kombinerte belastningen var ugunstig for rødalgen rødkluft, men det var ingen effekt av varme og oppdrett enkeltvis. Dette kan tyde på en synergistisk effekt. Det motsatte var tilfelle med en annen rødalge, - hummerblekke. Forskjellen kan skyldes ulik toleranse for andre faktorer, f.eks. lysforhold.

Tilvekst og dødelighet hos trekantmark, sekkedyr og mosdyr reflekterte i store trekk en additiv virkning av den kombinerte belastningen, mens veksten hos harpeskjell indikerte additiv virkning i sommerperioden og synergisme på høsten og vinteren. Det ble også påvist synergistisk effekt av den kombinerte belastningen på harpeskjellenes filtreringsrate og på næringsopptak i eremittkreps.

Summert var det altså ikke noe entydig mønster for virkningen av den kombinerte belastningen i forhold til enkeltbelastningene. Både summerte, forsterkende og nøytraliserende virkninger ble påvist i ulike deler av samfunnet. Samlet sett var det likevel en overvekt av enten summerte eller forsterkende virkninger, bortsett fra hos de store algene, og dette støtter det generelle visuelle inntrykket fra og med høsten 1989 - at de verste forholdene fantes i de kombinerte bassengene.



Dette inntrykket var i hovedsak basert på større nedslamming i VF, som til dels skyldtes større vekst av benthiske diatomeer, sammen med forsterket turbiditet, samt lett synlige hvite flekker av døde kalkalger som ikke ble påvist i de andre bassengene. Resultatene viste at effektene også i flere andre sammenhenger var tydeligst i de kombinerte bassengene.

### **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 verstetilfelle. Mangel på ensrettede effekter under slike forhold gir derfor en viss trygghet for at slike effekter heller ikke vil forekomme i resipienten.

Prosjektet har hatt som mål å gi resultater som kan anvendes på sublittorale samfunn i kjølevann-resipienter generelt langs sør-norsk kyst. Utsagnskraften er likevel større, jo større likheten mellom forsøks-samfunnene og disse samfunnene er. Sommert 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.

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 voksegrens for makroalger, etter økning av lystilgangen omtrent nedre halvdel av algesonen. Dette samsvarer grovt sett med det dypet hvor kjølevann vil innlagres og transporteres for de fleste eksisterende og prosjekterte kjølevannutslipp i Norge. De valgte forsøks-samfunn skulle derfor også dybdemessig være relevante.

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 funne 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 både for bløt- og hardbunn viser moderate virkninger av overtemperatur, klarere virkninger av oppdrettsvann. Den kombinerte belastningen ga forsterkede effekter på bløtbunn, formidlet gjennom sedimentkjemiske endringer og dempede virkninger på hardbunn.

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 individnivå som næringsopptak og oksygenforbruk er målt under rene laboratorieforhold, men på organismer som helt frem til de ble målt, og under målingene, var utsatt for belastningen i et mest mulig "naturlig" miljø. Selve målingene tilsvarer derfor samme situasjon som om organismene ble tatt direkte opp fra en naturlig resipient, og overføringsverdien ansees å være god. 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 redusert ved bedre lysforhold skulle tilsi mindre effekter nærmere overflaten. Generelt ansees temperatortoleransen å være større i tidevannssonen enn under denne, men i grunne skjærgårdsområder har målinger, f.eks. ved Kårstø, vist at temperaturfluktuasjoner kan være like brå og like store på 10 - 20 m dyp som ved overflaten. Dette skyldes bunntopografi og vannbevegelser. Toleransen for raske temperatursvingninger bør derfor vurderes som temmelig lik i utgangspunktet. Dette er argumenter for å forvente at de effekter som ble funnet i forsøket, ikke ville vært større om forsøket hadde blitt utført på samfunn i strandkanten, og at overføringsverdien er omtrent den samme til naturlige bunnsamfunn i hele algevegetasjonsbeltet.

# EXECUTIVE SUMMARY

## BACKGROUND

On contract for Statkraft, Statoil and Norsk Hydro the Norwegian Institute for Water Research (NIVA) has conducted an experiment to assess the effects of cooling water on marine benthic communities enclosed in basins. The project was done at the Marine Research Station Solbergstrand (MFS) during a period of 3 years from the autumn 1988. The present report is the final report for the project.

The aim has been to generate knowledge on how a shallow water marine ecosystem along the coast of Norway would respond to chronic exposure to cooling water (heated seawater), discharge of sea water from land based fish farming, and the combination of the two. The latter is relevant in connection to plans for cooling water utilization in aquaculture. The project aimed to investigate the responses to these stress factors at several levels of ecological organization (community, populations, individuals) in subtidal hard- and soft-bottom communities.

At start of the project a literature survey was performed on effects of thermal effluents, with emphasis on publications from 1980 to 1988. The results of this survey, which were presented in a separate report (Bakke et al. 1988), were used as basis for the detailed planning of the experiment.

## PROCEDURES

The project was based on a two year experiment where communities enclosed in fiberglass basins were exposed to untreated sea water (control - K), the same water heated to 3°C above the control (heated - V), the same water used in a small scale fish farming basin (fish production - F), and the combination of the two (heat and fish - VF). Each treatment was given to two parallel test communities.

The communities were established in 8 circular fiberglass basins (diam. 4 m, height 1.25 m, volume 15 m<sup>3</sup>) in November 1988 by transplanting rocks with growth of algae and animals from a site at 7-10 m depth close to Jomfruland, South-East Norway. Each basins received 97 rocks (1-10 dm<sup>3</sup> volume each), forming a basic community of about 6 m<sup>2</sup> bottom area. In addition test populations of a range of algae and animals were supplied to each community: laminarian (*Laminaria hyperborea* and *L. saccharina*) and furoid (*Fucus serratus*) algae, green algae (*Ulva lactuca*), bivalves (*Mytilus edulis* and *Chlamys opercularis*), hermit crabs (*Pagurus bernhardus*), polychaetes (*Pomatoceros triqueter*) and bryozoans (*Membranipora membranacea*). Furthermore, open boxes (0.24 m<sup>2</sup> area each) with sea floor sediment was positioned on the bottom outside MFS for a period of 15 months to develop a soft bottom fauna, whereafter two boxes were transplanted to each of the communities (May 1989) for 1 year exposure to the treatments. Sediment conditions (pH, Eh, and sulphide) were measured by probes 3 times during this period. The fauna composition was analysed in 4 similar boxes, sacrificed at the time of transfer to the basins, and in all boxes at the end of the experiment.

Each community received continuous water supply of 1 m<sup>3</sup>/hour pumped from about 13-16 m depth. The basins were equipped with tidal current generators, and positioned in an indoor sea water hall with subdued daylight. Cooling water was produced by mixing of untreated and electrically heated seawater in proportion 1:1 to give a steady 3°C over-temperature. Fish farming water was likewise produced from mixing 1:1 of untreated seawater with water from a basin with an adjusted biomass of salmon. For a shorter period (August 1989 to January 1990) turbot were

reared in the model farm. The combined treatment was made by mixing of fish farming and heated water in 1:1 proportion.

The exposure to these treatments was started 25 April 1989. The combined treatment was terminated in November 1990, after which these communities were treated with plus 1°C overtemperature. The 3 and 1°C treatments were terminated at the end of August 1991.

## **SUBPROJECTS AND RESULTS**

### **Environmental conditions**

The temperature of the K and F basins followed the same pattern with a minimum monthly average of 2.7°C in March and a maximum of 17.9°C in August. The heated basins (V and VF) showed a very constant 3°C rise above this fluctuation.

The salinity was the same in all basins and in the intake water. Minimum and maximum weekly means were 21.1 (1990) and 34.9 (1991) ppt, but for shorter periods the salinity was even lower. Large diurnal variations were experienced in periods when the natural salinity discontinuity layer hit the intake depth. A fluctuation of nearly 14 ppt over a few days shows that organisms at this depth experience a considerable osmotic stress.

Water nutrient levels were higher in F and VF than in the other treatments, In K and V, and also VF in 1991, the production and growth of the algae were probably limited at times by lack of nutrients, primarily phosphate. The nutrient levels were lower in VF than in F, which indicated higher production and bacterial growth in the former. The opposite trend was found in the K and V communities with lowest nutrient levels in K, indicating highest production.

The seasonal variation in oxygen levels of the water showed maxima in winter and spring and minima in late summer and autumn. In general all basins were well oxygenated and with no internal gradients. The basins receiving fish farm water had slightly reduced oxygen concentrations throughout.

The supply of suspended particulate matter (SPM) was highest in summer and lowest in November-February. The majority of the particles were in the size interval 4-10 µm. For the total period the supply of SPM was about 5 % higher in 'cold' than 'warm' communities. On the other hand the F and VF basins received an average of 50 % more SPM than the K and V basins. In all basins the import of SPM exceeded the export.

pH of the basin waters varied in the range 7.7 to 8.7. Those receiving fish farm water had constantly lower pH than the others due to added CO<sub>2</sub> from the fish.

Light conditions did not differ significantly between the basins. The measurements during winter 1990 showed an irradiance of 1-3 % of outdoor values at 1 m depth in the basins, which corresponds to the compensation depth for most of the algae. The transparent section of the roof was widened in autumn 1990 after which the irradiance increased to 6-7 % of outdoor values.

### **Hard bottom community structure**

When the test communities were established, all rocks were numbered and all macroscopic algae and animal species recorded. At 3 dates later in the experiment this registration was repeated on 30 rocks randomly selected from each community. The similarity in community structure and changes over time were analysed by multivariate statistics.

The community structure changed considerably with time in all basins, but all followed the same basic trend. The change from November 1988 to February 1990 was large, the change from February 1990 to December 1990 was clearly less. The improvement in light regime in November 1990 imposed a change in structure of all communities, most pronounced in F, less in K, and least in V and VF.

The cooling water and fish farm water caused significantly different community changes over time. The V and VF communities were relatively similar, and V closest to the K structure. The clearest changes in structure with time were found in the F communities.

#### **Hard bottom community recruitment**

Clean granite tiles were mounted in all basins as substrate for settling spores and larvae. Short term tiles were put out for periods of 2 months and replaced at sampling. Long term tiles were mounted at the start of the experiment and a smaller number retrieved at intervals. The material on the tiles was analysed for chlorophyll, biomass (ash-free dry weight) and algal species composition.

Animal recruitment was recorded on grounded, grey or white, partly shaded, PVC plates mounted in each basin. At intervals underwater photos were taken of the plates, and the images analysed for species composition and cover degree.

The recruitment to the short term granite tiles showed significant changes in species composition at different times of the year. There were significant differences between all treatments too, but the seasonal effect was more pronounced than the treatment effects. This may have been due to the short exposure time for recruitment (2 months). The effects of treatments were stronger on the long term tiles. Here the species composition in K gradually deviated from all the others. The chlorophyll and biomass analyses as well as nutrients in the water all indicated better production conditions in K than in V, and clear differences between F and all other treatments. The fish farm water seemed to have the greatest impact on the recruitment, whereas the cooling water seemed to counteract this in the combined treatment.

The faunal recruitment to the PVC substrates was best in the F treatment. Number of species was higher, and cover degree of poriferans and *Pomatoceros* worms, as well as bluegreen algae, was larger. The benthic diatoms, however, had lowest cover degree in F, probably due to overgrowth by the bluegreens. All these differences were most pronounced on the plates closest to the water surface.

The main impression was that the communities exposed to fish farm water (F and VF) had the best faunal recruitment, quantitatively and qualitatively. K and V were very similar. The occurrence of bluegreen algae on the substrates increased towards the end of the experiment in all treated basins, especially in F. This may in general wipe out sessile organisms which become covered, and this was also demonstrated here.

#### **Organic turnover in macroalgae**

This element of the project was based on analysis of chlorophyll, dry weight, ash-free dryweight, carbon, phosphorous and nitrogen in various species of macroalgae in the communities at intervals. The selected species were *Phyllophora truncata*, *Furcellaria fastigata*, *Fucus serratus*, *Ulva lactuca* and *Laminaria hyperborea*.

The irradiance before November 1990 was below the tolerance limit of *F. fastigata* and *F. serratus*, and both these species disappeared from the communities. The latter tolerated the conditions for the longest period in K. For *L. hyperborea* the light conditions were just within tolerance before November 1990, but optimal after that. This species grew best in V. In the combined treatment the cooling and fish farm waters counteracted one another. *P. truncata* prospered under the light conditions before November 1990, but showed signs of phosphate limitation in K and VF in 1991.

In general the chlorophyll content of the algae was highest in K and lowest in F and VF. This indicates that the production potential was highest in K, assuming no nutrient limitation. In June 1991 such limitation was indicated in K and to some extent also in V and VF. The dry weight results suggested that the conditions for production in these species was least optimal in F. On the other hand the conditions in F favoured the production of the green alga *Ulva lactuca* over those in K and V.

### The biology of selected algal species

Length growth of individual adult plants was measured in *Laminaria hyperborea* and *L. saccharina*. In *Ulva lactuca* growth was measured as weight increment of circular sections of the lamina. The laminarians were collected at two occasions (December 1989 and 1990) from a site near Drøbak and 20 individuals were introduced to each test community.

The results demonstrated increased mortality in *L. hyperborea* exposed to 3°C temperature elevation. Mortality decreased with increase in light intensity. At irradiance of 6-7 % mortality in V was 33 %, at 1-3 % irradiance it was twice as high. The combined treatment gave nearly 100 % mortality in this species. In the F and K communities mortality was about the same after 2 months exposure, but individual growth was lower in F. After 4 months in 1-3 % irradiance the populations were strongly reduced (60-40 % mortality). With increase in light and and +1°C over-temperature mortality went down to 5-10 %.

The average individual length growth of *L. hyperborea* was in general low in all basins and with considerable individual variation. Strongest growth was found in K, least in VF.

*L. saccharina* also showed high mortality at thermal elevation. At low light intensity these populations experienced 70 % mortality in 2 months. The survivors, however, had by far the strongest individual growth of all populations. This indicates large individual variability and that some individuals may adapt to the thermal stress. The individuals in F had a very slow growth and all plants died within 4 months. In the second experiment with improved light conditions the K and F populations had twice as rapid length growth as the populations in V and VF (now only 1°C temperature rise). mortality was still highest in V.

Growth in *Ulva lactuca* was measured as mean weight increment over 3 weeks in 20 sections of the lamina. The strongest growth was found in VF. The thermal rise also gave increased intensity of sporulation. One may assume that growth in *Ulva* and other rapidly growing algae will be stimulated by cooling water discharges, and that the potential for biomass increase through increased sporulation (reproduction) will be greater. Grazing, by amphipods and isopods, expressed as % loss of lamina area was largest in the F communities. It is possible that input of organic material may trigger a stronger grazing pressure on the vegetation.

## The biology of selected animal species

Growth and mortality of a selected set of sessile animal species were recorded on basis of repetitive photography of defined substrate areas where the animals were fastened. Growth was estimated from image analysis. For other species growth was estimated from direct measurement of body size in transplanted populations.

The polychaete *Pomatoceros triqueter* was photographed partly on smaller rocks transplanted to the communities for this particulate purpose, and partly on the walls of the soft bottom boxes. Tunicates (*Dendrodoa grossularia*) were photographed on the rocks of the main community, bryozoans (*Membranipora membranacea*) on pieces of laminarians kept in cages, and barnacles (*Balanus balanoides*) on the tidal current generators.

Test populations of the bivalve *Chlamys opercularis*, obtained commercially, were kept in cages in the basins, the same with mussels (*Mytilus edulis*) sampled on the shore south of MFS. Growth and mortality of these were at intervals estimated from measurements and counts, and food uptake and oxygen consumption measured in random samples of individuals. Test populations of hermit crabs (*Pagurus bernhardus*) were sampled at 2-8 m depth by divers. They were allowed to move freely in the basins. Growth was measured as length increment of the right propodite over time, and feeding rates measured in random samples of individuals at intervals.

In *P. triqueter* the highest growth rate over the whole period was recorded in the F and VF treatments, although growth in F during the first 5 months was lower than in K. One year later the F population had grown 4 times as much as the K population. The combined exposure gave also higher growth than in K, but only initially. Increased temperature alone had a slightly negative effect on the growth in this species.

In *D. grossularia* elevated temperature stimulated growth, and this corresponds to investigations by others. On the other hand over-temperature also caused initial high mortality in this species. The F and VF populations treatments had the same growth rates as the control and slightly higher mortality.

The growth rate of *M. membranacea* was initially stimulated by the water from fish production (F and VF). Elevated temperature (V) gave the least mortality and gradually also better growth than in the other treatments. Experimental problems and gradually subnormal conditions in the test organisms rendered the results on bryozoans dubious.

In barnacles, *B. balanoides*, the strongest growth, but also highest mortality, was found at the combined exposure (VF). Also the F and V individuals grew more rapidly than those in K. Survival was best in the V populations.

In *C. opercularis* the growth rates of the K and V individuals were similar and at the level found in other studies. The F and VF populations had significantly lower growth rate, presumably due to smothering. The overall survival was best in the K populations.

In mussels, *M. edulis*, individual growth was negatively affected by increased temperature, although the energy balance was improved during winter.

In *P. bernhardus* the individual growth was lower in the V and VF treatments than in the control, but only the VF population showed reduced feeding rates. Mortality was also highest in the V and

VF populations, probably an effect of predation by shore crabs (*Carcinus maenas*). Hence it is uncertain whether the reduced growth in reality was an effect of size selective predation.

The density of shore crabs was slightly higher in the V and VF basins, and slightly lower in the F basins than in K after 8 months. Starfish (*Asterias rubens*) density was clearly highest in the fish production treatments (F and VF). The sea urchin *Psammechinus miliaris* had smaller average size in F and VF than in K and V. All these species had been introduced by natural recruitment to the communities.

Energy conversion measurements in the two bivalves *C. opercularis* and *M. edulis* showed that feeding rate (filtration) varied seasonally, and with least activity during winter. The over-temperature treatment had limited effect on filtration rates during the warm season since both species demonstrated almost complete acclimation to K rates. In the coldest period the ambient temperature was too low for complete acclimation. During that period the experimental 3°C temperature elevation enabled acclimation and the V populations therefore had far higher feeding rates than the K populations. The oxygen consumption rates were much less influenced than filtration.

Hence for both these species the temperature rise caused improved energy status during the coldest period of the year. Exposure to water from fish production gave significantly reduced filtration rates, but this was partly compensated by more food particles (SPM) in the water.

The feeding rate of hermit crabs was negatively affected by the combined exposure (VF), but not by heated water and fish production water separately.

#### **Effects on soft bottom communities**

The thermal increase had no systematic effects on the sediment conditions or on total fauna structure, but had some impact on certain species/groups. E.g., the polychaet *Nereis virens* was negatively affected (reduced density).

Water from fish production (F) had a clearly negative impact on sediment conditions, manifested as reduced redox potentials and pH, and had also negative effects on the polychaetes *Scolopos armiger* and *Nereis virens*.

Sulphide in the sediments was only detected in the VF communities. On the other hand the VF treatment had a positive effect on the densities of certain crustaceans (*Apherus bispinosa*, *Jaera albifrons* and an unidentified mysid shrimp).

### **CONCLUDING DISCUSSION**

#### **Effects of thermal increase**

The aim of the project was to investigate the long term effects of a temperature elevation small enough to be realistic to recipients of cooling water discharges, and at the same time high enough that temperature effects were likely to occur. A thermal increase of 3°C above ambient was a compromise, and represents the thermal stress which may occur in the recipient just after initial jetstream dilution, or at sites where the topography causes accumulation of cooling water. The possibility to predict how a complete ecosystem will respond to over-temperature is in fact very low, but the intention was that the results could help scaling the degree and severity of the effects of thermal stress on a set of key organisms and functions under realistic conditions.



The experimental thermal rise affected only to a small extent the physical-chemical properties of the basin waters. The oxygen levels were slightly reduced, probably as a function of saturation at lower concentration when the temperature increases. The pH was also slightly reduced under thermal influence. The heated basins also had higher levels of phosphate and nitrate than the corresponding cold basins, indirectly caused by changes in production rates. The thermal rise had no effects on the physico-chemical conditions of the bottom sediments.

The changes in hard bottom community structure over time were significant in all basins, and in general followed the same pattern and timing. Differences between 'cold' and 'warm' basins showed that the temperature rise had a small, but significant influence on hard bottom community succession. There were no unanimous effects of the thermal elevation on soft bottom community structure, and the temperature did not trigger any dominance by opportunists. One explanation may be that the relatively poor communities which had developed in the boxes gave little range for profound changes. On the other hand these communities responded to the water from fish production and hence should also be able to reflect effects from thermal rise if any. The lack of sensitivity to thermal rise is therefore considered to be real.

The temperature effects on colonization of organisms to hard substrates were marginal, and mainly expressed as a reduction in total recruited biomass.

The effects on growth, mortality and other biological aspects of the populations studied varied with season and species. The thermal elevation had both positive and negative impact, even within the same species when looking at different aspects.

The general impression is therefore that although a 3°C rise had clear influence on the biology of single individuals and species, the effects were not unanimously negative or positive, and that the combination of all impacts rendered the total community structure and function relatively insensitive.

### **Effects of water from fish farming**

This treatment was included as a reference condition for the combined treatment. A valid appraisal of the effects of the combined treatment would depend on knowledge of the effects of each of these factors alone. As with the thermal treatment, the fish production treatment must be considered to simulate a nearzone situation. The ratio of fish biomass to water was less than used in land based farming and the water was further diluted 1:1 before entering the communities.

This treatment had clear impact on the water quality of the basins. Oxygen levels were on an average 10-15 % lower than in the control, pH was constantly 0.1-0.3 units less, and POM about 50 % higher. The average nutrient concentrations were higher, from 26 % increase in nitrate, via 72 % in phosphate to 150 % in ammonium. There was also a visual tendency of higher turbidity and hence less light (not significant).

The effects on hard bottom community development were clear. Reduced algal production and change in species composition due to smothering were registered on granite substrates. The succession pattern of the main hard bottom community in F was similar to the control, but the changes were far more pronounced. In the last half of the experimental period, with improved light, the F communities moved towards the rich structure of the initially transplanted communities. The impact of the water from fish production must therefore as a whole be considered positive for the algal community in the present experiment. As these communities were dominated by algae, there are reasons to believe that the stronger structural changes were facilitated by the higher supply of nutrients.

The water from fish production had a clearly negative effect on the community development on soft bottom, both on the physico-chemical sediment conditions and the fauna structure. Yet no development towards an opportunist-dominated community was recorded, as was expected, and one explanation may be that the community that had been established in the boxes already by nature was tolerant to organic enrichment.

The effects of fish production water on growth, mortality and other biological aspects of the populations studied were not unanimous, but in general there were more negative and less positive responses than towards over-temperature. A general trend that the macroalgae reacted negatively during the first year shows that the elevated input of nutrients were not utilized due to the light being a limiting factor in that period. Only the green alga *Ulva lactuca* responded positively in this period, and this species is considered an opportunist which rapidly takes advantage of improved supply of nutrients. The negative effects on animal survival were caused by smothering, overgrowth by other species, and changes in sediment conditions.

In summary the water from fish production gave mostly negative effects on single species and on the soft bottom communities directly and via changes in water and sediment quality. Furthermore a more pronounced change in hard bottom community structure was recorded in F than in the other treatments, but in a positive direction for the algal part of the community when light no longer was limiting for production. The main impression of more profound reaction to water from fish production than cooling water was strong.

#### **Combined effects of heated and fish production water**

The aim has been to assess if cooling water after use in fish farming would have stronger or less impact on the recipient than if discharged directly. The prime interest has therefore been to see if the combined effects were greater than the sum of the effects of the individual F and V treatments (synergism) or less (antagonism).

The effects on oxygen and pH were in general additive: temperature elevation and fish production water acted the same way, and in the combined treatment this was enforced roughly corresponding to the sum-effect. For nutrients the trend was that heat as well as fish production water increased the levels, the combined treatment turned the levels back towards control conditions. The likely cause was greater microalgal and bacterial production in the combined treatment, hence higher utilization of nutrients.

The microalgae colonizing the granite tiles in the combined treatment showed a different succession pattern from that of F and V, but this is a qualitative registration and hence cannot be expressed as antagonism or synergism. Measurements of recruitment biomass showed the combined treatment to shift conditions towards the control, and hence it had a neutralizing effect (antagonism). Animal recruitment seemed in general to be affected in an additive way.

The combined effect on hard bottom community structure and succession was moderate. The VF communities followed to a large extent the V and K communities. This reflected reduction in the effects in VF compared to those of fish production water (F) alone.

In the soft bottom communities sulphide was only detected under the combined treatment, and since heat alone caused no sediment changes this is interpreted as a slight synergistic effect. It is likely that a potential impact of the temperature rise on the degradation rate in the sediments was not expressed until the input of degradable organic material was increased sufficiently as in the combined treatment. Synergism was also indicated in the abundance of some of the sediment

animals in VF which exceeded the sum of abundances in the F and V treatments. Such an effect can be explained if both increased food supply and elevated temperature were necessary conditions for population increase.

The effects of the combined treatment on macroalgal growth, conversion and survival demonstrated both synergism, antagonism and additive responses, but with an overweight of antagonism. The C:N:P ratio of the red alga *Furcellaria* showed that the combined treatment had an adverse effect, whereas F and V separately had no effects, which indicates synergism. The same ratio in another red alga, *Phyllophora*, showed the opposite response, i.e. antagonism. The difference may have been caused by different tolerance to other factors such as e.g. light.

Growth and mortality of several sessile animals (*Pomatoceros*, *Dendrodoa*, *Membranipora*) reflected generally an additive effect of the combined treatment, whereas growth in *Chlamys* reflected an additive response in summer and synergism in winter. A synergistic response was also indicated by filtration rate in *Chlamys* and in food uptake by *Pagurus*.

In summary the combined treatment gave both additive, synergistic and antagonistic effects in comparison with F and V alone. Except for an overweight of antagonistic effects in the macroalgae, the additive and synergistic effects dominated, and this supported the general visual impression after the first summer (1989) that the most adverse conditions were in the VF basins. This impression was in main based on a larger smothering and overgrowth by benthic diatoms in the VF basins, stronger water turbidity, and high frequency of white spots on the rocks from dead encrusting algae. The latter was only observed in the VF communities.

#### **Relevance of the results for natural recipients**

The treatments applied were compromises between the desirable and what could be practically achieved, between realistically low doses and doses that ensured effects that might be detected. Within reason they reflected a near-zone condition at a depth of 10-15 m. A significant difference from a natural situation was the constancy of the exposure. In a natural situation of changing currents, exposure to discharges will in most cases alternate with periods of ambient water input. Thus the experimental conditions represented a realistic worst case. The lack of profound effects of thermal elevation at such conditions should therefore indicate that such effects are less likely to occur in a natural situation with 3°C over-temperature.

The aim has been to generate information of relevance to cooling water recipients in a wide region in southern Norway. The relevance is still greatest the more similar the recipient communities are to the experimental communities. In summary the experimental communities reflected most closely the natural communities along the outer Oslofjord and the coast of Skagerrak, but the species involved are found along most of the Norwegian coast. It is therefore reason to expect that the effects shown in the basins were not systematically different from what they would have been if the communities were collected from medium exposed subtidal sites on e.g. the west coast of Norway.

The experimental communities simulated the conditions in the lower range of the algal vegetation zone. The communities and populations were taken from 5 - 15 m depth, water from 13 - 16 m. During the first year the light regime corresponded to the lower limit of algal growth, after improvement to the lower half of the algal distribution zone. This corresponds roughly to the depth where cooling water is expected to be distributed in most existing and projected discharges in Norway. Hence the depth distribution chosen for the experiment should be relevant.

One must expect that several factors were not simulated properly, such as water transport, light, competition, predation and other aspects of biological interaction. These are factors that influence the sensitivity of a community towards effluents. The community effects found will therefore be relative values to the control conditions only, and no better basis for predictions than good laboratory tests. The responses in both the hard- and softbottom communities demonstrated moderate effects of cooling water, stronger effects of water from fish production. The combined treatment gave synergistic effects on soft bottom, mediated through changes in the sediment quality, and mainly antagonistic effects on hard bottom.

There are reasons to believe that the effects on populations such as individual growth, biomass and biochemical composition reflected how these responses would have been at the same exposure in the field. Effects on feeding rates and oxygen consumption were measured under laboratory conditions, but on individuals which before and during measurements were exposed under as natural conditions as possible. These measurements are therefore just as valid as if they had been made on individuals taken directly from a recipient community.

The relevance of the present subtidal responses to prediction about responses in the tidal zone can only be postulated. Many of the species occur in both communities, and for these the responses found would probably have been the same also in the tidal zone. The indication that the effects on algae were less severe at improved light conditions, indicate smaller effects closer to the surface. In general the tolerance towards temperature fluctuations is expected to be greater in the tidal zone than deeper down, but in shallow coastal areas water movements and short term temperature fluctuation may be just as rapid at 10 - 20 m depth as closer to the surface. Hence, the temperature tolerance of organisms should *a priori* be considered to be similar throughout the subtidal part of the algal vegetation zone. One may therefore argue that the effects that were found in this experiment would not have been more pronounced if the test communities had been taken close to the surface, and that the basis for predictions will be about the same throughout the algal vegetation zone.

## FIGURLISTE:

1. Skjematisk tegning av testbassenger, oppvarmingstank og pilotanlegg for oppdrett.
2. Skisse av et av de 8 bassenger
3. Oversikt over fiskekar, blandekar og tilførselsledninger.
4. Konsentrasjon av Tot-N i kaldfiskbassenger.
5. Konsentrasjon av Tot-N i varmfiskbassenger.
6. Konsentrasjon av Tot-P i kaldfiskbassenger.
7. Konsentrasjon av Tot-P i varmfiskbassenger
8. Tidsdiagram for hovedhendelser i eksperimentet.
9. Skjematisk fremstilling av oppheng for granittheller (10 x 10 cm).
10. Metode benyttet for å feste transplanterte *Laminaria*-planter.
11. Skjematisk skisse av en *Laminaria*-plante som viser vekstsone og bladets vokseretning.
12. Lineal benyttet for måling av linerær vekst av *Laminaria*.
13. Prinsippskisse av et vekstkammer laget for måling av vekst hos *Ulva lactuca*.
14. Ukemiddeltemperatur i alle bassengtyper i 1990.
15. Ukemiddeltemperatur i alle bassengtyper i 1991.
16. Differansen i ukemiddeltemperatur mellom forskjellige kategorier basseng i 1990. Vertikalstrek angir høyeste og laveste differanse.
17. Differansen i ukemiddeltemperatur mellom forskjellige kategorier basseng i 1990. Vertikalstrek angir høyeste og laveste differanse.
18. Saltholdighet i bassengene fra 1989 til 1991, basert på manuelle målinger.
19. Saltholdighet i bassengene fra 1990 til 1991 basert på kontinuerlige målinger.
20. Variasjon i oksygenkonsentrasjon i testbassengene.
21. Oksygenkonsentrasjoner i parallelle bassenger i 1989.
22. Oksygenkonsentrasjoner målt samtidig på forskjellige posisjoner i fire ulike typer bassenger.
23. Lys målt i de 4 bassengkategoriene i februar 1990.

24. Midlere lysintensitet beregnet over ukens dagslysverdier.
25. Midlere differanse mellom lys målt i kontrollbasseng og lys målt i fiskebasseng for perioden 01.01.91 - 01.06.91.
26. Gjennomsnittlig månedskonsentrasjon av: a) total nitrogen (Tot. N), b) nitrat (NO<sub>3</sub>-N) og c) ammonium (NH<sub>4</sub>-N) i bassengene.
27. Gjennomsnittlig månedskonsentrasjon av: a) total organisk karbon (TOC), b) total fosfor (Tot. P) og c) orthofosfat (PO<sub>4</sub>-P) i bassengene.
28. Konsentrasjon av suspenderte partikler (antall/ml, over 4µm diameter) i råvann og vannstrøm inn til testbassengene.
29. Differens i konsentrasjon av suspenderte partikler (antall/ml).
30. Konsentrasjon av suspenderte partikler (antall/ml) i inn- og utstrømmende vann i K- og V-bassengene.
31. Konsentrasjon av suspenderte partikler (antall/ml) i inn- og utstrømmende vann i F- og VF-bassengene.
32. Differens mellom partikkelkonsentrasjon (inn-ut) i a: K- og b: V-bassengene.
33. Størrelsesfordeling og kumulativt volum av suspenderte partikler i et utvalg prøver av inn- og utstrømmende vann i bassengene.
34. Variasjon i pH i testbassengene fra mai 1989 til september 1991.
35. pH-verdier i parallelle bassenger i 1989.
36. Dendrogram og MDS fra K over samfunnsstruktur fra nov. 88 til aug. 91.
37. Dendrogram og MDS fra V over samfunnsstruktur fra nov. 88 til aug. 91.
38. Dendrogram og MDS fra F over samfunnsstruktur fra nov. 88 til aug. 91.
39. Dendrogram og MDS fra VF over samfunnsstruktur fra nov. 88 til aug. 91.
40. Dendrogram og MDS over samfunnsstruktur i alle basseng fra nov. 88 til aug. 91.
41. Dendrogram og MDS på artssammensetningen av diatomeer i juni 1989 - 1991.
42. Utvikling av artssammensetningen på ST-hellene i K1 gjennom alle innsamlingsperiodene fra juni 1989 til juni 1991.
43. MDS-fremstilling av alle prøver fra korttidshellene (ST) foruten prøvene i nov. 90.
44. MDS-ordinasjon på artssammensetningen av diatoméer på langtidshellene.
45. Antall kategorier av alger og dyr som har slått seg ned på rekrutteringsplatene.

46. Dekningsgrad av "brunt" på de øvre rekrutteringsplatene (uten skyggekant) hos de forskjellige bassengene gjennom forsøksperioden.
47. Dekningsgrad av "brunt" på de nedre rekrutteringsplatene (med skyggekant) hos de forskjellige bassengene gjennom forsøksperioden.
48. Dekningsgraden av *Spirulina* sp. på de øvre rekrutteringsplatene (uten skyggekant) hos de forskjellige bassengene gjennom forsøksperioden.
49. Forholdet mellom "brunt" og *Spirulina* sp. på de øvre rekrutteringsplatene i F, m.h.t. dekningsgrad.
50. Dekningsgrad av trekantmark på de øvre rekrutteringsplatene (uten skyggekant) hos de forskjellige bassengene gjennom forsøksperioden.
51. Dekningsgrad av trekantmark på de nedre rekrutteringsplatene (med skyggekant) hos de forskjellige bassengene gjennom forsøksperioden.
52. Dekningsgrad av svamp på de øvre rekrutteringsplatene (uten skyggekant) hos de forskjellige bassengene gjennom forsøksperioden.
53. Dekningsgrad av svamp på de nedre rekrutteringsplatene (med skyggekant) hos de forskjellige bassengene gjennom forsøksperioden.
54. Forskjell i klorofyll a (Chl.a) hos fire arter i de fire forskjellige kategorier basseng.
55. Innstrålt lys målt som PAR (Photosynthetic Active Radiation) i Einstein/m<sup>2</sup> ved Norges Landbrukshøgskole på Ås og nede i forsøksbassengene på Solbergstrand.
56. Forholdet mellom C:N:P i rødkluft i de fire kategorier basseng gjennom 1989 til 1991.
57. Forholdet mellom C:N:P i hummerblekke i de fire kategorier basseng gjennom 1990 til 1991.
58. Forholdet mellom C:N:P i stortare i de fire kategorier basseng gjennom 1989 til 1991.
59. Forholdet mellom C:N:P i sagtang i de fire kategorier basseng gjennom 1989 til 1991.
60. Forholdet mellom C:N:P i sjøsalat i de fire kategorier basseng gjennom 1989 til 1991.
61. Vekst av *Laminaria hyperborea*, stortare, målt som tilvekst i mm. Vekstforsøket startet i november 89 og ble avsluttet i mars 90.
62. Vekst av *Laminaria hyperborea*, stortare, målt som tilvekst i mm. Vekstforsøket startet i desember 90 og ble avsluttet i mars 91.
63. Vekst av *Laminaria saccharina*, sukkertare, målt som tilvekst i mm. Vekstforsøket startet i november 89 og ble avsluttet i mars 90.
64. Vekst av *Laminaria saccharina*, sukkertare, målt som tilvekst i mm. Vekstforsøket startet i desember 90 og ble avsluttet i mars 91.

65. Midlere vekstrater funnet for nord-atlantiske *Laminaria*-arter til ulike tider av året.
66. Vekst av *Ulva* målt som gjennomsnittlig vekt av 20 bladskiver veiet ved start, etter 6 dager, 13 dager og etter 20 dager.
67. Grad av beiting i prosent av bladarealet hos *Ulva*.
68. Grad av sporulering i prosent av bladarealet hos *Ulva*.
69. Trekantmark. Gjennomsnittlig tilvekst i mm/dag/dyr i fire tidsintervall, standardavvik og antall dyr som ble målt.
70. Trekantmark. Gjennomsnittlig tilvekst i mm/dag/dyr i fire tidsintervall.
71. Trekantmark. Gjennomsnittlig tilvekst i mm/dag/dyr, samt standardavvik, for hele forsøksperioden.
72. Sekkedyr (*Dendrodoa grossularia*). Gjennomsnittlig tilvekst i mm<sup>2</sup>/dyr/måned, standardavvik og antall dyr som ble målt.
73. Sekkedyr (*Dendrodoa grossularia*). Veksten hos hvert enkelt av de målte dyrene gjennom forsøksperioden.
74. Sekkedyr (*Dendrodoa grossularia*). Relativ dødelighet i de fire bassengkategoriene gjennom forsøksperioden.
75. Mosdyr (*Membranipora membranacea*). Gjennomsnittlig prosentvis tilvekst av koloniene.
76. Vekst hos harpeskjell (mm skallstørrelse).
77. Dødelighet hos harpeskjell i prosent av utgangspopulasjonen.
78. Daglig skallvekst (mm/døgn) hos harpeskjell over forskjellige perioder av året.
79. Endringer i gjennomsnittlig klolengde hos testpopulasjoner av eremittkreps fra april til november 1989.
80. Fødeopptak i eremittkreps.
81. Midlere sedimentdyp i de ulike kasser ved avslutning av forsøkene.
82. Konsentrasjon av TOC i overflatesediment (0-1 cm) i de ulike kasser ved starten av bassengforsøkene (S) og ved avslutning.
83. Mengden tørrstoff i overflatesediment (0-1 cm) i de ulike kasser ved starten av bassengforsøkene (S) og ved avslutning (K, V, F, VF).
84. Midlere redokspotensiale under bassengforsøkene.
85. Midlere pH under bassengforsøkene.



86. Bray-Curtis likhetsplott basert på den totale faunasammensetning i alle forsøkskassene.
87. MDS-plott basert på den totale faunasammensetning i alle forsøkskassene.
88. Midlere tetthet pr. kasse av utvalgte faunagrupper ved avslutning av forsøket.
89. Midlere tetthet pr. kasse av utvalgte arter ved avslutning av forsøket.
90. Antall arter (A) og individer (B) som funksjon av midlere sedimentdyp i hver av de 16 kassene ved forsøkets avslutning.
91. Antall individer av polychaeter og crustaceer som funksjon av midlere sedimentdyp.

## TABELL-LISTE:

1. Tidspunkt for nøkkelaktiviteter bløtbunn
2. Kjemisk sammensetning av forsøksfôr.
3. Forings- og veksttabell i relasjon til fiskestørrelse og vanntemperatur.
4. Beregning av total mengde nitrogen som skilles ut pr kg fisk produsert.
5. Beregning av total mengde fosfor som skilles ut pr kg fisk produsert.
6. Datoer for fotoregistrering av rekrutteringsplater.
7. Oversikt over brennvidde, lysstyrke, billedutsnitt, reproduksjonsrate og dybdeskarphet ved blender 8 hos de 2 objektiver med makro-forsatslinse som ble bruk i forsøkene.
8. Datoer for fotoregistrering av vekst og mortalitet.
9. Nøkkelaktiviteter for bløtbunnsundersøkelsen i løpet av forsøksperioden i bassengene.
10. Tidspunkt for innsamling av næringssalter i perioden 19.05.89 til 16.09.91.
11. Signifikansnivå for næringssaltkonsentrasjoner i alle bassengtyper.
12. Tidspunkt for innsamling fra rekoloniseringshellene.
13. Forskjell mellom bassengene m.h.t. klorofyll a innhold på korttids (ST) og langtids (LT) granittheller.
14. Forskjell mellom bassengene m.h.t. tørrvekt (DW) og askefri tørrvekt (ADW) på korttids (ST) og langtids (LT) granittheller.
15. Oversikt over de diatomeer som ble funnet i prøvene på både korttids- (ST) og langtidsheller (LT).
16. Oversikt over hvilke prøver fra juni 1989, 1990 og 1991 som er forskjellige fra hverandre.
17. Oversikt over hvilke prøver fra langtidshellene som er forskjellige fra hverandre.
18. Forskjell mellom bassengene m.h.t. klorofyll a innhold i sagtang, stortare, hummerblekke og rødkluft.
19. Forskjell mellom bassengene m.h.t. C:N:P forhold hos rødkluft.
20. Forskjell mellom bassengene m.h.t. C:N:P forhold hos hummerblekke gjennom 1990 til 1991.
21. Forskjell mellom bassengene m.h.t. C:N:P forhold hos stortare.

22. Forskjell mellom bassengene m.h.t. C:N:P forhold hos sagtang.
23. Mosdyr - kumulativ dødelighet (antall kolonier).
24. Gjennomsnittlig størrelse med standard avvik hos rur i begynnelsen av forsøksperioden og prosent døde dyr etter ca. et år.
25. Rur, vekst i mm<sup>2</sup>/måned for kontroll og varme, samt hvor mye veksten tilsvarer i prosent av opprinnelig størrelse (størrelse ved forsøksstart).
26. En forenklet oversikt over effekten av de tre belastningsformene på vekst og dødelighet i forhold til resultatene i K.
27. Gjennomsnittlig økning i skallstørrelse for *Chlamys opercularis* over 298 dager i % av utgangsstørrelse.
28. Gjennomsnittlig individuell økning i skall-lengde hos blåskjell etter 261 dager eksponering til 3°C overtemperatur.
29. Gjennomsnittlig klolengde hos eremittkreps etter 174 og 211 dagers eksponering og dødelighet etter 211 dager.
30. Totalantall og gjennomsnittsstørrelse av strandkrabber (*Carcinus maenas*, bredde på ryggskjold), korstroll (*Asterias rubens*, kroppsdiаметer+armlengde) og sjøpinnsvin (*Psammechinus miliaris*, diameter) etter 242 dagers belastning.
31. Filtreringshastighet og oksygenforbruk hos populasjoner av harpeskjell.
32. Q<sub>10</sub>-verdier for filtreringsrate hos harpeskjell for de ulike temperaturintervaller basert på alle fire typer bassenger i august 1989 og februar 1990.
33. Næringsopptak (filtreringshastighet) og oksygenforbruk hos populasjoner av blåskjell.
34. Q<sub>10</sub>-verdier for filtreringsrate hos blåskjell for de ulike temperaturintervaller basert på K og V bassenger i august 1990 og februar 1991.
35. Næringsopptak (mg våtvekst fisk spist/døgn/dyr) hos populasjoner av eremittkreps.
36. Q<sub>10</sub>-verdier for spiseintensitet hos eremittkreps fra K-bassengene for de tre tidspunktene juli 1989, oktober 1989 og mai 1990.
37. Testing av forskjeller i sedimentdyp ved de ulike behandlinger (One factor ANOVA, 0.05 signifikansnivå).
38. Testing av forskjeller i mengde TOC i overflatesediment (0-1 cm) ved de ulike behandlinger (One factor ANOVA, 0.05 signifikansnivå).
39. Testing av forskjeller i mengde tørrstoff (TTS) i overflatesediment (0-1 cm) ved de ulike behandlinger (One factor ANOVA, 0.05 signifikansnivå).
40. Testing av forskjeller i redokspotensial i 4 dybdeintervall i sedimentet i hele forsøksperioden ved de ulike behandlinger (One factor ANOVA, 0.05 signifikansnivå).

41. Testinger av forskjell i pH i forsøksperioden ved de ulike behandlinger (One factor ANOVA, 0.05 signifikansnivå).
42. Faunagrupper eller arter representert med minst 30 individer totalt (i 4 kasser) under minst en av de fire forsøksbetingelser ved avslutning av forsøket.
43. Testinger av forskjeller i tetthet av utvalgte faunaparametre ved de ulike behandlinger (One factor ANOVA, 0.05 signifikansnivå).
44. Testinger av forskjeller i tetthet av utvalgte arter ved de ulike behandlinger (One factor ANOVA, 0.05 signifikansnivå).
45. Forenklet sammenstilling av temperatureffektene på vekst, omsetning og overlevelse av de nærmere undersøkte artene.
46. Forenklet sammenstilling av effektene av vann fra oppdrett på vekst, omsetning og overlevelse av de nærmere undersøkte artene.
47. Forenklet fremstilling av de kombinerte virkningene ( $E_{v,r}$ ) i forhold til virkningene av varme ( $E_v$ ) og oppdrettsvann ( $E_r$ ) alene.

# 1. INNLEDNING

På oppdrag fra Statkraft, Statoil og Norsk Hydro har Norsk institutt for vannforskning (NIVA) gjennomført eksperimentelle undersøkelser av virkninger av kjølevann på marine samfunn etablert i bassenger. Prosjektet ble gjennomført på Marin Forskningsstasjon Solbergstrand (MFS) over en periode på 3 år fra høsten 1988 til høsten 1991. Denne rapporten representerer sluttrapport for prosjektet.

Prosjektet har hatt flere milepeler. Etablering av kunnskapsbasis gjennom litteraturgjennomgang ble gjort sommer - høst 1988. Fysisk prosjektetablering (oppbygging av modellsamfunn, teknisk etablering) ble gjennomført i perioden høsten 1988 - april 1989. Eksperimentet med den kombinerte belastning ble gjennomført fra april 1989 til november 1990. Belastningen med kjølevann fortsatte i ytterligere 9 måneder til august 1991.

Foruten kvartalsvise fremdriftsrapporter er det tidligere laget en rapport for den innledende litteraturundersøkelsen (Bakke et al., 1988) og en resultatrapport for arbeidet frem til og med april 1990 (ett års belastning) (Bakke et al., 1990).

## 1.1. Målsetning

Prosjektet har hatt som mål å generere kunnskap om et norsk kyst-økosystems reaksjon på kronisk tilførsel av henholdsvis kjølevann (oppvarmet sjøvann), utslipp av sjøvann fra landbasert oppdrett og kombinasjonen av de to faktorene. Det siste er begrunnet i planene om å anvende kjølevannsensenergien i oppdrett. Målet er at resultatene skal kunne bedre grunnlaget for å forutsi mulige effekter i miljøet rundt slike utslipp, og at de kan være til støtte for utvelgelse av de biologiske parametre det vil være strategisk best å innlemme i en overvåking av resipienter for kjølevannsutslipp.

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

## 1.2. Bakgrunn

Kystbasert petrokjemisk industri (gasskraftverk, raffinerier, m.m.) produserer store mengder spillvarme i form av kjølevann. I Norge er kjølevannskilden i svært mange tilfeller sjøvann pumpet opp fra dyp ned til ca 50 m, og sluppet ut igjen vanligvis noe grunnere (0 - 20 m) og med en overtemperatur på 8 - 10°C. Avhengig av stedlige strøm- og hydrografi-forhold vil det være en sone av varierende størrelse rundt et slikt utslipp hvor bunnsamfunnene hyppig evt. kronisk utsettes for overtemperatur. Dette gjelder først og fremst samfunn på de dyp hvor kjølevannet innlagres kort etter utslipp. Det er i dag lite direkte relevant kunnskap om hvordan et bunnsamfunn reagerer på en slik belastning over lang tid. Faglitteraturen viser at temperaturøkningen kan ha effekter på marine samfunn, men erfaringen stammer først og fremst fra lokaliteter med andre typer bunnsamfunn enn de vi har langs norskekysten og fra varmere områder der faren for overskridelse av organismenes øvre toleransegrense for temperatur sannsynligvis er større. De fleste kjølevannresipienter er videre dominert av bløtbunn. I Norge er

de aktuelle resipienter for kjølevannsutslipp dominert av hardbunn med stor forekomst av alger (tang og tare).

For å kunne foreta gyldige vurderinger av eventuelle konsekvenser av nye kjølevannsutslipp er det derfor behov for å øke kunnskapen om overtemperaturs innvirkning på de aktuelle typer samfunn, og få en klarere kobling mellom årsak og virkning.

Kjølevannsutslipp representerer også tap av store energimengder, og det er interesse for å prøve å utnytte denne energien, bl.a. til akvakultur-formål. Ved slik anvendelse kan den forhøyede temperaturen brukes til å dyrke frem varmekjære arter eller øke veksthastigheten på tradisjonelle oppdrettsarter, men anvendelse fører til lite forbruk av energi. Kjølevannet vil ha omtrent den samme temperatur ved utslipp til resipientene som om det ble ledet rett ut. I tillegg vil vannet inneholde forspill, avføring, mindre oksygen og mer ammonium fra fisken. Dette kan i seg selv erfaringsmessig være en belastning på miljøet.

Den andre målsetningen for prosjektet var derfor å kartlegge effektene av denne kombinerte belastningen sett i forhold til effekter av rent kjølevann og til effekter av avløp fra tradisjonelt landbasert oppdrett.

## 2. OPPLEGG OG GJENNOMFØRING

Direkte målinger av effekter i en resipient vil utvilsomt gi den mest utsagnskraftige kunnskap om virkninger av kjølevann. 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 forsøksparalleller, og gir mulighet for effektpåvisning hos organismer/systemer over lang tid stort sett under naturlige betingelser. Ved MFS er det de siste 12 år gjennomført en rekke modelløkosystemforsøk med hard- og bløtbunns-samfunn fra rene og påvirkede områder, og forholdene lå derfor til rette for å etablere et modelløkosystem-prosjekt på kjølevannseffekter her.

Det ble besluttet å gjennomføre prosjektet som et eksperiment over 2 år der hard- og bløtbunns-samfunn etablert i fiberglassbassenger under tak ble tilført enten ubehandlet sjøvann fra 13 m dyp, samme sjøvann med kronisk overtemperatur på +3°C, samme sjøvann ledet gjennom kar med oppdrettsfisk, eller kombinasjon av disse sjøvannstypene. For hver behandling ble det etablert to parallelle testsamfunn.

### 2.1. Litteraturundersøkelse

Som oppstart til prosjektet og parallellt med den tekniske oppbygging foretok NIVA en litteraturundersøkelse av virkningene av kjølevannsutslipp for å etablere kunnskapsbasis for prosjektet og om nødvendig justere målsetning og gjennomføring. Dette arbeidet ble gjennomført sommer-høst 1988 og er rapportert tidligere (Bakke et al., 1988). Et sammendrag av rapporten er gitt her.

Litteraturarbeidet begrenset seg til effekter av oppvarmet kjølevann, dvs. av temperaturøkning på marine organismer og miljøer. Det ble lagt vekt på virkninger av temperaturer i intervallet 0 - 20° C siden dette vil være de realistiske betingelser både for eksperimentet og for kjølevannsutslipp til norske kyst- og fjordresipienter. Der det ikke fantes data fra marine forhold og ferskvannresultater kunne være relevante, ble disse tatt med. Oversikten tok ikke med effekter av tiltak for å forhindre begroing i kjølevannssystemer, eksempelvis klorering. Vi har heller ikke tatt med virkninger på organismer som blir sugd inn i kjølevannssystemer.

Rapporten tok ikke sikte på å gi noen fullstendig oversikt over kjølevannsproblematikken. Den konsentrerte seg om nyere litteratur, vesentlig slik som ikke er referert i tidligere litteraturoversikter om kjølevann utarbeidet av NIVA (Appendiks XX).

Det ble søkt på EDB-basene: Compendex, Oceanic Abstracts, Aquatic Science and Fisheries Abstracts, Georef., Fluidex, Water resources Abstracts og Waternet. Stikkordkombinasjoner var: cooling water/marine/estuarine og thermal effluent/marine/estuarine.

Av referanselitteratur var oversikten først og fremst basert på "Marine Pollution Research Titles" (MPRT), som utgis månedlig av Marine Biological Association, U.K. MPRT har et eget kapittel som lister opp ny litteratur på varme-forurensning, både fra tidsskrifter, bøker og diverse oppdragsrapporter.

Annen sentral litteratur har vært en serie rapporter utgitt av Statens Naturvårdsverk, Sverige, om undersøkelser ved svenske kjernekraftverk.

Litteratursøk og referansejournaler viste at hovedmengden av undersøkelser som er foretatt rundt eksisterende kraftverk, foreligger som internrapporter eller oppdragsrapporter som det var vanskelig å få tak i. Informasjon om disse undersøkelsene ble derfor i stor grad basert på publiserte oversiktsartikler for emnet. En sentral kilde var Journal of Water Pollution Control Federation (JWPFA) som hvert år presenterer en oversiktsartikkel med tittel "Thermal Pollution". Denne dekker forrige års litteratur. Artikkelen er dominert av amerikansk litteratur, men dekker også i rimelig grad europeiske og andre arbeider. Et annet sentralt verk var Water Science and Technology Vol 15, 1983 som er litteraturen fra et symposium om kjølevannseffekter holdt i Danmark i 1982. I tillegg ble sentral oversiktslitteratur på temperaturs innflytelse på det marine miljø gjennomgått (Kinne, 1970; Newell & Branch, 1980 og McLusky et al., 1986).

Hovedkonklusjonene var:

Kjølevann påvirker sjøvannets oksygeninnhold både gjennom endring i løselighet av oksygen og ved å forskyve balanse mellom oksygenforbruk og produksjon. Slutteffekten er ikke entydig.

Kjølevannsutslipp kan gi øket turbiditet via resuspensjon av bunnsedimenter, som igjen kan virke negativt på organismene (nedslamming, redusert filtreringseffektivitet).

Temperatur har fundamental virkning på hastighet av biologiske prosesser som produksjon, vekst, formering og adferd. Akklimatisering, bl.a. gjennom regulering av enzymaktiviteter, vil delvis dempe temperatureffektene. Det er likevel påvist at varmepåslag kan forskyve balansen mellom en organismes energiopptak og -forbruk og derved ha innflytelse på den tilgjengelige energi for vekst og formering. Virkning av dette varierer med årstid. Det finnes eksempler på at forhøyet vintertemperatur har ført til øket energibehov, uten at dette er dekket gjennom tilsvarende økning i næringstilførsel, og med sulting som resultat.

Det er ikke sannsynlig at aktuelle temperaturpåslag i kaldtempererte regioner vil overskride organismers overlevelsesgrense, men det kan forventes at overtemperaturen vil bli høy nok til å forhindre at enkelte kaldtvannsarter kan formere seg.

Kjølevannsutslipp har vist seg å forskyve perioder for vekst og formering og kan endre en populasjons generasjonstid. Både for igangsetting av kjønnsmodning og for utløsning av formeringsadferd er det påvist terskelverdier i temperatur. For egg og larveutvikling vil øket temperatur virke gunstig gjennom å korte ned utviklingstiden.

Kjølevann synes i liten grad å påvirke frekvens av sykdom og parasitter. Toksisk virkning av miljøgifter øker med øket temperatur, men temperaturen synes å ha liten innflytelse på virkningen av kronisk miljøgiftbelastning.

Litteraturen ga ikke eksempler på at overtemperatur har hatt ringvirkning fra en art til en annen gjennom artenes biologiske samspill, selv om slike virkninger kan postuleres.



Kjølevannsutslipp har klart vist å kunne endre artssammensetningen i samfunn både på hard- og bløtbunn. Utslipp har favorisert varmetolerante opportunistiske alger og dyr, og dette er til dels andre arter enn de opportunisten man finner ved organisk anrikning (eutrofi). Endringer i total artsrikhet og diversitet er påvist, men ikke i entydig retning. Virkningene er meget lokale.

Eksisterende undersøkelser har begrenset verdi for forutsigelser om virkninger på norsk kystøkologi. Hovedmengden av litteratur skriver seg fra varmere strøk der overskridelse av øvre temperatur-toleransegrenser er realistisk. Forhold rundt kjernekraftverk i Sverige og Danmark er noe mer relevante, men skiller seg fra norske forhold gjennom langt større ferskvannspåvirkning, som i seg selv er en stressfaktor, og gjennom annen inntaks- og utslippsteknikk. Erfaringene fra andre undersøkelser er imidlertid egnet grunnlag for å formulere hypoteser om virkninger på individnivå.

Litteraturgjennomgangen pekte på en del forhold ved kjølevannseffekter som det kunne være viktig å poengtere sterkere i økosystemeksperimentet. Dette var først og fremst forhold mellom energiopptak og -forbruk hos utvalgte arter til ulike sesonger, reproduksjonssuksess og forskyvning av reproduksjonsperioder, forskyvning i relativ tetthet av ulike arter og økologiske grupperinger (eksempelvis opportunisten) og temperatureffekter formidlet gjennom biologisk samspill. Dette var momenter som kunne settes opp mot analog erfaring andre steder, eller som ikke synes å ha vært behandlet i særlig grad i tidligere undersøkelser.

## 2.2. Teknisk etablering og drift

Forsøkene er gjennomført med følgende oppsett: (se figur 1, 2 og 3).

Sjøvann fra 13 - 15 m dyp ble pumpet (landoppstilt sentrifugalpumpe) inn til en gjennomstrømningstank (headertank; 0.6 m<sup>3</sup>). Herfra ble vann ledet til oppvarmingstank (ca. 2.0 m<sup>3</sup>), til fiskekar (ca. 2.5 m<sup>3</sup>) og direkte til modellesamfunnene (kaldt vann) som ble etablert i 8 stk. sirkulære fiberglassbassenger (figur 1 og 2), diameter 4 m, høyde 1.4 m (vannvolum 15 m<sup>3</sup>). Varmt vann og fiskeavløpsvann ble blandet med det kalde vannet (figur 3), slik at den ønskede vannmengde og temperatur ble etablert for hvert enkelt modellsamfunn. (Ca. 1 m<sup>3</sup>/time vanngjennomstrømning; ca. + 3°C overtemperatur i varmebassenger).

Varmtvannstanken var utstyrt med 9 stk. glass varmekolber á 3 kWh, som varmet opp vannet ca. 8°C.

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 (cf. kap. 3.1.4).

Modellsamfunnene ble etablert i november 1988. Fra november 1988 til offisiell oppstart av forsøkene (25.04.89) ble bassengene tilført 4.0 m<sup>3</sup>/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 4 bassenger (2 kalde og 2 varme), i gjennomstrømningstank (sammen med sensorer for salinitet og oksygen), i varmtank 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.

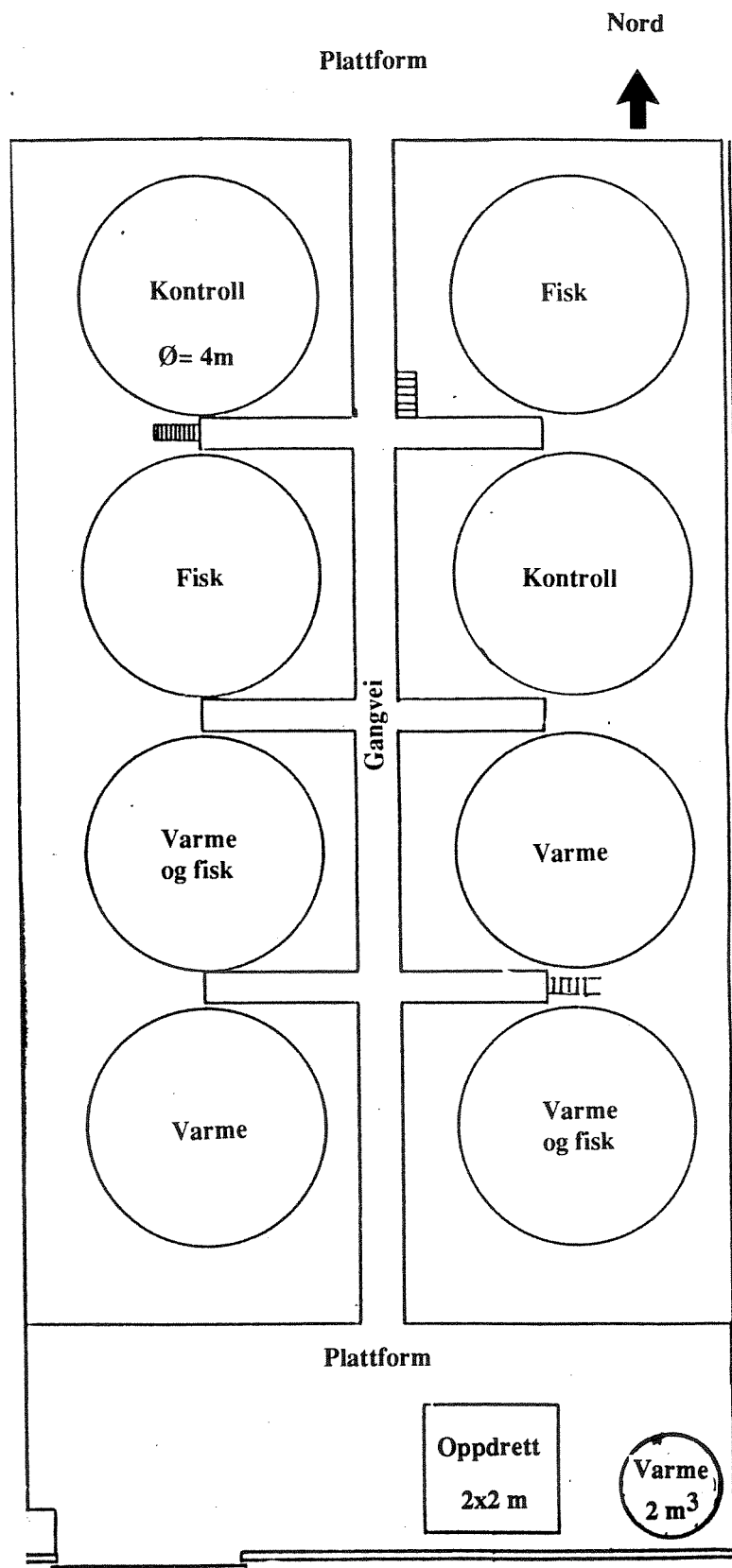
Partikkelmengder inn og ut av de fire bassengtypene ble registrert hver uke i alternerende paralleller, og det ble filtrert prøver for analyser på klorofyll/partikulært organisk materiale.

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

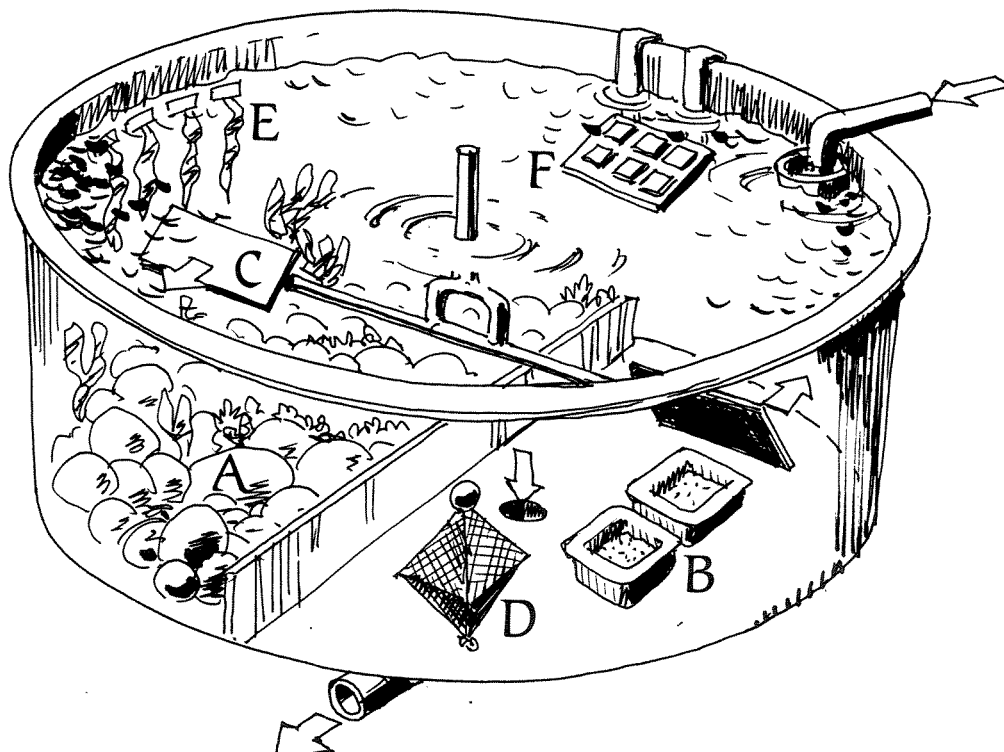
Fra uke 29/90 ble det foretatt kontinuerlige lysmålinger i ett basseng (K1), samt ute. (Fra uke 49/90 i to bassenger - K1 og F1).

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

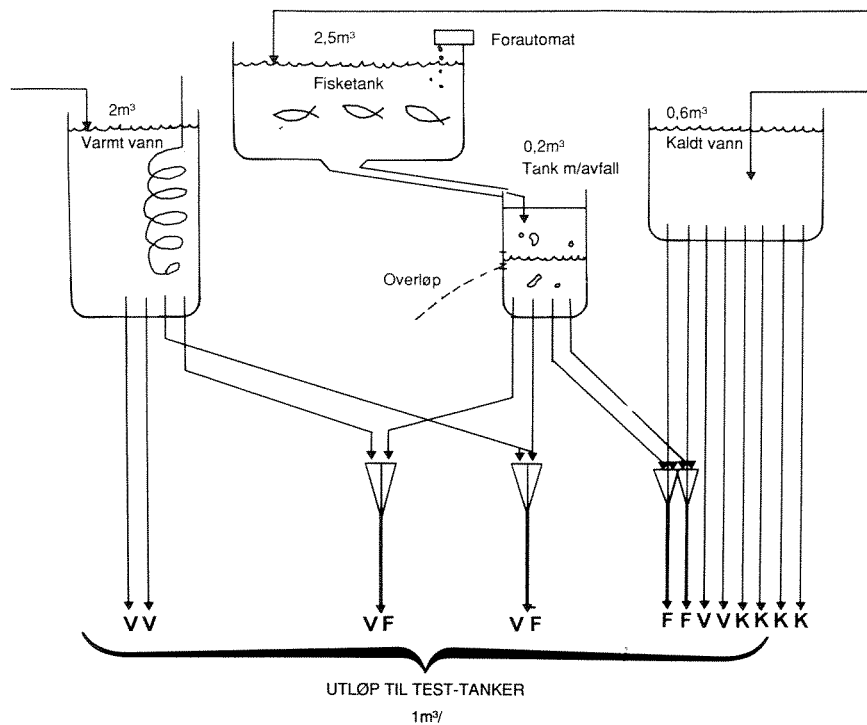
Hendelsesforløpet i forsøksperioden finnes i appendiks I-1.



Figur 1. Skjematisk tegning av arrangement av testbassenger, oppvarmingstank og pilotanlegg for oppdrett.



**Figur 2.** Skisse av et av de 8 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.



**Figur 3.** Oversikt over fiskekar, blandekar og tilførselsledninger til bassengene. Hvert basseng mottok 1 m<sup>3</sup> vann. Fire bassenger mottok 0.5 m<sup>3</sup> avløpsvann fra fiskekaret og henholdsvis 0.5 m<sup>3</sup> kaldt eller varmt vann. De øvrige bassenger mottok bare varmt eller kaldt vann.

## 2.3. 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 m<sup>2</sup> 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. Videre ble lave åpne kasser med sjøbunns sediment satt på bunnen utenfor Solbergstrand for etablering av bløtbunnsfauna over en periode på 12 mnd. To kasser ble overført til hvert av modellsamfunnene i mai 1989.

### 2.3.1. Hardbunnsamfunn

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.

### 2.3.2. Bløtbunnssamfunn

I forsøkene som er utført valgte man å studere et umodent bløtbunnssamfunn etablert (rekolonisert) i en feltsituasjon. Bakgrunnen for dette var at man antok at individene av de ulike arter i et slikt samfunn hovedsakelig ville bestå av unge stadier med relativ stor tetthet. Under slike forhold skulle en forvente å ha et større urealisert potensiale for biologiske forandring (vekst, populasjons- og samfunnstruktur) enn i et modent samfunn mer dominert av individer i en senere vekstfase.

Til forsøkene ønsket man seg tilnærmet like (fysisk, kjemisk og biologisk) sedimenflater/volum til plassering i de enkelte forsøksbasseng.

Slike bløtbunnssamfunn ble etablert ved at en fra naturlig bunn på ca. 30 m dyp i Oslofjorden (Bjørnhodebukta) ved hjelp av en USNEL box-corer tok opp ca. 800 l sediment. Dette sedimentet ble homogenisert i en sementblander (større steiner og leirklumper ble fjernet) og plassert i plastkasser (60 x 40 x 15 cm utvendige mål). Sedimentdybden i kassene var ca. 12 cm. Kassene med sediment (20 i alt) ble frosset, slik at det ikke skulle være noen levende makroskopiske dyr i sedimentet. Kassene ble så plassert ut på naturlig bunn på ca. 8 m dyp utenfor Solbergstrand, slik at larver av bunndyr og voksne stadier av mobile arter kunne etablere seg i kassene (rekolonisering). Tidligere forsøk har vist at faunasammensetningen som etableres i løpet av ca. 1 år varierer lite fra kasse til kasse så lenge disse er identisk behandlet og plasseres ut på samme lokalitet (Berge, 1990).

Kassene ble stående på bunnen i ca. 15 måneder for deretter å bli tatt opp og plassert i forsøksbassengene (2 i hvert). Ved inspeksjon av kassene 15.02.89 var det tegn til at dybden av sedimentet i kassene var noe redusert. Ved opptak av kassene ble det observert store mengder trekantmark (*Pomatoceros triqueter*) på kassene. Dette skapte noe problemer i forbindelse montering av de lokk som ble brukt på kassene under opptak.

Ved opptak av kasser etter rekoloniseringsperioden in situ ble sedimentprøver for analyse av organisk karbon og totalt nitrogen tatt i fire av kassene. I disse kassene ble det også foretatt elektrodemålinger av redokspotensial, pH og mengde sulfid, samt at makrofaunainnholdet ble undersøkt (se kapittel 2.6). Faunaen i disse fire kassene regnes som representative for de 16 kassene som ble plassert ut i bassengene og betraktes som utgangssituasjonen før eksponeringen i forsøksbasseng.

Tidspunkt for nøkkelaktiviteter i forbindelse med etableringen av de benyttede bløtbunnssamfunn ses i tabell 1.

Tabell 1. Tidspunkt for nøkkelaktiviteter i forbindelse med etablering av eksperimentelle bløtbunnssamfunn.

Aktivitet	DATO
Innsamling av sediment	21.01.88
Preparering av kasser	19.02.88
Utplassering av kasser på bunnen	03.03.88
Opptak av kasser fra bunnen og plassering i forsøksbasseng.	31.05.89 og 01.06.89

### 2.3.3. 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 økotypen - tre representanter for brunalger og en for grønnalger. Fingertare 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 raskt kan omdanne hele planten til sporer. Det ble derfor også valgt å undersøke grad av sporulering fra sjøsalat under de forskjellige forsøksbetingelser.

#### Dyr

Målinger av vekst og mortalitet hos dyr i marine miljøer er ved en rekke anledninger blitt brukt for å kunne påvise stress. Bayne (1985) har beskrevet ulike responser hos dyr på stress i marine miljøer, og han nevner også vekst som en av de viktige faktorer som bør undersøkes i den sammenheng.

Utgangspunktet for dette delforsøket var å undersøke om eventuelle effekter av belastningene kunne registreres som endring av vekst- og mortalitetsrater hos utvalgte dyre- populasjoner. Det ble av denne grunn etablert populasjoner av godt egnede arter i samtlige åtte bassenger. Med godt egnet menes i denne sammenheng arter man har biologisk kjennskap til fra før og som egnert seg for vekstmålinger. De skal også forekomme naturlig i våre farvann og i det dybdeområde som forsøkene simulerte.

Her gis en kort oversikt over de dyr som ble brukt i vekstforsøkene:

*Pomatoceros triqueter* (Polychaeta, serpulidae). På norsk kalt "trekantmark". Finnes fra nederst i fjæra og dypere og arten har en vid geografisk utbredelse. Den liker seg best i beskyttede områder med lite strøm (Hiscock, 1985). Dyrene er særkjønnede og larvene er planktoniske fra 3 uker til 2 måneder. Gyting foregår hovedsaklig i sommermånedene. Ved nedslåing har kalkrøret en lengde på 800-1200 µm. De er "suspension-feeders". (Hartmann - Schröder, 1971).

*Dendrodoa grossularia* (Asciacea, styelidae). Små solitære, til tider aggregerende, sekkedyr som sjelden blir over 15 mm i diameter. De lever på hardt substrat fra nederst i fjæra og dypere og liker seg best på bølgeeksponerte steder. Forekommer også på fucaseer og algehapterer. De er hermafroditter og har en levealder på 18 - 24 måneder. De ernærer seg ved å "pumpe" vann gjennom et gjellefilter som fanger opp næringen, vanligvis bestående av planteplankton og organisk detritus. (Lützen, 1967 og Millar, 1970). De kan overleve og formere seg ved en saltholdighet på 12 ‰ (Dybern, 1969).

*Membranipora membranacea* (Gymnolaemata, membraniporidae). Mosdyr som danner skorpeformede kolonier, for det meste på alger, fra nederst i fjæra og dypere. Den er flerårig, men om vinteren er den somatiske veksten liten og dødeligheten høy. Kolonien vokser ved "knoppkytning", og det er denne vekst som måles i disse forsøkene. De ernærer seg ved å filtrere vannet for partikler. (Ryland og Hayward, 1977).

*Balanus balanoides* (Cirripedia, balanidae) Rur. Er vanlig på hardt underlag i den øvre del av fjæra, men er også blitt registrert ned til 45 m dyp. Arten regnes som eurythermal og euryhalin, men er ikke registrert i vann med saltholdighet lavere enn 13 promille. Normal levetid er 2 år. Ved å "vinke" med sine omdannede ben fanger de sin mat, vanligvis dyreplankton, fra vannet. (Nilsson - Cantell, 1978).

*Chlamys opercularis* (Bivalvia, Pectinacea). Harpeskjellet minner om et lite kamskjell. Det finnes både festet med byssustråder til underlaget på hardbunn og fritt på grus- og sandbunn. Forekommer fra like under tidevannssonen og ned til over 100 m dyp og er vanlig langs mesteparten av norskekysten. Det er gjort forsøk på dyrking av harpeskjell i oppdrett, men foreløpig uten kommersiell verdi.

*Mytilus edulis* (Bivalvia, Mytilacea). Blåskjell er en karakterart i strandsonen i alle tempererte og kaldtempererte regioner. blåskjell forekommer også på dyp ned til 30 - 40 m langs vår kyst og i områder med lav og fluktuerende saltholdighet. Dens vide utbredelse og lette tilgjengelighet har gjort arten til antagelig den best undersøkte av alle marine muslinger.

*Pagurus bernhardus* (Crustacea, Decapoda). Vanlig eremittkreps er en meget vanlig art på gruntvann både på hardbunn og sand- og grusbunn langs kysten, fra like under tidevannssonen og ned til mer enn 20 m dyp. Andre arter eremittkreps overtar på dypere vann. Er emittkreps regnes som altetere og konsumerer både dødt organisk materiale og smådyr på og i substratet.

## 2.4. Belastningsmønster

Testopplegget omfattet fire forskjellige betingelser og to samfunn for hver betingelse (se figur 1):

Betingelse	Forkortet	Kode
Kontroll uten belastning	Kontroll	K
Belastning med utslipp fra oppdrett	Fisk	F
Belastning med overtemperatur	Varme	V
Belastning med overtemperatur og oppdrettsutslipp	Varmfisk	VF

Sjøvannet ble tatt inn på 13 m dyp og temperaturen varierte i gjennom året fra ca. 2.0°C (min.) til ca. 21.0°C (maks.). Sjøvannet gikk til en kaldtvannstank på ca. 0.6 m<sup>3</sup> og en varmtvannstank på 2 m<sup>3</sup>. Vannet ble videre fordelt til forsøksbassengene som vist på figur 3. For å sikre at avløpsrørene leverte samme vannmengde hele tiden, ble alle utløpsrør montert nede i karet med samme



dyseåpning, og vannstanden justert slik at de alle gav 0.5 m<sup>3</sup> pr. time. Hvert av forsøksbassengene ble derfor tildelt vann fra 2 rør som hver gav 0.5 m<sup>3</sup>/time og totalt 1 m<sup>3</sup>/t. Hvert forsøksbasseng fikk tilførsel av henholdsvis varmt vann og avløpsvann (VF), kaldt vann og avløpsvann (F), bare kaldt vann (K) og bare varmt vann (V).

Belastningene er nærmere beskrevet nedenfor.

#### 2.4.1. Temperatur

Fire av modellsamfunnene er gitt en belastning på 3°C overtemperatur over den naturlige sesongvariasjon. Oppvarmingen ble gjort ved at halvparten av vannet til de aktuelle bassengene ble ledet gjennom et kammer på 2 m<sup>2</sup> hvor vannet ble varmet opp med varmekolber og hvor overtemperaturen ble justert automatisk for å gi ønsket overtemperatur i modelløkosystemene.

#### 2.4.2. Utslipp fra oppdrett

Fire av modellsamfunnene mottok avløp fra fiskeoppdrett, to oppvarmede kar (F) og to kar med kaldt vann (F). Belastningen fra oppdrettsanlegget ble fordelt på fire bassenger med 20% av utslipp i hver tank og resten (20 %) til avløp. Bassengvannet ble ytterligere fortynnet med like mye rent vann (kaldt eller varmt), slik at den endelige belastningen tilsvarer 10 % av totalbelastningen (figur 3). Utslipet fra et oppdrettsanlegg består av partikulært og oppløst materiale. Den partikulære delen inneholder gjødsel som fisken skiller ut, samt overskuddsfôr. Den andre delen består av oppløste næringssalter som skilles direkte ut fra fisken (gjeller og nyrer) og næringssalter som lekker ut fra fôr og gjødsel.

Av det partikulære materialet vil tyngre deler sedimentere hurtig, mens fine partikler vil sveve i vannmassene og lett transporteres vekk med vannet.

Som normtall regner en med at for hvert kg fisk som produseres (fôrfaktor 1.35) vil 70 - 90 g nitrogen gå ut til miljøet. Av det som tapes til miljøet er 80 % i løst form (primært som NH<sub>3</sub>-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>) og resten i partikulær form.

For hver kg fisk produsert, skilles det ut 10 - 15 g fosfor, og av dette er ca. 60 % i fast form og resten løst.

I tillegg vil 70 -80 % av alt karbon forsvinner til miljøet. Av dette vil ca. 50% gå tapt som CO<sub>2</sub> ved fiskens respirasjon, mens resten går ut med gjødselen (30%). Dette gir ca. 700 kg organisk stoff pr. kg tilvekst (Leffertstra, 1991).

I landbaserte anlegg kan forspillet reduseres betydelig fordi fôrforbruket vanligvis er lavere. Beregninger ved Rogalandsforskning har vist at utslippet er av størrelsesorden 35 g N, 9 g P og 300 g suspendert organisk materiale pr. kg fisk produsert. Disse tall kan reduseres ytterligere ved rensing.

I et modellanlegg med tanker vil tunge partikler lett sedimenteres i tanken med små muligheter til å bli transportert bort. En del av de lette og svevende partiklene kan transporteres ut med vannet. Under naturlige forhold vil vind og strøm sørge for en kontinuerlig borttransport av partikler og skape større variasjon i miljøet enn i modellsystemet. De effektene som måles i foreliggende system vil derfor belaste miljøet kraftig og vil være mer lik en situasjon med svak strøm og dårlig utskiftning nær et anlegg.

For å simulere effekten fra et oppdrettsanlegg ble det satt opp et fiskekar på 2.4·m<sup>3</sup>. I utgangspunktet ble det valgt å benytte laks, med en total biomasse på 35 kg. Fiskemengden ble justert med jevne mellomrom (hver måned) for tilvekst og dødlighet. I en periode ble laksen byttet ut med piggvar (august 1989 - jan. 1990) på grunn av sykdomsproblemer med laksen. I januar 1990 ble ny laks satt inn i karet, som ble byttet ut med større laks i august 1990. I juni 1991 ble den store laksen skiftet ut med laksesmolt, som gikk tiden til 30. september 1991.

Fisken ble føret med tørrfôr, Tess Elite Pluss 5.0 mm, som har følgende sammensetning (tabell 2).

**Tabell 2.** Kjemisk sammensetning av forsøksfôret.

Komponenter i fôret	Kjemisk analyse %
Protein	45
Fett	17.5
Karbohydrater	20
Trevler	0.5
Aske	7.5
Vann	9.5
Fosfor	1.23
Energi	15.2 MJ/kg

Fisken ble føret etter behov og i % av sin egen vekt ved den temperatur som ble målt i karet. Temperaturen i fiskekaret tilsvarer temperaturen i headertanken, som lå nær temperaturen i de kalde forsøksbassengene. Ved daglig røkting ble Akvaforsks fôrtabell benyttet (Austreng et al., 1987). Tabell 3 viser en forkortet versjon av Akvaforsktabellen og er representativ for forsøkene. Det ble benyttet en skiveautomat som ble drevet på svakstrøm hver dag i hele forsøksperioden. Bortsett fra i perioder hvor appetitten var dårlig ble det føret med hånd.

Fra avløpet i fiskekaret gikk alt vann med gjødsel og fôrspill til en 0.2 m<sup>3</sup> m blandetank. Nede i blandetanken var det satt inn 4 utløpsrør med samme diameter, som hver leverte 0.5 m<sup>3</sup> vann pr. time. Et overløp, som var montert høyere enn de fire avløpsrørene tok resten av vannet fra karet (figur 3).

**Tabell 3.** Fødrings- og veksttabell i relasjon til fiskestørrelse og vanntemperatur. Ved en førfaktor på 1.0 beregnets føret i % av fiskens vekt, som også er lik fiskens vekstrate.

Førforbruk i g pr dag beregnet i % av fiskens vekt.		
Vanntemperatur °C	Fiskevekt i gram	
	30 - 150	150 - 600
2		0.2
4		0.5
6		0.7
8	1.3	1.0
10	1.6	1.2
12	1.9	1.4
14	2.2	1.7

Både gjødsel, fôrrester og vann ble hvirvlet rundt og fordelt seg jevnt på de fire avløpsrørene og overløpet, og det forventes derfor at vannmengden på 0.5 m<sup>3</sup> til hvert fiskebasseng inneholdt samme mengde oppløste og partikulære næringsalter. Dette gir en fortynning på 20%.

Det ble forsøkt å holde en jevn fiskebestand på ca. 8 kg/m<sup>3</sup>. Fiskemengden ble justert hver måned, og tettheten var i gjennomsnitt på 35 ± 5 kg. Appetitten til fisken varierte betydelig i relasjon til temperatur og driftsforhold i karet.

Modellfiskekaret ble tappet ned (flushet) 1 gang pr. dag og vasket 1 gang pr. uke.

#### Tilvekst og førforbruk hos modellfisk.

Det ble benyttet tre ulike grupper laks og en gruppe piggvar som modellfisk. I 1989 ble laks på 400 g satt inn som forsøksfisk 10. april og fulgt frem til 16. august da den hadde nådd ca. 650 g. Tilveksten var nær det normale med unntak av siste måneden. Førforbruket var stort sett i overensstemmelse med tabell 3.

Den 17. august ble laksen erstattet av piggvar på 100 g, som ble fulgt frem til 2. januar. Piggvaren hadde god tilvekst ved høye temperaturer, men vokste dårlig når temperaturen gikk under 10°C. Det var ingen dødelighet, men stor fisk ble fjernet etterhvert for å holde bestanden under 40 kg/m<sup>3</sup>. Det var derfor vanskelig å få et korrekt bilde av tilveksten.

Den 7. januar ble en gruppe laks av størrelse 500 g satt inn og fulgt frem til 7. august. Den var da blitt 750 g, mot forventet 1350 g. I perioden januar til april fikk den for mye fôr, og i siste periode spiste den mindre enn forventet. Det var ingen dødelighet, og biomassen ble redusert jevnlig hver måned fra mars til august.

I august ble den store laksen byttet ut med 75 g smolt. Dødeligheten var stor i august og førmengden lavere enn forventet. Fra september frem til januar 1991 var førforbruket normalt, men

tilveksten var svak. Fra februar til avslutning 12. juni var gruppen preget av dødelighet og ujevnt fôrforbruk. I februar og mars ble det gitt mer for enn beregnet ut i fra tabell 3, og fra mai var appetitten bare halvparten av det forventede.

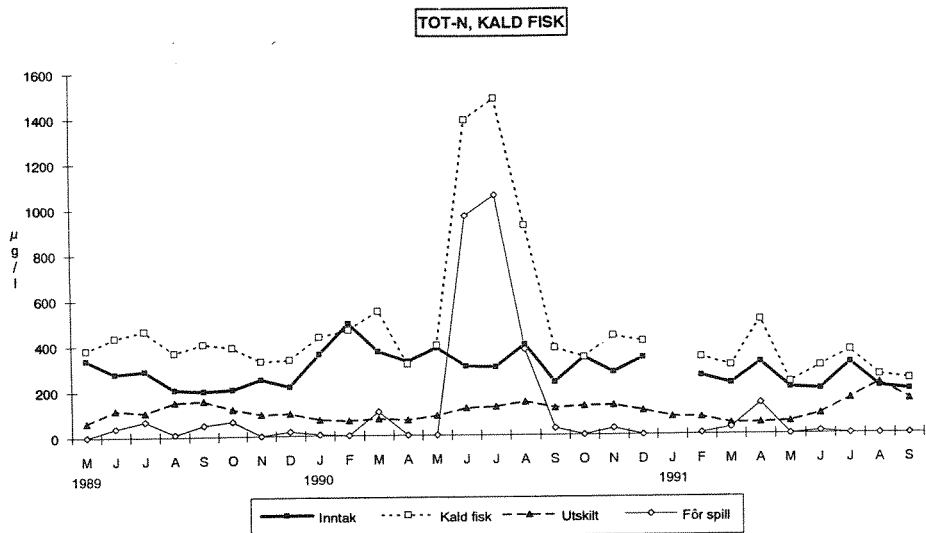
Generelt var det vanskelig å få forsøksfisken til å vokse normalt og fôrforbruket var totalt sett noe lavere enn forventet, appetitten dårligere, og dette ga et høyere forspill.

På grunnlag av forskjeller i konsentrasjonene av Tot-N og Tot-P i bassenger, innløp og det som skilles ut av fisk og gjødsel, er det mulig å beregne fôrspillet. Hvis vi bruker Tot-N som grunnlag for fôrspill, viser de at fôrspillet var lavere enn 25% med unntak for perioden juni - august 1990. De høye verdiene i denne perioden skyldes dels høyt inntak av ammonium i innløpsvannet og forhold i bassengene som vi ikke kan forklare. Det var ikke spesielt unormale forhold hverken for fisk eller fôr i denne periode som kan forklare den kraftige økningen i Tot-N og ammonium. Høye verdier av ammonium ble også påvist i bassengene som ikke mottok avfall fra fisk.

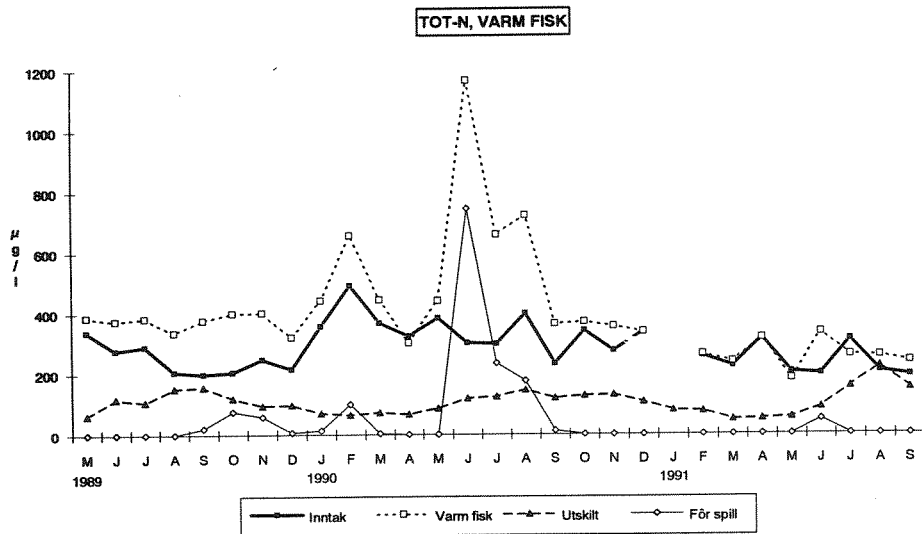
Hvis vi benytter data fra Tot-P til beregning av fôrspill, viser disse at fôrspillet lå mellom 25 og 50 %. Særlig høye verdier ble funnet i oktober - november 1989. Dette sammenfaller med synkende vanntemperatur og bruk av pigvar som forsøksfisk. Den spiser og vokser lite når temperaturen blir lavere enn 10 °C. Tilveksten på fisken var generelt dårlig, og vi antar derfor at Tot-P gir et bedre uttrykk for fôrspillet enn Tot-N.

#### **Utskilling av næringssalter.**

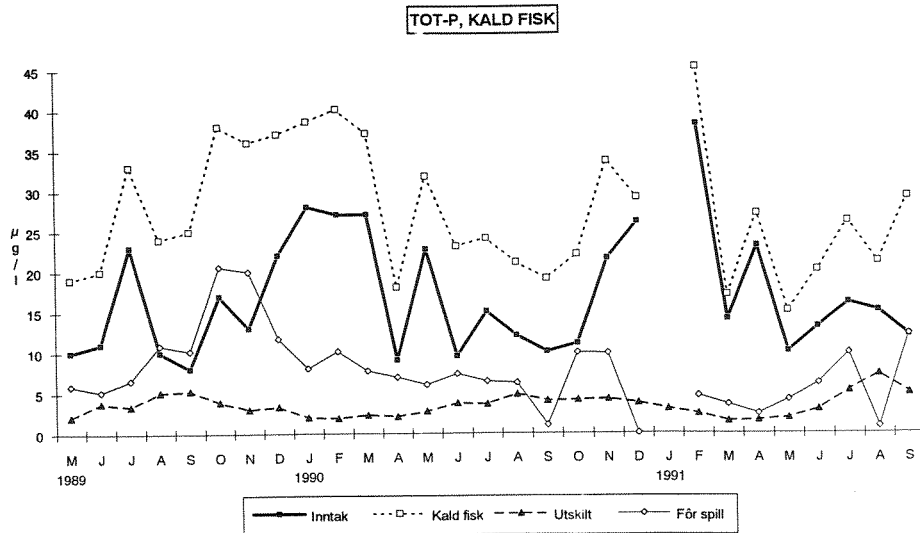
Fisken skiller ut det meste av overskuddsnitrogenet over gjellene i form av ammonium. Utskillingen er størst for den minste fisken og øker med økende temperatur. Figur 4 - 7 viser mengden utskilt nitrogen og fosfor som Tot-N og Tot-P i fiskebassenger, innløpsvann, utskilt mengde fra fisk og gjødsel, ved optimal appetitt. Beregningene har tatt hensyn til biomassen i karene og temperaturen. Overskuddsfôr ble ikke samlet opp, men fordelt til de fire bassengene og avløpet. Vi vet derfor ikke hvor mye fisken har spist, men fôrspillet kan beregnes som differansen mellom konsentrasjoner som beskrevet tidligere.



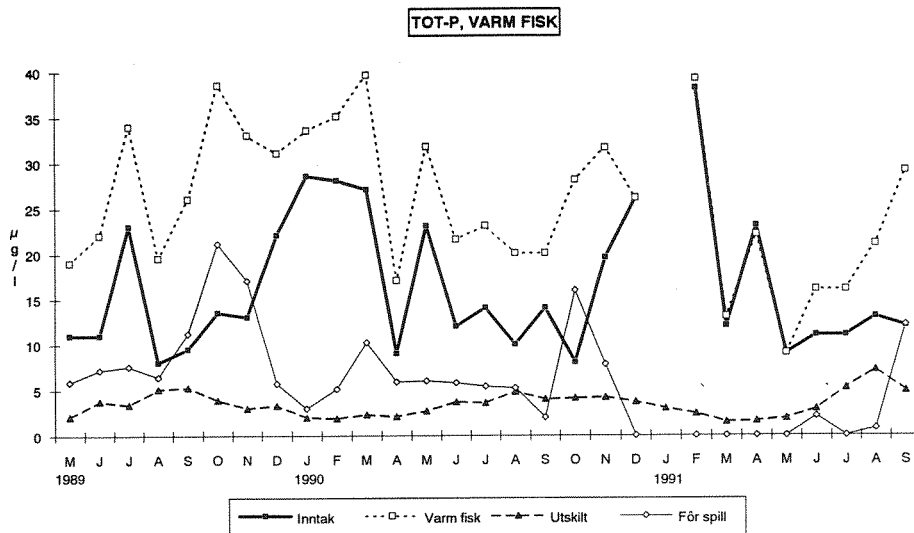
**Figur 4.** Konsentrasjonen av Tot-N i kaldfiskbassenger. Verdiene representerer gjennomsnittsverdier for hver måned i innløpsvannet fra fiskekaret (kald fisk), innløpsvannet til headertank (inntak), utskilt mengde fra fisk og gjødsel (utskilt) og beregnet mengde førspill.



**Figur 5.** Konsentrasjonen av Tot-N i varmfiskbassenger. Verdiene representerer gjennomsnittsverdier for hver måned i innløpsvannet fra fiskekaret (varmfisk), innløpsvannet til headertank (inntak), utskilt mengde fra fisk og gjødsel (utskilt) og beregnet mengde førspill.



**Figur 6.** Konsentrasjonen av Tot-P i kaldfiskbassenger. Verdiene representerer gjennomsnittsverdier for hver måned i innløpsvannet fra fiskekaret (kaldfisk), innløpsvannet til headertank (inntak), utskilt mengde fra fisk og gjødsel (utskilt) og beregnet mengde førspill.



**Figur 7.** Konsentrasjonen av Tot-P i varmfiskbassenger. Verdiene representerer gjennomsnittsverdier for hver måned i innløpsvannet fra fiskekaret (varmfisk), innløpsvannet til headertank (inntak), utskilt mengde fra fisk og gjødsel (utskilt) og beregnet mengde førspill.

Føret hadde et innhold på 1.23% fosfor, og i følge undersøkelser på Akvaforsk (T.Åsgård, pers. info.) har fisken et gjennomsnittlig fosforinnhold på 0.45%. Ved hjelp av Stigebrandts (1986) modell har vi beregnet utskillingen av N og P ved ulike fiskestørrelser og temperaturer (tabell 4 og 5), og interpolert.

For piggvar er det ikke utarbeidet tilsvarende modeller, derfor ble beregningen av utskilt mengde N og P baseret på laks. Den virkelige verdien er sannsynligvis noe forskjellig, men vi antar at samme mekanisme for utskilling finner sted i begge arter. Utskillingen av P øker med økende temperatur, men avtar bare litt med økende størrelse på fisken.

Ved stort forspill vil tapet av næringssalter være betydelig større enn det som fisken skiller ut.

Hvis ikke fisken spiser, vil alt tilført for bli forspill. Hvert kg for vil representere et tap på 72 g N og 6 g P. Et gjennomsnittlig forforbruk på 500 g pr. dag, vil gi følgende konsentrasjoner av N og P dersom alt går i løsning:

100 % forspill	299 ug N/l	25 ug P/l
50 % "	149.5 ug N/l	12.5 ug P/l
25 % "	74.8 ug N/l	6.3 ug P/l

Figur 4 - 7 representerer gjennomsnittsverdier for hver måned. Den viser at i bassenger som fikk tilført varmt avløpsvann og avfall fra fisk og for økte Tot-N fra 10 - 50%, og Tot-P fra 27 - 99%. Økningen i kaldt vann med avfall fra fisk og for var litt høyere og varierte for Tot-N fra 20 - 60% og for Tot-P 54 - 105 %.

I varmfiskbassengene økte ammonium med 71% for hele forsøksperioden og 81 % for ortofosfat. I kaldfiskbassengene var økningen 136 % for ammonium og 93% for ortofosfat. Siden vi forutsetter at fordelingen var lik til alle bassengene, er det sannsynlig å tillegge forskjellene i næringsinnhold på temperaturøkningen.

**Tabell 4.** Beregning av total mengde nitrogen (Tot-N) som skilles ut ved pr. kg fisk produsert. Mengden er oppgitt µg/l og representerer total mengde utskilt i løst og fast form ved fullt forinntak og uten forspill.

Fiskestørrelse g	4.4 °C	10.1 °C	15.8 °C
70	1.9	2.99	4.71
100	1.79	2.82	4.45
200	1.6	2.51	3.96
300	1.5	2.38	3.75
400	1.46	2.32	3.65
500	1.44	2.27	3.57
600	1.41	2.23	3.52
700	1.41	2.23	3.5
750	1.4	2.22	3.49

**Tabell 5.** Beregning av total mengde fosfor (Tot-P) som skilles ut pr. kg fisk produsert. Mengden er beregnet i  $\mu\text{g/l}$  og representerer total mengde utskilt N og P ved fullt forinntak og uten forspill.

Fiskestørrelse g	4.4 °C	10.1 °C	15.8 °C.
70	0.061	0.092	0.151
100	0.051	0.090	0.141
200	0.050	0.079	0.128
300	0.049	0.078	0.117
400	0.048	0.069	0.117
500	0.048	0.068	0.107
600	0.039	0.068	0.107
700	0.039	0.067	0.107
750	0.039	0.067	0.107

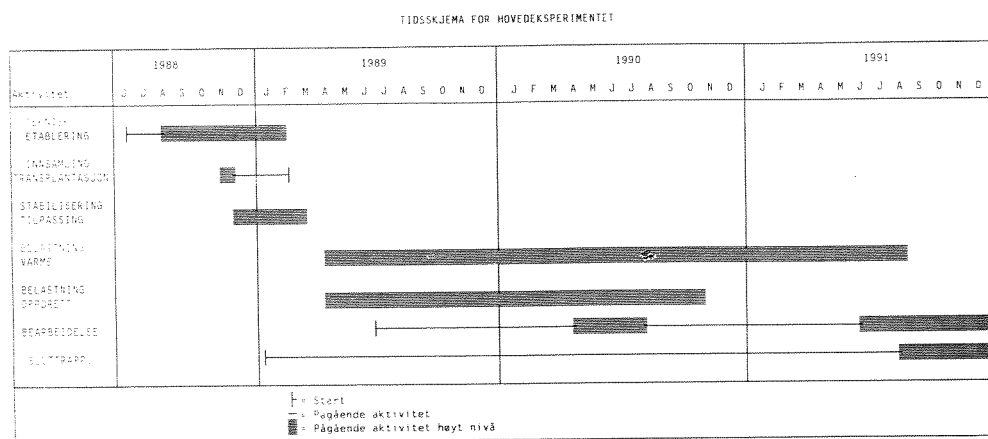
## 2.5. Tidsforløp og hovedhendelser

Et tidsskjema for hovedforsøket er gitt i figur 8. Skjemaet er stort sett i samsvar med den opprinnelige tidsplan, men belastningen startet 25. april i stedet for som planlagt i mars 1989. Belastningen med vann fra oppdrett var opprinnelig planlagt å skulle vare i ett år, men ble fortsatt ytterligere et halvt år for å kunne fange opp en del nødvendige etterprøvinger.

I november 1990 ble den kombinerte belastningen avsluttet. Bassengene som hadde hatt belastningen, ble fortsatt holdt i gang, men med en overtemperatur på 1°C. Målsetningen var å fjerne nedslammingen i bassengene ved forsiktig spyling og deretter sammenlikne effekter av dette temperaturpåslaget med +3°C belastningen siste halvåret. Det viste seg imidlertid at nedslammingen ikke lot seg fjerne uten samtidig å skade påveksten på steinene. Derved var utgangstilstanden i disse bassengene så forskjellig fra +3°C bassengene at en sammenlikning var meningsløs.

Hovedhendelser for de ulike delprosjektene er beskrevet i kap. 2.6. Det er videre i appendiks gitt en tabellarisk "dagbok" for eksperimentet.





**Figur 8.** Tidsdiagram for hovedhendelser i eksperimentet.

## 2.6. Metodikk delprosjekter

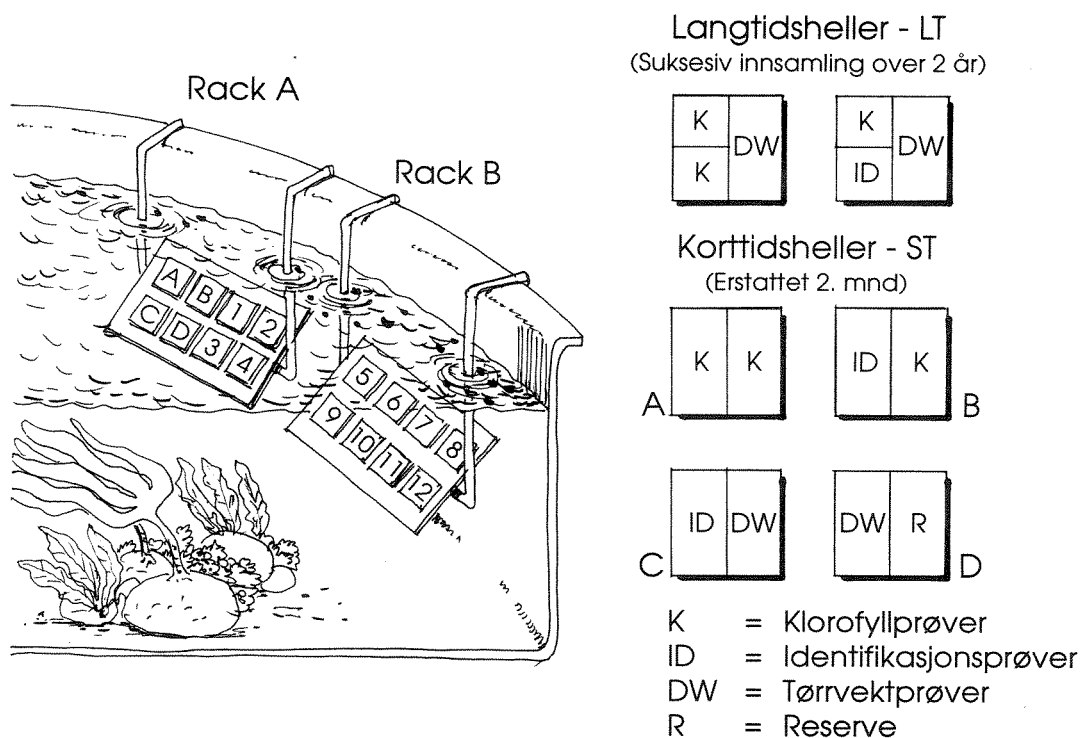
### 2.6.1. Samfunnsstruktur på hardbunn

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. 0.2 m<sup>2</sup>. Et utvalg på 30 stein i hvert basseng tilsvarer da et registrert areal på 6 m<sup>2</sup> som er langt mer enn det som vanligvis benyttes innen registrering på hardbunn (1 - 3 m<sup>2</sup>) og bløtbunn (4 x 0.1 m<sup>2</sup>). Under den statistiske bearbeidelsen er 10 og 10 stein slått sammen. Hvert prøveareal innen bassenget er da på 2 m<sup>2</sup>.

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 oppnås 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.

## 2.6.2. Samfunnsrekruttering på hardbunn

Størstedelen av rekrutteringen til hardbunn skjer via et pelagisk - frittsvevende stadium. Larver og sporer svever fritt i vannmassene til de kommer i kontakt med et egnet substrat. Forskjellige arter har forskjellige preferanser til substrat. I det marine miljø er det ofte mangel på ledig substrat. En ren stein som plasseres i et basseng vil snart bli overgrodd av forskjellige organismer. Begroingen vil endre seg over tid, da konkurranse mellom arter i økende grad vil medføre at det er de arter som er best tilpasset akkurat den steinen som overlever. I våre undersøkelser benyttet vi oss av dette prinsippet; et tilgjengelig ledig substrat vil hurtig bli begrodd. I en tidlig fase vil det være bakterier og deretter diatomeer som fester seg. Diatomeer er encellede alger av "boks og lokk"-type og er helt essensielt for alt liv i havet. 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 1). Hellene ble delt i to grupper, - 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 forsøkets 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 9).



**Figur 9.** A. Skjematisert 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 skylling 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-filer 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 diatomeeprøvene 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 (se kap. 2.6.1 over for ytterligere beskrivelser).

Rekrutteringen av fauna ble også registrert ved at det i hvert av de 8 forsøkskarene ble (07.03.90) hengt ut 3 plastplater for rekrutteringsregistrering. To av platene var av gråfarget PVC med en størrelse på 16 x 10,5 cm. Den ene av dem var øverst utstyrt med en 3,5 cm bred kant som skygget for lys. Dette ble gjort fordi enkelte larver, klare for nedslag, foretrekker mørke skyggefulle substrater. Platenes overflate ble i tillegg "rubbet" opp for å gjøre dem til et bedre egnet substrat for nedslag. Den tredje platen var hvit og 33 x 29 cm. Platene ble med jevne mellomrom fotografert (tabell 6). Ved gjennomgåelsen av bildene ble alle tilstedeværende arter/kategorier av alger og dyr samt dekningsgraden av dem registrert etter en firegradert skala:

1 =	1%	dekningsgrad for alger eller enkeltfunn	for dyr
4 =	2-30%	" " " "	spredt " "
8 =	31-70%	" " " "	vanlig " "
16 =	71-100%	" " " "	dominerende " "

De hvite platene var i startfasen belyst av små lamper, men etter at primærfilm var etablert, ble lyset slukket og platene flyttet til et mer skyggefult sted. I utgangspunktet var hensikten med de hvite platene å få nedslag av sekkedyret *Dendrodoa grossularia* og utføre vekstmålinger på disse. Nedslaget uteble imidlertid, men utviklingen på platene ble fortsatt dokumentert ved fotografering.

Tabell 6. Datoer for fotoregistrering av rekrutteringsplater. Etter prøvetaking 5 ble fiskebelastningen til VF stoppet, og overtemperaturen senket fra 3 til 1°C.

PRØVETAKING	1	2	3	4	5	6	7	8
DATO	20.3.90	18.4.90	9.8.90	16.10.90	15.11.90	4.1.91	22.3.91	6.8.91

### 2.6.3. 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 de forskjellige påvirkninger. 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).

### 2.6.4. Utvalgte algepopulasjoners algebiologi

#### *Laminaria*

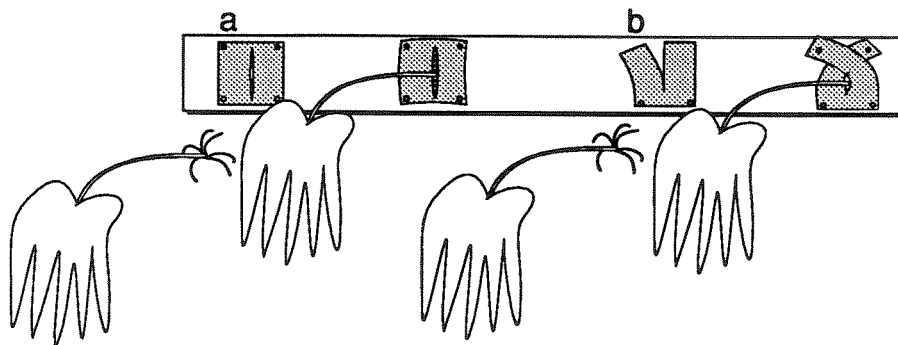
Voksne planter av *Laminaria hyperborea* og *L. saccharina* ble samlet inn ved dykking utenfor Universitetets biologiske stasjon i Drøbak og på jetéen i Drøbaksundet. Innsamlingen ble foretatt i november 1989 og i desember 1990. Plantene ble innen få timer transplantert ut i respektive bassenger.

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, som vist i figur 10, holdes planten fast mot underlaget med stilken og bladet pekende fritt ut i vannmassene.

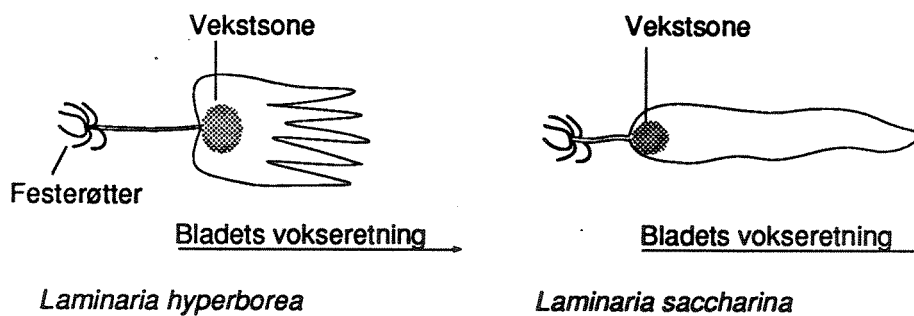
Vekstmålinger av *Laminaria* ble foretatt ved en ikke-destruktiv metode.

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 (figur 11). 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 (figur 12). Tilveksten pr. individ ble beregnet som snittverdi av 3 målinger.

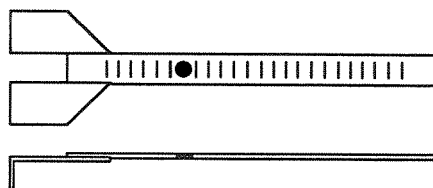
*Laminaria* starter sin vekstsesongen på senvinteren og har størst vekst i perioden fra januar til april. Vekstforsøkene ble utført i perioden fra november til mars.



**Figur 10.** Metode benyttet for å feste transplanterte *Laminaria* -planter. Plantene ble festet ved a) å presse festerøttene gjennom et snitt i et stramt gummibånd eller b) å gjøre et innsnitt i gummibåndet og krysse de to gummiflikene rund tarestilken. Gummibåndet presser planten fast mot underlaget slik at stilken og bladet holdes fritt ut i vannmassene



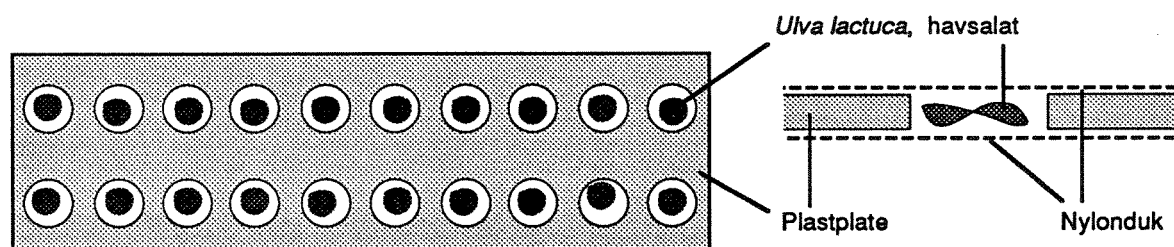
**Figur 11.** Skjematisk skisse av en *Laminaria*-plante som viser vekstsone og bladets vokseretning.



**Figur 12.** Lineal benyttet for måling av lineær vekst av *Laminaria*.

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. Vekstkammeret er illustrert i figur 13. 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 vanndråper på selve bladet ble bladskiven vendt på et filterpapir 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 tilfredsstillende resultat.



Figur 13. Prinsippskisse av et vekstkammer laget for måling av vekst av *Ulva lactuca*.

### 2.6.5. Utvalgte dyrepopulasjoners biologi

#### Vekst og dødelighet

Vekst og mortalitet hos utvalgte dyr er forsøkt målt ved fotografering under vann. Det ble brukt et Nikonos 5 standard undervannskamera, med Nikonos forsatslinser for makrofotografering. En oversikt over de linser som er brukt og deres data er gitt i tabell 7. Som lyskilde ble det brukt en Nikonos SB 103 blitz med ledtall 10 under vann.

Til digitalisering og størrelsesmåling av dyrene på bildene ble programmet "Design.CAD 2D" sammen med digitaliseringsbordet "Summa Sketch II professional" brukt. Bildene ble projisert på bordet ved hjelp av en fast montert lysbildefremviser av merke Kindermann - telefocus. Hver størrelsesmåling ble utført 3 ganger og gjennomsnittsverdien ble brukt til videre bearbeiding.

Tabell 7. Oversikt over brennvidde, lysstyrke, billedutsnitt, reproduksjonsrate og dybdeskarpthet ved blender 8 hos de 2 objektiver med makro-forsatslinse, som ble brukt i forsøkene.

OPTIKK	BILLEDFLATE	REPRO. RATE	DYBDESKARPHET (f=8)
Nikkor 35 mm (f/2,5)	109 X 164 mm	1/4,5	+9,2 mm / -8,4 mm
Nikkor 80 mm (f/4)	53 X 79 mm	1/2,2	+1,9 mm / -1,7 mm

Til den statistiske behandlingen av resultatene ble EDB-programmet "Statgraphics" brukt. Vekstresultatene ble testet med "Enveis variansanalyse" og rangert etter "Scheffes test". Resultatene fra rekrutteringsforsøkene ble testet mot hverandre ved en "Two-sample analysis" som sammenligner variansen og snittverdiene fra to uavhengige prøver.

Trekantmark ble fotografert på to steder i hvert basseng:

1) På stein som ble transplantert fra 3 - 5 m dyp i fjorden rett utenfor MFS til bassengene den 25/8-89. Steinene ble plassert på en hylle av stålnetting, og denne ble hengt opp på karkanten ca. 30 cm under vannflaten. Årsaken til denne plasseringen var at det tidligere var observert at eremittkreps og strandkrabber i bassengene predaterte på *P. triqueter*.

2) På kanten av noen plastkasser som ble brukt til bløtbunnsforsøk (se kap. 2.3.2). Kassene var plassert på bunnen av bassengene. Disse dyrene stammet også opprinnelig fra ca. 8 m dyp i fjordområdet utenfor MFS, og de ble transplantert inn til bassengene 31/5 - 1/6 1989.

Ut fra fotografiene er målinger er gjort langs kjølen på kalkrøret og ut til spissen av rostrum og dyrenes tilvekst mellom hver prøvetaking blitt beregnet,. Det er ikke blitt beregnet noen mortalitet, fordi det ut fra et fotografi er vanskelig å avgjøre om dyrene er levende eller døde.

Sekkydyrene vokste på de rullesteinene som opprinnelig ble transplantert til forsøksbassengene på MFS fra Jomfruland høsten 1988. Fotograferingen foregikk *in situ*, og det er ut fra bildene foretatt målinger av areal, siphonavstand og mortalitet. Dyr som ikke ble gjenfunnet ved ny prøvetaking ble registrert som døde.

Mosdyrene ble samlet inn fra området utenfor Universitetets Biologiske stasjon i Drøbak i april 1990. Tare, hvor små kolonier var etablert på lamina, ble samlet inn, og biter av lamina med kolonier på ble plassert i vekstkammer av plexiglassrør og hengt ut i karene. For å sikre god vannsirkulasjon over koloniene samtidig som man unngikk predasjon, ble rørendene dekket over med planktonduk. Ved prøvetaking ble laminabitene tatt ut av rørene og fotografert under vann. Koloniens areal ble beregnet fra bildene, og de som hadde negativ vekst eller var blitt borte ble registrert som døde.

Underveis i forsøket etablerte det seg rur på strømsetterne i karene, og disse ble fotografert på samme måte som de andre dyrene. Den første fotoregistreringen ble utført i januar 1990. Vekst ble målt ved å beregne skallprojeksjonens areal, og tomme skall eller helt overgrodde dyr ble registrert som døde.

Tidspunkter for fotoregistreringer av vekst og dødelighet er vist i tabell 8.

Tabell 8. Datoer for fotoregistrering av vekst og mortalitet.

PRØVETAKING	1	2	3	4	5	6
DATO	Aug.-89	Jan.-90	Mars-90	Mai -90	Aug.-90	Mars-91

Den 27. november 1990, midt mellom prøvetaking 5 og 6, ble fiskebelastningen til VF stoppet, og overtemperaturen senket fra 3 til 1°C.

Populasjoner med juvenile harpeskjell (ca. 400 individer av størrelse 20 mm) ble skaffet fra oppdrettsfirma Biomarin a.s. i Bergen i januar 1989. Individene ble fordelt i 16 nettingbur (perlenett, cf. figur 2), 2 for hvert basseng, og midlertidig lagret i annet basseng før overføring til testbassengene 09.03.89. Tidsplan for forsøkene videre med harpeskjell fremgår av tabellen nedenfor.

Dato	Gjøremål
09.03.89	Overført til perlenett i bassengene
14.03.89	Overlevelse kontrollert
16.-18.05.89	Lengdemåling, overlevelse registrert
23.-31.08.89	Måling av filtrering, lengdemåling
17.01.90	Overlevelse registrert
13.-15.02.90	Måling av filtrering, lengdemåling
28.02.90	Måling av oksygenforbruk
22. og 25.05.90	Lengdemåling, registrering av overlevelse

Perlenettene ble montert frittstående fra bunnen av bassengene ved bunnlodd og flyter. Nettene ble rutinemessig kontrollert og vasket rene for begroing under hele testperioden.

Før lengdemåling ble alle skjellene forsiktig tatt ut av perlenettet og vasket rene for mudder. Levende og døde ble talt opp, og skallhøyde (normalt på hengsle-linja) og største lengde (parallelt med hengslelinja) målt ved bruk av skyvelær (nøyaktighet 0.01 mm).

Blåskjell ble samlet første gang 06.08.90 på stranden sør for MFS og plassert i perlenett som for harpeskjellene i K- og V-bassengene. Disse populasjonene ble brukt ved første måling av filtrering (23.08.90). Grunnet stor predasjon fra strandkrabber i V-bassengene ble nye skjell overført 18.10.90. Disse ble plassert i stålbur hengt på veggen i bassengene og brukt i de videre forsøkene. Tidsplan for forsøkene med blåskjell fremgår av tabellen nedenfor:

Dato	Gjøremål
06.08.90	Overføring av skjell til perlenett, måling av lengde
23.08.90	Måling av filtrering, registrering av dødelighet
18.10.90	Overføring av nye skjell til stålbur, måling av lengde
27.-28.02.91	Måling av filtrering, registrering av dødelighet
06.03.91	Måling av oksygenforbruk, registrering av dødelighet
26.06.91	Måling av lengde, prøvetaking for biomasse (tørrvekt)



Skall-lengde ble målt som største lengde med skyvelær. Ved siste måling ble også lengden fra hengsle til overgang mellom ruglete og glatt skall målt. Dette ga start- og slutt-lengde på hvert individ som grunnlag for utregning av individuell vekst i bassengperioden.

Populasjoner av eremittkreps ble samlet ved dykking på 2-8 m dyp utenfor MFS 15.02.89. Ca. 400 små individer ble samlet og satt i lagertank før overføring til testbassengene. Før overføring ble hvert individ forsøkt merket med tusjnummer på høyre klo og på skall, og fargen dekket med cyanacrylatlim (superlim). Videre ble klolengde (høyre sakseklos faste ledd, propodit) målt med skyvelær før dyrene ble sluppet fritt ut i bassengene. Denne merkingen ble relativt raskt slitt av, så forsøk på ny merking ble ikke gjort. Det ble satt ut 50 individer i hvert av de 8 bassengene. Tidsplan for forsøkene med eremittkreps fremgår av tabellen nedenfor

Dato	Gjøremål
15.02.89	Innsamling av forsøksdyr, 400 individer
06.-09.03.89	Merking, måling og utsetting av dyr i bassengene
14.03.89	Utprøving av metodikk for foringsforsøk
25.-28.04.89	Foringsforsøk, lengdemåling
10.-12.07.89	Foringsforsøk, lengdemåling
16.-19.10.89	Foringsforsøk, lengdemåling
22.11.89	Kvantitativ innsamling, lengdemåling, registrering av dødelighet
27.03.90	Ny transplantasjon til alle bassenger, fjerning av gammel populasjon
22.-25.05.90	Foringsforsøk, lengdemåling

Ved foringsforsøk ble testdyr samlet tilfeldig fra de aktuelle bassenger og lengdemålt (klo-lengde). Samtidig ble merking på klo og skall registrert om den var lesbar. Etter foringsforsøk ble individene sluppet fritt i bassengene igjen.

For øvrige bevegelige dyr ble populasjons- og individstørrelse registrert en gang (22.11.89). Innsamlingen ble standardisert. En dykker samlet alle dyr han registrerte over 3 perioder a 7 min. i hvert basseng. Dyrene ble tatt på land, talt opp og lengdemålt. Noen få individer som ikke ble fanget fordi de gjemte seg under steinene ble kun registrert. Innsamlingen konsentrerte seg om eremittkreps (*Pagurus bernhardus*), strandkrabbe (*Carcinus maenas*), sjøstjerne (*Asterias rubens*) og sjøpinnsvin (*Psammechinus miliaris*). Etter måling ble dyra sluppet ut igjen, men populasjonen av sjøstjerner ble justert ned til likt antall i hver basseng.

### Næringsfysiologi, energiomsetning

Individuelt næringsopptak ble målt i harpeskjell og blåskjell som representanter for filtrerere, og eremittkreps som typisk rovdyr/alteter. Energiforbruk i form av individuelt oksygenforbruk ble målt på harpeskjell og blåskjell henholdsvis vinteren 1990 og 1991.

### Næringsopptak

Som mål for spisehastighet hos harpeskjell og blåskjell ble filtreringshastighet målt. Denne ble målt som det volum vann hvert skjell renses for suspenderte partikler pr tidsenhet (l/time•individ) i uforstyrret tilstand. Fra hver testpopulasjon ble 15 individer av harpeskjell/blåskjell forsiktig vasket rene for mudder på skallet og plassert i hvert sitt 100 ml begerglass som stod i 45° vinkel i et stativ. Hvert begerglass hadde individuell vanntilførsel (vann fra det aktuelle testbasseng) gjennom en silikonslange til bunnen under skjellet og med fritt avløp over kanten. Vannmengden var justert til ca 75 ml/min. For hvert 5. skjell ble satt et tomt begerglass med samme vanntilførsel. Skjellene ble gitt minimum en halv time for tilpasning til oppsettet før prøvetaking.

Over en periode på 60 sekunder ble vannet fra 5 dyr pluss fra begerglasset uten dyr samtidig ledet ned i individuelle målesylindere. Samlet volum ble målt for hver prøve og antallet partikler over størrelse 6 µm analysert i partikkel teller (Coulter Counter mod. ZB). Individstørrelse ble samtidig målt som skallengde (blåskjell) og skall-lengde/-bredde (harpeskjell).

Filtreringshastigheten for hvert individ ble beregnet som:

$$v \times (C_i - C_u) / C_i$$

der  $v$  er gjennomstrømningshastighet (ml/min),  $C_i$  er partikkelkonsentrasjon i innstrømmende vann til kammeret (antall/ml, fra det tomme kammer) og  $C_u$  er konsentrasjonen ut av kammeret. Filtrering ble målt 2-3 ganger i løpet av en dag på hvert individ og gjennomsnittlig rate for dagen regnet ut.

Næringsopptak i eremittkreps ble målt over en periode på 2 - 3 døgn hver gang. Fra hvert testbasseng ble 8 individer samlet, klolengden ble målt, og dyra ble plassert individuelt i PVC-bur (400 ml volum), sammen med en nøyaktig innveiet mengde fôr (ca. 0.5 - 1.5 g). Som fôr ble benyttet fersk oppskåret fisk i de første to måleserier, biter av "crab sticks" i de to siste. For hver serie på 8 dyr ble inkludert to bur med bare innveiet fôr. Burene ble montert langs kanten i hvert basseng slik at gjennomstrømning ble maksimal. Etter 2 - 3 dager ble burene tatt opp og rester av fôr i hvert bur igjen veiet etter samme prosedyre som ved start. Etter justering av vektendring på føret i de tomme burene ble mengde konsumert beregnet som differens mellom vekt før og etter føring, justert til 24 timer (mg/døgn•individ).

### Oksygenforbruk

Oksygenforbruk ble målt en gang på harpeskjell og en gang på blåskjell, samtidig med måling av næringsopptak i februar. Etter måling av kroppsvolum ble individer fra hver populasjon plassert enkeltvis i et lukket kammer (60 ml vannvolum), nedsenket i vannbad med gjennomstrømmende vann fra det aktuelle basseng for konstant temperatur under målingene. Gjennom kammerlokket var montert en YSI modell 5331 oksygenelektrode koblet via et YSI oksymeter til en potensiometerskriver, og i bunnen av kammeret var montert en skjernet magnetrørestav for svak omrøring av vannet i kammeret. Etter en tilpasning på 10 - 30 minutter, ble reduksjonen i oksygeninnhold i vannet registrert over en periode tilstrekkelig til å gi et godt lineært fall (normalt ca. 20 min). Oksygenforbruket ( $\mu\text{l O}_2/\text{time}\cdot\text{individ}$ ) ble beregnet som:

$$(60v(V_0 - V_t)/t) - b$$

der  $V_0 - V_t$  er endring i oksygenkonsentrasjon (ml/l) over tid  $t$ ,  $v$  er netto vannvolum i kammeret, og  $b$  er korreksjon for oksygenforbruk i tomt kammer (normalt 0).

### 2.6.6. Bløtbunnsamfunn

To kasser med sediment ble plassert i hvert av de 8 forsøksbasseng (se figur 1). Kassene ble separat merket slik at eksempelvis de to kassene i basseng V2 ble betegnet som V2A og V2B. De fire kassene som ble benyttet for å bestemme faunasammensetningen, og de fysiske/kjemiske forholdene ved starten av forsøkene er betegnet kasse 1-4.

Følgende betegnelser er benyttet for å beskrive de ulike behandlinger.

- Kontroll (K) : Basseng (K1, K2) tilført ubehandlet sjøvann.
- Varme (V) : Basseng (V1, V2) tilført sjøvann med en overtemperatur på ca. 3°C.
- Fisk (F) : Basseng (F1, F2) tilført av fall fra fiskeproduksjon.
- VarmFisk (VF) : Basseng (VF1, VF2) tilført sjøvann med overtemperatur og avfall fra fiskeproduksjon.

Ved starten og avslutningen og 3 ganger i løpet av eksponeringen i bassengene ble det utført vellykkede elektrodemålinger (pH, redoks og sulfid) og innsamling av sediment (se tabell 9). Faunasammensetningen i sedimentet ble undersøkt ved starten av forsøkene (4 kasser) og ved avslutningen av forsøkene (4 kasser for hver behandling, 16 kasser totalt).

Ved avslutningen av forsøkene ble det foretatt 4 målinger av dybden av sedimentet i alt 16 forsøkskasser.

Faunasammensetningen i kassene ved starten og avslutningen av forsøkene ble bestemt ved identifisering av dyr holdt tilbake etter sikting av sedimentet gjennom sifter med 1 og 5 mm sirkulære hull. Faunaen fra de to siktene ble slått sammen og fiksert med 10% nøytral formalinløsning og lagret på 70% etanol.

Tabell 9. Nøkkelaktiviteter for bløtbunnsundersøkelsen i løpet av forsøksperioden i bassengene.

Tidspunkt	Aktivitet
31.05.-05.06.89	<u>Start av forsøkene:</u> Plassering av 2 kasser i hvert basseng, Elektrodemålinger og sikting av sediment fra 4 av 20 kasser tatt opp fra fjorden.
16.08.89	Innsamling av sediment fra kasser i bassengene
30.08.89	Elektrodemålinger
22.11.89	Innsamling av sediment
29.11.89	Elektrodemålinger
10.-11.05.90	Elektrodemålinger og innsaml. av sediment
27.09.90	Elektrodemålinger og innsaml. av sediment.
09.-10.10.90	<u>Avslutning:</u> Kasser med sediment ble tatt opp av basseng og siktet for makrofauna.

## Sedimentanalyser

Sedimentprøver i kassene ble tatt med kjernerør (indre diameter 4.3 cm). Ved prøvetaking ble et rør med ytre diameter på 6.2 cm og lengde på ca. 12 cm tredd utenpå kjernerøret og trykket ned i sedimentet før det indre kjernerøret ble trukket opp. På denne måten hindret en at det øvrige sedimentet i kassene skulle forstyrres. Da det viste seg at disse ytre rør hadde en tendens til å fungere som feller for eremittkreps, ble det etter noen tid satt lokk på øvre åpning av de rør som stod igjen i kassene. Sedimentprøvene ble snittet i dybdeintervallene 0 - 1 cm, 1 - 2 cm, 3 - 4 cm og 6 - 7 cm og lagret i fryser. Etter avslutningen av forsøkene ble det besluttet å analysere overflatesedimentet fra starten og avslutningen av forsøkene for total mengde organisk karbon (TOC) og totalmengde nitrogen (TN) ved hjelp av en CHN analysator (Carlo Erba) etter fjerning av  $\text{CaCO}_3$  i prøven ved surgjøring i atmosfære i likevekt med konsentrert svovelsyre.

## Elektrodemålinger

Til måling av redokspotensial (Eh), surhetsgrad (pH) og bestemmelse av total mengde sulfid (Es) ble det brukt Radiometer platinaelektrode, Orion Ross elektrode og Radiometer S2-ione-selektiv elektrode. For nærmere beskrivelse av metoden, se Schaanning 1991.

Disse målinger ble foretatt ved at hver kasse ble tatt opp av bassenget og plassert på et arbeidsbord, slik at elektrodene montert på et stativ kunne skyves suksessivt ned i sedimentet og avlesning gjøres i ulike dybdeintervall. Målinger ble utført i intervallene 0 - 1 cm, 1 - 2 cm, 3 - 4 cm og 5 - 6 cm. Mot slutten av forsøket kunne det i områder i enkelte kasser være for lite sediment til at elektrodemålinger kunne gjennomføres. I slike tilfeller ble elektrodemålingene foretatt i den delen av kassen der det var mest sediment. Avlesning av elektrodepotensialer ble foretatt etter en stabiliseringsperiode standardisert til 1 minutt.

## Statistisk metode

Til univariat testing av effekter av de ulike behandlinger (fysisk/kjemiske parametre og faunatetthet) har en benyttet variansanalyse (One factor Anova, 0.05 signifikansnivå). Analysene er utført ved bruk av programmet StatView SE + Graphics<sup>a</sup> v 1.03. Analysene er utført på en Macintosh IIsi.

Til de multivariate tester på biologiske data (samfunnsanalyser) er programmet PRIMER (Plymouth Routines In Multivariate Ecological Research) benyttet.

## 3. RESULTATER OG DISKUSJON

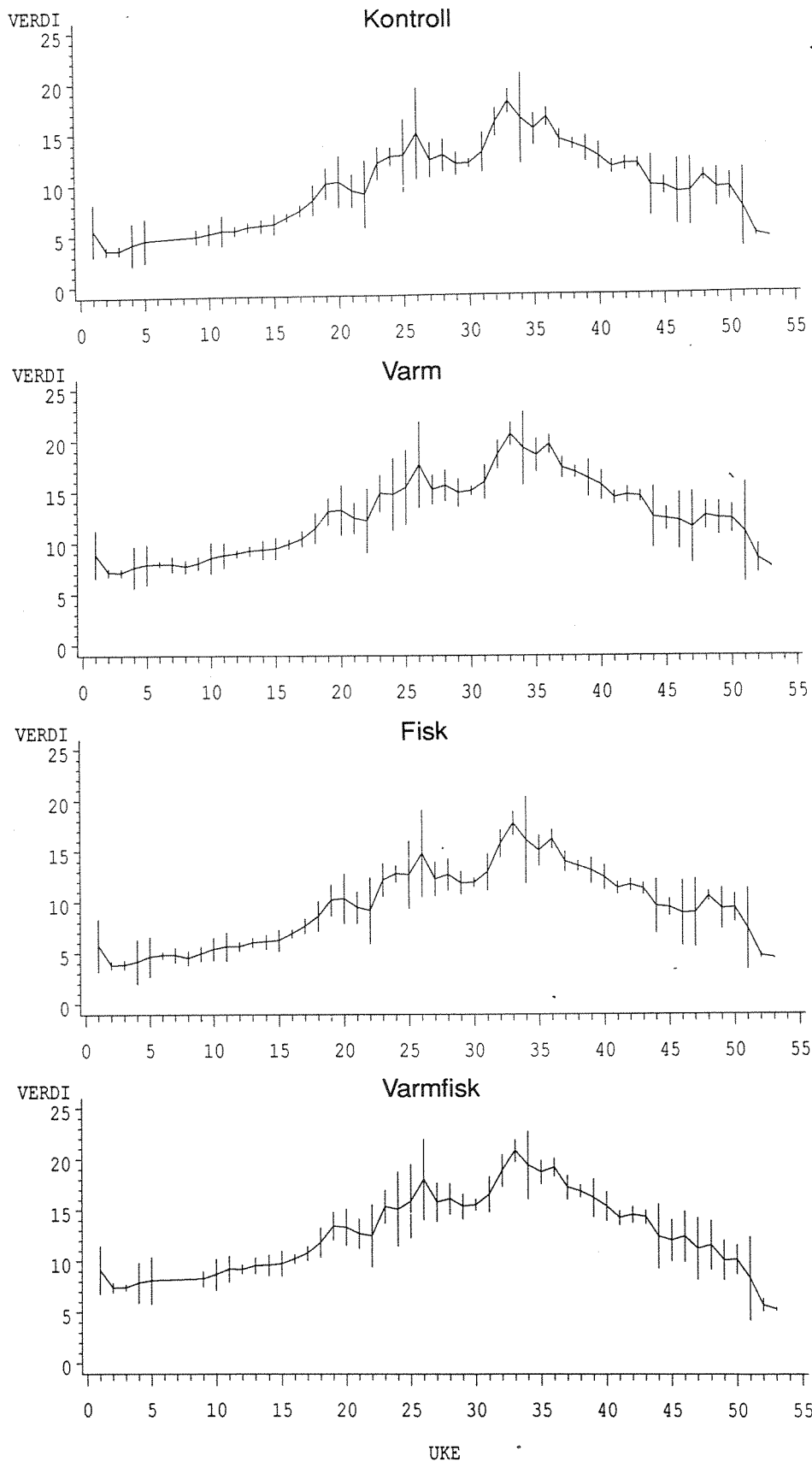
### 3.1. Miljøbetingelser

- *Temperaturen i bassengene fulgte hverandre gjennom året med lavest temperatur i mars på 2.7°C og høyeste i august med 17.9°C. Bassengene med varmpåslag hadde jevnt over 3°C overtemperatur frem til november 1990 hvor temperaturpåslaget i VF var bare 1°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 promille (1991), men saliniteten var i enkelte tilfelle mye lavere. Forandringer på opptil 14 promille på noen døgn gir et intrykk av det osmotiske stress som organismene har vært utsatt for.*
- *Næringssaltene viste høyere konsentrasjoner i F og VF enn i K og V. I K og V samt i VF i 1991, var produksjon/vekst hos algene i disse bassengene sannsynligvis næringssaltbegrenset da av  $PO_4$ -P. Næringssaltkonsentrasjonene i VF var lavere enn i F, noe som tyder på en høyere produksjon og mulig tilvekst av bakterier i VF. Mellom K og V var forholdet motsatt med lavere næringssaltinnhold i K, noe som kan antyde en større produksjon i K enn i V.*
- *Sesongvariasjon i oksygennivå 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  $\mu$ m. I snitt over hele perioden var partikkeltilførselen til K-bassengene ca. 5% høyere enn til V-bassengene. Tilførselene til F og VF var entydig høyere enn til K og V, 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  $CO_2$ .*

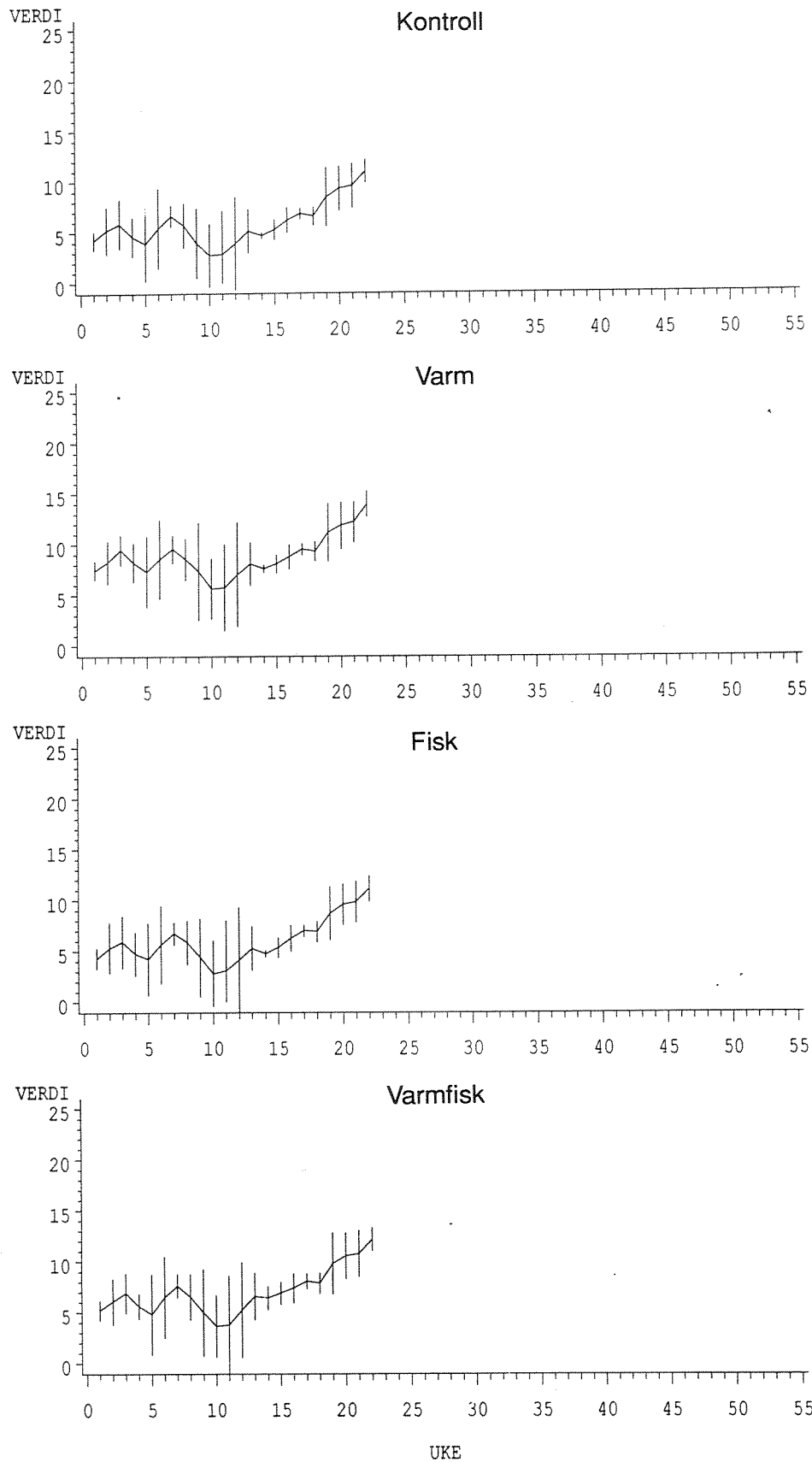
#### 3.1.1. Temperatur

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

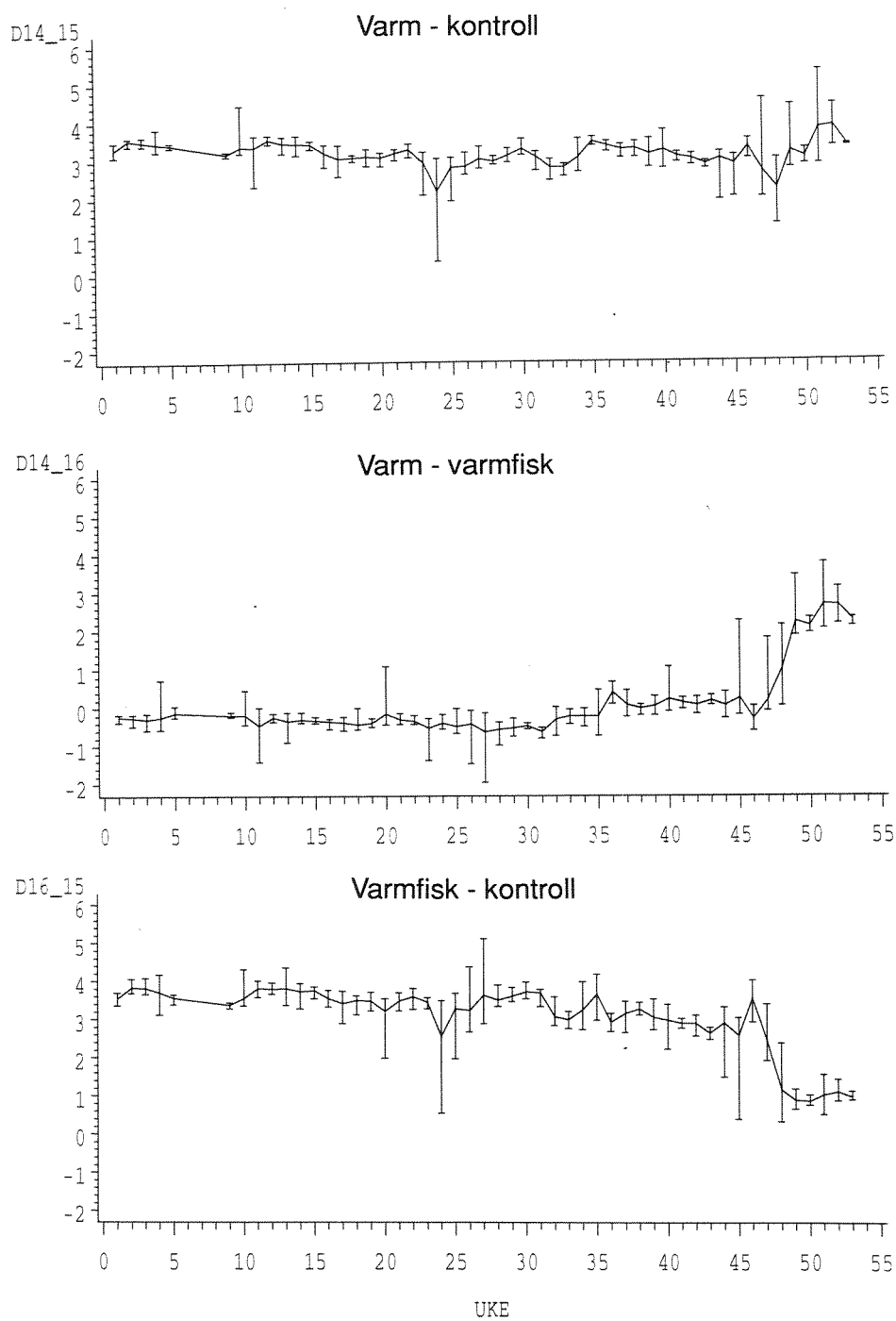
Den gjennomsnittlige temperaturen i bassengene F1, V1, K2 og VF2 (figur 14) er basert på kontinuerlige målinger i bassengene for 1990 og 1991. Loggingen er foretatt hvert time. Tabellene i vedlegg viser ukentlig middeltemperaturen i hver type basseng med påfølgende minimums- og maksimumstemperatur, samt standardavvik og antall observasjoner verdiene er basert på. Tabell i vedlegg) gjengir ukemidler av differansen mellom V og K, V og VF, samt VF og K. I denne tabellen er antall observasjoner, minimumsverdi, maksimumsverdi, middelværdi og standardavvik gjengitt for hver uke for de nevnte differanser. Tabell i vedlegg gjengir i hvilken grad den gjennomsnittlige differansen mellom karene over hele året er signifikant eller ikke, samt størrelsen på denne differansen.



**Figur 14.** Ukemiddeltemperatur i alle bassengtyper i 1990. Vertikale streker representerer 95% signifikansnivå. a) Kontroll, b) Varme, c) Fisk, d) Varmfisk.

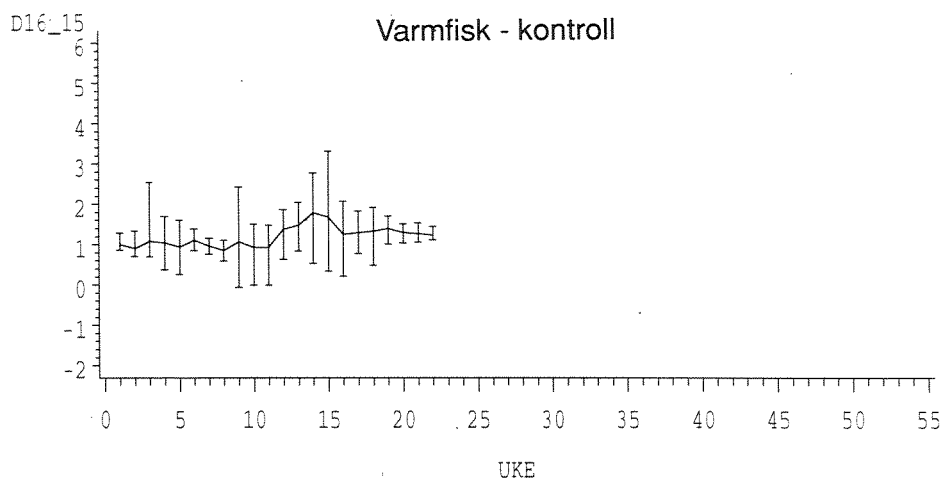
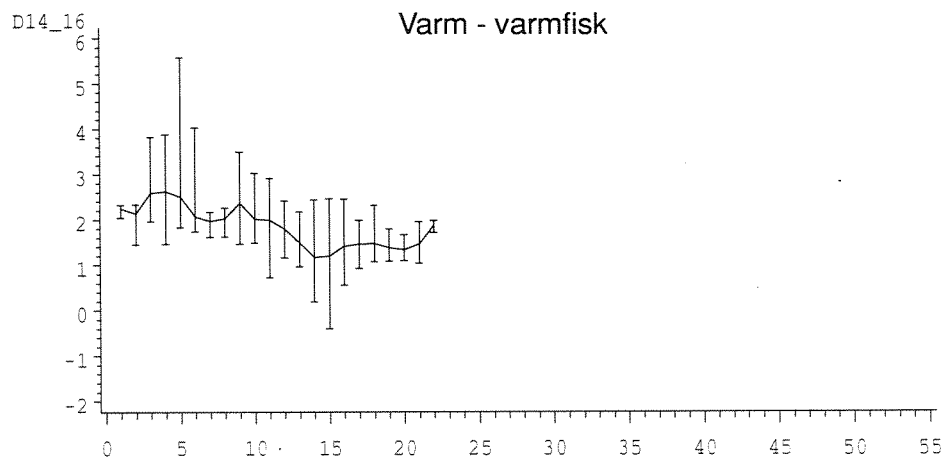
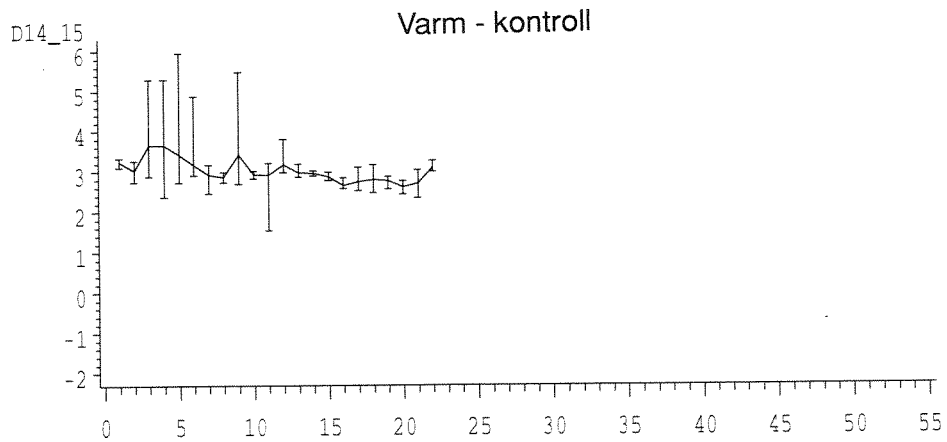


**Figur 15.** Ukemiddeltemperatur i alle bassengtyper i 1991. Vertikale streker representerer 95% signifikansnivå. a) Kontroll, b) Varme, c) Fisk, d) Varmfisk.



**Figur 16.** Differansen i ukemiddeltemperatur mellom forskjellige kategorier basseng i 1990. a) Varme-Kontroll, b) Varme-Varmfisk, c) Varmfisk-Kontroll.





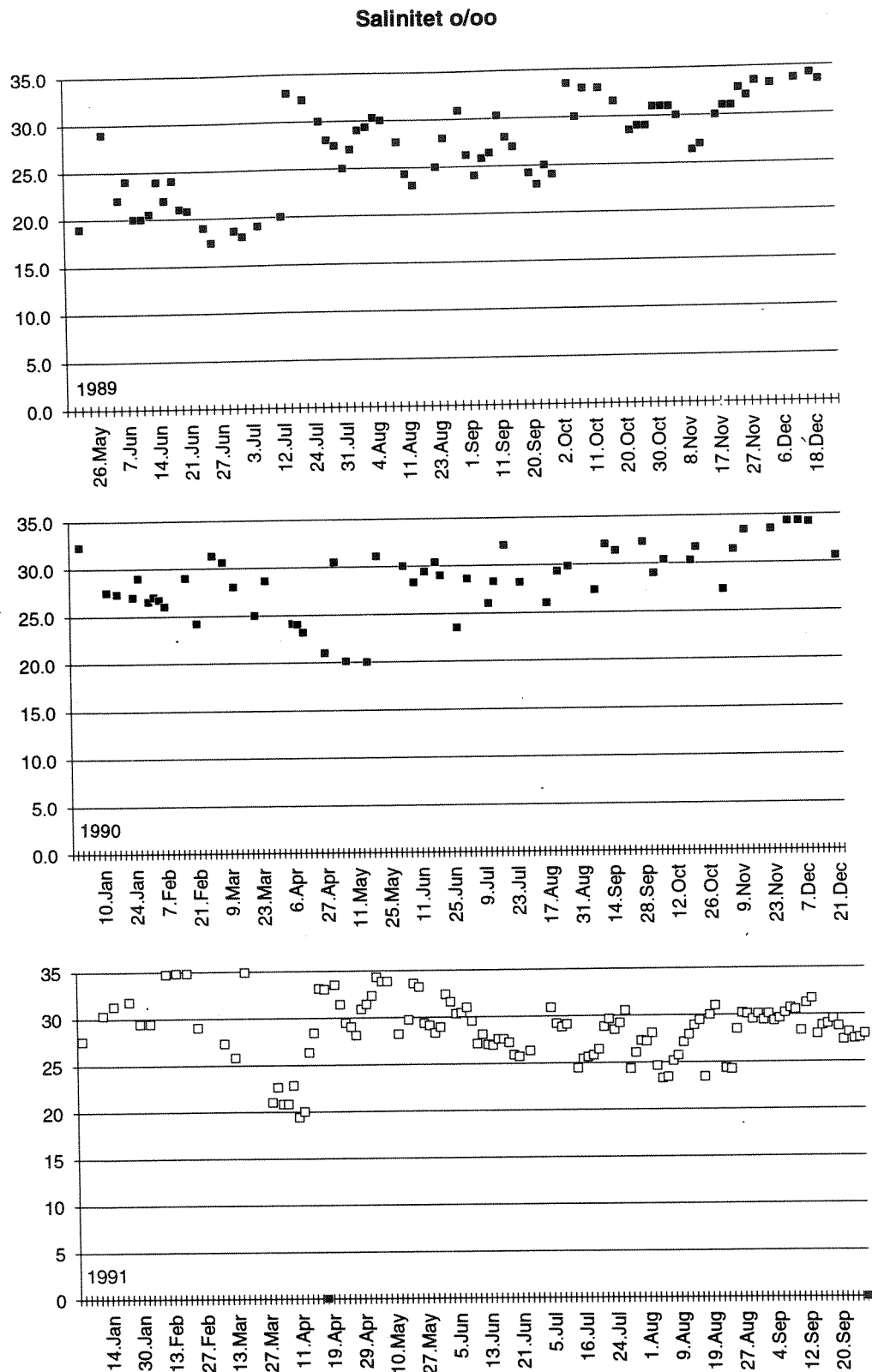
**Figur 17.** Differansen i ukemiddeltemperatur mellom forskjellige kategorier basseng i 1991. a) Varme-Kontroll, b) Varme-Varmfisk, c) Varmfisk-Kontroll.

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 (figur 14 og 15) selv om bassengene med varmpåslag hadde en overtemperatur på ca. 3°C. Denne differansen mellom bassengene er fremstilt i figur 16 og 17. Forskjellen mellom V og K (figur 16 og 17a) viser en forholdsvis stabil differanse rundt 3°C. Forskjellen mellom høyeste og laveste differanse var stor i perioden med stor variasjon i temperatur i inntaksvannet. Ut fra figur 16 og 17a er det perioden rundt uke 25 og perioden fra uke 44 og ut til uke 11 i 1991, stor variasjon i differansen. Resultatene viser også at i disse periodene var det store variasjoner (opptil 3°C fra en uke til neste) i inntaksvannet (K). Differansen mellom V og VF (figur 16 og 17b) viser tydelig utkoblingen av varme på VF i november 1990. Forskjellen økte dermed fra en differanse på ca. 0°C til rundt 2°C for resten av forsøket. Differansen mellom VF og K indikerer også stor variasjon på våren 1990 og vinteren 1991 som de andre kurvene gjør. Fallet i kurven i november viser at overtemperaturen i VF bare var 1°C i forhold K (figur 16 og 17c).

### 3.1.2. Saltholdighet

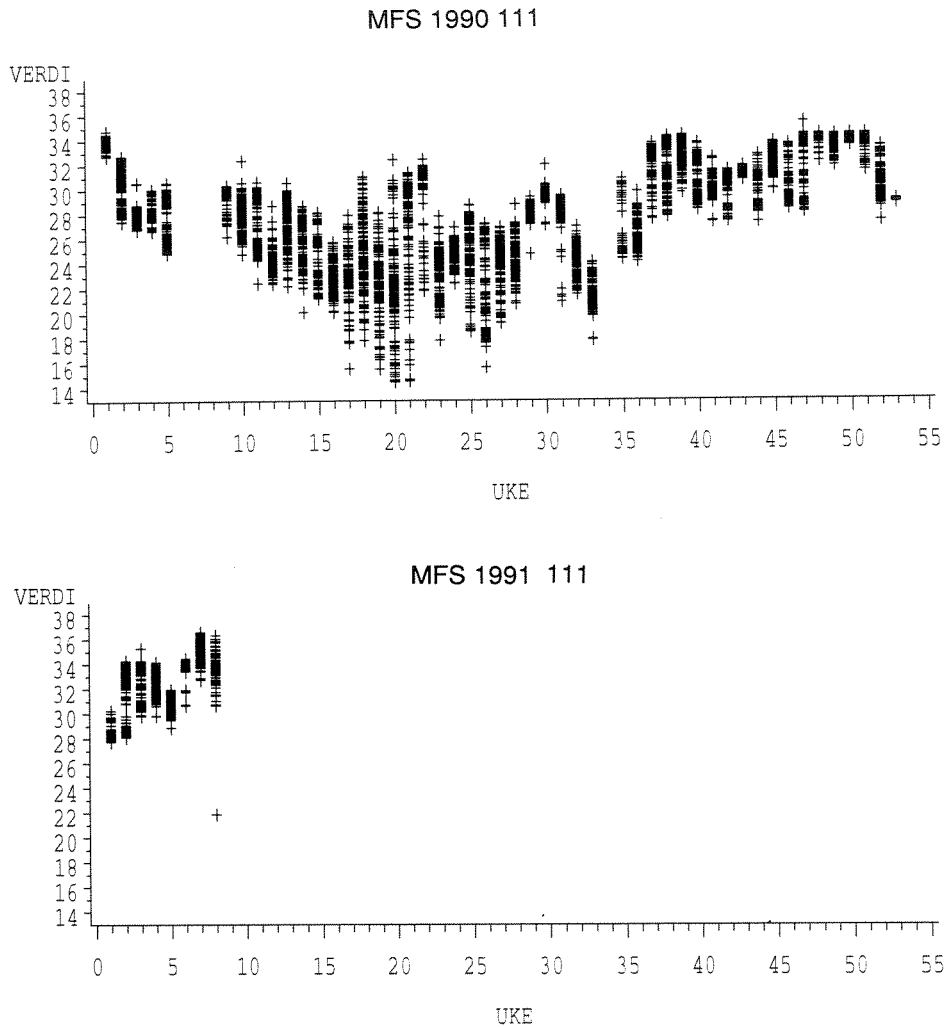
Saltholdigheten er en konservativ parameter og vil derfor være lik i alle kar. Variasjonene over tid vil variere med inntaksvannet. Automatiske målinger av salinitet (saltinnholdet i vannet) i råvannet ble gjort fra 1990. Under hele forsøksperioden ble det tatt manuelle målinger i testbassengene (figur 18).



Figur 18. Saltholdighet i bassengene fra 1989 til 1991, basert på manuelle målinger.

I 1989 ble det benyttet 13 m inntaksdyp. Figur 18a 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 18a. Som nevnt over, vil en under en vår/høst/vintersituasjon vanligvis ta inn vann fra sprangsjiktet (jfr. temperaturmålingene). Dette ses tydelig av figuren 18a hvor økning på opptil 14 promille 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 18c). 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.

Tabeller vedlegg gir en oversikt over ukentlige middelveidier, minimums- og maksimumsverdier, standardavvik, samt antall observasjoner innen hver uke for de kontinuerlige målinger av salinitet i inntaket. Laveste og høyeste registrerte ukemiddel i 1990 og 1991 var henholdsvis 21.1 promille i uke 26 (juni) 1990 og 34.9 promille 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 19 viser alle enkeltobservasjoner plottet innen uken som +. Antall + som inngår i hver søyle finnes i tabell i vedlegg. Den salinitet som er registrert flest ganger innen uken vil på figuren danne mørke partier, da flere + er plottet oppå hverandre. Dette gir et godt visuelt bilde av variasjonen i saltholdigheten innen de forskjellige ukene. Uke 20 1990 viser den største variasjon i saltholdighet i bassengene og gir et inntrykk av det osmotiske stress som organismene har vært utsatt for i denne perioden.



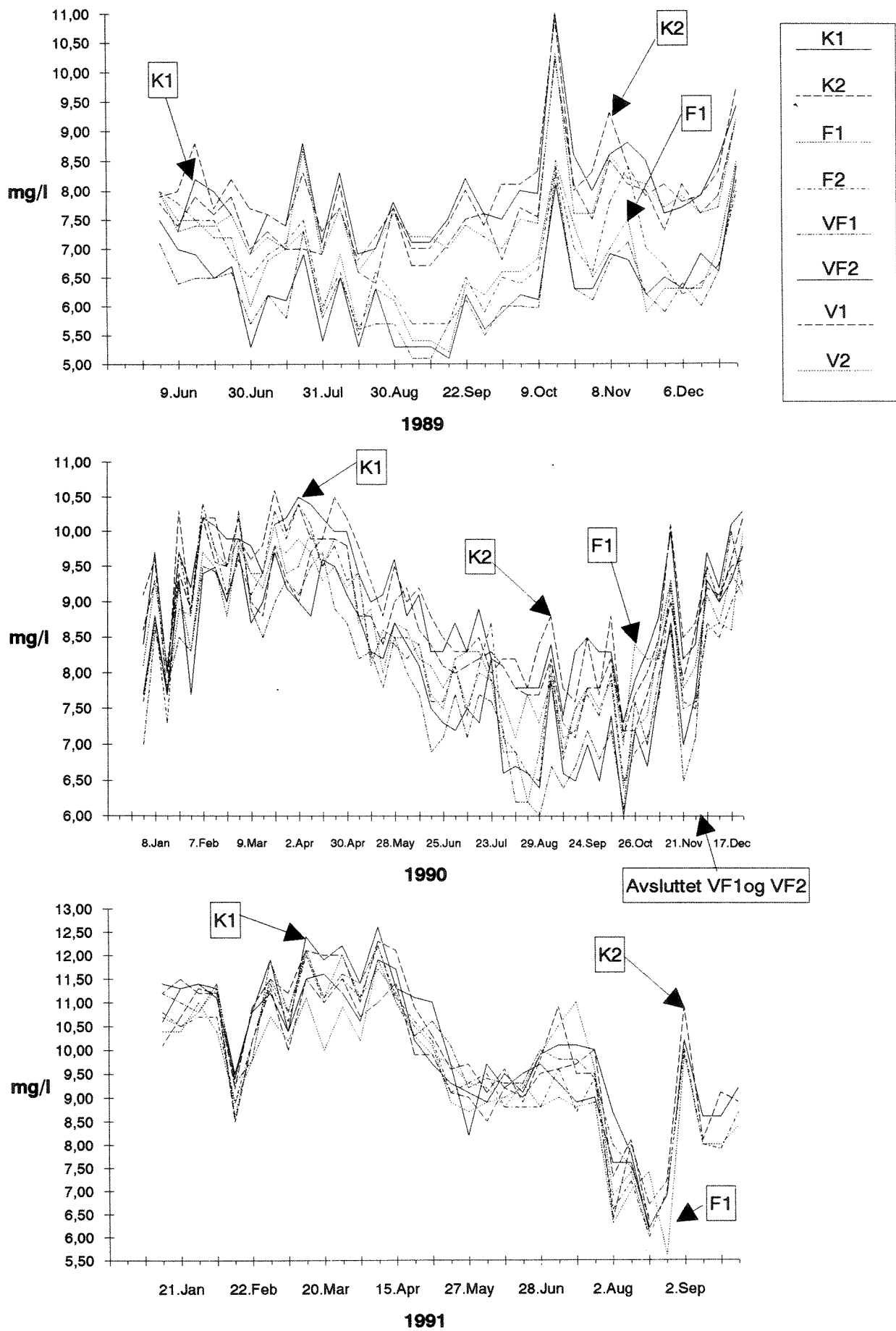
**Figur 19.** Saltholdighet i bassengene fra 1989 til 1991, basert på kontinuerlige målinger. Hver observasjon er representert ved et +.

### 3.1.3. Oksygen

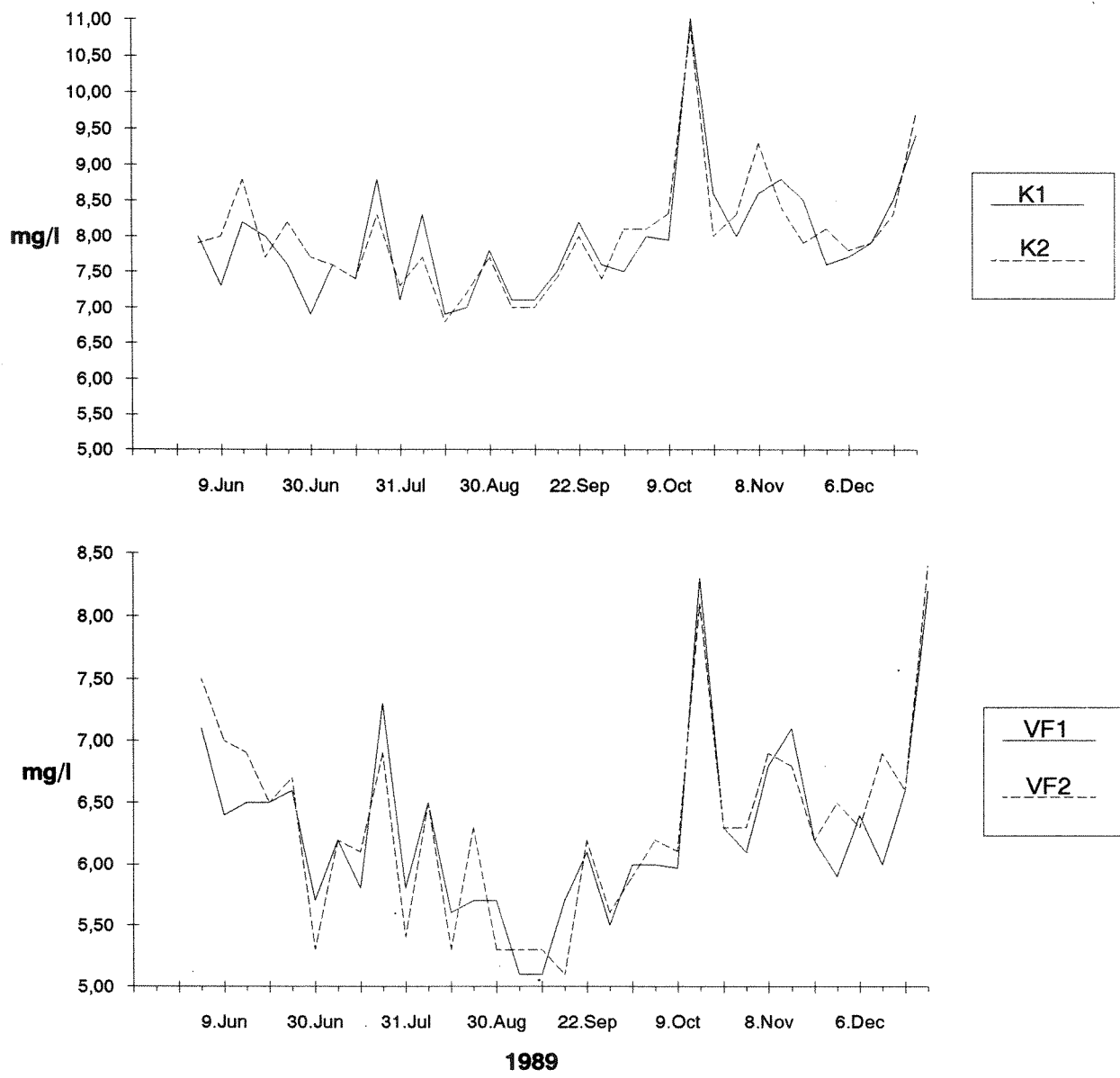
Oksygeninnholdet i bassengene i 1989 - 91 er vist i figur 20 (se også appendiks) basert på de ukentlige målingene. Sesongvariasjonen var den samme alle tre årene med høyest oksygenivå på vinter - vår og lavest på sensommer - høst. F- og VF-bassengene hadde klart lavere oksygenkonsentrasjon enn henholdsvis K og V 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 (cf. kap. 2.4.2). Det var også gjennomgående lavere oksygenkonsentrasjon i varme bassenger enn i korresponderende kalde bassenger. Dette har sannsynligvis sin årsak i oppvarmingen av sjøvannet i varmetanken, som gjorde at løseligheten av oksygen ble redusert. Det var ingen systematisk forskjell i oksygenivå mellom parallelle bassenger (figur 21). Oksygenkonsentrasjonen varierte hovedsakelig innen

intervallet 6 - 12 mgO<sub>2</sub>/liter, som viser at bassengene, tross forskjellene beskrevet ovenfor, jevnt over var godt oksygenert.

Ved en anledning ble det foretatt en analyse av oksygenivå på forskjellige steder i bassengene samtidig. Dette er vist i figur 22. Resultatene reflekterer godt forskjellene mellom de ulike behandlingene, men det var verken stor eller systematisk forskjell i oksygenkonsentrasjon mellom ulike posisjoner. Dette viser at strømgeneratorene har sikret tilnærmet homogene vannmasser i bassengene.

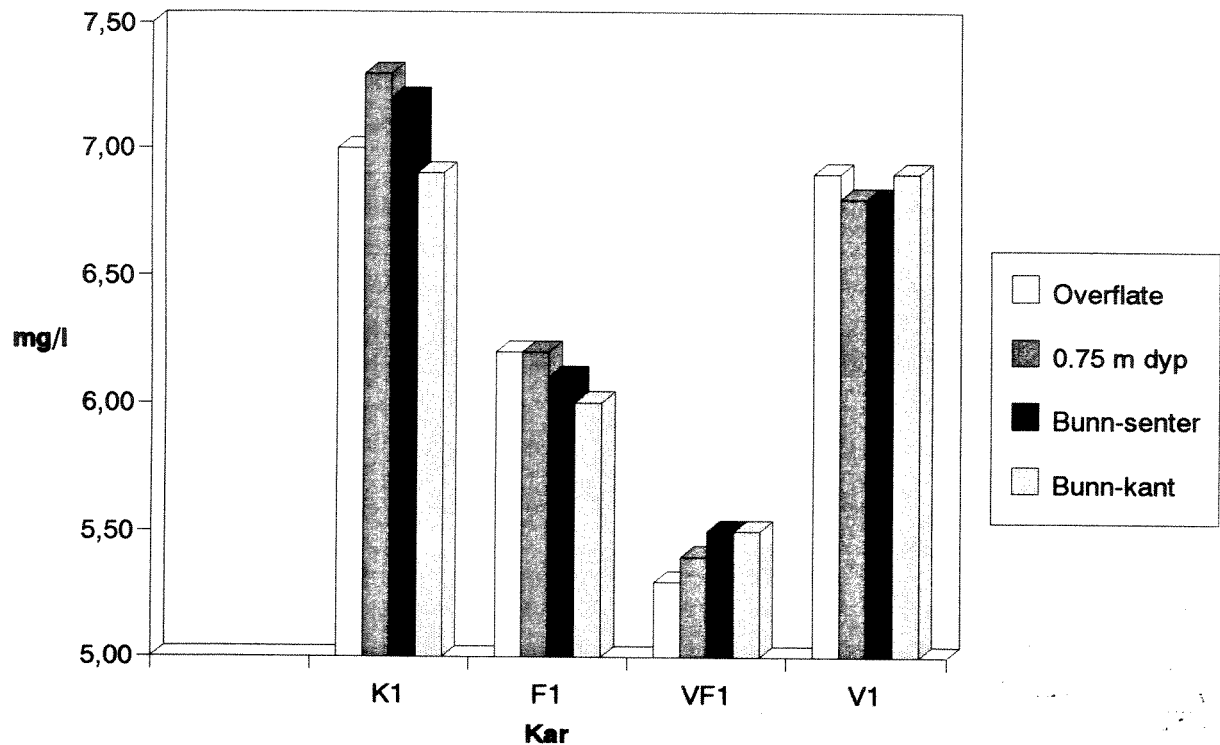


Figur 20. Variasjon i oksygenkonsentrasjon i testbassengene (fra november 1990: Varm  $\Delta t=1^{\circ}\text{C}$ ).



Figur 21. Oksygenkonsentrasjoner i parallelle bassenger i 1989. NB: Ulik skala på y-aksene.





**Figur 22.** Oksygenkonsentrasjoner målt samtidig på forskjellige posisjoner i fire ulike typer bassenger (bassengrekke 1, 25 august 1989).

### 3.1.4. Lys

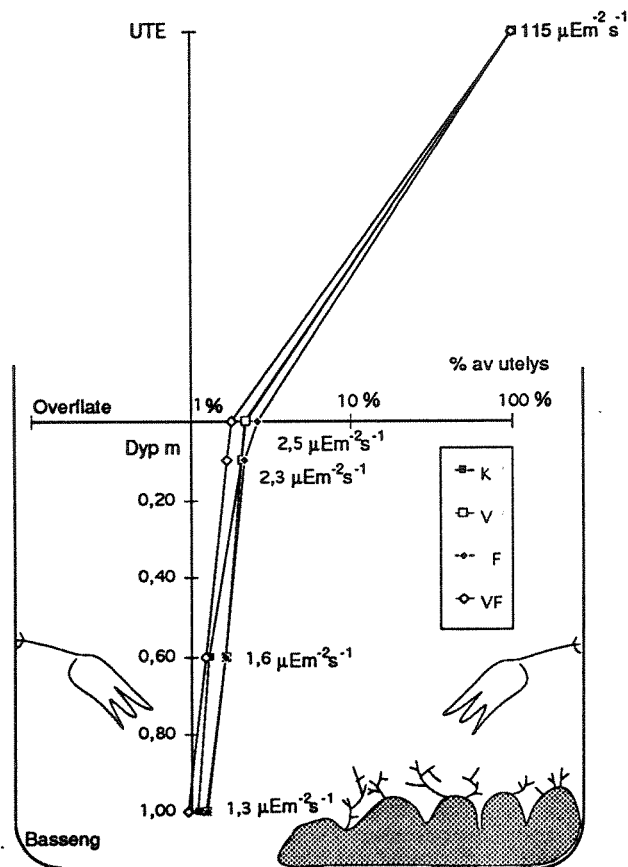
Det ble ikke funnet forskjeller i lysklimaet mellom de ulike bassenger ved manuelle lysmålinger foretatt i januar og februar 1990 eller gjennom den kontinuerlige loggingen av lyset foretatt i perioden 01.12.90 til 01.06.91. Lysmålingsdata er gitt i appendiks LYS.

Figur 23 viser målt lys på ulike dyp i bassengene i prosent av utelyset/innstrålt lys. Lysmålingene vinteren 1990 viste at lysklimaet på 1 m dyp i bassenget tilsvarte 1 - 3% lysdyp.

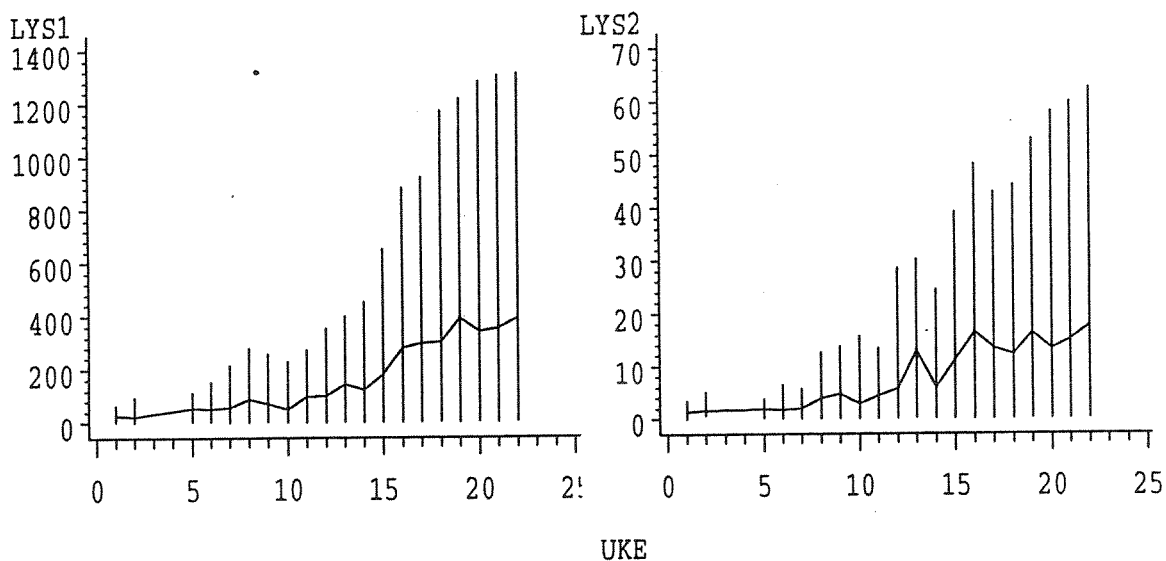
Sommeren 1990 ble lysåpningen i taket doblet og resultatet fra de kontinuerlige lysmålerne (figur 24) viste et lysklima på 11% i F og 8% i K fra ukene 49 - 52 i 1990. Fra årsskiftet og ut til uke 22 i 1991 var lysklimaet på 5.9% og 5.6% i hhv. F og K.

Lysverdier målt i kontrollbassenget (13-1) var for for perioden 1/12-90 til 1/6-91 gjennomsnittlig noe lavere enn i fiskebassenget (13-2) (figur 25), men forskjellen var over hele perioden ikke signifikant på 5% nivå.

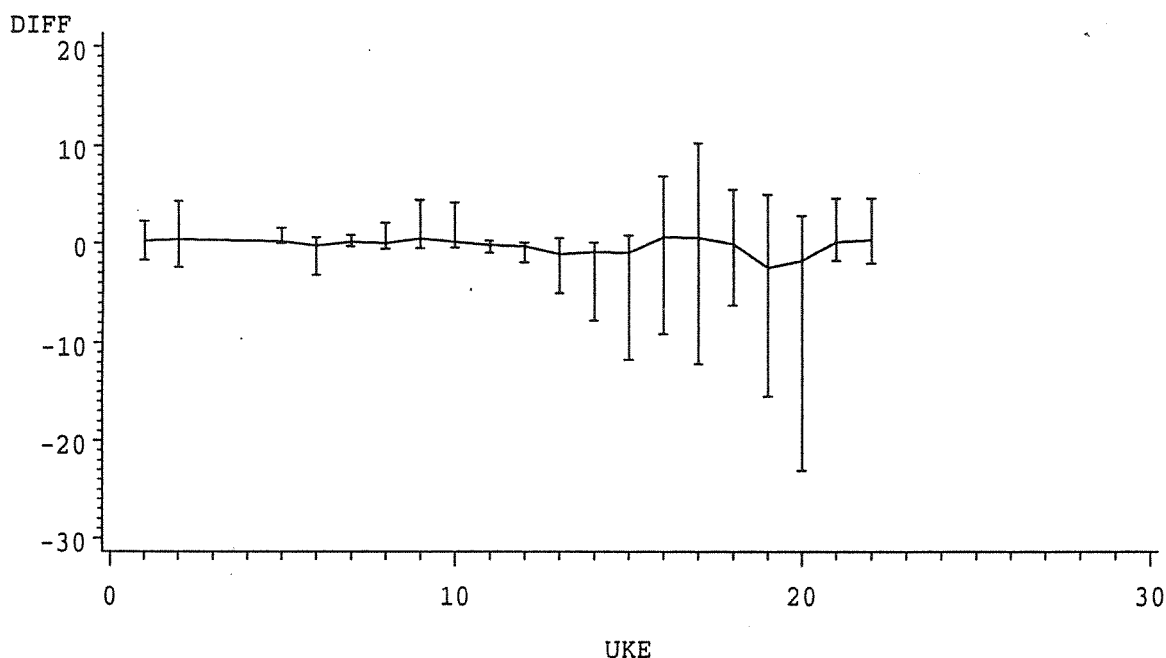
Algene var fra eksperimentets start og til sommeren 1990 eksponert for lys tilsvarende kompensasjonsdyptet. Effekter målt på algevekst gjenspeiler effekter som først og fremst vil gjøre seg gjeldende i algens randområder hvor plantenes overskudd er minimalt, f.eks. ved algens nedre voksegrense.



Figur 23. Lys målt i de 4 bassengkategoriene, i februar 1990. Lys er plottet som prosent av utelys.



Figur 24. Midlere lysintensitet beregnet over ukens dagslysverdier. Vertikalstreker angir ukens høyeste og laveste måleverdi. Lys1) Lys målt ute. Lys2) Lys målt i kontrollbasseng på 1 m dyp.



**Figur 25.** Midlere differanse mellom lys målt i kontrollbasseng og lys målt i fiskebasseng for perioden 01.01.91 - 01.06.91. Vertikalstreker angir største differanse hvor positiv verdi betyr sterkere lys i kontroll enn i fiskebasseng og motsatt for negative verdier.

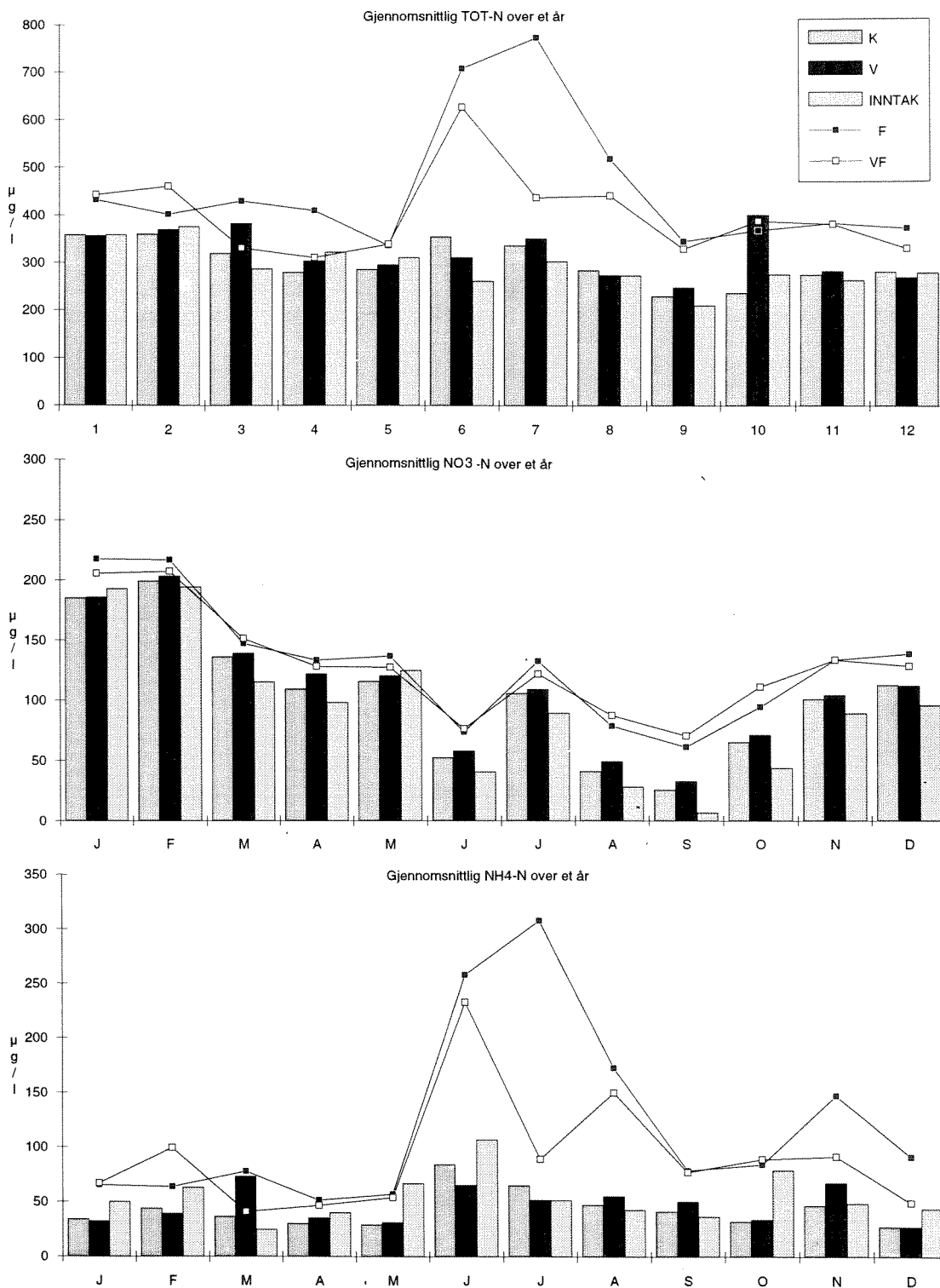
### 3.1.5. Næringssalter og totalt organisk karbon

Prøver av næringssalter ble tatt jevnlig gjennom hele prøvetakningsperioden (tabell 10). Vannprøvene ble analysert for total fosfor (Tot. P), fosfat ( $\text{PO}_4$ ), total nitrogen (Tot. N), nitrat ( $\text{NO}_3$ ), ammonium ( $\text{NH}_4$ ) og totalt organisk karbon (TOC).

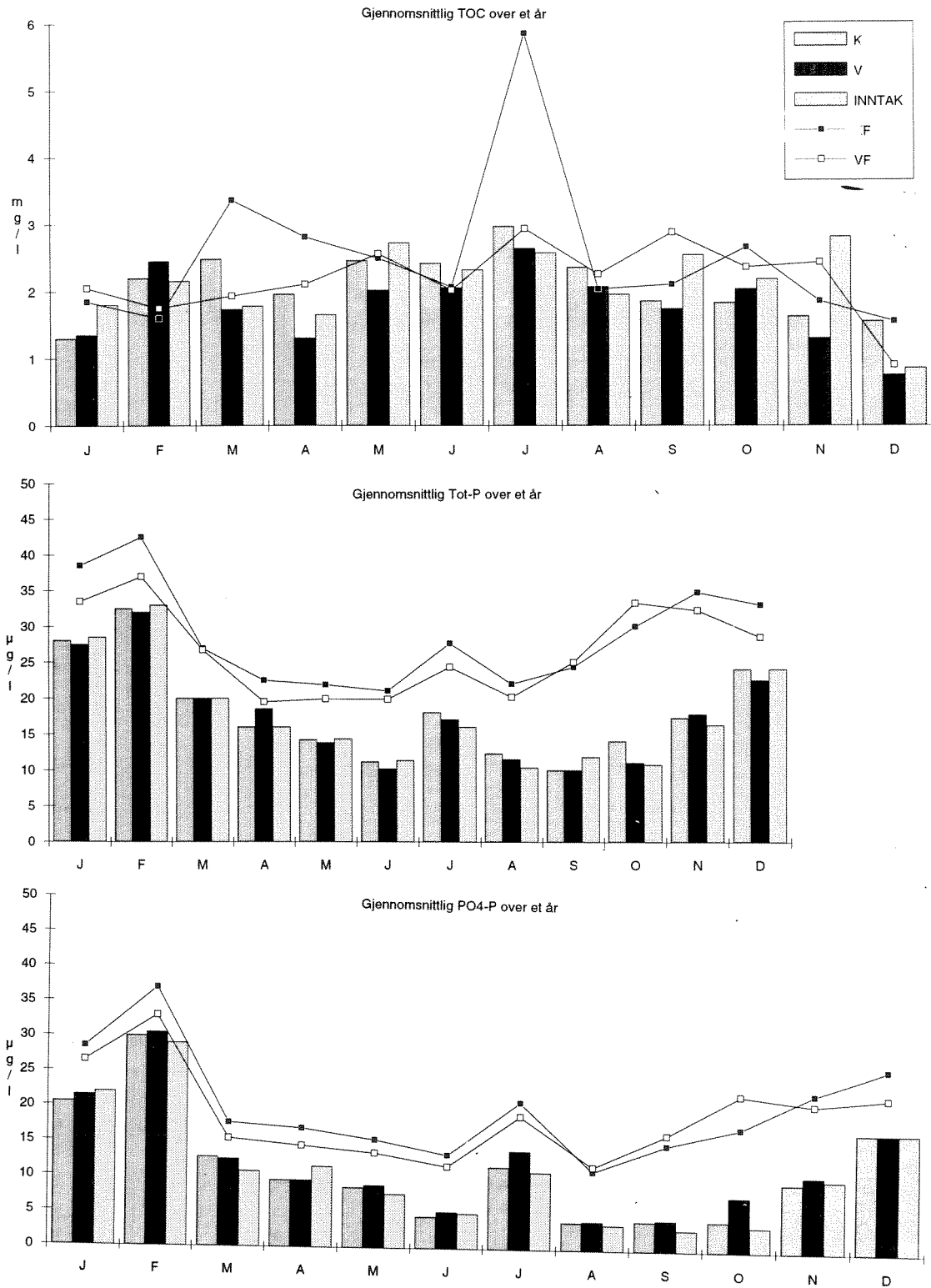
**Tabell 10.** Tidspunkt for innsamling av næringssalter i perioden 10.05.89 til 16.09.91.

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 alle fire typer forsøksbassenger, samt i råvannet (Header-tank). Resultatene foreligger i figur 26 og 27 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 11).



**Figur 26.** Gjennomsnittlig månedskonsentrasjon av: a) Total nitrogen (Tot. N), b) Nitrat (NO<sub>3</sub>-N) og c) Ammonium (NH<sub>4</sub>-N) i bassengene.



**Figur 27.** Gjennomsnittlig månedskonsentrasjon av: a) Total organisk karbon (TOC), b) Total fosfor (Tot. P) og c) Ortho-fosfat (PO<sub>4</sub>-P) i bassengene.

Tabell 11. Signifikansnivå for næringssaltkonsentrasjoner i alle bassengtyper. Det er utført parvise t-tester. X: VF, 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 <sub>4</sub>				Tot N				NO <sub>3</sub>				NH <sub>4</sub>				TOC			
	V	F	VF	H	V	F	VF	H	V	F	VF	H	V	F	VF	H	V	F	VF	H	V	F	VF	H
K	*	**	**	ns	**	**	**	ns	ns	**	**	ns	**	**	**	**+	ns	**	**	0-	*+	*	ns	ns
V		**	**	0+	**	**	*+		**	**	*+		**	**	**+		**	**	ns-		**	*	*	
F			**+			*+				*+				ns				*+				ns		

Innholdet av totalt organisk karbon er generelt sett en vanskelig parameter å måle i sjøvann. Resultatene viser også store variasjoner (figur 26 og vedleggsfigur), og forskjellene mellom fiskebassengene og kontrollene har vært mindre og ikke så signifikante som de var for næringssaltene vedkommende (tabell 11). 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 fosfor (Tot. P)-innhold i vannet (figur 26b og vedleggsfigur) viser tydelig at basseng F og VF inneholdt signifikant større mengde fosfor enn de bassengene som ikke fikk vann fra fiskekar. Det var meget god overensstemmelse mellom råvannet og bassengene uten vann fra fisk. K var ikke forskjellig fra råvannet (INNTAK), mens V-bassenget inneholdt mer Tot. P og spesielt PO<sub>4</sub> (figur 26b,c) enn de to andre. Årsaken til at PO<sub>4</sub> i V var høyere enn i K og inntaket, er sannsynligvis at det har skjedd en større frigivelse av PO<sub>4</sub> under varmpåslag. Det kan også ha skjedd en hurtigere remineralisering i V-bassenget enn i K og inntaket. Økningen i PO<sub>4</sub> var imidlertid meget liten i forhold til den totale konsentrasjonen. Fosforbelastningen, som Tot. P, var totalt sett 60% høyere i F og VF enn i K og V (figur 26b). PO<sub>4</sub>-innholdet var 72% høyere i fiskekarene enn i K og V. 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. Det er det lett tilgjengelige fosfat som reduseres først. I august/ september hvert år, spesielt i 1989 og 1990, var det svært lite PO<sub>4</sub> i vannmassene (figur 26c og vedleggsfigur). I disse periodene kan algeveksten ha vært begrenset i K og V på grunn av for lave PO<sub>4</sub> konsentrasjoner i vannet. F og VF viser samme årsvariasjoner, men konsentrasjonene av PO<sub>4</sub> ble ikke så lave at det har vært fosforbegrensning i disse bassengene, foruten i VF vår/sommer 1990 da vann fra fiskekarene ble redusert..

Total nitrogen (Tot. N) viser også en forhøyet konsentrasjon i fiskebassengene, men forskjellen mellom disse og K og V var betydelig mindre enn for fosfor's vedkommende (figur 27a og vedleggsfigur). Det var enda mindre forskjell mellom fiskebassenger og K - V i NO<sub>3</sub>-N, som inngår i Tot. N (figur 27b og vedleggsfigur), mens ammonium-innholdet (NH<sub>4</sub>-N) i fiskebassengene var tydelig høyere enn i de øvrige (figur 27c og vedleggsfigur). Det var 46% høyere Tot. N-innhold, 26% høyere NO<sub>3</sub>-N og 150% høyere NH<sub>4</sub>-N innhold i fiskebassengene enn i kontrollene. Sommeren 1990 økte Tot.N og spesielt NH<sub>4</sub>-N (vedleggsfigur) i fiskekarene. Inntaket hadde også noe forhøyet NH<sub>4</sub>-N-innhold like før den utpregede økningen i fiskebassengene. De høye verdiene for NH<sub>4</sub>-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 (figur 28), også i inntaket, så det er mulig at økningen

skyldes faktorer i fjorden utenfor. 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  $\text{NO}_3\text{-N}$  jenvt over signifikant høyere i K enn i inntaket og signifikant høyere i V enn i K (tabell 11). Økt grad av remineralisering i K og spesielt i V kan være en årsak. En skal også merke seg at F har hatt gjennomsnittlig høyere innhold av alle næringssalter enn VF, men bare Tot-P,  $\text{PO}_4\text{-P}$ , Tot-N og  $\text{NH}_4\text{-N}$  er signifikante. Dette kan bety at det var større produksjon i VF enn i F hos alger og spesielt bakterier, noe som medfører binding av næringssalter. Den betydelig høyere nedslammingen i VF i forhold til F, kan ha inneholdt større mengder diatomeer og bakterier, som i sin tur binder mye av næringssaltene, og derved bidratt til lavere næringssaltinnhold i vannfasen i VF fremfor F. Mellom K- og V-bassengene var forholdet motsatt. Her er næringssaltinnholdet i vannet større i V enn i K. En mulig forklaring kan være at produksjonen av diatomeer i K har vært større enn i V, og resultatene fra rekrutteringen til granittheller indikerer at dette var tilfelle (kap. 3.3). Vekstpotensialene for kaldtvannsformene stortare og sukkertare viser også at produksjonen i K har vært betydelig større enn i V. Næringssaltene i K bindes derved til biologisk materiale og kan ikke påvises i vannet i samme grad som i V.

Figurene i vedlegg viser den parvise differansen mellom næringssalter i K og F, og mellom V og VF. For Tot-P og  $\text{PO}_4\text{-P}$  ser en at forskjellene har vært størst om sommeren/høsten i 1989 og 1990. En skal også merke seg at i november 1990 fikk VF ikke tilført vann fra fiskekaret. Dette ga raskt utslag i reduksjon i næringssaltforskjellen mellom VF og V. Forskjellen i fiske- og kontrollbassengene var så stor at det neppe skulle oppstå næringssaltbegrensninger i fiskebassengene før november 1990..

Det var liten årsvariasjon i Tot.N bortsett fra en topp i juni/juli 1990, noe som før har vært antydning 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.

### 3.1.6. Partikkelinnhold

Måling av total konsentrasjon av partikler større enn  $4\ \mu\text{m}$  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.

Figur 28 viser variasjon i partikkelinnhold inn til bassengene for hver behandlingstype fra 30.07.89 til 27.07.91. Resultatene viser 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.

Partikkeltilførselen til K- og V-bassengene lå på omtrent samme nivå, men parvis t-test viste at K hadde signifikant høyere tilførsel av partikler enn V ( $p < 0.05$ ). Figur 29a viser at denne forskjellen var mest fremtredende sommer - høst 1989 og fra oktober 1990 og ut forsøket. I denne perioden

virket oppvarmingskaret som en sedimentfelle. I snitt over hele eksperimentet utgjorde tapet av partikkel her ca. 5%. Videre bekreftet tester at råvannet hadde signifikant ( $p < 0.001$ ) høyere partikkelinnhold enn K (cf. figur 28). I snitt var tapet av partikler i rørene fra vannintaket til K-bassengene 22%.

Partikkeltilførselen til F og VF var entydig og signifikant ( $p < 0.001$ ) høyere enn til henholdsvis K og V (figur 28b). 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 (eks. figur 29c). I snitt bidro fiskekarene til å øke mengden suspenderte partikler i innstrømmende vann med ca. 50%. Etter at VF-bassengene fikk overtemperaturen redusert til 1°C i november 1990, ble forskjellen i forhold til V liten (figur 29c).

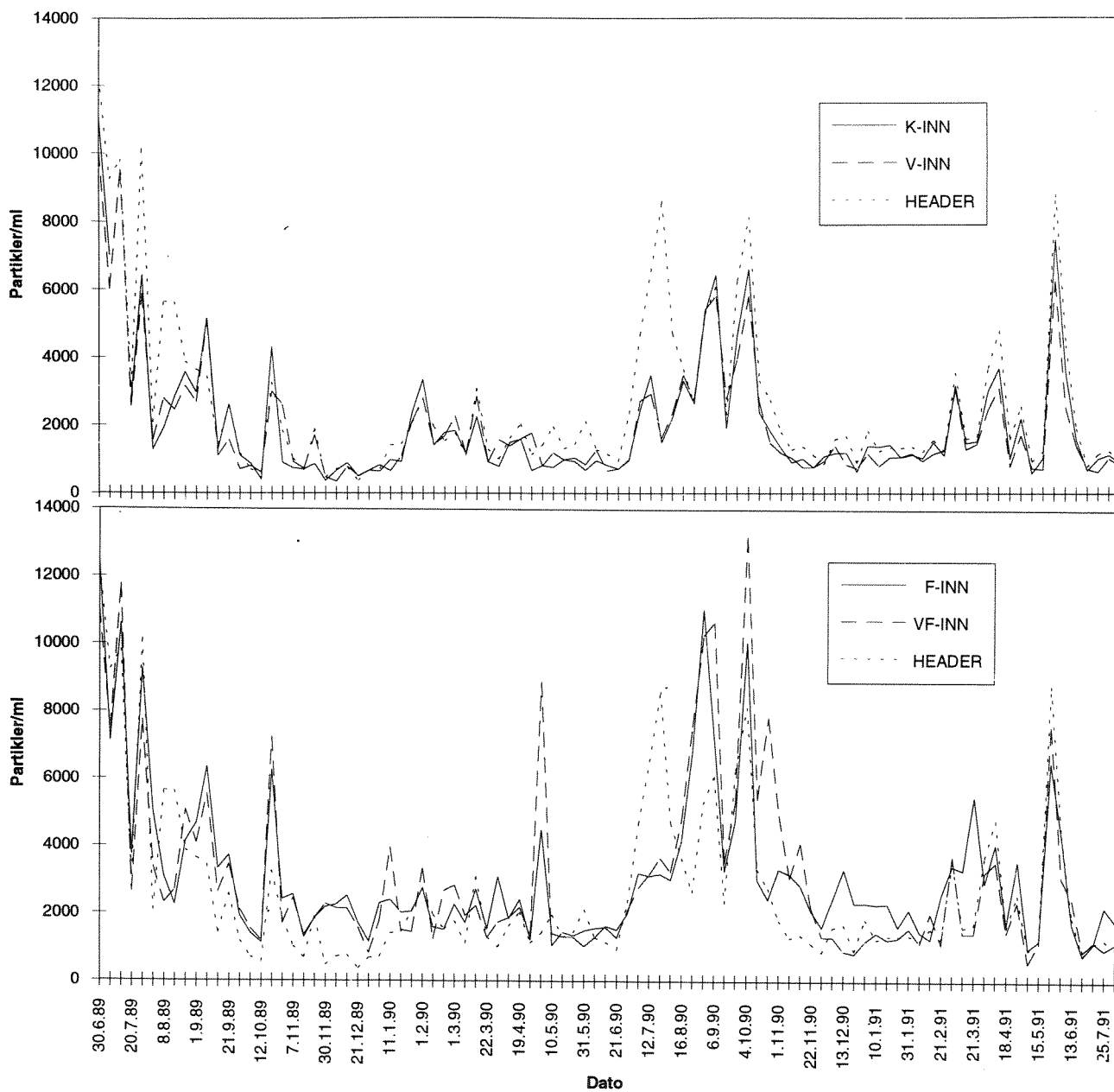
Resultatene viser videre at det for alle bassengene var signifikant høyere tilførsel av partikler enn avgang (figur 30 og 31). Bassengene fungerte derfor som sedimentfeller med sin lavere vannbevegelse og innhold av filtrerende organismer. Forskjellen var mest markant i perioden med mest partikler totalt sett: juli - oktober 1989 og 1990 (figur 32).

Analyse av størrelsesfordeling av partiklene er gjennomført to ganger, 07.12.89 og 31.05.90. Figur 33 gir eksempler på typiske fordelinger (øvrige figurer er gitt i appendiks AA). Størrelsesfordelingen viste generelt at hovedmengden av partikler inn til kontrollbassengene var mindre enn 10  $\mu\text{m}$  (NB figurene har logaritmisk Y-akse). Forskjellen inn og ut av bassenget i figur 33 indikerer at det var de største partiklene som ble holdt igjen, men dette var ikke entydig (cf. Appendiks AA).

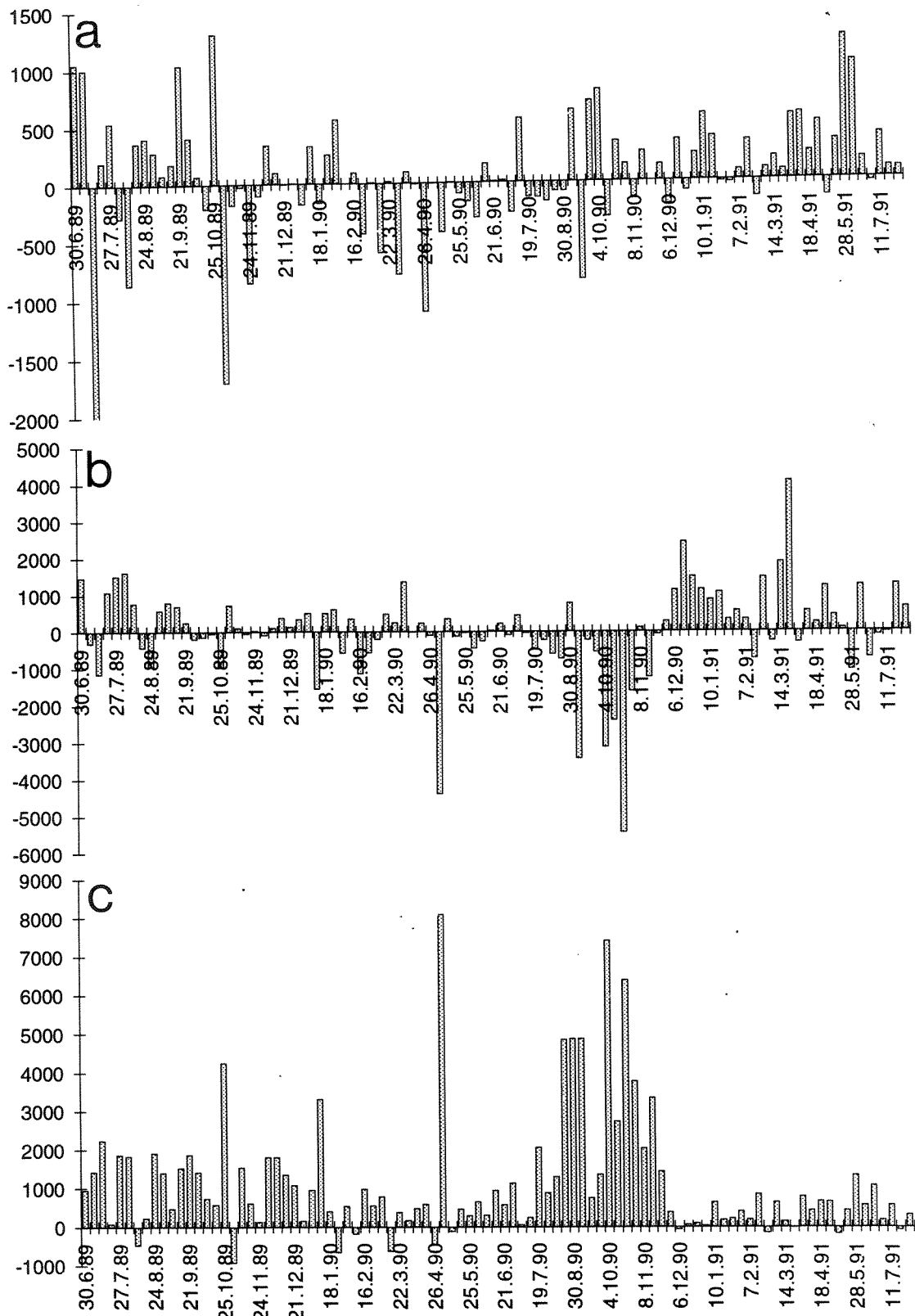
På basis av netto partikkeltilførsel til bassengene og relasjonen mellom antall partikler og kumulativt volum målt 07.12.89 og 31.05.90 (relasjonen var signifikant,  $p < 0.05$ ), er det gjennomsnittlige volum partikler som ble fanget i bassengene pr. uke estimert til: K: 27 ml, F: 27 ml, V: 24 ml og VF: 30 ml. Netto tilførsel av partikler til eksperimentsamfunnene varierte derfor lite mellom behandlingene til tross for store forskjeller i partikkelinnholdet i vannet.



### Totalmengde suspenderte partikler

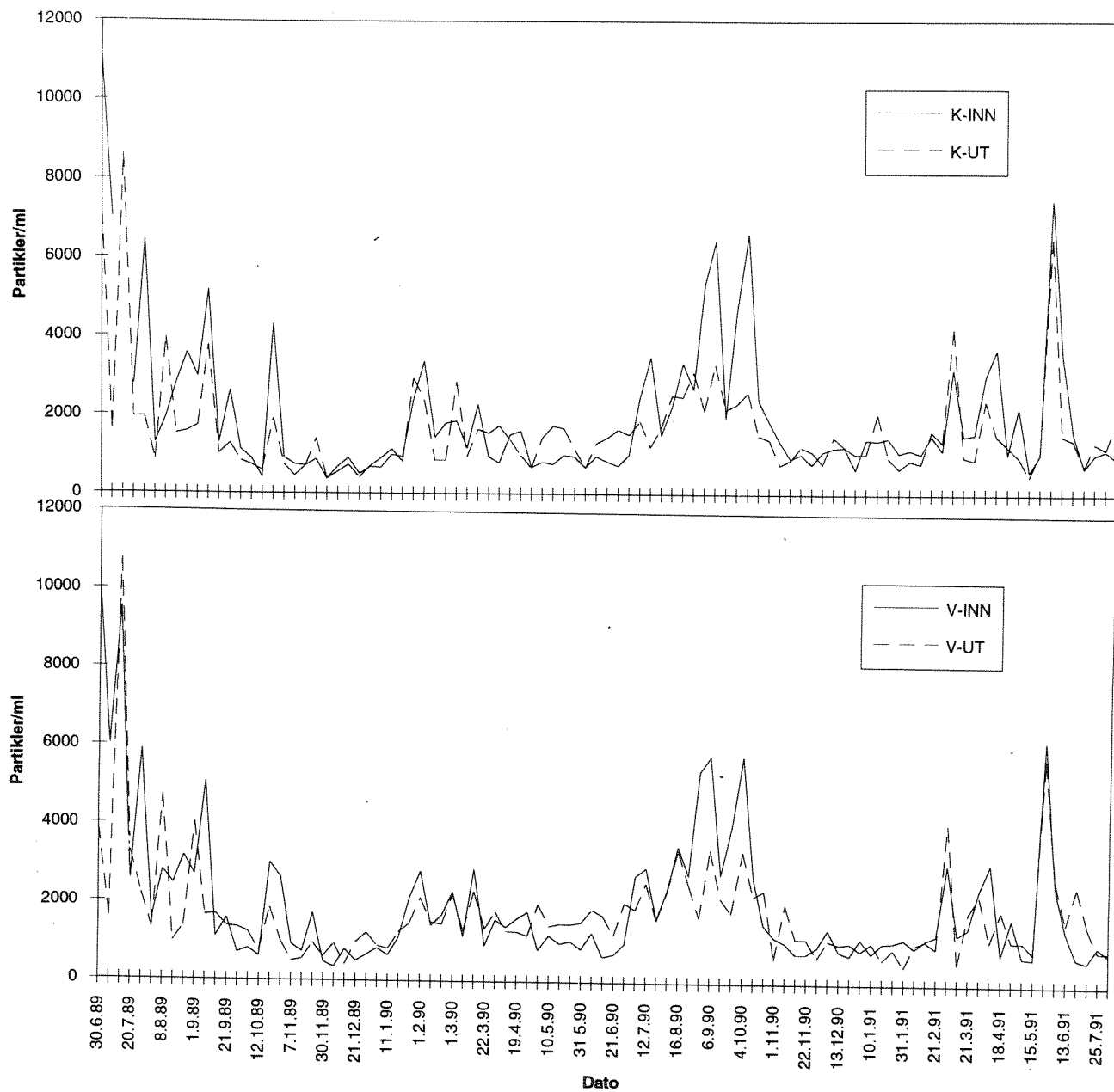


**Figur 28.** Konsentrasjon av suspenderte partikler (antall/ml, over 4  $\mu\text{m}$  diameter) i råvann og vannstrøm inn til testbassenger.



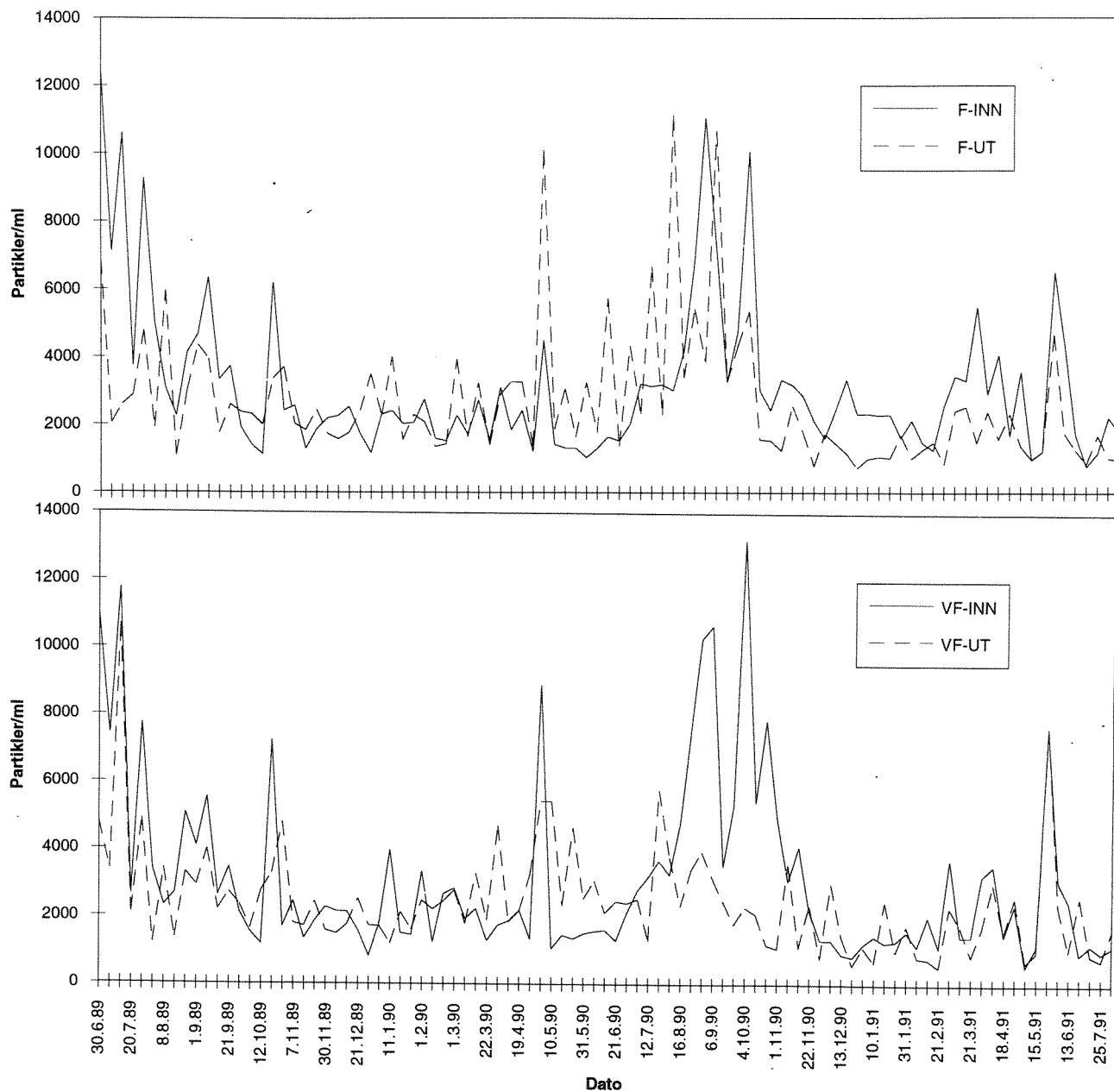
Figur 29. Differens i konsentrasjon av suspenderte partikler (antall/ml). a: mellom K og V (K-V), b: mellom F og VF (F-VF), c: mellom Vf og V (VF-V).

### Totalmengde suspenderte partikler



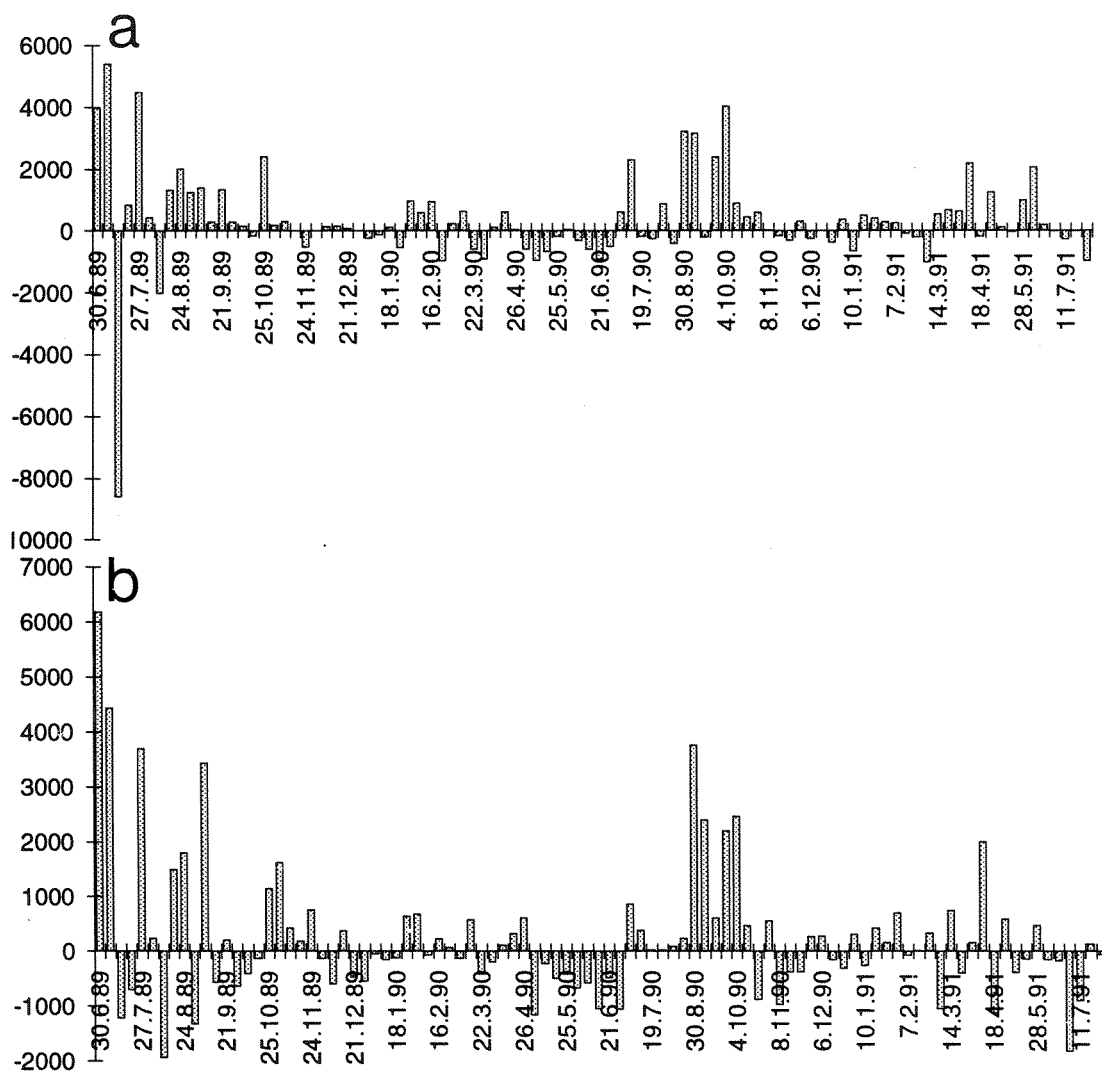
**Figur 30.** Konsentrasjon av suspenderte partikler (antall/ml) i inn- og utstrømmende vann i K- og V-bassengene.

### Totalmengde suspenderte partikler



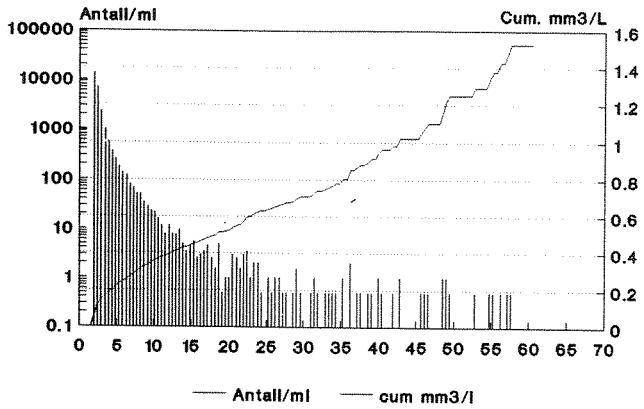
**Figur 31.** Konsentrasjon av suspenderte partikler (antall/ml) i inn- og utstrømmende vann i K- og V-bassengene.

forskjell i partikler inn-ut, basseng K

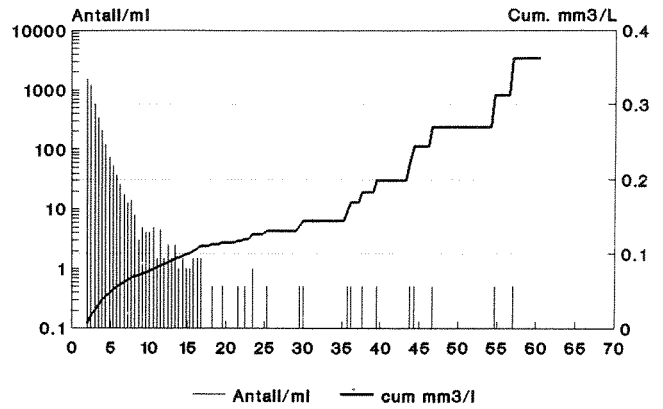


Figur 32. Differens mellom partikkelkonsentrasjon (inn-ut) i a: K- og b: V-bassengene.

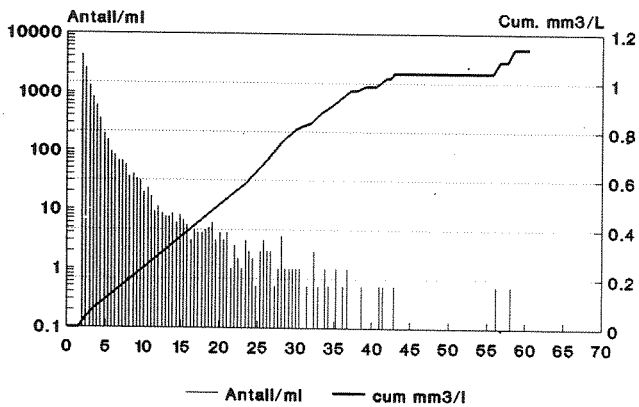
VF inn 7.12.89  
25897 /ml 1.524301 mm3/l



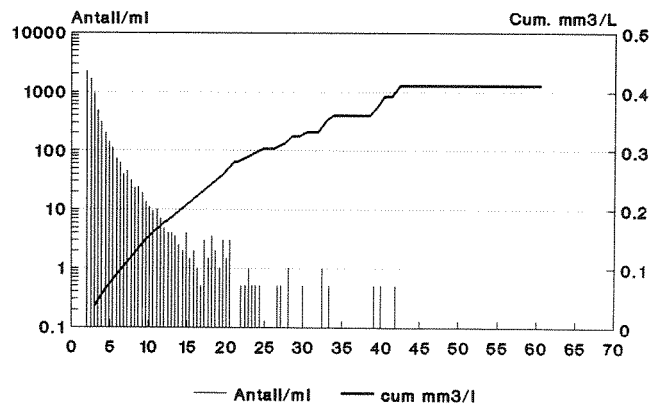
K inn 7.12.89  
4255 /ml .362 mm3/l



VF ut 7.12.89  
10965 /ml 1.139 mm3/l



K ut 7.12.89  
6456 /ml .41 mm3/l



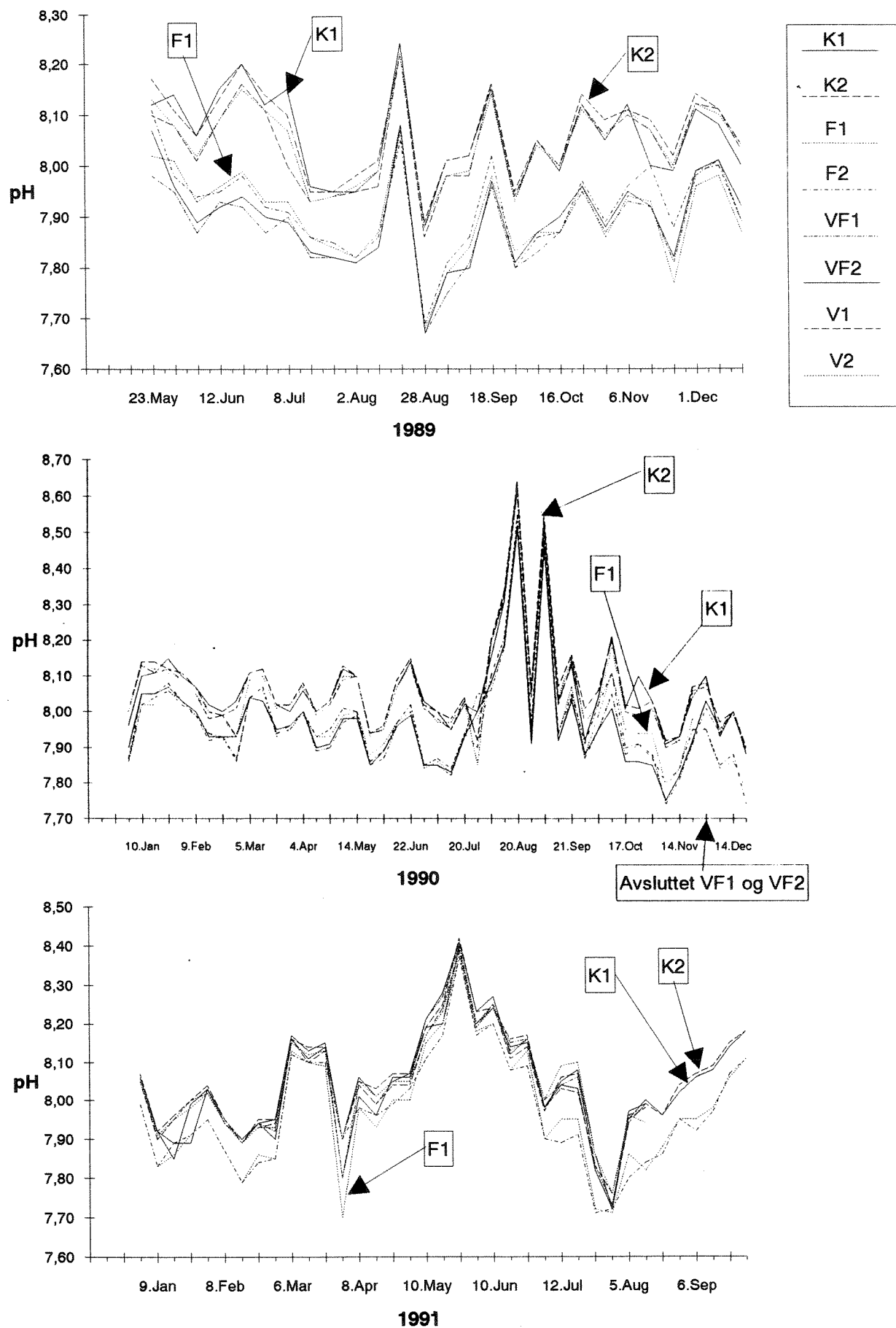
Figur 33. Størrelsesfordeling og kumulativt volum av suspenderte partikler i et utvalg prøver av inn- og utstrømmende vann i bassengene.

### 3.1.7. pH

pH i bassengene i 1989 - 91 er vist i figur 34 (se også appendiks) basert på de ukentlige målingene. Verdiene varierte normalt 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. Den relativt stabile perioden 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 (kap. 3.1.5.) og partikler (kap. 3.1.6) i bassenger og råvann og skyldtes uten tvil kvalitetssvingninger i inntaksvannet. Det samme skjedde i mai - juli 1991.

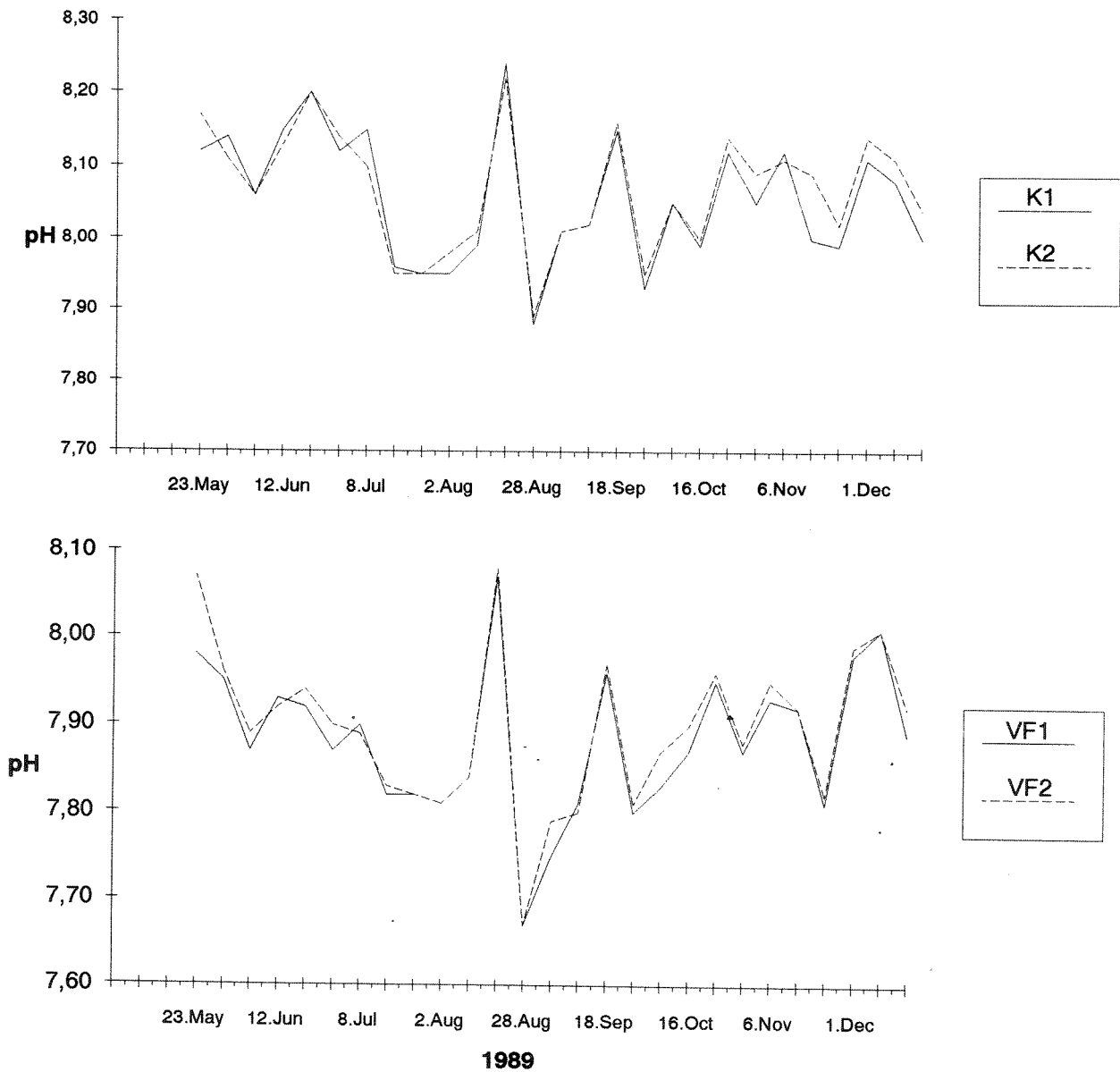
F- og VF-bassengene hadde signifikant lavere pH enn K og V gjennom hele perioden, klart demonstrert i 1989. Etter at VF-bassengene ble endret til V (1°C) i november 1990 fulgte pH i disse bassengene samme mønster som i K, og V (3°C). Dette viste at fiskens metabolisme konsekvent øket surhetsgraden i sjøvannet, og følgelig at effekten av respirert CO<sub>2</sub> var sterkere enn effekten av ekskretert ammonium. Det er ingen av resultatene som tilsier 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 og VF. Det som imidlertid er klart, er at temperaturpåslaget ikke har hatt innvirkning på pH-forholdene, verken alene eller i samvirke med vann fra fiskekarene.

Figur 35 gir eksempler på parallellitet i pH mellom bassenger med samme behandling. Det var ingen systematiske forskjeller mellom de parallelle bassengene.



Figur 34. Variasjon i pH i testbassengene fra mai 1989 til september 1991.



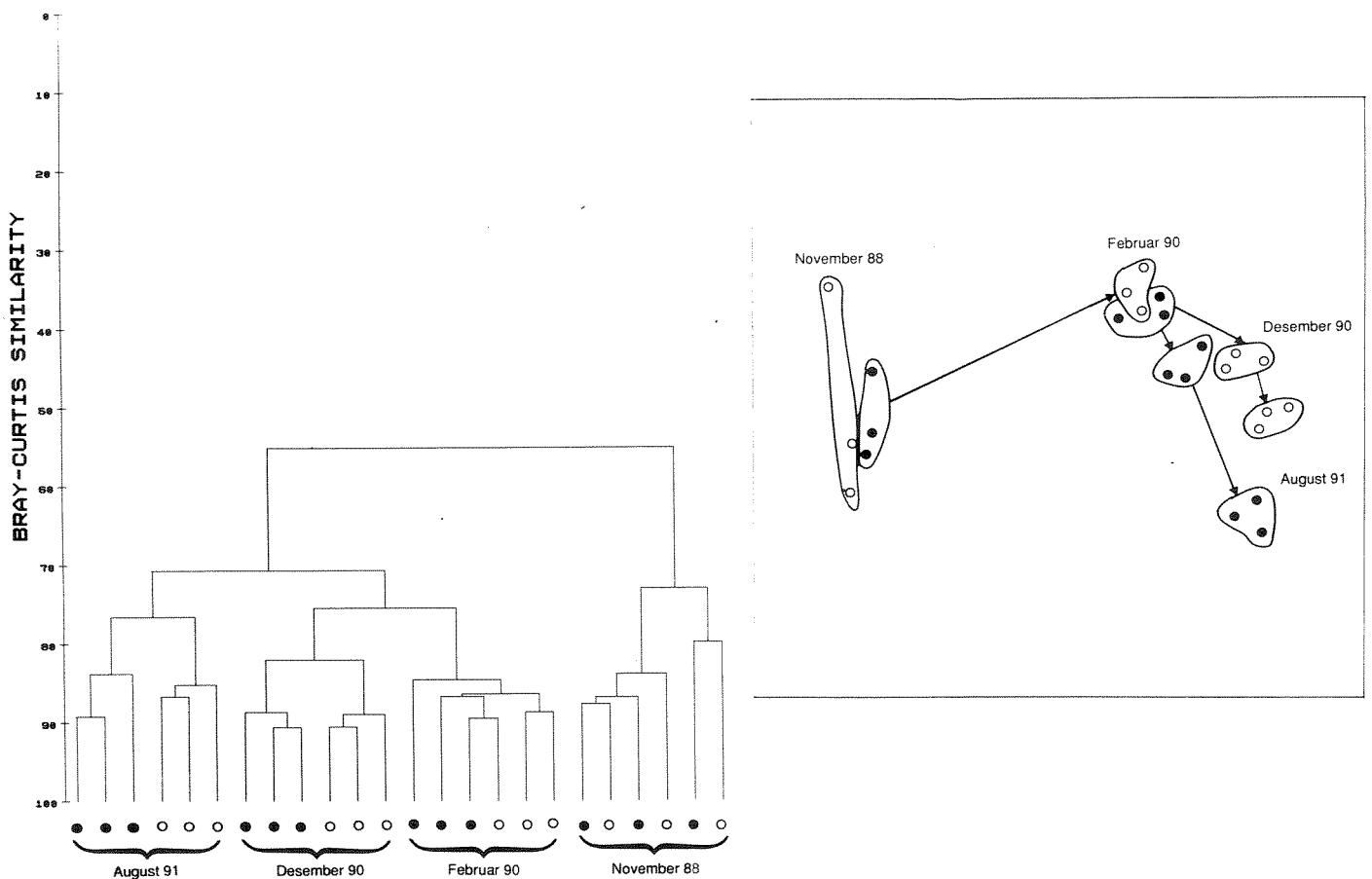


Figur 35. pH-verdier i parallelle bassenger i 1989.

### 3.2. Samfunnsstruktur på hardbunn

*Samfunnsstrukturen på de transplanterte steinene i alle bassenger forandret seg dramatisk over tid. Tendensen til forandring var lik i 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 økte en lysmengden, noe som førte til en betydelig endring av samfunnene i en annen "retning". Effekten av lys ga størst utslag i F, deretter i K, mens samfunnene reagerte minst på lysøkning i V og VF. Effekten av varme og vann fra fiskeproduksjon medførte at samfunnsstrukturen mellom bassengene utviklet seg signifikant forskjellig fra hverandre. V og VF var forholdsvis lik, men V var mer lik K enn VF var. F viste seg å endre samfunnsstrukturen mest.*

Resultatene fra registrering av hardbunnsorganismer på steinene er behandlet med multivariatanalyser (se kap 2.6.1). 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.



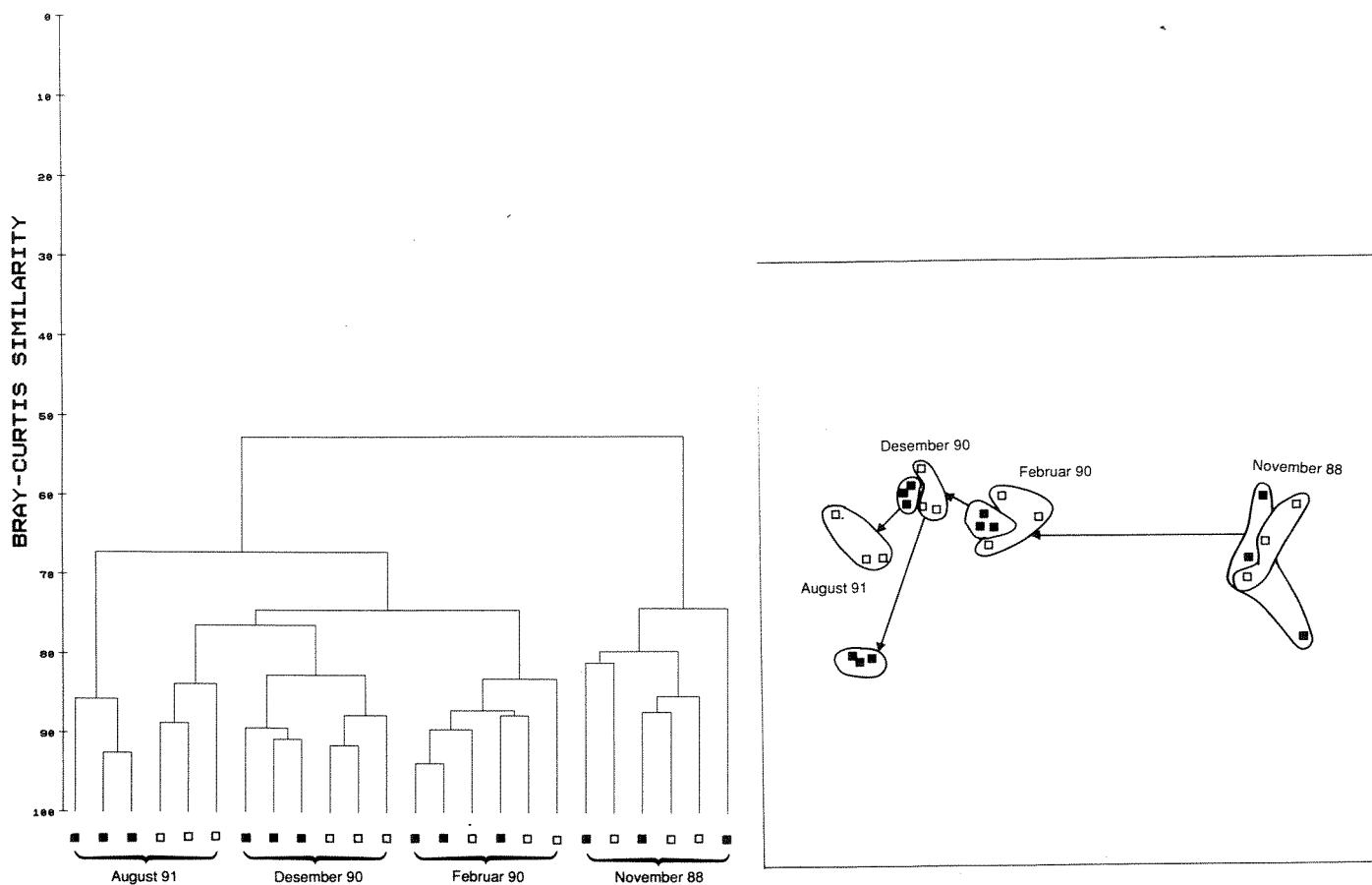
**Figur 36.** Dendrogram og MDS fra K over samfunnsstruktur i de fire innsamlingsperiodene november 1988 til august 1991. Åpne sirkler er bassengserie 1. Lukkede sirkler er serie 2.

Figur 36 viser at samfunnstrukturen 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 36. Jo lengre avstand mellom grupper av samhørende prøver til neste gruppe, jo større er forskjellen i samfunnstruktur 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 samfunnstrukturen. 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 samfunnstrukturen 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.

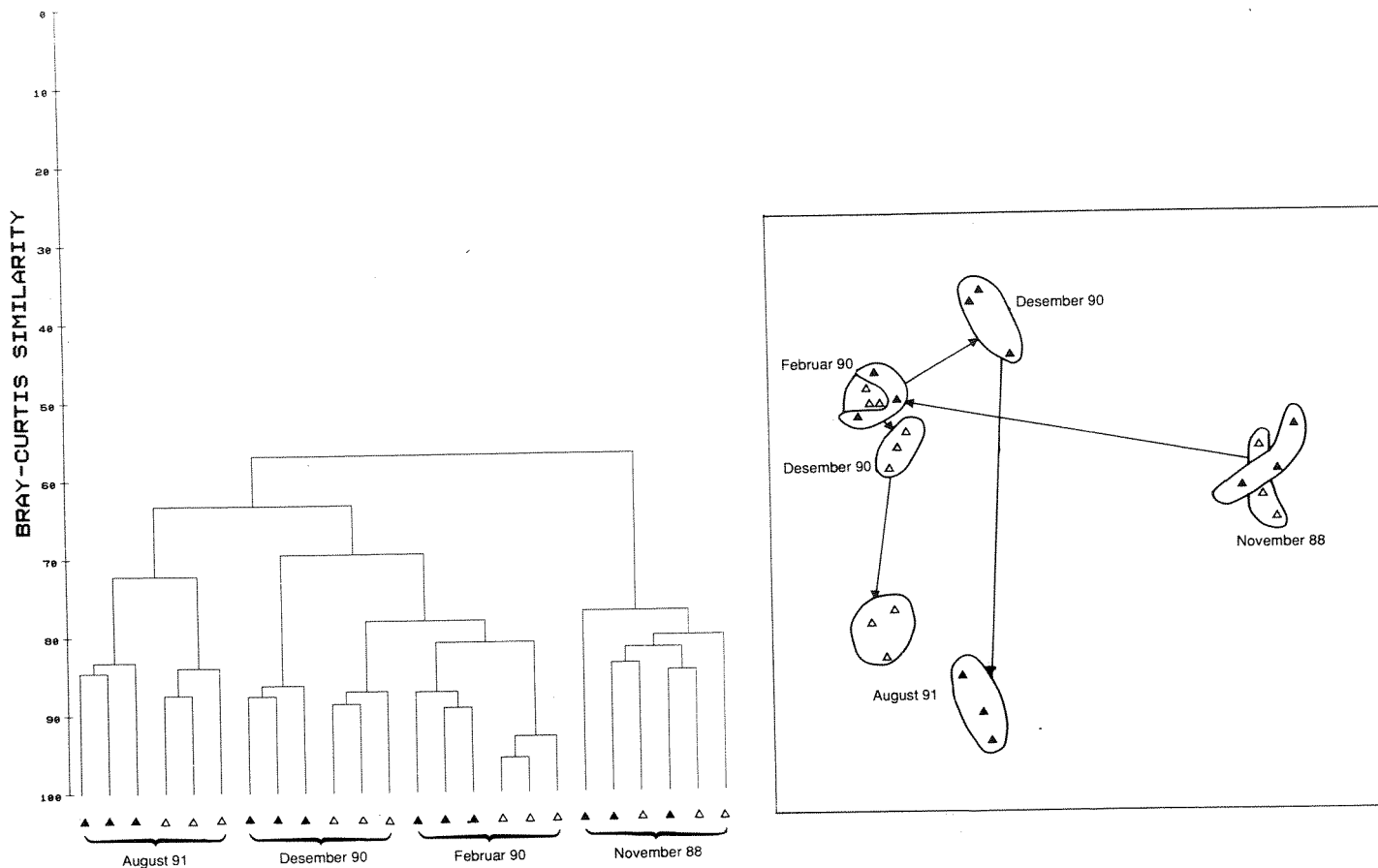
Figur 37 viser at tilsvarende forandringer skjedde med samfunnsstrukturen i V som i K. Den største forandringen skjedde fra starten av forsøket til februar 1990. Forandringen fra februar 1990 til desember 1990 var liten, men en større forandring skjedde fra desember 1990 til august 1991, tilsvarende som i K. Det kan tyde på at bedre lysforhold i den siste perioden har medført en signifikant forandring i artsammensetningen fra desember 1990 til august 1991.

I desember 1990 var det ingen forskjell mellom V-bassengene. Dette skulle tilsi at forskjellige observatører ikke har gitt opphav til en systematisk feil mellom bassengserie 1 og 2. Forskjellen mellom 1- og 2-serien i august 1991, kan også skyldes at det har vært forskjell i lysinnstrålingen mellom de to seriene. Lysmålingene indikerte imidlertid ikke noen signifikant forskjell.



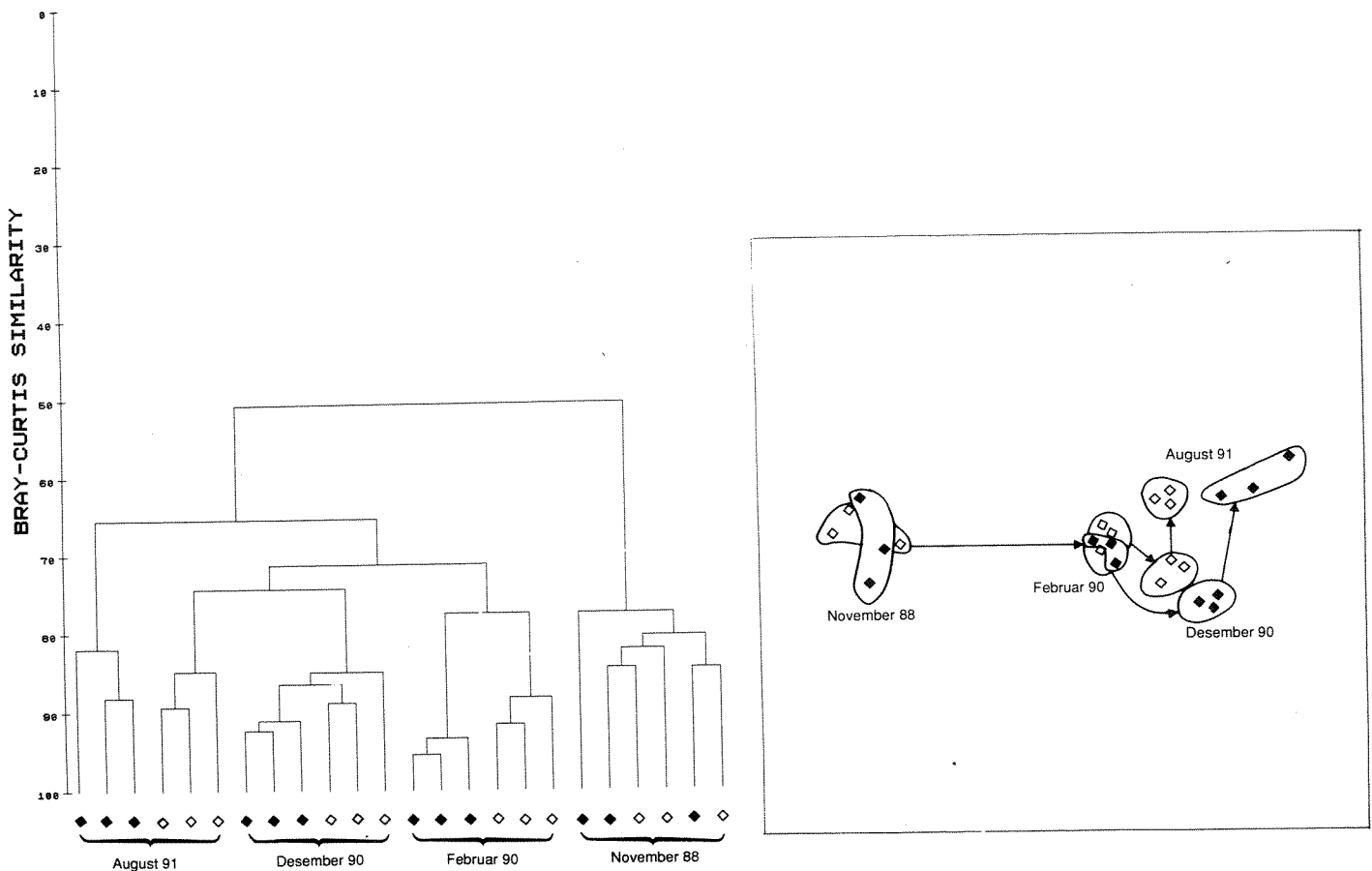
**Figur 37.** Dendrogram og MDS fra V over samfunnsstruktur fra november 1988 til august 1991. Åpne firkanter er bassengserie 1. Lukkede firkanter er serie 2.

Forskjellene i samfunnsstruktur i F viser et noe annet forløp enn i V og K (figur 38). Fra første registrering til andre registrering var forandringene store som i K og V. 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 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 samfunnstruktur fra 1988 til 1991. Åpne trekante er bassengserie 1. Lukkete trekante er serie 2.

I VF var forholdene meget lik utviklingen i V (figur 39). Etter den store forandringen fra november 1988 til februar 1990, var endringene små. Forandringen i samfunnsstrukturen mellom februar 1990 og desember 1990 var mindre enn den forandringen som øket lystilgang medførte, i perioden desember 1990 til august 1991.



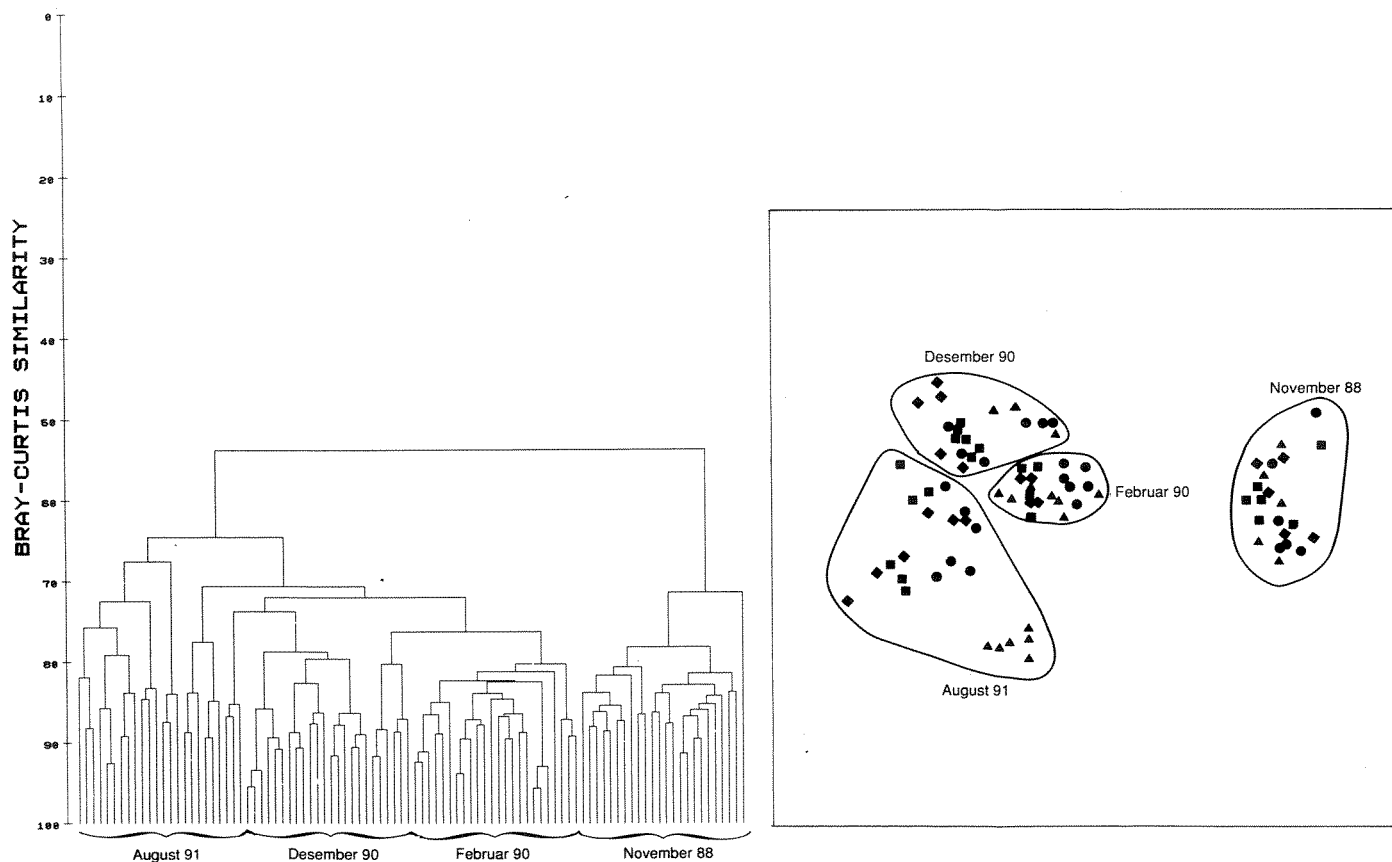
Figur 39. Dendrogram og MDS fra VF over samfunnsstruktur fra 1988 til 1991. Åpne stjerner er bassengserie 1. Lukkede stjerner er serie 2.

Generelt viste de multivariate analysene at forskyvningen av samfunnsstrukturen innen de tre første registreringene gikk samme vei i alle bassengene (figurene 36 - 39). Størst forskyvning skjedde i F og minst i V og VF (figur 38, 37 og 39). Mønsteret i V og VF har vært forholdsvis likt gjennom de 3 første registreringene (figur 37 og 39). Den siste perioden med lik næringssaltbelastning, men med 1 og 3 graders overtemperatur i henholdsvis V og VF, ga ingen forskjeller i forskyvningen i samfunnsstruktur. Det må presiseres at sammensetningen av arter kan ha vært forskjellig i V og VF, men responsen i de to forskjellige samfunn er like.

Innen den siste perioden hadde samfunnsstrukturen forskjøvet seg i annen retning i forhold til forandring i samfunnsstruktur under den "første lysperioden" (vertikalt mot tidligere horisontalt i MDS diagrammene). Størst respons på forandring i lys ga F, deretter kom K, mens V og VF viste mindre respons på forandringen i lys. I siste periode ble næringssalttilgangen i VF redusert og var dermed lik V, 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 40. Visuelt sett kan figuren være vanskeligere å tyde, men gruppen som ligger til høyre inneholder alle steiner fra første registrering. 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

for alle kategorier bassenger (som også vist i figurene 36 - 39). Statistiske tester viser at alle de fire registreringstidspunktene var signifikant forskjellige fra hverandre. Det viser seg også at alle kategorier bassenger var signifikant forskjellige fra hverandre. Resultatene viser dermed at samfunnsstrukturen i alle bassenger reagerer forskjellig på det stress de utsettes for i bassengene.



**Figur 40.** Dendrogram og MDS over samfunnsstruktur i alle basseng fra 1988 til 1991. Sirkler er K, firkanter er V, trekkanter er F og stjerner er VF. Det er ikke skilt mellom bassengserie 1 og 2.

### 3.3. Samfunnsrekruttering på hardbunn

#### ALGER

*Rekruttering på korttidsheller (2 mnd-eksponering-ST)viste signifikante endringer i artssammensetningen over året. Forskjellen mellom K, V, F og VF var signifikante, men tidseffekten var større en stresseffekten fra varme og vann fra fiskeproduksjon. Den korte eksponeringstiden 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 for alle andre bassenger. Klorofyll a-innhold, tørrvekt og næringssaltinnholdet i bassengene, ga alle indikasjoner på at forholdene i K var noe bedre enn i V, mens V på sin side var vidt forskjellig fra F. K, V og tildels VF var alle ulik F. Dette kan indikere at effekten fra varme og vann fra fiskeproduksjon var forskjellig. Effekten av vann fra fiskeproduksjon så ut til å gi de største endringene. Effekten av varme og vann fra fiskeproduksjon sammen syntes å motvirke hverandre.*

#### DYR

*I rekrutteringsforsøket på grå vertikaltstilte PVC-plater ble det funnet flest antall arter/kategorier i F. Dekningsgraden av svamp, trekantmark og blågrønnalger var også størst i F og signifikant høyere enn i K. Et brunt belegg, først og fremst av benthiske diatomeer hadde derimot over perioden lavest dekningsgrad i F, men forskjellen var ikke signifikant og skyldes til en viss grad overgroing av blågrønnalger. På nedre nivå var ulikheten mellom bassengene ikke like markerte.*

*Det ser ut som om de fiskebelastede, F og VF, kvalitativt og kvantitativt har hatt størst rekruttering av dyr. V skiller seg ikke i nevneverdig grad fra K. Tilstedeværelsen av blågrønnalger var mot slutten av forsøket stor i de belastede bassengene og særlig i F. Overgroing fra blågrønnalger vil ofte lede til dødelighet hos de overgrodde organismene, noe dette forsøket også viste.*

#### 3.3.1. 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). Tabell 12 viser på hvilke tidspunkt innsamlingene ble foretatt. 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).



Tabell 12. Tidspunkt for innsamling fra rekoloniseringshellene.

1989		1990		1991	
ST	LT	LT	ST	LT	ST
-	-	-	-	April	April
-	-	Mai	Mai	-	-
Juni	Juni	Juni	Juni	Juni	Juni
Okt.	Okt.	Okt.	Okt.	-	-
-	-	Nov.	Nov.	-	-

Resultatene fra innsamling av hellene er gjengitt i tabeller i vedlegg. I tabell foreligger alle klorofyllmålingene fra alger som vokste på hellene. 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, løstnet 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 13.

Tabell 13. 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)			Klorofyll (Chl.a)		
	ST			LT		
	V	F	VF	V	F	VF
K	ns	ns	ns	ns	*+	ns
V		ns	ns		**+	0+
F			ns			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 13). På LT-hellene hadde derimot K og V signifikant høyere verdier enn i F. Forskjellen mellom K og VF var ikke signifikant, mens mellom V og VF kunne antydes at Chl.a var høyere i V, men ikke mer enn på 0.1% signifikansnivå. Disse resultatene kan til en viss grad bekrefte at næringssaltkonsentrasjonen i F var mye høyere enn i de andre bassengene, F også enn i VF. Forskjellen i næringssaltkonsentrasjonen mellom K og V ga derimot ingen signifikante utslag i Chl.a-innholdet på granitthellene i de to bassengene, men forskjellen mellom DW og ADW mellom de to bassengene indikerte en slik forskjell (tabell 14).

Tabell 14. 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		
	V	F	VF	V	F	VF	V	F	VF	V	F	VF
K	0+	0+	ns	0+	0+	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
V		ns	ns		ns	ns		ns	ns		ns	ns
F			ns			ns			ns			ns

I tabell 14 er gjengitt forskjellene mellom bassengtypene testet med parvise t-tester. På korttidshellene var det bare K som antydte en høyere biomasse enn i F og V. Det var ikke forskjell mellom K og VF. Dette indikerer at produksjonen av organisk materiale på ST-hellene i K har vært større enn i V og F, men forskjellen er ikke signifikant.

I tabell 15 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 15. 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</i> (forma)	<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</i>
<i>Nitzschia sigma</i> (var.)	<i>Nitzschia</i> <i>sp. (fonticola/dissipata)</i>	<i>v. subtilis</i>
<i>Nitzschia sp.</i> (stor type)	<i>Nitzschia spp.</i>	<i>Nitzschia cf. pelusida</i>
<i>Pleurosigma salinarum</i>	<i>Rhabdonema arcuatum</i>	<i>Opephora marina</i>
<i>Skeletonema costatum</i>	<i>Synedra affinis</i> (v. <i>fasciculata</i> ?)	<i>Rhopalodia musculus</i>
<i>Thalassiosira nordenskioldii</i>		<i>Thalassiosira cf. nordenskioldii</i>

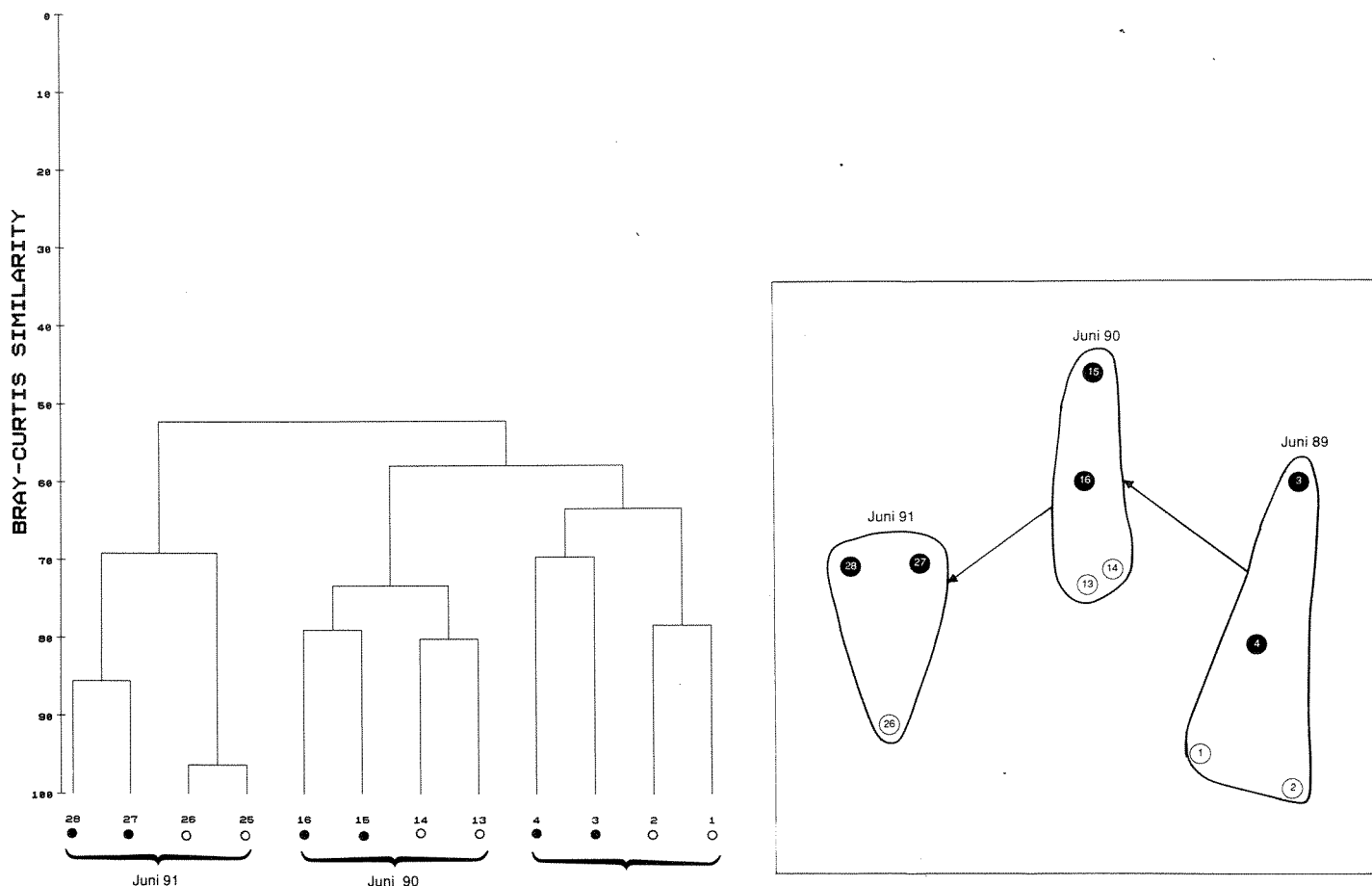
Den arten som var vanligst forekommende i bassengene var *Navicula cf. crucicula*, vanligst i K og V, mens *Nitzschia sp.* 1 var vanligst i F og VF.

For å teste om utvikling i samfunnsstrukturen av diatomèsammensetningen 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 41a). 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 41b viser en MDS (Multi Dimensional Scaling) 2 dimensjonal ordinasjon av diatomèsamfunnet funnet på granitthellene i juni de tre årene. Den viser at artsammensetning grupperes i tre ulike grupper som på klusterdiagrammet (figur 41a). 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 41.** Dendrogram og MDS på artsammensetningen av diatomèer i juni 1989 - 1991. (Se over og i kap.2.6.1 og 2 for ytterligere informasjon)

Ved å teste alle juni-prøver fra K, F, V og VF mot hverandre, fant en at de 12 prøveparene som inngår, var signifikant forskjellige fra hverandre ( $p < 0.001$ ) (global test). Ved å teste en og en mot hverandre, ble bildet noe mer differensiert. Tabell 16 lister opp hvilke prøvepar som var forskjellige fra hverandre.

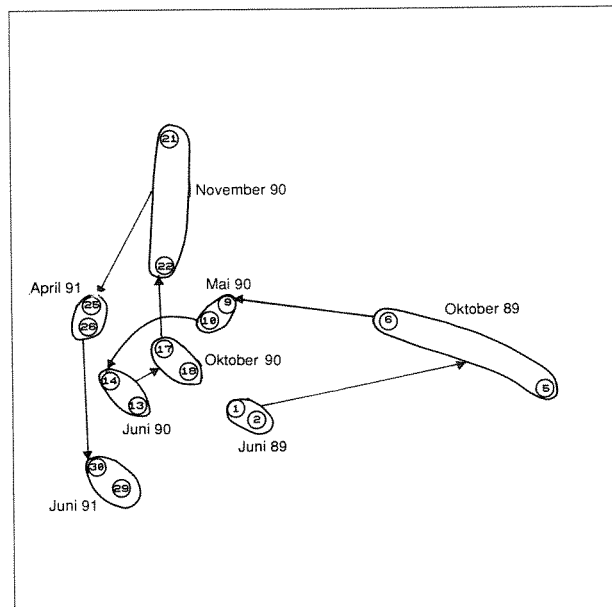
Tabell 16. Oversikt over hvilke prøver fra juni i 1989, 1990 og 1991 som er forskjellige fra hverandre. ns = ikke signifikant, 0 =  $p < 0.1$ , \* =  $p < 0.05$ , \*\* =  $p < 0.01$ .

	K89	F89	V89	VF89	K90	F90	V90	VF90	K91	F91	V91
F89	*										
V89	*	*									
VF89	ns	*	*								
K90	0	ns	*	ns							
F90	*	*	ns	*	*						
V90	0	*	*	ns	ns	*					
VF90	*	0	*	*	ns	*	*				
K91	*	*	*	*	*	0	*	*			
F91	ns	*	*	ns	*	*	0	*	*		
V91	*	0	*	*	ns	*	*	ns	*	*	
VF91	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*

Det viste seg da at de fleste kategorier var signifikant forskjellige fra hverandre, men ikke alle. En test i flere nivåer, ga helt andre forskjeller. Vi lot første hovedinndeling (faktor 1) være de 4 forskjellige testkategorier (bassengtyper) og underinndelingen (faktor 2) være tidspunktene i en toveis kryssende faktoranalyse på simuleringene (ANOSUM). Resultatet var at alle kategorier (bassengtyper) 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 og VF medførte en signifikant endring av diatomèssammensetningen på ST-hellene.

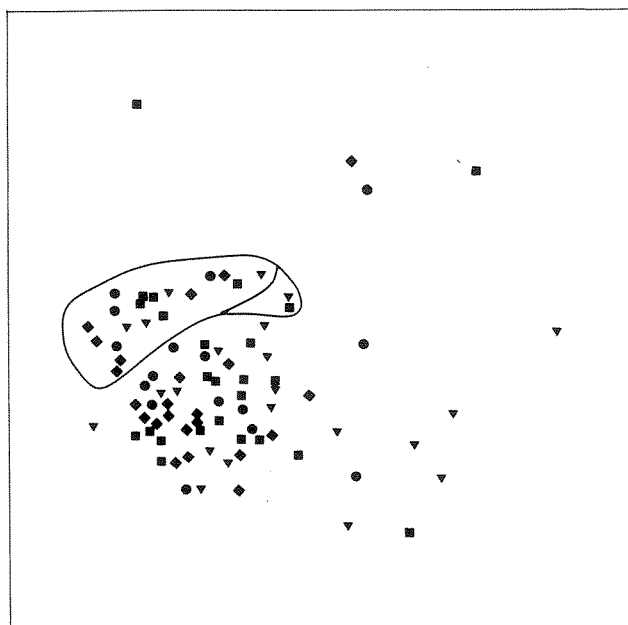
Utviklingen av artssammensetningen gjennom alle innsamlingene fra juni 1989 til juni 1991 viste et noe annet og mer innviklet mønster. Alle basseng og perioder, samt hvert basseng enkeltvis er testet med multivariatanalyser. I rapporten vises bare MDS for algesammensetningen på ST-hellene i K1 og utvikling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



**Figur 42.** Utvikling av artssammensetningen på ST-hellene i K1 gjennom alle innsamlingsperiodene fra juni 1989 til juni 1991.

I figur 42 vises utviklingen i artssammensetning som festet seg til granitthellene 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 parallellprøven for juni de tre årene (figur 41b), kan også ses i figur 42. 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, F, V og VF ( $p < 0.05$ ). Det var derimot noen få unntak hvor parallellprøvene viste for stor innbyrdes variasjon til å være signifikant på nivå  $p < 0.05$ , men tendensen var den samme.

I figur 43 er alle prøver som har vært innsamlet på korttidsheller unntatt prøveserien fra november (pga. begrensninger i dataprogrammet) fremstilt. 96 prøveinnsamlinger inngår i analysen. Statistikk- analysene viste kort fortalt at alle kategorier, dvs. K, V, F og VF 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  $p < 0.05$ ).



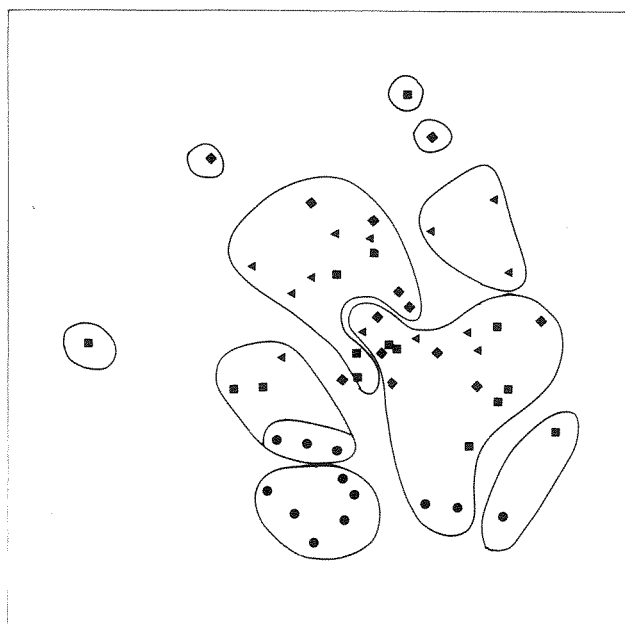
**Figur 43.** MDS-fremstilling av alle prøver fra korttidshellene (ST) foruten prøvene i nov. 90. Sirkler er K, firkanter = V, trekant = F, rombe = VF.

Dette viser at artsammensetningen i K, V, F og VF forandret seg signifikant over tid. Det skjedde trolig en suksesjon i bassengene. Dessuten var det signifikante forskjeller mellom bassengtypene, dvs. både overtemperatur, vann fra fiskeproduksjon og kombinasjonen av disse, påvirket artssammensetningen av diatomèer.

#### 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 ( $p < 0.01$ ). Det var også forskjell mellom kategorier basseng, men ikke så entydig som under ST.

MDS-test av alle prøver mot hverandre, ga et bilde som vist i figur 44. Dette viser klart at K skilte seg fra de andre kategoriene.



**Figur 44.** MDS-ordinasjon på artssammensetningen av diatomèer på langtidshellene. Alle prøveserier er inkludert foruten nr. 3 (se kap. 2.6.1 og 2 for ytterligere informasjon). Sirkler er K, firkanter = V, trekant = F, rombe = VF.

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

Tabell 17 viser at artssammensetningen i K var signifikant forskjellig fra alle andre kategorier ( $p < 0.01$ ). Det var også signifikant forskjell mellom V og F, men ikke mellom V og VF. Dessuten var det ingen forskjell mellom F og VF. 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 og VF over tid. Dette medførte stor variasjon i prøvematerialet i disse bassengene og dermed vanskelig å finne klare sammenhenger/forskjeller mellom bassengkategoriene.

**Tabell 17.** Oversikt over hvilke prøver fra langtidshellene som er forskjellige fra hverandre. ns = ikke signifikant, 0 =  $p \leq .1$ , \* =  $p < 0.05$ , \*\* =  $p < 0.01$ .

	K	F	V
F	**		
V	**	*	
VF	**	ns	ns

Konklusjonen er at artssammensetningen av diatomeer på LT-hellene endret seg også signifikant over tid, mens samfunnet i K skilte seg klart fra de andre tre kategorier med belastninger. Foruten direkte effekter av varme og vann fra fiskeproduksjon på diatomèesammensetningen, var også den sekundære avskallingseffekten som følge av stor nedslamming en viktig faktor. V var også forskjellig fra F, men ellers var det ingen signifikante forskjeller mellom de belastete bassengene.



### 3.3.2. Rekruttering av fauna på kunstig substrat

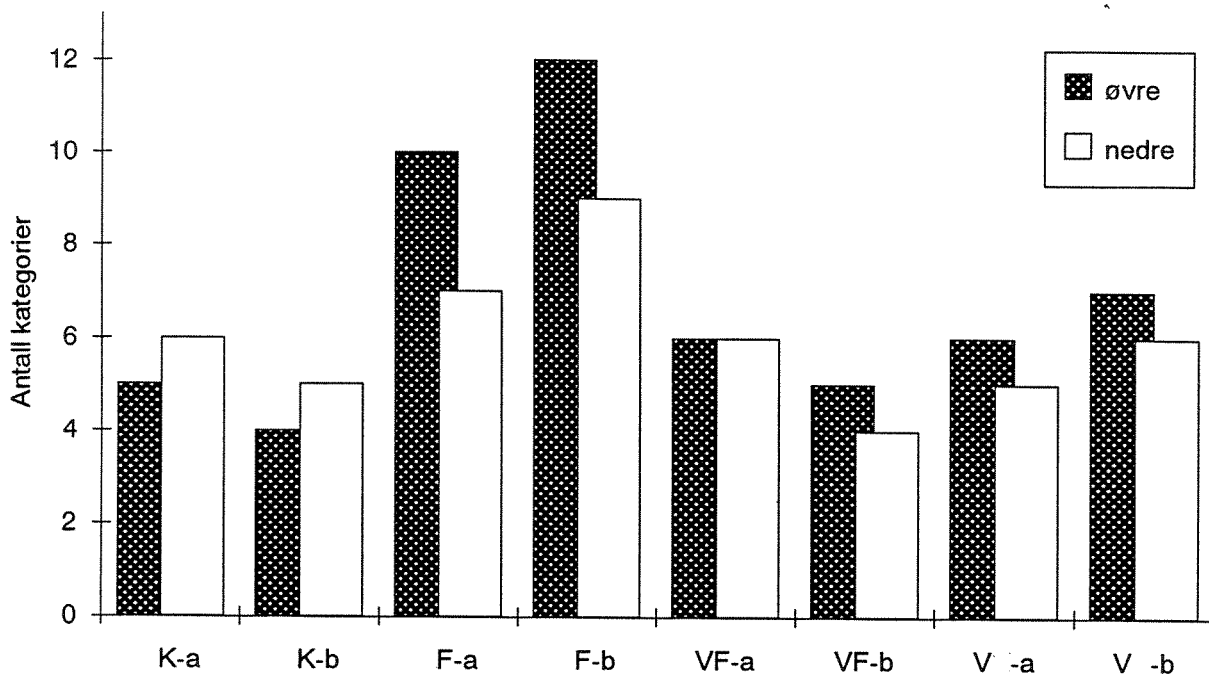
Rekrutteringen til de hvite rekrutteringsplatene var gjennom hele forsøksperioden minimal, og det var heller ikke mulig å registrere noen forskjeller mellom bassengene. Av denne grunn ble det ikke gjort noen videre bearbeiding av dette materialet, og de resultater som blir presentert her, stammer utelukkende fra forsøkene med de grå platene. Det vil i det følgende bli referert til rekruttering på øvre og nedre nivå. Øvre nivå var de platene som hang nærmest overflaten og hvor substratet ikke var skjermet for lys, mens nedre nivå hang noe lavere og var utstyrt med en list i overkant, som begrenset platenes eksponering for lys.

#### Kvalitative resultater

Totalt ble det registrert 13 forskjellige arter/kategorier av alger og dyr på rekrutteringsplatene i løpet av 17 måneder, og disse ble fra bildene bestemt til:

"Brunt"	Benthiske diatomeer, men sannsynligvis også bakterier og org. partikler.
<i>Derbesia marina</i>	grønnalge
<i>Laminaria</i> sp.	tare (kimplante)
<i>Spirulina</i> sp.	blågrønnalge (rød)
<i>Spirulina</i> sp.	blågrønnalge (grønn)
<i>Pomatoceros triqueter</i>	trekantmark
Hvite prikker	juvenile uidentifiserbare dyr, sannsynligvis rur eller posthornmark
Svamp	skorpeformet
<i>Leucosolenia</i> sp.	erekt svamp
<i>Spirorbis</i> sp.	posthornmark
<i>Balanus</i> sp.	rur
<i>Polychaeta</i>	mangebørstmark i leirrør
<i>Anomidae</i>	sadelskjell

I figur 45 er det vist hvor mange kategorier av alger og dyr som totalt gjennom forsøksperioden er blitt registrert på de forskjellige platene. Øvre nivå (plater uten skyggelist) i de fiskebelastede bassengene viste størst mangfold, mens forskjellen mellom de øvrige bassengene er mindre uttalt. Generelt er det blitt funnet flere kategorier på de øvre enn på de nedre platene, men forskjellen er ikke signifikant ( $0.1 > p > 0.05$ ). Forskjellene innenfor parallellene lar seg ikke teste statistisk, men så ut til å være uten betydning.

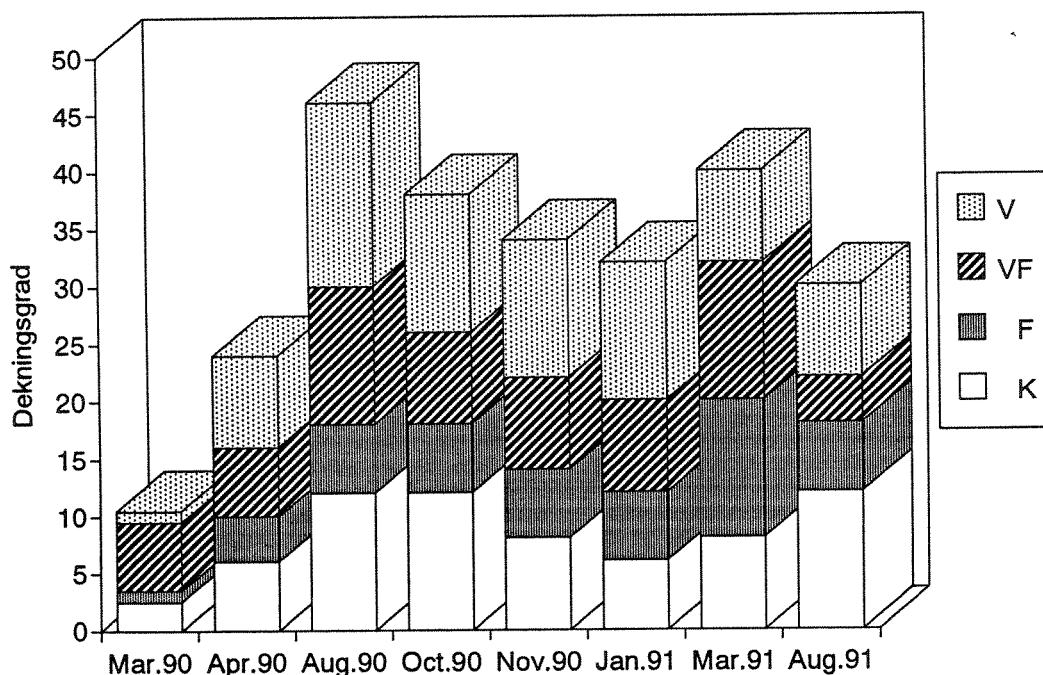


**Figur 45.** Antall kategorier av alger og dyr som har slått seg ned på rekrutteringsplatene. Figuren viser forskjellen mellom samtlige lokaliteter og mellom øvre og nedre nivå.

### Kvantitative resultater

For de mest fremtredende kategorier på platene ble resultatene nærmere analysert kvantitativt og vedlegg III 1 gir en oversikt over dekningsgraden av "brunt" på alle platene over hele forsøksperioden.

Øvre nivå: Innslaget av "brunt" varierte gjennom året og forandringen var også signifikant for kontrollene på 0.05-nivå. De andre ble ikke testet, men fulgte det samme mønsteret (figur 46).

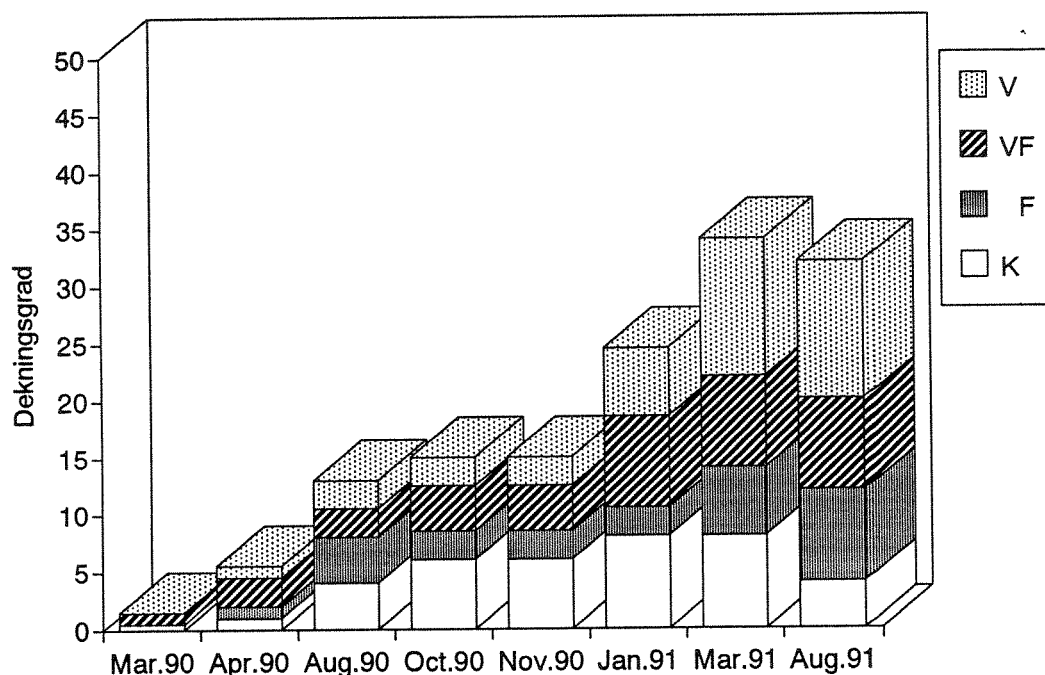


**Figur 46.** Dekningsgraden av "brunt" på de øvre rekrutteringsplatene (uten skyggekant) hos de forskjellige bassengene gjennom forsøksperioden. Parallellene er slått sammen.

Det er også antydning av forskjeller mellom de fire belastningskategoriene i figuren, men disse var ikke signifikante på 0.05-nivå. Det ble imidlertid på 0.1-nivå registrert en lavere dekningsgrad av "brunt" i F enn i V.

Dekningsgraden av "brunt" synes altså størst i de varmebelastede karene, men forskjellen var ikke signifikant på 0.05-nivå.

Nedre nivå: Kontrollene hadde her, på lik linje med øvre nivå, gjennomgått en signifikant ( $p < 0,05$ ) forandring i dekningsgrad gjennom prøveperioden, men mønsteret på nedre nivå var noe anderledes (figur 47). På øvre nivå kunne man vinteren 1990/1991 se en nedgang i innslag av "brunt", som en ikke kunne finne igjen hos det nedre nivået, der det faktisk var en økende dekningsgrad gjennom vinteren. Dette kan ha en sammenheng med økningen i lystilførsel til bassengene som ble gjennomført i november 1990.

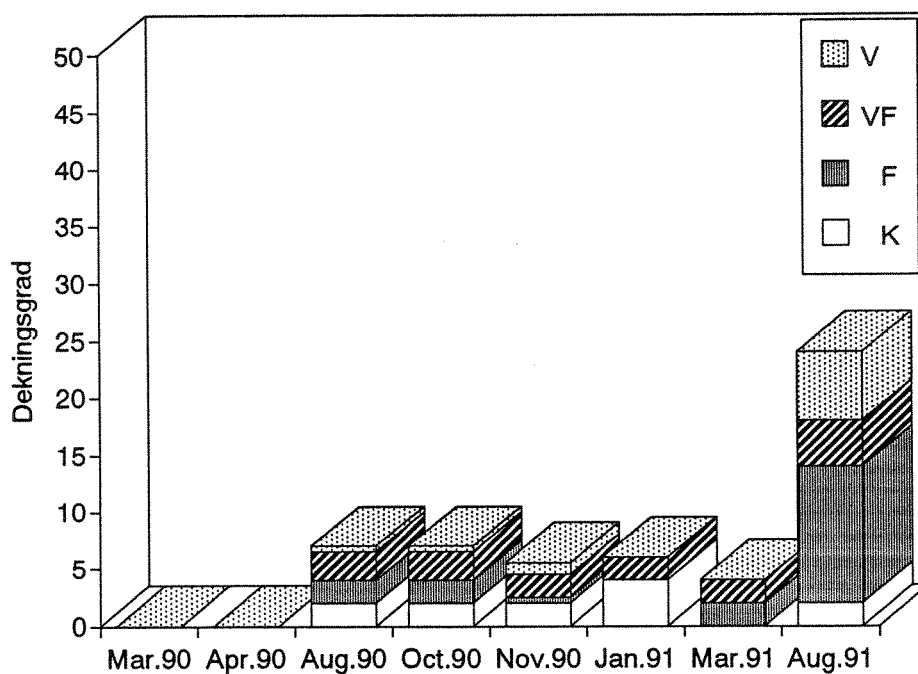


**Figur 47.** Dekningsgraden av "brunt" på de nedre rekrutteringsplatene (med skyggekant) hos de forskjellige bassengene gjennomforsøksperioden. Parallellene er slått sammen.

Det ble ikke funnet noen signifikante forskjeller, hverken mellom kontrollbassengene og de belastede bassengene, eller innenfor de belastede bassengene.

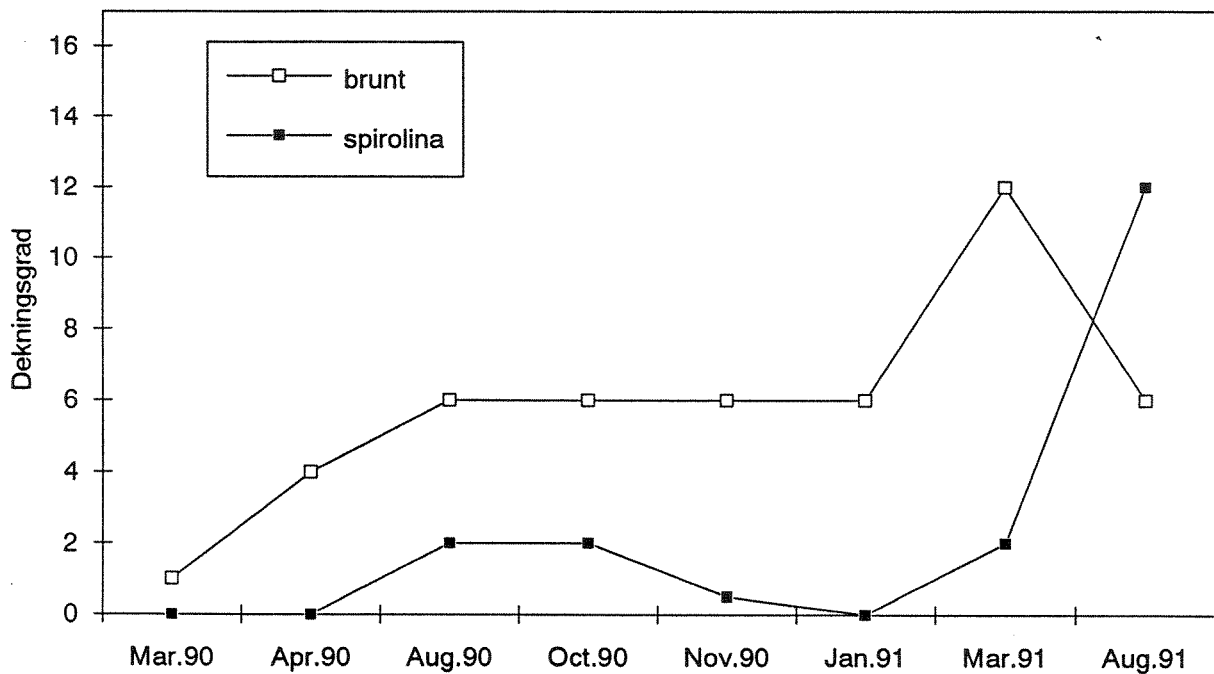
Nedre nivå hadde totalt sett mindre innslag av "brunt" enn det øvre nivå hadde, og i kontrollbassengene var denne forskjell signifikant på 0.05-nivå. Denne testen ble ikke utført på de belastede bassengene.

Underveis i forsøksperioden ble det registrert innslag av blågrønnalgen *Spirulina* sp.. Arten var i særlig grad tilstede mot slutten av perioden og siden den er "lyskjær", nesten bare på det øvre nivå. Som vist i figur 48, var det største innslaget blågrønnalger i de fiskebelastede bassengene.



**Figur 48.** Dekningsgraden av *Spirulina* sp. på de øvre rekrutteringsplatene (uten skyggekanthos de forskjellige bassengene gjennom forsøksperioden. Parallellene er slått sammen.

Siden dekningsgraden for *Spirulina* var blitt så høy høsten 1991 kunne man forvente at dette ville gå på bekostning av andre organismer, hvilket også er vist i figur 49. Kurvene er fra F-bassengene, som hadde den høyeste dekningsgrad av *Spirulina*, og de viser hvordan innslaget av "brunt" sank, samtidig som *Spirulina* økte kraftig. Trekantmark og svamp hadde også en kraftig nedgang i den samme perioden. Dette er vist i figurene 50 og 51 og skyldes sannsynligvis at de ble overgrodd av blågrønnalgene.

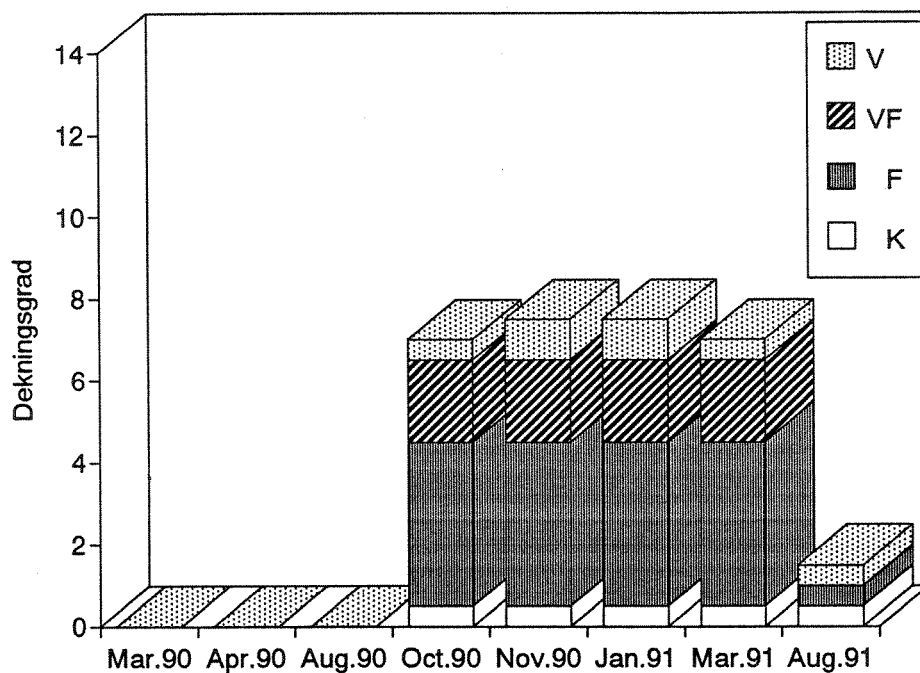


**Figur 49.** Forholdet mellom "brunt" og *Spirulina* sp. på de øvre rekrutteringsplatene i F, mht. dekningsgrad. Parallellene er slått sammen.

**Trekantmark** (*Pomatoceros triqueter*) er en kalkrørslevende mangebørstemark som etter hvert dukket opp på rekrutteringsplatene. Vedlegg III 2 gir en oversikt over registreringene av trekantmarks dekningsgrad på samtlige plater.

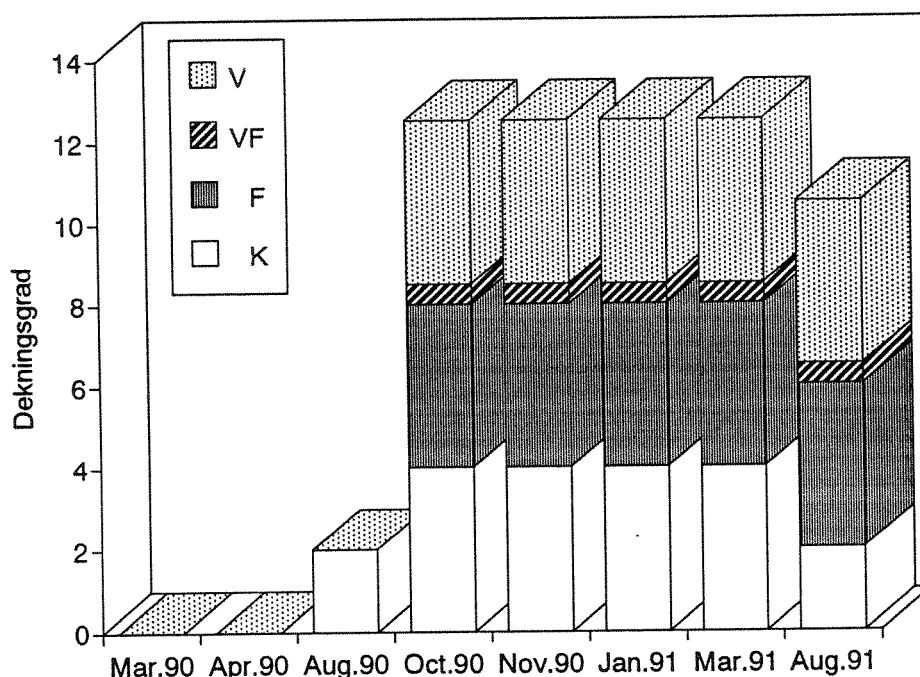
I september 1990 skjedde et kraftig nedslag av denne arten og i særlig grad i de fiskebelastede bassengene. Før dette tidspunkt var det kun på nedre nivå i det ene kontrollbassenget at trekantmark var blitt registrert. Tilsvarende kraftige nedslag ble samtidig registrert i fjorden utenfor MFS.

**Øvre nivå:** Her var det spesielt de fiskebelastede bassengene, VF og F, som hadde en kraftig rekruttering av arten. Både K- og V-bassengene hadde et signifikant lavere nedslag enn i F. VF var i tillegg forskjellig fra K, men på et lavere signifikansnivå ( $p=0.09$ ). I den ene VF-parallellen ble det ikke registrert noe nedslag av trekantmark. Figur 50 viser utviklingen på det øvre nivået i bassengene, med en kraftig rekruttering i oktober 1990, og nesten tilsvarende nedgang i august snaut ett år senere. Denne nedgang skyldes, som tidligere nevnt, oppblomstringen av blågrønnalger.



**Figur 50.** Dekningsgraden av trekantmark på de øvre rekrutteringsplatene (uten skyggekant) hos de forskjellige bassengene gjennom forsøksperioden. Parallelene er slått sammen.

Nedre nivå: hadde totalt sett et mye større innslag av trekantmark enn det øvre nivået (kontrollene var signifikant forskjellige på 0.05-nivå). Dette ville man også forvente siden vekstvilkårene for alger var dårligere på grunn av den begrensede lystilgangen, og tilgangen på fritt substrat av den grunn var bedre enn på det øvre nivået. På figur 51 ser man også at nedgangen i august 1991 var mye mindre her siden innslaget av blågrønnalger var lavere enn på det øvre nivå.



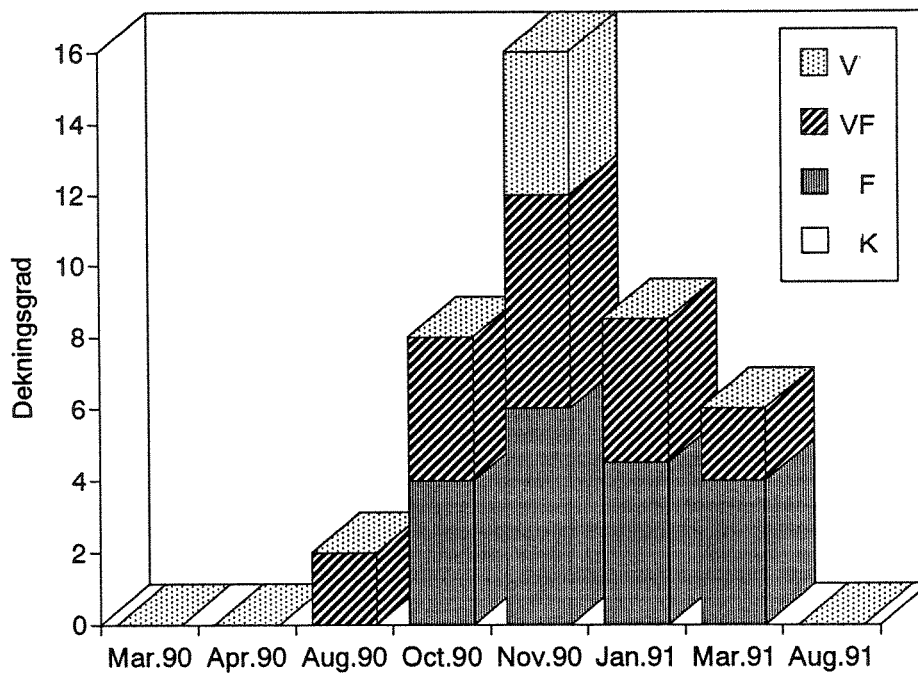
**Figur 51.** Dekningsgraden av trekantmark på de nedre rekrutteringsplatene (med skyggekant) hos de forskjellige bassengene gjennom forsøksperioden. Parallellene er slått sammen.

På nedre nivå i VF-bassengene var det nesten ingen rekruttering av trekantmark. Siden de slo seg ned på øvre nivå, kan dette neppe ha vært en direkte effekt av den kombinerte belastningen. En mulig forklaring er mangel på egnet rent substrat, siden nedslammingen var størst i VF, men dette skulle i så fall også ha påvirket bunnfellingene på øvre nivå. Den lave bunnfellingene skyldes antageligvis lokale forhold i bassengene, og det er lite sannsynlig at resultatet kan ledes tilbake til belastningene.

**Svamp** hadde sin største utbredelse i november 1990 for både øvre og nedre nivå. Innen oktober samme år var gruppen kun blitt registrert i varmfiskbassengene ved én anledning. Kontroll- og varmebelastede bassenger hadde bare svamp tilstede om høsten. Vedlegg III 3 gir en oversikt over samtlige registreringer av svamp på platene.

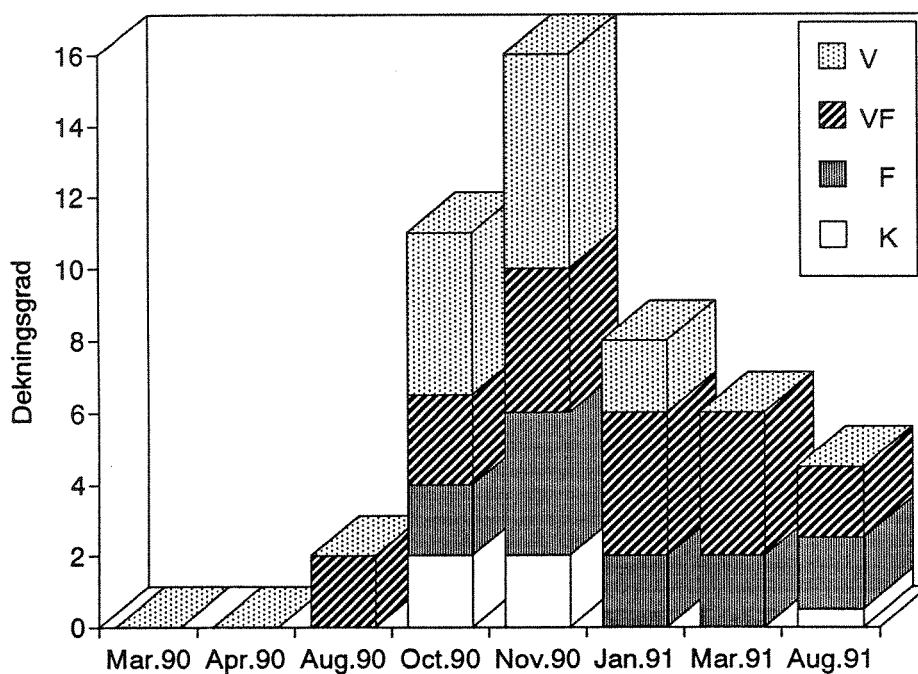
Øvre nivå: Svamp ble kun registrert på dette nivå mellom august 1990 og mars 1991 (figur 52). I kontrollene ble det ikke gjort noen funn, men i de fiskebelastede, F og VF, ble den registrert som vanlig ved flere anledninger. Forskjellen mellom de varmebelastede, hvor det bare ble funnet svamp ved én anledning, og fisk-/varmfiskbelastede var ikke signifikant ( $0.1 > p > 0.05$ ). Ved siste prøvetaking ble det ikke registrert noe svamp og dette skyldes sannsynligvis at de var blitt overgrodd av blågrønnalger.





**Figur 52.** Dekningsgraden av svamp på de øvre rekrutteringsplatene (uten skyggekant) hos de forskjellige bassengene gjennom forsøksperioden. Parallellene er slått sammen.

Nedre nivå: Mønsteret var det samme som for øvre nivå, men med innslag også i kontrollbassengene (figur 53). Det var også et noe større innslag i de varmebelastede bassengene, men en mindre nedgang totalt ved siste prøvetaking. Kontrollene hadde signifikant lavere dekningsgrad enn bassengene med kombinert belastning.



**Figur 53.** Dekningsgraden av svamp på de nedre rekrutteringsplatene (med skyggekant) hos de forskjellige bassengene gjennom forsøksperioden. Parallellene er slått sammen.

Fra laboratorieforsøk er det kjent at mange svamparter har evnen til å skille ut toksiske stoffer som kan inhibere rekrutteringen av andre, konkurrerende organismer. Denne form for inhibering har aldri vært påvist *in situ*, og vårt forsøk ga heller ikke nå noen indikasjoner på det. Det ble imidlertid ved noen anledninger observert at de områdene på platene, hvor svamp hadde vokst, holdt seg fri for annen begroing lenger enn områder hvor det ikke hadde vokst svamp. *In situ* forsøk, utført av Bingham og Young (1991), viste faktisk at tilstedeværelse av svamp stimulerte bunnfelling hos en rekke andre organismer. Det var kun i 1 av 33 tilfeller som rekruttering ble inhibert.

### 3.4. Organisk omsetning i alger

*Lysforholdene før november 1990 var så dårlige at rødkluft og sagtang ikke fikk nok lys. 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. Stortare i V vokste best, mens kombinasjonen av varme og vann fra fiskeproduksjon syntes til en viss grad å motvirke hverandre. Hummerblekke likte seg best i bassengene før november 1990 og økte betydelig i bassengene, med en antydning til P-begrensning i K og VF i 1991.*

*Samlet var Chl.a høyest i K og lavest i F og VF. Dette tilsier at produksjonspotensialet var høyest i K, forutsatt at algene ikke var næringssaltbegrenset, noe de viste seg å være K og tildels V samt i VF i juni 1991 (belastning: 1°C overtemperatur). Tørrvektsdata indikerte at forholdene i F var dårligst. Forholdene i F favoriserte imidlertid vekst av den ettårige grønnalgen sjøsalat i forhold til K og V*

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.

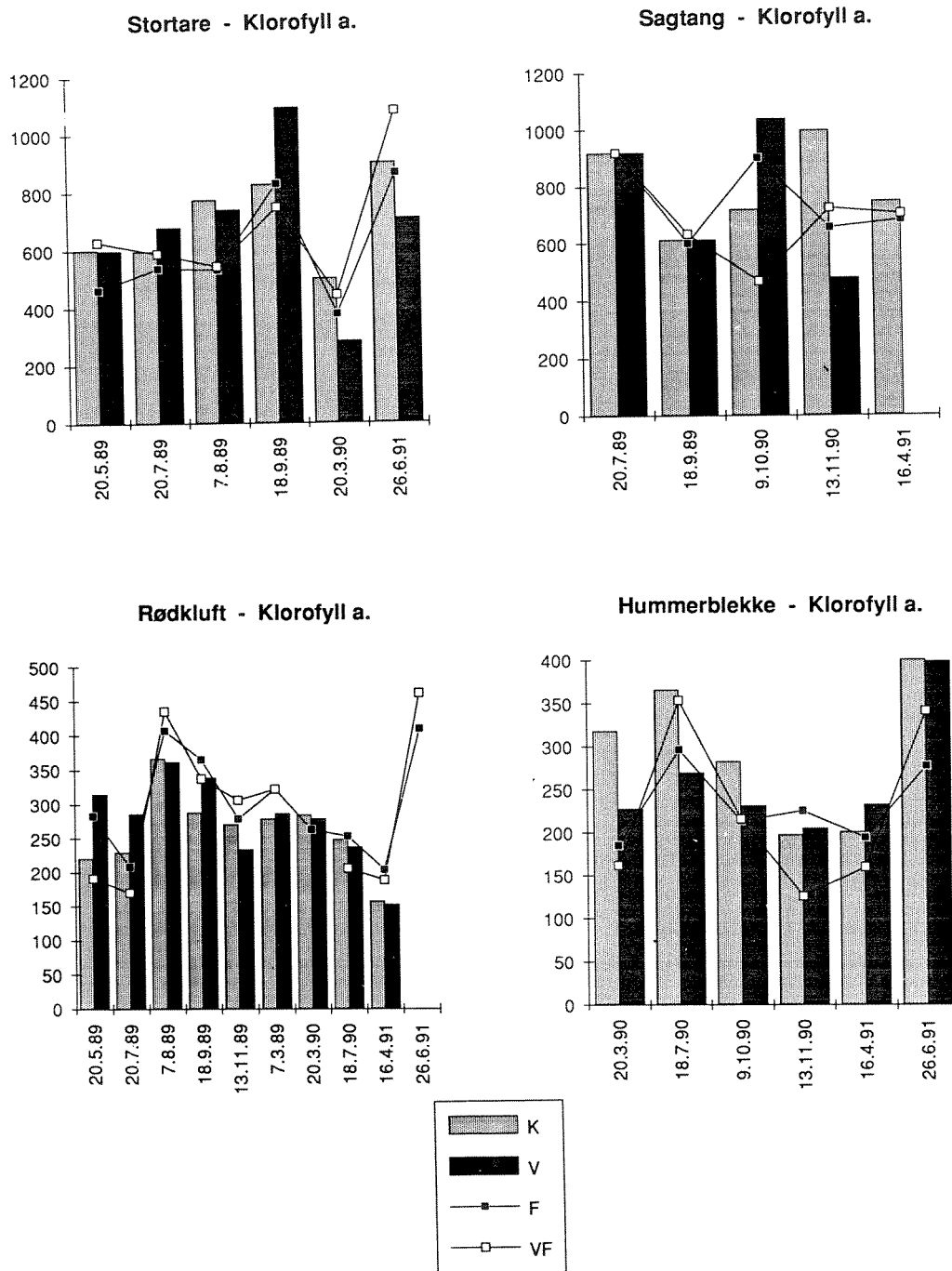
#### **KLOROFYLL A (Chl.a)**

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 CO<sub>2</sub> og næringssalter, til karbohydrater eller proteiner.

I fotosystemene er klorofyll a felles for alle planter. I tillegg har forskjellige alger forskjellige tilleggs pigmenter 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 54 a-d. De verdiene som ble registrert for Chl.a.-innhold i sagtang (450 - 1050 ug/g friskvekt, figur 54b) 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 54a), 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 54b 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, men Chl.a.-innholdet i sagtang fra K var antydningmessig høyere enn i VF ( $p < 0.1$ ). Chl.a.-innholdet i sagtang fra K var signifikant høyere enn i F ( $p < 0.05$ ) og delvis høyere ( $p < 0.1$ ) i forhold til V (tabell 18), men verdiene må vurderes med forsiktighet, da resultatene baserte seg på analyser fra tre forskjellige populasjoner og to forskjellige lysregimer.



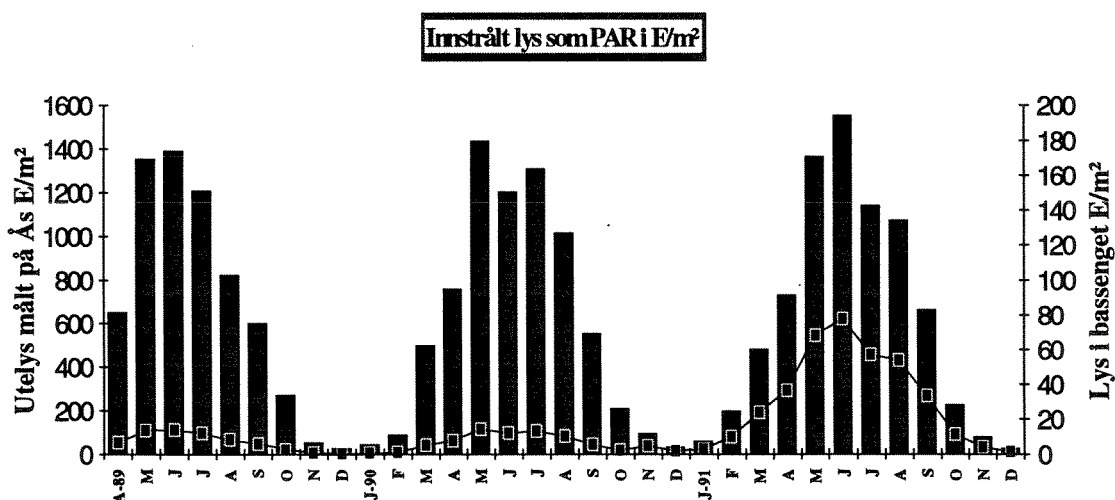
**Figur 54.** Forskjell i klorofyll a (Chl.a) hos fire arter i de fire forskjellige kategorier basseng. Algene som inngår er brunalgene; stortare og sagtang, samt rødalgene, hummerblekke og rødkluft.

Tabell 18. 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		
	V	F	VF	V	F	VF	V	F	VF	V	F	VF
K	0+	*+	ns	ns	ns	0+	ns	0+	0+	ns	*-	ns
V		ns	ns		ns	ns		ns	ns		ns	ns
F			0-			ns			ns			0+

Figur 55 viser innstrålt lys for 1989, 1990 og 1991. Målingene ble ikke er foretatt på Solbergstrand, men på landbrukshøgskolen 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.

Stortare krever minimum 71.2 E/m<sup>2</sup> 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



Figur 55. Innstrålt lys målt som PAR (Photosynthetic Active Radiation) i Einstein/m<sup>2</sup> ved Norges Landbrukshøgskole på Ås og nede i forsøksbassengene på Solbergstrand.

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/m<sup>2</sup> 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/m<sup>2</sup> (PAR) for stortare ved Helgoland (Lüning og Dring, 1979).

Klorofyll a-verdiene for hummerblekke og rødkluft viste store variasjoner (figur 54 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/m<sup>2</sup>. 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 og VF.

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 og VF. Det var ingen forskjell mellom V og de andre kategorier.

I planktonalger er det funnet at forholdet karbon-fiksering/Chl.a.-innhold er konstant, dvs. at øker produksjonen, øker Chl.a.-innholdet (Rhee, 1978). Overført på algene ved Solbergstrand kan dette bety at produksjonspotensialet i K var høyere enn i de andre bassengene. En forutsetter da at lysforholdene var omtrent like. I tilfelle de ikke var like, skulle egentlig lysforholdene i de andre bassengene være bedre enn i K, slik at algene i K måtte kompensere for redusert lys med å øke Chl.a.-mengden for å holde karbohydrat-produksjonene på samme nivå som algene i de andre bassengene. Lysforholdene i bassengene ble målt to ganger før høsten 1990 viste at F hadde 11% av utelys, mens K hadde 8%. Vinter og vår 1991 viste ingen signifikant forskjell mellom bassengene. Lys målt kontinuerlig høsten 1990 og vår 1991 viste ingen forskjell mellom K og F. Det skulle derfor underbygge påstanden om at produksjonspotensialet var større i K, mens om høsten var alger i K og V næringssaltbegrenset.

## BIOMASSE

Biomasse som tørrvekt (DW) og askefri tørrvekt (ADW) ble også målt på algene. Resultatene finnes i tabell i vedlegg. 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 alle de andre kategoriene. Ved å vurdere alle artene samlet, var DW og ADW entydig lavere i F enn i de andre kategoriene. Dette skulle tyde på at produksjonsforholdene i F har vært dårligere enn i de andre bassengene.

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

Karbon, nitrogen og fosforinnholdet i phytoplankton vil vanligvis forekomme i forholdet 106:16:1 kjent som Redfield-ratio. 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 miljø 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 forskjellige 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 næringssaltbegrensende for vekst. Slik fosforbegrensning forekom sannsynligvis i august /september 1989 og 1990 i K og V, samt i juni/juli i 1991 i alle basseng unntatt i F. Nitrogen har ikke vært begrensende.

Figur 56 viser C:N:P forhold i rødkluft. En ser at C:N forholdet i de fleste basseng lå rundt 6 - 8 foruten et kraftig fall i VF etter september 1989. Først i 1991 var forholdstallet kommet opp på nivå med C:N-forholdet i rødkluft i de andre kategoriene. Lysforholdene ble forbedret høsten 1990 (figur 55), slik at økningen i C:N i VF kan skyldes at algene ikke hadde nok lys, og at belastningen av varme og vann fra fiskeproduksjon gjennom vinteren medførte en meget lav produksjon av C. Fall i fosforkonsentrasjonen i vannet i september kan ha initiert fall i C-fiksering i VF, og ved den fallende lysinnstrålingen om høsten, ble C-fikseringen svært lav.

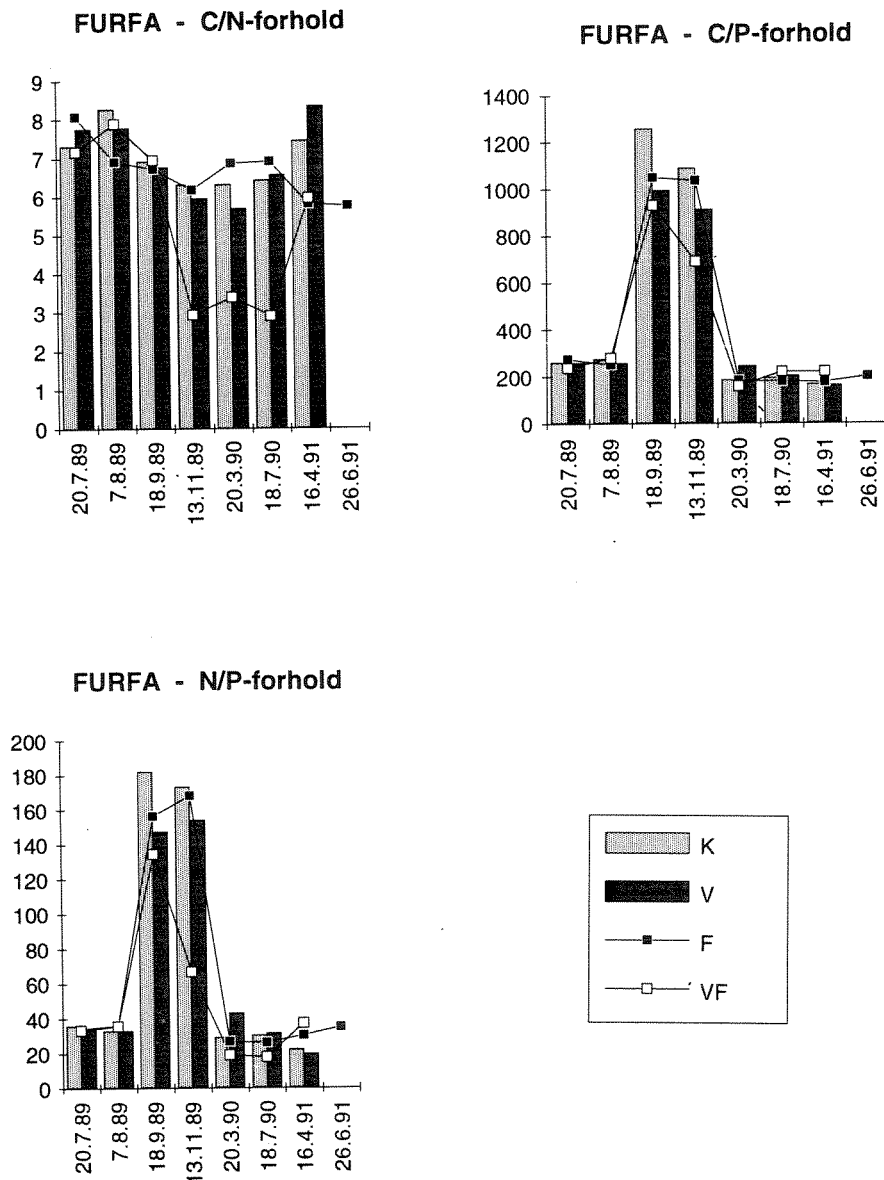
C:P forholdet viser også at algenes vekst var fosforbegrenset i september og utover høst-vinter, selv om  $PO_4\text{-P}$  økte allerede i slutten av september. Lyset hadde da falt fra 6 E/m<sup>2</sup> i september til 2.72 E/m<sup>2</sup> innstrålt lys i oktober (1% lysdyp, figur 55), noe som sannsynligvis er lavere enn det som rødkluft trenger for å holde produksjonen oppe på et kompensasjonsnivå (forbruk=produksjon). N:P-forholdet for rødkluft viser også at algene hadde en fosforbegrenset vekst.

I VF var produksjonen av C før 1991 meget lav selv om plantene ikke var næringssaltbegrenset. Først i 1991 da lysinnstrålingen ble vel fordoblet, økte C-fikseringen hos rødkluft i VF. Først ved



en økning av lysinnstrålingen tok produksjonen seg opp igjen. I forhold til verdier beskrevet for C:N-forholdet i rødkluft (Greenwell et al., 1984), tilsvarer C:N-forholdet i algeneet 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 (tabell 19). Det eneste forholdstall som skilte seg fra andre bassengkategorier var VF som hadde signifikant lavest C:N forhold.

Forsøket viste at forholdene i bassengene ikke var akseptable for rødkluft og spesielt var forholdene i VF ugunstige.

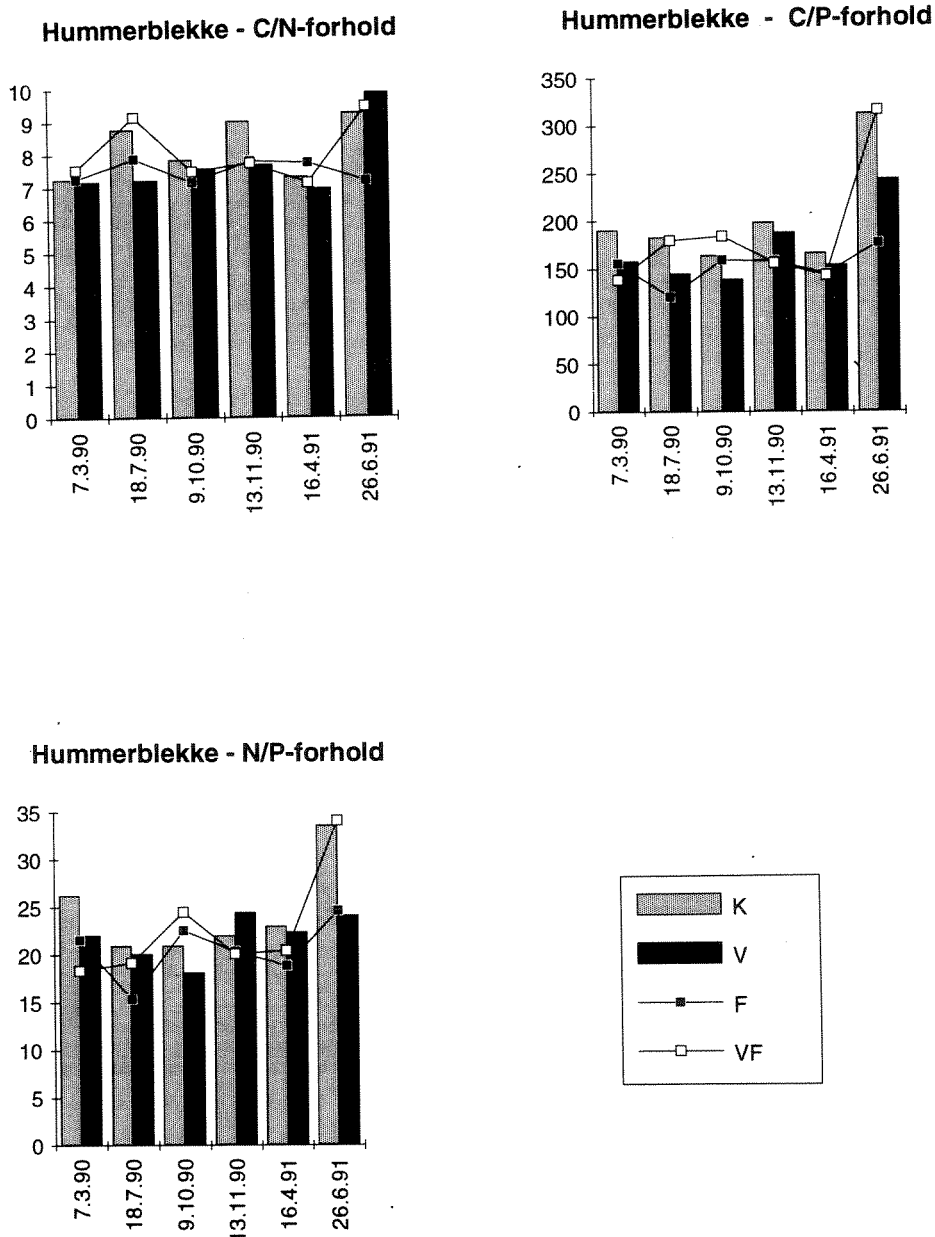


**Figur 56.** Forholdet mellom C:N:P i rødkluft i de fire kategorier basseng gjennom 1989 til 1991

**Tabell 19.** Forskjell mellom bassengene m.h.t. C:N:P-forhold hos 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.

	C:N			C:P			N:P		
	V	F	VF	V	F	VF	V	F	VF
K	ns	ns	0+	ns	ns	ns	ns	ns	ns
V		ns	*+		ns	ns		ns	ns
F			0+			ns			ns

Figur 57 viser hvordan forløpet av C:N:P har vært hos hummerblekke. Det viste et helt annet forløp.



**Figur 57.** Forholdet mellom C:N:P i hummerblekke i de fire kategorier basseng gjennom 1990 til 1991.

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. Dette kan tyde på at alle kategorier, unntatt F, hadde P-begrenset vekst i juni 1991 (figur i vedlegg). I forhold til F, hadde K og VF redusert C-fiksering i juni 1991. I V viste det seg at reduksjonen i C-fiksering var minimal. F var den eneste kategorien som ikke viste en økning i C:N i juni 1991. I F var også tørrvekt av hummerblekke signifikant mindre enn i K og VF ( $p < 0.01$ ) og nesten signifikant mindre enn i V ( $p < 0.1$ ) (tabell i vedlegg).

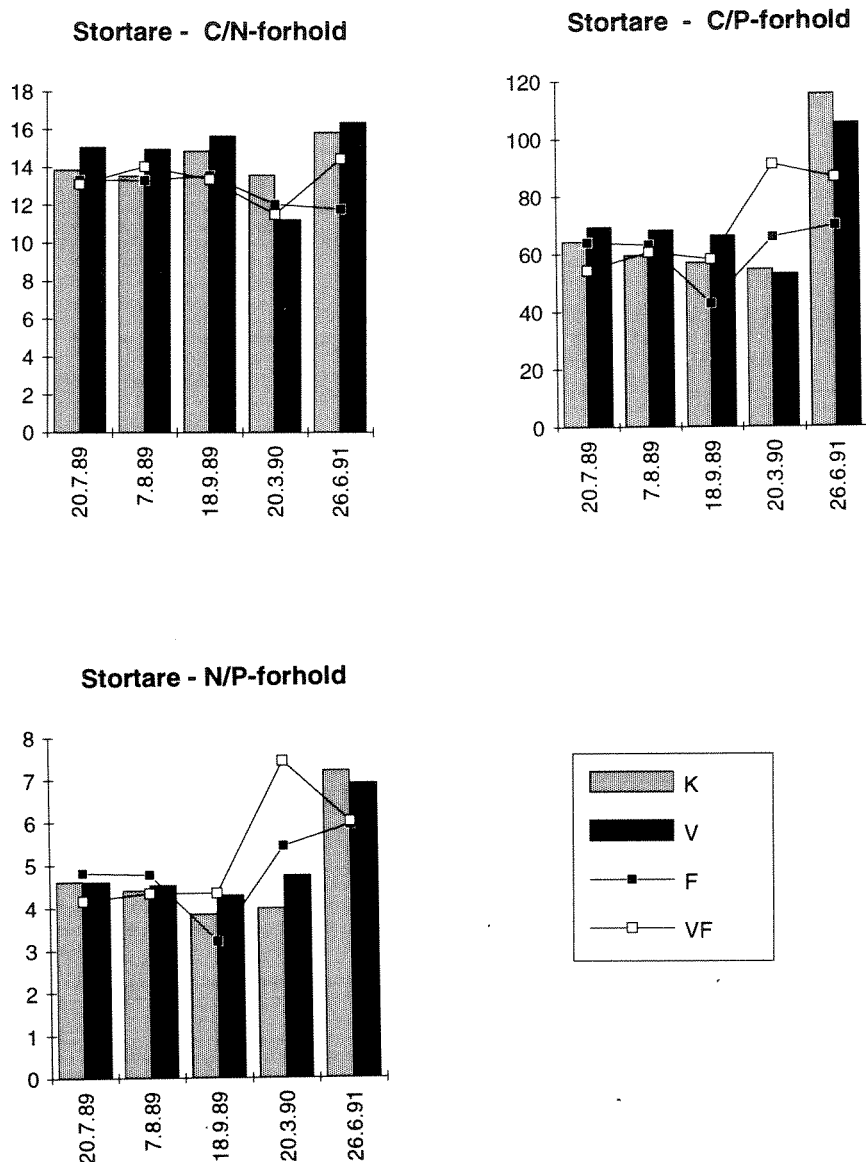
Forskjellen mellom bassengtypene var ikke helt entydig gjennom den første lysperioden. Tabell 20 viser forskjell mellom bassengene basert på parvise t-tester. Det viser seg at C:N:P forholdene i K er høyere enn i F og delvis i V. Hummerblekke trivdes bra i alle basseng, men det var antydning til P-begrensning i K og VF i 1991. Dette stemmer med næringssaltkonsentrasjonene i vannet som viste at K og VF i 1991 hadde lavere P-verdier enn i henholdsvis F og V våren 1991 (figur i vedlegg). Dette ga hummerblekke i V en fordel fremfor de andre bassengene.

Samlet var produksjonen hos hummerblekke i F lavere enn i V i 1991. K og VF vokste bra, men var P-begrenset i juni.

**Tabell 20.** Forskjell mellom bassengene m.h.t C:N:P-forhold i hummerblekke gjennom 1990 til 1991. 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.

	C:N			C:P			N:P		
	V	F	VF	V	F	VF	V	F	VF
K	*+	*+	0+	0+	*+	ns	0+	*+	ns
V		0+	ns		ns	ns		ns	ns
F			ns			ns			ns

Figur 58 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 58).



**Figur 58.** Forholdet mellom C:N:P i stortare i de fire kategorier basseng gjennom 1989 til 1991

Høye næringssaltkonsentrasjoner i vannet medførte et forhøyet opptak og videre lagring av N i stortare i F og VF 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 og V var det i mars 1990 meget høye P-verdier i stortare. Dette resulterte i lave N:P og C:P verdier i V og K i forhold til i fiskebassengene. F hadde normalt høyt N:P forhold i mars 1990. I VF var N-innholdet i mars 1990 høyt og resulterte i et meget høyt N:P-forhold. Lavt P-innhold i algene i VF forsterket denne tendensen og resulterte også i høyt C:P-forhold i VF i mars 1990.

I 1991 var PO4-P innholdet lavt, spesielt i K og VF. Dette indikeres ved høyt C:P og C:N-innhold i algene i 1991. Det ser ut til at algene i K og V, samt i VF i 1991 etter belastningen fra oppdrett opphørte, ble næringssaltbegrenset i forhold til i F. I denne perioden (figur i vedlegg) var overtemperaturen i VF var bare 1°C. Tilveksten var dårligst i F (se kap.3.1.5).

I tabell 21 er fremstilt parvise t-tester mellom bassengtypene. Mest markante trekk er at V viste signifikant høyere C:N-, C:P- og N:P- forhold enn F og VF. K var ikke forskjellig fra F og VF, men stortare i K hadde signifikant lavere C:P- og N:P-forhold enn V. Mest sannsynlig gjenspeiler dette at stortare i V og tildels i K, hadde hatt en næringssaltbegrenset vekst i forhold til F og VF allerede før 1991. Som nevnt over, indikerer forhøyede verdier av C:N, C:P og N:P at algene har en næringssaltbegrenset vekst. Dette kan bety at stortare i V hadde en høyere produksjon enn i de andre bassengene. Denne antagelsen blir underbygget av tilvekstmålinger under kapitel 3.5.1. Kombinasjonen av vann fra oppdrett og varme i VF, synes til en viss grad å motvirke hverandre.

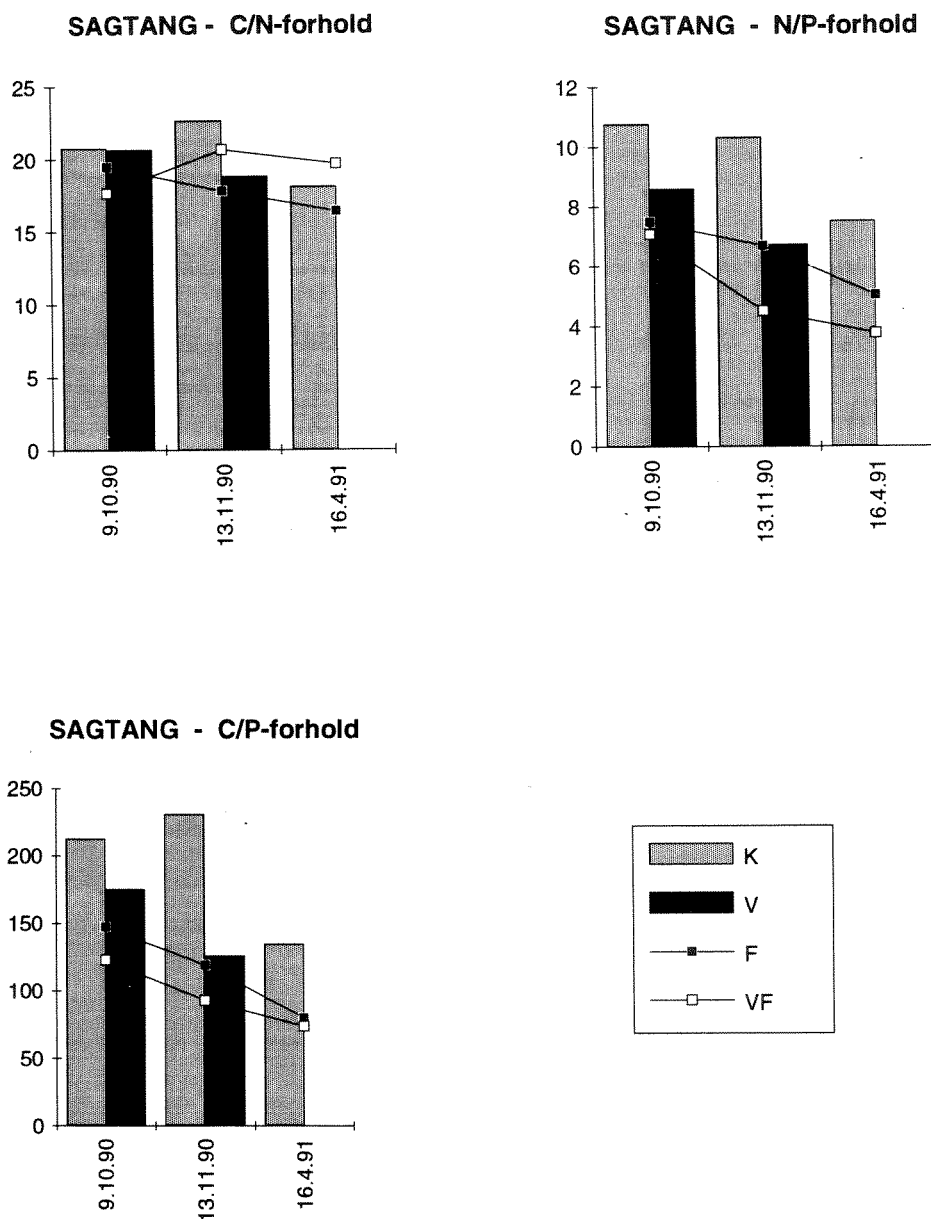
**Tabell 21.** Forskjell mellom bassengene m.h.t. C:N:P-forhold hos stortare. Det er utført parvise t-tester. ns - ikke signifikant, 0 =  $p < 0.1$ , \* =  $p < 0.05$ , \*\* =  $p < 0.01$ . - = kategori til venstre i tabell er mindre enn kategori over. + = kategori til venstre i tabellene er større enn kategori over.

	C:N			C:P			N:P		
	V	F	VF	V	F	VF	V	F	VF
K	ns	ns	ns	**-	ns	ns	**-	ns	ns
V		*+	**+		**+	**+		**+	**+
F			ns			ns			ns

Figur 59 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. Algene i V overlevde ikke vinteren. 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. (tabell 22).

**Tabell 22.** Forskjell mellom bassengene m.h.t. C:N:P-forhold i sagtang. V er ikke inkludert, da det forelå bare to målinger fra dette bassenget. 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.

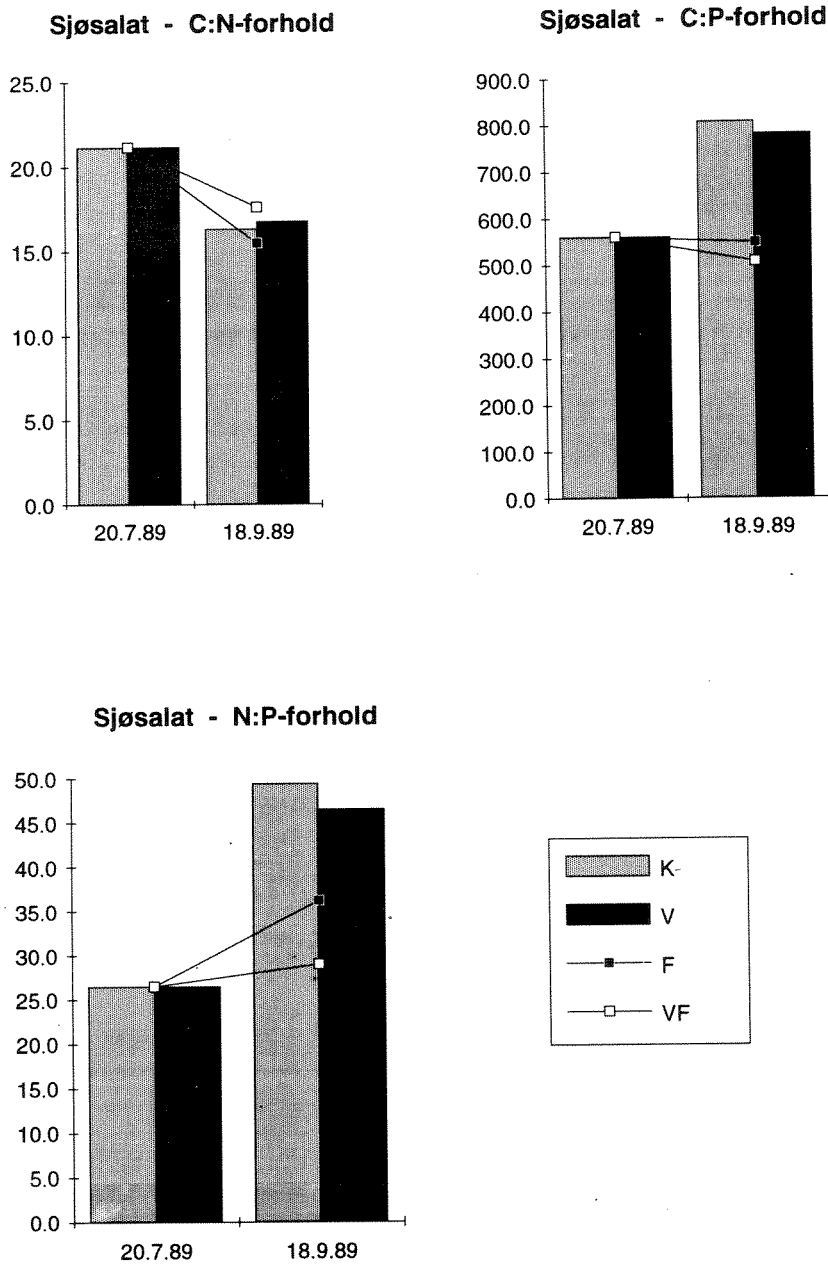
	C:N		C:P		N:P	
	F	VF	F	VF	F	VF
K	0+	ns	*+	*+	**+	**+
F		ns		*+		0+



**Figur 59.** Forholdet mellom C:N:P i sagtang i de fire kategorier basseng 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 60 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 og V, altså bassengene uten forhøyet nærings盐konsentrasjon, 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 nærings盐konsentrasjonen for PO<sub>4</sub>-P i vannet i denne perioden (figur i vedlegg). F og VF hadde over 5 mikrogram/l som ansees som øvre grense for nærings盐begrensning. Dette

resulterte i at C:P for sjøsalat i F og VF 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 og V. 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 60.** Forholdet mellom C:N:P i sjøsalat i de fire katetgorier basseng gjennom 1989 til 1991.

## 3.5. Utvalgte algepopulasjoners biologi

### 3.5.1. Vekst og dødelighet av fastsittende alger

#### *Laminaria*

##### Vekstforsøk 1:

Eksperimentelt oppsett: 3°C overtemperatur (V), fiskebelastning (F), overtemperatur + fiskebelastning (VF) og kontroll (K). Art. *Laminaria hyperborea*, stortare.

Vekst av stortare i tidsrommet november 1989 til mars 1990, er vist i figur 61.

Størst vekst de første 2 månedene ble funnet for plantene i kontrollbassenget med en gjennomsnittlig lengdeøkning på 6 cm. Derrest fulgte plantene i bassenget med varmpåslag med en tilvekst på 4 cm. Dårligst vokste plantene som var belastet med kombinert effekt av varme og fiskeoppdrett. Tilveksten for perioden januar til mars var lik for alle typer behandling, ca. 2 cm. VF lå noe over (3.5 cm), men denne snittverdien var kun basert på 2 overlevende individer.

*L. hyperborea* hadde høyere vekst i K enn i øvrige bassenger. VF kom dårligst ut med signifikant lavere vekst.

Størst dødelighet blant plantene ble observert for basseng med varmpåslag (V og VF), figur 61. Antall levende planter var etter 2 måneder redusert til hhv. 40 og 20% av utgangspopulasjonen i V- og VF-bassengene.

##### Vekstforsøk 2:

Eksperimentelt oppsett: 1°C overtemperatur (V), fiskebelastede bassenger (F), tidligere kombinert belastning (VF) og kontroll (K). Art. *Laminaria hyperborea*, stortare.

1°C overtemperatur ga liten forskjell i veksten av *L. hyperborea* (figur 62). Størst forskjell i tilvekst ble funnet innbyrdes mellom de to kontroll-bassengene og mellom tidligere varmfisk-bassenger som nå bare var eksponert for 1°C overtemperatur.

I og med store individuelle forskjeller mellom plantene, kunne det ikke påvises effekter av påvekst ved 1°C overtemperatur. Høyest dødelighet ble igjen observert for basseng med varmpåslag. Populasjonen på 18 planter var etter 4 måneder redusert til 10 og 12 planter for hhv. VF- og V-basseng.

##### Vekstforsøk 3:

Eksperimentelt oppsett: 3°C overtemperatur (V), fiskebelastning (F), overtemperatur + fiskebelastning (VF) og kontroll (K). Art. *Laminaria saccharina*, sukkertare.

Vekst av sukkertare for tidsrommet november 1989 til mars 1990, er vist i figur 63.

Størst vekst av sukkertare ble funnet for planter i basseng med varmpåslag. Gjennomsnittlig lengdeøkning i varmtvannsbasseng de 2 første månedene var ca. 9 cm. Derrest fulgte planter belastet med kombinert effekt av varmpåslag og vann fra fiskeoppdrett, med en tilvekst på 5 cm de første 2 måneder. Dårligst vokste plantene i fiskebassenget (F) med en tilvekst på 2 cm for de første 2 månedene.



For perioden januar til mars stagnerte veksten i kaldtvannsbassengene, mens tilveksten i basseng med varmepåslag ble redusert til 5 cm. Det ble ikke funnet noen forskjell i tilvekst fra 2 til 4 mnd for de to varmtvannsbassengene. Størst dødelighet ble registrert i kontrollbassenget.

Det betyr at de planter som tålte miljøet i V og VF, vokste hurtigere enn planter i kalde bassenger.

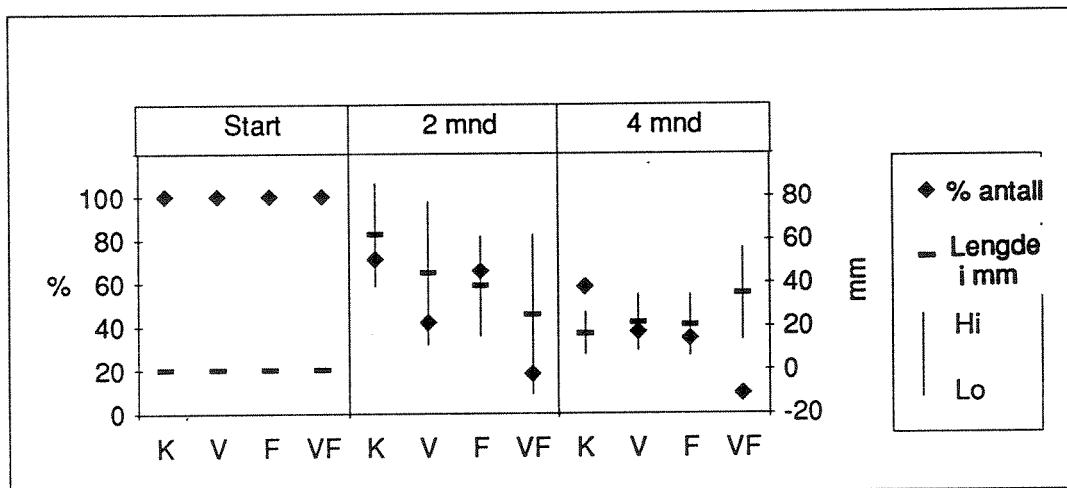
#### Vekstforsøk 4:

Eksperimentelt oppsett: 1°C overtemperatur (V), fiskebelastede bassenger (F), tidligere kombinert belastning (VF) og kontroll (K). Art. *Laminaria saccharina*, sukkertare.

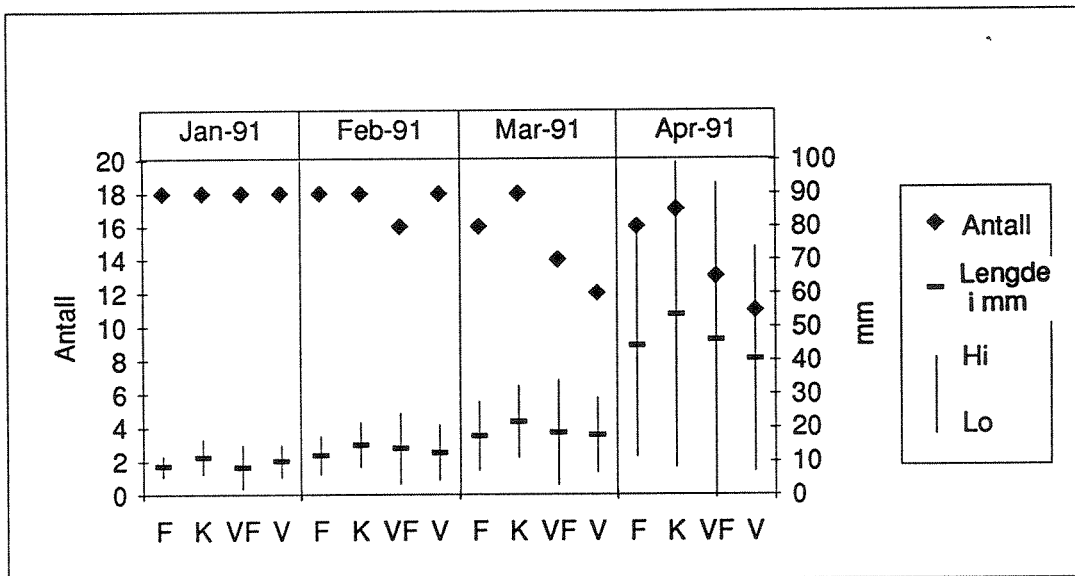
Vekst av sukkertarefor tidsrommet desember 1990 til mars 1991, er vist i figur 64.

Med 1°C overtemperatur ble veksten i kaldtvannsbassengene funnet større enn i basseng med varmepåslag. Gjennomsnittlig tilvekst de 3 første månedene var svært lav i alle bassengkategorier. Samtidig var dødeligheten høy.

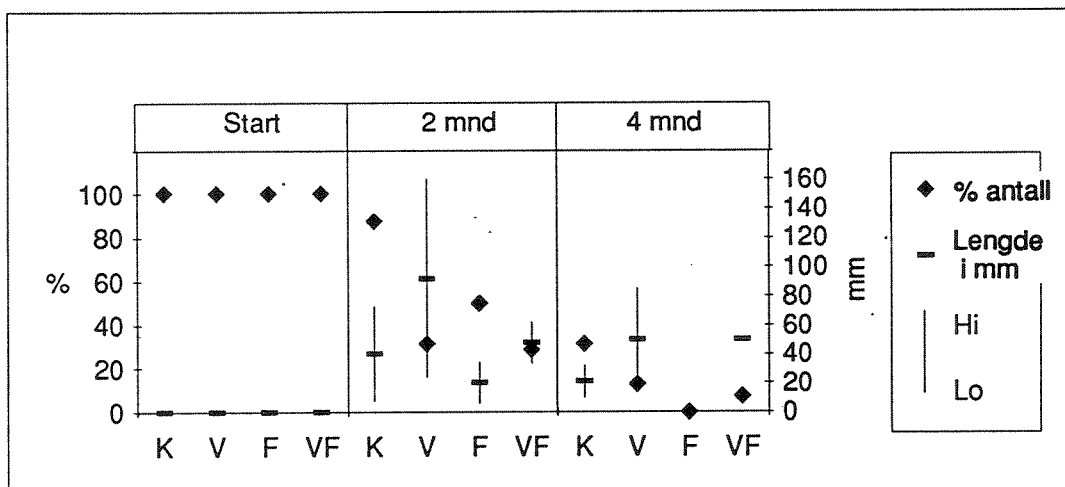
Etter 4 måneders vekst ble flest antall planter og den største tilveksten funnet i de fiskebelastede bassengene. Kontrollbassenget hadde like stor tilvekst, men dette bassenget led av stor dødelighet. Størst dødelighet ble registrert i basseng V.



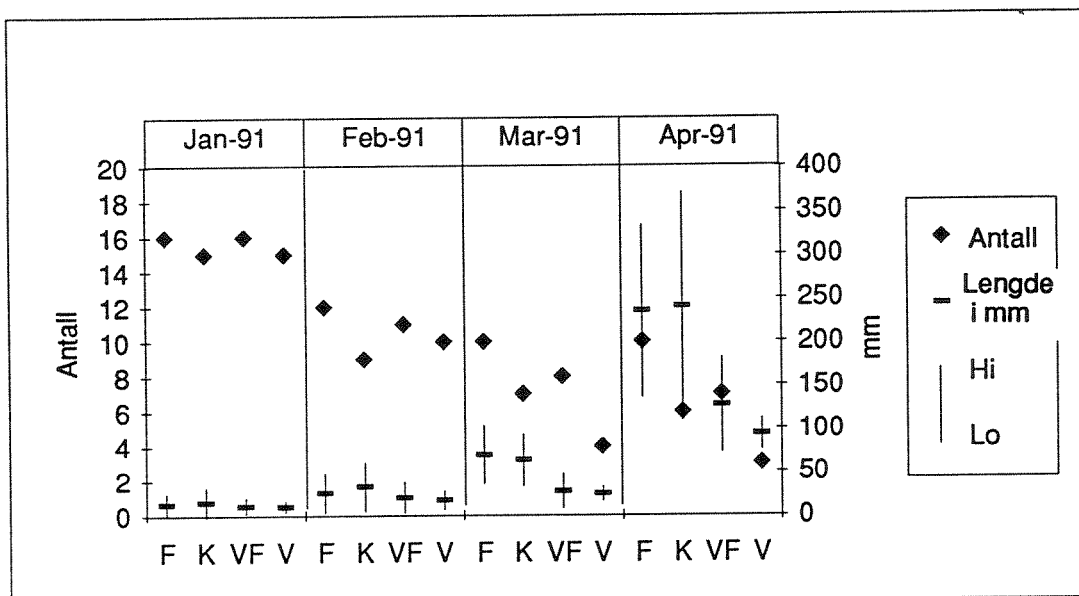
**Figur 61.** Vekst av *Laminaria hyperborea*, stortare, målt som tilvekst i mm. Vekstforsøket startet i november 89 og ble avsluttet i mars 90. Antall forsøksplanter er plottet som % av utgangspopulasjonen. Utgangspopulasjonen var K:24, V:24, F:29 og VF:22 planter. Eksperimentelt oppsett: 3°C overtemperatur (V), fiskebelastning (F), overtemperatur + fiskebelastning (VF) og kontroll (K).



**Figur 62.** Vekst av *Laminaria hyperborea*, storgro, 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. Eksperimentelt oppsett: 1°C overtemperatur (V), fiskebelastede bassenger (F), tidligere kombinert belastning (VF) og kontroll (K).



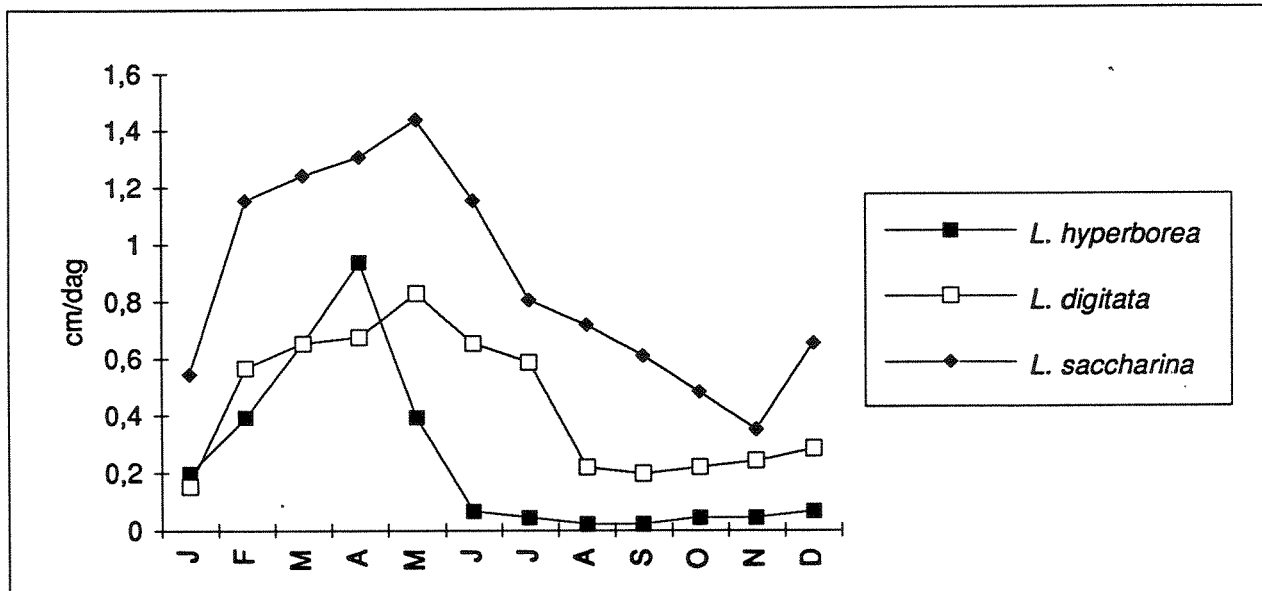
**Figur 63.** Vekst av *Laminaria saccharina* sukkertare, målt som tilvekst i mm. Vekstforsøket startet i november 89 og ble avsluttet i mars 90. Antall forsøksplanter er plottet som % av utgangspopulasjonen. Utgangspopulasjonen var K:16, V:16, F:8 og VF:14 planter. Eksperimentelt oppsett: 3°C overtemperatur (V), fiskebelastning (F), overtemperatur + fiskebelastning (VF) og kontroll (K)



**Figur 64.** Vekst av *Laminaria saccharina* sukkertare, 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. Eksperimentelt oppsett: 1°C overtemperatur (V), fiskebelastede bassenger (F), tidligere kombinert belastning (VF) og kontroll (K).

Det ble observert høy dødelighet blant *Laminaria*-plantene under alle vekstforsøkene. Størst dødelighet ble observert blant plantene utsatt for vann fra fiskeoppdrett og varmepåslag (3°C). På 2 måneder ble bestanden redusert med 75%. Lavest dødelighet ble funnet i kontrollbasseng med en dødelighet på 10% for samme periode. For sukkertare ble høyest dødelighet og samtidig størst vekst (gjenlevende planter) funnet i basseng med kombinert belastning.

Midlere vekstrater for *Laminaria*-arter sammenstilt av Kain (1979), er vist i figur 65 og viser det typiske vekstmønsteret med rask vekst fra desember til mars og så sterkt avtagende vekst utover våren. Vekstforsøkene ble gjennomført i forsøksartenes beste vekst-periode.



Figur 65. Midlere vekstrater funnet for nord-atlantiske *Laminaria* -arter til ulike tider av året.  $\Delta$  *L. saccharina*,  $\square$  *L. longicuris*,  $\circ$  *L. digitata*,  $\blacksquare$  *L. hyperborea*. Etter Kain (1979).

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 overflatelyst (Lünning & Dring, 1979). Tareskog på Helgoland stopper ved ca. 4 m. Det tilsvarer 2 - 5% av overflatelyst. 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/m<sup>2</sup> eller ca. 10 my E m<sup>-2</sup>s<sup>-1</sup>). Lysmetning nåes ved ca. 30 Wm<sup>-2</sup>. På større dyp vokser *L. hyperborea* 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.

*Laminaria digitata* og *L. hyperborea* er kaldtvannarter, og Sundene (1964) fant at veksten stanset ved ca 18°C i vannet og at temperaturer over 18 - 20°C er letale.

Selv om temperaturen under forsøksperioden langt fra kom opp mot letal grense, viste vekstforsøket at en overtemperatur på 3°C vinterstid kan gi lavere vekst og større dødelighet av stortare.

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. Fra naturen er det typisk at fingertare og stortare reduseres i størrelse ved redusert vannkvalitet. Langs en gradient fra vestlandet til Oslofjorden er det en klart avtagende plantestørrelse.

Plantene ble samlet inn i Drøbakundet, slik at flyttingen til et miljø med redusert vannbevegelse direkte kan virke negativt på plantenes vekstrate.

For vekstforsøk 2 og 4 var lystilgangen doblet, og det er noe usikkert hvordan det gjenspeilte seg i veksten i forhold til temperatur. 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.

*Laminaria saccharina* har hovedsakelig samme vekstmønster som de øvrige tareartene, men vekstperioden fortsetter mye lenger utover sommeren. *L. saccharina* vokser generelt også langt dypere enn både *L. digitata* og *L. hyperborea*.

*L. saccharina* hadde stor dødelighet i bassengene med varmpåslag, men de plantene som tålte dette vokste imidlertid mye fortere enn planter i kontrollbasseng.

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. Resultatet viser imidlertid at ved en simulert nedre grense for tare, ga et varmpåslag på 3°C økt dødelighet og reduserte veksten av stortare sterkt.

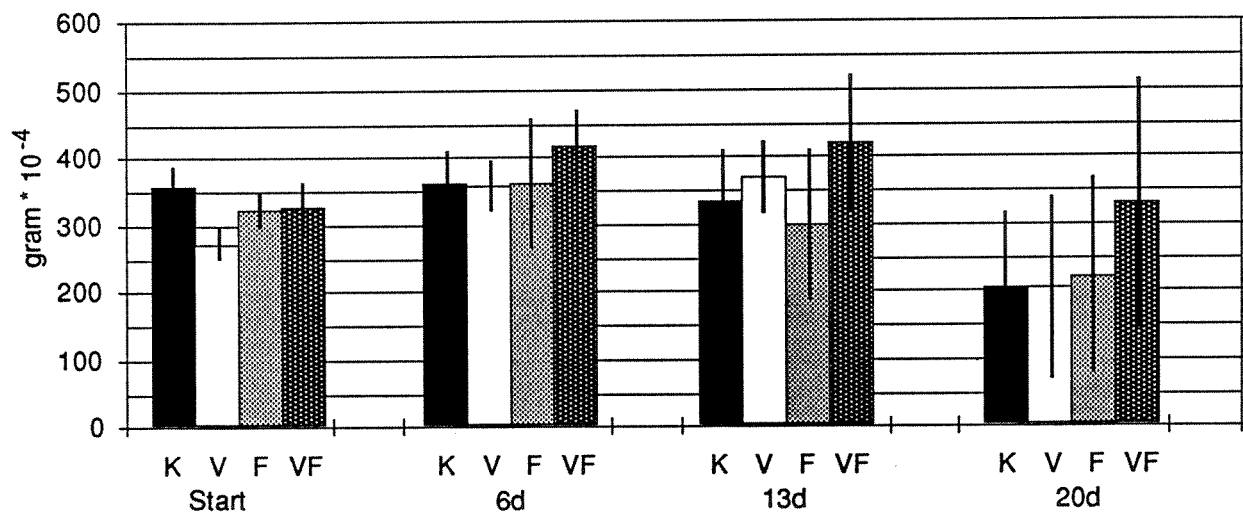
Et varmpåslag på 3°C økte også dødelighet for sukkertare, men for individer som tolererte skiftet i vanntemperatur økte veksten betydelig.

### *Ulva*

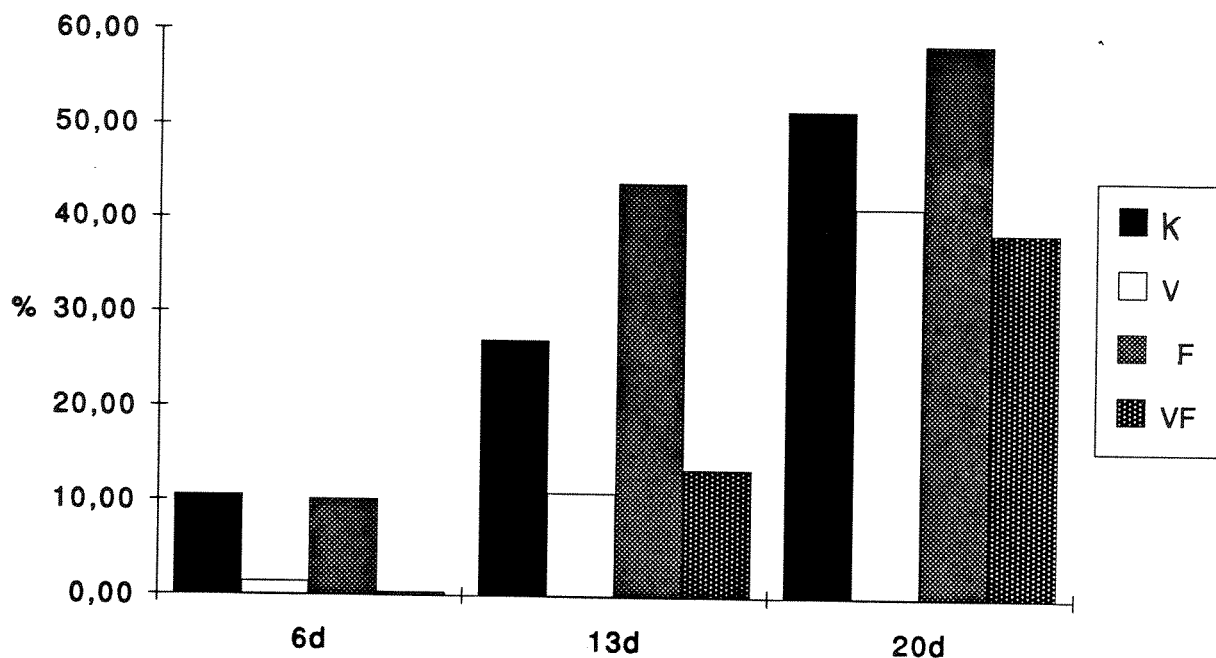
Vekst av *Ulva* målt som gjennomsnittlig vekt av 20 bladskiver over tid, er vist i figur 66. Det ble generelt funnet høyere vekst i basseng med 3°C overtemperatur enn i kaldtvannsbasseng. Sterkest vekst ble funnet for planter eksponert for både varmpåslag og vann fra fiskeoppdrett. Etter 2 uker var gjennomsnittlig vekt blitt redusert i kaldtvannsbassengene som følge av stor grad av beiting på forsøksplantene. Grad av beiting beregnet i prosent av bladarealet er vist i figur 67. Beitetrykket var etter 2 uker størst i kaldfisk-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, anslått i gjennomsnittlig prosent av bladarealet, er vist i figur 68. Resultatet viser at et varmpåslag på 3°C medførte større grad av sporulering hos *Ulva*.

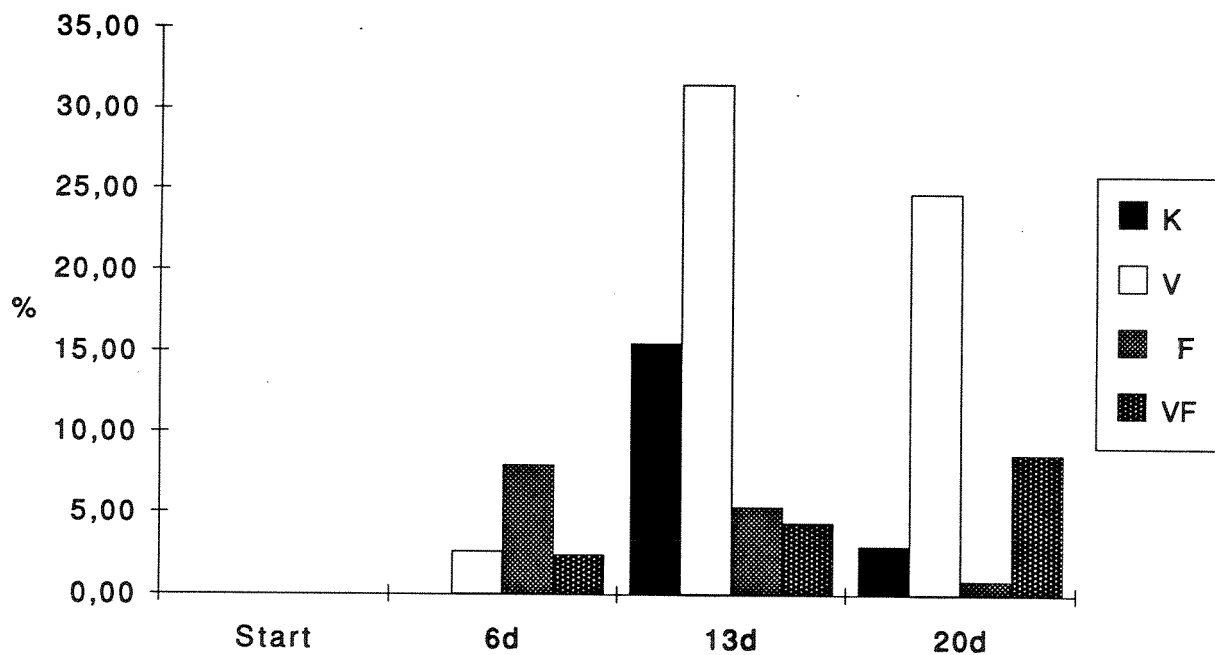
Sett på bakgrunn av *Ulva*'s vekststrategi er det sammenfall mellom disse resultatene og hva en kunne forvente. Høyere temperatur gir høyere veksthastighet og planten modnes fortere. Ved høyere vanntemperatur vil en isolert sett kunne forvente å finne sterkere vekst av *Ulva*.



**Figur 66.** Vekst av *Ulva* målt som gjennomsnittlig vekt av 20 bladskiver veiet ved start, etter 6 dager, 13 dager og etter 20 dager.



**Figur 67.** Grad av beiting i prosent av bladarealet hos *Ulva*. Grad av beiting er subjektivt anslått og oppgitt som gjennomsnittlig verdi av 20 bladskiver i hvert basseng.



**Figur 68.** Graden av sporulering i prosent av bladarealet hos *Ulva*. Grad av sporulering er subjektivt anslått og oppgitt som gjennomsnittlig verdi av 20 bladskiver i hvert basseng.

### 3.6. Utvalgte dyrepopulasjoners biologi

Den høyeste vekstraten hos trekantmark (*Pomatoceros triqueter*) ble funnet i de fiskebelastede bassengene, F og VF. De første 5 månedene av forsøket var veksten imidlertid lavere i F-populasjonen enn i K, men i den siste perioden, omtrent 1 år senere, var den ca. 4 ganger høyere. Kombinasjonen VF ga en høyere vekstrate enn K til å begynne med, men mot slutten var de omtrent like. Overtemperatur alene (V) så ut til å virke svakt negativt på vekstrate hos trekantmark. Sekkedyr (*Dendrodoa grossularia*) derimot, fikk en økt vekst i V, og dette er i samsvar med resultater fra andre undersøkelser. I begynnelsen av forsøket var dødeligheten hos V-populasjonen høy, men de gjenlevende overlevde resten av forsøksperioden. De fiskebelastede (F og VF) sekkedyrene hadde omtrent samme vekstrate som K, men dødeligheten var noe større. Vekstraten hos mosdyr (*Membranipora membranacea*) var i begynnelsen høyest hos de fiskebelastede (F og VF), men disse populasjonene var i en dårlig forfatning etter 2 måneder av forsøket. Overtemperatur alene ga den laveste dødeligheten og etterhvert bedre tilvekst enn de andre populasjonene. Eksperimentelle problemer gjør at resultatene fra mosdyrforsøket ikke bør tillegges for stor vekt. Rur (*Balanus balanoides*) hadde den kraftigste tilveksten i bassengene med kombinert varme- og fiskebelastning, men også den høyeste dødeligheten. F og V hadde en høyere tilvekst enn kontrolldyrene. Overlevelsen var best hos de rur som var utsatt for overtemperatur alene.

Vekstrate hos harpeskjell (*Chlamys opercularis*) fra K og V var tilnærmet normal sett i forhold til andre undersøkelser. F- og VF-populasjonene hadde signifikant lavere vekst, sannsynligvis på grunn av nedslamming. Overlevelse var høyest i K-bassengene, primært første sommeren. Overtemperatur virket negativt på vekst hos blåskjell (*Mytilus edulis*), til tross for positiv virkning på energibalansen i vinterperioden. Hos eremittkreps (*Pagurus bernhardus*) var veksten lavere i bassengene med overtemperatur (V og VF) enn i K, men bare VF viste lavere fødeopptak. Dette kan ha sammenheng med appetitt. Dødeligheten var jevnt over også størst i bassengene med varmepåslag, sannsynligvis gjennom større predasjon fra strandkrabber (*Carcinus maenas*). Det er derfor usikkert om tilsynelatende lavere vekst i varme bassenger egentlig skyldtes størrelses-selektiv predasjon. Rekruttering av sjøstjerner (*Asterias rubens*) var størst i F og VF, men med klart høyest gjennomsnittsstørrelse i K. Sjøpinnsvin (*Psammechinus miliaris*) viste lavere gjennomsnittsstørrelse i KF og VF enn i K og V.

Hos harpeskjell (*Chlamys opercularis*) og blåskjell (*Mytilus edulis*) var filtreringshastigheten sesongavhengig og med lavest aktivitet om vinteren. Akklimatisering dempet virkningen av overtemperatur på filtrering i august. I februar var temperaturen for lav til full akklimatisering, men temperaturpåslaget muliggjorde dette. Derved hadde V-populasjonene betydelig høyere vinterfiltrering og derved også næringsopptak enn K-populasjonene for begge artene. Oksygenforbruk i den samme perioden var langt mindre påvirket. Konklusjonen er at temperaturpåslaget satte begge disse artene i et forbedret nærings-situasjon i den kalde årstiden, men hadde ingen klar virkning i den varme årstiden. Belastning fra oppdrett ga klart redusert filtreringshastighet, men dette ble delvis kompensert ved forhøyet mengde suspenderte partikler i vannet. Næringsopptak hos eremittkreps (*Pagurus bernhardus*) var entydig lavere ved kombinert belastning, mens varme og vann fra oppdrett hver for seg ikke ga utslag.



### 3.6.1. Vekst og dødelighet - fastsittende dyr

Forsøket inkluderte følgende arter:

<i>Pomatoceros triqueter</i>	(trekantmark)
<i>Balanus</i> sp.	(rur)
<i>Membranipora membranacea</i>	(mosfyr)
<i>Dendrodoa grossularia</i>	(sjøpung)
<i>Mytilus edulis</i>	(blåskjell)
<i>Chlamys opercularis</i>	(harpeskjell)
( <i>Pecten maximus</i> )	(stort kamskjell)

Endring i forekomst av øvrige arter er kun dekket gjennom analysen av total begroing på utvalgte stein (kap. 3.2).

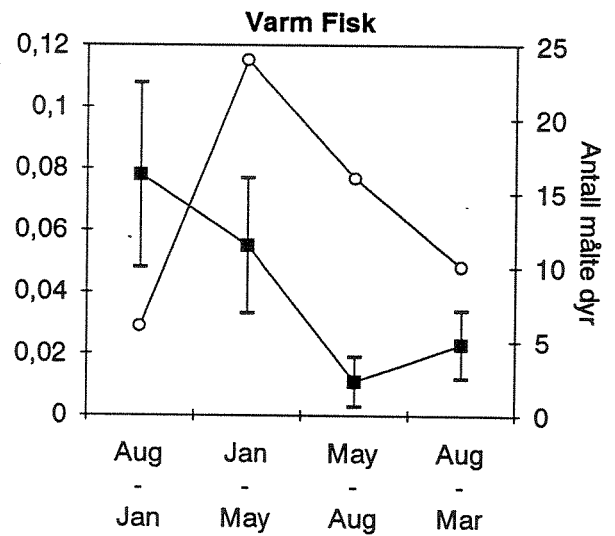
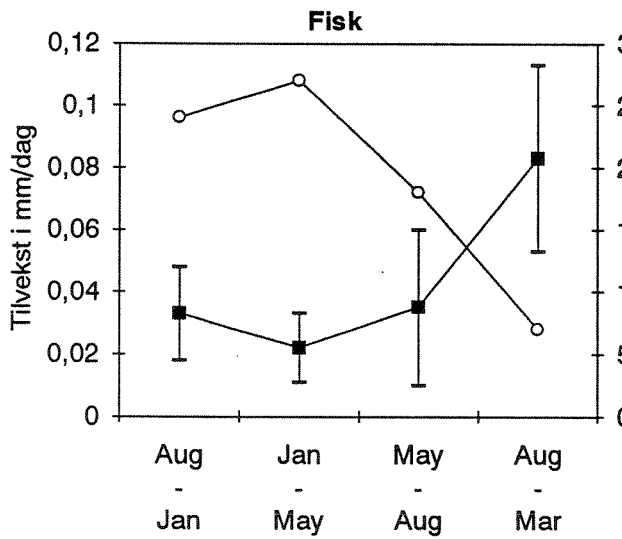
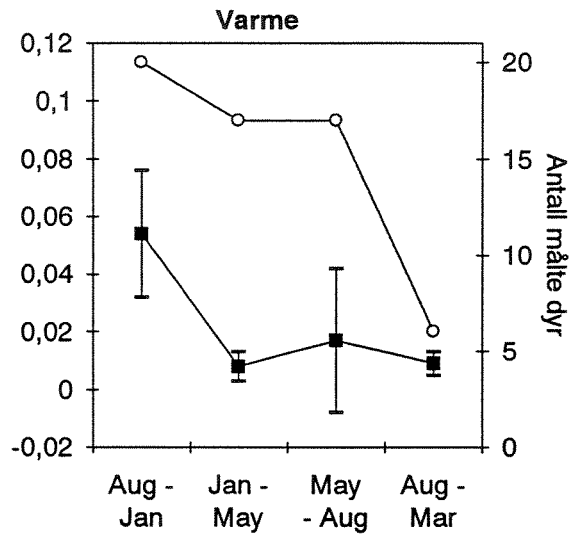
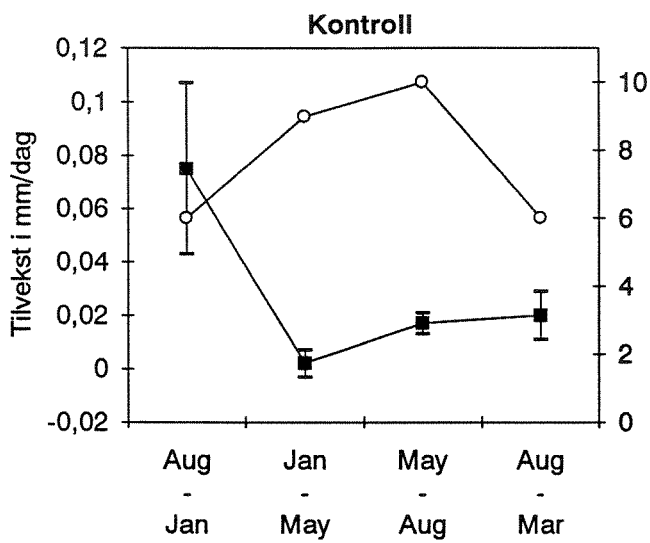
Studiene av kamskjell og harpeskjell ble basert på populasjoner av små skjell levert fra et oppdrettsanlegg og holdt i bur i bassengene. Kamskjell hadde en meget høy dødelighet i alle bassenger. Noe av årsaken var at de skadet hverandre i burene, men også etter at de ble plassert på beskyttet sedimentbunn var dødeligheten stor. Ingen individer overlevde frem til belastningen ble startet, og undersøkelsene ble konsentrert om harpeskjell.

Målinger av vekst og dødelighet på andre fastsittende dyr baserer seg på utstrakt bruk av fotografisk registrering.

#### Trekantmark (*Pomatoceros triqueter*)

Underveis i forsøkene ble det registrert at de dyrene som vokste på kanten av kassene på bunnen av bassengene, var utsatt for en meget høy dødelighet. Denne skyldtes predasjon av eremittkreps og strandkrabber, se kapittel 3.6.2. Etterhvert var det så få igjen av de opprinnelige dyrene at det ble umulig å få noen brukbare vekstdata ut fra bildene. De resultater som blir presentert og diskutert her stammer derfor fra målinger av de populasjoner som ble etablert på hyller i bassengene den 25/8-89. Forsøksperioden strakk seg over 20 måneder, fra august 1989 til mars 1991. En oversikt over alle vekstmålinger på trekantmark er gitt i vedlegg III 4.

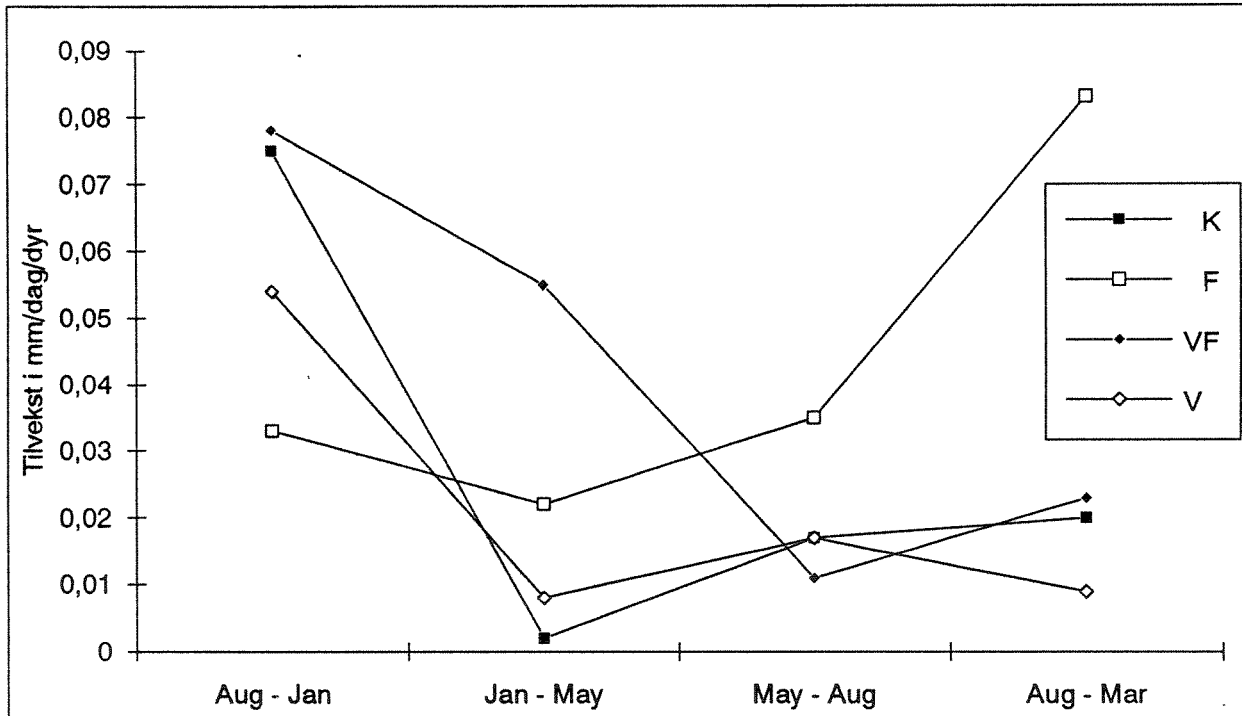
De individuelle vekstforskjellene innenfor populasjonene var ganske store, og dette er uttrykt ved standardavviket i figur 69, hvor også antall dyr som er målt vises. Trekantmark lever av å filtrere næringspartikler fra vannet, og dyrets plassering i forhold til vannstrømmer og andre konkurrerende individer kan ha stor betydning for næringstilgangen. På en ujevn flate, som steinene i dette forsøket, og med en høy densitet av dyr, vil alltid noen individer ha en gunstigere plassering enn andre har. Det vil være naturlig å anta at dette er en bidragende årsak til de individuelle vekstforskjellene.



**Figur 69.** Trekantmark. Gjennomsnittlig tilvekst i mm/dag/dyr i fire tidsintervall, standardavvik og antall dyr som ble målt. Parallellene er slått sammen.

For lettere å kunne sammenligne tilvekstkurvene, er de vist sammen i figur 70, og man kan her se at det var store forskjeller allerede etter de fem første måneder av forsøket. Det var særlig F som skilte seg ut med en signifikant lavere tilvekst enn de andre tre bassengtypene. V hadde også en dårligere tilvekst enn K og VF, men på et lavere signifikansnivå ( $p < 0.1$ ).

I løpet av vintermånedene sank veksten i samtlige bassenger, men i sterkt varierende grad. De ikke-fiskebelastede bassengene, K og V, hadde tilnærmet nullvekst, og signifikant lavere enn det F og VF hadde. I VF hadde veksten avtatt kraftigere enn i F, men den var fortsatt signifikant høyere.

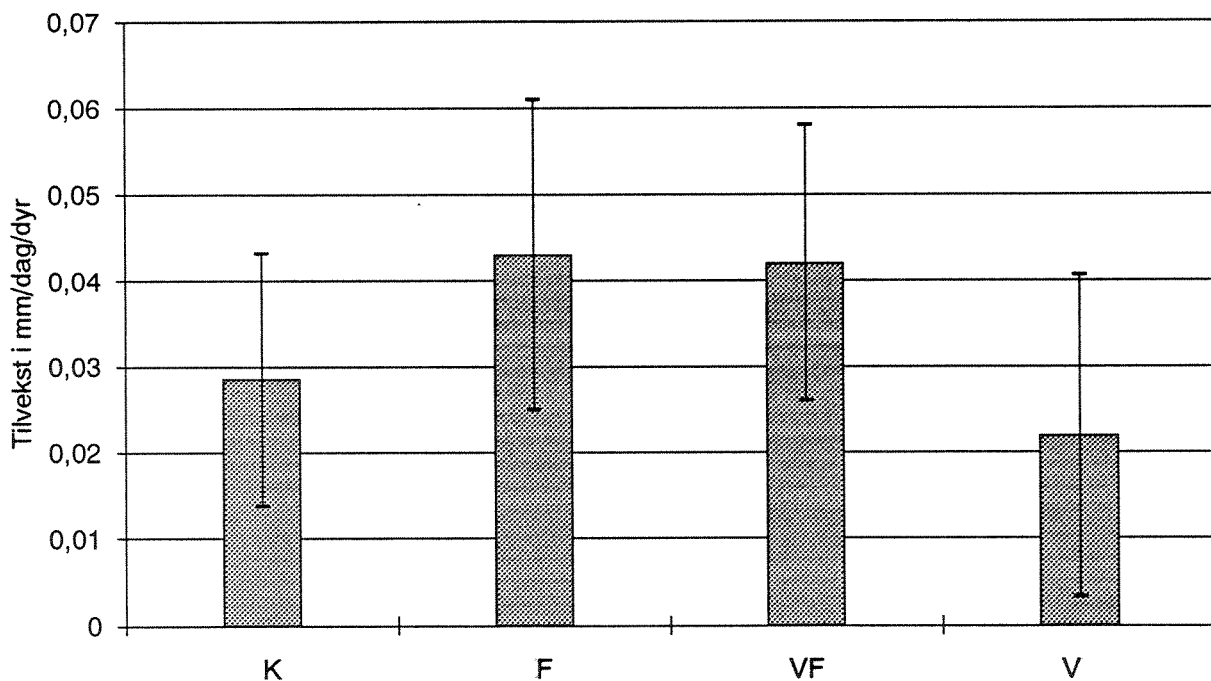


**Figur 70.** Trekantmark. Gjennomsnittlig tilvekst i mm/dag/dyr i fire tidsintervall. Parallellene er slått sammen.

I sommermånedene økte tilveksten for samtlige bassenger unntatt VF som i perioden hadde den dårligste tilveksten av alle. Nå hadde, i motsetning til tidligere i forsøkene i den kraftigste tilveksten som var signifikant høyere enn VF ( $p < 0.05$ ) og noe høyere enn V ( $p < 0.1$ ). Mot slutten av sommeren hadde bildet altså snudd seg totalt i forhold til høsten før, og trenden var også noenlunde stabil resten av forsøksperioden.

Fra august til mars var tilveksten i F meget kraftigere ( $p < 0,001$ ) enn i de andre bassengene. VF hadde en svak økning og hadde ikke lenger den laveste tilveksten, men lå nå omtrent på nivå med K. V var den eneste som hadde en nedgang i perioden og dens tilvekst var nå lavest. Forskjellene mellom VF, V og K var imidlertid ikke signifikante.

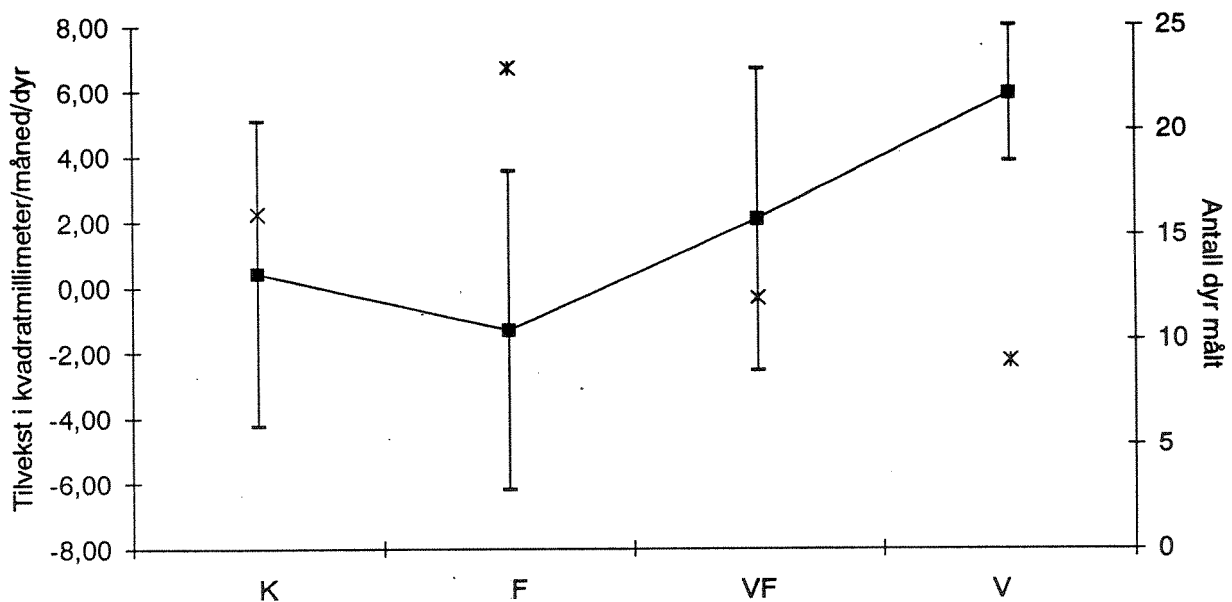
Sett over hele perioden hadde de fiskebelastede bassengene, F og VF den største tilveksten (figur 71). Trekantmark er tilpasset omgivelser som er utsatt for neslamming (Hiscock, 1985), og det virker som om de har klart å trekke fordel av den økte tilgang på partikler/næring i de fiskebelastede bassengene.



**Figur 71.** Trekantmark. Gjennomsnittlig tilvekst i mm/dag/dyr, samt standardavvik for hele forsøksperioden.

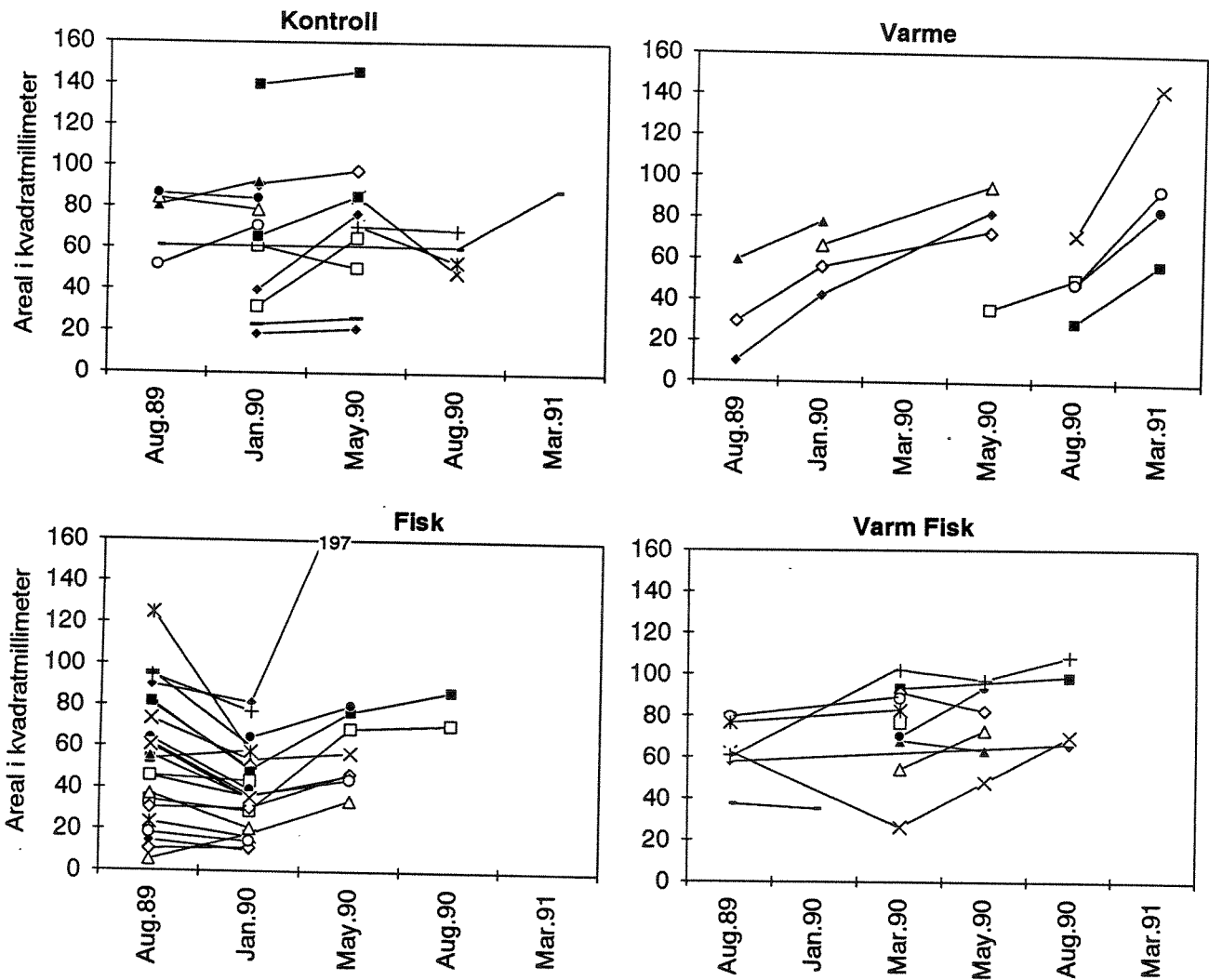
## Sekkedyr (*Dendrodoa grossularia*)

I motsetning til trekantmarken hadde sekkedyrene sin største tilvekst i de bassengene som ble tilført varmtvann (figur 72). V hadde best tilvekst, og den var signifikant høyere enn i K og F ( $p < 0.05$  resp.  $p < 0.001$ ), mens VF ikke var signifikant forskjellig fra noen av de øvrige kategoriene. (Resultatene baserer seg på en variansanalyse med prosentvis vekst hos hvert enkelt dyr som den avhengige variabel). K hadde nærmest null-tilvekst, og i F var den gjennomsnittlige forandringen negativ (her var det mot slutten meget få dyr igjen). En multippel rangeringstest ("multiple range analysis") delte opp bassengene i to hovedgrupper med K og F i den ene og V i den andre gruppen. VF dannet en mellomgruppe med sterkest tilhørighet til kaldtvannsgruppen. Forsøk fra England har vist en økt tilvekst hos sekkedyr (*Ciona intestinalis*) fra områder med kjølevannsutslipp, sammenlignet med populasjoner fra andre nærliggende områder (Naylor, 1965). Raskere vekst, tidligere død og hurtigere generasjonssuksessjon synes å være karakteristisk for de sekkedyr, innenfor samme art, som lever i varmere vann (Millar, 1971). Men Millar mener også at temperatur er en mindre kritisk faktor for dødelighet hos sekkedyr enn det saltholdighet og substrat er. Figur 72 viser gjennomsnittlig tilvekst i  $\text{mm}^2$  pr. måned for de fire kategoriene gjennom hele prøveperioden.



**Figur 72.** Sekkedyr (*Dendrodoa grossularia*). Gjennomsnittlig tilvekst i  $\text{mm}^2/\text{dyr}/\text{måned}$ , standardavvik og antall dyr som ble målt. Parallellene er slått sammen.

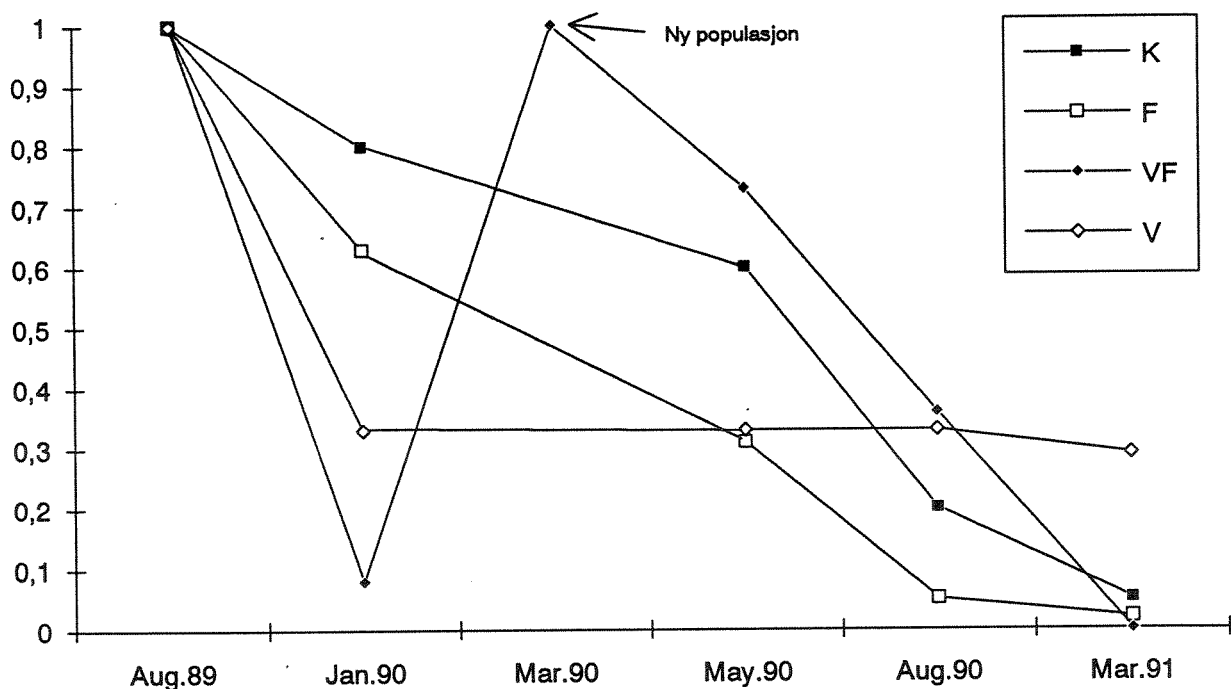
For å gi en bedre oversikt over spredningen i materialet, antall dyr som er målt og når på året veksten foregikk, er vekstkurvene for hvert enkelt av dyrene presentert i figur 73. Man kan fra figuren se at flere av dyrene (unntatt i V) i perioder har hatt en negativ vekst. Dette gjorde seg særlig gjeldende i de perioder av året som næringstilgangen er dårlig, men også i de mer produktive måneder ble det registrert negativ vekst i F og K. Sekkedyr kan under visse betingelser ha negativ vekst (pers. obs.).



Figur 73. Sekkedyr (*Dendrodoa grossularia*). Veksten hos hvert enkelt av de målte dyrene gjennom forsøksperioden. Parallellene er slått sammen.

Samtidig med areal ble også siphonavstanden målt. Det ser imidlertid ut til at dyrene, i varierende grad, har reagert på aktivitetene i vannet ved fotograferingen, og dette førte til at enkelte av dem trakk seg sammen. Ved sammentrekning vil siphonene normalt føres nærmere hverandre og avstanden mellom dem følgelig bli et dårlig uttrykk for vekst. Feilkilden er så stor at resultatene fra disse målingene ikke er vurdert. Sekkedyrenes areal påvirkes ikke ved sammentrekning.

Dødeligheten er beregnet etter antall registrerte dyr på bildene ved hver prøvetaking. I mange tilfeller er det forskjell på antallet registrerte og antallet målte dyr på hver lokalitet. Dette kommer av at det nesten alltid var noen dyr som var helt eller delvis nedslammet eller overgrodd og av den grunn ikke kunne måles. Det ble ved to anledninger tatt bilder av nye dyr i VF og V for å ha materiale nok ved vekstmålingene. Dette er tatt hensyn til ved beregningen av relativ dødelighet i de forskjellige basseng som er vist i figur 74.



Figur 74. Sekkedyr (*Dendrodoa grossularia*). Relativ dødelighet i de fire bassengkategoriene gjennom forsøksperioden. Parallellene er slått sammen.

Dødeligheten første vinteren var høy, særlig i V og VF. De gjenlevende i V klarte seg imidlertid bra resten av forsøket. En ny populasjon ble fotografert i VF, men også denne hadde en relativt høy dødelighet ut resten av prøveperioden. De kalde bassengene F og K, har ganske parallelle kurver med en noe høyere dødelighet i F. Denne arten sekkedyr trives best i eksponerte områder, og årsaken til den høye dødeligheten kan være at den ikke er tilpasset den høyere graden av nedslamming som var her i forhold til de ikke fiskebelastede bassengene. De overlevende vokste omtrent like bra som kontrolldyrene, og det kan ha sin forklaring i at de vokste på områder av steinene som var mindre utsatt for nedslamming. Ved siste prøvetakingsdato, omtrent 1 1/2 år etter starten, var nesten alle dyrene borte, unntatt i V. Denne sekkedyrarten har normalt en levetid på 1.5 - 2 år, og vi vet ikke hvor gamle de var i begynnelsen av forsøket siden de fulgte med

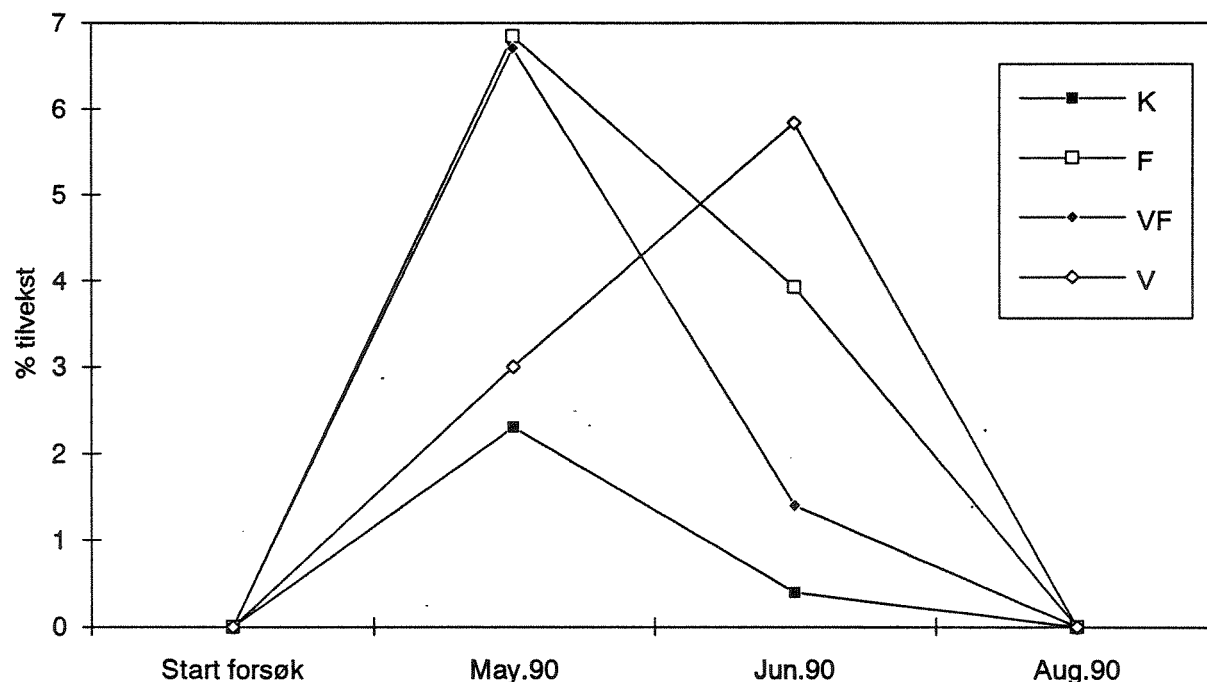
steinene fra Jomfruland. Her må vi imidlertid gå ut fra at bassengene hadde en nokså lik fordeling med hensyn til alder på dyrene.

Tatt i betraktning det lave antall dyr som ble vekstmålt, må man være forsiktig med å trekke for klare slutninger ut av materialet. Det ser imidlertid ut som om dyrene i V har hatt de beste forholdene både når man ser på dødelighet og vekst. Riktignok døde mange dyr den første vinteren, men antallet stabiliserte seg etterhvert, og de som overlevde hadde tilvekst gjennom hele perioden.

#### Mosdyr (*Membranipora membranacea*)

Vekst hos mosdyr er presentert som prosent tilvekst fordi koloniene ved starten av forsøket var av forskjellig størrelse. Den faktiske størrelsen i mm<sup>2</sup> for hver koloni er vist i vedlegg III 5.

K hadde den dårligste tilveksten gjennom perioden og F hadde den høyeste (figur 75). Det var en høy dødelighet i samtlige basseng (tabell 23) og allerede i august var samtlige kolonier døde. Det var særlig K som var utsatt tidlig i forsøket, mens V var den som klarte seg best gjennom sommeren, noe som også avspeiler seg i vekstresultatene.



**Figur 75.** Mosdyr (*Membranipora membranacea*). Gjennomsnittlig prosentvis tilvekst av koloniene. Parallellene er slått sammen.



Tabell 23. Mosdyr - kumulativ dødelighet (antall kolonier).

Kumulativ mortalitet (%)	Kontroll	Fisk	Varmfisk	Varme
Mai -90	33	0	0	0
Juni -90	50	40	50	20
August -90	100	100	100	100

Dette forsøket led under en høy dødelighet tidlig i fasen, og det eksperimentelle oppsettet får ta noe av skylden for det. Mosdyret (*M. membranacea*) trives best i strømmende vann som tilfredstiller dens krav til næring og oksygen. Undersøkelser har indikert at arten har sitt optimum ved strømhastigheter på 1 - 1.5 m/s (Ryland, 1970). I bassengene ble gjennomsnittlig strømhastighet målt til 0.2 m/s. Dette tilsvarer i teorien 0.4 m/s i det området hvor mosdyrene var plassert (strømhastigheten vil i praksis være noe lavere pga. friksjon mot karveggen). Til tider var også planktonduken på rørendene nedslammet, og dette begrenset vannsirkulasjonen over koloniene. De laminabiter som koloniene vokste på, var også begynt å råtne på slutten av forsøksperioden, slik at man kan anta at dette bidro til den høye dødeligheten mot slutten.

#### Rur (*Balanus balanoides*)

Ved siste prøvetaking, 15 måneder etter forsøksstart, var det kun ett levende dyr igjen (i kontroll) og dette var da omtrent 2 år gammelt. Ved starten var det ett av de minste dyrene. *B. balanoides* lever normalt i ca. 2 -, sjeldnere 3 år (Nilsson-Cantell, 1978). Totalt ble 26 rur fotografert, og etter ett år var 50% av dem døde. En oversikt over alle målingene er gitt i appendiks.

I tabell 24 kan man se at forskjellen i størrelse var stor ved forsøksstart i januar 1990, med de største i VF og de minste i K. Ettersom sjøvannstilførselen til bassengene startet opp våren 1989, og rur slår seg ned tidlig om sommeren, må alle dyrene ha vært av samme generasjon. Dette betyr at VF har hatt en mange ganger større tilvekst enn K, og omtrent den dobbelte av hva de andre belastede bassengene hadde. Varme hadde den laveste dødeligheten gjennom mesteparten av forsøket, og det kan ha sammenheng med at det var her en registrerte den minste dekningsgrad av blågrønnalger.

Tabell 24. Gjennomsnittlig størrelse med standard avvik hos rur i begynnelsen av forsøksperioden og prosent døde dyr etter ca. et år.

RUR	Kontroll	Fisk	Varmfisk	Varme
Snitt størrelse ved start (mm <sup>2</sup> )	44,4 st.avvik= 17,1	74,6 st.avvik= 27,3	172,3 st.avvik= 42,5	92,4 st.avvik= 33,3
% døde etter ca. 1 år	43	80	100	17

En mulig forklaring på den høye dødeligheten i F og VF kan være at de ble overgrodd eller utkonkurrert av andre organismer. Overgroing er fra litteraturen kjent som en faktor som påvirker dødelighet hos rur (Stubbings, 1975). I F, VF og K, som viste den høyeste dødeligheten, ble det i den samme perioden registrert innslag av blågrønnalger (kap. 3.3.2).

Vekstmålingene av rur indikerte at K hadde en bedre tilvekst enn V (tabell 25). Gjennomsnittsstørrelsen i K var imidlertid i utgangspunktet under halvparten av den i V, og man vet fra tidligere undersøkelser at små rur vokser raskere enn de større (Crisp og Bourget, 1985).

Hos F og VF var dødeligheten så stor at vekstmålingene ikke er brukbare. Men siden vi vet at dyrene må ha vært omtrent like gamle, kan vi konstatere at de belastede bassengene, og spesielt VF, har hatt den høyeste tilveksten.

Tabell 25. Rur, vekst i mm<sup>2</sup>/måned for kontroll og varme, samt hvor mye veksten tilsvarer i prosent av opprinnelig størrelse (størrelse ved forsøksstart).

Rur	KONTROLL		VARME	
	mm <sup>2</sup> /mån.	% av opprinnelig størrelse	mm <sup>2</sup> /mån.	% av opprinnelig størrelse
1	0,5	0,7	0,9	0,9
2	2,8	6,3	0,9	1,2
3	2,6	5,7	0,6	1,5
4	0,7	3,6	1,1	0,9
5	1,8	3,9	2,2	1,7
6	2,7	4,5	2,6	3,0
snitt	1,9	4,1	1,4	1,5

For å få en bedre oversikt over vekst og mortalitet hos de forskjellige gruppene, er de forskjellige belastningenes effekt i forhold til resultatene i K sammenfattet i tabell 26. Tabellen gir et noe forenklet bilde sammenlignet med det som står i teksten.

Tabell 26. En forenklet oversikt over effekten av de tre belastningsformene på vekst og dødelighet i forhold til resultatene i K. "+" betyr økt effekt og "-" avtagende. Hvis symbolet står i parentes, var effekten svak.

Vekst	F	VF	V
Sekkedyr	(-)	(+)	+
Trekantmark	+	(+)	(-)
Mosdyr *	+	+	+
Rur**	(+) / ?	+ / ?	+ / -
<b>Mortalitet</b>			
Sekkedyr	+	+	-
Mosdyr*	-	-	-
Rur	+	+	-

\*) Eksperimentelle problemer. \*\*) Effekt innen forsøksstart/ effekt under forsøket (se tekst)

### *Chlamys opercularis*

Figur 76 viser skallvekst hos harpeskjellpopulasjonene fra belastningsstart april 1989 og til mai 1990. Skallstørrelsen ble målt som gjennomsnitt av høyde og lengde på skallet. K-populasjonene viste rask vekst frem til februar 1990 (10 mnd), med en gjennomsnittlig økning i skallstørrelse på 55% (tabell 27). Deretter flatet vekstkurven ut. Denne avflatingen ble også funnet i F-populasjonene i samme periode. For de to kjølevannsbilastede populasjonene stopper måleserien i februar 1990 fordi dødeligheten deretter frem til mai var 100%. Skjellene i V-bassengene hadde likevel samme veksthastighet som de i K-bassengene. F- og VF-populasjonene hadde signifikant

lavere veksthastighet enn disse ( $p < 0.01$ ). VF-populasjonen hadde også signifikant lavere vekst enn F ( $p < 0.05$ ), med økning i skallstørrelse på kun 20% fram til februar 1990 (tabell 27).

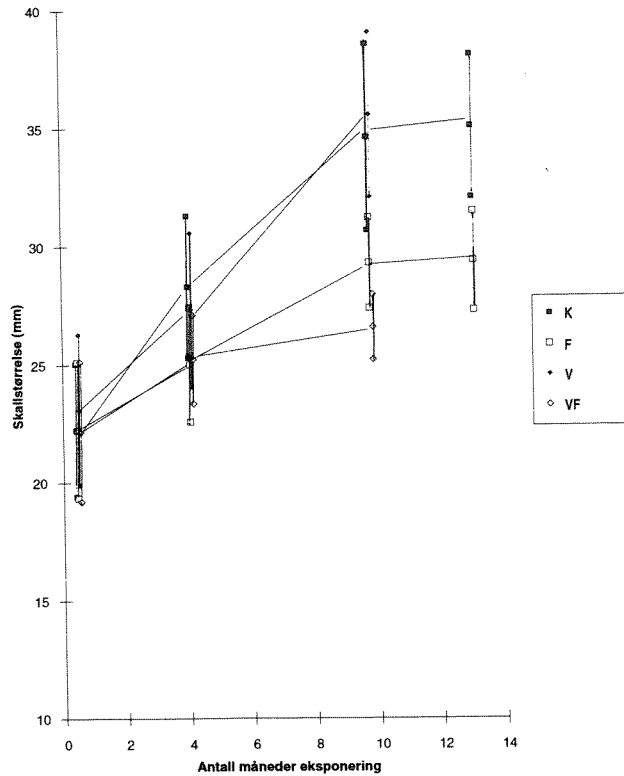
Dette viser at den forventede økte tilgangen på næring i form av fôrspill fra fisken ikke ble utnyttet av skjellene til øket vekst. Vannet fra fiskekarene hadde i stedet klar negativ innvirkning. Mulige faktorer som kan ha forårsaket dette er nedslamming, redusert oksygeninnhold i vannet eller redusert pH. Av disse ansees nedslamming som viktigste faktor, idet målingene viste at verken oksygeninnhold eller pH falt til betenkelige verdier i F- og VF-bassengene. Inspeksjon viste en klart større nedslamming av skjellene i disse bassengene enn i K og V.

Videre viste resultatene at temperaturøkning alene ikke hadde noen innvirkning på vekst hos harpeskjell. Temperaturøkning samtidig med belastning fra fiskeoppdrett ga imidlertid forsterket (synergistisk) negativ effekt i forhold til oppdrett alene, i perioden august 1989 til februar 1990.

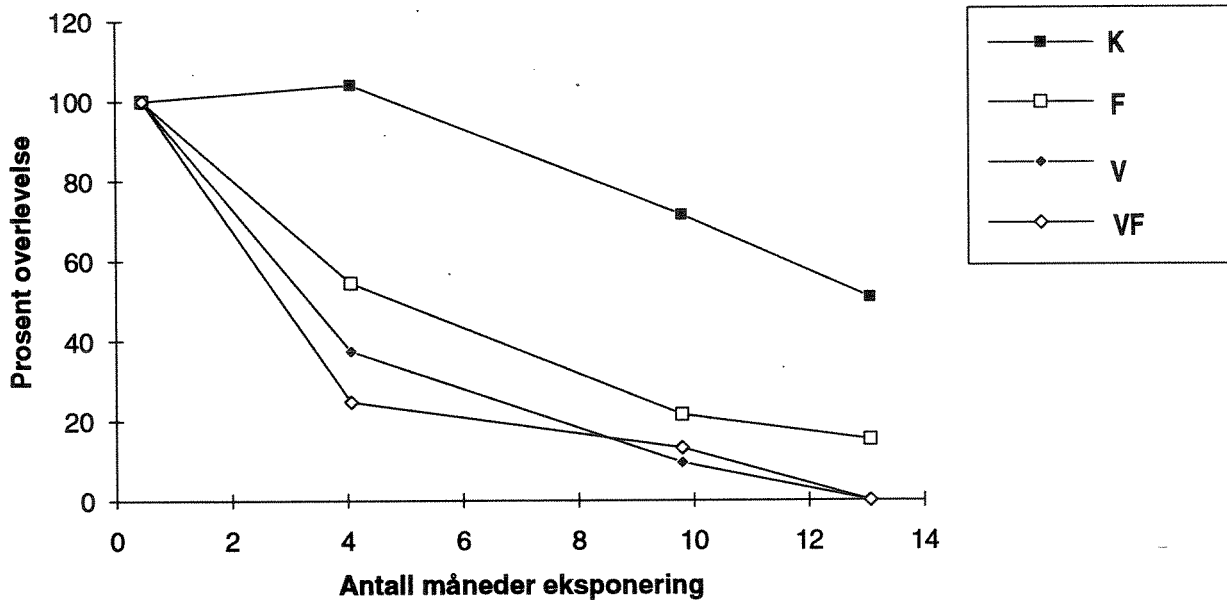
**Tabell 27.** Gjennomsnittlig økning i skallstørrelse for *Chlamys opercularis* over 298 dager i % av utgangsstørrelse. Forskjell i forhold til K er gitt: \*\*:  $p < 0.01$ .

Behandling	Prosent vekst	Signifikans vs K
K	55	
F	32	**
V	54	
VF	20	**

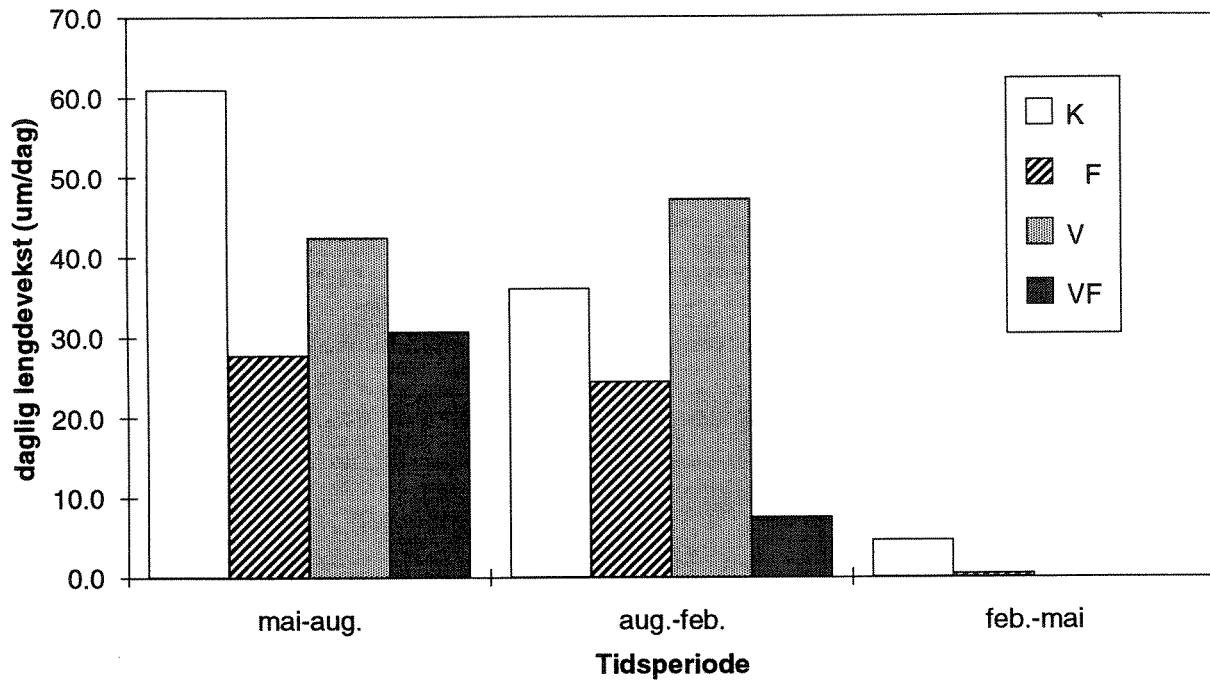
Prosent overlevelse hos harpeskjellene i forhold til utgangspopulasjonen er vist i figur 77. Kontrollpopulasjonen hadde en dødelighet på noe over 50% i hele perioden. De øvrige populasjoner hadde betydelig høyere dødelighet, og V- og VF-populasjonene viste 100% dødelighet i mai 1990. Figuren viser at dette skyldes forskjell i dødelighet første sommerperioden (april - august 1989). I denne perioden var det ingen dødelighet i kontrollpopulasjonene, men fra 40 til 80% i de belastede, mest i V og VF. Etter denne perioden var overlevelsen omtrent lik i alle populasjonene. Resultatene tyder på at varmepåslaget i den varme årstid har gitt temperatur opp mot artens tålegrense, men også at nedslamming har hatt størst innvirkning i denne perioden.



Figur 76. Vekst hos harpeskjell (mm skallstørrelse). Verdiene angir gjennomsnitt  $\pm$  st.feil for hver populasjon.



Figur 77. Dødelighet hos harpeskjell i prosent av utgangspopulasjonen.



**Figur 78.** Daglig skallvekst (mm/døgn) hos harpeskjell over forskjellige perioder av året.

Ut fra målingene er daglig vekst beregnet for de forskjellige periodene av året (figur 78). Høyeste vekstrate (61  $\mu\text{m}/\text{dag}$ ) ble funnet i kontrollpopulasjonen i sommerperioden. Samme vekstrater (50 - 100  $\mu\text{m}/\text{dag}$ ) er funnet for harpeskjell utsatt i bur ved Firth of Clyde, UK (Richardson et al. 1982). Dette viser at K-populasjonen har hatt en tilnærmet normal vekst i denne perioden. Veksten var lavere i høst - vinterperioden og mye lavere våren etter. I V-populasjonen var dagveksten mindre i mai-august og altså dødeligheten langt høyere enn i K. I august - februar var veksten høyere i V enn i K. Dette samsvarer med de fysiologiske målingene (kap. 3.6.3.) som viser klart større evne til næringsopptak i V enn i K på vinteren, samtidig med at næringstilbudet i form av suspenderte partikler ikke var forskjelling i de to behandlingene.

Konklusjonen er at skallveksten hos harpeskjell ikke ble påvirket av varmpåslaget i sommerperioden, til tross for stor dødelighet, og at varmpåslaget ga positiv virkning på veksten gjennom øket næringstilførsel om vinteren. Figur 78 indikerer også at det ikke var noen kombinert virkning av varme og fisk i sommerperioden (vekstrate i F og VF omtrent lik), men at den kombinerte belastningen i vinterperioden ga en klar synergistisk virkning. Analysene gir ingen forklaring på hvorfor, men mye tyder på at kombinasjonen høy dødelighet grunnet varme (både i V og VF) og lavt næringsopptak grunnet nedslamming (både i F og VF, cf. kap. 3.6.3.), har slått ut populasjonen.

### *Mytilus edulis*

Grunnet den lave overlevelsen av harpeskjell etter ett år, ble det det siste året satt i gang vekstforsøk med en annen filtrerende musling, blåskjell (*Mytilus edulis*) under innflytelse av varmpåslag. Denne arten er mest vanlig i strandsonen, men har en utbredelse i spredte

forekomster ned til 20 - 40 m dyp og er således også innslag i sublittorale hardbunnssamfunn. 08.10.90 ble det overført 50 lengdemålte blåskjell (størrelse 25 - 35 cm) til stålbur i hvert basseng. 26.06.91 ble dyra igjen målt. I og med at man på de fleste individene kunne se et klart skille i ytre skallstruktur fra det øyeblikk de ble tatt inn i bassengene, kunne individuell skallvekst måles og man fikk et mål for prosent vekst på hvert individ i løpet av 261 dagers varmeeksponering (tabell 28).

**Tabell 28.** Gjennomsnittlig individuell økning i skall-lengde hos blåskjell etter 261 dagers eksponering til 3°C overtemperatur. K1 - K2 og V1 - V2 representerer parallelle bassenger. Test av forskjell i prosent vekst (arcsin-kvadratrot transformerte data) i forhold til K (kontroll) er gitt: \*\*:  $p < 0.01$ , \*:  $p < 0.05$ , n.s.: ikke signifikant.

Populasjon	Antall målt	Gj.sn. % økn. ± S.D.
K1	35	10.36 ± 5.80
K2	28	11.53 ± 10.83
V1	25	7.40 ± 3.90 **
V2	28	4.96 ± 2.83 **

Veksten i kontrollbassengene på hhv. 10.36 og 11.53%, gjennomsnittlig 10.95%, tilsvarer en individuell døgnvekst på 0.42‰. Til sammenlikning fant Thome og Walday (1987) en døgnvekst på 0.90 - 0.92‰ over samme periode på året hos blåskjell i utendørsbassenger ved MFS tilført vann fra 1 m dyp. Den lavere veksten i vårt forsøk kan skyldes den ulike vanntilførsel som etter all sannsynlighet har gitt et lavere næringstibud i våre bassenger (vann fra 13 - 16 m dyp).

Overlevelse av blåskjell var rundt 100% i alle populasjoner. Resultatene viste en klart signifikant lavere vekst ved varmpåslag og ingen signifikant forskjell mellom parallelle bassenger. Dette viser at 3°C overtemperatur hadde negativ innvirkning på vekst hos blåskjell i en periode av året (oktober - juni) når de i vesentlig grad omformer allerede lagret energi for formering og gjennomfører gyting, til tross for at målingene på kaldeste tiden viste bedre energitilstand ved varmpåslag.

### 3.6.2. Vekst og dødelighet - bevegelige dyr

Arbeidet har vært konsentrert om eremittkreps (*Pagurus bernhardus*), men i tillegg ble total forekomst av større bevegelige dyr registrert i november 1989, og dyrene ble samtidig lengdemålt. Dette gir et bilde av rekrutteringen til bassengene gjennom sjøvannstilførselen og overlevelse/vekst av disse det første halvåret. Artene som inngikk var korstroll (*Asterias rubens*), strandkrabbe (*Carcinus maenas*) og sjøpinnsvin (*Psammechinus miliaris*).

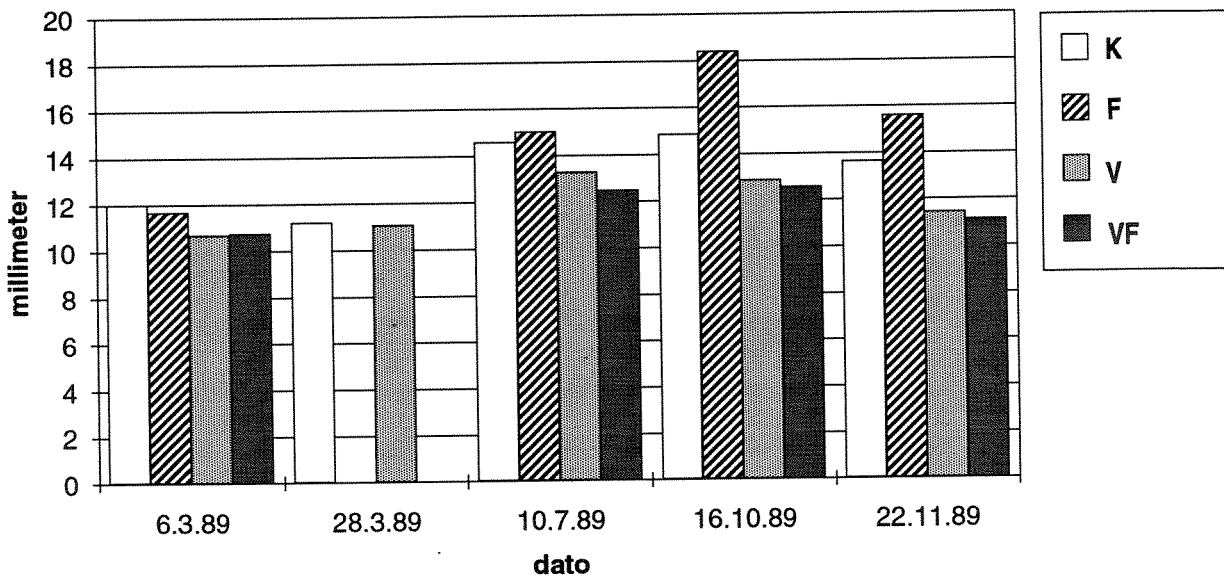
#### *Pagurus bernhardus*

01.03.89 ble ca. 50 individer eremittkreps overført fra en lokalitet i fjorden ved MFS til hvert basseng for bruk i foringsforsøk. Individstørrelsen ble gitt som lengde på høyre klos ytterste faste ledd (propodit). I gjennomsnitt var klolengden lik i alle populasjoner ved overførsel (11.4 mm). Nye lengdemålinger er foretatt i forbindelse med foringsforsøk i juli og oktober 1989 (76 og 174 dager eksponering) og ved gjenfangst og opptelling i november 1989 (211 dager) (figur 79 og tabell 29). Målingene i juli og oktober var gjort på det utvalg dyr som ble brukt i foringsforsøk og er således ikke helt representativ for populasjonene. Målingene i november omfattet alle dyr det var mulig å få tak i ved dykking i bassengene. Disse omfatter også et ukjent antall individer

rekruttert gjennom sjøvannsinntaket.

**Tabell 29.** Gjennomsnittlig klolengde hos eremittkreps etter 174 og 211 dagers eksponering og dødelighet etter 211 dager. Test av forskjell størrelse i forhold til K er gitt: \*\*:  $p < 0.01$ , \*:  $p < 0.05$ .

Populasjon	Oktober 1989		November 1989		
	Antall	Klolengde $\pm$ S.D.	Antall	Klolengde $\pm$ S.D.	% dødelighet
K	16	14.85 $\pm$ 4.14	24	13.63 $\pm$ 4.12	76
F	16	18.41 $\pm$ 4.91*	29	15.60 $\pm$ 4.84	71
V	10	12.88 $\pm$ 3.13	17	11.43 $\pm$ 3.38*	83
VF	12	12.56 $\pm$ 5.58	13	11.13 $\pm$ 5.55*	87



**Figur 79.** Endring i gjennomsnittlig klolengde hos testpopulasjoner av eremittkreps fra april til november 1989.

Målingene i juli og oktober viste en klar økning i klostørrelse i forhold til i april 1989 i de kalde bassengene, spesielt i F (figur 79). Endringen var ikke tydelig i de varme bassengene. F-populasjonen var den eneste som skilte seg signifikant fra kontrollen i oktober, med høyere vekst.

Analyse av det mer fullstendige materialet i november viste ingen signifikant forskjell mellom K og F, men signifikant lavere vekst i de varme bassengene enn i K. Samtidig viser gjennomsnittstallene lavere verdier enn i oktober, noe som betyr at dyr brukt i føringsforsøkene var noe større enn i populasjonene totalt. Tallene gir ikke grunnlag for å beregne individuelle veksthastighet, fordi innslaget av nye rekrutter underveis ikke kan anslås. Det ble gjort forsøk med fargemerking av individene ved transplantasjon for å skille dem fra rekrutter gjennom sjøvannsinntaket, men merkingen var ikke varig nok. Det som klart kan konkluderes er imidlertid at gjennomsnittlig individstørrelse i totalpopulasjonen (transplanterte og rekrutterte dyr) var signifikant lavest for de som var varmebelastet.

Eremittkrepsene viste en betydelig dødelighet i alle bassengene (tabell 29). Selv om det ikke er mulig å teste forskjellene mellom populasjonene statistisk, indikerer resultatene at dødeligheten var høyest ved varmpåslag. Direkteobservasjoner tydet på at predasjon fra strandkrabber var hovedårsaken til reduksjon i eremittkreps-bestanden. Krabbene viste tydelig høyere aktivitet i de varme bassengene. Det er ikke grunnlag for å si noe om beiteseleksjon hos krabbene, men dersom de favoriserte de store eremittkrepsene som hadde et mindre utvalg sneglehus av riktig størrelse å beskytte seg i enn de små, vil dette alene kunne forklare forskjellen i størrelse mellom varme og kalde bassenger.

#### Øvrige bevegelige dyr

Antall individer av strandkrabber (*Carcinus maenas*), korstroll (*Asterias rubens*) og sjøpinnsvin (*Psammechinus miliaris*) etter 242 dagers belastning, og deres gjennomsnittstørrelse er gitt i tabell 30. Dette er dyr som enten fulgte med som svært små individer ved etableringen av hovedsamfunnet, eller er rekruttert gjennom sjøvannstilførselen.

Tabell 30. Totalantall og gjennomsnittstørrelse av strandkrabber (*Carcinus maenas*, bredde på ryggskjold), korstroll (*Asterias rubens*, kroppsdiameter + armlengde) og sjøpinnsvin (*Psammechinus miliaris*, diameter) etter 242 dagers belastning. Test av forskjell størrelse i forhold til K (kontroll) er gitt: \*\*:  $p < 0.01$ , \*:  $p < 0.05$ .

Populasjon	Carcinus		Asterias		Psammechinus	
	Antall	Størr. $\pm$ S.D.	Antall	Størr. $\pm$ S.D.	Antall	Størr. $\pm$ S.D.
K	8	38.62 $\pm$ 5.32	31	47.87 $\pm$ 18.84	8	18.65 $\pm$ 2.91
F	1	47.23	78	33.64 $\pm$ 17.53**	14	15.07 $\pm$ 7.28 *
V	16	43.19 $\pm$ 8.64	35	33.57 $\pm$ 18.18**	15	18.42 $\pm$ 6.35
VF	8	41.09 $\pm$ 8.79	51	31.80 $\pm$ 14.76 **	19	11.08 $\pm$ 4.78**

Resultatene viste stor forskjell i antallet krabber i de ulike behandlingene, fra totalt 16 i de to V-bassengene til kun 1 tilsammen i de to F bassengene. Det var en tendens (ikke testbar) at fiskebelastede bassenger hadde lavere antall enn tilsvarende uten vann fra fisk, og at varmpåslag ga øket antall. Forskjellen i skjoldstørrelse mellom de fire behandlingene var imidlertid ikke signifikant.



Tettheten av korstroll var jevnt over ganske høy og med tendens til høyest tetthet i bassengene som fikk vann fra oppdrett. Sjøstjernene hadde videre en signifikant høyere gjennomsnittstørrelse i K-bassengene enn i de øvrige behandlingene, som innbyrdes var like.

For sjøpinnsvin var det tendens (ikke overbevisende) til høyest antall i de belastede bassengene. Gjennomsnittstørrelsen i F og VF var signifikant lavere enn i K og V. Dette tyder på at den synlig økte nedslamming av bunnen i F og VF ikke har representert noe næringstilskudd av betydning selv om arten tar sin næring gjennom beiting på substratet. Mønsteret indikerte også en synergistisk effekt av varme- og fiske-belastning på veksten hos *Psammechinus* selv om F og VF innbyrdes ikke var signifikant forskjellige.

### 3.6.3. Næringsfysiologi, energiomsetning

#### *Chlamys opercularis* (harpeskjell)

Filtreringshastighet ble målt i august 1989 (15 og 18°C i henholdsvis kalde og varme bassenger) og i februar 1990 (4.5 og 8°C i kalde og varme bassenger) den siste gangen samtidig med måling av individuelt oksygenforbruk (tabell 31).

**Tabell 31.** Filtreringshastighet og oksygenforbruk hos populasjoner av harpeskjell. Antall dyr testet pr. populasjon, gjennomsnittstørrelse, og gjennomsnittlig filtrering eller respirasjon ± st.avvik er gitt. Statistisk test av forskjeller er angitt: \*:  $p < 0.05$ , \*\*:  $p < 0.01$ , n.s.: ikke signifikant.

Popul.	Aug.89			Feb.90			Feb.90		
	Antall	lengde	filtrering	Antall	lengde	filtrering	Antall	lengde	respirasjon
K	30	28.54	1.34±0.61	30	35.18	0.37±0.43	11	33.56	49.51±25.05
F	32	25,17	0.82±0.44 **	15	29.39	0.21±0.50 n.s.	-	-	-
V	28	27.28	1,47±0.67 n.s.	6	35.30	1.35±0.42*	6	35.29	68.04±14.50 *
VF	30	25.42	0.56±0.57 **	9	26.50	0.30±0.21* 1)	4	26.83	54.98±16.86 2)

1) signifikant mindre etter størrelsesjustering,  $p < 0.05$

2) signifikant når sammenslått med V,  $p < 0.05$

Resultatene viser at filtreringshastigheten var sesongavhengig, med lavest aktivitet på vinteren i alle populasjoner. I august 1989 (etter 121 dager belastning) var det tydelig forskjell i individstørrelse mellom populasjonene og størst filtreringsrate hos populasjonene med store skjell (K og V). Det var imidlertid ikke signifikant korrelasjon mellom størrelse og filtrering innen hver populasjon. Resultatene viste at de fiskebelastede populasjonene hadde signifikant lavere filtrering enn de øvrige. Resultatene viste videre at temperaturpåslag alene ikke hadde signifikant innvirkning på skjellenes filtreringshastighet. I samvirke med belastning fra fisk virket imidlertid temperaturpåslaget signifikant negativt ( $p < 0.05$ ). I snitt filtrerte F bare 61% av den vannmengden som ble filtrert i kontrollen i august, og VF enda mindre: 42%.

Filtreringshastigheten var klart lavere i alle populasjonene den påfølgende februar da temperaturen var sunket ca. 10°C. Kontrollpopulasjonen filtrerte i snitt bare 28% av den vannmengden som ble filtrert i august. F populasjonen var ikke signifikant forskjellig fra K. Filtreringen i VF var fortsatt signifikant lavere enn i K. Til forskjell fra august hadde V-populasjonen signifikant høyere filtrering enn K-populasjonen, i snitt hele 3.6 ganger høyere og på nivå med filtreringen i august.

Oksygenforbruket (respirasjon) hos harpeskjell-populasjonene K, V og VF ble målt 28. februar (tabell 31). Antallet individer som ble målt var lite, og resultatene må betraktes som veiledende. De viste et signifikant høyere gjennomsnittlig oksygenforbruk i V enn i K (37% økning). Oksygenforbruket i VF var ikke signifikant høyere enn i K.

Fysiologiske prosessers temperaturavhengighet uttrykkes ofte som  $Q_{10}$ -verdi. Denne koeffisient sier hvor mange ganger en prosess øker i hastighet for hver  $10^{\circ}\text{C}$  temperaturen øker. Forskjellige undersøkelser viser betydelig variasjon i  $Q_{10}$ -verdier for filtrering og respirasjon innenfor normalt temperaturinterval for en art, men stort sett ligger de i intervallet 1 - 5.

$Q_{10}$ -verdiene for filtrering hos harpeskjell er gitt i tabell 32, regnet ut for alle mulige kombinasjoner av populasjoner med forskjellig temperatur (på samme dato og mellom datoer). Resultatene viser at for K- og V-populasjonene var koeffisientene høyest der starttemperaturen var  $4.5^{\circ}\text{C}$ . Starttemperatur 8 og  $15^{\circ}\text{C}$  ga koeffisientverdi rundt 1 som indikerer at filtreringen forandret seg lite fra 8 til  $18^{\circ}\text{C}$ . Dette er i samsvar med eksperimentell erfaring med blåskjell (Bayne, 1976), som har vist en fullstendig akklimatisering av filtreringshastighet innenfor temperaturintervallet 5 -  $20^{\circ}\text{C}$ .

For harpeskjell indikerer koeffisientverdiene at nedre grense for fullstendig akklimatisering mht. filtrering ligger mellom  $4.5$  og  $8^{\circ}\text{C}$ . Om vinteren vil temperaturen normalt kunne underskride denne grense. Forsøkene har klart demonstrert at et kronisk temperaturpåslag på  $3^{\circ}\text{C}$  i denne perioden vil føre til stor økning i filtreringen fordi det gir dyra mulighet til fullstendig akklimatisering av filtreringsraten over en lengre tid av vinteren. Konklusjonen er at effekter av et temperaturpåslag på  $3^{\circ}\text{C}$  på næringsopptak er sterkest i den kalde årstiden.

Den signifikante forskjellen mellom K og V i filtrering i februar 1990 kan altså skyldes henholdvis delvis og fullstendig temperaturakklimatisering i de to populasjonene. I august 1989 var det ikke signifikant forskjell mellom disse populasjonene og da innefor et intervall på 15 til  $18^{\circ}\text{C}$ . Dette tyder på at øvre grense for full akklimatisering for harpeskjell ikke ble overskredet.

Forskjellen i oksygenopptak mellom K og V gir en  $Q_{10}$ -verdi på 2.3, som er på nivå med koeffisientverdier rapportert for respirasjon i blåskjell (Bayne, 1976, p. 171), men klart lavere enn den samtidige koeffisient for filtreringsrate i harpeskjellene (8.6). Dette tyder på at harpeskjellene hadde noe større evne til akklimatisering av respirasjon enn filtrering ved lav temperatur.

Tabell 32.  $Q_{10}$ -verdier for filtreringsrate hos harpeskjell for de ulike temperaturintervaller basert på alle fire typer bassenger i august 1989 og februar 1990.

Populasjoner	Temperatur-intervall °C	$Q_{10}$ -verdi
K-febr. versus V-febr	4.5 - 8	8.6
K-febr. versus K-aug.	4.5 - 15	3.5
K-febr. versus V-aug.	4.5 - 18	3.2
V-febr. versus K-aug.	8 - 15	negativ
V-febr. versus V-aug.	8 - 18	1.1
K-aug. versus V-aug.	15 - 18	1.3
F-febr. versus VF-febr	4.5 - 8	1.2
F-febr. versus F-aug.	4.5 - 15	3.8
F-febr. versus VF-aug.	4.5 - 18	2.2
VF-febr. versus F-aug.	8 - 15	2.5
VF-febr. versus VF-aug.	8 - 18	1.8
F-aug. versus VF-aug.	15 - 18	negativ

Partikkelmålingene (kap 3.1.6.) viste at vannet i K hadde noe høyere partikkelkonsentrasjon enn i V, i snitt 5% økning. For de periodene filtreringsforsøkene foregikk var forskjellen henholdsvis 11% og 0%. Legges disse partikkelkonsentrasjoner til grunn, og vi forutsetter at størrelsesfordelingen av partiklene var noenlunde den samme i alle bassenger og at filtrasjonseffektiviteten for samme partikkelstørrelse var den samme hos ulike populasjoner, viser det at K og V hadde omtrent likt næringsopptak i august 1989, og at næringsopptaket i V var 3.6 ganger så høyt som i K i februar. Når energiforbruket i V, målt som oksygenforbruk, bare var 37% høyere enn i K i februar, viser resultatene at varmepåslaget om vinteren stilte harpeskjellene i en bedre energetisk situasjon enn kontrollpopulasjonen.

Både vinteren 1990 og 1991 varte perioden med K-temperatur lavere enn 5°C omtrent 8 uker først på året. I denne perioden har energitilførselen til V-populasjonen av harpeskjell derfor sannsynligvis vært bedre enn til K-populasjonen. Ellers på året har energiopptaket sannsynligvis vært omtrent likt. Dette støttes av vekstmålingene som integrerer energibalansen over tid. Disse viste at det ikke var forskjell i vekstrate mellom K- og V-populasjonene over hele forsøket, men at V hadde høyest vekst i høst - vinter perioden.

Den konsekvent lavere filtreringshastighet i F og VF ble også delvis kompensert ved at de fikk tilført større mengde partikler enn K og V. Basert på partikkelmålingene (cf kap. 3.1.6.) hadde vannet i fiskebassengene 68% mer suspenderte partikler enn K og V i august 1989. Derved lå næringsopptaket hos KF-individene i august likevel på omtrent 100% av kontrollens til tross for lavere filtering, mens næringsopptaket hos VF var på 71% av dette.

I februar 1990 hadde vannet i F og VF ca. 20% mer partikler enn K og V. Samtidig var filtreringen ikke forskjellig mellom K og F, mens VF lå noe lavere. Dette ble kompensert ved det høyere partikkelinnhold i vannet fra fiskekaret, slik at hovedinntrykket er omtrent det samme næringsopptaket i F og VF som i K.

Næringsbegrensning var derfor ikke noen åpenbar grunn til den lavere veksten i F- og VF-populasjonene.

### *Mytilus edulis* (blåskjell)

Forsøkene med *Mytilus* ble bare utført på populasjoner fra K- og V- bassengene, ikke fra testsamfunnene belastet med vann fra fisk. Filtreringshastighet ble målt i august 1990 (15 og 18°C i K og V) og i februar 1991 (2.5 og 5°C i K og V), den siste gangen samtidig med respirasjon (tabell 33).

**Tabell 33.** Næringsopptak (filtreringshastighet) og oksygenforbruk hos populasjoner av blåskjell. Antall dyr testet pr. populasjon, gjennomsnittstørrelse, og gjennomsnittlig filtrering eller respirasjon  $\pm$  st.avvik er gitt. Statistisk test av forskjeller er angitt: \*:  $p < 0.05$ , \*\*:  $p < 0.01$ , n.s.: ikke signifikant.

Popul.	Aug.90			Feb.91			Feb.91		
	næringsopptak l/time			næringsopptak l/time			respirasjon $\mu$ l O <sub>2</sub> /time		
	antall	lengde	filtrering	antall	lengde	filtrering	antall	lengde	respirasjon
K	14	32.24	1.52 $\pm$ 0.50	15	31.43	0.49 $\pm$ 0.35	12	30.79	48.03 $\pm$ 17.06
V	15	31.41	1.93 $\pm$ 0.39 *	15	32.02	1.11 $\pm$ 0.61 **	12	30.91	64.79 $\pm$ 18.92*

Resultatene viser at filtreringshastigheten var sesongavhengig, med lavest aktivitet på vinteren i begge populasjoner. Videre var gjennomsnittlig filtreringshastighet signifikant høyere i V enn i K både i august og februar. I august ga 3°C overtemperatur økning i gjennomsnittlig filtreringshastighet på 27%, i februar hele 126%.

Oksygenforbruket hos de samme populasjonene ble målt 06.03.91 (tabell 33). Temperaturen var hhv. 2.2 og 5.0°C i K og V. Det var en signifikant positiv korrelasjon ( $p < 0.05$ ) mellom respirasjon og størrelse innen hver populasjon, men ingen forskjell i gjennomsnittstørrelse mellom populasjonene. Forskjell i respirasjon mellom K og V ble derfor testet med og uten justering til standard individstørrelse 30 mm. Resultatene viste i begge tilfeller at gjennomsnittlig respirasjon i V-populasjonen var signifikant høyere enn i K.

Beregnete  $Q_{10}$ -verdier for alle kombinasjoner av temperaturer er gitt i tabell 34. De viser samme tendens som for harpeskjell ved at de høyeste koeffisientene var for intervallet fra 2.5°C. Dette stemmer godt overens med at blåskjell erfaringsmessig kan akklimatisere filtreringsraten ned til ca 5°C (Bayne, 1976), men viser også klart at akklimatiseringsevnen minsker nedenfor denne temperaturgrensen. Koeffisientverdier over 1 i intervallet 5 - 15°C, og signifikant høyere filtrering i V enn i K i august 1990 viser imidlertid at skjellene heller ikke i dette intervallet viste full akklimatisering til overtemperaturen til tross for en akklimatiseringstid på 15 - 20 dager.

En forklaring er for kort akklimatiseringstid fra dyra ble satt ut i bassengene (06.08.90) til målingene ble foretatt (23.08.90). Tidligere forsøk (Widdows and Bayne, 1971; Widdows, 1976) viser at blåskjell både ved stabil og døgnfluktuerende temperatur kan akklimatisere seg helt til kronisk temperaturpåslag i løpet av 14 - 16 dager. Dette skulle tilsi at en måling gjort f.eks. i september ikke ville vist forskjell mellom populasjonene. Konklusjonen er at den stimulerende effekt av et temperaturpåslag på 3°C på filtreringshastighet var sterkest på den tid av året temperaturen var under 5°C. Dette er samme effekt som ble funnet for harpeskjell.

Som for harpeskjell ble næringsopptaket estimert ut fra partikkelkonsentrasjonene i de aktuelle tidsperiodene. Forskjellene mellom bassengene var små: i august 1990 var

partikkelkonsentrasjonen inn til V 96% av K og i februar 1991 105% av K. I februar ga temperaturpåslaget derfor et estimert næringsopptak i blåskjell i V som var ca. 2.2 ganger høyere enn i K. Samtidig var økningen i gjennomsnittlig oksygenforbruk på 35%. Dette indikerer som for harpeskjell at temperaturpåslaget må ha gitt positiv virkning på netto energiopptak i de ca. 8 ukene på vinteren med temperatur under 5°C. Siden den individuelle veksten over hele perioden oktober 1990 til juni 1991 var klart størst i K, må temperaturpåslaget ha hatt en dominerende negativ påvirkning forøvrig.

**Tabell 34.** Q<sub>10</sub>-verdier for filtreringsrate hos blåskjell for de ulike temperaturintervaller basert på K og V bassenger i august 1990 og februar 1991.

Populasjoner	Temperatur-intervall °C	Q <sub>10</sub> -verdi
K-febr. versus V-febr	2.5 - 5	5.2
K-febr. versus K-aug.	2.5 - 15	3.7
K-febr. versus V-aug.	2.5 - 18	2.9
V-febr. versus K-aug.	5 - 15	1.6
V-febr. versus V-aug.	5 - 18	1.6
K-aug. versus V-aug.	15 - 18	1.9

#### *Pagurus bernhardus* (eremittkreps)

Fødeopptak i eremittkreps ble målt 10.-12.07.89 (etter 76 dagers belastning, temp hhv. 18 og 20.7°C i K og V), 16.-18.10.89 (etter 174 dager, temp hhv. 11 og 14.5°C i K og V) og mai 1990 (etter 391 dagers belastning, temp. hhv. 9.0 og 12°C i K og V). En innledende måleserie i april 1989 for utprøving av metodikk, er ikke tatt med. Resultatene er gitt i tabell 35.

**Tabell 35.** Næringsopptak (mg våtvekt fisk spist/døgn/dyr) hos populasjoner av eremittkreps. Antall dyr testet pr. populasjon, gjennomsnittstørrelse og gjennomsnittlig næringsopptak ± st.avvik er gitt. De oppgitte gjennomsnittstallene er før justering til ens individstørrelse for hver dato. Statistisk test av forskjeller etter størrelsesjustering er angitt: \*: p<0.05, \*\*: p<0.01, -: ikke signifikant.

Popul.	Juli 1989			Okt. 1989			Mai 1990		
	Antall	Lengde	Opptak	Antall	Lengde	Opptak	Antall	Lengde	Opptak
K	17	14.30	347.9±240.8	16	14.85	205.5±118.8	16	11.85	104.0±72.1
F	18	14.65	275.4±131.1	16	18.43	306.8±156.4-	-	-	-
V	18	13.28	307.3±120.2	12	12.31	162.1±136.8-	12	10.24	97.4±48.6** <sup>1)</sup>
VF	18	12.47	247.8±140.6*	12	12.56	102.4±105.2**	-	-	-

<sup>1)</sup> signifikant større opptak etter størrelsesjustering

Resultatene viste en betydelig individ-variasjon i spiseintensitet innen en og samme gruppe dyr, fra ingen spiseaktivitet på 2 dager til tross for at de satt oppå maten, til noen få ganger fullstendig opptak av alt de ble tilbudt. Dette gjenspeiler seg i variasjonskoeffisienter rundt gjennomsnittlig spiseintensitet for gruppene på 8 dyr på 40 - 100%. I kontrollpopulasjonen var det en positiv sammenheng mellom temperatur og gjennomsnittlig fødeopptak ved de tre datoene (figur 80). Videre var det i en del tilfeller, men ikke alltid, klar positiv sammenheng mellom klostørrelse og fødeopptak innen samme behandling (figur 80). Det ble derfor foretatt en justering til standard

individstørrelse for alle populasjoner for hver dato før forskjeller i spisehastighet ble testet.

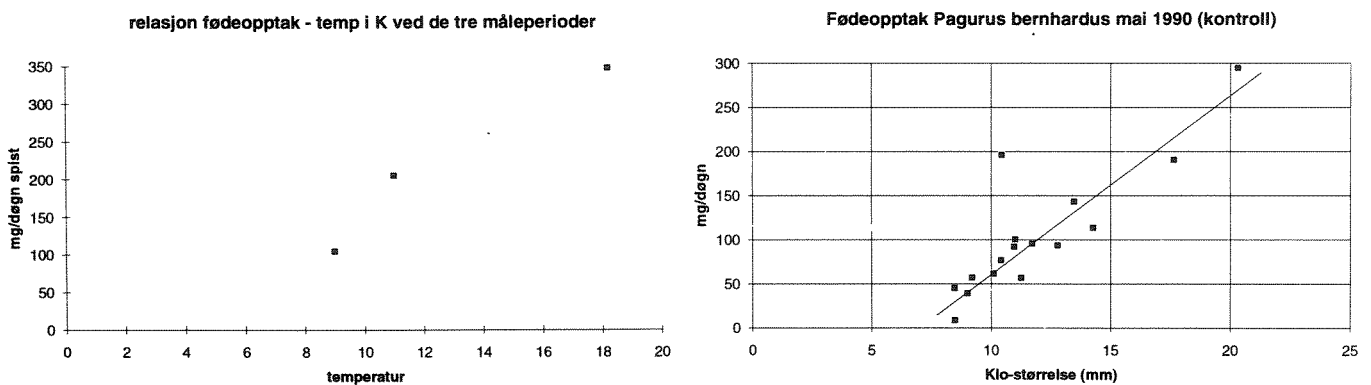
I juli 1989 (76 dager) var det signifikant lavere fødeopptak i VF-populasjonen enn i K, mens de øvrige ikke skilte seg signifikant fra kontrollen. Det samme ble funnet i oktober 1989 (etter 174 dager). Eneste entydige tendens var altså at kombinert belastning ga lavere fødeopptak.

I mai 1990 ble kun forskjellen mellom K og V testet. Her ble det funnet signifikant høyere gjennomsnittlig fødeopptak hos V-populasjonen enn hos K-populasjonen, men bare etter størrelsesjustering. En beregnet  $Q_{10}$ -koeffisient for denne forskjellen er 2.6. Koeffisienter for endringen i størrelsesjustert spising i K-populasjonen basert på de tre datoene er vist i tabell 36. Verdiene ligger i området 2 - 6 som indikerer ufullstendig temperatur-akklimatisering.

**Tabell 36.**  $Q_{10}$ -verdier for spiseintensitet hos eremittkreps fra K-bassengene for de tre tidspunktene juli, 1989, oktober 1989 og mai 1990.

	Temperatur-intervall °C	$Q_{10}$ -verdi
Oktober 1989 versus mai 1990	9 - 11	5.9
Juli 1989 versus mai 1990	9 - 18	3.6
Juli 1989 versus oktober 1989	11 - 18	2.0

Spiseintensitet hos rovdyr/altetere vil variere både som funksjon av ytre miljø (f. eks. temperatur), adferd og normal næringstilgang. Man må regne med at spiseintensiteten når de tilbys overskudd av mat varierer med "appetitt", dvs. at dyr som på forhånd har sultet i bassengene spiser mer enn de som normalt har stort nok næringstilbud. Ut fra at tilførselen av partikulært organisk materiale var størst i F og VF og at tilførselen her i større grad besto av store partikler velegnet som mat, kan man sette fram hypotesen at individene i F og VF normalt hadde et større næringstilbud enn K og V, og at de i føringforsøk derfor ikke ville vise så stor appetitt som individene fra K og V, samtidig som de ville ha minst like stor vekst over tid. Resultatene støtter hypotesen for VF kontra V, men ikke for F kontra K.



**Figur 80.** Fødeopptak i eremittkreps. A: gjennomsnittlig opptak i kontrollpopulasjonen som funksjon av temperatur. B: individuelt opptak i K-populasjonen mai 1990 som funksjon av størrelse.

### 3.7. Bløtbunnssamfunn

*Varmepåslaget alene hadde ingen systematisk effekt på de fysiske/kjemiske forholdene i sedimentet og heller ikke på bløtbunnsfaunaens struktur.*

*Effekter av varmpåslaget alene ble imidlertid observert på art/gruppe nivå, eksempelvis var polychaeten Nereis virens negativt påvirket (reduert tetthet).*

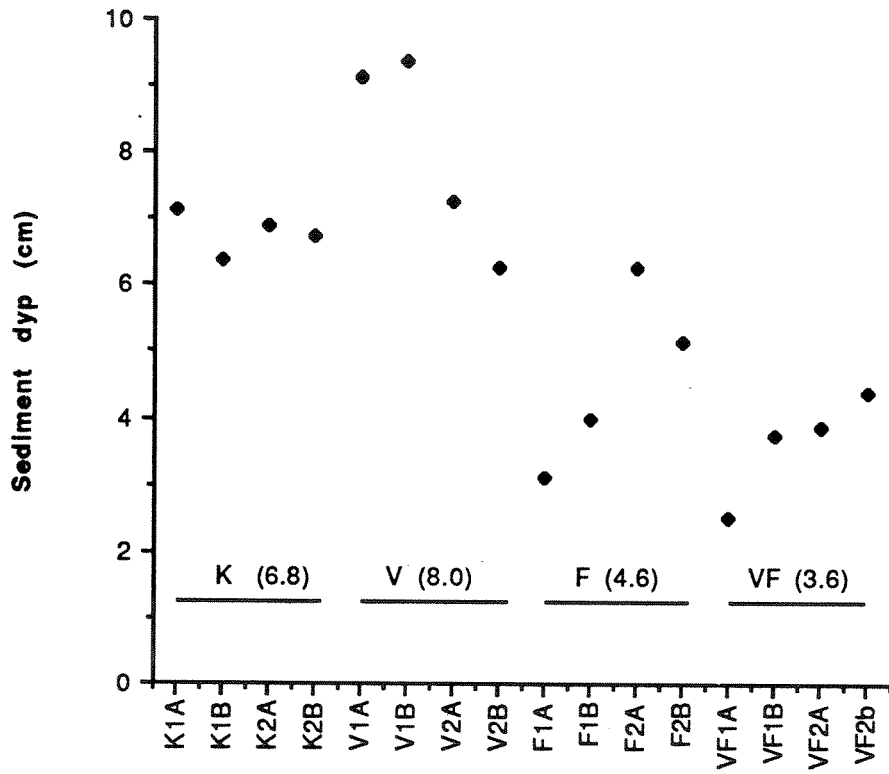
*Avløpet fra fiskeproduksjon viste en entydig negativ effekt på forholdene i sedimentet (reduert redokspotensial og pH) og hadde en signifikant negativ effekt (reduert tetthet) på Scoloplos armiger og Nereis virens. Kun i VF basseng ble det observert sulfid i sedimentet. I kombinasjon med avløp fra fiskefôr ble det imidlertid observert en positiv effekt på enkeltarter av krepsdyr (Apherusa bispinosa, Jaera albifrons og en ikke identifisert mysid).*

*Den største usikkerheten knyttet til overføringen av de biologiske temperatureffekt-resultater til resipientforhold ligger i hvordan samfunnene forandrer seg på lang sikt (år) og særlig dersom store områder påvirkes. Det knytter seg også en viss usikkerhet til hvilken betydning sedimenttypet i kassene har hatt for effekten av fiskeproduksjonspåvirkningen.*

#### 3.7.1. Fysisk/kjemiske forhold i sedimentet

Ved starten av rekoloniseringsperioden på naturlig bunn var sedimenttypet i alle kassene ca. 12 cm. I løpet av de ca. 15 månedene kassene stod ute i fjorden ble det observert at sedimenttypet i kassen var blitt noe redusert. Dette kan skyldes et redusert vann-innhold i forhold til utgangspunktet etter homogonisering eller pga. resuspensjon av partikler fra kassene under oppholdet på fjordbunnen.

Målinger av sedimentdyp ved forsøkernes avslutning viser at de ulike behandlinger har gitt signifikante forskjeller mht. den gjennværende mengde sediment i kassene (figur 81). Det ble funnet signifikante effekter av belastningen med fiskefôr, men ikke av temperatur (tabell 37).



Figur 81. Midlere sedimentdyp i de ulike kasser ved avslutning av forsøkene. I figuren er midlere sedimentdyp i kasser utsatt for samme behandling angitt.



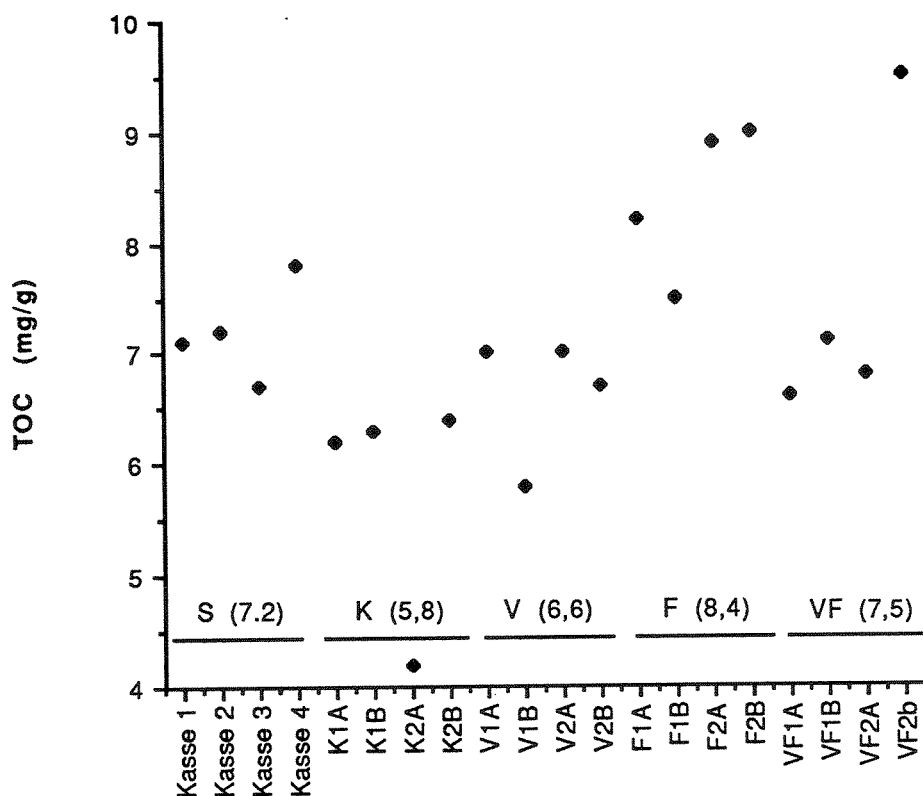
Tabell 37. Testing av forskjeller i sedimentdyp ved de ulike behandlinger (One factor ANOVA, 0.05 signifikansnivå). S=Signifikant forskjell, NS=Ingen signifikant forskjell.

	K	V	F
V	NS		
F	S	S	
VF	S	S	NS

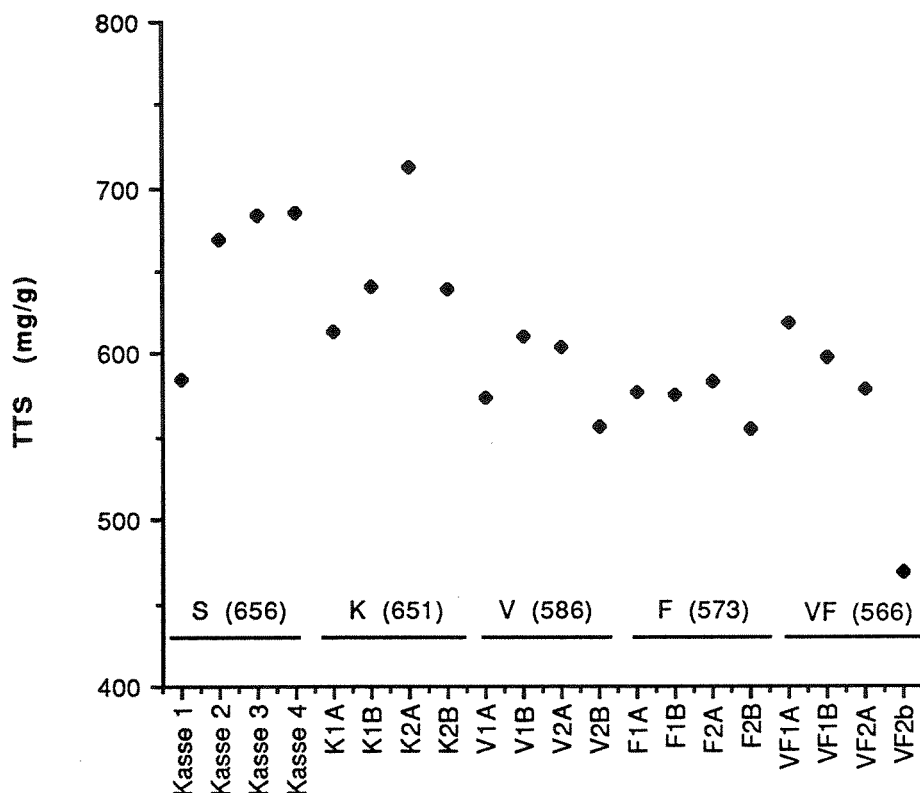
### Organisk karbon, nitrogen og tørrstoff i sedimentet

Mengden organisk karbon og tørrstoff i sedimentet i de ulike kasser ses i figur 82 og 83 og må karakteriseres som meget lavt.

Den totale mengde nitrogen i sedimentet lå under deteksjonsgrensen på 1 mg/g ved starten av bassengforsøkene. Ved avslutningen av forsøkene var det kun i kasser tatt opp av basseng belastet med vann fra fisk (F og VF) at en fant konsentrasjoner over deteksjonsgrensen. Konsentrasjonen av total mengde nitrogen i sediment tatt opp av disse bassengene var ca. 1.1 mg/g. En har mistanke om at den metoden som her er benyttet til fjerning av kalsiumkarbonat muligens bidrar til at TOC og TN mengden i sedimentet er noe underestimert.



Figur 82. Konsentrasjonen av TOC i overflatesediment (0-1 cm) i de ulike kasser ved starten av bassengforsøkene (S) og ved avslutning. I figuren er midlere TOC verdier i kasser utsatt for samme behandling (K,=kontroll, V=Varme, F=Fisk, VF=Varmfisk) angitt.



**Figur 83.** Mengden tørrstoff i overflatesedimentet (0-1 cm) i de ulike kasser ved starten av bassengforsøkene (S) og ved avslutning (K, V, F, VF). I figuren er midlere mengde tørrstoff i kasser utsatt for samme behandling (K,=kontroll, V=Varme, F=Fisk, VF=Varmfisk) angitt.

På gjennomsnittsbasis lå TOC konsentrasjonen i F og VF noe over og i K og V noe under utgangskonsentrasjonen (S) (figur 82). Imidlertid var det kun i kontrollkasser (K) at TOC konsentrasjonen var signifikant lavere enn 15 måneder før, ved starten av forsøket, og det var ingen signifikant forskjell mellom de øvrige behandlinger og utgangskonsentrasjonen (tabell 37).

Ved avslutningen av forsøket var det en signifikant forskjell mellom kontroll sediment (K) og sediment belastet fra fisk (F, VF), samt mellom oppvarmet basseng (V) og sediment kun belastet fra fisk (F) (se tabell 38).

Mengden organisk karbon i sedimentet er bestemt av netto tilførsel (sedimentering - resuspensjon), samt faunarespirasjon og diagenetiske prosesser i sedimentet. I forsøksbassengene må en regne at sedimenteringen hovedsakelig var bestemt av mengden partikler i vannet og størrelsesfordelingen på disse. Resuspensjonen skulle være den samme i alle behandlinger såfremt de biologiske og fysisk/kjemiske forholdene i sedimentet var like. I kasser fra basseng med ulik behandling var det imidlertid klare forskjeller mht. tettheten av flere faunakomponenter (se avsnitt 3.7.2); også de fysisk/kjemisk forhold i sedimentet var påvirket forskjellig (se under). Dette gjør at en ikke med sikkerhet kan si at resuspensjon var uavhengig av de fire valgte forsøksbetingelser.

Øket temperatur fører til en øket biologisk og kjemisk respirasjon i sedimentet (Pamatmat, 1968). A priori skulle en derfor forvente lavere TOC verdier i temperaturbelastede basseng under ellers

like forhold. Resultatene av TOC analysene antyder ikke at en har hatt noe slik temperatureffekt, uavhengig om en har hatt fiskebelastning eller ikke (tabell 38).

I forsøkene var det klart høyere partikkelbelastning i basseng tilført vann fra fiskeproduksjon (F, VF) (se avsnitt 3.1.6), og dette forklarer mest sannsynlig det noe høyere TOC innhold i sedimentet i disse bassengene. Konsentrasjonen i VF var imidlertid ikke signifikant høyere enn i V. Til tross for at partikkelbelastningen i vannet var signifikant høyere i basseng tilført vann fra fisk (F, VF) (se avsnitt 3.1.6) og at en fant de høyeste verdier av TOC og TN i sediment fra disse bassengene, var mengden sediment som var blitt borte størst i kasser fra disse samme basseng (se figur 81). Dette antyder at resuspensjon pga. biologisk aktivitet eller endringer i overflatesedimentets egenskaper (slik at de lettere lar seg resuspendere), også er forhold som kan være endret som funksjon av belastningen fra fiskeproduksjon. Øket biologisk aktivitet kan skyldes den økede tilgangen på organisk materiale som har tiltrukket seg eremittkreps (*Pagurus bernhardus*) eller andre større mobile dyr som vanligvis ikke er dominerende i et bløtbunnssamfunn. Eremittkreps er observert å kunne bearbeide sediment slik at det blir resuspendert.

Tilførselen av partikler fra fiskeproduksjon har noe uventet ført til at sedimentet i disse bassengene fikk mer preg av forholdene på en erosjonsbunn enn ved de øvrige forsøksbetingelser. Som antydnet over kan det være minst to årsaker til transporten av sediment ut av kassene. Det er imidlertid klart at det er en systematisk effekt av forsøksbetingelsene.

**Tabell 38.** Testing av forskjeller i mengde TOC i overflatesedimentet (0-1 cm) ved de ulike behandlinger (One factor ANOVA, 0.05 signifikansnivå). S=Signifikant forskjell, NS=Ingen signifikant forskjell.

	Start	K	V	F
K	S			
V	NS	NS		
F	NS	S	S	
VF	NS	S	NS	NS

Tørrestoffmengden avtok i følgende rekkefølge S (start), K, V, F, VF (figur 83) der V, F og VF utgjorde en gruppe som var signifikant forskjellig fra både utangspunktet (S) og kontrollsedimentet (K) (se tabell 39). Et øket tørrestoffinnhold i sedimentet skulle gi mindre erosjon under ellers like forhold (Roads, 1974) og kan således også være en del av forklaringen på den økede erosjonen fra sediment påvirket av fiskeproduksjon.

**Tabell 39.** Testing av forskjeller i mengde tørstoff (TTS) i overflatesedimentet (0-1 cm) ved de ulike behandlinger (One factor ANOVA, 0.05 signifikansnivå). S=Signifikant forskjell, NS=Ingen signifikant forskjell.

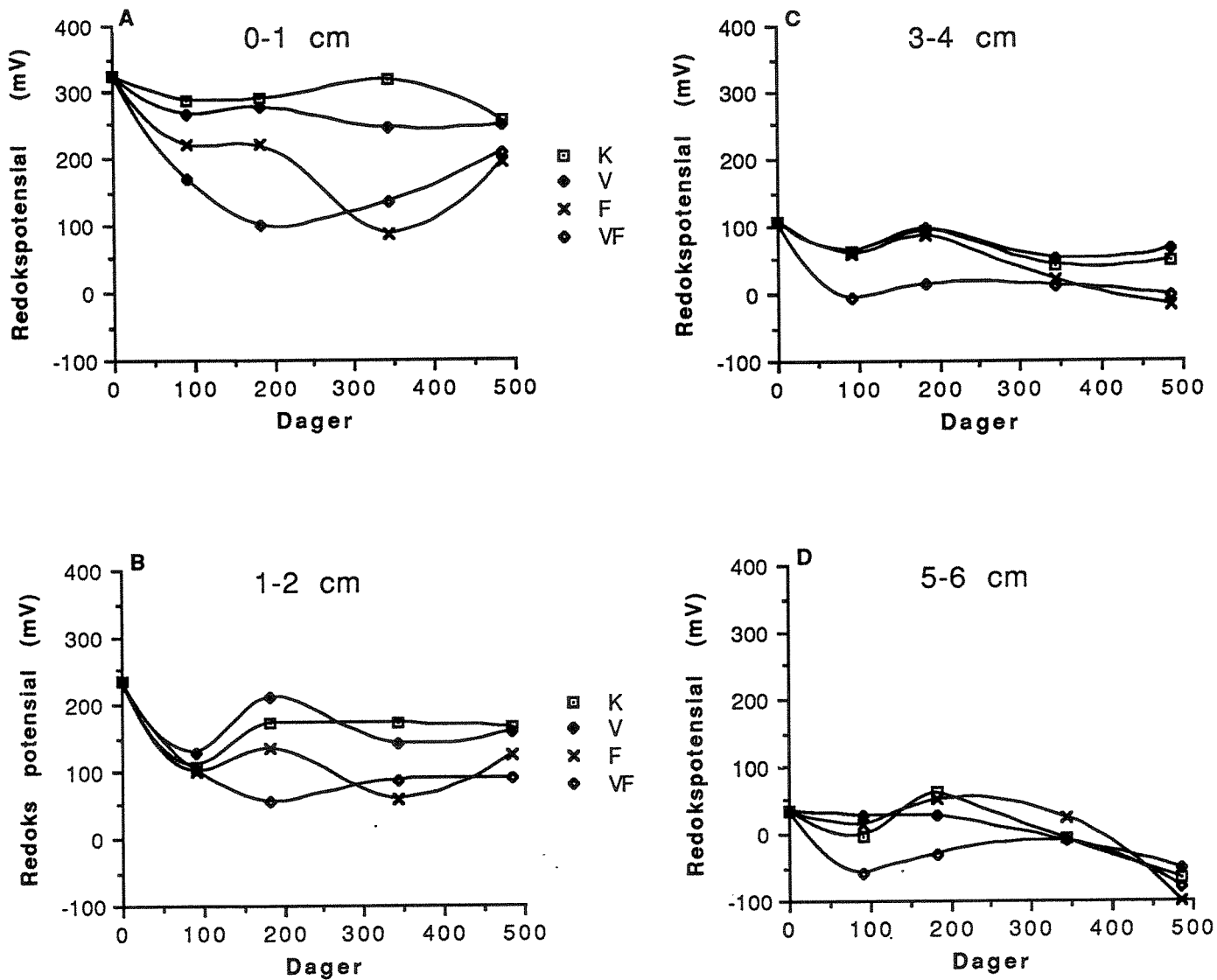
	Start	K	V	F
K	NS			
V	S	S		
F	S	S	NS	
VF	S	S	NS	NS

## Redokspotensial i sedimentet

Det ble observert en reduksjon i redokspotensial (Eh) i sedimentet i forsøkskassene etter overføring til bassengene. Denne reduksjonen var størst i løpet av de første 3 måneder og var tydeligst i basseng tilført vann fra fisk (F, VF) (se figur 84). Videre viste målingene at det var nær sedimentoverflaten (0 - 1 og 1 - 2 cm intervallet) at forskjellen mellom de ulike behandlinger kom sterkest til uttrykk (se figur 84 og tabell 40). Størst forskjell var det mellom sedimentet behandlet med vann fra fisk (F, VF) og de øvrige to behandlinger (K, V). Med unntak av en signifikant forskjell mellom redokspotensial i F og VF i 5 - 6 cm intervallet (tabell 40) var det liten eller ingen effekt av temperaturpåslaget alene uavhengig av fiskeforbelastning.

Redokspotensial og sulfidkonsentrasjonen i sedimentet styres i betydelig grad av oksygenforholdene. Både det oksygenforbruket som skyldes kjemisk oksydasjon i sedimentet og det som skyldes respirasjon av benthiske dyr, øker med temperaturen (Asmus, 1982). Øket tilgang på organisk materiale gir også øket oksygenforbruket via øket bakteriell nedbrytning og kan derved også potensielt resultere i lavere redoksverdier. Lavt redokspotensial, dvs. verdier under ca. 50 mV antyder at oksygen er en minimumsfaktor i sedimentet, og det vil da være sannsynlig at bløtbunnsfaunaen vil kunne bli påvirket. Sulfid opptrer som resultat av sulfatreduksjon der nedbrytning av organisk materiale skjer uten at fritt oksygen er tilstede. Påviselige sulfidkonsentrasjoner ble kun funnet i en av kassene (VF2B, dvs. i et VF basseng). I denne kassen ble sulfid påvist i november 1989 i alle dybdeintervaller med unntak av overflatesedimentet, samt i september 1990 i 5 - 6 cm intervallet..

En signifikant reduksjon i redokspotensial ble funnet i overflatesediment (0 - 1 og 1 - 2 cm intervallet) påvirket av vann fra fisk, dvs. nær vann/sediment grenseflaten der partiklene fra oppdrettsfisken først sedimenterer. Temperaturpåslaget må forutsettes å være likt i alle dyp, slik at en under ellers like forhold skulle ha samme temperatureffekt i alle dybdeintervall. Ingen temperatureffekt ble observert med unntak av i 5 - 6 cm dyp i basseng tilført vann fra fiskeproduksjon. Med bakgrunn i at tilførselen av organisk materiale skjer til overflaten av sedimentet, er det uventet at en skulle finne en signifikant temperatureffekt i 5 - 6 cm intervallet og ikke nær overflaten der en sannsynligvis har et større oksygenforbrukspotensiale.



**Figur 84.** Midlere redokspotensiale under bassengforsøkene. A=0-1 cm intervallet, B= 1-2 cm intervallet, C= 3-4 cm intervallet, D= 5-6 cm intervallet. A=Kontroll, B= Varmer, C= Fisk, D= Varmfisk.

**Tabell 40.** Testing av forskjeller i redokspotensial i 4 dybdeintervall i sedimentet i hele forsøksperioden ved de ulike behandlinger (One factor ANOVA, 0.05 signifikansnivå). Data fra starten av forsøkene er ikke tatt med. S=Signifikant forskjell, NS=Ingen signifikant forskjell.

0-1 cm			
	K	V	F
V	NS		
F	S	S	
VF	S	S	NS

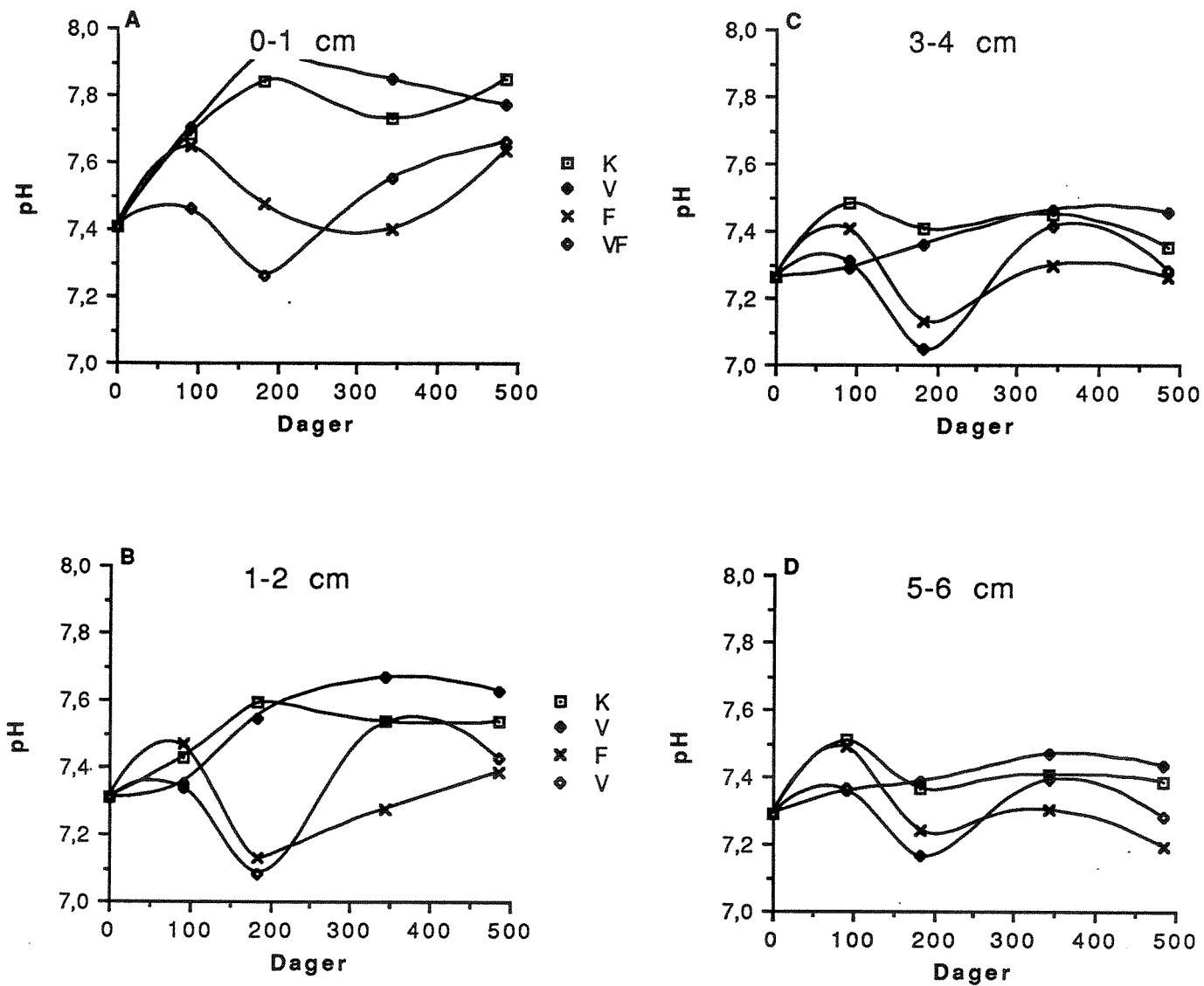
1-2 cm			
	K	V	F
V	NS		
F	S	S	
VF	S	S	NS

3-4 cm			
	K	V	F
V	NS		
F	NS	NS	
VF	S	S	NS

5-6 cm			
	K	V	F
V	NS		
F	NS	NS	
VF	NS	NS	S

### pH i sedimentet

Tidsutviklingen mht. pH var relativt lik i kontrollbasseng (K) og basseng som kun hadde varmpåslag (V) (figur 85) og vesentlig forskjellig fra de som fikk tilført vann fra fisk (F, VF), der pH i de øvre 2 cm av sedimentet gjennomgående var noe lavere. pH fluktuerte over tid noe mer enn redokspotensialet, slik at vi ikke valgte å teste forskjeller mellom de ulike behandlinger samlet på data fra hele forsøket. Vi utførte disse tester separat for hvert enkelte måletidspunkt (se tabell 41). Disse testene (tabell 41, se også figur 85) viser at tilførselen av vann fra fisk, spesielt i november 1989 hadde en signifikant effekt på pH (lavere verdier). Denne effekten var klarest i de øvre 1 - 2 cm og var også påvisbar i mai 1990. Det var gjennomgående liten effekt av varmpåslaget alene (tabell 41). Disse resultatene samsvarer med de endringene i pH som ble funnet i vannet i bassengene (kap. 3.1.7).



**Figur 85.** Midlere pH under bassengforsøkene. A= 0 - 1 cm intervallet, B= 1 - 2 cm intervallet, C= 3 - 4 cm intervallet, D=5 - 6 cm intervallet. K=Kontroll, V=Varme; F=Fisk, VF=Varmfisk.

Tabell 41. Testing av forskjeller i pH i forsøksperioden ved de ulike behandlinger (One factor ANOVA, 0.05 signifikansnivå). Separate analyser er utført for de fire måletidspunktene i forsøksperioden. Data fra starten av forsøkene er ikke tatt med. S=Signifikant forskjell, NS=Ingen signifikant forskjell. Resultatene av hver av de fire testene er angitt kronologisk med resultatene fra testene utført i august 1989 lengst til venstre og resultatene fra september 1990 lengst til høyre.

August 89, november 89, mai 90, september 90			
0-1 CM			
	K	V	F
V	NS NS NS NS		
F	NS S S NS	NS S S NS	
VF	S S NS NS	S S S NS	S NS NS NS

1-2 cm			
V	K	V	F
V	NS NS NS NS		
F	NS S S NS	NS S S S	
VF	NS S NS NS	NS S NS S	NS NS NS NS

3-4 cm			
V	K	V	F
V	S NS NS NS		
F	NS NS NS NS	NS	
VF	S S NS NS	NS S NS S	NS NS NS NS

5-6 CM			
V	K	V	F
V	S NS NS NS		
F	NS NS NS S	S NS NS S	
VF	S S NS NS	NS S NS S	S NS NS NS

Den reduksjon av pH som her ses i basseng tilført fiskefôr er en funksjon av frigivelsen av CO<sub>2</sub> som finner sted ved nedbrytningen av organisk karbon.



### 3.7.2. Bløtbunnsfauna

#### Samfunnsstruktur

Bray-Curtis likhets indeks og MDS plott (figur 86 og 87) viser at de enkelte forsøkskasser samlet seg i 4 klare grupper bestående av :

1. S
2. K+V
3. VF+F1
4. F2

Bløtbunnsfaunaen i bassengene hadde pga. den gode separasjonen mellom S-kasser og de øvrige kasser gjennomgått en markant forandring i løpet av forsøksperioden.

Analysene av totalsamfunnet i de enkelte kasser (figur 86 og 87) tyder på at det var liten effekt av varmebelastningen alene, idet K-kasser og V-kasser grupperte seg sammen og helt adskilt fra VF-kassene. Dette antyder en klar direkte eller indirekte effekt av belastningen fra fiskeproduksjon i kombinasjon med overtemperatur. Sediment i det ene F-basseng (F1) grupperte seg sammen med VF-kassene og tyder derfor på samme samfunnsstruktur som i VF-kassene og at en ikke har hatt noen temperatureffekt. Imidlertid var det relativt god separasjon mellom F-kassene i basseng F2 og VF-kassene og dette skulle således kunne antyde en effekt av temperaturpåslag ved belastning fra fiskeproduksjon i dette bassenget. Imidlertid hadde kassene fra F2 noe mer sediment enn de øvrige kasser tilført vann fra fisk, slik at dette også kan være en forklaring på at F2 skiller seg noe ut fra de øvrige fiskebelastede kasser.

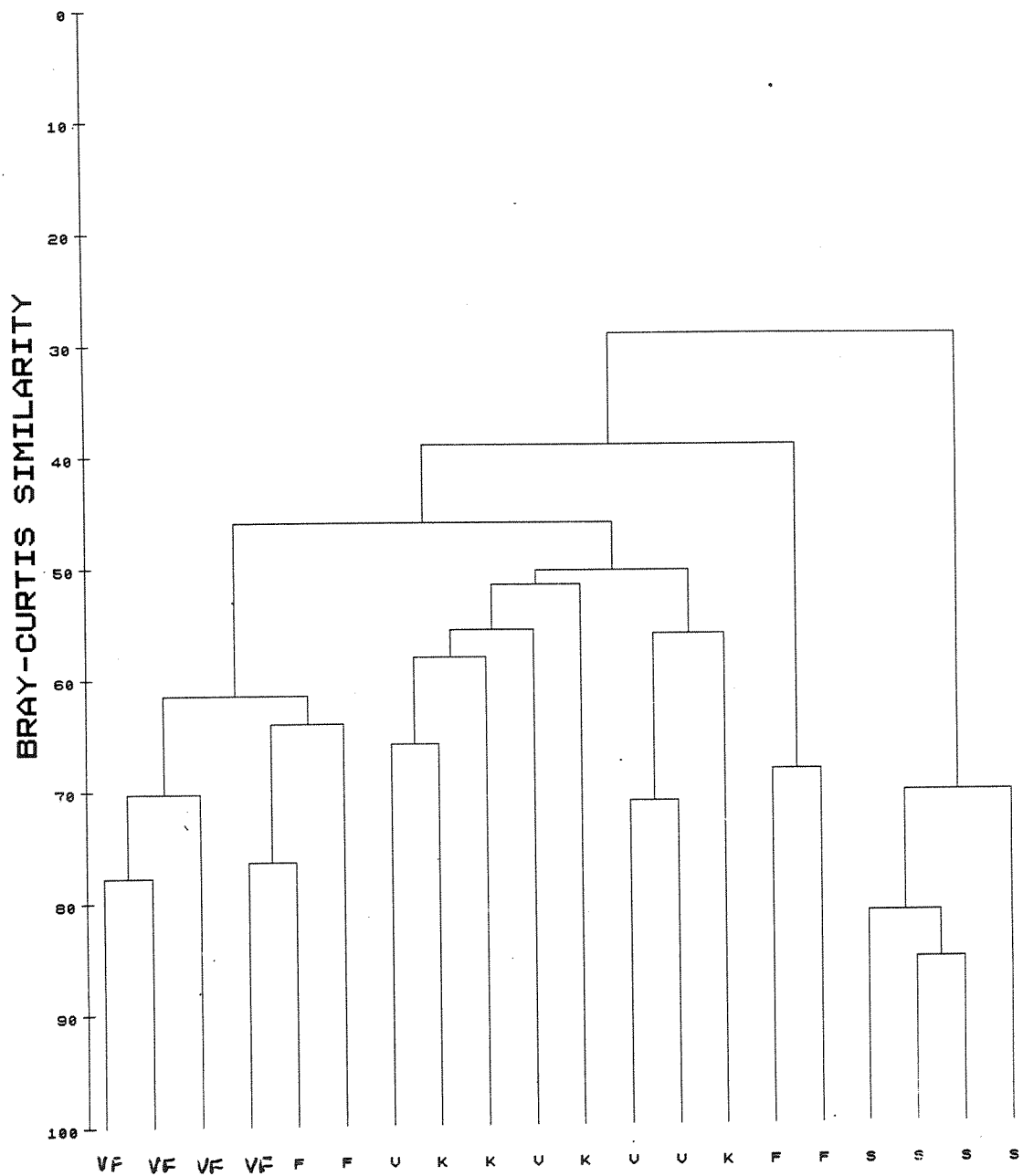
#### Enkeltarter/grupper

For å teste om enkeltarter eller grupper var signifikant påvirket av de 4 forsøksbetingelser (K, V, F, VF), valgte en ut dominerende grupper, dvs. faunagrupper eller arter som var representert med minst 30 individer totalt (4 kasser) under minst en av de fire forsøksbetingelser (de totale fauna-data ses i vedlegg 1). Ut fra dette kriteriet ble det plukket ut 13 grupper (se tabell 42). Disse grupper ble testet for eventuelle forskjeller mellom de ulike behandlinger ved avslutningen av forsøket. Tabell 42 viser at i 3 av 13 grupper hadde en ingen signifikant forskjell mellom minst to av behandlingene.

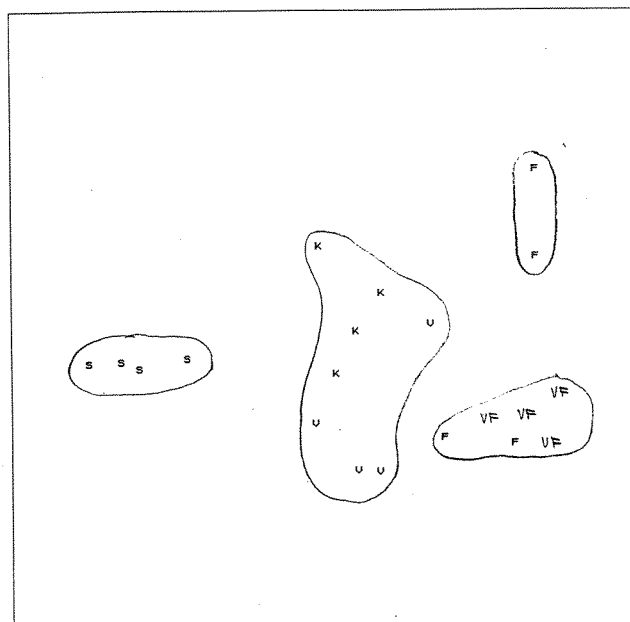
For de grupper der en fant signifikante forskjeller, er dette vist mer detaljert i tabell 43 og 44, og tettheten av de ulike gruppe/arter er vist i figur 88 og 89. En hovedtendens er at tettheten i forsøkskassen var dominert av polychaeter ved starten av forsøket, med overgang til dominans av krepsdyr ved avslutningen, spesielt i VF bassengene.

Tabell 42. Faunagrupper eller arter representert med minst 30 individer totalt (i 4 kasser) under minst en av de fire forsøksbetingelser ved avslutningen av forsøket. S=Signifikant forskjell i tetthet mellom minst to belastningstyper. NS=Ingen signifikant forskjell mellom de 4 belastningstyper.

Parameter/grupper/art	Forskjeller ved slutten av forsøket
Antall arter	NS
Totale antall individer (- <i>P. triqueter</i> )	S
<i>Polychaeta</i>	S
<i>Crustacea</i>	S
<i>Mediomastus fragilis</i>	NS
<i>Nephtys hombergi</i>	S
<i>Nereis virens</i>	S
<i>Scoloplos armiger</i>	S
<i>Apherusa bispinosa</i>	S
<i>Cheirocratus sundwallii</i>	S
<i>Microdeutopus sp.</i>	NS
<i>Jaera albifrons</i>	S
<i>Mysidea indet.</i>	S



Figur 86. Bray-curtis likhetsplott basert på den totale faunasammensetning i alle forsøkskassene. S = Starten av forsøket, K = Kontroll, V = Varmebelastet, F = Belastet med avfall fra fiskeoppdrett, VF = Belastet med varme og avfall fra fiskeoppdrett.



**Figur 87.** MDS-plott basert på den totale faunasammensetning i alle forsøkskassene. S = Starten av forsøket, K = Kontroll, V = Varmebelastet, F = Belastet med avfall fra fiskeoppdrett, VF = Belastet med varme og avfall fra fiskeoppdrett.

**Tabell 43.** Testing av forskjeller i tetthet av utvalgte faunaparametre ved de ulike behandlinger (One factor ANOVA, 0.05 signifikansnivå). Data fra starten av forsøkene er ikke tatt med. S=Signifikant forskjell, NS=Ingen signifikant forskjell.

Antall individer totalt			
	K	V	F
V	NS		
F	NS	NS	
VF	NS	S	S

V	S		
F	NS	NS	
VF	S	NS	NS

Antall crustaceer totalt			
V	NS		
F	NS	NS	
VF	S	S	S

Tabell 44. Testing av forskjeller i tetthet av utvalgte arter ved de ulike behandlinger (One factor ANOVA, 0.05 signifikansnivå). Data fra starten av forsøkene er ikke tatt med. S=Signifikant forskjell, NS=Ingen signifikant forskjell.

<b>Enkeltartert</b>			
<b>Scoloplos armiger</b>			
	<b>K</b>	<b>V</b>	<b>F</b>
<b>V</b>	NS		
<b>F</b>	S	NS	
<b>VF</b>	S	NS	NS

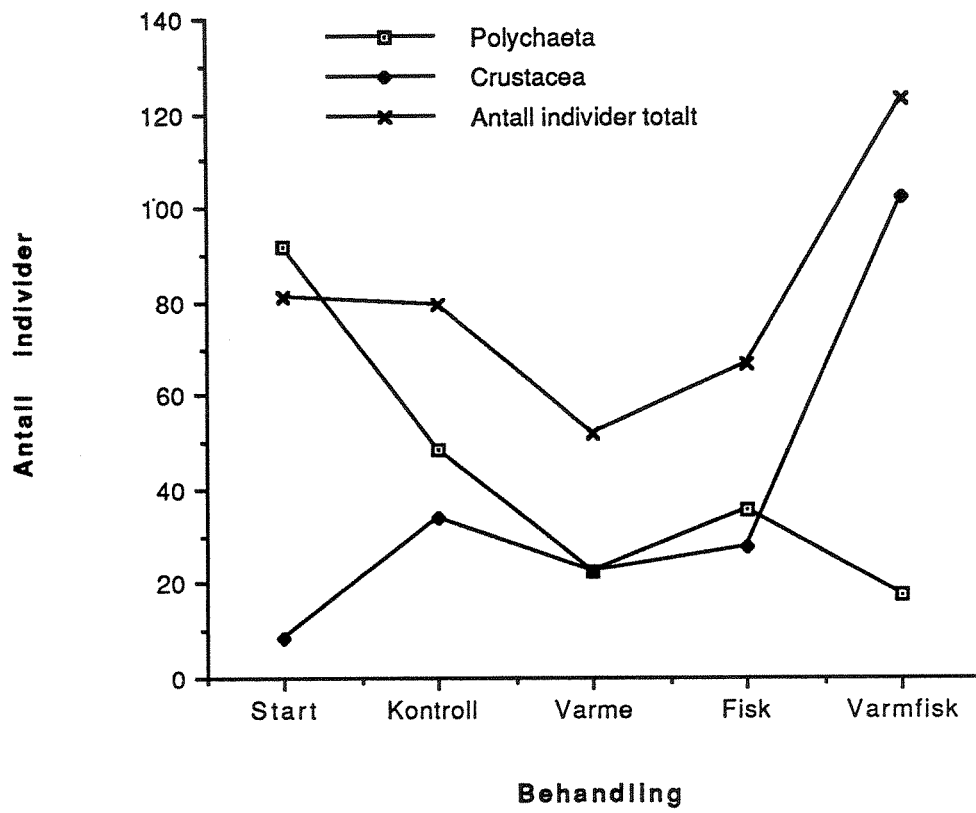
<b>Nereis virens</b>			
	<b>K</b>	<b>V</b>	<b>F</b>
<b>V</b>	S		
<b>F</b>	S	NS	
<b>VF</b>	S	NS	NS

<b>Apherusa bispinosa</b>			
	<b>K</b>	<b>V</b>	<b>F</b>
<b>V</b>	NS		
<b>F</b>	NS	NS	
<b>VF</b>	S	S	S

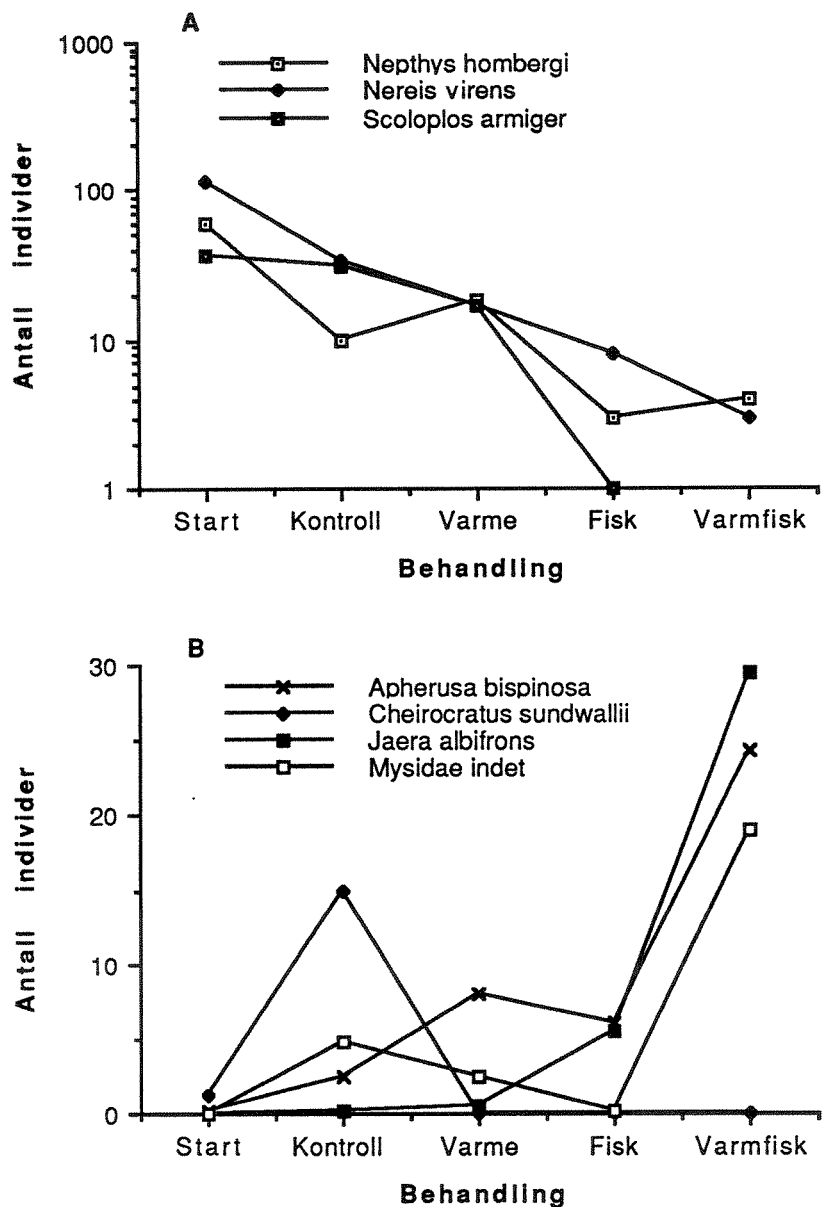
<b>Cheirocratus sundwallii</b>			
	<b>K</b>	<b>V</b>	<b>F</b>
<b>V</b>	S		
<b>F</b>	S	NS	
<b>VF</b>	S	NS	NS

<b>Jaera albifrons</b>			
	<b>K</b>	<b>V</b>	<b>F</b>
<b>V</b>	NS		
<b>F</b>	NS	NS	
<b>VF</b>	S	S	S

<b>Mysidae indet</b>			
	<b>K</b>	<b>V</b>	<b>F</b>
<b>V</b>	NS		
<b>F</b>	NS	NS	
<b>VF</b>	S	S	S

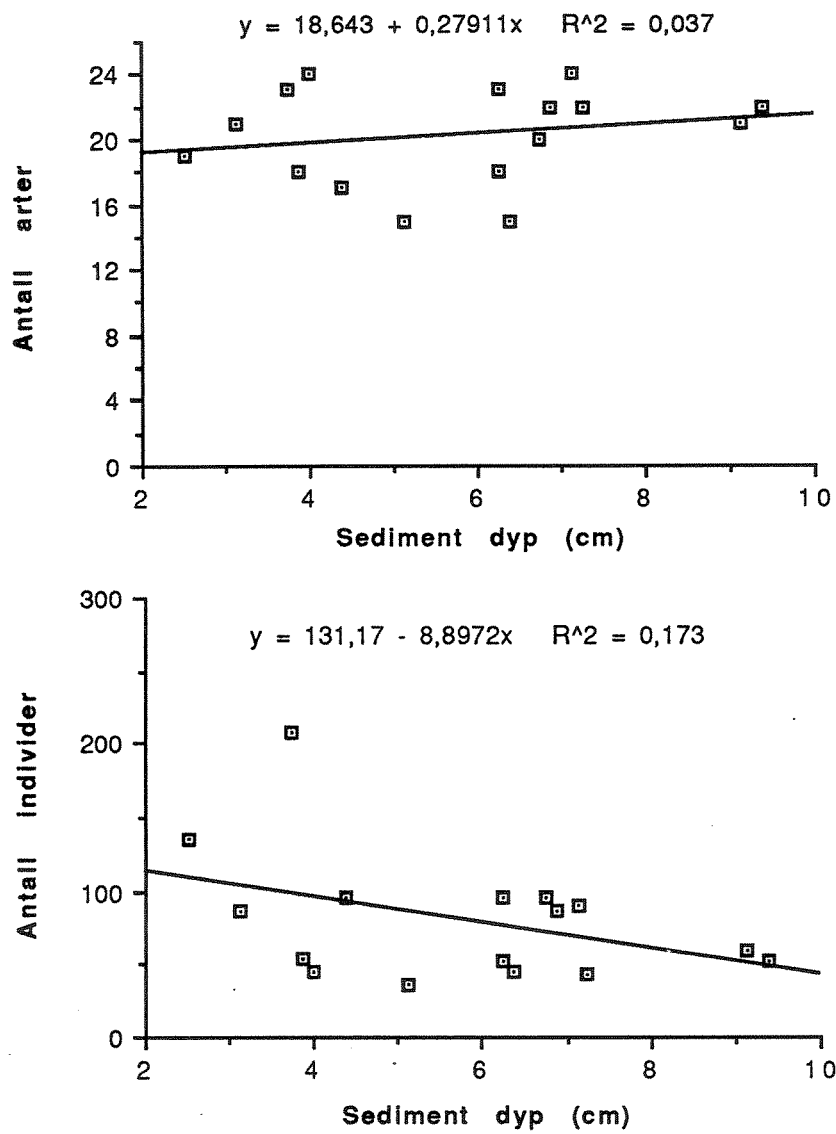


Figur 88. Midlere tetthet pr. kasse av utvalgte faunagrupper ved avslutningen av forsøket.



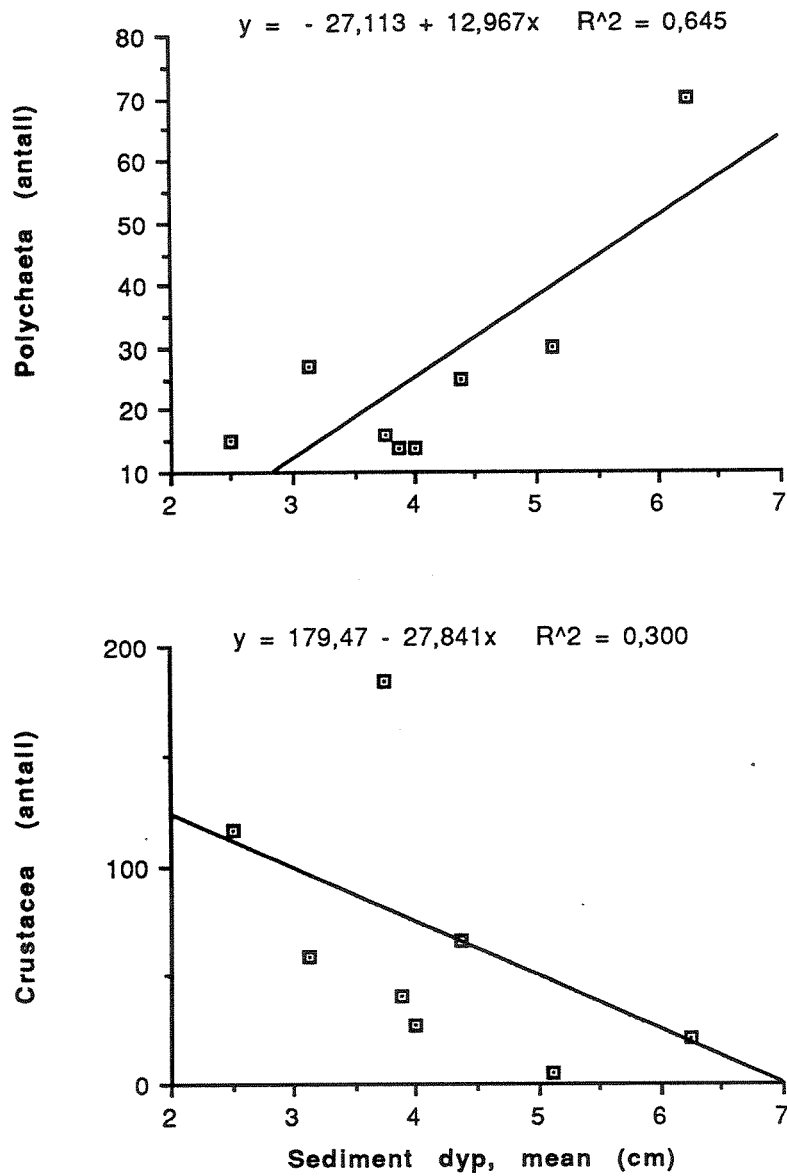
**Figur 89.** Midlere tetthet pr. kasse av utvalgte arter ved avslutningen av forsøket. A. Polychaeter, B. Crustacea.

Pga. av at mengden sediment i enkelte av kassene var redusert ved avslutningen av forsøket, ble det gjennomført en regresjonsanalyse for å se om det var noen sammenheng mellom mengde sediment og antall arter og antall individer i den enkelte kasse. Figur 90 antyder at ingen slik sammenheng kunne spores. Ser en på de to mest dominerende faunagrupper (polychaeta og crustacea) separat, var det heller ingen sammenheng mellom sediment dyp og totale antall individer når en kun ser på data fra K og V-kasser under ett, dvs. de kasser der en hadde mest sediment. Ser en imidlertid kun på F og VF-kassene, dvs. de kasser som hadde minst sediment, var det en tendens til avtagende antall krepsdyr med økende sedimentdyp, mens en for polychaeter hadde det omvendte forhold (figur 91).



Figur 90. Antall arter (A) og individer (B) som funksjon av midlere sedimentdyp i hver av de 16 kassene ved forsøket avslutning.





**Figur 91.** Antall individer av polychaeter og crustaceer som funksjon av midlere sedimentdyp. Kun data fra F og VF-kasser er tatt med.

Ut fra de betraktninger som er gjort mht. effekten av temperatur på oksygenforbruk (kap. 3.7.1), samt det en vet om negative effekter av oppdrett forårsaket hovedsakelig av transporten av organisk materiale (førspill og fiske-faeces) til bunnen (Gowen og Bradbury, 1987; Brown et al., 1987; Ritz et al., 1989) skulle en ved de fire forsøksbetingelser forvente en økende negativ effekt (eutrofieringslignende effekt) på faunaen i følgende rekkefølge: K, V, F, VF. I forsøkene som her er gjort, er effekten på tettheten av dominerende polychaeter grovt sett i denne rekkefølge og kunne således tyde på at eutrofieringseffekten har hatt betydning. Ved eutrofieringslignende tilstander får en imidlertid vanligvis masseforekomst av små opportunistiske polychaeter og en nedgang i dominansen av krepsdyr. Ingen slik masseforekomst av polychaeter ble funnet og en fant en øket dominans av krepsdyr, spesielt i VF-kassene.

Det totale antall individer av krepsdyr var i VF-kassene signifikant høyere enn i de 3 andre kategorier av kasser. Dette skyldes i vesentlig grad en større tetthet av amphipoden *Apherusa bisponosa* og isopoden *Jaera albifrons* i VF-bassengene (figur 89), samt en ikke identifisert mysid. Dette er arter som opptrer i gruntvannsområder og grunnere deler av sublittoralen, ofte med stor tetthet i algeassosiasjoner.

Som sekundæreffekt må en også se på nedgangen i tetthet av polychaeter i V- og VF-kasser i lys av den reduserte mengden sediment i de samme kasser. En stor del av polychaetene er dyr som lever nede i sedimentet (eksempelvis *Scoloplos armiger* og tildels også *Nereis virens*). Det antydes derfor at noe av årsaken til nedgangen i polychaet-tettheten sekundært skyldes redusert mengde sediment. Sannsynligvis betyr nedgangen i mengden sediment relativt lite når en har mer en ca. 5 - 6 cm sediment i kassene. Mangel på sammenheng mellom midlere sedimentdyp og totale antall polychaeter i K- og V-kasser støtter dette. Under slike forhold er det overflatearealet og ikke sedimentvolumet som er avgjørende. Blir derimot sedimentmengden mindre, slik som i F- og VF-kassene, har sedimentdypet betydning for antall dyr under ellers like forhold.

Det er åpenbart at en i disse forsøk har hatt flere enkeltfaktorer som hver for seg kan ha hatt betydning for de forskjeller som er funnet mellom de fire anvendte forsøksbetingelser (K,V,F,VF). Det er imidlertid umulig med sikkerhet å påpeke hvilken av disse sekundære faktorer som har vært viktigst.

Ved tolkingen av faunadataene har en hatt i minne at de ulike forsøksbetingelser har ført til klare effekter på en del fysisk/kjemiske forhold i sedimentet. De forskjeller som er påvist (se kap. 3.7.1) skyldes imidlertid primært forsøksbetingelsene, dvs. varmepåslag og påvirkning fra fiskeproduksjon. De faunaforandringer som er påvist er imidlertid i vesentlig grad mediert via de sekundære forandringer som forsøksbetingelsene har forårsaket (redusert redokspotensial, transport av partikler ut av kassene).

Hovedkonklusjonen fra den biologiske delen av denne undersøkelsen er at en hadde en klar effekt av belastningen fra fiskeproduksjon, og at temperatureffekten, - uavhengig av om en hadde tilførsel av organisk materiale eller ikke, - var marginal.

For noen enkeltarter av krepsdyr kunne man imidlertid spore en klar temperatureffekt når avfall fra fiskeproduksjon var tilstede (figur 89).

## 4. SAMMENFATTENDE DISKUSJON

### 4.1. Virkninger av overtemperatur

Målsetning med prosjektet var å undersøke langtidseffektene av en overtemperatur som var realistisk for resipienten for et kjølevannsutslipp og samtidig så høy at effekter kunne tenkes å ville manifestere seg. En overtemperatur på 3°C var et kompromiss og representerer den belastning som kan forekomme i nærheten av et utslipp etter primærfortynningen, evt. i områder der kjølevann stues opp på grunn av topografien. Ved starten av forsøket ble det på bakgrunn av litteraturgjennomgangen, satt opp en del erfaringer om virkninger av overtemperatur fra andre områder som det var ønskelig å belyse for å se om de var relevante for norske gruntvannssamfunn. Momenter som ble fremhevet var: forskyvning av relativ tetthet (dominans) av ulike arter og økologiske grupper (f.eks. opportunist), forskyvning av forhold mellom energioptak og -forbruk til ulike sesonger og effekter på vekstforhold, forskyvning av reproduksjonsperioder og temperatureffekter formidlet gjennom biologisk samspill.

I utgangspunktet kan overtemperatur påvirke bunnlevende organismer på to fundamentalt forskjellige måter, direkte ved påvirkning av alger og dyrs biologi (energioptak, -forbruk og vekst, atferd, formeringsevne, forskyvning av sesong) eller indirekte gjennom forandring av de fysiske, kjemiske og biologiske omgivelsene. Selv om forhøyning av temperatur nærmest alltid vil gi økning i fysiologiske og biokjemiske prosessers hastighet, er det ikke mulig derfra å si om en organisme påvirkes i positiv eller negativ retning. Selv om man i laboratoriet måler at en prosess endrer hastighet ved temperaturendring, vil algen/dyret i naturen kunne tilpasse seg den endrede temperaturen og justere hastigheten på prosessen tilbake mot det optimale (akklimatisering). Forenklet kan vi si at en organisme har flere toleranseintervaller for miljø- og stressfaktorer (også for temperatur), f.eks. en øvre og nedre grense for ren overlevelse på kort sikt, en for formering, en for biokjemisk og fysiologisk akklimatisering, osv. Ved at toleransegrenser er forskjellige fra art til art og endrer seg over tid, vil virkninger formidlet gjennom biologisk samspill også kunne forsterke eller motvirke de direkte virkningene av temperatur. Muligheten til å forutsi hvordan et helt økosystem vil reagere på overtemperatur er derfor egentlig svært små. Det resultatene fra prosjektet kan hjelpe oss med, er å skalere graden av effekter av en realistisk overtemperatur på en del sentrale organismer under naturlige forhold og se om de likevel går i en forventet retning.

Overtemperaturen påvirket i liten grad bassengvannets fysiske og kjemiske forhold. Oksygenkonsentrasjonene var noe lavere i varmebassengene, sannsynligvis fordi varmt vann inneholder mindre oksygen i mettet tilstand enn kaldt. Likeledes var pH svakt lavere i varme bassenger enn i tilsvarende kalde. Varme-bassengene hadde også noe lavere konsentrasjon av suspenderte partikler, men dette skyldtes det eksperimentelle opplegg og forskjellen hadde neppe ringvirkninger. Varme-bassengene hadde videre et høyere innhold av fosfat og nitrat enn de kalde, men dette var ikke en direkte temperatureffekt, heller en effekt av endringer i produksjonsforhold forårsaket av temperaturpåslaget. Varmen hadde ikke alene noen systematisk effekt på bunnsedimentenes fysisk-/kjemiske forhold.

Overtemperatur hadde liten virkning på utviklingen i total samfunnsstruktur (arter og deres tetthet) på hardbunn. Både K- og V-bassengene viste stor samfunnsendring i perioden november 1989 til februar 1990, mindre endring og tendens til utvikling tilbake mot utgangspunktet i resten av forsøkestiden. Forandringene var i stor grad parallelle og synkrone, men forskjellen mellom samfunnsstruktur i K- og V-bassengene viste seg å være signifikant. Varmepåslag hadde en liten, men signifikant effekt. I den perioden VF-bassengene var omgjort til +1°C belastning, viste disse også en utvikling som samsvarte med den i K og V.

På bløtbunn var det heller ingen entydige effekter av varme alene på samfunnsstruktur. Noe av forklaringen på manglende følsomhet på bløtbunn kan være at samfunnet i utgangspunktet var relativt fattig, men i og med at samfunnsstrukturen ble klart påvirket av vann fra fisk, bør mangelen på effekter betraktes som reelle. En høy toleranse for termisk påvirkning på bløtbunns samfunnsstruktur synes å være gjennomgående også i de undersøkelsene som er gjort rundt eksisterende kjølevannsutslipp i andre land (Bakke & al., 1988; Sandström, 1990)). Artssammensetningen i bløtbunnskassene viste heller ingen tegn til økende dominans av opportunistiske arter, tilsvarende det som ble funnet av Bamber og Spencer (1984) i en kjølevannskanal i Kent, England, der belastningen riktignok var klart høyere.

Effekten av overtemperatur på kolonisering av alger og dyr på utplasserte underlag (granitt, PVC) var marginale. Alle bassengene viste suksessjon i rekrutteringen til granittflater over tid, og suksessjonen fulgte ulike løp i ulike bassenger. Entydige varmeeffekt kunne kun spores på langtidshellene: total rekruttert biomasse til steinflatene var lavere ved temperaturpåslag. På PVC-underlag ga overtemperaturen verken kvalitative eller kvantitative endringer i rekrutteringen.

Effekten av varmpåslag på vekst, omsetning og dødelighet av de undersøkte organismene varierte som ventet med sesong og art. Resultatene er satt opp skjematisk i tabell 45. De bekrefter intrykket av at ulike arter i samme samfunn vil reagere forskjellig på temperaturpåslag. Varmen hadde både positiv og negativ innflytelse, og det var heller ikke noe entydig mønster at varme virket samme veg på overlevelse og på vekst innen en og samme art. Overtemperatur hadde positiv effekt på vekst av *Ulva* og på vekst av individer av *L. saccharina* som tolererte transplanteringen og varmeeksponeringen. For *L. hyperborea* førte overtemperatur generelt til lavere vekst og større dødelighet. Innen den dominerende dyreform på hardbunn, filtrererne, hadde varmen ingen eller positiv virkning på et flertall (harpeskjell, sekkedyr, mosdyr og til dels rur), men virket negativt på noen (blåskjell og trekantmark). Totalt sett var det stort sett like mange positive som negative påvirkninger av temperatur på det utvalg av arter som er presentert i tabellen. Med det forbehold at denne tendensen bare gjelder for det utvalg av arter som er undersøkt og under de rådende forhold, er likevel hovedintrykket av tabell 45 at varmpåslaget på +3°C alene ikke har hatt systematisk effekt på forsøkssamfunnene på lengre sikt.

**Tabell 45.** Forenklet sammenstilling av temperatureffektene 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	pos <sup>1)</sup>	neg
<i>Laminaria saccharina</i> (sukkertare)	pos	i.d.	neg
<i>Fucus serratus</i> (sagtang)	i.d.	neg	i.d.
<i>Ulva lactuca</i> (sjøsalat)	pos	ingen	i.d.
<i>Phyllophora cristata</i> (hummerblekke)	i.d.	ingen	i.d.
<i>Furcellaria fastigata</i> (rødkluft)	i.d.	(neg)	i.d.
<i>Chlamys opercularis</i> (harpeskjell)	ingen	pos	neg
<i>Mytilus edulis</i> (blåskjell)	neg	pos	ingen
<i>Pagurus bernhardus</i> (eremittkreps)	neg	(pos)	neg
<i>Carcinus maenas</i> (strandkrabber)	ingen	i.d.	pos
<i>Asterias rubens</i> (sjøstjerne)	neg	i.d.	ingen
<i>Psammechinus miliaris</i> (sjøpinnsvin)	ingen	i.d.	ingen
<i>Pomatoceros triqueter</i> (trekantmark)	(neg)	i.d.	i.d.
<i>Dendrodoa grossularia</i> (sekkedyr)	pos	i.d.	pos
<i>Membranipora membranacea</i> (mosdyr)	pos	i.d.	pos
<i>Balanus balanoides</i> (rur)	(neg)	i.d.	pos
<i>Nereis virens</i> (børstemark)	i.d.	i.d.	neg
<i>Cheirocratus sundwalli</i> ("tangloppe")	i.d.	i.d.	neg
<i>Scoloplos armiger</i> (børstemark)	i.d.	i.d.	ingen
<i>Apherusa bispinosa</i> ("tangloppe")	i.d.	i.d.	ingen
<i>Jarea albifrons</i> ("tangloppe")	i.d.	i.d.	ingen

<sup>1)</sup> men hemmet av næringssaltbegrensning.

Enkelte av resultatene tyder på at det har vært en sesongmessig forskjell i hvordan varmpåslag har virket. Forsterket dødelighet hos stortare, sukkertare og harpeskjell første sommer kan ha vært forårsaket av at temperaturen i V har kommet opp mot artenes tålegrense i den dypeste del av utbredelsessonen. For harpeskjell er en annen mulig forklaring på høy dødelighet at høyere temperatur har ført til større svømmeaktivitet, og at de derved kan ha skadet hverandre i burene. Dette er i så fall irrelevante effekter (artefakt). En noe mer entydig virkning av varmen var en positiv effekt på energiforhold hos filtrerende dyr i den kaldeste perioden av året, ved at den muliggjorde full akklimatisering av næringsopptak over en større del av vinteren, samtidig som energiforbruket ikke økte tilsvarende. En slik utvidelse av akklimatiserings-muligheten om vinteren vil imidlertid bare være fordelaktig dersom næringsstilbudet i utgangspunktet er godt også om vinteren.

Det samlede inntrykket var derfor at selv om 3°C overtemperatur hadde til dels klare virkninger på enkeltarters og enkeltindividers biologi, var virkningene ikke entydig negative eller positive, og at de i ulik grad har motvirket hverandre slik at total samfunnsstruktur både på hard- og bløtbunn i liten grad ble påvirket.

## 4.2. 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. Denne belastningen ble inkludert i prosjektet som en form for referanse relatert til den kombinerte belastningen av varme og oppdrett. Bare ved å ha samtidig informasjon om hvordan utslipp fra fiskeoppdrett virket alene på forsøks-samfunnene, var det mulig å gi gyldig bedømmelse av den kombinerte belastningen.

På samme måte som ved overtemperatur på 3°C, var 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 de ble ledet inn i bassengene. Likevel var belastningstilstanden mest likt det man finner i et område med redusert vannutskiftning og svak strøm nær et merdanlegg.

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 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 betydelig mer markert. Analysene indikerer at disse bassengene i siste del av forsøket, da lysforholdene var forbedret, var begynt å dreie tilbake mot de rike utgangssamfunnene. Belastningen må derfor i dette tilfellet karakteriseres som positiv for algesamfunnet. Siden hardbunnsamfunnet 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 og V. Under andre forhold vil imidlertid en slik næringssalttilførsel kunne føre til overproduksjon med påfølgende organisk overbelastning.

Tilførselen fra fiskekarene hadde entydig negativ virkning på bløtbunnsamfunnet, både på fysisk/kjemiske parametre (redoks, pH og tilstedeværelse av sulfid) og på bløtbunnsfaunaen. Likevel inntrådte ikke de generelle utviklingstrekk man finner ved organisk anrikning av bløtbunn: økning i antallet små opportunistiske børstemark og nedgang i krepsdyr. En forklaring kan være at det samfunn som etablerte seg i kassene i fjorden i utgangspunktet var relativt tolerant for organisk anrikning. Det var videre noe uventet at de klare fysisk/kjemiske endringene bare ble ledsaget av en relativt beskjeden økning i sedimentenes organiske innhold (TOC).

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.

Effektene av oppdrettsvannet på vekst, omsetning og overlevelse av de arter som er undersøkt, er gitt i tabell 46. 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 *L. hyperborea* (til dels også *L. saccharina*) 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.

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 og på bløtbunn både direkte og via endring i vann- og sedimentkvalitet. Videre var det en mye klarere forandring i samfunnsstruktur over tid under denne belastningen enn i kontrollsamfunnene, men i en positiv retning når lysforholdene ikke lenger var en minimumsfaktor. Hovedinntrykket av kraftigere reaksjon på belastning fra oppdrett enn belastning fra varme er derfor fremtredende.

**Tabell 46.** 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 virkning.

Art	Vekst	Omsetning	Overlevelse
<i>Laminaria hyperborea</i> (stortare)	neg	$\mu\text{g/pos}^1$ )	neg
<i>Laminaria saccharina</i> (sukkertare)	neg	i.d.	neg
<i>Fucus serratus</i> (sagtang)	i.d.	neg	i.d.
<i>Ulva lactuca</i> (sjøsalat)	ingen	pos <sup>2</sup> )	neg (beiting)
<i>Phyllophora cristata</i> (hummerblekke)	i.d.	pos <sup>1</sup> )	i.d.
<i>Furcellaria fastigata</i> (rødkluft)	i.d.	ingen	i.d.
<i>Chlamys opercularis</i> (harpeskjell)	neg	neg	neg
<i>Mytilus edulis</i> (blåskjell)	i.d.	i.d.	i.d.
<i>Pagurus bernhardus</i> (eremittkreps)	ingen	ingen	ingen
<i>Carcinus maenas</i> (strandkrabber)	ingen	i.d.	(neg)
<i>Asterias rubens</i> (sjøstjerne)	neg	i.d.	pos
<i>Psammechinus miliaris</i> (sjøpinnsvin)	neg	i.d.	(pos)
<i>Pomatoceros triqueter</i> (trekantmark)	pos	i.d.	i.d.
<i>Dendrodoa grossularia</i> (sekkedyr)	ingen	i.d.	neg
<i>Membranipora membranacea</i> (mosdyr)	pos	i.d.	pos
<i>Balanus balanoides</i> (rur)	i.d.	i.d.	neg
<i>Nereis virens</i> (børstemark)	i.d.	i.d.	neg
<i>Cheirocratus sundwalli</i> ("tangloppe")	i.d.	i.d.	pos
<i>Scoloplos armiger</i> (børstemark)	i.d.	i.d.	neg
<i>Apherusa bispinosa</i> ("tangloppe")	i.d.	i.d.	ingen
<i>Jarea albifrons</i> ("tangloppe")	i.d.	i.d.	ingen

1) ved øket lys.

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

### 4.3. Kombinert effekt av temperatur og oppdrett

Målsetningen med denne del av forsøket har vært å belyse om kjølevannet etter bruk i oppdrett hadde større evt. mindre virkning på resipienten enn om det var blitt sluppet direkte ut. Det har derfor vært av primær interesse å se om effektene ble større enn summen av de to enkeltbelastningene (synergisme) eller om effektene motvirket hverandre (antagonisme) når de kom i samme utslipp. En forenklet oppsummering av de kombinerte effektene er gitt i tabell 47.

Virkningene av den kombinerte belastningen på oksygen og pH var i hovedtrekk additive: varme og oppdrett virket i samme retning, og i den kombinerte belastningen ble dette forsterket grovt sett tilsvarende sum-effekten. For næringssaltene var det en klar tendens til at varme og oppdrett skjøv konsentrasjonene oppover, i den kombinerte belastningen dreide nivåene tilbake mot kontrollen. Den sannsynlige årsaken var et større næringssaltforbruk (vesentlig benthiske diatomeer og bakterier) ved kombinert belastning enn ved enkeltbelastningene. Større produksjon ble også detektert i kontrollen. Forholdet ble reflektert i klorofyllkonsentrasjonen og biomasse på steinhellene der VF var mest lik kontrollen og høyere enn de andre.

Artssammensetningen av de mikroalgene som etter hvert koloniserte steinhellene viste et annet suksesjonsmønster ved kombinert belastning enn ved enkeltbelastningene, men det er ikke mulig å bedømme additivitet/synergisme i en slik kvalitativ utvikling. Som nevnt ovenfor viste biomasseregistreringene at den kombinerte belastningen dreide forholdene tilbake mot kontrollen i forhold til enkeltbelastningene og hadde således en "nøytraliserende" effekt. Rekrutteringen (spesielt av trekantmark og svamp) til PVC-plater var både i F og VF kvantitativt noe høyere enn i K, men det var ikke klare tegn til innbyrdes forskjell mellom F og VF. Effekten må derfor tolkes til å være additiv.

Virkningene av den kombinerte belastningen på samfunnstruktur på hardbunn var moderat. VF-bassengene fulgte i store trekk det samme mønsteret som K og V helt frem til de ble omgjort til +1°C -bassenger, og også etter dette. Dette indikerer en dempende virkning av den kombinerte belastningen i forhold til virkningen av oppdrettsvann alene.

Sulfid i sedimentet ble kun registrert i den kombinerte belastningen, og siden varme alene ikke påvirket sedimentkjemien i nevneverdig grad, må dette tolkes som en forsterkende negativ effekt av kombinasjonen. Det er sannsynlig at temperaturøkningens latente virkning på nedbrytningsprosessene i sedimentet ikke har manifesterte seg før det ble tilført en tilstrekkelig mengde organisk materiale som kunne brytes ned. Bløtbunnsforsøkene viste også en positiv synergisme ved en tetthetsøkning av enkelte krepsdyr i VF som overgikk summen av tetthetsøkningen av de samme dyr i varme og oppdrett alene. En slik effekt kan forklares med at både mattilgang og øket temperatur var nødvendige forutsetninger for populasjonsøkning.

Effektene av den kombinerte belastningen på makroalgens vekst, omsetning og overlevelse varierte. Biomassemålingene viste dårligere forhold i F enn i de øvrige bassenger. Dette indikerer at den kombinerte belastningen virket antagonistisk. C:N:P-forholdet viste at den kombinerte belastningen var ugunstig for rødalgen rødkluft, men det var ingen effekt av varme og oppdrett enkeltvis. Dette kan tyde på en synergistisk effekt. Det motsatte var tilfelle med en annen rødalge: hummerblekke. Forskjellen kan skyldes ulik toleranse for andre faktorer, f.eks. lysforhold. Den kombinerte belastningen førte til stor dødelighet blant *L. hyperborea* og *L. saccharina*. Igjen var det store individuelle forskjeller mellom forsøksplantene, og *L. saccharina* syntes å tåle belastningen bedre enn *L. hyperborea*. Hos disse tareartene reflekterte vekst og overlevelse i hovedsak en additiv effekt av de to belastningene sammen, mens den hos sjøsalat viste en positiv synergistisk effekt.



Tilvekst og dødelighet hos trekantmark, sekkedyr og mosdyr reflekterte i store trekk en additiv virkning av den kombinerte belastningen, mens veksten hos harpeskjell indikerte additiv virkning i sommerperioden og synergisme på høsten og vinteren. Det ble også påvist synergistisk effekt av den kombinerte belastningen på harpeskjellenes filtreringsrate og på næringsopptak i eremittkreps.

Summert var det altså ikke noe entydig mønster for virkningen av den kombinerte belastningen i forhold til enkeltbelastningene. Både summerte, forsterkende og nøytraliserende virkninger ble påvist i ulike deler av samfunnet. Det var imidlertid tendens til at de fleste antagonistiske (nøytraliserende) virkninger var assosiert med algene. Samlet sett var det likevel en overvekt av enten summerte eller forsterkende virkninger, og dette støtter det generelle visuelle inntrykket fra og med høsten 1989 - at de mest markante avvik fra kontrollbassengene fantes i de kombinerte bassengene. Dette inntrykket var i hovedsak basert på større nedslamming i VF, som til dels skyldtes større vekst av benthiske diatomeer, sammen med forsterket turbiditet, samt lett synlige hvite flekker av døde kalkalger som ikke ble påvist i de andre bassengene. Resultatene viste at effektene også i flere andre sammenhenger var tydeligst i de kombinerte bassengene, men de er likevel noe forbausende at registreringene av samfunnstruktur på hardbunn totalt sett ikke ga nevneverdige avvik fra utviklingen i kontrollen.

**Tabell 47.** Forenklet fremstilling av de kombinerte virkningene ( $E_{vf}$ ) i forhold til virkningene av varme ( $E_v$ ) og oppdrettsvann ( $E_f$ ) alene. add.: additiv effekt ( $E_{vf} = E_v + E_f$ ), syn.: synergistisk effekt ( $E_{vf} > E_v + E_f$ ), antag.: antagonistisk effekt ( $E_{vf} < E_v + E_f$ ), pos.: effekt i positiv retning, neg.: effekt i negativ retning, parentes: usikker virkning.

Respons	Kombinert virkning
Oksygen i vann	add. neg.
pH i vann	add.
Næringssalter	antag.
Rekruttering av mikroalger	antag.
Rekruttering av dyr	add. pos.
Sedimentkjemi	syn. neg.
Bløtbunnsfauna	syn. pos.
Algebiomasse	antag.
Samfunnstruktur hardbunn	antag.
Biokjemisk sammensetning, rødkluft	syn. neg.
Biokjemisk sammensetning, hummerblekke	antag.
Vekst og overlevelse, stortare og sukkertare	add.
Vekst, sjøsalat	syn. pos.
Vekst og dødelighet, trekantmark	add.
Vekst og dødelighet, sekkedyr	add.
Vekst og dødelighet, mosdyr	add.
Vekst og dødelighet, harpeskjell	add./syn. (sesongforskjell)
Filtrering, harpeskjell	syn. neg.
Vekst, eremittkreps	antag.
Spiseintensitet, eremittkreps	syn.

#### 4.4. Resultatoverføring til resipientforhold

De belastninger med varme og 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. For temperaturpåslag er det vanskelig å bedømme om konstant eller vekslende påvirkning gir den verste situasjonen, men i et gruntvannsområde der raske og store temperatursvingninger er vanlige, også på det aktuelle dyp, er det grunn til å tro at konstant overtemperatur vil ha størst effekt. For utslipp fra oppdrett med og uten kjølevann er det enda større grunn til å regne konstant belastning (konstant endring av vann- og sedimentforhold) 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 har større utsagnskraft 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 "begerglass". De vil derfor reagerer 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 i kjølevann-resipienter generellt langs sørnorsk kyst. Utsagnskraften 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. Både de artene som forekom og de som senere ble hentet inn er vanlige i aktuelle kjølevannresipienter i sør-Norge. Utgangssamfunnet på bløtbunn var fattigere enn modne bløtbunnssamfunn på grunt vann. Dette kan tilskrives kort etableringstid og de lokale vann- og sedimentforhold ved etableringen. Artssammensetningen reflekterte forholdene i Drøbaksundet som også er mer preget av eutrofi enn kysten av vest-Norge.

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.

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 tilsvaret omtrent nedre voksegrense for makroalger, etter økning av lystilgangen omtrent nedre halvdel av algesonen. Dette samsvarer grovt sett med det dypet hvor kjølevann vil innlagres og transporteres for de fleste eksisterende og prosjekterte kjølevannsutslipp i Norge. De valgte forsøks-samfunn skulle derfor også dybdemessig være relevante.

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 både for bløt- og hardbunn viser moderate virkninger av overtemperatur, klarere virkninger av oppdrettsvann. Den kombinerte belastningen ga forsterkede effekter på bløtbunn, formidlet gjennom sedimentkjemiske endringer og dempende virkninger på hardbunn. I noen grad har det vært mulig å sammenlikne samfunns effektene med det som er funnet andre steder ved termisk og organisk påvirkning, og vi har ikke funnet effekter som strider fundamentalt mot disse erfaringene.

Det er grunn til å anta at effekter på populasjonsnivå som individvekst, biomasse, biokjemisk sammensetning og dødelighet har reflektert hvordan disse organismene ville reagere på samme langsiktige belastningen i et naturlig miljø. Dødelighet kan i noen tilfeller (harpeskjell og eremittkreps, trekantmark) ha vært tetthetsavhengig, f.eks. ved predasjon. I disse tilfellene vil effektene være en direkte funksjon av tetthetsforhold mellom byttedyr og predator og bør derfor ikke generaliseres. Effektene på individnivå som næringsopptak og oksygenforbruk er målt under rene laboratorieforhold, men på organismer som helt frem til de ble målt, og under målingene, var utsatt for belastningen i et mest mulig "naturlig" miljø. Selve målingene tilsvare derfor samme situasjon som om organismene ble tatt direkte opp fra en naturlig resipient, og overføringsverdien ansees å være god. Effektene på populasjoner og individer gikk begge veier avhengig av hvilken art, sesong og funksjon som ble undersøkt.

Ved bedømmelse av det optimale dyp for kjølevannsutslipp vil man ofte ha valget mellom utslipp på dypt vann eller ved overflaten. En av faktorene som man må bygge valget på, er om det er forskjell i såbarhet for overtemperatur i samfunn ved overflaten og dypere nede. 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 i noen grad at bedre lysforhold førte til reduserte effekter av de tre belastningsformene på algevegetasjonen. Det er sannsynlig at dette var en bedring fra en situasjon der lys var minimumsfaktor. For flere alger vil lyset på ca. 10 m dyp også være en minimumsfaktor, og forsøksresultatene skulle derfor tilsi at effektene ble mindre nærmere overflaten. Det er videre en generell tendens til at temperatursvingningene er høyest nær overflaten. I slike tilfeller er organismene her tilpasset dette og skulle derfor også tåle fluktuerende kjølevannsvirkning minst like bra som dypere nede. Vannbevegelser og topografi gjør imidlertid at naturlig temperaturfluktuasjon kan være like stor på 10 - 20 m dyp som ved overflaten i grunne skjærgårdsområder. Dette er f.eks. registrert ved Kårstø. Dette tilsier at man bør vurdere temperaturtoleransen som noenlunde lik for organismer på 10 - 15 m dyp og på 0 - 2 m dyp.

Det er derfor argumenter for å forvente at de effekter og mangler på effekter som ble funnet i forsøket ikke ville vært større om forsøket hadde blitt utført på samfunn fra overflaten, og at overføringsverdien fra forsøket er omtrent den samme til naturlige bunnsamfunn i hele algevegetasjonsbeltet.

#### 4.5. Eksperimentell erfaring

Bruken av eksperimentelle økosystemer i størrelser over 1 m<sup>3</sup> er en relativt ny utvikling i marin forskning. Den er begrunnet i at mange prosesser og interaksjoner i havet ikke kan forstås fullt ut gjennom observasjoner i miljøet eller ved kontrollerte laboratorieforsøk i mindre skala. Erfaring har vist at forsøk med eksperimentelle økosystemer har gitt informasjon det ikke ville vært mulig å oppnå gjennom tradisjonelle angrepsmåter (Menzel, 1990). Det var også grunnlaget for forslaget om å anvende modelløkosystemer i vårt prosjekt. MFS har gjennom de siste år opparbeidet en erfaring med ulike typer modelløkosystemer som neppe noen annen forskningsstasjon idag har, og erfaringen dekker både hard- og bløtbunnsamfunn. Likevel var det første gang noen hadde satt i gang et langsiktig modelløkosystem-forsøk med sublittorale hardbunnsamfunn, som var det mest relevante for kjølevannspåvirkning langs norsk kyst. For bløtbunnsamfunn var erfaringen noe større, men også her måtte ny metodikk utprøves, og erfaring fra analoge forsøk anvendes. Det har derfor vært viktig å nedtegne den erfaring prosjektet har gitt for fremtidige økosystem-eksperimenter.

Det å bygge opp sublittorale samfunn ved overføring av elementer fra naturlige hard- og bløtbunns-systemer fremfor å satse på gradvis etablering gjennom rekruttering, har latt seg gjennomføre. Videre har det vært relativt enkelt å supplere samfunnet med overføringer av populasjoner av de arter man var spesielt interessert i å undersøke og å gi disse et naturlig omgivende miljø. Organismene som ble overført på denne måten har hatt en rimelig overlevelse, og i tilfellene med høy dødelighet har dette i de fleste tilfeller kunnet forklares ved for lite lys, nedbeiting eller mekanisk belastning, - m.a.o. faktorer det går an å gjøre noe med. Erfaringen har også vist at den tekniske utrustning (vanntilførsel, vannbevegelse) har vært tilstrekkelig til å sikre et vannmiljø som man normalt kan finne også i naturen, men at klare forbedringer kan gjøres.

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. For bløtbunnsamfunnet har man ikke direkte kunnet kontrollere likheten i de 16 kassene som ble overført. Likhetsanalyser av de 4 tilfeldige kassene som ble "ofret" ved forsøkets begynnelse, viste at samfunnsstrukturen var rimelig lik fra kasse til kasse, og man må anta at det samme var tilfelle for de øvrige.

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 tre faktorer som først og fremst kan ha hatt betydning: naturlig rekruttering, en vannbevegelse som hindret nedslamming og tilstrekkelig lys.

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 grensesonen for tilstrekkelig lys og der turbiditetsforhold ble viktigere for algefloaen enn næringssalter. Bare ved bedre lysforhold (grunnere vann) ble den stimulerende virkningen av tilførte næringssalter på produksjonen manifestert.

Mangfoldet i vårt utsnitt av hardbunns-samfunnet var etter overføring på samme nivå som utgangs-samfunnet. Dette var også forventet ettersom naturlig begrodde stein ble overført. Mangfoldet i de bløtbunns-samfunn som hadde etablert seg i kassene før de ble flyttet inn i bassengene var imidlertid reativt lavt i forhold til tidligere rekoloniseringsforsøk i området. Vi må derfor anta at følsomheten for de belastningene som ble pålagt antakelig var noe lavere enn vi hadde forventet (det er grense for hvor mye fattigere et allerede fattig samfunn kan bli).

De delprosjekter og måleprogrammer som ble inkludert, var til dels satt opp på forhånd, til dels endret underveis på basis av erfaring. Noen måtte oppgis, men ble supplert med andre. Undersøkelse av samfunnstruktur ved analyse av utvalgte stein, rekruttering til granittflater, vekstmålinger på enkeltalger og på muslinger i bur, næringsfysiologiske målinger og elektrodemålinger av pH, redoks og sulfid i sediment, har gått tilfredsstillende, evt. har problemene vært slik at de er lette å rette på i senere forsøk. Registrering av fauna-rekruttering på andre substrater, vekstmålinger ved gjentatt fotografering av stein og kartlegging av effekter på bløtbunnsfauna, har vært vanskeligere å gjennomføre, dels av praktisk/tekniske grunner (kontrollert fotoregistering), dels fordi rekrutteringen var lav. Disse forsøkene har likevel gitt viktige bidrag til resultatene. Måleprogrammer som siktet på å kartlegge effekter på modning og formering hos utvalgte arter i samfunnet, måtte i praksis oppgis, både av tidsmessige grunner og fordi forsøkspopulasjonene ble for små til en tilfredsstillende prøvetaking.

## 5. KONKLUSJONER

1. Overtemperaturen påvirket i liten grad bassengvannets fysiske og kjemiske forhold, bortsett fra svakt redusert oksygenkonsentrasjon og en svak senkning av pH og noe høyere innhold av fosfat og nitrat, det siste en indirekte effekt av endringer i produksjonsforhold forårsaket av temperaturpåslaget. Vann fra fiskeproduksjon hadde klare virkninger på bassengenes vannkvalitet, med 10 - 15% lavere oksygennivå enn i kontrollen, rundt 50% økning i suspenderte partikler og høyere konsentrasjoner av alle næringssaltene. Virkningene av den kombinerte belastningen var i hovedtrekk additive.
2. Overtemperaturen hadde ingen systematisk virkning på bunnsedimentenes fysisk/kjemiske forhold. Tilførselen fra fiskeproduksjon hadde entydig negativ virkning. Kun ved den kombinerte belastningen ble det observert sulfid i sedimentene.
3. Samfunnstrukturen på hardbunn forandret seg kraftig over tid i alle bassenger og etter samme generelle hovedtrekk. Det utviklet seg likevel signifikante forskjeller mellom behandlingene. Strukturen i V-bassengene holdt seg mest lik K, VF-samfunnene viste større avvik og F-samfunnene størst.
4. Initiell rekruttering til hardbunn (2 måneders perioder) var signifikant forskjelling i de ulike behandlingene, men det var likevel større forskjell med sesong enn med behandling. På substrater som stod i bassengene over hele perioden utviklet artssammensetningen i kontrollsamfunnet seg ulikt de øvrige behandlingene. I de belastede bassengene synes vann fra fiskeproduksjon å gi det største avvik i rekrutterings-mønster både hos alger og dyr. Hovedinntrykket var at de fiskebelastede bassengene kvalitativt og kvantitativt hadde størst rekruttering av dyr.
5. 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. Produksjonspotensialet var høyest i kontrollsamfunnene. Forholdene for algeproduksjon var dårligst ved belastning med kaldt vann fra fiskeproduksjon, bortsett fra hos sjøsalat.
6. Overtemperatur førte til øket dødelighet hos stortare og fingertare. Veksten var best i kontrollsamfunnet og dårligst ved den kombinerte belastningen. Hos sjøsalat var veksten best ved den kombinerte belastningen. Beitetrykket på sjøsalat var størst i vann fra fiskeproduksjon.
7. Hos trekantmark og mosdyr var individuell vekst kraftigst i bassengene belastet med vann fra fiskeproduksjon (F og VF). Hos harpeskjell viste disse populasjonene den laveste veksten. Overtemperatur alene hadde ikke innvirkning på veksten hos harpeskjell, svakt negativ virkning på vekst hos blåskjell. Hos eremittkreps var gjennomsnittlig vekst lavest i de "varme" bassengene (V og VF), men dette kan ha vært resultat av størrelses-spesifikk predasjon.
8. Næringsfysiologien hos harpeskjell og blåskjell viste liten reaksjon på overtemperatur i den varme årstiden grunnet fullstendig akklimatisering. I den kaldeste del av året (< 5°C) førte overtemperaturen til klart høyere næringsopptak og bedring i energibalansen hos begge artene. Vann fra oppdrett ga klart lavere filtreringshastigheter, men dette ble delvis kompensert ved at vannet inneholdt mer næringspartikler.

9. Varmepåslaget hadde ingen systematisk effekt på bløtbunnsfaunaens struktur, men til en viss grad på enkeltarter. Belastningen fra oppdrett hadde entydig negativ virkning på enkelte arter polychaeter, mens den kombinerte belastningen synes å virke positiv på enkelte arter krepsdyr.
10. Det samlede inntrykk av overtemperatur alene var at selv om det til dels var klare virkninger på enkeltarters og enkeltindividers biologi, var virkningene ikke entydig negative eller positive. I ulik grad motvirket de hverandre, slik at total samfunnsstruktur på både hard- og bløtbunn i liten grad ble påvirket.
11. Belastningen med vann fra fiskeproduksjon ga i hovedsak negative effekter på enkeltarter og på bløtbunn og mye klarere endringer i hardbunns samfunnsstruktur over tid enn overtemperatur. Hovedinntrykket var en kraftigere reaksjon på belastning fra oppdrett enn belastning fra varme.
12. Den kombinerte belastningen viste ikke noe entydig mønster av effekter i forhold til enkeltbelastningene. Både summerte, forsterkede og nøytraliserende virkninger ble påvist i ulike deler av samfunnet. Samlet sett var det likevel en overvekt av enten summerte eller forsterkende virkninger, bortsett fra hos de store algene, og dette støtter det generelle visuelle inntrykket fra og med høsten 1989 - at de verste forholdene fantes i de kombinerte bassengene. Dette inntrykket var i hovedsak basert på større nedslamming i VF, som til dels skyldtes større vekst av benthiske diatomeer, øket turbiditet og lett synlige hvite flekker av døde kalkalger som ikke ble påvist i de andre bassengene.
13. Den vedvarende belastningen gitt i eksperimentet representerte en realistisk verste-situasjon i en resipient (oppstuing av avløpsvann). Mangel på ensrettede effekter under slike forhold gir derfor en viss trygghet for at slike effekter heller ikke vil forekomme i resipienten. 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. 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.
14. Det er argumenter for å forvente at de effekter som ble funnet i forsøket, ikke ville vært større om forsøket hadde blitt utført på samfunn i strandkanten, og at overføringsverdien er omtrent den samme til naturlige bunnsamfunn i hele algevegetasjonsbeltet.

## 6. LITTERATUR

- Asare, S.O. og M.M. Harlin, 1983. Seasonal Fluctuations in Tissue Nitrogen for Five Species of Perennial Macroalgae in Rhode Island Sound. *J. Phycol.* 19, 254-257 (1983).
- Asmus, H., 1982. Field measurements on respiration and secondary production of a benthic community in the Northern Wadden sea. *N. J. Sea Res.* 16:403-413.
- Atkinson, M.J. og S.V. Smith, 1983. C:N:P ratios of benthic marine plants. *Limnol. Oceanogr.* 28(3), 1983, 568-574.
- Austreng, E., T. Storebakken og T. Åsgård., 1987. Growth rate estimates for cultured Atlantic salmon and rainbow trout. *Aquaculture*, 60: 157-160.
- Bakke, T., J.A. Berge og I. Haugen, 1988. Miljøvirkninger av kjølevannsutslipp - en litteraturgjennomgang. Norsk institutt for vannforskning rapport nr 2163, 45 s.
- Bakke, T., J.A. Berge, A. Pedersen, F. Moy og M. Walday, 1990. Kombinerte effekter av kjølevann og utslipp fra landbasert oppdrett på marine grunnvannssamfunn. Upublisert datarapport O-88143. Norsk institutt for vannforskning.
- Bamber, R.N., og J.F. Spencer, 1984. The benthos of a coastal power station thermal discharge canal. [Kingsnorth Power Station, Medway esuary]. *Lab. Note cent. Elect. res. Lab.*, no TPRD/L/2540/N83. 37 s.
- Bayne, B.L. (ed.), 1976. Marine mussels: their ecology and physiology. International Biological Programme 10. Cambridge University Press, Cambridge.
- Bayne, B.L., 1985. Responses to environmental stress: tolerance, resistance and adaptation. S 331-350 i Gray, J.S., og Christiansen, M.E., (eds.) Marine biology of polar regions and effects of stress on marine organisms. Proceedings 18 EMBS Symposium. Wiley Interscience.
- Berge, J. A., 1990. Macrofauna recolonization of subtidal sediments. Experimental studies on defaunated sediment contaminated with crude oil in two Norwegian fjords with unequal eutrophication til mars og så *Ecol. Prog. Ser.*, 66: 103-115.
- Bingham, B.L. og C.M. Young, 1991. Influence of sponges on invertebrate recruitment: a field test of allelopathy. *Marine Biology* 109, 19-26.
- Brown, J.R., R.J. Gowen og D.S. McLusky, 1987. The effect of salmon farming on the benthos of a Scottish sea loch. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, 109: 39-51.
- 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.
- Crisp, D.J. og E. Bourget, 1985. Growth in barnacles. *Adv. mar. Biol.* 22, 199-244.
- Dybern, B.I. 1969. The Ascidians of the Baltic proper. Distribution and ecology. *Limnologica*. 7, 27-36.



- Fredriksen, S. og J. Rueness, 1990. Eutrofisituasjonen 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.
- Gowen, R.J. og N.B. Bradbury, 1987. The ecological impact of salmonid farming in coastal waters: A review. *Oceanogr. Mar. Ann. Rev.*, 25: 563-575.
- 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. Elsevier Science Publ., B.V., Amsterdam.
- Hanisak, M.D., 1983. The Nitrogen Relationships of Marine Macroalgae. Nitrogen in the Marine Environment. Academic Press, Inc.
- Hartmann-Schröder, G. 1971. Annelida, Borstenwürmer, Polychaeta. In: *Der Tierwelt Deutschlands*, vol.58. Veb Gustav Fischer Verlag.
- Hayward, P.J. og J.S. Ryland (eds.), 1990a. The Marine Fauna of the British Isles and North-West Europe. Vol.1, Introduction and Protozoans to Arthropods. Clarendon Press - Oxford.
- Hayward, P.J. og J.S. Ryland (eds.), 1990b. The Marine Fauna of the British Isles and North-West Europe. Vol.2, Molluscs to Chordates. Clarendon Press - Oxford.
- Hiscock, K. 1985. Aspects of the ecology of rocky sublittoral areas. In: Moore, P.G., Seed, R. (eds). *The Ecology of Rocky Coasts*. Hodder and Stoughton, London.
- 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). Dr. W. Junk b.v. Publ., The Hague.
- 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.
- Kinne, O. (ed.), 1970. *Marine Ecology*, Vol I. (part I) Wiley-Interscience. 681 s.
- Kremer, B.P., 1975. Physiologisch-chemische Charakteristik verschiedener Thallusbereiche von *Fucus serratus*\*. *Helgoländer wiss. Meeresunters.*, 27, 115-127.
- Leffertstra, H., 1991. Rensing. s. i: *Miljøhåndbok for fiskeoppdrett*. (J-O. Vikan (ed). Aqua Books, Oslo.
- Lüning, K., 1990. *Seaweeds. The Environment, Biogeography, and Ecophysiology*. John Wiley & Sons, Inc., New York.
- Lüning, 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.
- Lützen, J.G., 1967. Sækdyr. In: *Danmarks fauna*, No.75. G.E.C. Gads forlag København.

- McLusky, D.S., V. Bryant, og R. Campbell, 1986. The effects of temperature and salinity on the toxicity of heavy metals to marine and estuarine invertebrates. *Oceanogr. Mar. Biol. Ann. Rev.*, 24, 481-520.
- Menzel, D., 1990(?). Introduction to C.M. Lalli (ed.): *Enclosed Experimental Marine Ecosystems: A Review and Recommendations*. Springer-Verlag New York, 1990.
- Millar, R.H., 1970. British Ascidians. In: *Synopses of the British Fauna (New Series)*, No.1. Academic Press London.
- Millar, R.H., 1971. The biology of Ascidians. *Adv. mar. Biol.* 9, 1-100.
- Naylor, E., 1965. Effects of heated effluents upon marine and estuarine organisms. *Adv. mar. Biol.* 3, 63-103.
- Newell, R.C. og G.M. Branch, 1980. The influence of temperature on the maintenance of metabolic energy balance in marine invertebrates. *Adv. Mar. Biol.*, 17, 329-396.
- Nilsson-Cantell, C-A. 1978. Cirripedia Thoracica and Acrothoracica. In: *Marine Invertebrates of Scandinavia*. Universitetsforlaget Oslo.
- Pamatmat, M.M., 1968. Ecology and metabolism of a benthic community on an intertidal sand flat. *Int. Revue ges. Hydrobil.* 53 : 211-298.
- Pearson, T.H. og R. Rosenberg, 1978. Macrobenthic succession in relation to organic enrichment and pollution of the marine environment. *Oceanogr. Mar. Biol. Ann. Rev.*, 16: 29-311.
- Pedersen, A., N. Green, M. Walday og F. Moy, 1991. Langtidsovervåking av trofiutviklingen i kystvannet langs Sør-Norge. Årsrapport for hadbunnsundersøkelsene i 1990. NIVA-rapport O-900631 (l.nr. 2606). 127 s.
- Ramus, J. et al., 1976. Changes in photosynthetic pigment concentration in seaweeds as a function of water depth. *Mar. Biol.* 37, 223-229.
- Rasmus, J. et al., 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.
- Rhee, G-Y., 1978. Effects of N:P atomic ratios and nitrate limitation on algal growth, cell composition, and nitrate uptake. *Limnology and Oceanography* (1978), Vol. 23(1) 10-25.
- Richardson, C.A., A.C. Taylor og T.J. Venn, 1982. Growth of the Queen Scallop *Chlamys Opercularis* in Suspended Cages in the Firth of Clyde. *J. mar. biol. Ass. U.K.* (1982) 62: 157-169.
- Ritz, D.A., M.E. Lewis og M. Shen, 1989. Response to organic enrichment of infauna macrobenthic communities under salmonid sear (ST). *Den andr.*, 103:211-214.
- Roads, D.C., 1974. Organism-sediment Relations on the Muddy Sea Floor. *Oceanogr. Mar. Biol. Ann. Rev.* 12: 263-300.

- Ryland, J.S., 1970. Bryozoans. Hutchinson University Library. Hutchinson & Co. (Publishers) Ltd. London.
- Ryland, J.S. og P.J. Hayward, 1977. British Anascan Bryozoans. In: Synopses of the British Fauna (New Series), No.10. Academic Press London.
- Sandstrøm O., 1990. Vattenmiljön vid Forsmarks kraftstasjon. Naturvårdsverket rapport nr. 3867. 42s.
- Schaanning, M., 1991. Kjemiske undersøkelser av sediment og porevann påvirket av fiskeoppdrett. Jordforskrapport nr. 212. 409-1, ISBN 82-7467-024-8.
- Stigebrandt, A., 1986. Modellberegninger av en fiskeodlings miljøbelastning. NIVA-Rapport O-86004 (l.nr 1823). 28 s.
- Stubbings, H.G., 1975. *Balanus balanoides*. Liverpool University Press. 175 pp.
- Sundene, O., 1964. The ecology of *Laminaria digitata* in Norway in view of transplant experiments. *Nytt Mag. Bot.* 11: 83-107.
- Thome, P. og M. Walday, 1987. Effekter av lavkonsentrert kronisk dieselolje-eksponering på populasjoner av *Mytilus edulis*. Hovedfagsoppgave i marin zoologi, Universitetet i Oslo, 1987. 102 s. + app.
- Widdows, J., 1976. Physiological adaptation of *Mytilus edulis* to cyclic temperatures. J. Comp. Physiol., 105, 115-128.
- Widdows, J. og B.L. Bayne, 1971. Temperature Accimation of *Mytilus edulis* with reference to its Energy Budget. *J. mar. biol. Ass. U.L.* (1971) 51: 827-843.

---

Norsk institutt for vannforskning  NIVA

Postboks 69 Korsvoll, 0808 Oslo  
ISBN 82-577-2096-8