

437

# OPPDRAKSMELDING

Dokka-deltaet –  
ferskvannsbiologiske konsekvenser av  
kraftutbyggingen i Dokka-vassdraget

Gunnar Halvorsen  
Svein - Erik Sloreid  
Bjørn Walseng



NINA • NIKU

NINA Norsk institutt for naturforskning



Dokka-deltaet –  
ferskvannsbiologiske konsekvenser av  
kraftutbyggingen i Dokka-vassdraget

Gunnar Halvorsen  
Svein - Erik Sloreid  
Bjørn Walseng

## NINA•NIKUs publikasjoner

NINA•NIKU utgir følgende faste publikasjoner:

### NINA Fagrapport

#### NIKU Fagrapport

Her publiseres resultater av NINAs og NIKUs eget forskningsarbeid, problemoversikter, kartlegging av kunnskapsnivået innen et emne, og litteraturstudier. Rapporter utgis også som et alternativ eller et supplement til internasjonal publisering, der tidsaspekt, materialets art, målgruppe m.m. gjør dette nødvendig. Opplag: Normalt 300-500

### NINA Oppdragsmelding

#### NIKU Oppdragsmelding

Dette er det minimum av rapportering som NINA og NIKU gir til oppdragsgiver etter fullført forsknings- eller utredningsprosjekt. I tillegg til de emner som dekkes av fagrapportene, vil oppdragsmeldingene også omfatte befaringsrapporter, seminar- og konferanseforedrag, årsrapporter fra overvåkningsprogrammer, o.a. Opplaget er begrenset. (Normalt 50-100)

### Temahefter

Disse behandler spesielle tema og utarbeides etter behov bl.a. for å informere om viktige problemstillinger i samfunnet. Målgruppen er "almenheten" eller særskilte grupper, f.eks. landbruket, fylkesmennenes miljøvernavdelinger, turist- og friluftlivskretser o.l. De gis derfor en mer populærfaglig form og med mer bruk av illustrasjoner enn ovennevnte publikasjoner.

Opplag: Varierer

### Fakta-ark

Hensikten med disse er å gjøre de viktigste resultatene av NINA og NIKUs faglige virksomhet, og som er publisert andre steder, tilgjengelig for et større publikum (presse, ideelle organisasjoner, naturforvaltningen på ulike nivåer, politikere og interesserte enkeltpersoner). Opplag: 1200-1800

I tillegg publiserer NINA og NIKU-ansatte sine forskningsresultater i internasjonale vitenskapelige journaler, gjennom populærfaglige tidsskrifter og aviser.

Serien omfatter problemoversikter, kartlegging av kunnskapsnivået innen et emne, litteraturstudier, sammenstilling av andres materiale og annet som ikke primært er et resultat av NINAs egen forskningsaktivitet.

I tillegg publiserer NINA og NIKU-ansatte sine forskningsresultater i internasjonale vitenskapelige journaler, gjennom populærfaglige tidsskrifter og aviser.

Halvorsen, G., Storeid, S.-E. & Walseng, B. 1996. Dokka-deltaet - ferskvannsbiologiske konsekvenser av utbyggingen i Dokka-vassdraget. - NINA oppdragsmelding 437: 1-101.

Oslo, november 1996

ISSN 0802-4103

ISBN 82-426-0735-4

Forvaltningsområde:

Naturinngrep

Major landuse change

Opphavsrett ©:

Stiftelsen for naturforskning og kulturminneforskning

Publikasjonen kan siteres fritt med kildeangivelse

Redaksjon:

Erik Framstad

NINA, Oslo

Design og layout:

Klaus Brinkmann

Tegnekontoret NINA•NIKU, Oslo

Sats/Orginaler:

Klaus Brinkmann,

Tegnekontoret NINA•NIKU, Oslo

Opplag: 150

Kopiert på miljøpapir!

Kontaktadresse:

NINA

Boks 736 Sentrum

0105 Oslo

Tel.: 22 94 03 00

Tilgjengelighet: Åpen

Prosjekt nr.: 15109

Ansvarlig signatur:



Oppdragsgiver:

NINA/NVE/Oppland energiverk

## Referat

Halvorsen, G., Sloreid, S.-E. & Walseng, B. 1996. Dokka-deltaet - ferskvannsbiologiske konsekvenser av utbyggingen i Dokka-vassdraget. - NINA oppdragsmelding 437: 1-101.

Kraftutbygging i Dokka har redusert vannføringen gjennom Dokkadeltaet med nær 50 %. Ferskvannsbiologiske effekter av dette er undersøkt i perioden 1987 til 1990, og omfatter to år før og to år etter vannføringsendringene. Sedimentasjon, vannkjemi, plankton, litorale krepsdyr og bunndyr med hovedvekt på fåbørstemark er undersøkt.

Sedimentasjonen varierer om sommeren omkring 2 - 4 g m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup> men kan i flomperioder øke til 278 g m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup>. Det er ikke observert endringer i pH etter utbygging, mens ledningsevnen har økt noe. Siktedypet har også økt.

Det er påvist 54 arter vannlopper og 26 arter hoppekreps. Planktonsamfunnet er sterkt influert av vannføringen gjennom deltaet. Tettheten varierer ute i deltaet fra nær 0 ind. l<sup>-1</sup> under vårfloppen til vel 80 ind. l<sup>-1</sup> ved maksimum i september / oktober. Normal sommertetthet varierer omkring 20 - 30 ind. l<sup>-1</sup>. Samfunnene er dominert av *Holopedium gibberum*, *Daphnia cristata*, *D. galeata*, *Bosmina longispina*, *Cyclops abyssorum*, *Mesocyclops leuckarti*, *Limnocalanus macrurus*, *Eudiaptomus gracilis* og *Heterocope appendiculata*. Livssyklus er beskrevet. Planktonets vertikalfordeling viser tre hovedmønstre. De fleste artene prefererer de øverste 5 - 7,5 m, men *L. macrurus*, *C. abyssorum* og tidvis også *D cristata* står i hypolimnion.

De grunne delene av deltaet tørrlegges hver vinter og dette preger utviklingen i krepsdyrsamfunnene. Antall arter er lavt tidlig om våren og sent på høsten, mens antallet er størst i juli - august. Tettheten er størst i og nær vegetasjonsbeltene, med inntil 1 000 ind. l<sup>-1</sup>. I de frie vannmassene varierer den stort sett mellom 1 og 10 ind. l<sup>-1</sup>. Krepsdyrsamfunnene er dominert av vannlopper om sommeren og av hoppekreps om våren og høsten. Tettheten av vannlopper har økt fra 1988 til 1990 mens den har avtatt hos hoppekrepsene. *B. longispina* og *B. longirostris* dominerer sammen med *M. leuckarti*. Hoppekrepsfaunaen består nesten utelukkende av cyclopoide arter.

Bunndyrfaunaen er dominert av fåbørstemark, fjærmygg, rundormer og småmuslinger. Det er påvist henholdsvis 37, 31 og 83 taxa av rundormer, fåbørstemark og fjærmygg. Artssammensetningen indikerer meso- til eutrofe forhold og innslaget av semiakvatiske arter er stort. Fåbørstemarkene utgjør ca 70 - 95 % av individene på de stasjonene som ikke tørrlegges og ca 25 - 65 % på de som tørrlegges. Tilsvarende tall for fjærmygg er henholdsvis ca 3 - 25 % og 14 - 43 %, og for rundormene ca < 1 - 7 % og 8 - 36 %. Bunndyrtettheten er relativt lik på samtlige stasjoner og varierer stort sett mellom 20 000 og 50 000 ind. m<sup>-2</sup>, med inntil 200 000 ind. m<sup>-2</sup> i årlig gjennomsnitt på stasjoner med stor sedimentasjon. Tettheten har økt fra 1988 til 1990 på grunn av redusert vannføring og endret sedimentasjonsmønster. Økningen er ulik for de enkelte bunndyrgrupper. Dominansforholdene mellom de ulike artene er også endret, fra dominans av r-strategiske arter til dominans av K-strategiske arter.

Redusert vannføring har gitt følgende endringer:

- mer stabil og skarpere temperatursjiktning og kjemisk sjiktning,
- økt siktedyp,
- svak økning i ledningsevne og næringssaltinnhold,
- en større del av sedimentasjonen skjer i elveløpet og i de indre deler av deltaet,
- planktonsamfunnet er blitt mer stabilt med økt andel hoppekreps, dominansforholdene forøvrig er også endret,
- bunndyrtettheten har økt tildels betydelig på de stasjonene som har fått økt sedimentasjon og har avtatt på de hvor den er redusert, samfunnsstrukturen er endret.

Emneord: Innsjødelta, sedimentasjon, vannkjemi, plankton, litorale krepsdyr, bunndyr, Crustacea, Cladocera, Copepoda, Oligochaeta.

Gunnar Halvorsen, Svein-Erik Sloreid og Bjørn Walseng, NINA, P.b. 736 Sentrum, N-0105 Oslo

## Abstract

Halvorsen, G., Sloreid, S.-E. & Walseng, B. 1993. The Dokka delta - consequences of water power development in the River Dokka. - NINA forskningsrapport 437: 1-101.

Water power development has reduced the waterflow through the Dokka delta to about 50 % of its natural level. The biological effect of this reduction has been studied in the period 1987 to 1990, comprising two years before and two years after the reduction. Sedimentation, water chemistry, planktonic and littoral crustaceans and bottom fauna have been studied.

The sedimentation rates vary in summer between 2 - 4 g m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup>, but can increase to 278 g m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup> during floods. There has been no changes in pH, while the specific conductivity has increased. The secchi disk readings have increased to some extent.

Altogether 54 species of Cladocera and 26 species of Copepoda have been found. The plankton community is heavily influenced by the waterflow through the delta. The density varies from close to 0 ind. l<sup>-1</sup> during the spring floods to about 80 ind. l<sup>-1</sup> at the maximum in September / October. Mean density during summer is normally about 20 - 30 ind. l<sup>-1</sup>. The community is dominated by *Holopedium gibberum*, *Daphnia cristata*, *D. galeata*, *Bosmina longispina*, *Cyclops abyssorum*, *Mesocyclops leuckarti*, *Limnocalanus macrurus*, *Eudiaptomus gracilis* and *Heterocope appendiculata*. The lifecycles are described. The vertical distribution of the plankton shows three main patterns. Most species prefer the uppermost 5 - 7.5 m, but *L. macrurus*, *C. abyssorum* and to some degree *D. cristata* prefer to stay in hypolimnion.

The shallow part of the delta is drained during winter, which strongly influences the development of the crustacean communities. Numbers of species are low early in spring and autumn and maximal in July - August. The density is highest in the vegetation and in the interface between open water and the vegetation belts, and can be higher than 1 000 ind. l<sup>-1</sup>. In the open water it is normally 1 to 10 ind. l<sup>-1</sup>. The crustacean communities in summer are dominated by cladocerans while the copepods dominate in spring and autumn. The density of cladocerans have increased from 1988 to 1990 while that of copepods has decreased. *B. longispina* and *B. longirostris* dominate together with *M. leuckarti*. The copepods are totally dominated by cyclopoids.

The bottom fauna is dominated by oligochaets, chironomids, nematodes and small bivalves. The number of taxa of nematodes, oligochaets, and chironomids are 37, 31, and 83 respectively. The species composition indicates mesotrophic to eutrophic conditions, and a large number of species are semiaquatic. The oligochaets constitute about 70 - 95 % of the individuals at stations that are not drained during winter and about 25 - 65 % at stations which are drained. Comparable numbers for chironomids are 3 - 25 % and 14 - 43 % respectively, and for nematodes < 1 - 7 % og 8 - 36 %. The density of the bottom fauna is quite similar at all the stations, and vary mostly between 20 000 og 50 000 ind. m<sup>-2</sup>, but can be as high as 200 000

ind. m<sup>-2</sup> where the sedimentation is high. The density has increased from 1988 to 1990 because of reduced waterflow and altered sedimentation pattern. The increase in density is different in different groups. Dominance relationships have also changed drastically from r-strategic to K-strategic species.

Reduced waterflow has resulted in the following main changes:

- more stable and more distinct stratification in temperature and chemical substances,
- increased Secchi disk transparency,
- a small increase in specific conductivity and nutrient salts,
- a larger part of the sedimentation occurs in the riverbed and in the inner part of the delta,
- the plankton community has become more stable with an increased portion of copepods, the dominance structure among the different species has also changed,
- the density of the bottom fauna has increased at the stations where the sedimentation has increased and decreased at those where the sedimentation has decreased, the community structure is altered.

Key words: Lake delta, sedimentation, water chemistry, plankton, littoral crustacean, bottom fauna, Crustacea, Cladocera, Copepoda, Oligochaeta.

Gunnar Halvorsen, Svein-Erik Sloreid and Bjørn Walseng, NINA, P.b. 736 Sentrum, N-0105 Oslo, Norway

# Forord

Foreliggende undersøkelse inngår i kartleggingen av konsekvensene av en kraftutbygging i Dokkavassdraget for de biologiske forhold i Dokkadeltaet i nordenden av Randsfjorden. Prosjektet er planlagt i to faser hvor første fase er en analyse av tilstanden før og umiddelbart etter utbygging. Neste fase omfatter en undersøkelse av de mer langsiktige virkninger av utbyggingen. Foreliggende rapport gir resultatene fra første fase.

Prosjektet har vært finansiert ved midler fra Oppland Energiverk A/S (OE), Norges vassdrags- og energiverk (NVE) og Norsk institutt for naturforskning (NINA). I den sammenheng vil vi spesielt takke overing. Hans Korsvoll i OE, forskningssjef Per Einar Faugli i NVE og forskningssjef Erik Framstad i NINA for viktig støtte.

De faglige ambisjonene har vært vesentlig større enn det de økonomiske ressursene har gitt rom for, og svært mye av materialet er dessverre fortsatt ubearbeidet. Materialet foreligger imidlertid og vil eventuelt kunne danne et verdifullt grunnlag for senere bruk. Av ulike grunner har rapporteringen fra prosjektet blitt sterkt forsinket, og det vil vi sterkt beklage.

Vi vil også takke en rekke personer som i ulike sammenhenger har bidratt under gjennomføringen av prosjektet. Gunnar Rotstigen og Hans Nordengen har velvillig stilt sine hytter til vår disposisjon. Gårdbruker Olav Sand har latt oss benytte en fløtningsbrakke for oppbevaring av utstyr. Lektor, Cand. real., Inge Jørgensen deltok i 1987 i bearbeidelsen av materialet. Forsker Eivind Schnell har bearbeidet og gitt kommentarer til fjærmyggmaterialet fra 1987, og det samme har forsker Dag Dolmen gjort med deler av insektmaterialet fra bunndyrundersøkelsene. Professor Christer Erseus har kontrollbestemt og gitt kommentarer til enkelte arter av fåbørstemark. Til sist vil vi spesielt takke nå avdøde PhD. Krystyna Prejs ved Universitetet i Warsawa for både aktiv deltagelse i innsamling av materiale og bearbeidelse av materialet over rundormene fra samtlige år. I forbindelse med undersøkelsene av materialtransporten i elva og sedimentasjonen i deltaet hadde vi innledningsvis et godt og nært samarbeid med overing. Jim Bogen i NVE. De har også gjennomført analysene av kornfordelingen i bunnssubstratet på de enkelte stasjonene i deltaet. Vi vil også takke Limnologisk avdeling ved Universitetet i Oslo for lån av utstyr spesielt i tilknytning til sedimentanalysene.

Oslo, mai 1996

Gunnar Halvorsen  
(Prosjektleder)

# Innhold

<b>Referat</b> .....	<b>3</b>
<b>Abstract</b> .....	<b>4</b>
<b>Forord</b> .....	<b>5</b>
<b>1 Innledning</b> .....	<b>6</b>
<b>2 Områdebeskrivelse</b> .....	<b>7</b>
2.1 Beliggenhet .....	7
2.2 Berggrunnsgeolog .....	7
2.3 Kvartærgeologi .....	8
2.4 Vegetasjon.....	8
2.4.1 Nedbørfeltet .....	8
2.4.2 Deltaet.....	8
2.5 Klima .....	10
2.6 Vannføring .....	11
2.7 Vannstanden i Randsfjorden .....	13
2.8 Materialtilførsel .....	13
2.8.1 Materialtransporten i Etna og Dokka .....	13
2.8.2 Sedimentasjonen i deltaet.....	17
<b>3 Materiale og metoder</b> .....	<b>18</b>
3.1 Vannprøver.....	18
3.2 Sedimentasjon .....	18
3.3 Sediment / substrat.....	19
3.4 Plankton og litorale krepsdyr .....	19
3.5 Bunndyr .....	19
<b>4 Stasjonsbeskrivelse</b> .....	<b>21</b>
<b>5 Resultater og diskusjon</b> .....	<b>24</b>
5.1 Fysisk-kjemiske forhold .....	24
5.1.1 Temperatur.....	24
5.1.2 Siktedyp og innsjøfarge .....	24
5.1.3 Oksygen .....	24
5.1.4 pH .....	24
5.1.5 Ledningsevne - oppløste salter.....	28
5.2 Sedimentasjonen i deltaet.....	28
5.3 Krepsdyr .....	32
5.3.1 Artssammensetning.....	32
5.3.2 Plankton Stasjon 1 og 5.....	35
5.3.3 Stasjon 9, 10 og 11 .....	50
5.4 Bunndyr .....	63
5.4.1 Stasjon 1.....	63
5.4.2 Stasjon 5.....	67
5.4.3 Stasjon 14 .....	70
5.4.4 Stasjon 3.....	72
5.4.5 Stasjon 6.....	75
5.4.6 Stasjon 10 .....	77
<b>6 Sammenfattende diskusjon</b> .....	<b>82</b>
<b>7 Sammendrag</b> .....	<b>85</b>
<b>8 Summary</b> .....	<b>87</b>
<b>9 Litteratur</b> .....	<b>90</b>

# 1 Innledning

Planene om utbyggingen av Etna og Dokka ble forhåndsmeldt høsten 1977. Etter en omfattende saksbehandling vedtok Stortinget i 1985 å gi tillatelse til utbygging av Dokka, mens Etna ble anbefalt vernet mot kraftutbygging. Mellquist-utvalget anbefalte også varig vern av Etna gjennom sin innstilling til Verneplan IV (NOU 1991), og våren 1993 vedtok Stortinget varig vern av Etna (St. prp. 1992). Utbyggingen av Dokka startet umiddelbart etter vedtaket i Stortinget. Magasineringen av vann startet høsten 1988.

I forbindelse med forhåndsmeldingen ble det igangsatt en rekke utredninger for å kartlegge de naturfaglige verdier i de berørte områder. Det ble innsamlet et relativt omfattende materiale av vannprøver, fyto- og zooplankton, bunndyr og fisk fra de høyreliggende deler av feltet (Halvorsen 1980, NIVA 1981, Saltveit & Brabrand 1980, Styrvold et al. 1981). Vannkvalitet, bunndyr og fisk ble også kartlagt i de nedre deler av Etna og Dokka og i de nordlige deler av Randsfjorden (NIVA 1981, Styrvold et al. 1981). I selve deltaet ble det imidlertid ikke gjennomført ferskvannsbiologiske undersøkelser.

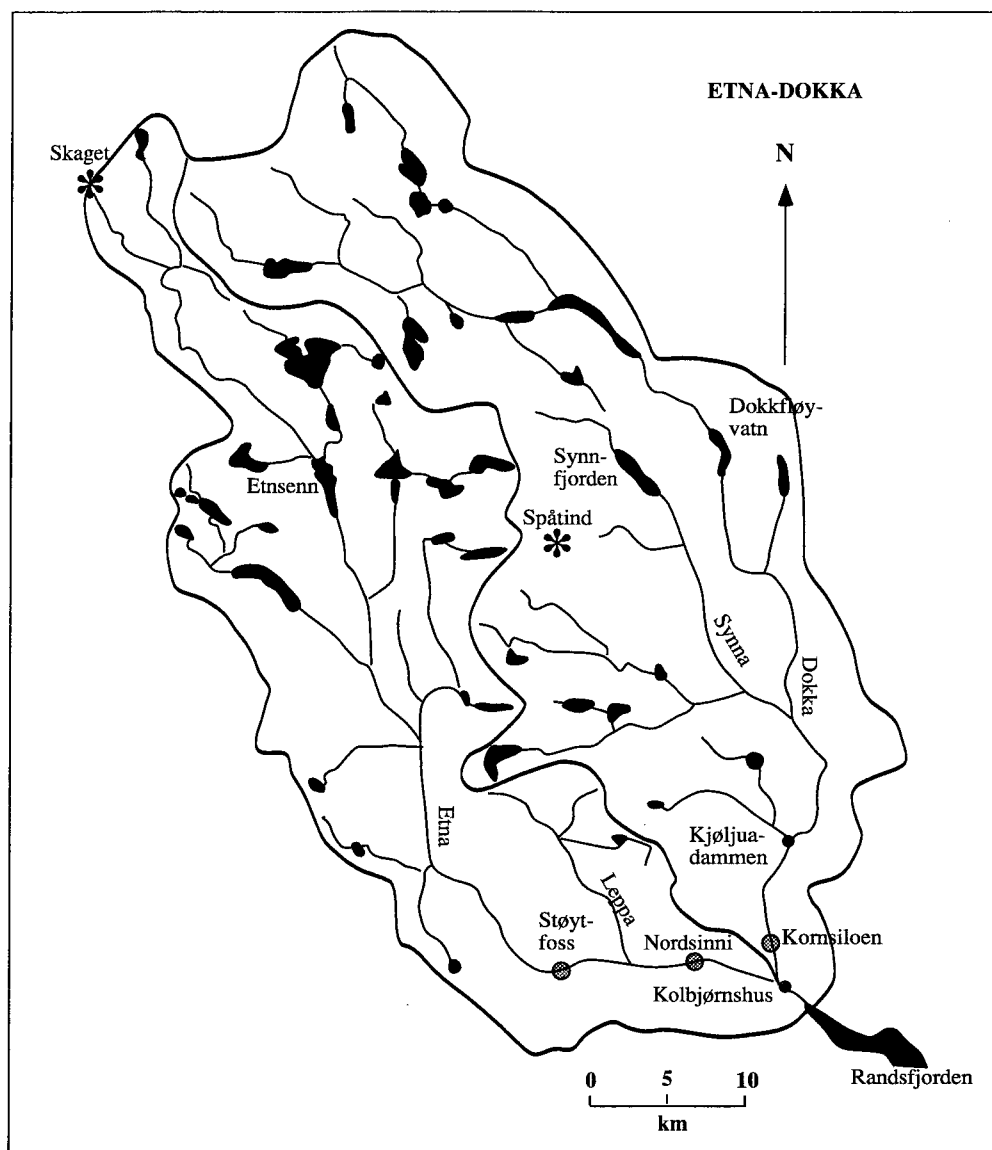
Fra Randsfjorden foreligger det dessuten et relativt stort materiale innsamlet i forbindelse med vurderinger av resipientforhold, overvåkning og kraftutbygging (Brabrand et al. 1989, Hegge et al. 1990, Løvik 1979, Nielsen et al. 1985, NIVA 1970, 1979 a, 1980a, 1981, 1982, 1987, 1990, 1991, Rognerud 1975, Styrvold et al. 1981). Undersøkelsene omfatter både fysisk-kjemiske forhold, plankton- og bunndyrsamfunnene og fisk med hovedvekt på strømsikbestanden i de nedre deler av Dokka.

Dokkadeltaet er særlig kjent som trekklokalitet for fugl, og spesielt om våren når store mudderområder ligger tørrlagt, kan store flokker med fugl raste her. Trekkintensiteten er klart korrelert med hvor raskt vannstanden i Randsfjorden stiger om våren (jf. Høitomt 1980, Jordhøy & Høitomt 1985). Deltaet ble i 1990 freddet som våtmarksområde.

Etna er ikke berørt av utbyggingen, mens Dokka ovenfor samløpet med Etna har fått sterkt redusert vannføring. For å opprettholde en tilstrekkelig vannføring er Oppland Energiverk pålagt å opprettholde en minstevannføring ved Kjøljuadammen på  $1,5 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$  om vinteren og  $3 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$  om sommeren. Vannføringen i Dokka nedenfor samløpet med Etna er redusert til nær 50 % av den opprinnelige. Da det er en klar sammenheng mellom vannføring og mengde materiale under transport, vil materialtilførselen til deltaet bli redusert. Etna er fortsatt uregulert, og her vil det ikke skje endringer som følge av reguleringen, mens endringene vil bli store i Dokka nedenfor samløpet. I undersøkelsene forut for konsesjonssøknaden ble det gjort forsøk på å kvantifisere materialtransporten, og i 1978 og 1979 ble den ved Kolbjørnshus anslått til henholdsvis ca 12 000 og 15 000 tonn suspendert uorganisk materiale (Engen 1980, 1981). Ved å anta at ca 25 % av materialet under transport er organisk vil elva transportere ytterligere 4 000 - 5 000 tonn. I tillegg ble mengden bunntransportert materiale anslått til 4 000 - 5 000 tonn uorganisk materiale. Mesteparten av dette føres trolig ut i deltaet. Dette materialet overrisler deltaet med organisk materiale og

næringsalter, og forklarer hvorfor slike deltaer er svært produktive (jf. Odum et al. 1984, Yozzo & Odum 1993).

Vi har gjennom Dokkaprosjektet ønsket å kartlegge hvordan reduksjonen i tilført materiale påvirker den biologiske produksjonen i deltaet. Foreløpige resultater fra undersøkelsene er presentert i Kroken & Faugli (1990) og Berg & Faugli (1990, 1991).



**Figur 1**

Dokkadeltaets beliggenhet og nedbørfeltets avgrensning.

- The geographical position of the Dokka delta, and its watershed.

## 2 Områdebeskrivelse

### 2.1 Beliggenhet

Randsfjorden tilhører Drammensvassdraget (**figur 1**) og ligger i Oppland fylke. Den ligger 135 m o.h. og er med sine 136 km<sup>2</sup> Norges 4. største innsjø. Nedbørfeltet er på 3 663 km<sup>2</sup>, hvorav Etna og Dokka sammen utgjør 2 052 km<sup>2</sup> (56 %). Nedbørfeltene til Etna og Dokka er før samløpet på henholdsvis 937 og 1 113 km<sup>2</sup>. De har sine kilder i nord mellom Valdres i vest og Gausdal i øst. Nedbørfeltene danner her Jotunheimens forfjell med Skaget (1 686 m o.h.) som høyeste topp. Herfra renner elvene sydover gjennom et flatt, myrlendt og skogkledd landskap. Bare ca 20 % av arealet ligger over skoggrensen. Fra Dokkløy (696 m o.h.) og ned til samløp med Etna (145 m o.h.) går Dokka i stryk, og følger her en typisk V-dal. Etna faller derimot mye raskere ned fra fjellplatået og ned i den U-formede Etnedal hvor elva har et mer stilleflytende, meanderende løp avløst av kortere strykstrekninger. På de siste 10 - 12 km før samløp med Dokka er fallet kun 0,27 m

km<sup>-1</sup> (Engen 1980, 1981). Etter samløpet er løpet anastomoserende med relativt rolige stryk ned til deltaet. Fallet er her noe større, ca 1,3 m km<sup>-1</sup> (Engen 1980, 1981).

Før utløp i deltaet deler elva seg i to hovedløp, med størst vannføring i det vestre løpet (**figur 12**). I følge lokalbefolkningen var de to løpene tidligere mer likeverdige med hensyn til vannføring, men uttak av grus i samløpsområdet har senket elveleiet i det vestre løpet, og dette har derfor overtatt en større andel av vannføringen. Vannet i hovedløpene gjenforenes lenger ute i deltaet, delvis på grunn av forbygninger i tilknytning til tidligere tømmerfløting.

### 2.2 Berggrunnsgeologi

Etna og Dokkas nedbørfelt ligger innenfor den kaledonske skyvedekksjonen med stor variasjon i de berggrunnsgeologiske forhold (Sigmond et al. 1984). En mer detaljert beskrivelse av de berggrunnsgeologiske forhold omkring nordenden av Randsfjorden og de nedre deler av Etna og Dokka er gitt av Bjørlykke (1979).



Bergartene i nedbørfeltet kan deles inn i fire hovedgrupper:

- 1) Prekambriske grunnfjellsbergarter
- 2) Senprekambriske sedimentære bergarter (Valdressparagmitt og Vangsåsformasjonen)
- 3) Kambrosiluriske sedimentære bergarter
- 4) Permiske intrusiver

De nordlige deler av nedbørfeltene er mest ensartet og består av senprekambriske sedimentære bergarter. Dette er feltspatførende sandsteiner og kvarts- og gabbro-konglomerater. Lenger sør finner vi et bredt belte av sterkt omdannede kambro-siluriske bergarter. Disse har en svært variert sammensetning og veksler fra næringsaltfattige sandsteinsskifer til lett forvitterlige og mer næringsrike alunskifer. Flere mindre felt med senprekambriske bergarter, med Synnfjellet som det største, stikker opp i dette landskapet. Sør for dette området overtar de senprekambriske paragmittbergartene igjen, men med innslag av en rekke større felt med kambro-siluriske bergarter.

Skaget og fjellpartiet mellom Fullsenn og Røssjøkollene består av gabbro og representerer restene etter Jotundekket.

I syd har Etna og Dokka skåret seg ned i berggrunnen og fra Bruflat til Randsfjorden dominerer grunnfjellsbergarter, hovedsakelig gneiser.

## 2.3 Kvartærgeologi

De kvartærgeologiske forhold er svært varierte (Strand 1938, Aa 1983). Morenematerialet har til dels stor mektighet og stor formrikdom. Dalsidene i de nedre deler av Etnedal, fra ca 170 m o.h. og høyere, er dekket av morenemateriale med en relativt markert terrasse i nivået 220 m o.h. Glasifluviale og fluviale avsetninger fins mer spredt langs vassdragene, men de er spesielt store i de lavereliggende deler av Etnedal og ned mot Randsfjorden. Store mengder finkornet, glasifluvialt materiale fins her i nivået fra 150 til 170 m o.h. til like sør og øst for Dokka tettsted, bare avbrutt av det grove materialet i elveviftene til Leppa og Dokka. Fra Leppas utløp og til samløpet med Dokka danner det glasifluviale materialet en markert terrasse omkring 170 m o.h. Innerst grenser den opp mot morenematerialet, mens den ut mot dagens elveslette danner en 10 - 15 m høy erosjonskant. Disse relativt finkornete massene er lett eroderbare. Sannsynligvis var de nedre deler av Etnedal tidligere fylt opp av glasifluvialt materiale opp til nivå 170 m o.h. Ved senere erosjon har mye av dette blitt transportert ut i Randsfjorden og har bygd opp dagens delta. Disse terrassene på ca 170 m nivået finner vi igjen som glasilakustrine avsetninger videre nedover langs Dokka og langs Randsfjorden. De nordlige deler av Randsfjorden var antagelig i denne perioden breddet ved Fluberg med et vannnivå omkring 30 m høyere enn dagens.

Store mengder materiale er i tiden etter istiden blitt erodert og resedimentert og de lavereliggende deler av dalførene rundt elveløpene består av relativt finkornede fluviale avsetninger som lett eroderes. Analyser av avsetningenes bergartssammensetning viser at hovedmengden stammer fra grunnfjellsbergarter og senprekambriske kvartsitter og sandsteiner, mens kambrosiluriske bergarter utgjør mindre enn 15 %. Jotunbergartene utgjør mindre enn 3 % (Aa 1983). Mesteparten av materialet er derfor av lokal opprinnelse.

## 2.4 Vegetasjon

Beskrivelsen av vegetasjonen innenfor nedbørfeltet er hentet fra Moss & Volden (1980). Vegetasjonen i selve deltaet er undersøkt av Egil Bendiksen (upubl.) og Brandrud et al. (1994). En kort beskrivelse er gitt i Bendiksen & Brandrud (1989, 1990). Her er det bare gitt en grov karakteristik av vegetasjonen.

### 2.4.1 Nedbørfeltet

Områder som ligger over tregrensen (høyere enn 1 100 - 1 200 m o.h.) fins hovedsakelig i nord, med unntak for et større areal rundt Synnfjellet. Berggrunnsgeologiske forhold tilsier at dette området har en lite næringskrevende vegetasjon. I overgangen mot bjørkebeltet (subalpin sone) øker innslaget av myr, hovedsakelig fattige starrmyrer.

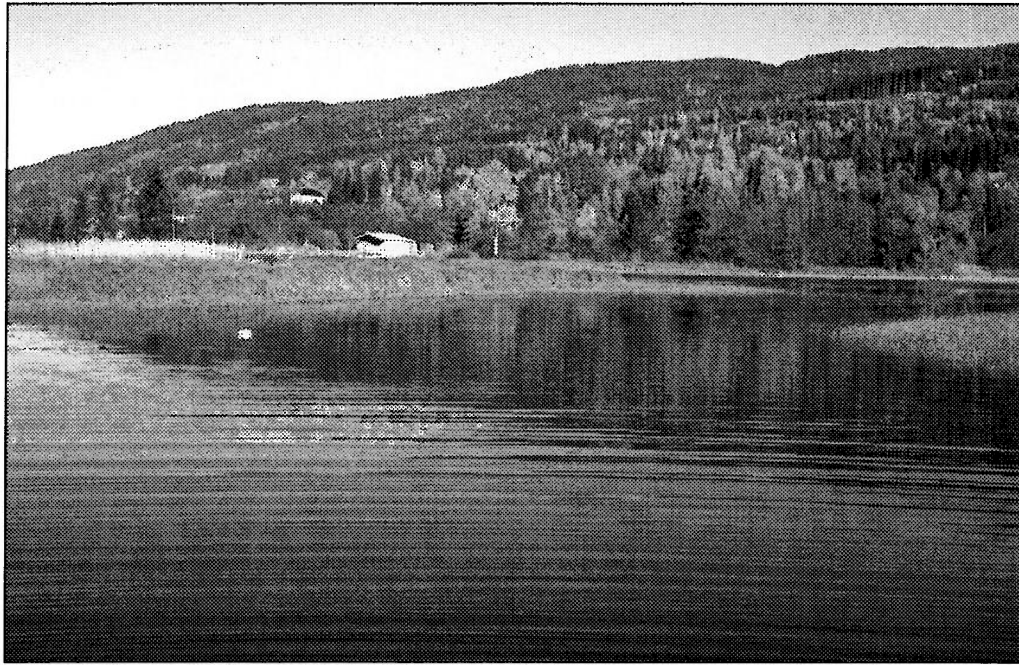
Bjørkebeltet dekker betydelige arealer mellom ca 1 000 og 1 200 m o.h. Utformingen varierer mye, men fattige typer som blåbær-fjellbjørkeskog og lav / krekling-fjellbjørkeskog dominerer. I områder med innslag av mer næringsrike kambrosiluriske bergarter er bjørkeskogen meget rik og frodig. Innslaget av myr er også betydelig i denne høydesonen og utgjør minst et like stort areal som bjørkeskogen. Minerogene starrmyrer av fattig og intermedier karakter dominerer, men innslag av mer eutrofe myrer er vanlig i områder med kambrosilurisk berggrunn. I tidligere tider ble disse områdene sterkt utnyttet til seterbruk, mens de i dag er preget av store nydyrkninger.

Områdene under ca 1 000 m o.h. består hovedsakelig av barskog. Innslaget av mer varmekjær og krevende løvskogvegetasjon er lite og ligger ofte i tilknytning til kulturmark. De dyrkede arealer ligger i områder med kambrosiluriske bergarter og i områder med rike og mektige avsetninger. De nedre deler av Etna er derfor sterkt preget av jordbruk. I tillegg finner vi større arealer med dyrket mark omkring 400 - 500 m o.h. både i Etnedal og i Dokkas dal. Strekingen fra samløpet og ned til Randsfjorden er oppdyrket på begge sider.

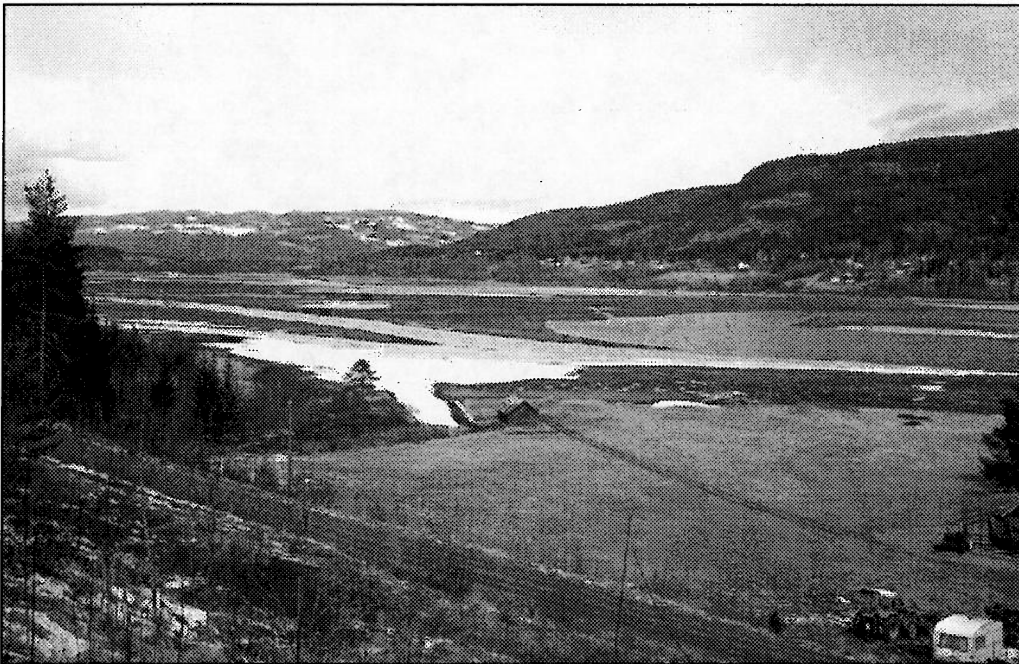
### 2.4.2 Deltaet

Vegetasjonen i deltaet varierer fra de sjeldent oversvømte områdene med løvskog nær deltaroten til de permanent oversvømte områdene ytterst i deltaet (**figur 2** og **3**). Det nåværende deltaet er sterkt preget av reguleringen av Randsfjorden fra 1916, og fremdeles fins det arter som trolig er rester etter en vegetasjon som vokste her før oppdemningen, bl a liljekonvall og skogfiol. Før oppdemningen ble området benyttet til beite og slått.

Vegetasjonen i deltaet danner markerte soner. Overgangen land / vann markeres av et stort areal med elvesnelle (**figur 4**), stedvis også med innslag av mannasøtgras. Innenfor elvesnellen dekker kvasstarr store arealer, ofte som tuemark. Lenger innenfor er det en relativt artsrik sone dominert av vass- og skogrørkvein. Overgangen mellom kvasstarr og rørkveinsonen markerer normal vannstand om sommeren. I overgangen mot skog fins et belte av viersump med gråselje og svartvier som karakteristiske arter sammen med gråor. Disse danner også bremmer langs levéene. Skogen består



**Figur 2**  
Dokka-deltaet.  
- The Dokka delta.



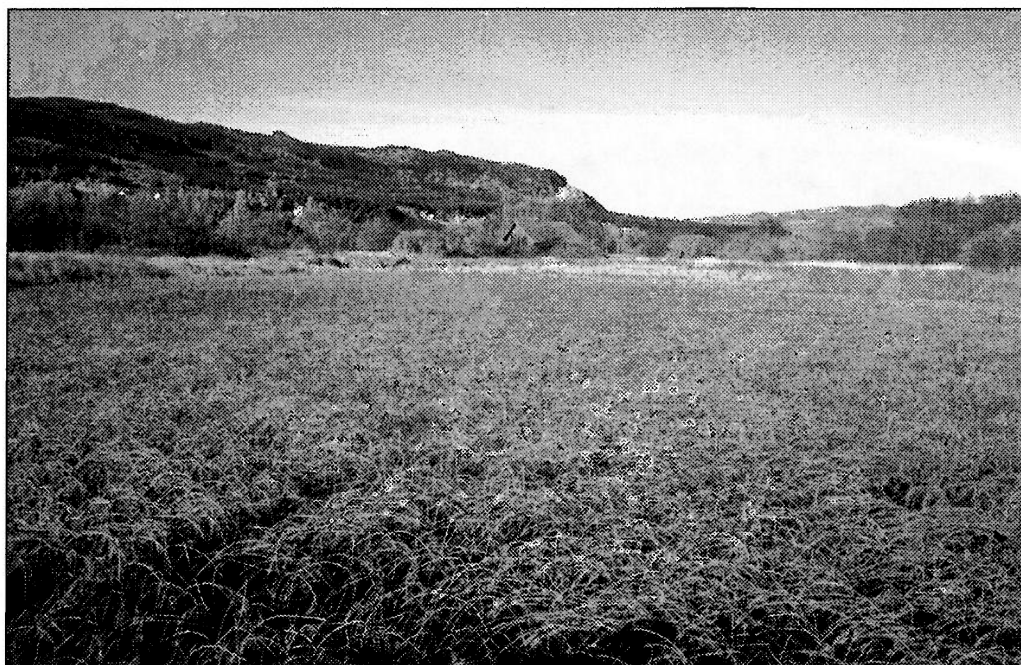
**Figur 3**  
Dokka-deltaet.  
- The Dokka delta.

foruten av kulturbetinget gran-, bjørk- og ospeskog av tette, artsrike gråor - heggeskoger.

Arealene utenfor elvesnellebeltene er dekket av vannvegetasjon ned til 2,5 - 3 m dyp, målt ved normal sommervannstand. Vannvegetasjonen mangler stort sett dypere enn 3,5 m. Mykt brasmegras danner sammen med nålesivaks, evjesoleie og spesielt sylblad et teppe over store deler av deltaet i sonen mellom 0,5 og 2,5 m, delvis innimellom annen vegetasjon og delvis som rene bestander. Dette er uten sammenligning det dominerende plantesamfunn på grunt vann i deltaet. Utenfor beltet av mykt brasmegras vokser stivt brasmegras som danner den nedre grensen for vegetasjon i deltaet.

Mosevegetasjonen på bunnen er velutviklet med vrangklomose som nesten totalt dominerende. Inne i enkelte av lonene med liten gjennomstrømning danner *Drepanocladus trichophyllus* velutviklede, tykke matter.

Både langskudd- og flytebladplantene danner relativt små, åpne og vel avgrensede kolonier, men dekker likevel forholdsvis store arealer. Blant langskuddplantene er det særlig hjertetjønna som dominerer, mens flotgras dominerer blant flytebladplantene. Disse to artene forekommer ofte sammen og danner små, runde kolonier. Foruten disse er vanlig tjønna, vass-slirekne og gul nøkkerose vanlige. Vanlig tjønna danner ofte større bestander særlig i loner og langs levéene sør i deltaet. Gul nøk-



**Figur 4**  
Dokka-deltaet med elvesnelle på grunt vann om sommeren.  
- The Dokka delta with *Equisetum fluviatilis* at shallow water in summer.



**Figur 5**  
Dokka-deltaet med tørrlagt elvesnelle på grunt vann om våren.  
- The Dokka delta with dried *Equisetum fluviatilis* at shallow water in spring.

kerose danner en større koloni langs elveløpet innenfor Land Sag.

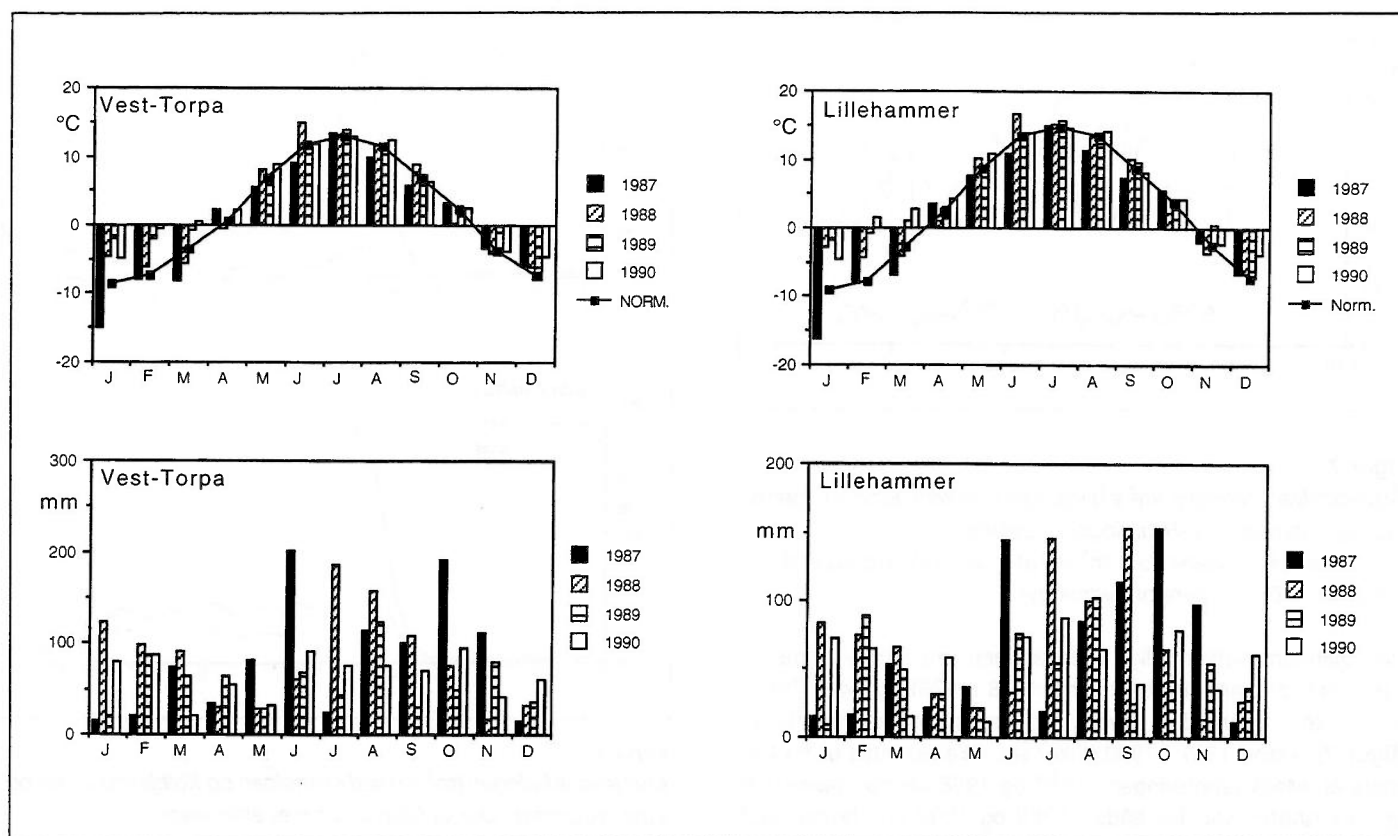
I 1990 og delvis også i 1989 lå vannstanden i Randsfjorden på ca + 2 m (1 m under normal HRV) gjennom hele sommeren (**figur 10**). På de midlertidig tørrlagte elvekantene vokste det fram tette matter av evjesoleie som er en viktig pionerplante under slike forhold. Den lave vannstand synes dessuten å ha hatt en viss uttørkende effekt på enkelte kvasstarrbestander, hvor tuene sto med tørre strå fra forrige år og uten anlegg av nye skudd.

Vannstandsvariasjonene i Dokka-deltaet utsetter vannvegetasjo-

nen for ekstreme forhold (**figur 5**). Om vinteren tappes Randsfjorden normalt ned med 2,5 - 3 m, og den øverste slamoverflaten eksponeres for både uttørrking og frost. Dette er viktige forhold som bestemmer både artsutvalget og utformingen av vannvegetasjonssamfunnene i deltaet (Branderud et al. 1994).

## 2.5 Klima

Det foreligger ikke klima-observasjoner fra Dokka-området, men klimastasjonen på Lillehammer er trolig representativ for de lavereliggende deler av feltet. For de høyere liggende deler er stasjonen i Nord-Torpa mer representativ. I **figur 6** er månedsmiddeltemperaturen og



**Figur 6**

Månedsmiddeltemperatur og månedsnedbør i Lillehammer og Vest-Torpa for perioden 1987-1990. Månedsmiddeltemperaturen for normalperioden 1961-1990 er også gitt (Det norske meteorologiske institutt).

- The mean monthly temperature and the monthly precipitation at Lillehammer and Vest-Torpa during the period 1987-1990. The mean monthly temperature for the period 1961-1990 is also given (The Norwegian Meteorological Institute).

**Tabell 1** Årsgjennomsnittstemperaturen og årsnedbør for perioden 1987-1990 sammenlignet med normalen for perioden 1961-1990 (Lillehammer, Vest-Torpa) og 1931-1960 (Nesbyen).  
- The yearly mean temperature and precipitation in the period 1987-1990 compared with the normal periods 1961-1990 (Lillehammer, Vest-Torpa) and 1931-1960 (Nesbyen).

	Lillehammer			Vest-Torpa			Nesbyen		
	°C	mm	%	°C	mm	%	°C	mm	%
1987	1,8	768	116	0,7	988	127	1,7	636	133
1988	4,0	813	123	2,5	1011	130	3,9	718	150
1989	5,0	590	89	3,4	695	89	5,1	430	90
1990	5,4	662	100	3,6	786	101	5,2	533	111
Norm.	2,9	661		1,8	779		2,9	480	

månedsnedbøren for de nevnte stasjoner gitt for årene 1987 - 1990. I tillegg er også temperaturnormalen for årene 1961 - 1990 gitt.

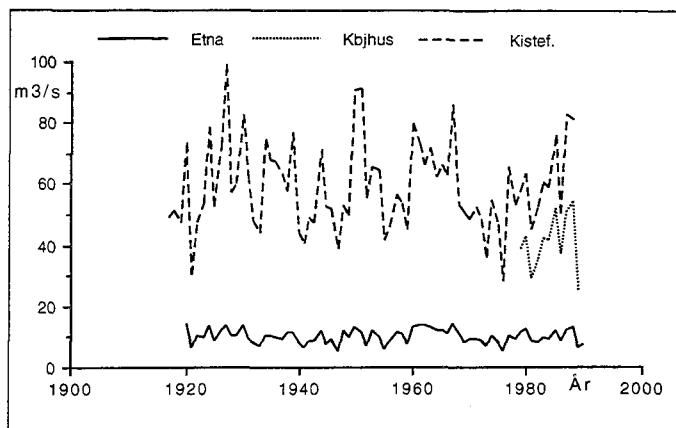
Det er store forskjeller i middeltemperaturen mellom de enkelte år. Mens både vinteren og sommeren 1987 var kaldere enn normalt, var de tre øvrige årene varmere (**tabell 1**). Spesielt 1989 og 1990 skiller seg ut med årsmiddeltemperaturer mer enn 2 °C høyere enn normalt, og det er særlig vintertemperaturene som avviker fra det normale.

Den årlige nedbøren varierte i perioden 1987 - 1990 fra 590 til 813 mm i Lillehammer og fra 695 til 1 011 mm i Vest-Torpa (**tabell 1**). Årsnedbøren var høyere enn normalt både i 1987 og 1988, mens den var nær det normale i 1989 og 1990. Størst avvik hadde 1988 med ca 50 % mer nedbør enn normalt.

Det er også til dels meget store forskjeller fra år til år med hensyn til fordelingen av nedbøren over året. Mens det f.eks. i 1987 falt 19 mm nedbør i juli falt det i 1988 145 mm. På grunn av høy temperatur kom en stor del av vinteren nedbøren som regn og sludd både i 1988 / 1989 og 1989 / 1990, og de lavereliggende områdene var snøbare gjennom store deler av vinteren. De milde og snøfattige vintrene resulterte i stor erosjon på pløyd mark langs vassdraget, og spesielt i 1989 / 1990 var tilførselen av materiale fra overflateerosjon meget stor.

## 2.6 Vannføring

De mest pålitelige vannføringsdata foreligger fra Etna vannmerke ved Øyom bru (Stasjon 437-0, nedbørfelt 557 km<sup>2</sup>), som ble opprettet allerede i 1919. I tillegg ble det i 1979, i tilknytning til kraftutbyggingsplanene, opprettet to nye vannmerker, ett ved Korsiloen i Dokka før samløp med Etna og ett ved Kolbjørnshus nedenfor samløpet. Kolbjørnshus vannmerke er fortsatt i drift. Dette har et nedbørfelt på tilsammen 2 050 km<sup>2</sup>.



**Figur 7**  
Årsmiddelvannføringen ( $m^3 s^{-1}$ ) ved vannmerkene Etna, Kolbjørnshus og Kistefoss (NVE-Hydrologisk avdeling).  
- The mean yearly water flow ( $m^3 s^{-1}$ ) at Etna, Kolbjørnshus and Kistefoss (NVE-Department of Hydrology)

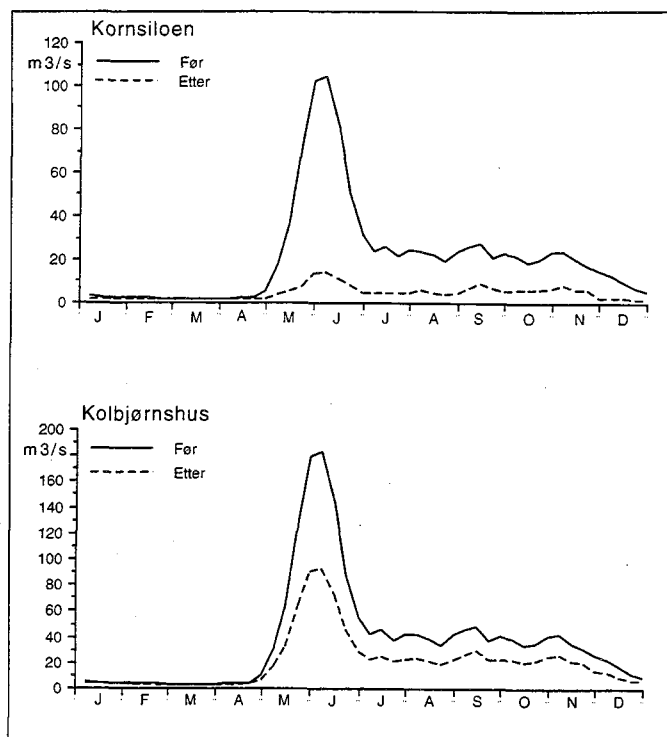
Den gjennomsnittlige årlige vannføringen ved Etna vannmerke har variert omkring  $10 m^3 s^{-1}$ , med 4,8 (1976) og 14,3 (1967)  $m^3 s^{-1}$  som henholdsvis laveste og høyeste middelvannføring (figur 7). Årene 1987 - 1990 skiller seg ikke vesentlig ut fra tidligere år. Mens vannføringen i 1987 og 1988 var noe større enn gjennomsnittet, var den både i 1989 og 1990 noe lavere. Ved Kolbjørnshus varierer vannføringen omkring  $40 m^3 s^{-1}$ , men også her er de årlige svingningene betydelige.

Det foreligger også tilsvarende data for Kistefoss ved utløpet av Randsfjorden. Med et feltareal på 3 666  $km^2$  er vannføringen her ca  $60 m^3 s^{-1}$ , varierende mellom 27,6  $m^3 s^{-1}$  (1976) og 99,1  $m^3 s^{-1}$  (1927).

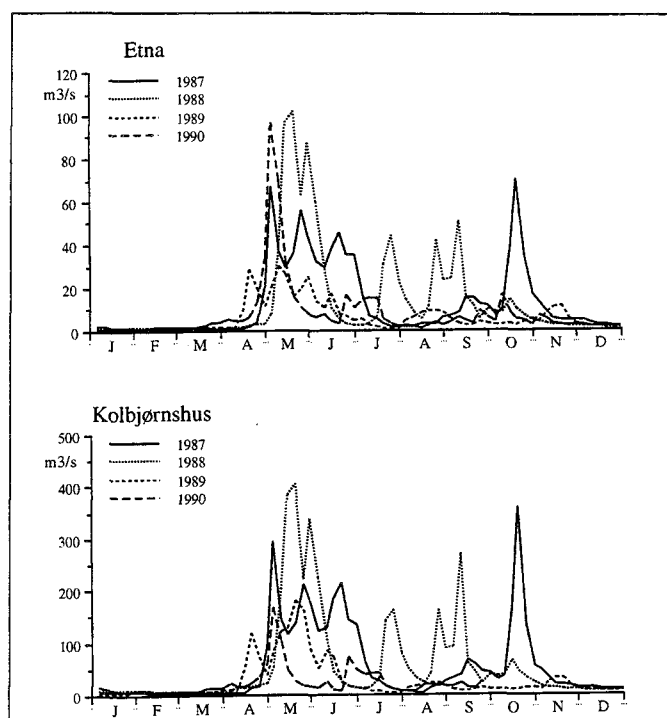
Vannføringen ved Etna vannmerke blir ikke berørt av kraftutbyggingen i Dokka, mens den ved Kornsiloen og ved Kolbjørnshus blir vesentlig redusert. Figur 8 viser beregnet midlere vannføring (50 persentilen) ved Kornsiloen og Kolbjørnshus før og etter utbygging av Dokka. Vannføringen reduseres til nær det halve ved Kolbjørnshus, mens den ved Kornsiloen reduseres til ca 15 % av den opprinnelige.

Vannføringen ved Etna og Kolbjørnshus varierer i perioden 1987 - 1990 sterkt mellom de enkelte år (figur 9). I 1987 var det vedvarende stor vannføring fra midten av april til begynnelsen av juli uten markerte flomtopper. I oktober kom det en stor høstflom. I 1988 var det hele 5 markerte flomtopper, to i slutten av mai og begynnelsen av juni, en i slutten av juli og to i august / september. Vårflommen i 1989 var liten, men vannføringen var relativt stor i hele perioden fra april til begynnelsen av juli. Høstflommen var liten. I 1990 var det en markert men kortvarig vårflom mens vannføringen resten av året var liten.

Under normale forhold vil avrenningen pr.  $km^2$  for Etna og Kolbjørnshus være tilnærmet den samme. Dette var tilfelle før utbyggingen i 1987 og 1988. Kolbjørnshus har imidlertid, særlig under vannføringstoppene, noe større avrenning enn Etna, og dette har trolig sammenheng med at Dokka har et større innslag av høyereliggende områder. I 1989 da magasineringsen av



**Figur 8**  
Middelvannføringen ( $m^3 s^{-1}$ ) ved Kornsiloen og Kolbjørnshus før og etter regulering i Dokka (Oppland fylkes energiverk).  
- The mean waterflow ( $m^3 s^{-1}$ ) at Kornsiloen and Kolbjørnshus before and after the water regulation in Dokka (Oppland fylkes energiverk).



**Figur 9**  
Vannføringen ( $m^3 s^{-1}$ ) ved Etna, Kolbjørnshus og Kistefoss i perioden 1987-1990 gitt som fem-dagers middel (NVE-Hydrologisk avdeling). The water flow ( $m^3 s^{-1}$ ) at Etna, Kolbjørnshus and Kistefoss during the study period 1987-1990, given as five-days mean (NVE-Department of Hydrology).

vann i Dokkfløymagasinet hadde startet, var avrenningen i lavvannføringsperiodene lavere ved Kolbjørnshus enn i Etna. I en periode i mai - juni var den imidlertid vesentlig høyere ved Kolbjørnshus enn i Etna og må ha sammenheng med ekstra tapping fra magasinet. I 1990 var vårfloppen ved Kolbjørnshus sterkt redusert, mens vannføringen resten av året var relativt lite berørt av magasineringen i Dokkfløy.

## 2.7 Vannstanden i Randsfjorden

Randsfjorden har vært regulert siden 1916. Fram til 1951 var reguleringshøyden 2,4 m da den ble økt til 3 m ved ytterligere 0,6 m senkning. I forhold til opprinnelig vannstand er fjorden demmet opp 2,6 m og senket 0,4 m. I ugunstige vannår kan fjorden senkes ytterligere 0,2 m. Trolig var vannstanden i Randsfjorden også noe regulert før 1916.

Før 1916 ble dagens delta utnyttet som beite og slåtteland, noe det store antall gamle høyløper vitner om. Ved oppdemningen ble store arealer forsumpet, og dagens delta er derfor i stor grad formet av dette.

Randsfjorden tappes ned i løpet av vinteren, men nåværende reglement tillater ikke senkning til LRV før 22. april. I forbindelse med søknad om fornyet konsesjon for reguleringen av Randsfjorden er det søkt om tillatelse til å flytte denne datoen fram til 10. april. Ved nedtappingen blir store arealer tørrlagt. **Figur 10** viser vanndekket areal ved full fjord og ved henholdsvis 1, 2 og 3 m senkning. Arealet av våtmarksområdet mellom elvedelet ved Bergsrønningen og ut til Land Sag er ved full fjord ca 3,5 km<sup>2</sup>. Av dette er ca 0,6 km<sup>2</sup> «tørt» land mens resten er vanndekket areal. Økningen i tørrlagt areal er spesielt stor mellom 0 og 2 m senkning. Ved 1 m senkning er arealet av «tørt» land økt til 1,7 km<sup>2</sup>, ved 2 m til 2,5 km<sup>2</sup> og ved 3 m til 2,75 km<sup>2</sup>. Store deler av arealet ut til Land Sag er således tørrlagt allerede ved 2 m senkning.

**Figur 11** viser vannstanden i utløpet av Randsfjorden før og etter reguleringen for henholdsvis periodene 1887 - 1916 og 1954 - 1983 (data fra Ing. A.B. Berdal AVS). Den siste reguleringen ga økt senkning og en mer stabil sommer og høstvannstand. Vannstanden varierte en god del i undersøkelsesperioden (**figur 11**). I 1990 lå den på ca 2 m gjennom hele sommeren og høsten. Den var også meget lav på slutten av sommeren og høsten i 1989. I disse to årene har derfor store arealer ligget tørrlagt i lange perioder. Ved tørrlegging utsettes substratet for tørke, sterk solinnstråling og store temperaturfluktuasjoner. Om våren er det dessuten utsatt for gjentatt frost og opptining. Om sommeren dekkes bunnen på grunt vann av et teppe med mose (*Drepanocladus* spp.), og om våren, når bunnen ligger tørrlagt, løsner dette teppet ofte i store flak (**figur 12**) som ved oppfylling av fjorden blir transportert ut på dype vann hvor det sedimenterer.

Vannstanden i Randsfjorden og vannføringen i elva bestemmer hvilket hovedløp som er mest aktivt og hvordan det tilførte materialet fordeler seg utover i deltaet. Ved en vannstand på 2 m vil en stor del av elvevannet følge det sørvestre løp og vil i forholdsvis liten grad spre seg utover den store deltaplattformen (jf. **figur 10**). Materialtilførselen til gruntområdene vil således

avta, og en større del av materialet vil sedimenteres langs hovedløpet eller føres ut i selve Randsfjorden.

## 2.8 Materialtilførsel

Vassdragene er viktige elementer i den geomorfologiske omformingen av landskapet. I perioder med liten vannføring blir mye materiale midlertidig sedimentert langs elveløpet, mens det under flom igjen blir resuspendert og ført videre nedover i vassdraget. Materialtransporten er positivt korrelert med vannføring og strømhastighet, og store mengder materiale er under forflytning, spesielt i flomperiodene. Transporten vil normalt være størst på oppadgående flom for så å avta igjen.

Materialtransporten foregår enten som suspendert eller som bunntransportert materiale. I tillegg transporteres store mengder som kjemisk oppløste stoffer. Det er relativt enkelt å måle transporten av kjemisk oppløste stoffer og suspendert materiale. Vanskeligere er det å få et mål for bunntransportert materiale. Ofte beregnes denne ut fra vannføringsdata og laboratorieforsøk.

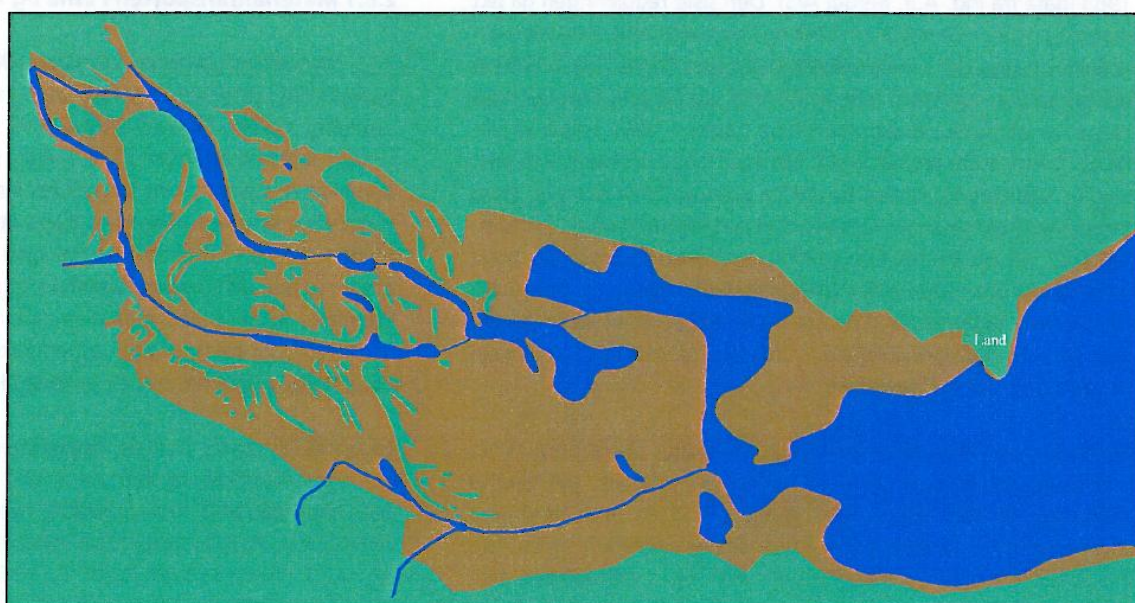
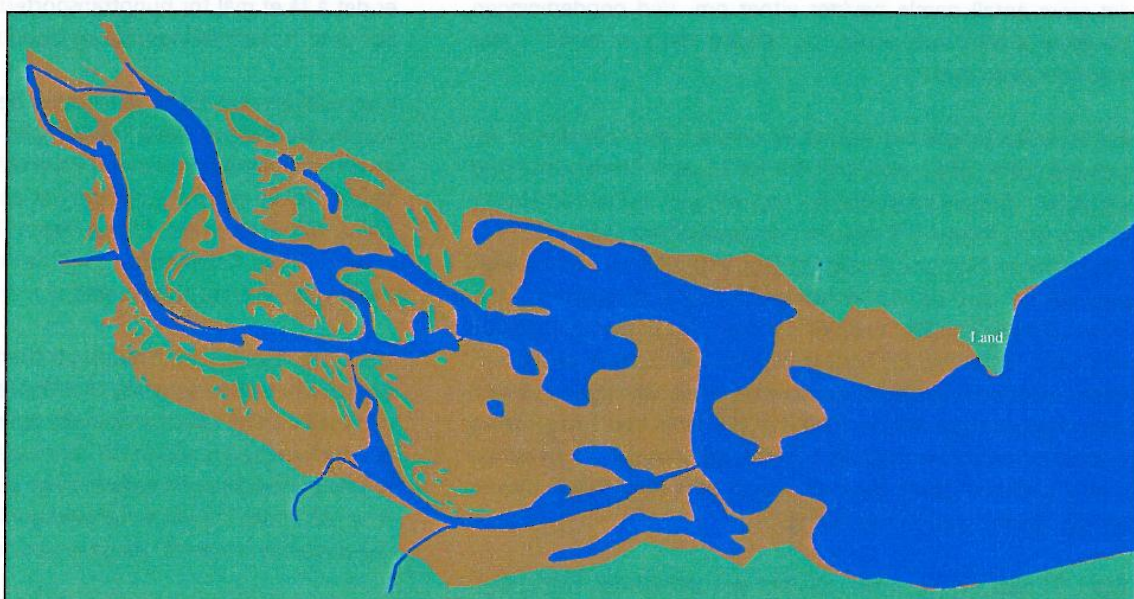
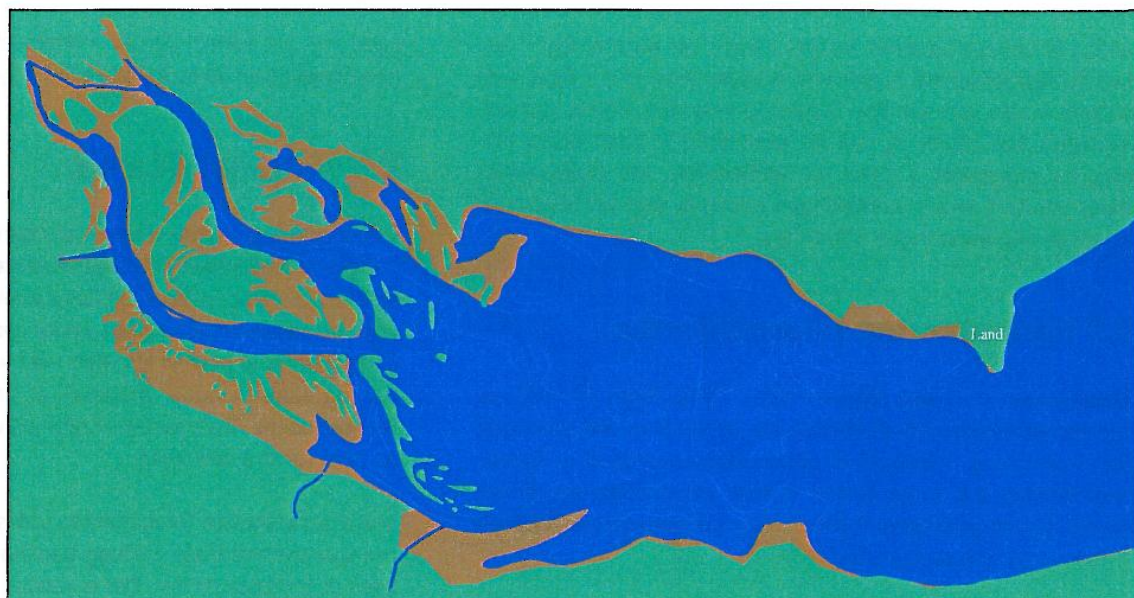
Materialtilførselen til Dokkadeltaet er bestemt av sedimentkildene i vassdraget. Disse er størst i nedre deler av Etna hvor dalbunnen er en gammel elveslette med mye finkornet glasifluvialt og fluvialt materiale. Dokka ovenfor samløpet går derimot dypt nedskåret i fjell og har få materialkilder. I følge Engen (1980) stammer ca 75 % av materialet ved Kolbjørnshus fra Etna i uregulert tilstand. Etter utbygging vil en enda større andel av materialet stamme herfra.

Ved utløp i Randsfjorden reduseres strømhastigheten sterkt, og det oppstår en markert sonering i kornfordelingen av det sedimenterte materialet. Det groveste materialet sedimenteres nærmest deltaroten med en gradvis reduksjon i kornstørrelse i strømrretningen. Det fineste materialet sedimenteres langt ute i fjorden. Dybdeforholdene er slik at det foregår en utstrakt grad av resuspensjon og resedimentasjon av materialet på grunn av strømmer og bølgeaktivitet.

### 2.8.1 Materialtransporten i Etna og Dokka

NVE - hydrologisk avdeling har siden 1987 undersøkt suspensjonstransporten i Etna ved Støytfoss bru og ved Kolbjørnshus nedenfor samløpet mellom Etna og Dokka (NVE 1988, 1989, 1990, 1991). Undersøkelsene omfatter 22 - 24 uker i sommerhalvåret og dekker den perioden av året som normalt har størst materialtransport. I vinterhalvåret er vannføringen vanligvis liten og mye materiale sedimenteres derfor midlertidig før det igjen føres videre nedover i vassdraget under vårfloppen. Støytfoss ligger ovenfor et langt parti av Etna med stilleflytende, meanderende løp, og i perioder med liten vannføring vil deler av det suspenderte materialet ved Støytfoss midlertidig sedimenteres på denne strekningen.

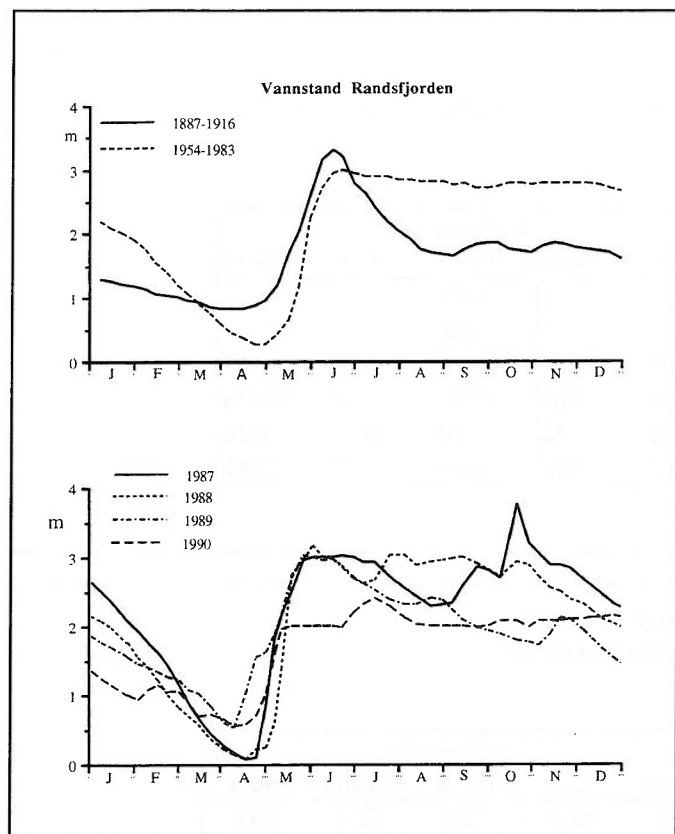
Materialtransporten har i denne perioden variert fra ca 640 til 5 200 tonn ved Støytfoss og mellom 2 200 og 14 500 tonn ved Kolbjørnshus (**tabell 2**). Ved Støytfoss, hvor utbyggingen er uten innflytelse, har materialtransporten generelt avtatt fra 1987 til 1990, og reduksjonen var spesielt stor fra 1988 til 1989. Liten transport i 1989 skyldes lav vannføring gjennom hele året og en svært liten



**Figur 10**

Vannstand og tørrlagt areal i Dokka-deltaet ved høyeste regulerte vannstand (HRV) og ved henholdsvis 1, 2 og 3 m senkning.

- The water level, and drained area in the Dokka delta at the highest regulated water level (HRL), and at respectively 1, 2, and 3 m lowered water level.



**Figur 11**

Middelvannstanden i Randsfjorden før og etter reguleringen i henholdsvis 1916 og 1951 og vannføringen i perioden 1987-1990 (Berdal-Strømme A/S, A/S Kistefoss).

- The mean water level in the lake Randsfjorden before and after the regulations in 1916 and 1951 respectively, and the water level during the years 1987-1990 (Berdal-Strømme A/S, A/S Kistefoss).



**Figur 12**

Den tørrlagte reguleringssonen med døde mose.

- The water regulation zone with a cover of the dead moss *Drepanocladus* sp.

vårflom. Høstflommen manglet også dette året. Økningen fra 1989 til 1990 har trolig sammenheng med at vårflommen i 1990 var omtrent som normal og at overflateerosjonen var stor på grunn av lite snødekke.

Også ved Kolbjørnshus er transporten redusert etter 1987, men på langt nær så mye som ved Støytfoss. Den var størst i 1988 og minst i 1990. Forholdene i 1988 var helt spesielle og den meget store

transporten dette året skyldtes anleggsvirksomheten høyere oppe i vassdraget. Hvis forholdene ved Støytfoss er representative for de naturlige forhold ville en forventet samme reduksjon også ved Kolbjørnshus. De foreliggende data tyder derfor på at Dokka fortsatt tilføres materiale gjennom anleggsvirksomheten. Det er også mulig at overflateerosjonen som følge av de snøfattige vintrene 1988 / 89 og 1989 / 90 har påvirket materialtransporten ved Kolbjørnshus i større grad enn ved Støytfoss.



**Tabell 2** Suspensjonstransporten (tonn) i Etna og Dokka ved henholdsvis Støytfoss og Kolbjørnshus (Engen 1980, 1981, NVE 1988, 1989, 1990, 1991).

- Transport of suspended material (ton) in the rivers Etna and Dokka at Støytfoss and Kolbjørnshus respectively (Engen 1980, 1981, NVE 1988, 1989, 1990, 1991).

Periode	Støytfoss			Kolbjørnshus		
	Uorg.	Org.	Sum	Uorg.	Org.	Sum
1978				8700		
1979				7600		
30. Apr.-31. Oct. 1987 (24 uker)	3865	1300	<b>5165</b>	4369	2000	<b>6369</b>
29. Apr.-02. Oct. 1988 (22 uker)	1363	1200	<b>2563</b>	11274	3250	<b>14524</b>
21. Apr.-14. Oct. 1989 (23 uker)	325	311	<b>636</b>	2504	1012	<b>3516</b>
29. Apr.-20. Oct. 1990 (25 uker)	528	362	<b>890</b>	1408	772	<b>2180</b>

**Tabell 3** Suspensjonstransporten i mai i prosent av total transport i angjeldende periode.

- Transport of suspended material in May as percent of total transport in the given periode.

Periode	Støytfoss			Kolbjørnshus		
	% Org.	% Uorg.	Sum	% Org.	% Uorg.	Sum
30. Apr.-31. Oct. 1987 (24 uker)	25,2	60,6	45,4	22,2	67,7	56,4
29. Apr.-02. Oct. 1988 (22 uker)	66,2	74,1	70,5	53,0	59,6	58,1
21. Apr.-14. Oct. 1989 (23 uker)	37,4	33,1	35,3	62,7	69,9	67,8
29. Apr.-20. Oct. 1990 (25 uker)	52,1	71,6	63,7	51,1	43,7	45,5

Suspensjonstransporten av uorganisk materiale er tidligere målt i 1978 og 1979 ved Nordsinni (Etna), ved Pumpestasjonen i Dokka og ved Kolbjørnshus (Engen 1980, 1981). Ved Kolbjørnshus utgjorde den 8 700 og 7 600 tonn i henholdsvis 1978 og 1979. Dette er i samme størrelsesorden som i andre sørnorske skogsvassdrag (Nordseth 1974). I 1987 var den tilsvarende årlige materialtransporten ved Kolbjørnshus ca 13 300 tonn (NVE 1988), altså vesentlig større enn i 1978 og 1979. Mer enn halvparten av dette kom fra Dokka og skyldes i det vesentlige anleggsarbeidene her.

Fra 1978 og 1979 foreligger det kun målinger av uorganisk materiale, mens det fra 1987 - 1990 også foreligger en oversikt over mengde organisk materiale (**tabell 2**). Ved Støytfoss utgjorde det organiske materialet 25 % i 1987, mens andelen økte til nær 50 % i 1988 og 1989. I 1990 sank den igjen til ca 40 %. Økningen skyldes trolig at stasjonen ble flyttet noe høyere opp i vassdraget fra og med september 1987, ovenfor den meandrerende strekningen nederst i Etna. Denne stilleflytende strekningen bidrar trolig med mye silt. Ved Kolbjørnshus var andelen av organisk materiale ca 30 %, med unntak av 1988 da andelen bare var 22 % på grunn av stor tilførsel av uorganisk materiale fra graveaktivitetene i Dokka.

Suspensjonstransporten er korrelert med vannføringen og er derfor normalt stor under vårfloppen. Vannføringen og størrel-

sen på vårfloppen har variert mye i perioden 1987 - 1990 (**figur 9**). I **tabell 3** er andelen av materialtransporten i mai i forhold til resten av undersøkelsesperioden angitt. Ut fra vannføringsdataene ville en forventet at denne andelen var spesielt stor i 1988 og i 1990. Dette var tilfelle ved Støytfoss, men ikke ved Kolbjørnshus. Materialtransporten var her forstyrret av anleggsvirksomheten i Dokka. Ifølge Engen (1981) ble henholdsvis 74 og 89 % av materialet ved Kolbjørnshus transportert i løpet av mai i 1978 og 1979. Dette er vesentlig mer enn i perioden 1987 til 1990.

Med unntak av 1989 er andelen av det uorganiske materialet som transporteres i mai ved Støytfoss større enn andelen organisk (**tabell 3**). Dette er også tilfelle ved Kolbjørnshus i 1987, mens forskjellene var relativt små de øvrige årene, noe som igjen har sammenheng med anleggsvirksomheten høyere oppe i vassdraget.

Bunnttransporten ved Nordsinni ble i 1978 og 1979 målt og beregnet til henholdsvis 1 500 og 1 000 tonn, mens transporten av kjemisk oppløst salter utgjorde henholdsvis 5 600 og 6 700 tonn (Engen 1981). Bunnttransporten utgjorde ca 25 % av den totale partikkeltransporten hvorav 80 - 90 % ble transportert i mai. Ved Kolbjørnshus utgjorde transporten av kjemisk oppløst salter henholdsvis 15 900 og 16 300 tonn de samme årene. Hvor mye av dette som stammer fra nedbøren, er usikkert.

## 2.8.2 Sedimentasjonen i deltaet

Det er ikke kjent hvor mye av det suspenderte materialet ved Kolbjørnshus som sedimenteres ute i deltaet. Ifølge Engen (1981) akkumuleres det ikke materiale i elveløpet nedenfor samløpet mellom Etna og Dokka, og alt det suspenderte materialet vil derfor under normale vannføringsforhold sedimenteres ute i deltaet.

Hvor i deltaet materialet sedimenteres avhenger i stor grad av vannføringen i elva og vannstanden i Randsfjorden. Ved full fjord når vannspeilet i Randsfjorden helt opp til Bergsrønningen hvor elva deler seg i to løp (**figur 10**). Her avtar strømhastigheten raskt og trolig vil både det bunntransporterte og det groveste suspenderte materialet midlertidig sedimenteres her. Ved lavere vannstand flyttes møtet mellom ellevannet og fjorden lenger ut i deltaet, og sedimentasjonen vil derved skje lenger ut.

Ved LRV vil store deler av materialet enten midlertidig lagres langs elveløpet eller havne helt ute i fjorden. Hvor de forskjellige størrelsesfraksjoner sedimenterer, er i stor grad avhengig av strømhastigheten (og vannføringen). Ved redusert vannføring vil sedimenteringen av det finere materiale skje lenger inn i deltaet. Dybdeforholdene tilsier en meget aktiv resuspensjon i perioder med stor vannføring og sterk vind.

Engen (1980, 1981) målte sedimentasjonen langs en gradient ut mot Land Sag i en 10-dagers periode i slutten av mai 1978, etter vårflommens kuliminasjon. Sedimentasjonen varierte mellom  $0,7 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$  nær Land sag og  $12 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$  lenger inne i deltaet. NVE (1988, 1989) fant også meget liten sedimentasjon både i 1987 og 1988, varierende fra gjennomsnittlig  $0,5 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$  til  $2,1 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$  i 1987 og mellom  $0,06$  og  $2,9 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$  i 1988. På St. 1 (**figur 13**) var den kun  $0,5 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$  i 1987 og  $0,4 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$  1988.



**Figur 13**  
Prøvestasjonene i Dokka-deltaet.  
- The sampling stations in the Dokka delta.

### 3 Materiale og metoder

Hovedprogrammet for innsamlingen av materialet ble innledet 13. mai 1987 og avsluttet 29. november 1990. Feltarbeidet har primært foregått i den isfrie perioden fra april til månedskiftet november / desember. Deler av materialet vil bli publisert i annen sammenheng.

#### 3.1 Vannprøver

Vannprøvene er tatt med en 2-liters Ruttner vannhenter. Prøvestasjonenes beliggenhet går fram av **figur 13**. På St. 1 er det tatt tre prøver, fra henholdsvis 1, 10 og 22,5 m. På St. 5 er det tatt fra 1 og 8 m, mens de på de øvrige stasjonene er tatt fra ca 1 m dyp.

Temperaturen er målt med termometer festet til vannhenteren. På St. 1 og 5 er også siktedyp og vannfarge registrert med en rund, hvit Secchi-skive med diameter 25 cm. Fargen er avlest på halve siktedypet og er angitt i henhold til Strøms fargeskala (Strøm 1943).

Vannprøvene er fylt på 1-liters plastflasker og er senere lagret i mørkt kjølerom. De kjemiske analysene for 1987, 1989 og 1990 er utført ved NINAs laboratorium i Trondheim, mens de for

1988 er utført ved Limnologisk avdeling, Universitetet i Oslo. Følgende parametere er målt: pH, ledningsevne ( $\text{mS m}^{-1}$ ), kationene Ca, Mg, Na, K, Fe, Mn ( $\text{mg l}^{-1}$ ) og anionene  $\text{SO}_4$ , Cl ( $\text{mg l}^{-1}$ ) og  $\text{NO}_3\text{-N}$  ( $\mu\text{g l}^{-1}$ ). I tillegg ble totalt Al ( $\mu\text{g l}^{-1}$ ) og alkaliniteten ( $\mu\text{ekv. l}^{-1}$ ) målt i 1988.

Resultatene av pH-målingene i 1988 er utelatt da de på samtlige stasjoner lå ca 0,5 pH-enheter høyere enn i de øvrige årene, mens NIVA (1989) i samme periode kun fant små endringer.

Oksygenkonsentrasjonen ( $\text{ml l}^{-1}$ , % metning) er i 1988, 1989 og 1990 målt på St. 1 og 5 ved bruk av Winklers metode.

#### 3.2 Sedimentasjon

For å få et mål på tilførselen av organisk og uorganisk materiale ble det i 1989 og 1990 satt ut sedimentfeller på samtlige stasjoner. På St. 1 ble det satt ut to feller på hvert av dypene 5, 10, 15, 20 og 25 m, mens det på St. 5 ble satt ut feller på henholdsvis 5 og 8 m. På de øvrige stasjonene ble fellene plassert ca 0,5 m over bunnen.

Den benyttede felletypen er beskrevet av Hindar (1981), og består av to 42 cm lange pleksiglassrør med indre diameter på 4,6 cm. Disse er festet sammen på en pleksiglass-ramme. En 1-liters plastflaske, som kan skiftes ut ved innsamling er festet til hvert av rørene.

Fellene ble vanligvis tømt hver 14. dag og ble samtidig rengjort for begroing før de ble satt ut på nytt. Prøvene ble filtrert 1 - 2 dager etter innsamlingen og ble oppbevart på kjølerom inntil filtrering kunne finne sted. Millipore filtreringsoppsats med vakumpumpe ble benyttet under filtreringen. Hele prøven ble filtrert gjennom 47 mm Whatman GF/C glassfiberfiltere som på forhånd var veid etter 1 times gløding ved 450 - 500 °C. Etter filtrering ble filterne tørket i en time ved ca 105 °C og deretter veid til nærmeste µg. Innhold av organisk materiale ble funnet som glødetap etter gløding i en time ved 450 - 500 °C. Sedimentasjonen er angitt som g m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup> tørrstoff, mens innholdet av organisk materiale er angitt som prosent av totalt partikulært materiale.

### 3.3 Sediment / substrat

Sedimentets karakter varierer mye innenfor ulike deler av deltaet, og for å karakterisere dette ble de øverste 7,5 cm innsamlet med et pleksiglassrør med indre diameter 4,6 cm. Proppene ble fraksjonert i følgende sjikt, 0 - 2,5, 2,5 - 5,0, 5,0 - 7,5 cm, og analysert med hensyn til vanninnhold, innhold av organisk materiale og kornfordeling. På St. 1, 5 og 10B ble også sjiktet fra 7,5 - 10 cm analysert. Hver fraksjon ble godt blandet før analysering. Vanninnholdet ble funnet ved veiing før og etter en times tørking ved 105 °C, mens innholdet av organisk materiale ble funnet ved gløding i en time ved 450 - 500 °C.

Kornfordelingen er analysert ved Hydrologisk avdeling i NVE, og det foreligger kornfordelingskurver for samtlige prøver og fraksjoner.

### 3.4 Plankton og litorale krepsdyr

Plankton og litorale krepsdyr er innsamlet hver 14. dag på St. 1, 5, 9, 10 og 11.

I 1987 ble prøvene tatt med planktonhåv med maskevidde 90 µm. På St. 1 og 5 ble det tatt to prøver med liten håv (diam. 12 cm) og en prøve med stor håv (diam. 27 cm). I lonene, St. 9, 10 og 11, ble alle prøvene tatt med stor håv, hvorav to prøver fra åpent vann nær det dypeste (B) og to fra vegetasjonsbeltet nær land (A).

Fra og med 1988 er materialet innsamlet med en 14 l Schindlerhenter. Prøvene er filtrert gjennom 90 µm nylonduk. På St. 1 er det tatt to parallelle prøver på hvert av dydene 1, 3, 5, 7,5, 10, 15, 20 og 25 m, mens de på St. 5 er tatt på 1, 3, 5, og 8 (7,5) m. Fra de dypeste partiene i lonene (St. 9B, 10B og 11B) er det tatt 4 prøver, to nær overflaten og to nær bunnen. I tillegg er det tatt to prøver i vegetasjonen nær land (St. 9A, 10A, 11A). Som supplement til Schindlerprøvene er det tatt trekk med stor håv. Materialet er fiksert med formalin.

Ved opptelling er prøver med få individer totalopptelt, mens de med stor tetthet er fraksjonert. Ved fraksjonering ble en varierende andel av prøvene talt opp, mens resten ble gjennomgått med hensyn til arter med lav tetthet. I enkelte få tilfeller med ekstrem stor tetthet inne i vegetasjonen er kun 1/100 av prøven talt opp.

Materialet fra 1987 er kvantitativt ikke sammenlignbart med mate-

rialet fra de etterfølgende år pga endring i innsamlingsmetoder. Utviklingsmønstret gjennom sesongen vil imidlertid være sammenlignbart både på arts- og samfunnsnivå.

I 1989 og 1990 ble det gjennomført utklekkingsforsøk på krepsdyr i diapause. Prøvene fra tørrlagt sediment ble tatt med et pleksiglassrør med indre diameter på 7,0 cm, hvor de øverste 10 cm av slammet ble overført til en 1-liters plastflaske og tilsatt vann rett fra springen. Etter ca 24 timer ved romtemperatur ble vannet over slammet filtrert gjennom en duk med maskevidde 90 µm. Nytt vann ble påfylt og operasjonen ble gjenntatt 4 - 7 ganger inntil prøvene ikke ga flere nye dyr. Totalt ble det tatt 60 prøver fra tørt land i ulik avstand fra vannkanten, 30 i både 1989 og 1990.

I bearbeidelsen er det av tidsmessige grunner kun bestemt og opp-talt arter og stadier av vannlopper og hoppekreps. Hjuldyr, som også er en sentral gruppe av zooplankton (Bogdan & Gilbert 1982, Makarewicz & Likens 1979, Pace & Orcutt 1981), er ikke bearbeidet i denne undersøkelsen. Vannloppene er bestemt ved hjelp av Smirnov (1971), Flössner (1972) og Herbst (1976), mens hoppekrepsene er bestemt ved hjelp av Sars (1903, 1918), Rylov (1948) og Kiefer (1973, 1978).

Blant hoppekrepsartene er det differensiert mellom nauplier, copepoditter, voksne hanner og hunner. Hunner med egg er opptalt for seg. Ved bearbeidelsen er naupliene og de to minste copepodittstadiene (Cop. I og II) slått sammen da de enkelte artene er vanskelige å skille på disse stadiene. Cyclopoide og calanoide arter er imidlertid holdt adskilt. Hos vannloppene er det med få unntak kun skilt mellom hunner med og uten egg og hanner.

### 3.5 Bunndyr

Bunndyrene er innsamlet ca en gang i måneden. I 1987 ble prøvene innledningsvis tatt med en van Veen-grabb (5 prøver pr stasjon), men denne ble raskt erstattet med en Ekman-grabb (3 prøver pr stasjon). Prøvene ble vasket gjennom 500 µm duk, og senere fiksert på 70 % sprit.

Fra og med 1988 ble prøvene på dypt vann (St. 1 og 5) tatt med en Kajak-bunnhenter, mens prøvene fra grunt vann ble tatt med en egenkonstruert bunnhenter av Kajak type. Denne kan opereres med aluminiumstenger fra båt og er lett å håndtere ned til 5 - 6 m dyp. Begge prøvehenterne er laget av pleksiglassrør med indre diameter 7,0 cm som gir en prøveflate på ca 39 cm<sup>2</sup>. Det er tatt 5 prøver på hver stasjon. Disse ble grovasket i felt gjennom 250 µm duk før de ble fiksert med sprit. Ved videre bearbeiding er de fikserte prøvene ytterligere vasket gjennom 250 µm for deretter å bli renplukket for dyr under lupe. Materialet er oppbevart på 70 % sprit.

Materialet fra 1987 er ikke sammenlignbart med det fra de senere år. Hverken van Veen eller Ekman bunnhenter er gode som kvantitative bunnprøvetagere, da mye av materiale kan forsvinne under opphalingen av henteren. Videre vil mange av de minste formene passere gjennom de 500 µm store maskene, og bare de største individene blir holdt tilbake. Kajak-prøvetageren er derimot meget godt egnet for kvantitativ prøvetaging i biotoper med relativ stor bunndyrtetthet. Prøvearealet kan bli noe lite for større organismer

med lave tettheter, men for de viktigste bunndyrgruppene vil arealet være tilstrekkelig. Den valgte maskestørrelsen, 250  $\mu\text{m}$ , er fortsatt for stor og mange små individer av både fjærmygg og fåbørstemark vil gå tapt. Spesielt stort er tapet av individer og arter hos rundormer. Det ble f.eks. i prøver filtrert gjennom 250  $\mu\text{m}$  funnet 18 arter nematoder mens det i parallelle prøver filtrert gjennom 45  $\mu\text{m}$  ble funnet ytterligere 18 arter, totalt 36 arter (Krystyna Prejs, pers. medd.). Bruk av så liten maskevidde medfører imidlertid så mye restmateriale etter vasking at det i praksis ville vært umulig å bearbeide materialet i tilstrekkelig grad.

Det innsamlede materiale er meget stort og dessverre bare delvis bearbeidet. Fra 1987 og 1988 er alt materiale ferdig sortert til dyregrupper. På grunn av redusert kapasitet har bearbeidel-

sen for 1989 og 1990 blitt konsentrert til St. 1, 2, 3, 5, 6, 10 A, 10B og 14. Fjærmyggmaterialet (Chironomidae) fra 1987 er artsbestemt av forsker Øivind Schnell ved Universitetet i Bergen. Forsker Karen Anna Økland har artsbestemt iglene (Økland 1988) og forsker Dag Dolmen buksvømmerne (Corixidae), øyestikkerne (Odonata) og vannbillene (Coleoptera) fra 1987. I tillegg har Ph D Krystyna Prejs bearbeidet og artsbestemt rundormene (Nematoda) fra samtlige år. Bare deler av dette materialet er publisert (Prejs 1993). Ved artsbestemmelsen av fåbørstemarkene er de først klarnet i Ammans lactophenolløsning, for deretter å bli overført til objektglass med Polyvinylactophenol tilsatt fargestoffet chlorazolblack. Prosessen er nærmere beskrevet i Brinkhurst (1971). Artsbestemmelsen er gjort ved hjelp av Brinkhurst (1971) og Brinkhurst & Jamieson (1971).

**Tabell 4** Enkelte karakteristiske data for de undersøkte stasjoner i Dokkadeltaet.  
- Some characteristic data for the different stations in the Dokka delta.

St.	Største dyp m	Tørrlagt periode	Substrat	Vannvegetasjon
1	27,0	-	Gyttje, grovt org. mat., sand	-
2	1,8	2 måneder, slutten av feb. - slutten av april	Fast, leiraktig, gammel eng / slåtteland	Isoetes, Subularia
3	2,5	1 måned, slutten av mars - slutten av april	Fast, leiraktig, gammel eng / slåtteland	Isoetes, Subularia
4	2,0	2 måneder, slutten av feb. - slutten av april	Fast, leiraktig, gammel eng / slåtteland	Isoetes, Subularia
5	9,0	-	Gyttje	-
6	1,8	2 måneder, slutten av feb. - slutten av april	Fast, leiraktig, gammel eng / slåtteland	Isoetes, Subularia, Sparganium
7	2,9	Vanligvis ikke helt tørrlagt	Silt, sand, grovt org. mat.	-
8	4,2	-	Gyttje	-
9A	0,5	6 måneder, begynnelsen av des. - slutten av mai	Fast, leiraktig, gammel eng / slåtteland	Equisetum, Drepanocladus
9B	1,9	2 måneder, slutten av feb. - slutten av april	Fast, silt, grovt org. mat.	Drepanocladus
10A	0,5	6 måneder, begynnelsen av des. - slutten av mai	Fast, leiraktig, gammel eng / slåtteland	Equisetum, Drepanocladus
10B	2,9	Vanligvis ikke helt tørrlagt	Fast, silt, grovt org. mat.	Drepanocladus
11A	0,5	6 måneder, begynnelsen av des. - slutten av mai	Fast, leiraktig, gammel eng / slåtteland	Equisetum, Drepanocladus
11B	2,4	1 måned, slutten av mars - slutten av april	Fast, silt, grovt org. mat.	Drepanocladus
14	4,0	2 måneder, slutten av feb. - slutten av april	Sand, silt, noe detritus	-

## 4 Stasjonsbeskrivelse

Det ble opprinnelig etablert 14 stasjoner i deltaet, inkludert to stasjoner i elva rett oppstrøms utløpet i deltaet. Elvestasjonene ble tidlig nedlagt og undersøkelsen har derfor begrenset seg til 12 stasjoner (**figur 13**), hvorav St. 9, 10 og 11 har både en grunn (A) og en dyp (B) understasjon. St. 1 og 5 er dype, henholdsvis 27 og 9 m (**tabell 4**). Ytterligere to stasjoner, St. 8 og 14, er så dype at de aldri tørrlegges helt. St. 7 og 10B er også så dype at de tørrlegges kun i spesielt tørre år og ved sterk nedtapping av Randsfjorden. De øvrige stasjoner er årlig tørrlagt fra en til seks måneder.

Store deler av de arealene som tørrlegges hver vinter har relativt ensartet bunnssubstrat. Arealene mellom ca 0,5 og 2,5 m dyp består hovedsakelig av et fast, noe leiraktig substrat som over store arealer er bevokst med mykt brasmegrass (**figur 14**). I de grunnere partiene danner elvesnellen ofte tette bestander (**figur 5**). Substratet er således gjennomvevet av røtter. Det er også rikt på jern, og rødbrun og svart jernutfelling fins både som tydelige lag og som rørfornede lag rundt planterøttene.

På dypere vann er det mer typisk gyttje, men med til dels stort innslag av grovt organisk materiale i form av blader, små grenbiter og andre større planterester. Dette er særlig utpreget på St. 1 hvor det også er innslag av sagflis fra Land Sag. St. 1 ligger i tilknytning til hovedstrømmen ut gjennom deltaet, og dette vises klart ved stort innslag av sand. Dette gjelder også St. 7 og 14. Mest utpreget gyttje finnes vi på St. 8 med relativt løst slam.

Bunnssubstratets karakter er viktig i biologisk sammenheng, og struktur, innhold av organisk materiale og kornfordeling forteller mye om både dannelsen og sedimentasjonsforholdene (**figur 15, vedlegg 1**).

Vanninnholdet på de enkelte stasjonene varierte mye, og da særlig i de øverste 2,5 cm av slammet. Dette var spesielt tilfelle på St. 7 og 14, og tildels på St. 1 som alle hadde et meget stort sandinnhold. Inne i deltaet hvor bunnssubstratet var fastere varierte vanninnholdet omkring 60 %. Lavest vanninnhold i denne type substrat, ca 30 %, hadde St. 4. Vanninnholdet avtok som forventet nedover i slammet.

Mer interessant var imidlertid innholdet av organisk materiale, angitt som prosent glødetap ved brenning. Denne andelen varierte mellom ca 3 % (St.1) og 60 % (St. 8) i de øverste 2,5 cm. Både St. 3, 4, 8 og 11A skillte seg ut ved spesielt høyt innhold av organisk materiale. De øvrige stasjonene hadde (med unntak av St. 2) ca 10 % organisk materiale. Innholdet av organisk materiale gjenspeiler både produksjons- og sedimentasjonsforholdene på den enkelte stasjon. Høyt innhold av uorganisk materiale tyder på en viss sedimentasjon av elvetransportert, overveiende suspendert materiale. Både St. 3, 4, 8, 11A, og tildels St. 2 synes således relativt lite påvirket av materiale fra elva. Innholdet av organisk materiale avtok som forventet med økende sedimentdyp og dette stemmer godt på de fleste stasjoner. Den sterke økningen fra 2,6 % organisk materiale i 0 - 2,5 cm sjiktet til 21,4 % i 7,5 - 10 cm sjiktet på St. 1 skyldes tidligere akkumulering av bl a sagflis og annet grovt plantemateriale.

Kornfordelingen er en tredje faktor som gir viktig informasjon om substratets beskaffenhet og i hvilken grad de enkelte stasjoner er påvirket av elvetransportert materiale. I **figur 15** og **vedlegg 1** er det prosentvise innholdet av leire, silt og sand angitt. Innholdet av silt og leire var størst der strømhastigheten var minst og der sedimentasjonen kvantitativt sannsynligvis også var minst. Det er særlig 4 stasjoner som skillte seg ut, St. 8 på grunn av meget lavt sandinnhold, og St. 1, 7 og 14 på grunn av meget høyt innhold av sand. På de øvrige stasjonene ute i deltaet utgjorde leire og silt mellom 80 % og 90 %. I Ionene, St. 9, 10 og 11, var det stor forskjell mellom prøvene fra strandsonen (A) og fra dypet (B). Prøvene fra strandsonen hadde størst silt- og leirinnhold. Den Ionen som er sterkest påvirket av elva, St. 10, hadde også størst andel sand.

Ut fra de foreliggende data synes St. 2, 3, 4, 8 og 11 å være minst påvirket av elva og av tilført materiale. For St. 2 og 3 er dette overraskende da begge stasjonene ligger nær hoved-



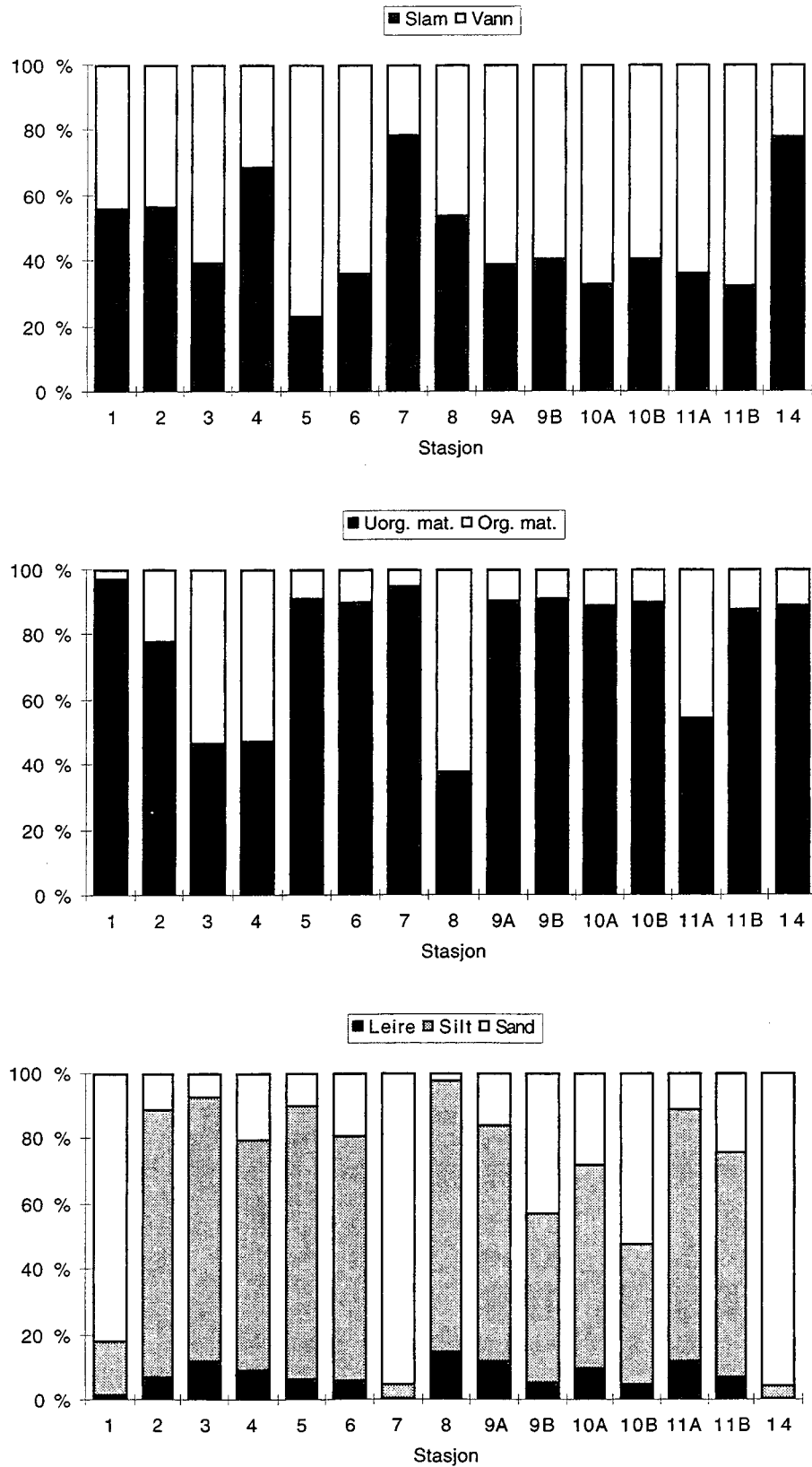
**Figur 14**

Det faste bunnssubstratet i reguleringsso-  
nen på grunt vann med mykt brasmegras.  
- The firm bottom substrate in the regula-  
tion zone with Isoetes setacea

strømmen i elva. Sterkest påvirket er St. 1, 7 og 14. Ved redu-  
sert vannføring vil transportkapasiteten reduseres og påvirkning-  
en fra elva vil derved bli redusert. Mens sedimentasjonen blir  
reduisert rent kvantitativt vil den relative andelen av silt og leire  
trolig øke på samtlige stasjoner. Det samme vil trolig også ande-  
len av organisk materiale.

Det foreligger kun få data fra tidligere om sedimentets beskaf-  
fenhet i deltaet. Engen (1981) har på grunnlag av 74 sediment-

prøver kartlagt kornfordelingen på deltaplattformen ut til Land  
Sag. Stein, grus og sand karakteriserer de strømsterke partiene i  
deltaet med avtagende kornstørrelse i strømmretningen. Videre  
utover dominerer grov silt ( $0,02 < \varnothing < 0,2\text{mm}$ ) i den nordlige  
halvdelen av deltaet ut til Land Sag, mens den sørlige halvdelen  
er dominert av fin silt ( $\varnothing < 0,02 \text{ mm}$ ). Dette er i samsvar med at  
hovedstrømmen i elva går i en bue mot nord før den når ut i  
selve fjordbassenget ved Land Sag (**Figur 10**).



**Figur 15**

Substratets sammensetning på de enkelte stasjoner angitt som prosentvis innhold av henholdsvis vann, organisk materiale og sand, silt og leire.  
 - The sediment composition at the different stations given as percentage contents of water, organic material, and sand, silt, and clay respectively.



## 5 Resultater og diskusjon

### 5.1 Fysisk-kjemiske forhold

Undersøkelsene av de fysisk-kjemiske forhold er ivaretatt gjennom andre undersøkelser (NIVA 1990, 1991), og våre undersøkelser har derfor i liten grad omfattet slike analyser.

#### 5.1.1 Temperatur

**Figur 16** viser temperaturutviklingen gjennom de aktuelle årene på St. 1, 5, 9, 10 og 11. Det var relativt store forskjeller mellom de enkelte år, noe som igjen gjenspeiler de klimatiske variasjoner fra år til år. Lengden på den isfrie perioden er viktig for temperaturutviklingen. Den varte inne i deltaet fra omkring midten av april til midten / slutten av november. Også under de milde vintrene 1988 / 1989 og 1989 / 1990 var Randsfjorden islagt nord for Fluberg bru mens den var isfri lenger sør.

Temperatursjiktningen var lite markert på St. 1 og 5, og temperaturutviklingen var omtrent den samme på begge stasjonene. Forskjellen mellom overflate og bunn var imidlertid noe større på St. 1. På 1 m dyp varierte temperaturen normalt mellom 15 og 20 °C i sommerhalvåret. Med unntak av 1987 var temperaturen 15 °C eller høyere allerede i begynnelsen av juni. I 1987 kom den derimot ikke over 15 °C før i første halvdel av juli. På St. 1 var temperaturen på 25 m vanligvis lavere enn 10 °C. Den økte gradvis fra ca 4 °C ved isløsning om våren til ca 10 °C i september for så å synke igjen til 4 °C under høstsirkulasjonen. Ved St. 5 var temperaturen på det dypeste stort sett høyere enn 10 °C fra juni til september.

Temperaturmessig var forskjellene små mellom St. 9, 10 og 11. Fra mai til september var temperaturen normalt høyere enn 10 °C og ofte høyere enn 15 °C, men oversteg sjeldent 20 °C. Våren 1987 var kald, og temperaturen kom ikke over 10 °C før i begynnelsen av juli. I 1990 var derimot temperaturen høyere enn 10 °C allerede i begynnelsen av mai. Store temperaturvariasjoner er normalt i denne type grunne lokaliteter.

#### 5.1.2 Siktedyp og innsjøfarge

Siktedypet varierte betydelig fra år til år (**figur 17**). I 1987 og 1988 var det stort sett mindre enn 4 m og det var særlig lite i mai - juni 1988. Det økte noe i 1989 og 1990 og var om sommeren begge år stort sett større enn 5 m. Under snøsmeltingen om våren var det også i disse årene svært lavt.

St. 1 har normalt noe mindre siktedyp enn Randsfjorden lenger syd (NIVA 1981) hvor det om sommeren stort sett varierte mellom 4 og 5 meter, og med en økning i november til ca 7 m. Dette har trolig sammenheng med tilførselen av materiale fra Dokka og en noe større produksjon i denne relativt grunne delen av Randsfjorden.

Forskjellene i siktedyp i perioden 1987 - 1990 har dels sammen-

heng med anleggsvirksomheten i Dokka og dels med spesielle snøforhold. Reduksjonen i siktedypet i 1987 og 1988 i forhold til 1979 og 1980 (NIVA 1981) skyldes i hovedsak tilslamming på grunn av anleggsvirksomheten ved Kjøljua og Dokkfløymagasinet. Siktedypet økte igjen i 1989 og 1990 og var om sommeren faktisk noe større enn tidligere. Det spesielt lave siktedypet i mars - april 1989 skyldes imidlertid manglende snødekke og stor erosjon i høstpløyd mark.

Siktedypet har således vist en svak økning etter utbyggingen i Dokka, trolig på grunn av redusert materialtransport inn i deltaet.

Fargen har derimot endret seg lite i perioden. I likhet med i tidligere år (NIVA 1982) er humuspåvirkningen relativt stor med brunlig gul og gullig brun som de dominerende fargene.

#### 5.1.3 Oksygen

På St. 1 og 5 lå oksygenmetningen på 1 m normalt omkring 80 - 100 % gjennom hele året og bare i kortere perioder var det en svak overmetning (**figur 18**). På henholdsvis 25 og 8 m var forholdene mer variable uten at det ble påvist perioder med fullstendig oksygenvinn. På slutten av vinterstagnasjonen var imidlertid konsentrasjonene meget lave, spesielt på St. 1. Oksygeninnholdet avtok her meget raskt etter islegging og allerede i begynnelsen av desember, mindre enn én måned etter islegging, var det nede i under 20 % metning. Liten vintervannføring og et beskyttende islag hindret tilstrekkelig blanding mellom overflatevannet og bunnvannet. Om sommeren var situasjonen annerledes da vind og strøm sikret en viss innblanding av O<sub>2</sub>-rikt vann også i dyplagene. Det var imidlertid en klar tendens til avtagende O<sub>2</sub>-konsentrasjon om sommeren med et minimum i slutten av august.

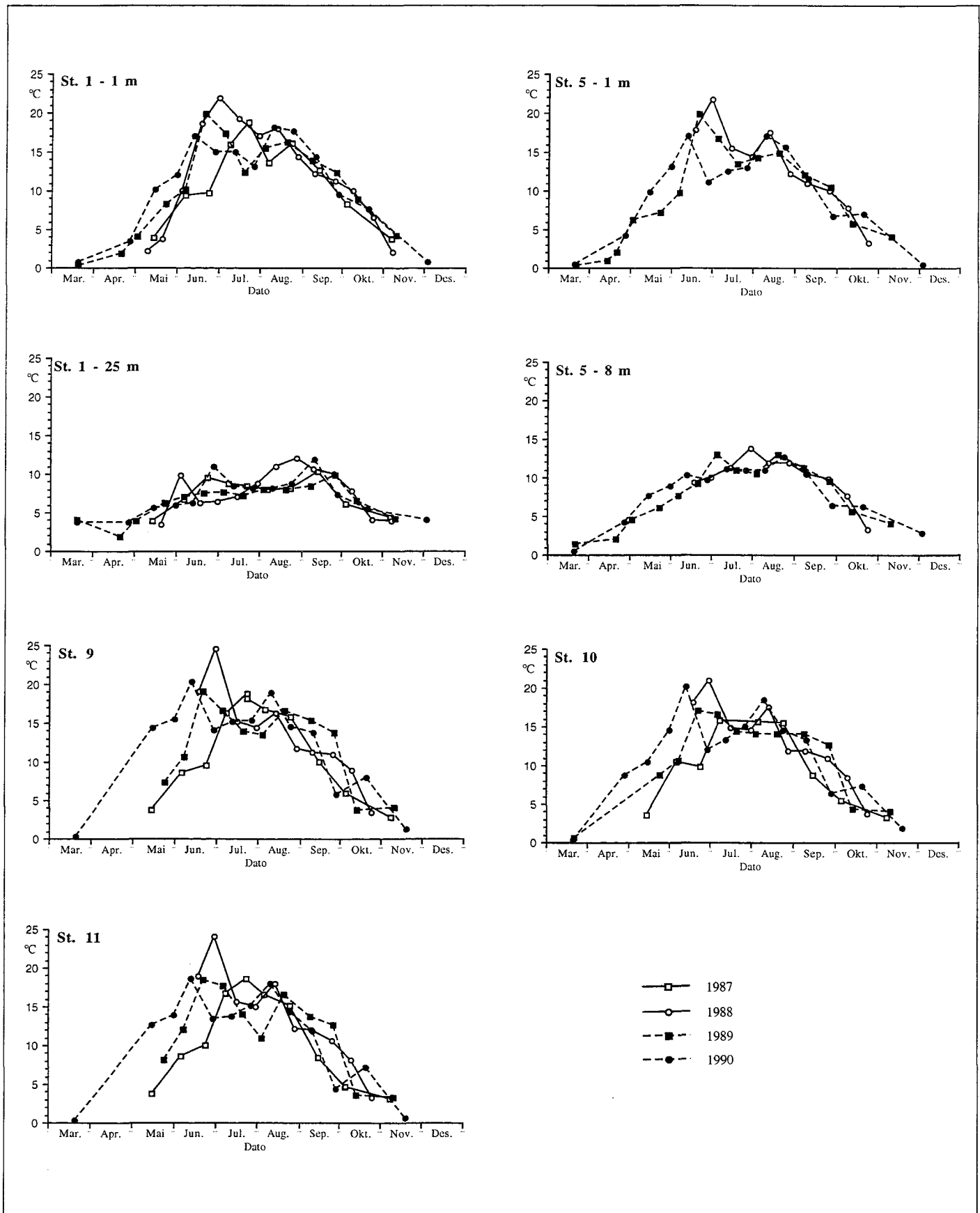
Begge stasjonene er sterkt influert av elva og sommerstagnasjonen er derfor relativt ustabil. Den brytes lett ned ved sterk vind, stor vannføring og kaldt vær. Dette stemmer forøvrig godt med temperaturutviklingen på stasjonene.

Det foreligger ikke oksygenmålinger fra perioden før utbygging, men redusert vannføring i elva vil trolig øke stabiliteten i temperatursjiktningen. Kontakten mellom overflaten og dyplagene blir derved noe redusert og oksygenkonsentrasjonen kan derfor bli noe lavere enn tidligere.

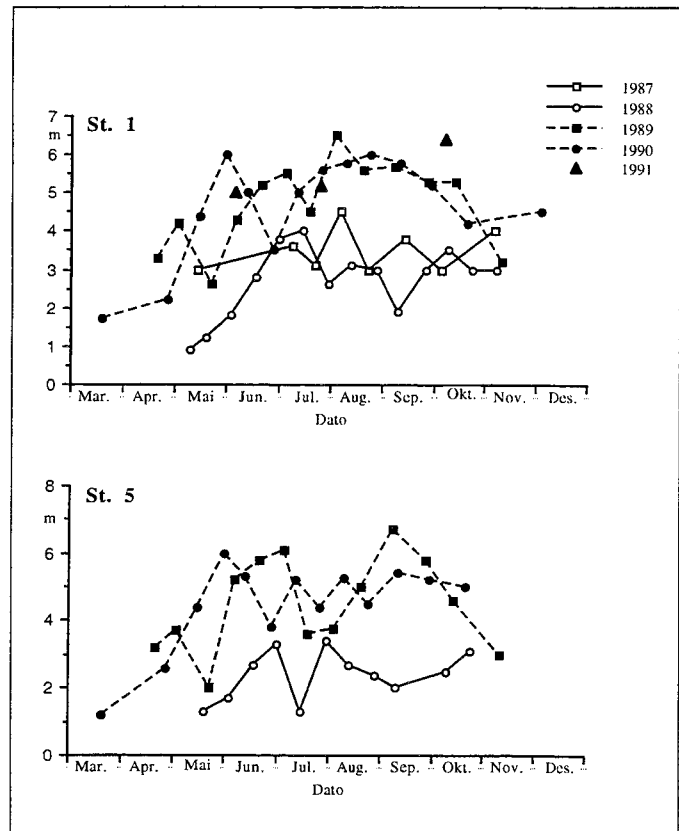
Fra lonene foreligger det kun enkelte stikkprøver fra forholdene under isen om våren på St. 10B hvor det ved nedtapping danner seg en liten permanent dam på det dypeste. Det var her et markert oksygenvinn og muligens også sterkt reduserende forhold om vinteren. Om sommeren er oksygenforholdene sannsynligvis gode med til dels stor overmetning.

#### 5.1.4 pH

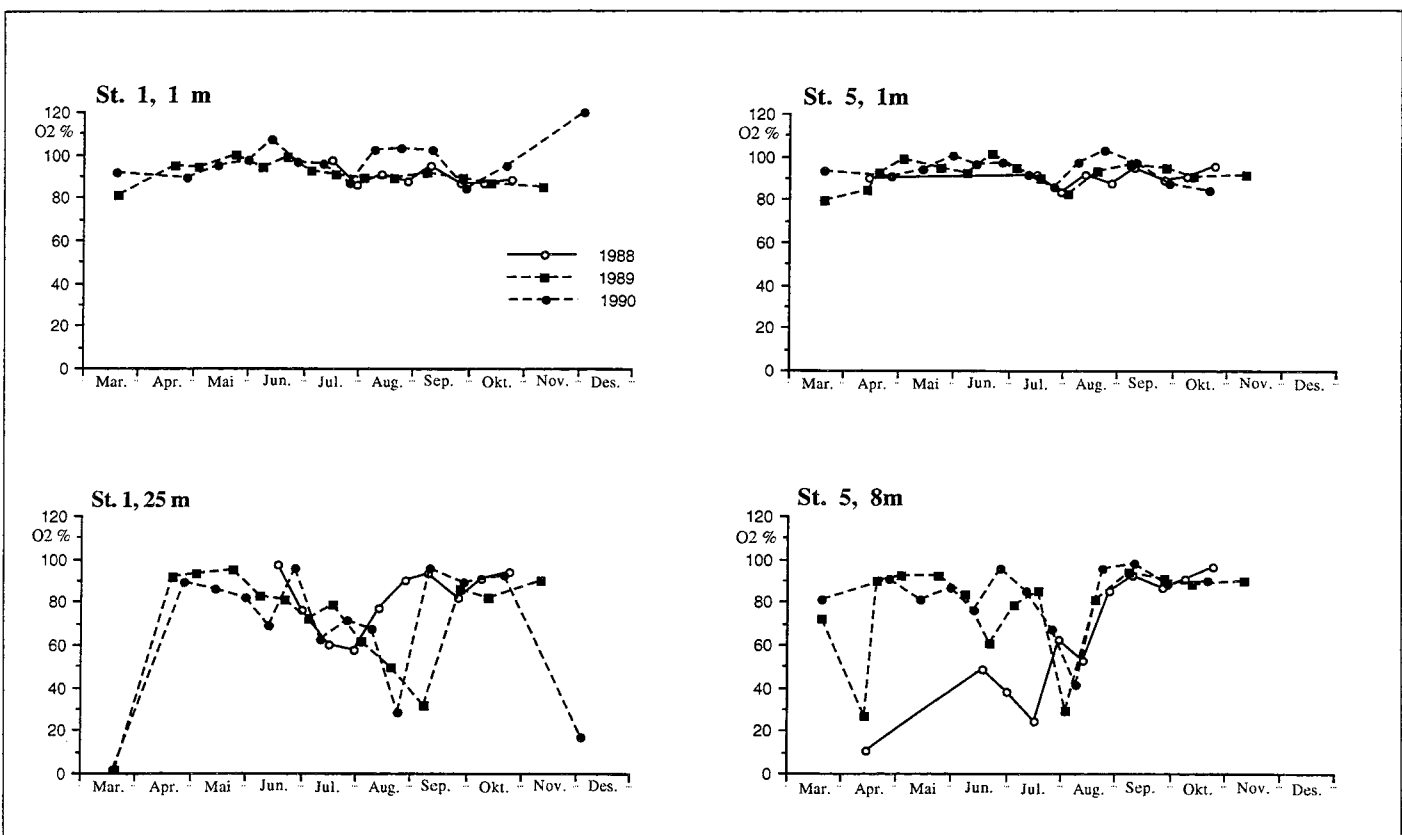
Det har ikke skjedd store forandringer i pH etter utbygging (**figur 19**). Dataene fra 1988 er utelatt på grunn av sannsynlig analysefeil.



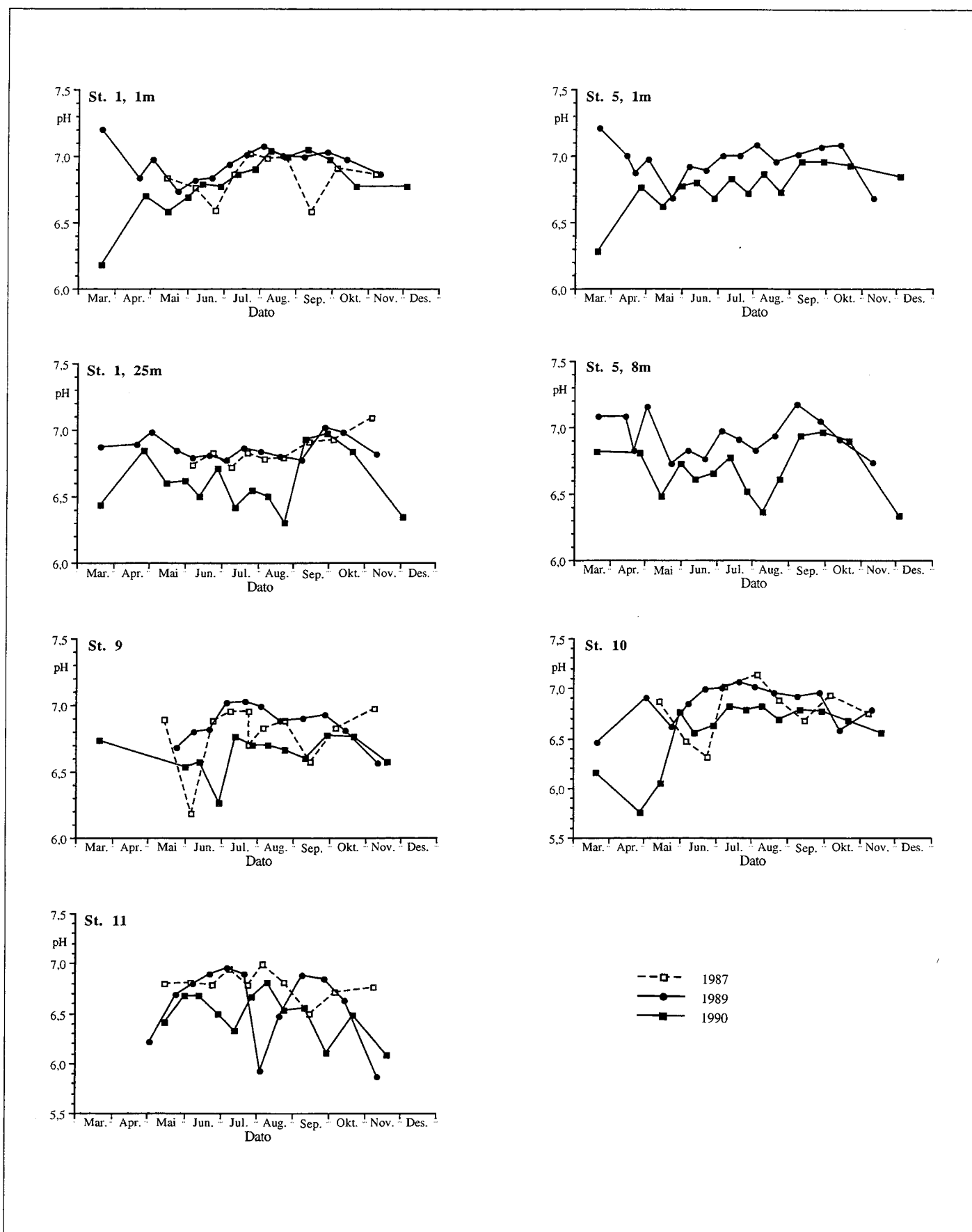
**Figur 16**  
 Vanntemperaturen på ulike stasjoner i undersøkellesperioden 1987 - 1990.  
 - The variation in water temperature at different stations during the study period 1987- 1990.



**Figur 17**  
Siktedypet på St. 1 og 5 i undersøkellesperioden 1987-1991.  
- The secchi disk readings at St. 1 and 5 in the study period 1987-1991.



**Figur 18**  
Oksygeninnholdet (% metning) på St. 1 og 5 i perioden 1988 - 1990.  
- The oxygen contents (% saturation) at St. 1 and 5 during the period 1988-1990.



**Figur 19**  
 Variasjonen i pH ved enkelte stasjoner i perioden 1987- 1990.  
 - The variation in pH at some stations during the period 1987 - 1990.

Normalt varierte pH omkring 6,8, men variasjonen var stor både i sommerhalvåret og fra år til år. Lavest gjennomsnittlig pH hadde 1990. På 1 m dyp ved St. 1 og 5 i mars var forskjellen mellom 1989 og 1990 påfallende stor, med pH nesten en hel enhet høyere i 1989 enn i 1990. Dette har trolig sammenheng med de spesielle klimatiske og avrenningsmessige forhold som hersket vintrene 1988 / 89 og 1989 / 90. Endringer i vannføringen, sterk vind og resuspensjon av sedimentert materiale samt endringer i primærproduksjonen er andre forhold som påvirker pH i deltaet.

På St. 1 og 5 var det en viss økning i pH utover sommeren på 1 m dyp, mens det var tendenser til en viss reduksjon i de dypere lag. Det var liten forskjell på 1 m før og etter utbygging. På 25 m dyp var forskjellene noe større. Mens 1987 og 1989 hadde samme pH var den i 1990 markert lavere enn tidligere og dette kan ha sammenheng med en skarpere sjikning og redusert utveksling med overflatelaget. pH var positivt korrelert med oksygenkonsentrasjonen på 25 m, lavt oksygeninnhold ga lav pH mens høyt oksygeninnhold ga høy pH. Disse endringene hadde imidlertid ikke bare sammenheng med redusert vannføring på grunn av selve utbyggingen, men sannsynligvis også med den unormalt lave vannstanden og vannføringen i 1990. Utbyggingen kan imidlertid ha forsterket effektene av disse spesielle forhold. Utvekslingen av vann mellom overflaten og dyplaget på St. 1 hadde klar sammenheng med vannføringen, og pH på bunnen ved St. 1 kan derfor indirekte endres ved endret vannføring og skarpere sjikning.

Våre resultater avviker noe fra den utviklingstrend NIVA (1989, 1990) har funnet i fjorden nord for Fluberg bru. Det har her skjedd en økning i pH fra 1988 til 1990, og den er nå vesentlig høyere enn på vår St. 1. Det er trolig ingen direkte sammenheng mellom denne økningen og utslippet fra Dokka kraftverk, som kommer fra Dokkfløymagasinet hvor pH ligger nær 6,5. Økningen kan imidlertid indirekte skyldes stor tilførsel av næringssalter fra magasinet og derved økt algeproduksjon. Dette har imidlertid foreløpig ikke gitt seg utslag i deltaområdet.

Vannkvaliteten på St. 9, 10 og 11 bestemmes i stor grad av elvevannet. Ved lav vannstand er det imidlertid ikke direkte kontakt mellom elva og lonene, og vannkvaliteten bestemmes da mer av nedbør og eventuelt tilførsel av grunnvann. Variasjonene i pH var større her enn på de øvrige stasjonene, og den kunne i perioder være lav. Både på St. 10 og 11 ble det målt pH-verdier helt ned til 5,7.

### 5.1.5 Ledningsevnen - oppløste salter

Ledningsevnen gir et mål for mengden av oppløste salter. Den varierte omkring  $3 \text{ mS m}^{-1}$  og var normalt lavere enn  $4 \text{ mS m}^{-1}$  (**figur 20**). Randsfjorden og Dokka må derfor karakteriseres som elektrolyttfattige. De høyeste verdiene fant vi om våren ved slutten av vinterstagnasjonen og de laveste under vårflommen. Ledningsevnen steg igjen langsomt utover sommeren og høsten.

Ledningsevnen har økt relativt mye fra 1987 til 1990 (**figur 20, vedlegg 2**). Høyest gjennomsnittlig ledningsevne hadde vi i 1989, men variasjonen var også størst dette året. Forholdene i 1988 var spesielle på grunn av stor erosjon og materialtransport som følge av anleggsvirksomheten i Dokka. Dette var sannsynligvis årsaken til

at 1988 skillte seg fra 1987. Ledningsevnen i 1987 samsvarte godt med NIVAs (1982) data fra før regulering. Økningen fra 1987 til 1990 skyldes trolig at det noe mer elektrolyttrike vannet fra Etna har fått økt betydning i forhold til det noe elektrolyttfattigere vannet fra Dokka. Dette er også i samsvar med forventet utvikling.

Det var små forskjeller mellom de ulike dypene på St. 1 og 5, men på St. 1 var ledningsevnen noe høyere på 25 m enn på 1 m både under sommer- og vinterstagnasjonen. Det var også små forskjeller mellom lonene, men variasjonene gjennom året var noe større her, med høyest ledningsevne i slutten av juli. St. 11 hadde noe lavere ledningsevne enn de to andre stasjonene, trolig på grunn av tilførsel av mer elektrolyttfattig vann fra Våtbekken som munner ut like ved stasjonen.

Det var god lineær korrelasjon mellom ledningsevnen og de enkelte kjemiske hovedkomponenter (**vedlegg 2**). Dårligst var korrelasjonen med sterke syrers salter (SSS).  $\text{SO}_4$ , som er en av hovedkomponentene i SSS tilføres vassdraget gjennom nedbøren, og det er derfor naturlig at variasjonen er stor.

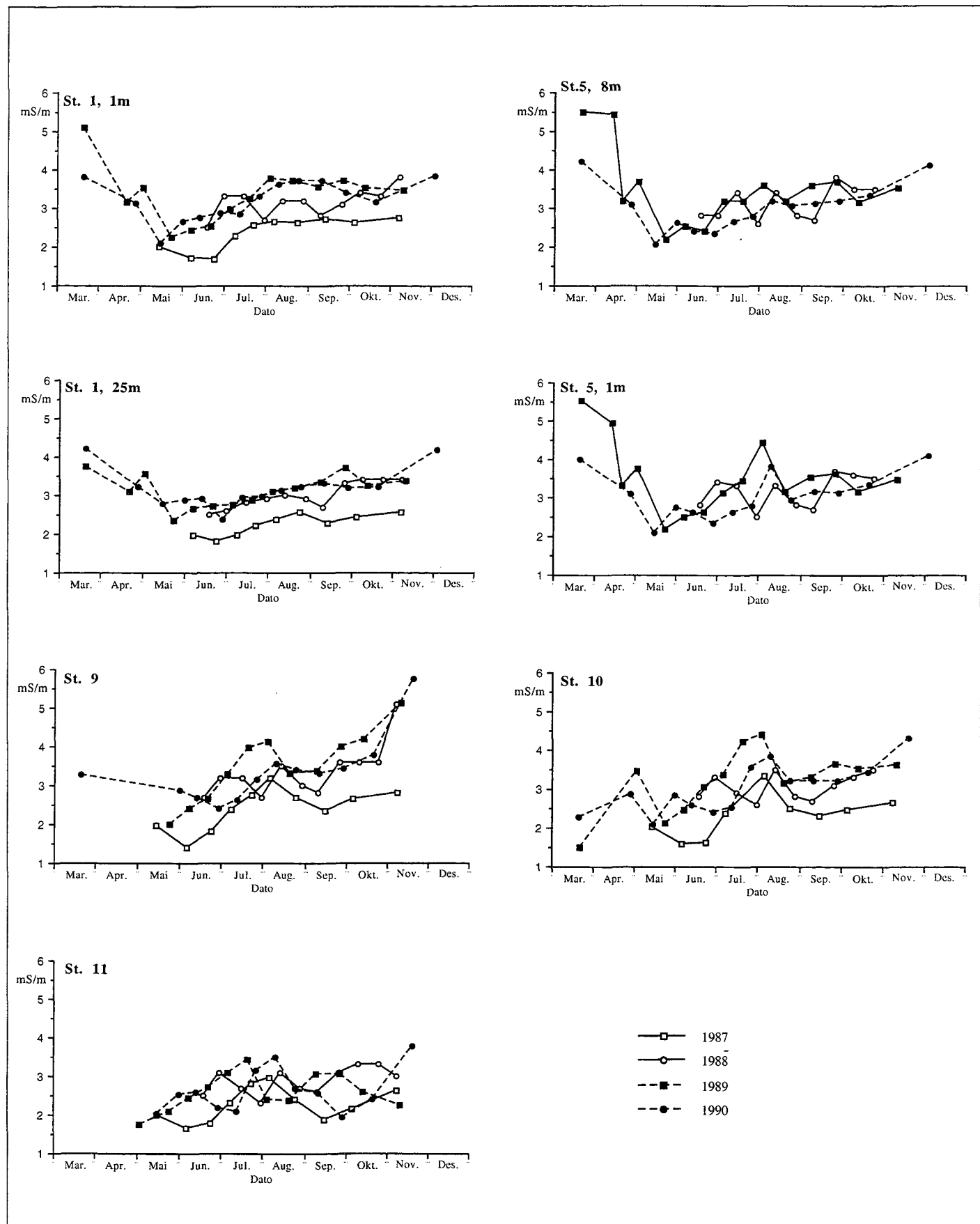
Randsfjorden og Dokka har et buffersystem som er dominert av bikarbonat, og våre data er i rimelig god overenstemmelse med Rodhes (1949) standardsammensetning for bikarbonatvann. Innholdet av  $\text{SO}_4$  er noe høyere enn forventet og utgjør 33 % i Randsfjorden mot 16 % i standarden. Ca-innholdet er også noe høyere, 70 % mot 64 %. Det er trolig to forhold som kan forklare disse forskjellene, tilførsel av  $\text{SO}_4$  gjennom (sur) nedbør og fra Ca- og  $\text{SO}_4$ -rik kambrosilurisk fylitt.

Nitrogen er, sammen med fosfor, en av de viktigste produksjonsregulerende faktorer i ferskvannssystemer. Vi mangler dessverre data over fosfatinnholdet, mens innholdet av total  $\text{NO}_3\text{-N}$  er gitt i **vedlegg 2**. Etna hadde et noe høyere nitratinnhold enn Dokka (NIVA 1981), og det var forventet en viss økning etter utbygging. Vi mangler dessverre data for 1988, mens konsentrasjonene i sommerhalvåret i de øvrige årene lå i underkant av  $200 \mu\text{g l}^{-1}$ . Variasjonene i nitratinnholdet var store, og som forventet var konsentrasjonen størst tidlig om våren. Lav konsentrasjon på 1 m dyp i mars 1990 skyldes trolig at nitrogenet allerede på dette tidspunktet var forbrukt på grunn av våroppblomstring av planktonalger. Randsfjorden var på dette tidspunktet dekket av snøfri, blank is. Lave konsentrasjoner var for øvrig også ellers korrelert til perioder med spesielt stor produksjon. På St. 1 og 5 var variasjonene klart korrelert med oksygen-konsentrasjonen og sirkulasjonsforholdene.

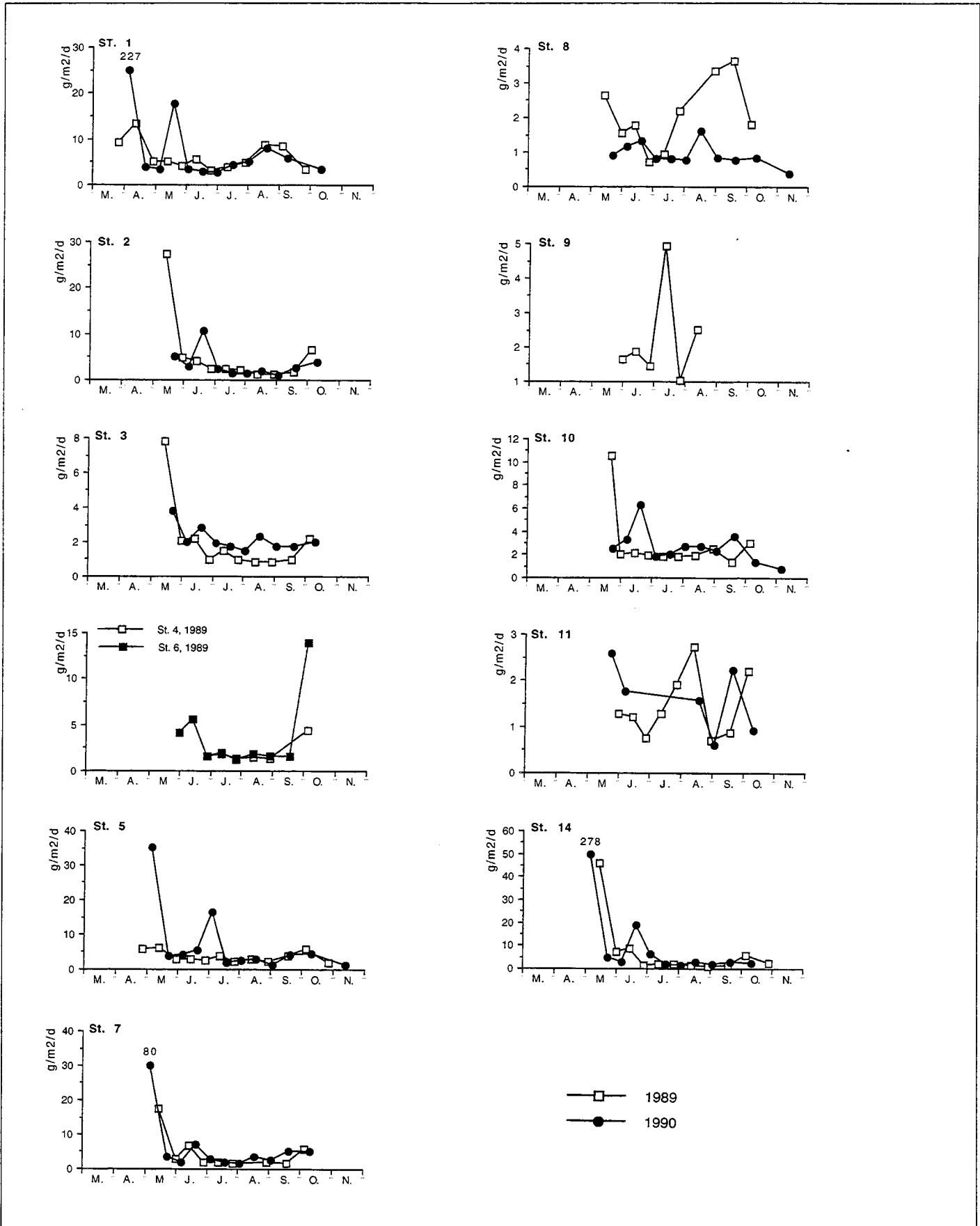
De påviste konsentrasjoner er relativt lave og samsvarer godt med NIVAs (1989, 1990) resultater fra de siste årene. De er imidlertid noe lavere enn i Etna og Dokka i 1979 (NIVA 1981).

## 5.2 Sedimentasjonen i deltaet

Målingen av sedimentasjonshastigheten er beheftet med en rekke feilkilder, hvorav den viktigste sannsynligvis er resuspensjon av materiale. Dette er spesielt et problem i grunne områder. Problemet er størst om våren før vannvegetasjonen er utviklet. Denne vil dempe bølgevirkningen og senere i sesongen også beskytte slamoverflaten. En annen feilkilde er planktonsamfunnets ver-



**Figur 20**  
 Variasjonen i spesifikk ledningsevne ( $mS\ m^{-1}$ ) ved noen stasjoner i perioden 1987 - 1990.  
 - The variation in specific conductivity ( $mS\ m^{-1}$ ) at some stations during the period 1987 - 1990.



**Figur 21**  
Sedimentasjonshastigheten (g m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup>) ved de ulike stasjoner i 1989 og 1990.  
- The sedimentation rate (g m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup>) at the different stations in 1989 and 1990.

tikale vandring hvor store mengder dyr kan akkumuleres og fanges inne i fellene. Av den grunn er det ikke benyttet fikserende midler i flaskene under eksponering. En tredje feilkilde er lang eksponeringstid. De lettere nedbrytbare organiske stoffene brytes ganske raskt ned, og ved en eksponeringstid på 14 dager vil innholdet av organisk materiale være lavere enn reelt sedimentert. Sannsynligvis utgjør dette tapet ca 10 % av det sedimenterte materialet (cf. Hindar 1981).

Sedimentasjonen varierte sterkt i ulike deler av deltaet og var klart korrelert med vannføringen i elva og vannstanden i Randsfjorden. Ved sterk vind og lav vannstand ble store mengder materiale resuspendert. Lav vannstand ga i tillegg stor erosjon i elvekantene. Sedimentasjonen fulgte i 1990 i store trekk det samme mønstret som i 1989. Sedimentasjonen var spesielt stor i april - mai 1990, og i perioden fra 26. mars til 14. mai 1990 (49 dager) ble det i gjennomsnitt sedimentert  $227 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$  på St. 1 (figur 21). Sedimentasjonen avtok deretter raskt og i de neste 30 dagene var den bare ca  $3,5 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$  i gjennomsnitt. En økning i vannføringen i midten av juni ga en midlertidig økning til ca  $18 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ . I 1989 var sedimentasjonen vesentlig lavere under vårfloppen, og oversteg ikke  $14 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$  på St. 1. Senere på sommeren dette året varierte den omkring  $5 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$  uten markerte topper, inntil den igjen økte noe i september og begynnelsen av oktober.

Sedimentasjonen varierte tilsvarende på de andre stasjonene i deltaet (figur 21). Utover sommeren stabiliserte den seg på et relativt lavt nivå rundt  $2 - 3 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$  og med relativt små forskjeller mellom stasjonene. Størst sedimentasjon hadde St. 14 i perioder med stor vannføring, men også St. 2 og St. 7 hadde en betydelig sedimentasjon. Under vårfloppen var den ca 3 ganger større ved St. 14 enn ved St. 7, mens den var kun litt større enn på St. 1. Om sommeren var sedimentasjonen på St. 5 omtrent som på de øvrige stasjonene, ca  $2 - 3 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ . Lavest sedimentasjon hadde St. 3, 8 og 11, og i perioder var den lavere enn  $1 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ . Minst hadde St. 8 som ligger i en mer beskyttet del av deltaet. Dette gir seg bl a utslag på slammet som her består av løs gytje som avviker fra slammet på samtlige av de andre stasjonene. Sedimentasjonen var i 1990 relativt konstant gjennom hele året, mens den i 1989 var høyere og mer varierende, med en topp i mai og en i september - oktober.

St. 9, 10 og 11 ligger i mer eller mindre avsnørte loner inne i deltaet. St. 10 er den eneste av disse som er direkte påvirket av hovedelva, og sedimentasjonsmønstret var her det samme som på de andre stasjonene lenger ute i deltaet. Sedimentasjonshastigheten var også omtrent som ute i deltaet, ca  $2 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$  om sommeren. St. 9 ligger mest beskyttet, men her foreligger det kun data fra 1989. I 1990 var vannstanden for lav for sedimentasjonsmålinger. Det spesielle sedimentasjonsmønstret ved St. 11 skyldes sannsynligvis Våtbekken som renner inn i deltaet nær stasjonen.

I tabell 5 er variasjonsbredden i andel organisk materiale i det sedimenterte materialet angitt som prosent. Andelen organisk materiale var tilnærmet omvendt proporsjonal med sedimentasjonshastigheten som igjen var korrelert med vannføring og vindpåvirkning. Sterk vind kombinert med lav vannstand ga stor

**Tabell 5** Minimum, maksimum og gjennomsnittlig andel organisk materiale under sedimentasjon.

- Minimum, maximum and mean percentage amount of organic material under sedimentation.

St.	Dyp m	1989		1990	
		Min - Max	Md	Min - Max	Md
St. 1	5,0	12,1 - 28,3	19,1	12,0 - 35,0	22,0
St. 1	10,0	11,6 - 25,4	16,7	12,1 - 32,4	21,8
St. 1	15,0	9,1 - 25,5	16,8	15,2 - 27,5	22,0
St. 1	20,0	9,1 - 25,0	17,2	12,5 - 30,1	23,3
St. 1	25,0	11,9 - 26,1	19,0	12,8 - 36,0	24,8
St. 2	1,5	12,6 - 24,6	19,8	15,1 - 32,1	23,7
St. 3	2,0	17,9 - 40,1	28,1	16,9 - 36,9	25,4
St. 4	1,5	14,9 - 31,8	26,5		
St. 5	5,0	14,0 - 34,0	22,2	12,9 - 37,2	23,5
St. 5	8,0	12,5 - 28,0	19,0	11,5 - 32,8	20,5
St. 6	1,5	16,1 - 33,4	24,6		
St. 7	2,5	12,4 - 33,9	23,2	12,1 - 37,4	21,5
St. 8	3,5	18,5 - 42,1	30,5	24,5 - 51,9	41,0
St. 9	1,5	25,5 - 51,6	37,5		
St. 10	1,5	13,6 - 36,4	24,4	16,6 - 31,0	21,9
St. 11	1,5	32,0 - 62,4	47,5	24,3 - 53,9	42,4
St. 14	3,5	15,9 - 35,3	23,6	10,8 - 34,5	24,3

resuspensjon og lavt innhold av organisk materiale. Utviklingen i planktonsamfunnet gjenspeiles imidlertid også i andelen organisk materiale, og høy andel betyr stor produksjon i planktonsamfunnet. Under vårfloppen med stor sedimentasjon var andelen organisk materiale mindre enn 15 %. Denne økte utover sommeren, og utgjorde i perioder mer enn 30 %. Andelen økte noe fra 1989 og 1990, fra ca 20 % i 1989 til ca 25 % i 1990. Mest utpreget var dette på St. 1 hvor spesielt maksimumsverdiene økte. Dette hadde trolig delvis sammenheng med redusert vannføring, redusert tilførsel fra elva, generelt lav vannstand i Randsfjorden og økt produksjon.

Mens andelen av uorganisk materiale til en viss grad gjenspeilte tilførselen fra elva og omfanget av resuspensjon, var andelen organisk materiale i stor grad korrelert med produksjonen på stasjonene. I innsjøer med liten tilførsel av alloktont materiale og lite resuspensjon vil andelen organisk materiale utgjøre omkring 30 - 50 % av totalmaterialet (Hindar 1981). St. 8, 9 og 11 skillte seg ut ved spesielt høyt innhold av organisk materiale (tabell 5), mens andelen på de øvrige stasjonene i gjennomsnitt stort sett lå under 25 %. Variasjonene var imidlertid meget store, med lave verdier om våren ved stor vannføring og høye verdier om sommeren ved lav vannføring. Sedimentasjonsmønstret ved St. 10 hadde en viss likhet med det tilsvarende på St. 14 og viser at denne lona er relativt sterkt påvirket av elva.

Sedimentasjonen er ikke registrert i vinterhalvåret, men under normale forhold vil den være liten og mindre enn ved tilsvarende lav vannføring om sommeren. Vinteren 1989 / 90 skillte seg imidlertid sterkt ut på grunn av snøbar mark, og store mengder materiale ble erodert ut i elver og vann. Dette forklarer den store sedimentasjonen i april - mai 1990, og sedimentasjonen har trolig over en lang periode forut også vært unormalt stor. Etter



tilsåing og framvekst av ny vegetasjon avtok erosjonen og i slutten av mai var sedimentasjonen nede på normalt nivå igjen. Målingene ved Støytffoss og Kolbjørnshus har imidlertid i liten grad fanget opp dette, og det har heller ikke gitt spesielt stort utslag i mengde transportert materiale i 1990 (**tabell 2**) (NVE 1991).

Engen (1980, 1981) målte sedimentasjonen langs en gradient ut mot Land Sag i en 10-dagers periode i slutten av mai 1978, etter vårflorens kulminasjon. Sedimentasjonen varierte her mellom  $12 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$  nær vår St. 14 og  $0,7 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$  nær vår St. 2. NVE (1988, 1989) fant meget lave sedimentasjonshastigheter både i 1987 og 1988, varierende fra  $0,5 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$  til  $2,1 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$  i 1987 og mellom  $0,06 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$  og  $2,9 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$  i 1988. På St. 1 var den  $0,5$  og  $0,4 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$  i henholdsvis 1987 og 1988, altså vesentlig lavere enn i både 1989 og 1990. Innsamlingsmetoden i 1989 og 1990 er vesentlig bedre enn den brukt i de tidligere år, og resultatene er derfor ikke sammenlignbare.

Det er vanskelig å påvise klare endringer i sedimentasjonen før og etter utbygging. Dette skyldes dels at dataene fra før utbygging er for dårlige og dels at samtlige år i undersøkelsen har vært relativt spesielle både med hensyn til vannføring, materialtransport og vannstand på grunn av klimatiske forhold.

## 5.3 Krepssdyr

### 5.3.1 Artssammensetning

Artssammensetningen hos vannloppene og hoppekrepsene er vist i henholdsvis **tabell 6a** og **6b**. For St. 10 og 11 er artssammensetningen vist for hvert av årene. I tillegg er også de påviste artene på St. 1 og St. 9 samt i flere små dammer undersøkt seinhøstes 1987 angitt. Artenes relative forekomst i Dokka-deltaet er i **vedlegg 3** sammenlignet med den prosentvise forekomsten de har i 1337 ferskvannlokaliteter fra hele Norge (Walseng upubl.).

Det ble til sammen registrert 80 arter krepssdyr hvorav 54 vannlopper og 26 hoppekreps i Dokkadeltaet. I Norge er det hittil totalt registrert 124 arter fordelt på 78 vannlopper og 46 hoppekreps (Aagaard & Dolmen 1996). Antall arter funnet i andre undersøkelser fra Sør-Norge er vist i **tabell 7**. I betraktning av at disse omfatter mange typer lokaliteter, må antall arter i Dokkadeltaet karakteriseres som meget høyt også sammenlignet med lignende undersøkelser i andre land. Det ble for eksempel i en lone i et våtmarksområde i Australia registrert 59 arter krepssdyr i løpet av ett år (Shiel 1976). Dette var også en lokalitet med ekstreme fluktusjoner i vannstanden, og har således en viss likhet med Dokkadeltaet.

Krepssdyrfaunaen var betydelig rikere inne i litoralsonen enn ute i pelagialen. Det ble kun registrert 14 typisk planktoniske arter. Kun to av disse, *Daphnia galeata* og *Bythotrephes longimanus* er ikke funnet inne i deltaet. Stor artsrikdom inne i lonene sammenlignet med ute i fjorden skyldes blant annet at den største familien blant vannlopper, Chydoridae, utelukkende består av litorale former. I Dokka-deltaet tilhørte 26 arter denne familien.

Det ble påvist flest arter på St. 11 og færrest på St. 9. For St. 9 er imidlertid kun materialet fra 1987 bearbeidet og ser en dette året isolert var artsrikdommen størst ved nettopp denne stasjonen.

Det er flere forhold som bidrar til den store artsrikdommen i Dokkadeltaet. Rik vannvegetasjon gir mange nisjer for krepssdyr (Erixon 1979), og økningen i antall arter vannlopper utover i sesongen henger derfor delvis sammen med utviklingen i makrovegetasjonen. Antall arter øker også med størrelsen på lokalitetene da dette har betydning for antall habitater. Dokkadeltaet kan dessuten karakteriseres som mesotroft, og det er vist at både artsantall og diversitet øker med økende trofi, så lenge eutrofieringen ikke går for langt (Lemly & Dimmick 1982). I temporære pytter øker dessuten artsrikdommen med hvor ofte de oversvømmes og hvor lenge oversvømmelsen varer (Kownacki 1985, Ebert & Balko 1987).

### Vannlopper (Cladocera)

Blant vannloppene var det ca 20 arter som forekom regelmessig på St. 10 og 11 i perioden 1987 - 90. De øvrige forekom mer tilfeldig, og noen ble kun påvist ved enkeltfunn.

*Bosmina longispina* og *B. longirostris* var de to vanligste artene. *B. longispina* er en av de absolutt vanligste vannloppene både i Norge (Walseng upubl.), Sverige (Pejler 1975) og i Europa for øvrig (Flössner 1972). I Norge forekommer den i mer enn 85 % av lokalitetene (**vedlegg 3**). Den fins over hele landet og er vanlig både i lavlandet og i høyfjellet (Nilssen 1976).

Med unntak av Island og Irland er *B. longirostris* utbredt over hele Europa (Illies 1978). I Norge har den en mer begrenset utbredelse enn *B. longispina* og er kun funnet i et fåtall lokaliteter (**vedlegg 3**). Det foreligger flest funn fra Finnmark (Walseng & Halvorsen 1993), mens den mangler på Vestlandet, Sørlandet og i Midt-Norge. Den er imidlertid sterkt underrepresentert da den trolig i mange tilfeller er feilbestemt som *B. longispina*. *B. longirostris* er vanlig i alle typer ferskvannforekomster (Patalas & Patalas 1966). Den er vanlig i dammer og grunne lokaliteter og er her ofte dominant (Elgmork 1966, Carter 1971, Daborn 1974).

*Ceriodaphnia pulchella*, som var den vanligste cladoceren etter de to *Bosmina*-artene, er i Norge kun funnet i ca 20 lokaliteter (**vedlegg 3**), hovedsakelig på Østlandet og i Finnmark. Den mangler på Vestlandet og er kun funnet i en lokalitet på Sørlandet (Walseng 1990) og i noen få lokaliteter i Midt-Norge (Koksvik 1978, Nøst & Koksvik 1981a, 1981b). Den har trolig en noe større utbredelse da den kan forveksles med *C. quadrangula* som er vanlig utbredt over hele landet.

I tillegg til *C. pulchella* og *C. quadrangula* ble også *C. megops*, *C. rotunda* og *C. laticaudata* funnet. Disse er meget sjeldne i Norge, og er etter at Sars (1891, 1993) beskrev dem kun funnet i noen få lokaliteter (Sandlund & Halvorsen 1980, Halvorsen 1985, Walseng & Halvorsen, upubl.).

*Latona setifera* ble funnet i ett tilfelle inne i litoralsonen på St.

11. Den er forholdsvis sjelden i Norge (**vedlegg 3**) (Aagaard & Dolmen 1996).

*Ilyocryptus*-slekten er representert med tre arter i Norge, *I. acutifrons*, *I. agilis* og *I. sordidus* (Aagaard & Dolmen 1996). Alle tre er sjeldne, men med *I. acutifrons* som den vanligste. *I. sordidus* og *I. agilis* ble funnet i Dokkadeltaet, mens *I. acutifrons* manglet. *I. sordidus* lever nær bunnen i dammer der den forekommer i lite antall (Pr forholdsvis sjelden i Norge (n få lokaliteter (Sandlund & Halvorsen 1980, Halvorsen 1985, Walseng & *I. agilis* er i noe mindre grad enn *I. sordidus* knyttet til bunnssubstratet og er ikke uvanlig i vegetasjon. Begge artene er utbredt over det meste av Europa (Illies 1978).

*Lathonura rectirostris* er tidligere kun funnet i noen få lokaliteter i Norge (**vedlegg 3**) (Halvorsen 1980, Spikkeland 1979, Jensen 1976, Walseng & Halvorsen 1993). Den har holarktisk utbredelse og fins i alt fra svakt sure til kalkrike, små vegetasjonsrike ferskvannsforkomster (Flössner 1972).

Det er i Norge påvist 9 *Alona*-arter (Halvorsen 1987, Walseng 1994, Aagaard & Dolmen 1996) hvorav åtte er funnet i Dokkadeltaet. Den siste arten, *A. karelica*, ble første gang funnet i Etna / Dokka (Halvorsen 1980, 1987), og samtlige *Alona*-arter er således registrert i vassdraget. *A. weftneri* er den mest sjeldne av disse og er i Norge tidligere kun funnet i Svartevja i Gudbrandsdalslågen like nord for Lillehammer (Halvorsen 1987, Walseng et al. 1987). De to funnene i Norge er gjort i to likeartede lokaliteter.

Artene innen slekten *Chydorus* kan være vanskelig å bestemme, og *C. sphaericus* er derfor sannsynligvis overrepresentert i Norge. *C. gibbus* er tidligere registrert fra Oslo-området (Sars 1891, 1993), fra et par lokaliteter i Finnmark (Walseng & Halvorsen 1993) og fra Sør-Trøndelag (Koksvik & Arnekleiv 1992). *C. gibbus* er forøvrig utbredt i den nordlige delen av holarktisk og fins sør til og med Alpene (Flössner 1972). Den forekommer i alt fra sure til svakt eutrofe vann og kan leve på forskjellig bunnssubstrat.

Slekten *Pleuroxus* var representert med fire arter, *P. laevis*, *P. trigonellus*, *P. truncatus* og *P. uncinatus*, som alle er funnet tidligere i de høyere liggende deler av vassdraget (Halvorsen 1980). *P. uncinatus* er foruten i Etna / Dokka kun påvist i Kynnavassdraget i Hedmark (Sandlund & Halvorsen 1980). Den har for øvrig en holarktisk utbredelse (Illies 1978) og har tilhold i eutrofe vann og elver (Flössner 1972). *P. laevis* og *P. trigonellus* fins spredt nord til Finnmark, mens *P. truncatus* er en av de vanligste vannloppene i Norge. *P. truncatus* og *P. trigonellus* fins i vegetasjon og på mudderbunn (Palmer 1973).

### Hoppekreps (Copepoda)

*Macrocyclops albidus* er vanlig i hele landet, og det er bare *Cyclops scutifer* og *Eucyclops serrulatus* blant cyclopidene som er funnet i flere lokaliteter (**vedlegg 3**). Med unntak av bekker og elver er den registrert i alle typer ferskvannsforkomster (Nøst et al. 1986, Aagaard & Dolmen 1996). Den er vanlig på grunnvann (Baker 1918), og i følge Kiefer (1953) er den vanligst i næringsrike grunnvannsområder. *M. albidus* er en plank-

tonlitoral form, men er vanligst i litoralsonen (Stewart Anderson 1974). Det er særlig naupliene og de minste copepodittene som opptrer planktonisk, og om våren kan de utgjøre en stor andel av planktonsamfunnet.

*Mesocyclops leuckarti* var den mest tallrike av hoppekrepsartene inne i deltaet. Den er vanlig i Norge, men har størst utbredelse i Østlandsområdet. *M. leuckarti* er først og fremst en lavlandsart og den synes å mangle i høyfjellet (Nilssen 1976). I områdene vest og nord for Dokka er den imidlertid vanlig opp til 900 m o.h. (Eie 1974, Walseng & Halvorsen 1987a, 1987b). Sebu-Røssjøen i Etna, 963 m o.h., er den hittil høyest beliggende lokaliteten for arten (Halvorsen 1980). Den forekommer også i de andre store fjordsjøene på Østlandet, Krøderen (Halvorsen & Elgmork 1976), Tyrifjorden og Steinsfjorden (Langeland 1974), Randsfjorden (Elgmork 1964, Løvik 1979) og Mjøsa (NIVA 1979b).

*Acanthocyclops capillatus* er en av de vanligste hoppekrepsartene i Sør-Norge. Den er imidlertid sjelden på Vestlandet og fra Trøndelag og videre nordover. I østlige deler av Finnmark blir den igjen mer vanlig (Walseng & Halvorsen 1993).

Slekten *Eucyclops* er i Norge representert med fem arter hvorav samtlige ble funnet i deltaet. *E. serrulatus* og *E. macrurus* er henholdsvis den vanligste og den nest vanligste arten (**vedlegg 3**). *E. serrulatus* er utbredt over hele landet, og blant hoppekrepsartene er det kun *Hetercope saliens* og *Cyclops scutifer* som fins i flere lokaliteter. *E. macrurus* mangler på Vestlandet, men er ellers utbredt i hele landet (Aagaard & Dolmen 1996). I følge Nøst et al. (1986) mangler *E. denticulata* og *E. macruroides* i Nord-Norge, men begge artene er senere funnet nord til Finnmark (Walseng 1989, Walseng et al. 1991, Walseng & Halvorsen 1993).

*Cryptocyclops bicolor* var en av de vanligste hoppekrepsartene i deltaet. Den er etter at G. O. Sars (1918) beskrev den kun funnet i noen få lokaliteter i Nordmarka ved Oslo (Jørgensen 1972). Dette er den minste av de norske hoppekrepsartene, og er sannsynligvis vanligere enn det funnene hittil tyder på da den er lett å overse. I Dokkadeltaet er den blant de første hoppekrepsene som dukker opp om våren. I Sør- og Mellom-Europa er den påvist i perioden april - september og blir her karakterisert som en karakterart for makrofyttonen (Zivkovic 1973, Forró & Metz 1987). I følge Rylov (1948) er den utbredt over hele den nordlige halvkule og synes å ha preferanse for grunne, gjengroddede lokaliteter.

Slekten *Diacyclops* var representert med to arter, *D. nanus* og *D. languides*. *D. nanus* var vanligst, og dette er også en av Norges vanligste hoppekrepsarter (**vedlegg 3**). *D. languides* er derimot langt mer sjelden. Etter at Sars (1918) beskrev den fra noen små dammer og grøfter nær Oslo, er den kun funnet en gang på Sørlandet (Halvorsen 1983). Den har for øvrig en vid utbredelse i Europa og Asia og synes å foretrekke grunne, dystrofe lokaliteter (Rylov 1948).

Blant de øvrige hoppekrepsartene i Dokkadeltaet er det kun *Thermocyclops dybowskii* som kan karakteriseres som sjelden, og hvor det foreligger to enkeltfunn fra St. 10 og 11. Den er

Tabell 6a Vannlopper (Cladocera) i Dokkadeltaet 1987 - 1990.

- Cladocera in the Dokka delta 1987 - 1990.

Stasjon År	st. 1 1987-90	st.9 1987	st.10 1987	st.10 1988	st.10 1989	st.10 1990	st. 11 1987	st.11 1988	st.11 1989	st.11 1990	dammer 1987
Diaphanosoma brachyurum (Liév.)T		x	x	x	x	x	x	x	x	x	
Latona setifera (O.F.M.)									x		
Sida crystallina (O.F.M.)		x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Holopedium gibberum Zaddach	x		x			x		x	x		
Ceriodaphnia laticaudata								x			
Ceriodaphnia megops Sars		x		x	x					x	
Ceriodaphnia pulchella Sars		x	x	x	x	x	x	x	x	x	
Ceriodaphnia quadrangula (O.F.M.)		x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Ceriodaphnia rotunda Sars		x		x		x		x			
Daphnia galeata Sars	x	x			x		x	x	x	x	
Daphnia cucullata Sars											x
Daphnia cristata Sars	x										x
Daphnia hyalina Leydig				x			x				
Daphnia longispina (O.F.M.) T	x	x				x	x	x			x
Scapholeberis mucronata (O.F.M.)		x	x	x	x	x	x	x	x	x	
Simocephalus vetula (O.F.M.)		x	x	x		x	x	x	x	x	
Bosmina longispina Leydig	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Bosmina longirostris (O.F.M.)	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Drepanothrix dentata (Eurén)		x			x		x	x	x	x	x
Acantholeberis curvirostris (O.F.M.)								x	x	x	
Ilyocryptus agilis Kurz		x		x							
Ilyocryptus sordidus (Liév)							x				
Lathonura rectirostris (O.F.M.)						x		x			
Ophryoxus gracilis Sars		x	x	x	x		x	x	x	x	x
Streblocerus serricaudatus (Fisch.)		x	x	x	x				x	x	
Acroperus harpae (Baird)		x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Alona affinis (Leydig)		x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Alona costata Sars		x	x	x	x	x	x	x	x	x	
Alona guttata Sars		x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Alona intermedia Sars		x						x	x	x	x
Alona quadrangularis (O.F.M.)		x		x	x			x			
Alona rectangula Sars		x	x	x	x	x	x	x	x	x	
Alona rustica Scott		x	x	x	x	x	x				x
Alona weltneri Keilhack							x				
Alonella excisa (Fischer)		x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Alonella exigua (Fischer)		x	x	x	x	x	x	x	x	x	
Alonella nana (Baird)		x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Alonopsis elongata Sars		x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Camptocercus rectirostris Schoedler										x	
Chydorus gibbus Lilljeborg		x								x	
Chydorus latus Sars					x					x	
Chydorus piger Sars								x		x	
Chydorus sphaericus (O.F.M.)		x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Eurycercus lamellatus (A.F.M.)		x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Graptoleberis testudinaria (Fischer)		x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Pleuroxus laevis		x			x				x		
Pleuroxus trigonellus (O.F.M.)		x					x	x	x	x	x
Pleuroxus truncatus (O.F.M.)			x	x	x	x	x	x	x	x	
Pleuroxus uncinatus Baird								x			
Pseudochydorus globosus (Baird)		x					x				
Rhynchotalona falcata Sars							x				
Polyphemus pediculus (Leuck.)		x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Bythotrephes longimanus Leydig T	x										
Leptodora kindti (Focke)	x						x			x	
Totalt ant. clad	8	36	26	30	30	27	35	37	32	35	23
Sum clad. og cop.	15	55	40	45	48	45	50	55	49	50	33

**Tabell 6b** Hoppekreps (Copepoda) i Dokkadeltaet 1987 - 1990.  
- Copepoda in the Dokka delta 1987 - 1990.

Stasjon	st. 1	st.9	st.10	st.10	st.10	st.10	st. 11	st.11	st.11	st.11	st.11	dammer
År	1987-90	1987	1987	1988	1989	1990	1987	1988	1989	1990	1990	1987
<i>Limnocalanus macrurus</i> Sars	x				x		x					
<i>Acanthocyclops denticornis</i> (Wierz.)						x						
<i>Eudiaptomus gracilis</i> Sars	x	x		x	x			x	x			x
<i>Heterocope appendiculata</i> Sars	x	x			x				x			x
<i>Heterocope saliens</i> (Lillj.)	x					x			x	x		
<i>Macrocyclus albidus</i> (Jur.)		x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Macrocyclus fuscus</i> (Jur.)		x				x				x		
<i>Eucyclops denticulatus</i> (A. Graet.)		x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Eucyclops macruroides</i> (Lillj.)					x	x	x			x		
<i>Eucyclops macrurus</i> (Sars)		x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Eucyclops serrulatus</i> (Fisch.)		x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Eucyclops speratus</i> (Lillj.)		x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	
<i>Paracyclops affinis</i> Sars				x	x	x		x	x	x		
<i>Paracyclops fimbriatus</i> (Fisch.)		x										
<i>Cyclops abyssorum</i> s.l.	x					x			x	x		
<i>Cyclops scutifer</i> Sars	x	x	x				x	x				
<i>Megacyclops gigas</i> (Claus)		x	x	x		x		x	x			x
<i>Megacyclops viridis</i> (Jur.)		x	x					x				x
<i>Acanthocyclops capillatus</i> (Sars)		x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Acanthocyclops robustus</i> Sars		x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Acanthocyclops vernalis</i> (Fisch.)		x	x	x	x		x	x	x			
<i>Diacyclops languides</i> Sars		x		x				x				
<i>Diacyclops nanus</i> (Sars)		x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	
<i>Mesocyclops leuckarti</i> (Claus)	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	
<i>Termocyclops dybowskii</i> (Lande)					x			x				
<i>Cryptocyclops bicolor</i> (Sars)		x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	
Antall copepoder	7	19	14	15	18	18	15	18	17	15	15	10
Sum clad. og cop.	15	55	40	45	48	45	50	55	49	50	50	33

**Tabell 7** Antall arter vannlopper (Cladocera) og hoppekreps (Copepoda) i noen vassdrag i Sør-Norge.

- Number of species of Cladocera and Copepoda in some water-courses in South Norway.

Område	Ant. lok.	Clad.	Cop.	Sum
Dokka 1987-90	3	54	28	80
VP IV Hedmark/Oppland (Walseng 1991)	31	40	19	59
Nordmarka-Krokskogen (Jørgensen 1972)	100	37	17	54
Etna-Dokka (Halvorsen 1980)	9	35	17	52
Tovdalsvassdraget (Spikkeland 1979)	17	31	19	50
Kynna (Sandlund & Halvorsen)	9	27	17	44
Vassfaret (Eie 1974)	100	28	15	43
Lyngdalsvassdraget (Halvorsen 1981)	20	28	15	43
Gråhei, Bygland (Spikkeland 1979)	70	23	8	31

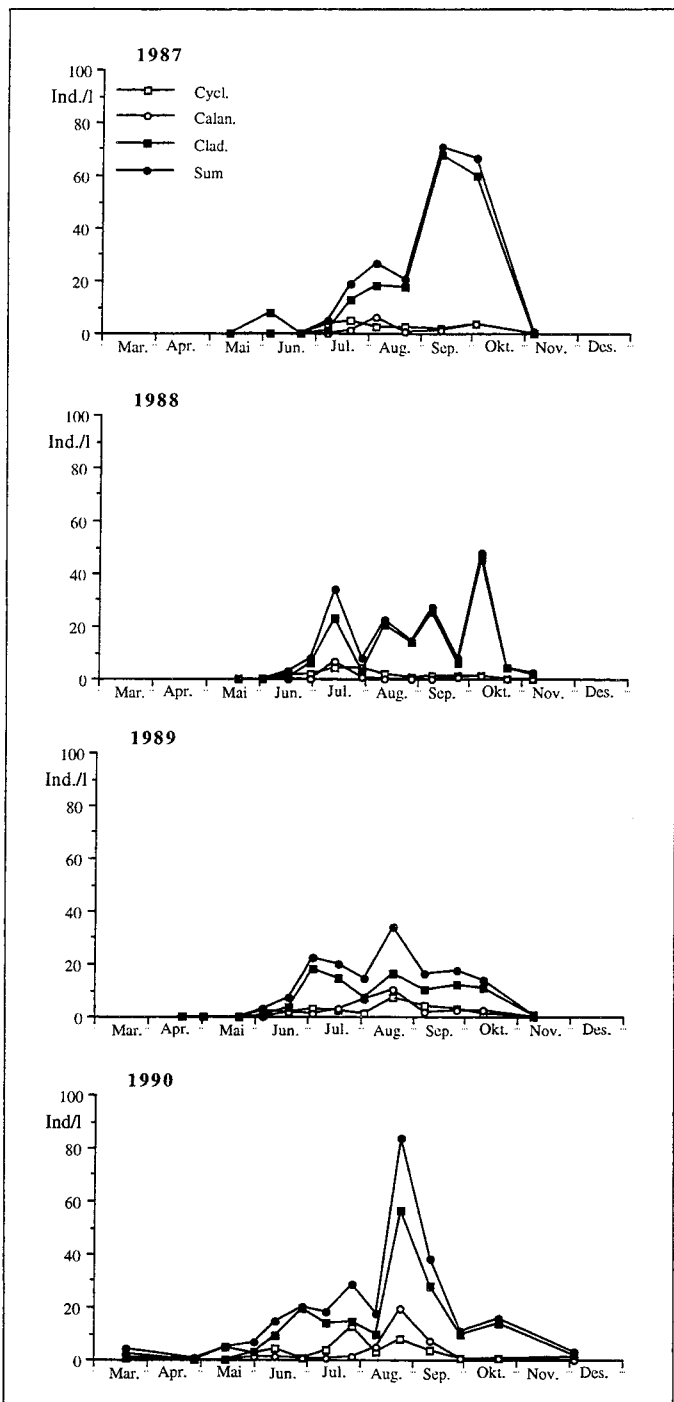
tidligere kun registrert i grunne dammer og grøfter ved Oslo (Sars 1918) samt i Flakksvatn i Tovdalsvassdraget (Spikkeland 1979). Den er for øvrig vidt utbredt i Europa, og er vanlig i makrofyttonen i innsjøer, i grunne lokaliteter, i langsomtrennende elver og i temporære dammer som blir dannet om våren (Rylov 1948). Temperatur og pH i Dokkadeltaet er gunstige i forhold til hva som synes å være optimalt for arten.

### 5.3.2 Plankton Stasjon 1 og 5

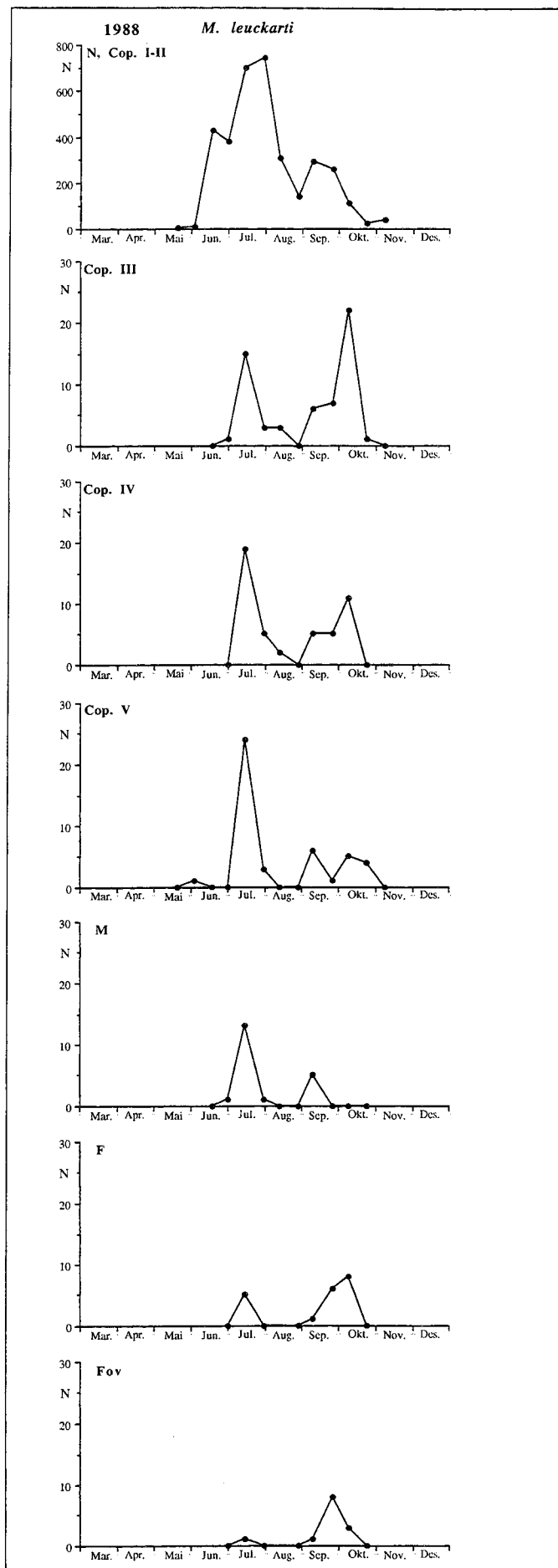
**Tabell 6a** og **6b** viser hvilke planktoniske arter som ble funnet på St. 1. De samme artene ble også funnet på St. 5. I tillegg ble flere av de vanligste litorale artene funnet mer sporadisk. De påviste artene er også vanlige i Tyrifjorden, Steinsfjorden og Mjøsa, mens *Eudiaptomus gracilis* og *Limnocalanus macrurus* mangler i Krøderen og Sperillen (Halvorsen & Elgmork 1976). Sistnevnte art er kaldstenoterm og er kun utbredt i de store innsjøene i Sørøst-Norge som ligger under tidligere marin grense.

### Tetthet

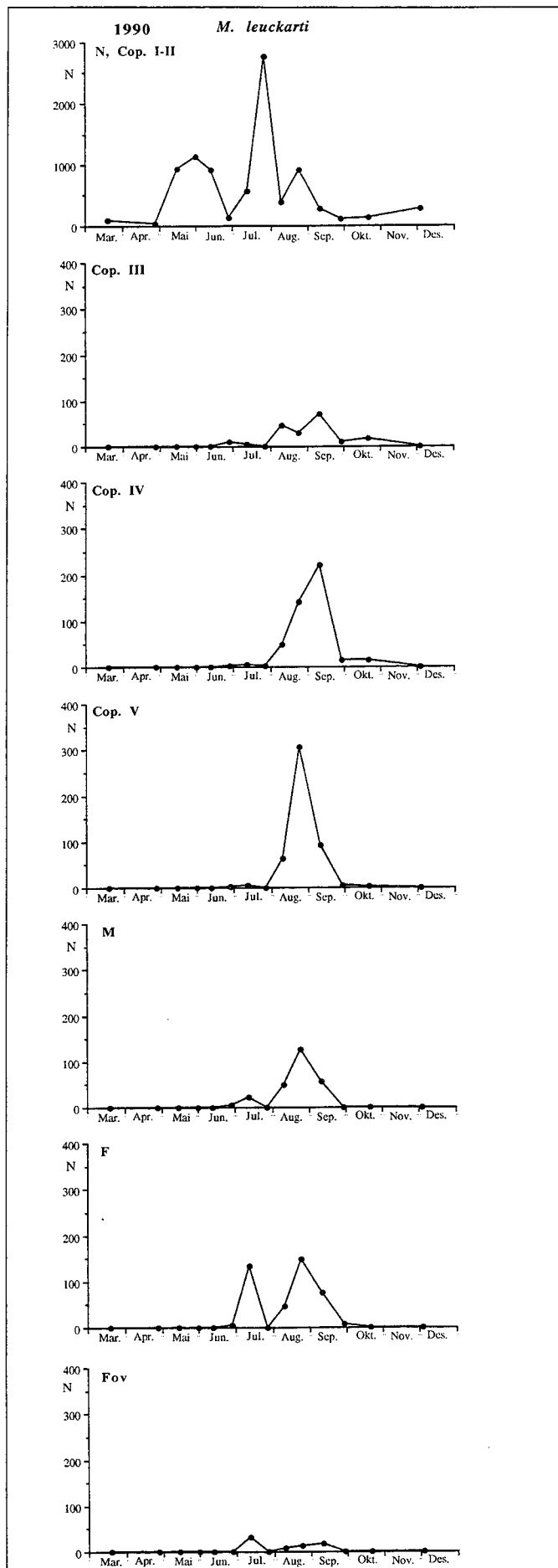
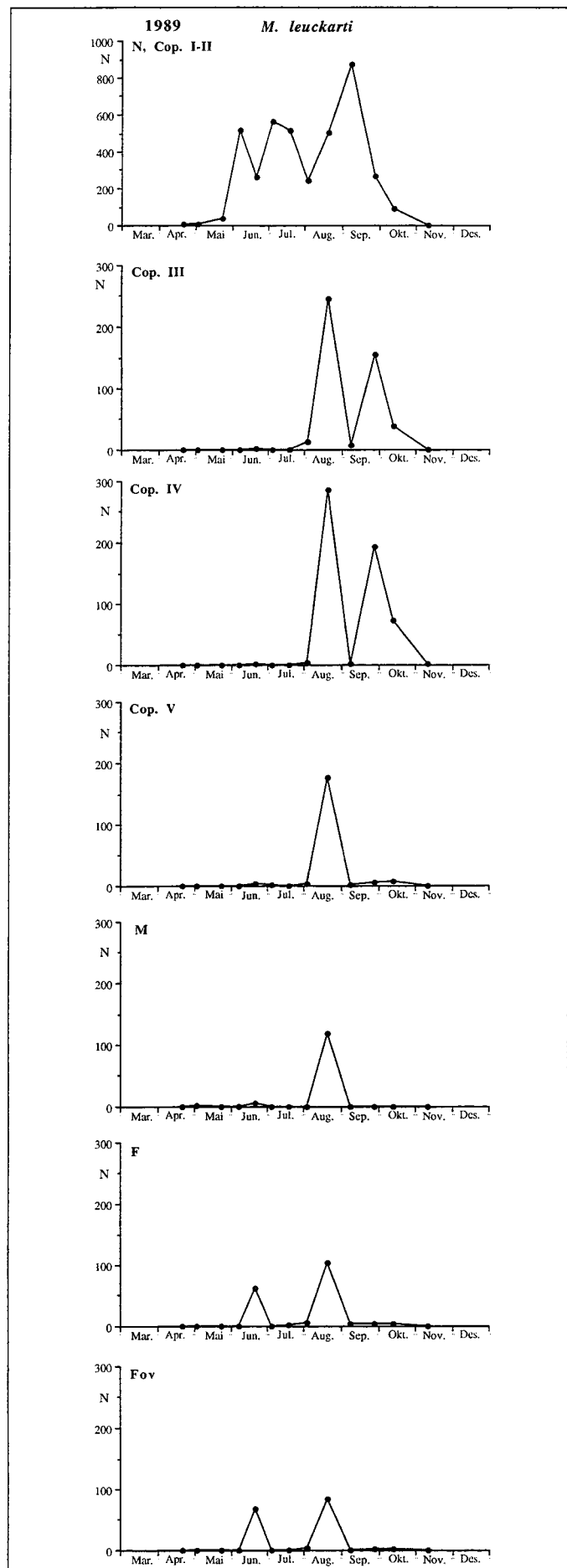
St. 5 lå nær hovedelva, og i perioder med stor vannføring hadde planktonsamfunnet meget lav tetthet. Høyest tetthet ble funnet i juli med 14 ind. l<sup>-1</sup>, mens den resten av året var lavere enn 6 ind. l<sup>-1</sup>. Hoveddelen av samfunnet oppholdt seg nær bunnen, mellom 5 og 9 m. Materialet ga i liten grad informasjon om utviklingsforløpet hos de enkelte arter. Utviklingen samsvarte imidlertid godt med ut-



**Figur 22**  
 Sesongmessig forekomst av vannlopper (Clad.) og hoppekreps (Cycl. og Calan.) (Ind. l<sup>-1</sup>) ved St. 1.  
 - Seasonal occurrence of Cladocera and Copepoda (Ind. l<sup>-1</sup>) at St. 1.



**Figur 23**  
 Sesongmessig forekomst av de enkelte utviklingsstadier hos Mesocyclops leuckarti (ind. pr. prøveserie).  
 - Seasonal occurrence of the different developmental instars in Mesocyclops leuckarti (ind. per sampling).



viklingen på St. 1, og vi vil derfor konsentrere beskrivelsen og diskusjonen til samfunnsutviklingen på St. 1.

Planktonsamfunnet på St. 1 var også ustabil (**figur 22**) og var sterkt preget av både vannføringen i elva og av vind- og strømforholdene i Randsfjorden. Særlig om våren under flomvannføring ble det meste av planktonsamfunnet ført lenger ut i fjorden. Vannføringen i elva genererer også motstrømmer inn mot deltaet i dypere sjikt, men disse synes i liten grad å ha ført med seg organismer. På grunn av stor vannføring gjennom deltaet hadde planktonsamfunnet i perioder ekstremt lave tettheter. Når vannføringen ble redusert igjen, kom nye organismer til bl a gjennom vannstrømmer fra fjorden lenger ut. NIVAs (1989, 1990) undersøkelser nord for Fluberg Bru viste at samfunnet også her bar preg av stor gjennomstrømming og redusert tetthet under vårfloppen. De ustabile forholdene gjør det vanskelig å beregne produksjonen i slike systemer, og det er også komplisert å følge utviklingen hos de enkelte arter.

Tettheten var i april og mai meget lav, og først i juni begynte den å øke igjen. I mai 1989 ble det kun funnet 5 individer på St. 1 etter filtrering av 224 liter vann. Variasjonene var imidlertid store fra år til år. I 1987 var f.eks. tettheten mindre enn 20 ind. l<sup>-1</sup> fram til siste halvdel av juli mens den i de øvrige årene nådde dette nivået allerede i månedskiftet juni / juli. Størst tetthet om våren var det i 1990 da vårfloppen var både liten og kortvarig. Stor vannføring gir redusert tetthet også senere i sesongen, bl a i 1988 da de lave tetthetene i juli og august skyldes stor vannføring.

Tettheten varierte mye gjennom året og fra år til år. I 1987 var det et markert tetthetsmaksimum i september / oktober med stor dominans av *D. cristata*. Gjennom hele 1988 og 1989 var derimot tettheten lav, varierende omkring 20 - 30 ind. l<sup>-1</sup>. I 1988 var det fire markerte topper, i henholdsvis juli, august, september og oktober. *B. longispina* dominerte i juli og september mens *D. cristata* dominerte i august og oktober. I 1989 var det tre mindre markerte topper, i juni / juli, august og september / oktober. Dette året dominerte *B. longispina* i juni / juli, mens *D. cristata* dominerte for øvrig. I 1990 var det også flere mindre topper, i juni, juli og oktober i tillegg til en markert topp i august / september, med den største påviste tettheten i hele undersøkelsesperioden, 86 ind. l<sup>-1</sup>. Både *B. longispina* og *D. cristata* opptrådte på dette tidspunktet i store tettheter.

Planktonsamfunnet var spesielt i 1987 og 1988 sterkt dominert av vannlopper (**figur 22**), og da særlig av *Daphnia cristata* (**figur 28**) og *Bosmina longispina* (**figur 30**). Andelen hoppekreps økte noe i 1989 og 1990.

### Cyclopoidene

På grunn av lave tettheter er figurene laget på grunnlag av antall individer pr prøveserie, dvs antall individer i 224 liter vann.

Cyclopoidene utgjorde en svært beskjeden andel av planktonsamfunnet (**figur 22**). Andelen cyclopoider økte sydover i Randsfjorden, men utgjorde fortsatt en relativt liten andel (NIVA 1989, 1990, Halvorsen upubl.). En rekke arter ble funnet i planktonet, men bare tre av disse er typisk planktoniske, *C.*

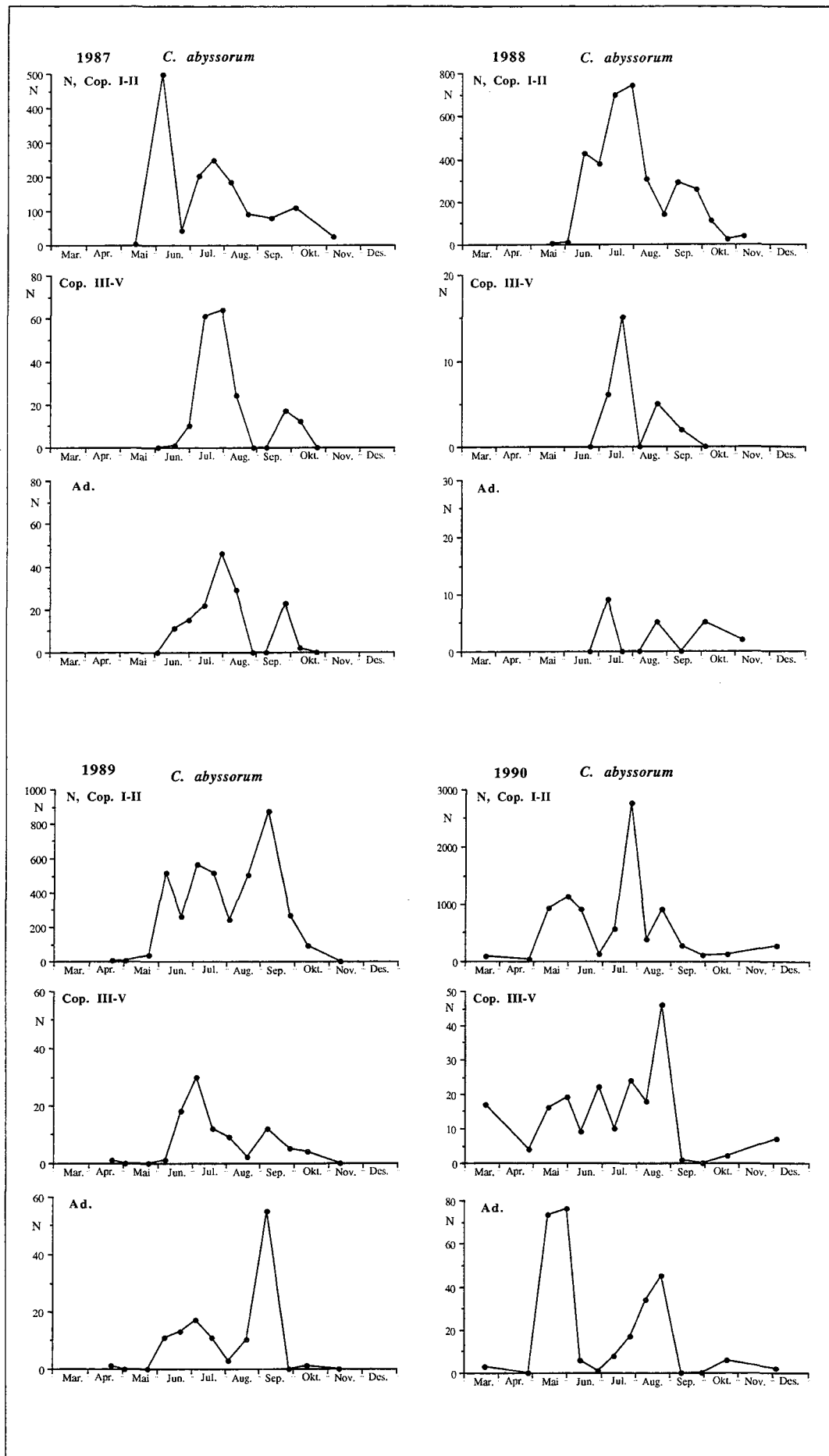
*abyssorum*, *C. scutifer* og *M. leuckarti*. I juli besto samfunnet av alle de tre planktoniske artene, mens maksimumet i september besto av *M. leuckarti* og *C. abyssorum*. Tettheten var lav spesielt i 1987 og 1988 da antall Naupl. og Cop. I og II ikke oversteg 3 - 4 ind. l<sup>-1</sup> (**figur 24**). Høyeste antall store copepoditter og adulte oversteg aldri 0,5 ind. l<sup>-1</sup>. Maksimumtettheten økte imidlertid betydelig i perioden, fra 2,2 ind. l<sup>-1</sup> i 1987, 3,6 ind. l<sup>-1</sup> i 1988, 4,5 ind. l<sup>-1</sup> i 1989 til 13,4 ind. l<sup>-1</sup> i 1990.

Naupl. og Cop. I - II er ofte vanskelig å skille fra hverandre hos de enkelte arter og er derfor slått sammen i en gruppe. Antall nauplier og små copepoditter var særlig lavt om våren og høsten. De hadde tre tetthetsmaksima, ett i overgangen mai / juni, ett i juli og ett i september. Tetthetsmaksimumet i mai / juni besto trolig av *C. abyssorum* og *C. scutifer* i tillegg til en rekke litorale og bunnlevende former, som f.eks. flere arter av *Eucyclops*, *Macrocyclus*, *Megacyclus*, *Acanthocyclops* og *Diacyclops*. Disse litorale og bunnlevende artene overlever vinteren normalt som store copepoditter og voksne, og forplanter seg tidlig om våren ved isløsnings. Deres nauplier og små copepoditter lever ofte planktonisk.

*M. leuckarti* var sammen med *C. abyssorum* den vanligste cyclopoiden i planktonet, og økte sin dominans fra 1987 til 1990 (**figur 23**). Den overvintret i diapause som Cop. IV (og Cop. V). Det er ikke avklart nærmere hvor den overvintret. De fleste individer forsvant fra vannmassene i oktober og i løpet av november var alle gått i diapause. De våknet opp av diapausen igjen i mai / juni, og forplantet seg i juni (1989) eller juli (1988 og 1990). Den nye generasjonen utviklet seg meget raskt og forplantet seg allerede i august / september. Denne generasjonen utviklet seg også raskt fram til Cop. IV (og V) da utviklingen stoppet og de gikk i diapause. Dette utviklingsmønsteret var særlig tydelig i 1989. I midten av august d.å. var samtlige utviklingsstadier tilstede i stort antall, mens den fjorten dager senere nesten utelukkende var representert ved nauplier og små copepoditter. Utviklingen fram til voksent stadium og deretter forplantning må derfor ha skjedd meget raskt, på mindre enn 14 dager. Tilsvarende rask utvikling ble også funnet i de andre årene.

*M. leuckarti* er ansett for å være en mer varmekjær art enn de to øvrige planktoniske cyclopoidartene, og den overvintret normalt i diapause som Cop. IV og V (Elgmork et al. 1990). Den har oftest mer enn én generasjon i året både i innsjøer (Sandøy 1984) og i dammer (Elgmork 1964). I polske innsjøer hadde den enten én eller to generasjoner i året (Papinska 1984), mens den i flere mindre dammer i Vassfaret hadde kun én generasjon om sommeren (Elgmork et al. 1990). I Vassfaret våknet den av diapausen i slutten av mai, var ferdig med forplantningen i begynnelsen av juni og gikk i diapause allerede i august. Den trege utvikling i Randsfjorden om våren kan ha sammenheng med tilførsel av kaldt ellevann og en noe senere oppvarming enn i de grunne dammene i Vassfaret. Primærproduksjonen vil også være lav på grunn av utspyling, og tilført suspendert organisk materiale vil trolig ikke kunne kompensere for tapet i primærproduksjonen hverken kvantitativt eller kvalitativt.

*C. abyssorum* ble funnet i lave tettheter, og i **figur 24** er stadiene fordelt på kun tre størrelsesgrupper, nauplier og små copepoditter (Cop. I - II), Cop. III - V og voksne (adulte).



**Figur 24**

Sesongmessig forekomst av de enkelte utviklingsstadier hos *Cyclops abyssorum* (ind. pr. prøveserie).

- Seasonal occurrence of the different developmental instars in *Cyclops abyssorum* (ind. per sampling).



Populasjonen var meget liten ved inngangen til vinteren, og med unntak av 1990 så det ut til at den utelukkende overvintret som nauplier og små copepoditter. I 1990 syntes imidlertid utviklingen å ha nådd noe lenger og allerede i begynnelsen av desember var det en del Cop. III til stede. Utviklingen fortsatte trolig langsomt gjennom hele vinteren etterfulgt av en meget rask forplantning umiddelbart etter isløsning. På grunn av stor utspyling om våren var tettheten meget lav, og denne forplantningen ble kun registrert i sin slutfase i 1987, 1988 og 1989. I 1990 var det på denne tiden en markert topp i forekomst av adulte. Denne vårforplantningen ga opphav til en ny generasjon som forplantet seg i perioden juli - september, ca 2 måneder senere. Det var vanskelig å finne spor etter denne forplantningen i form av nauplier og små copepoditter, men noen utviklet seg til voksne i løpet av de neste to månedene og forplantet seg i oktober / november. Det er trolig avkommene fra denne forplantningen som overvintret.

Den drastiske nedgangen i populasjonstettheten i løpet av september / oktober er vanskelig å forklare uten å anta at den går i diapause. Hvorvidt den hadde diapause i slamm er imidlertid ikke undersøkt. I Lønnavatn ved Voss lå hele populasjonen i diapause fra oktober til april, utelukkende som Cop. V (Nilssen & Elgmork 1977). Forekomst og fordeling av stadier i Randsfjorden i vinterhalvåret viste at iallefall en del av populasjonen overlevde vinteren i aktiv tilstand og ikke i diapause. Den lave tettheten om våren tydet heller ikke på noen stor tilgang av individer fra diapause. Oppbyggingen av en ny populasjon om våren skjedde trolig gjennom tilførsel fra Randsfjorden utenfor.

Variasjonen i utviklingsmønsteret hos *C. abyssorum* synes å være meget stor fra populasjon til populasjon. På Finse i 1 200 - 1 400 m o.h. har den f.eks. en generasjon pr år uten diapause (Halvorsen 1991), og dette synes også å være tilfelle i andre alpine og arktiske strøk (jf. Halvorsen & Gullestad 1976, Nilssen & Elgmork 1977). I Lønnavatn har den også kun en generasjon, men med diapause (Nilssen & Elgmork 1977). I to innsjøer i Tatrafjellene i Polen fant Papinska (1988) diapause i innsjøen med fisk, mens den manglet diapause i den uten fisk. Tre generasjoner pr. år er ikke uvanlig i mer næringsrike lokaliteter i sentrale deler av utbredelsesområdet (Einsle 1975), og antydning til to generasjoner i Dokkadeltaet kan derfor tyde på relativt gode næringsforhold.

Det var en viss forskyvning i forplantningstidspunktet mellom de enkelte år, med tidligst forplantning i 1990 og senest i 1987. I 1990 forplantet første generasjon seg i midten av august, mens den i 1987 forplantet seg i overgangen september / oktober.

I likhet med de andre artene influeres også *C. abyssorum* sterkt av utspylingen om våren og også ellers ved stor vannføring i Dokka. Dette var særlig tydelig i 1988 da de lave tetthetene gjennom hele mai var korrelert med stor vannføring, med mindre flommer både i juli / august og i august / september (jf. figur 9). I 1990 var det en markert, men kortvarig flomvannføring i overgangen april / mai, mens vannføringen var liten resten av året.

**C. scutifer** opptrådte meget fåtallig, spesielt i 1989 og 1990. Den overvintret trolig som nauplier og Cop. IV og V, og forplantet seg i juni - juli. Dette er et utviklingsmønster som er påvist også i andre store innsjøer på Østlandet (Halvorsen & Elgmork 1976). Den spar-

somme forekomsten av *C. scutifer* i Randsfjorden var overraskende, da dette er den vanligste cyclopoiden i de fleste større innsjøer på Østlandet, bl a i Krøderen og Sperillen (Halvorsen & Elgmork 1976). *C. abyssorum* og *M. leuckarti* forekom derimot svært fåtallig i de to nevnte innsjøene.

### Calanoidene

Det var tre arter som forekom regelmessig, *Limnocalanus macrurus*, *Eudiaptomus gracilis* og *Heterocope appendiculata*. *H. saliens* ble også påvist, men i meget lite antall. Nauplier og små copepoditter er slått sammen i presentasjonen.

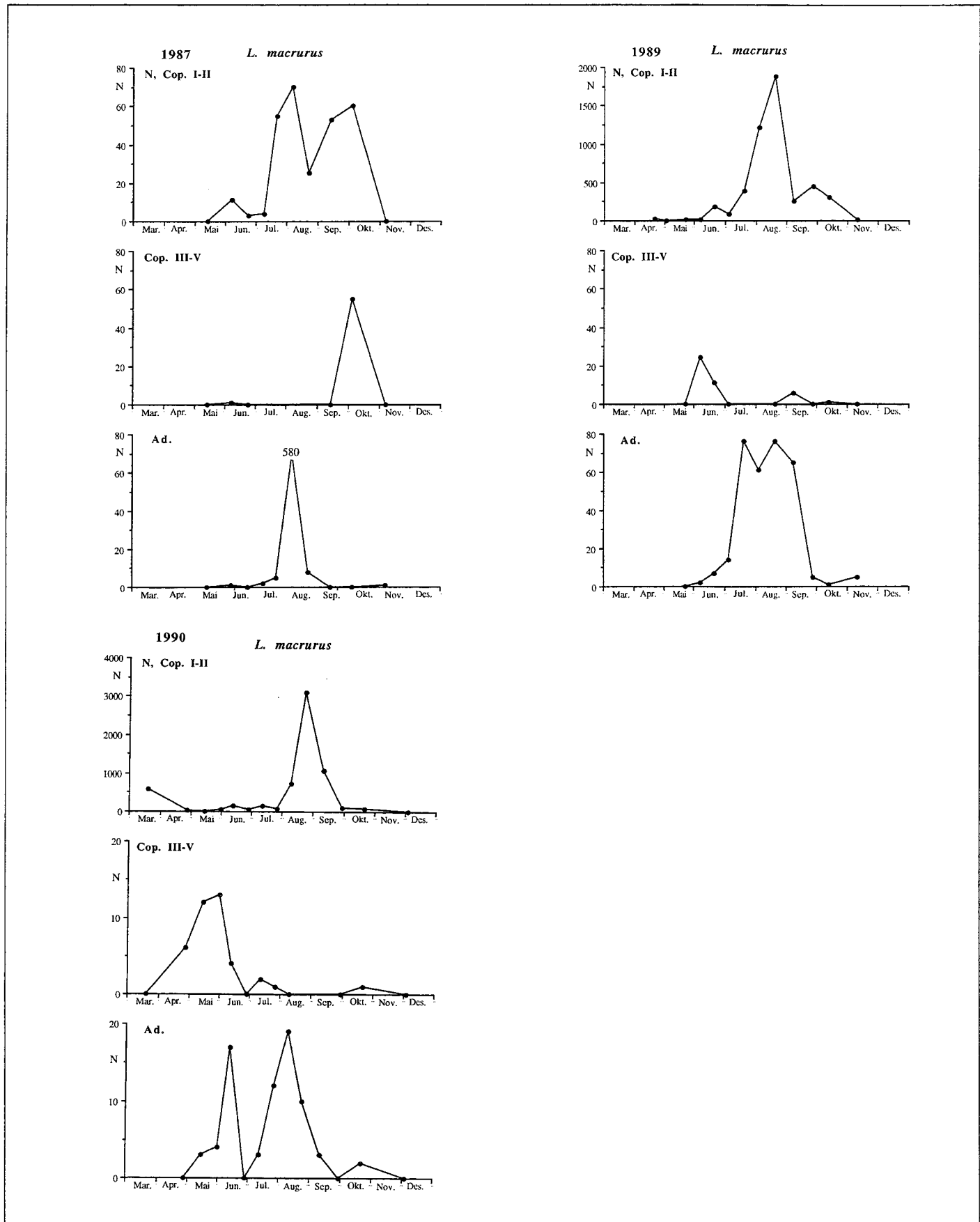
**L. macrurus** hadde på grunn av stor gjennomstrømning meget lav tetthet, spesielt i 1987 og 1988 (figur 25). Tettheten oversteg aldri 1 ind. l<sup>-1</sup>. Beskrivelsen av populasjonsutviklingen er basert på data fra 1990 da planktonsamfunnet dette året var minst berørt av gjennomstrømning og utspyling.

*L. macrurus* overvintret som hvileegg. En rask utvikling om våren ga i slutten av mai et maksimum i antall store copepoditter og adulte. Disse forplantet seg i begynnelsen av juni. Denne nye generasjonen forplantet seg allerede i juli / august da det hovedsakelig produserte hvileegg. En liten fraksjon produserte imidlertid subitanegg som ga en fåtallig tredje generasjon med forplantning i oktober. Utviklingsforløpet var trolig det samme også i 1989, men da fløt de voksne generasjonene mer sammen. I 1987 var forløpet vanskelig å tolke på grunn av stor vannføring i hele perioden fra april til juli.

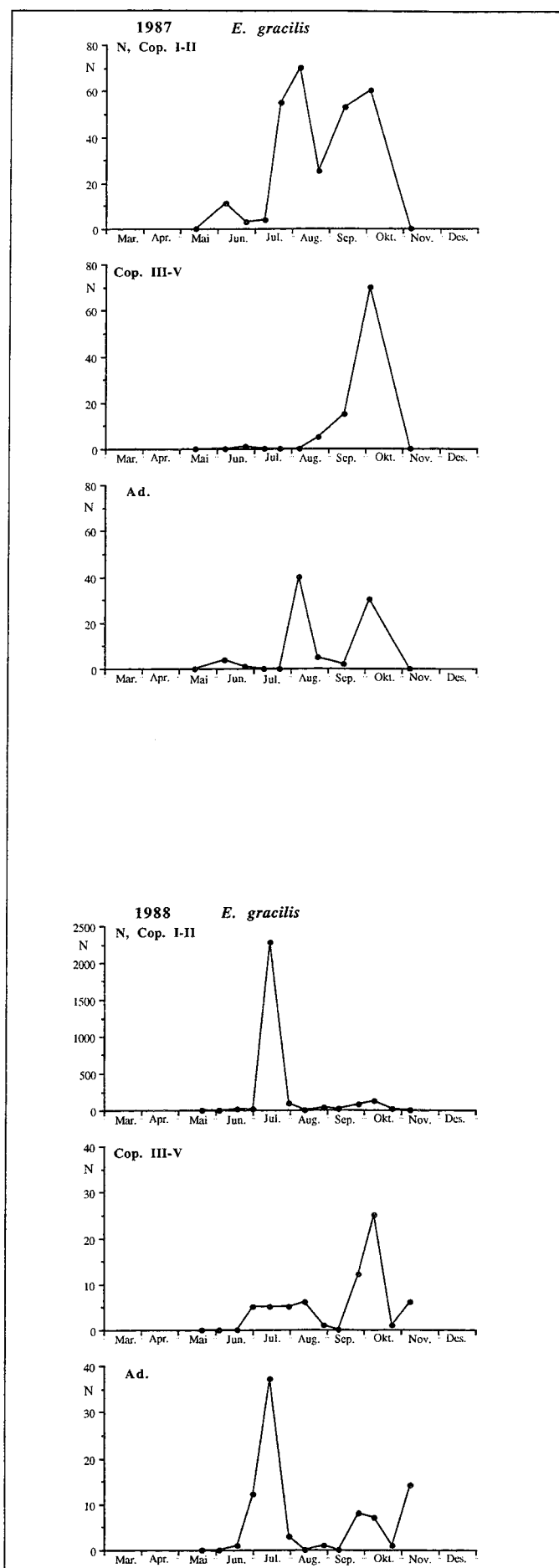
*L. macrurus* er en kaldstenoterm art med begrenset utbredelse i Norge. Det foreligger få opplysninger om artens livssyklus, men den synes å ha obligatorisk diapause med hvileegg om vinteren (Kiefer 1978). Tettheten avtar syddover i Randsfjorden (NIVA 1989, 1990, Upubl.), og den synes å forsvinne tidligere på høsten syd i fjorden enn i nord.

**E. gracilis** er dominerende blant calanoidene. Den opptrådte relativt tallrik både i 1989 og 1990, mens den i 1987 og 1988 var mer fåtallig. *E. gracilis* overvintret trolig både som hvileegg, nauplier og voksne (figur 26), med en begrenset reproduksjon gjennom hele vinteren (1989 / 1990). Overvintrende nauplier og naupliene fra vinterens reproduksjon nådde voksent stadium i juni. Disse forplantet seg og ga opphav til en stor topp i antall individer i august da hovedreproduksjonen skjedde. To topper i forekomsten av Cop. IV og V kan antyde to generasjoner, eventuelt et tilskudd fra hvileegg. Reproduksjonen i august ga i hovedsak hvileegg, men i 1989 fikk vi også en ny, relativt stor generasjon av copepoditter. Disse synes imidlertid ikke å ha nådd fram til reproduksjon da de siste hunnene med egg ble funnet i begynnelsen av september. Ved inngangen til vinteren, i november - desember, var populasjon meget liten med samtlige stadier til stede. Forholdene synes å ha vært helt annerledes i 1987 og 1988, da det var to markerte topper i reproduksjonen, en i juli (august) og en i september / oktober i tillegg til en mindre reproduksjon i mai / juni.

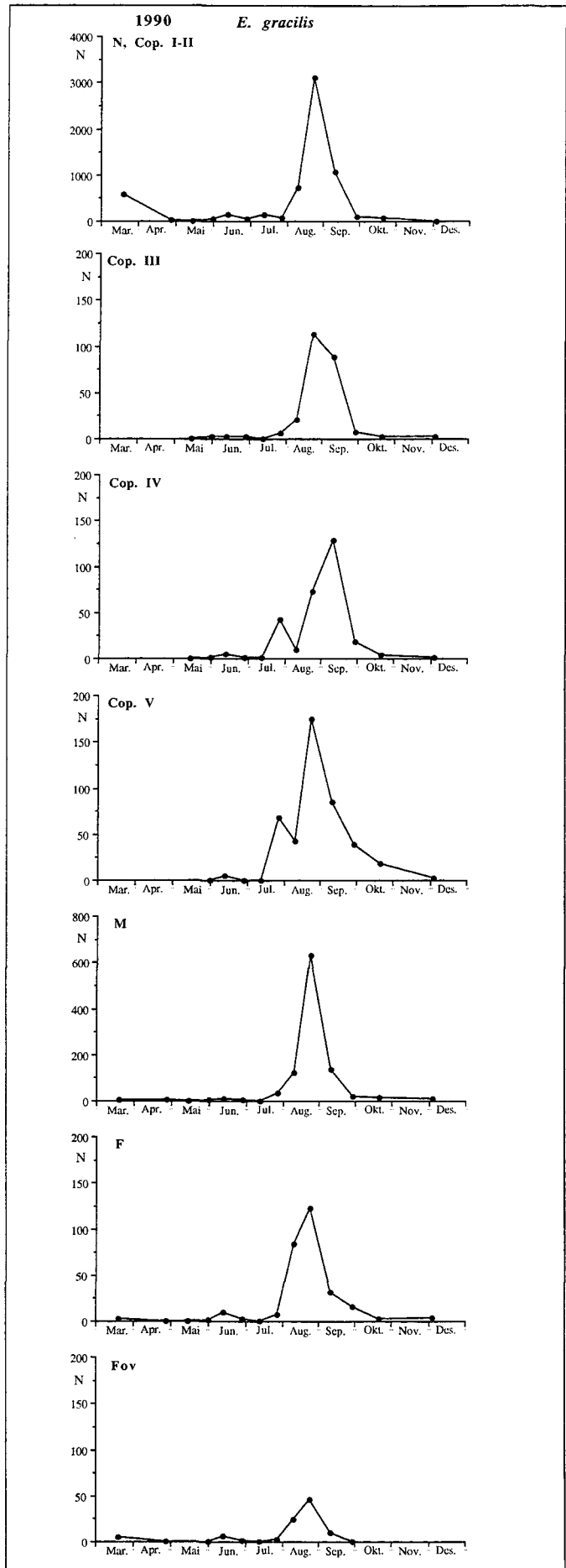
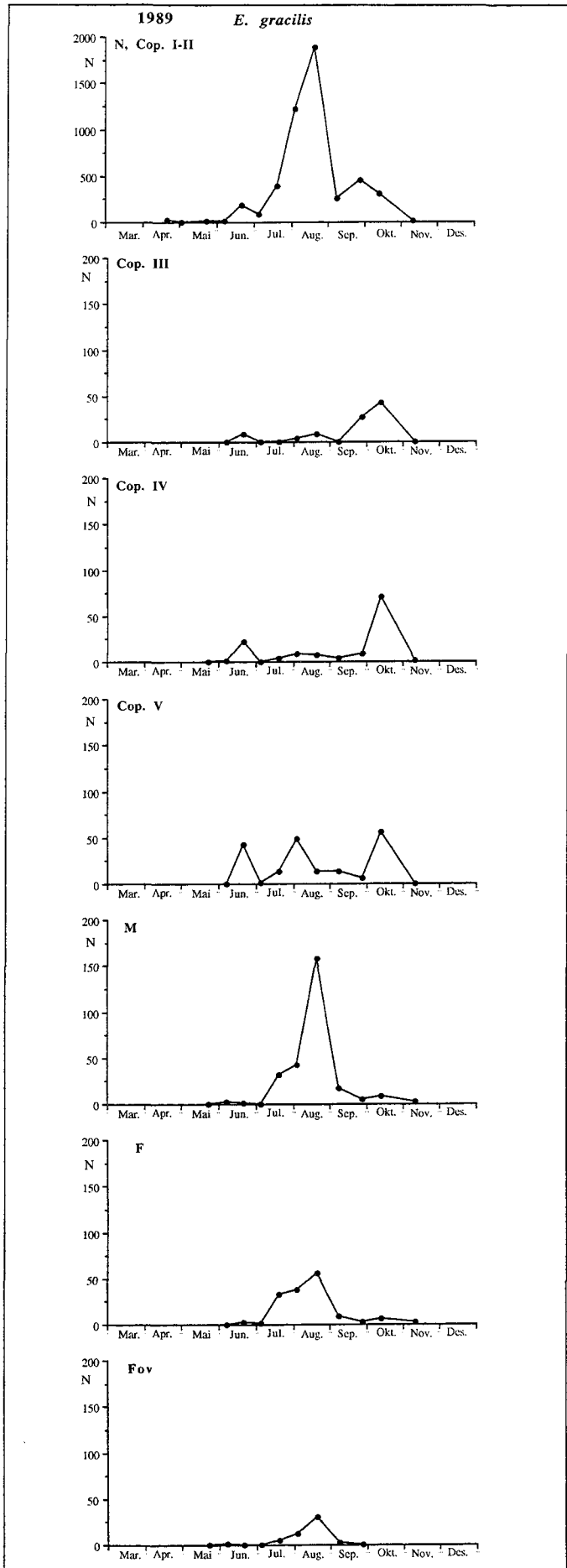
*E. gracilis* er en vanlig art, med svært variable utviklingsforløp i forskjellige lokaliteter og fra år til år (Kiefer 1978). I enkelte lokaliteter overvintret den utelukkende som hvileegg, mens den i andre kan ha en relativt stor vinterpopulasjon med reproduksjon. I Randsfjorden var vinterpopulasjonen liten og størstedelen

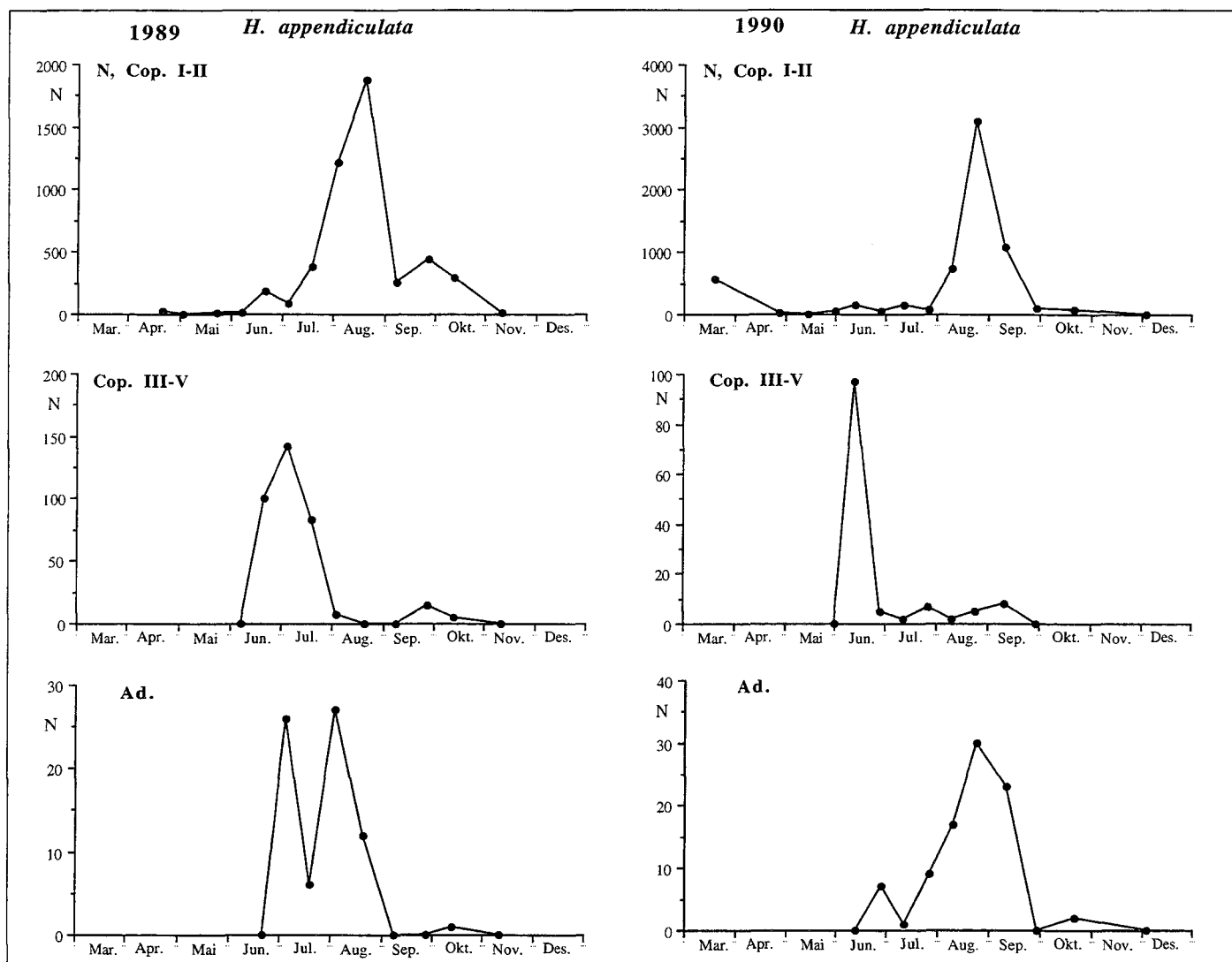


**Figur 25**  
 Sesongmessig forekomst av de enkelte utviklingsstadier hos *Limnocalanus macrurus* (ind. pr. prøveserie).  
 - Seasonal occurrence of the different developmental instars in *Limnocalanus macrurus* (ind. per sampling).



**Figur 26**  
 Sesongmessig forekomst av de enkelte utviklingsstadier hos Eudiaptomus gracilis (ind. pr. prøveserie).  
 - Seasonal occurrence of the different developmental instars in Eudiaptomus gracilis (ind. per sampling).





**Figur 27**

Seasonal occurrence of the different developmental instars in *Heterocope appendiculata* (ind. pr. prøveserie).

- Seasonal occurrence of the different developmental instars in *Heterocope appendiculata* (ind. per sampling).

av populasjonen overvintret som hvileegg. Dette er trolig typisk for arten i svært mange lokaliteter.

*H. appendiculata* var vanligst i 1989 og 1990 (figur 27). Den overvintret utelukkende som hvileegg. Utviklingen gikk relativt tregt, og først i begynnelsen av juni kom de første copepodittene. Disse ble voksne og reproduserte i juni/juli. Neste generasjon utviklet seg derimot raskt, og vi fikk en ny og større reproduksjon i august, som hovedsakelig ga hvileegg. En liten fraksjon produserte imidlertid vanlige subitanegg som ga en ny generasjon med reproduksjon i oktober. Størrelsen på den første generasjonen som kom fra hvileegg, varierte tydelig fra år til år. I 1989 var denne omtrent så stor som 2. generasjon, mens den i 1990 kun var ca 1/4 av denne.

Utviklingsforløpet i Dokkadeltaet stemmer meget godt med forløpet i Krøderen og Sperillen (Halvorsen unpubl.).

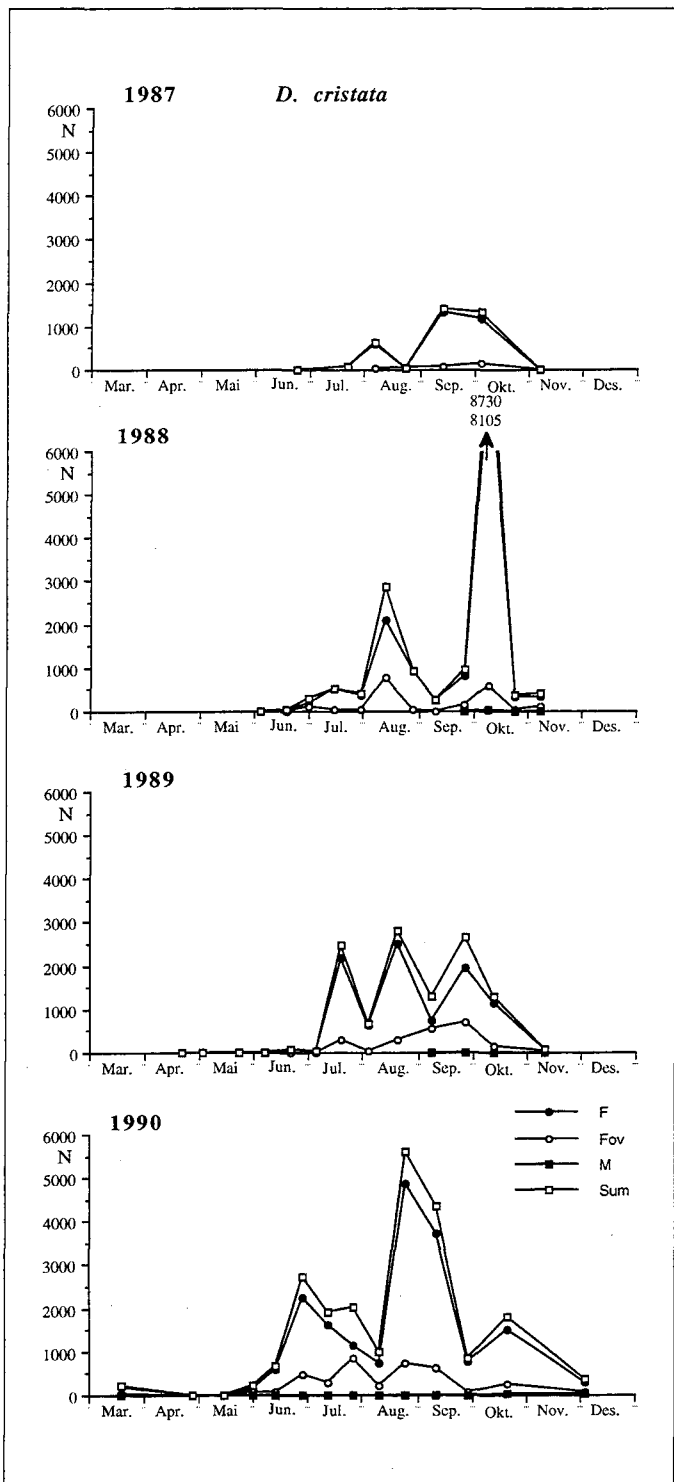
#### Vannlopper (Cladocera)

*Daphnia cristata* var sammen med *B. longispina* den klart dominerende krepsdyrarten i planktonet både på St. 1 og St. 5. Utvik-

lingsforløpet hos *Daphnia cristata* på St. 1 er gitt i figur 28. Materialet fra vinterhalvåret er sparsomt, men prøvene fra vinteren 1989 / 1990 antyder at en liten fraksjon av populasjonen overvintret i aktiv tilstand. Arten var riktignok borte i perioden april - mai, men dette skyldes trolig stor utspyling under vårfloppen. Hoveddelen av populasjonen overvintret imidlertid som hvileegg.

Populasjonen hadde i 1987 og 1988 to klare tetthetsmaksima, mens den hadde tre både i 1989 og 1990. Det er sannsynlig at denne forskjellen skyldes stor utspyling under vårfloppen i 1987 og 1988. Nedgangen i antall individer i overgangen juli / august 1988 falt sammen med en relativt kraftig økning i vannføringen, og de lave tetthetene i mai og deler av juni det samme året hadde sannsynligvis også sammenheng med vannføringsforholdene. Tilsvarende sammenhenger mellom tetthet og vannføring hadde vi også i 1987 og 1989. I 1990 var vannføringen med unntak av en kort periode i overgangen april / mai liten, og populasjonen fikk derfor anledning til å bygge seg opp.

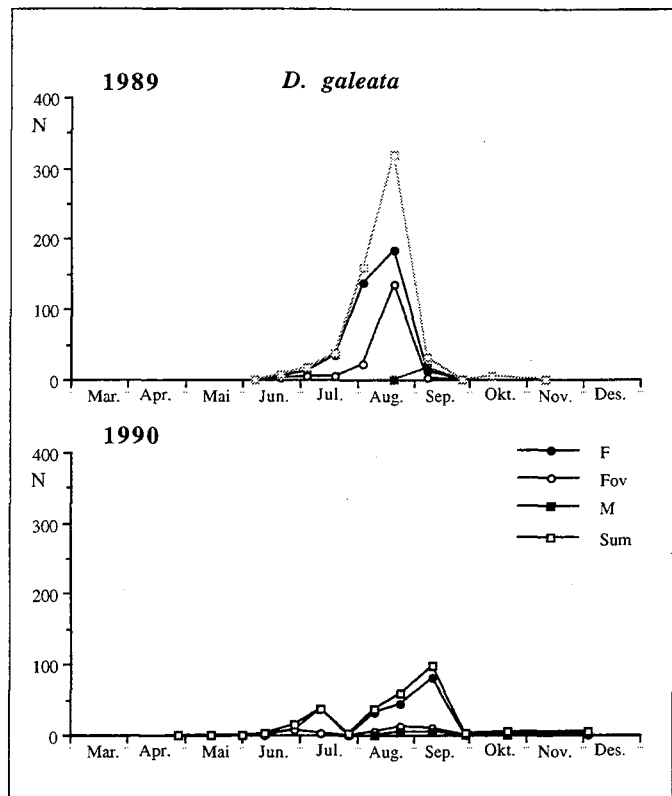
Tidspunktet, størrelsen og lengden på vårfloppen er derfor en me-



**Figur 28**  
Sesongmessig forekomst av *Daphnia cristata* (ind. pr. prøveserie).  
- Seasonal occurrence of *Daphnia cristata* (ind. per sampling).

get sentrale faktor for å forstå populasjonsutviklingen hos *D. cristata* i Randsfjorden. Den markerte reduksjonen i populasjonstettheten senere på sommeren skyldes imidlertid normale populasjonsbiologiske forhold. Utover høsten avtok tettheten sterkt, og nedgangen var spesielt stor i 1988 da den avtok fra nær 40 ind. l<sup>-1</sup> til ca 2 ind. l<sup>-1</sup> i løpet av fjorten dager.

De ulike maksima representerte antagelig forskjellige generasjoner



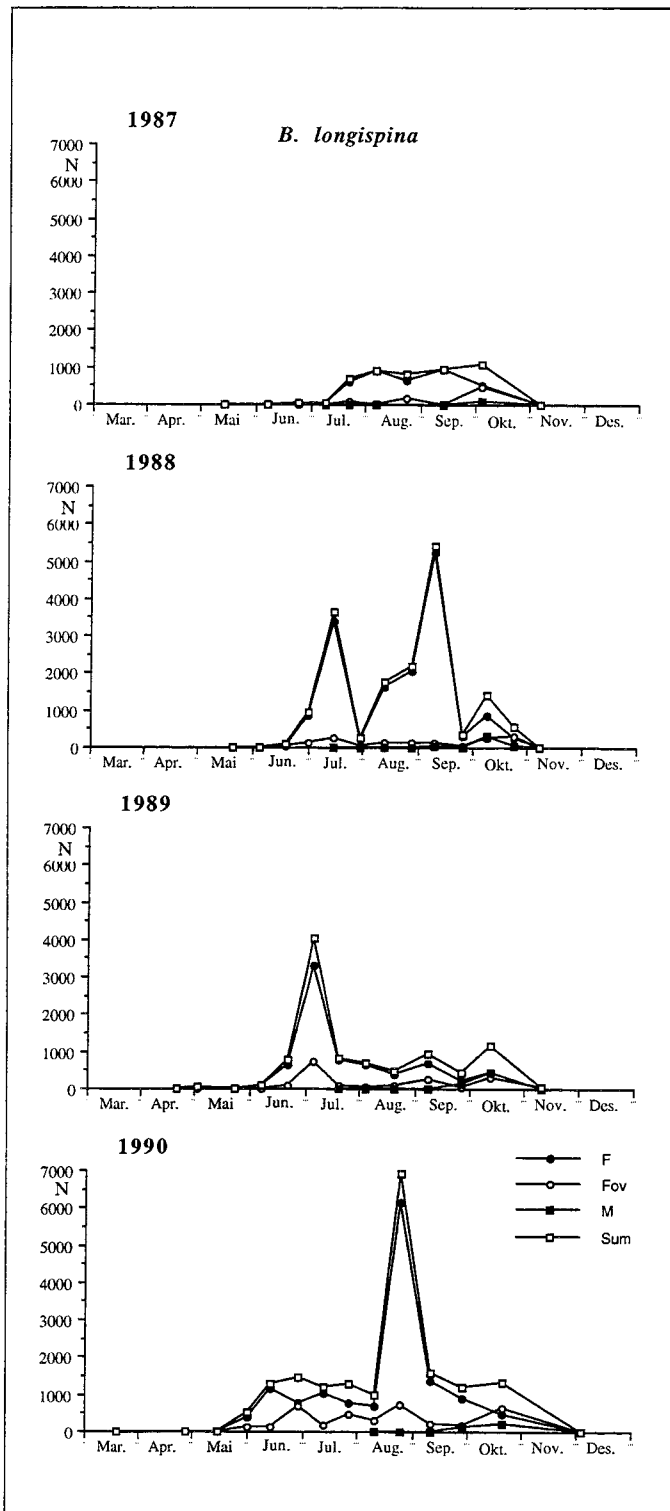
**Figur 29**  
Sesongmessig forekomst av *Daphnia galeata* (ind. pr. prøveserie).  
- Seasonal occurrence of *Daphnia galeata* (ind. per sampling).

der hver generasjon hadde en konsentrert forplantning. Denne var hovedsakelig partenogenetisk, men gikk om høsten delvis over til kjønned formering. De første hannene dukket vanligvis opp i september - oktober, og vi fikk produksjon av ephippier. I 1990 ble det funnet hanner gjennom hele undersøkelsesperioden. Andelen hanner var liten, og det er usikkert hvorvidt hele ephippieproduksjonen er basert på kjønned forplantning. Populasjonens maksima og minima var vanskelig å forklare ut fra andel eggberende hunner da denne varierte i takt med populasjonstettheten for øvrig.

I Krøderen hadde *D. cristata* et tilsvarende utviklingsforløp som i Randsfjorden, med to eventuelt tre klare maksima (Halvorsen upubl.). En liten fraksjon overlevde også her vinteren i vannmassene, mens hovedpopulasjonen overlevde som hvileegg. Størrelsen på vinterpopulasjonen varierer mye, og den kan mangle helt (Flössner 1972). Den kjønnede forplantningen er normalt begrenset til oktober - november, men i Dokkadeltaet ble det også observert en svært begrenset kjønned forplantning i juni.

Innslaget av hanner og hunner med ephippier var meget lite. Dette stemmer med forholdene i Krøderen der andelen av hanner normalt ikke oversteg 3 - 6 % av populasjonen, og der innslaget av hunner med ephippier var enda mindre. Dette stemmer også med forholdene i en rekke andre lokaliteter. Andelen hanner og hunner med ephippier synes å øke mot nord (jf. Edmondson 1955, Lötmarker 1964).

*Daphnia galeata* var den andre *Daphnia*-arten som forekom i et noe større antall (figur 29). Størst tetthet hadde den i 1989



**Figur 30**  
Sesongmessig forekomst av *Bosmina longispina* (ind. pr. prøveserie).  
- Seasonal occurrence of *Bosmina longispina* (ind. per sampling).

og 1990, mens tettheten i 1987 og 1988 var meget lav. Størst tetthet, ca 1,5 ind. l<sup>-1</sup>, hadde den i august 1989. Mens både den absolute og den relative tettheten av *D. galeata* økte sterkt sydover i Randsfjorden, var forholdene omvendt hos *D. cristata* (Halvorsen upubl.).

Arten overvintret trolig utelukkende som hvileegg, men det var fortsatt enkelte individer tilstede i desember. Utviklingen gikk meget tregt om våren og først i juli forekom den i et noe større antall. Hovedforplantningen skjedde i august / september. Fordeelingen i 1990 kan antyde to generasjoner i året.

Formeringen var hovedsakelig partenogenetisk. Om høsten fikk vi innslag av hanner og kjønnnet forplantning, og hunnene dannet ephippier. I 1989 ble kun et fåtall hanner funnet i begynnelsen av september, mens det i 1990 ble funnet enkelte hanner i hele perioden fra august til oktober.

Utviklingen i Sperillen (Halvorsen upubl.) viste flere likhetstrekk med den i Randsfjorden, med et markert maksimum i overgangen juni / juli og et i august. Innslaget av hanner var stort under det siste maksimum i Sperillen, opptil 80 % av populasjonen. Samtidig med hannene kom hunnene med ephippier, og utover i august - september dominerte de helt blant hunnene. I Randsfjorden var innslaget av hanner og hunner vesentlig lavere.

*E. longispina* hadde også stor variasjon i tetthet fra år til år (figur 30). I likhet med de øvrige artene var tettheten meget lav om våren. I 1987 var tettheten lav helt fram til midten av juli, mens den i 1990 var relativt stor allerede i slutten av mai.

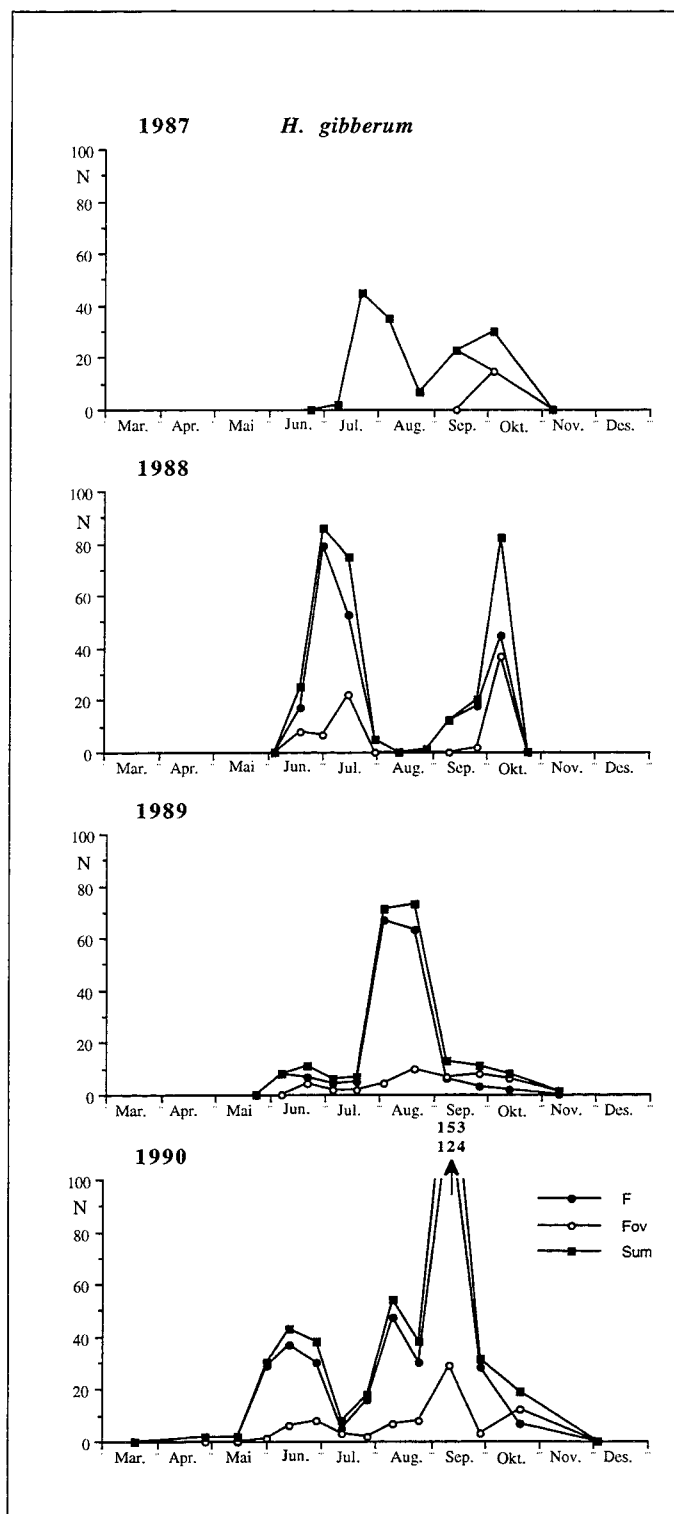
I 1987 varierte antall individer omkring 4 - 7 ind. l<sup>-1</sup> gjennom hele sommeren. Dette var også tilfelle i 1989 og 1990, med unntak av en markert topp i henholdsvis juni / juli og i slutten av august. I 1988 var tettheten gjennomgående noe høyere og med tre topper, en markert i begynnelsen av juli, en i september og en mindre markert i oktober. Andelen hunner med egg var relativt liten. Det var ingen tydelig sammenheng mellom antall hunner med egg og endringer i populasjonstettheten. Svingningene i antall og andel hunner med egg antydte 4 - 5 generasjoner i løpet av året.

*B. longispina* reproduserte hovedsakelig partenogenetisk om sommeren, mens den hadde kjønnnet forplantning om høsten. De første hannene dukket opp allerede i juli, mens antallet var størst i oktober. Populasjonstettheten avtok raskt utover høsten og i desember var den redusert til kun noen få individer. Overvintringen skjedde hovedsakelig som hvileegg, men et fåtall individer overvintret i vannmassene.

*E. longispina* er utbredt i alle typer lokaliteter. Utviklingsforløpet er meget variert fra lokalitet til lokalitet og fra år til år (jf. Flössner 1972). I enkelte lokaliteter, og da særlig større innsjøer, kan den overvintrere med en relativt stor vinterpopulasjon i forplantning, mens den f.eks. i myrtjern overvintrer utelukkende som hvileegg. Utviklingen i Krøderen og Sperillen hadde en rekke likhetstrekk med forløpet i Randsfjorden i 1988 (Halvorsen upubl.).

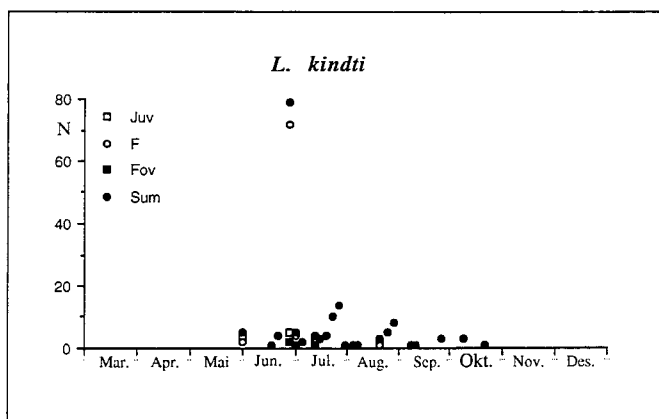
*Holopedium gibberum* opptrådte i Dokkedeltaet kun fåtallig i sommerhalvåret (figur 31). Den overvintret kun ved hvileegg, men allerede i slutten av april forekom den i et lite antall i planktonet.

Utviklingsmønsteret var også hos denne arten forskjellig fra år til år. I perioder med stor vannføring om våren var tettheten lav, og



**Figur 31**  
Sesongmessig forekomst av *Holopedium gibberum* (ind. pr. prøveserie).  
- Seasonal occurrence of *Holopedium gibberum* (ind. per sampling).

den opptrådte fåtallig inntil vannføringen avtok. De markerte maksima og minima senere på sommeren og høsten var vesentlig populasjonsbiologisk betinget og i mindre grad korrelert med vannføringen.



**Figur 32**  
Sesongmessig forekomst av *Leptodora kindti* (ind. pr. prøveserie).  
- Seasonal occurrence of *Leptodora kindti* (ind. per sampling).

Utviklingsforløpet hadde både i 1987, 1988 og 1990 to markerte maksima, ett i juni / juli og ett i september / oktober. Utviklingen i 1989 var derimot forskjellig fra de øvrige år, med kun ett maksimum i juli / august. Det markerte minimum i august 1988 ble ekstra forsterket på grunn av stor vannføring. I 1990 var det siste av disse maksima delt i et lite i august og et vesentlig større i september. I 1990 var det et markerte minimum i juli, ca en måned tidligere enn i 1987 og 1988. Det var ingen klar sammenheng mellom populasjonsmaksimum og antall hunner med egg. I 1988 var f.eks. antall hunner med egg størst i juli umiddelbart før populasjonsminimum. Ofte opptrådte populasjonsmaksima samtidig med maksima i antall hunner med egg. I 1987 ble det ikke observert hunner med egg før i slutten av oktober.

Det ble ikke observert hanner i materialet, og formeringen skjedde trolig utelukkende partenogenetisk.

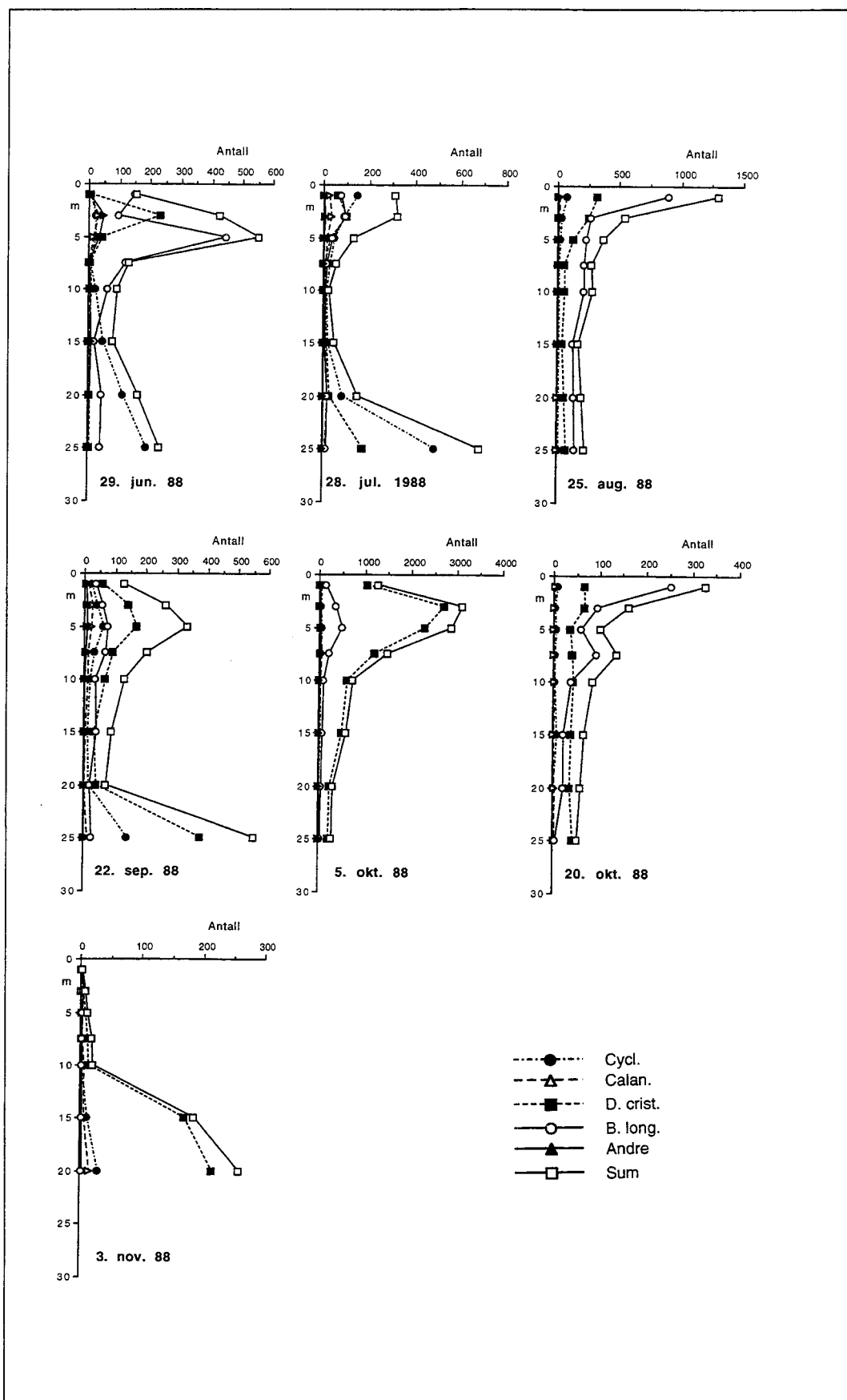
Livssyklus hos *H. gibberum* varierer sterkt og begge de to utviklingsmønstre som er funnet i Randsfjorden, henholdsvis med ett sommermaksimum og ett vår- og ett høstmaksimum, er vanlige (jf. Flössner 1972). Dette stemte også godt med utviklingsforløpet i Krøderen og Sperillen (Halvorsen unpubl.).

*Leptodora kindti* er en stor rovform som ble observert fra slutten av mai til slutten av oktober (figur 32). Tettheten var størst i perioden fra juni til august. Den var normalt meget lav og betydelig lavere enn 0,1 ind. l<sup>-1</sup>. Størst tetthet hadde den i slutten av juni 1990 med omkring 0,3 ind. l<sup>-1</sup>. Tilsvarende tettheter ble også funnet i Krøderen og Sperillen (Halvorsen unpubl.). *L. kindti* er den eneste vannloppen som har beholdt et frittlevende naupliestadium, og dette ble kun observert i mai - juni. Det ble ikke observert hanner. I Krøderen og Sperillen ble et fåtall hanner funnet i august / september (Halvorsen unpubl.).

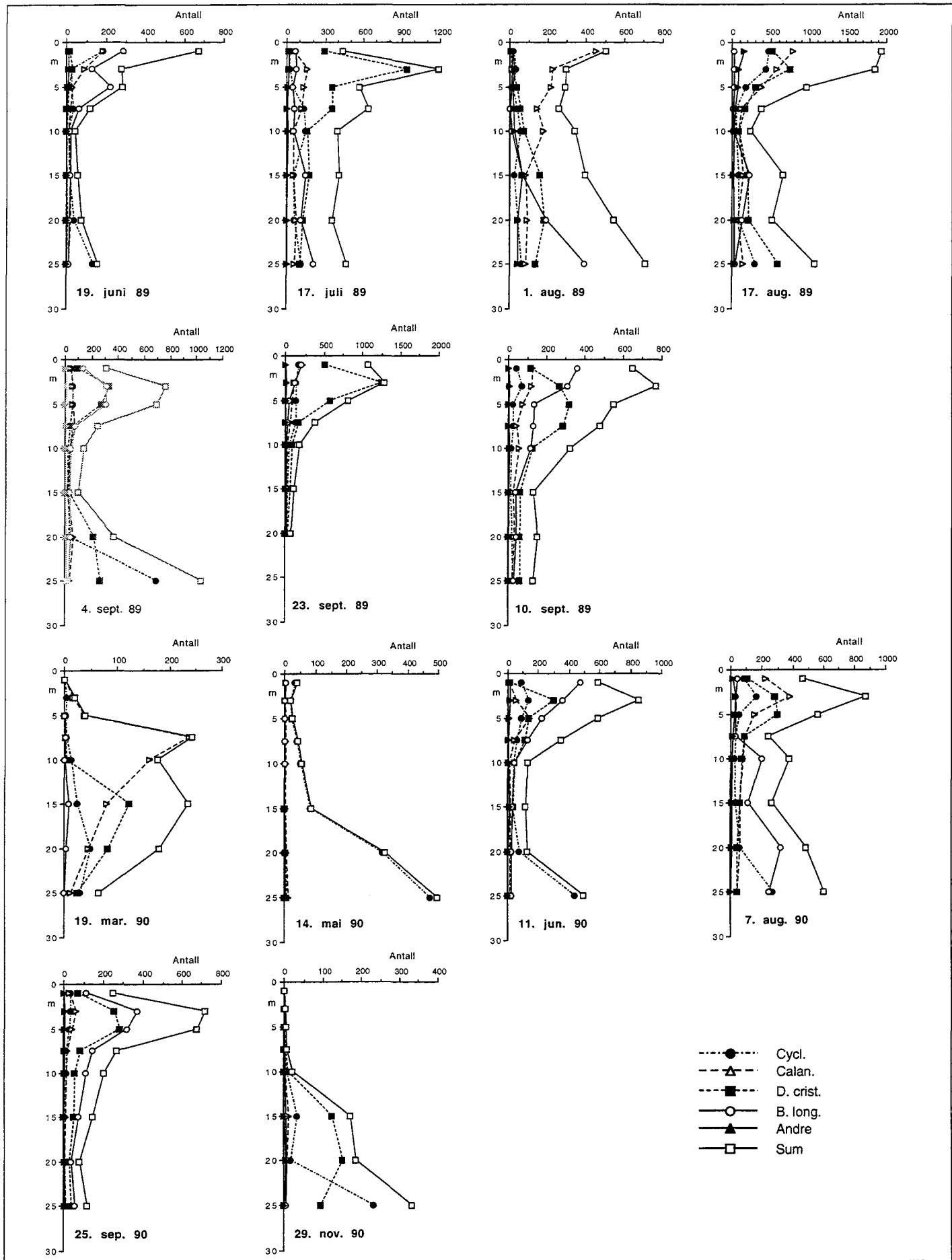
#### Vertikalfordeling

Vertikalfordelingen hos krepsdyrene i Dokkadeltaet fulgte noen få hovedmønstre (figur 33). Et vanlig fordelingsmønster var størst tetthet omkring 3 m, eventuelt 5 m, og med avtagende tetthet mot overflaten og mot dypere vann. I den andre hoved-





**Figur 33**  
 De dominerende arters vertikalfordeling på St. 1.  
 - The vertical distribution of the main species at St. 1.



typen var tetthetsmaksimumet flyttet nærmere overflaten, til ca 1 m dyp. Hos begge disse typene var tettheten normalt liten i de dypere vannlag, men den kunne også øke igjen tildels betydelig fra 20 til 25 m. En noe mer sjelden fordeling viste lav tetthet i overflaten og stor tetthet i de dypere vannlag. En slik fordeling hadde planktonet i november 1988 og 1990 og om våren i 1990.

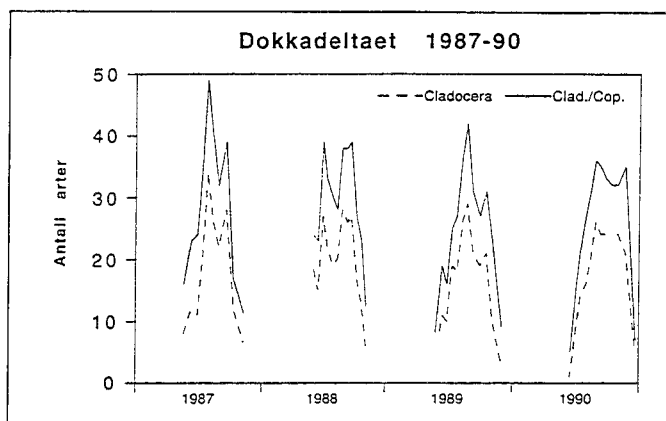
Prøvene fra mars 1990 ble tatt på is og viste trolig en vanlig vinterfordeling hvor planktonet «unngår» vannlagene like under isen der strømhastigheten er størst og temperaturen lavest. Fordelingen i mai var en direkte følge av stor utspyling og en tilpassing for å unngå utspyling under vårfloppen. Det at individene sto dybt både vår og høst kan ha samme forklaring, dels en utarming på grunn av utspyling i de øvre vannmasser og en aktiv vandring bort fra hovedstrømmen. I hvor stor grad dyrene selv aktivt oppsøkte dyplagene for å unngå utspyling er ikke kjent, men flere av de aktuelle artene foretrekker lave temperaturer og står derfor normalt dypt.

De forskjellige artene hadde ofte sammenfallende fordeling med maksima og minima i de samme dypene, men med en del variasjon til forskjellig tidspunkt. Samtlige arter med unntak av *Cyclops abyssorum* viste normalt preferanse for de øverste 5 - 7,5 m. *C. abyssorum* sto derimot oftest dypere enn termoklinen, med størst tetthet mellom 20 og 25 m. *Daphnia cristata* syntes å preferere noe dypere vann enn *Bosmina longispina*, og i enkelte tilfeller opptrådte den med størst tetthet på det dypeste, ofte sammen med *C. abyssorum*. *Daphnia galeata* foretrakk de øverste vannlag, og sto ofte noe nærmere overflaten enn *D. cristata*.

De enkelte arter blant calanoidene prefererte forskjellig dyp, med *Eudiaptomus gracilis* og *Heterocope appendiculata* i de øvre, varmere vannlag og *Limnocalanus macrurus* i de dypere og kaldere. Det samme gjorde cyclopoidene der *Mesocyclops leuckarti* sto i de øvre vannlag, mens *C. abyssorum* og tildels *Cyclops scutifer* sto dypere.

Termoklinen var en svært sentral faktor for fordelingsmønsteret, med ofte de største tetthetene i den øvre, varmere del av metalimnion. Vanntemperaturen for øvrig syntes å ha liten betydning for fordelingen. Det var heller ingen klar sammenheng mellom vertikalfordelingen og værforholdene under innsamlingen (sol - overskyet, regn - oppholdsvær) og heller ikke med siktedypet. I hvilken grad vindforholdene påvirket vertikalfordelingen var uklart, og vi vet heller ikke hvilken effekt strømførholdene hadde utover de forhold en fikk i perioder med spesielt stor vannføring i elva.

Zooplanktonets vertikalfordeling er generelt sterkt påvirket av fiskepredasjon. Planktonet står normalt dypt om dagen for å unngå predasjon fra fisk som orienterer seg med synet, men vandrer opp om kvelden og natten for å spise. Alle våre prøver var fra dagen og viste derfor fordelingen da individene normalt sto dypest. Det foreligger få data over hvilke arter, aldersgrupper og antall fisk som fins i deltaet, og vi vet derfor heller ikke hvilken betydning fiskepredasjonen har for vertikalfordelingen og -vandringen. Randsfjorden har imidlertid stor bestand av sik



**Figur 34**

Variasjonen i antall arter krepserdyr i sommerhalvåret i Dokkadeltaet i perioden 1987 - 1990.

- The number of crustacean species during the summer season in the Dokka delta during the period 1987 - 1990.

og til dels røye og begge disse er viktige planktonspisere. Lav tetthet av plankton i overflaten kan bety minst tre ting, enten vandrer artene vekk fra overflaten for å unngå sterkt sollys (UV) (Hessen 1995), næringsforholdene er dårligere her enn i dypere lag eller for å unngå predasjon fra fisk. Samtlige av disse faktorene er funnet å være virksomme, og har trolig også betydning her. Stor dominans av *D. cristata* kan tyde på en viss predasjon fra fisk.

Vertikalfordelingen i Randsfjorden viste mange fellestrekk med forholdene i Krøderen og Sperillen både med hensyn til fordelingen av planktonsamfunnet generelt og fordelingen av de enkelte arter. Dyrene sto vanligvis noe dypere i Krøderen og Sperillen enn i Randsfjorden (Halvorsen unpubl.), noe som kan ha sammenheng med termoklinens beliggenhet. Denne var relativt svakt utviklet i Randsfjorden, mens den i Krøderen og Sperillen var tildels meget skarp. Opphopning av næringsemner i og over termoklinen er trolig en meget viktig faktor, og dette kan derfor forklare den noe dypere fordelingen i Krøderen og Sperillen.

### 5.3.3 Stasjon 9, 10 og 11

#### Sesongvariasjoner i artssammensetning

**Figur 34** viser variasjonen i antall arter funnet på St. 9, 10 og 11 gjennom fire sesonger. Det foreligger ikke prøver fra den islåtte perioden fra slutten av november til begynnelsen av mai.

Flest arter, 49, ble registrert 20. juli 1987. Det generelt noe høyere antall arter i 1987 enn de øvrige årene kan trolig forklares ved at det dette året også foreligger materiale fra St. 9. Mønsteret var det samme hvert år med en forholdsvis rask økning i antall arter i løpet av juni for så å avta til et sommerminimum. Antallet økte igjen noe utover høsten før det igjen falt sterkt i oktober. Tilsvarende undersøkelse over en fire års periode fra Lake Merrimajee i Australia viste samme mønster som i Dokkadeltaet (Crome & Carpenter 1988).

Antall arter var størst i juli og august. I de tre første årene falt reduksjonen i antall arter sammen med flommer, mens 1990 skilte seg ut fra de øvrige årene med et relativt stabilt artsantall gjennom det meste av sesongen. Antall arter var dessuten noe lavere i 1990 enn i de øvrige årene. Fra begynnelsen av juli til midten av oktober varierte antall arter dette året kun mellom 31 og 36.

Reduksjonen i antall arter fra 27. april til 14. mai 1990 hadde sammenheng med en utspyling på St. 10 som følge av økte vannstand i elva. Ved lav vannstand om våren ble det her dannet en liten dam isolert fra elva. I 1990 var lufttemperaturer i mars og april meget høy og allerede den 27. april hadde denne dammen en temperatur på 8,8 °C klokken 10 om morgenen. Den gunstige temperaturen ga et yrende dyreliv med 4 arter vannlopper og 9 arter hoppekreps (**figur 34**).

Med få unntak var forholdet mellom antall arter vannlopper og hoppekreps ca 2:1. Hoppekrepsene utgjorde imidlertid en større andel av artene tidlig og seint i sesongen. I en undersøkelse fra Carolina i USA økte også antall vannlopper utover i sesongen, mens calanoidene avtok (Mahoney et al. 1987). Forskjellene i fordelingen gjennom sesongen mellom vannlopper og hoppekreps har sammenheng med forskjellig strategi for å overleve uttørring og overvintring. Vannlopper og calanoider overlever oftest som hvileegg (Wiggins et al. 1980), mens cyclopoide overlever som copepoditter og voksne i diapause.

Andre faktorer som påvirker artssammensetningen kan være interspesifikk konkurranse og predasjon fra andre evertrebrater og fisk (Brooks & Dodson 1965). Det er vist eksperimentelt at fiskepredasjon påvirker forholdet mellom arter (Neill 1975).

Høye tettheter med dominans av en eller noen få arter er karakteristisk for lokaliteter som er oversvømmet i korte perioder av året (McClachlan 1985).

### Tetthet

Tettheten av krepsdyr på St. 10 og 11 i årene 1987 - 90 er vist i **figur 35**. Fra 1987 foreligger det kun data fra 1 meter og fra litoralsonen, og det ble kun brukt hov. Resultatene er derfor ikke helt sammenlignbare med de øvrige årene.

Tettheten var størst inne i litoralsonen, og ved St. 10 ble det både i 1989 og 1990 registrert mer enn 1 000 ind. l<sup>-1</sup> på det meste. På St. 11 var høyeste tetthet ca 500 ind. l<sup>-1</sup> i både 1988 og 1990. I åpent vann var tettheten markert lavere og varierte her oftest mellom 1 og 10 ind. l<sup>-1</sup>.

Litoralsonen var mer stabil med mindre fluktuasjoner i tettheten enn ute i lona på 1 m dyp, hvor det forekom markerte fall i tettheten fra ett besøk til det neste. Det ble funnet opp til 100 gangers reduksjon i tettheten, ofte korrelert til variasjoner i vanngjennomstrømningen. De største reduksjonene fallt derfor sammen med de største flommene (jf. **figur 9**). De frie vannmassene (St. 10B og 11B) var således mest påvirket av flom, mens litoralsonen var mer beskyttet mot utspyling særlig på grunn av vegetasjonen. I mere stabile systemer som f.eks. innsjøer, er ofte det motsatte tilfelle, og Pennak (1966) fant at tett-

heten av både hoppekreps og vannlopper var nær det dobbelte like utenfor litoralen som ute i pelagialen.

Den gjennomgående lavere tettheten i 1987 enn i de øvrige årene kan delvis forklares ved at prøvene ble tatt med hov. Dette ga en underestimert av antallet. I perioden 1988 - 90 kan det spores en viss økning i tettheten, og særlig markert var dette på St. 10 i 1990 hvor den holdt seg høy og stabil utover hele høsten. I midten av oktober var det fortsatt ca 100 ind. l<sup>-1</sup>. Kombinasjonen av lav vannstand og liten gjennomstrømning kan trolig forklare denne forskjellen. Vannstanden var utover høsten ca 1 m lavere enn normalt, og lav vannstand og manglende høstflom resulterte i at vannmassene inne i lona ikke ble skiftet ut. Temperaturen holdt seg dessuten høy langt utover høsten (**figur 16**). De største tetthetene ble registrert i juli og august da også temperaturen var høyest. Dette er i overensstemmelse med erfaringer fra tilsvarende systemer (Forró & Metz 1987).

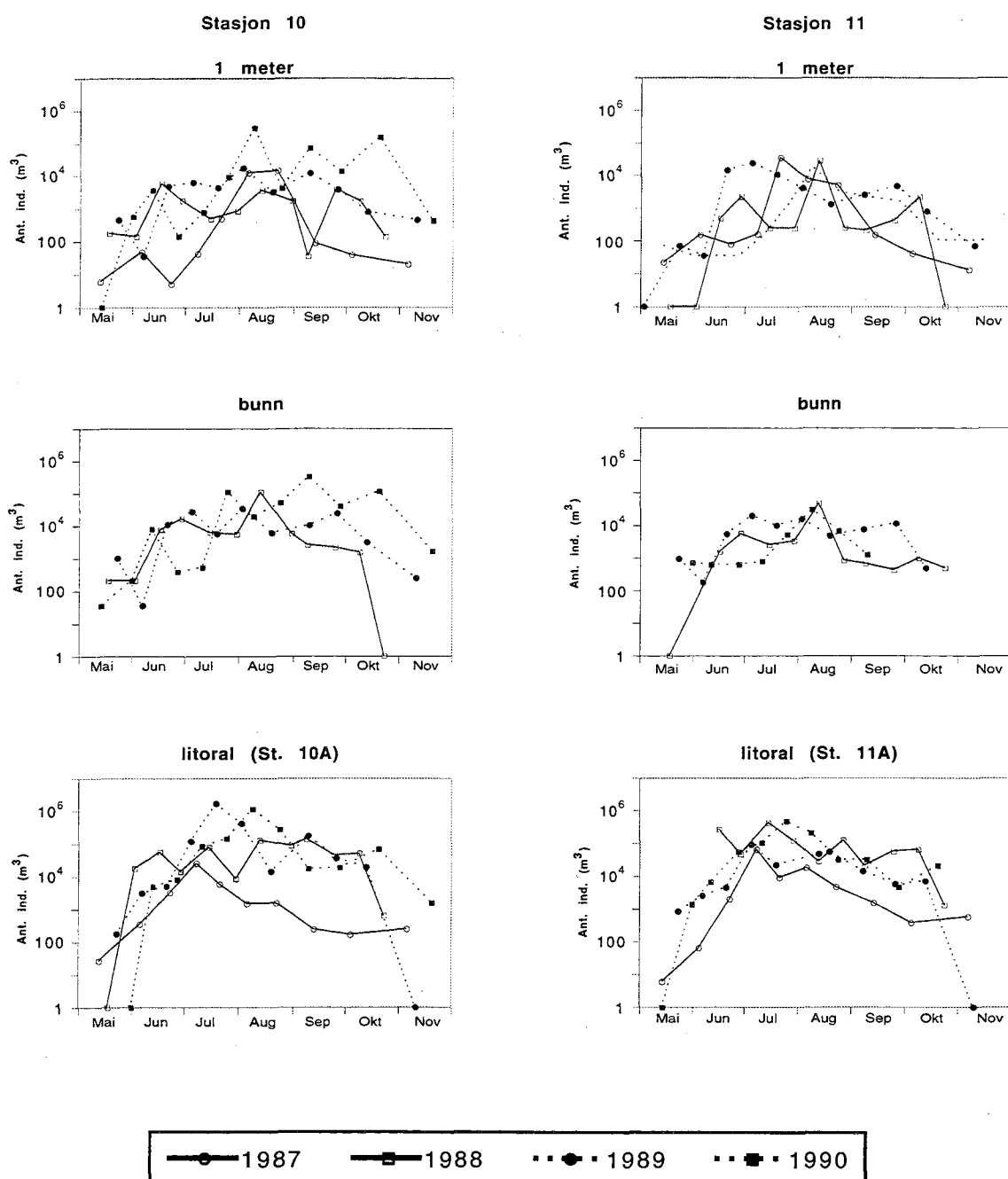
I Etna / Dokka ble det i litoralsonen i 7 innsjøer registrert opptil 230 ind. l<sup>-1</sup> (Halvorsen 1980), med et gjennomsnitt for prøver tatt i vegetasjon på ca 13 ind. l<sup>-1</sup>. På St. 10 og 11 var gjennomsnittlig tetthet for samtlige prøver fra litoralsonen til sammenligning ca 78 ind. l<sup>-1</sup>, og tettheten var således stor.

Det er flere grunner til at tettheten er stor i Dokkadeltaet, blant annet rikelig tilførsel av næring i form av næringsalter og organisk materiale og høy gjennomsnittstemperatur. Nitrater og fosfater som kommer inn i systemet gir oppblomstring av fytoplankton. Undersøkelser fra temporære pytter bekrefter at tilførsel av næring i forbindelse med oversvømmelser forklarer høye tettheter i slike systemer (Wylie & Jones 1986, Williams 1985, Ebert & Balko 1987). Temperaturen er også betydelig høyere i slike grunne loner enn i større og dypere innsjøene, som f.eks. de som inngår i undersøkelsene fra Etna / Dokka (Halvorsen 1980). Disse ligger 5 - 600 meter høyere enn deltaet i Randsfjorden. Det er også vist at det er god korrelasjon mellom temperatur og tetthet (Havens 1991). Eksperimentelt er det dessuten vist at tettheten avtar med økende varighet av vannforekomsten (Neckles et al. 1990).

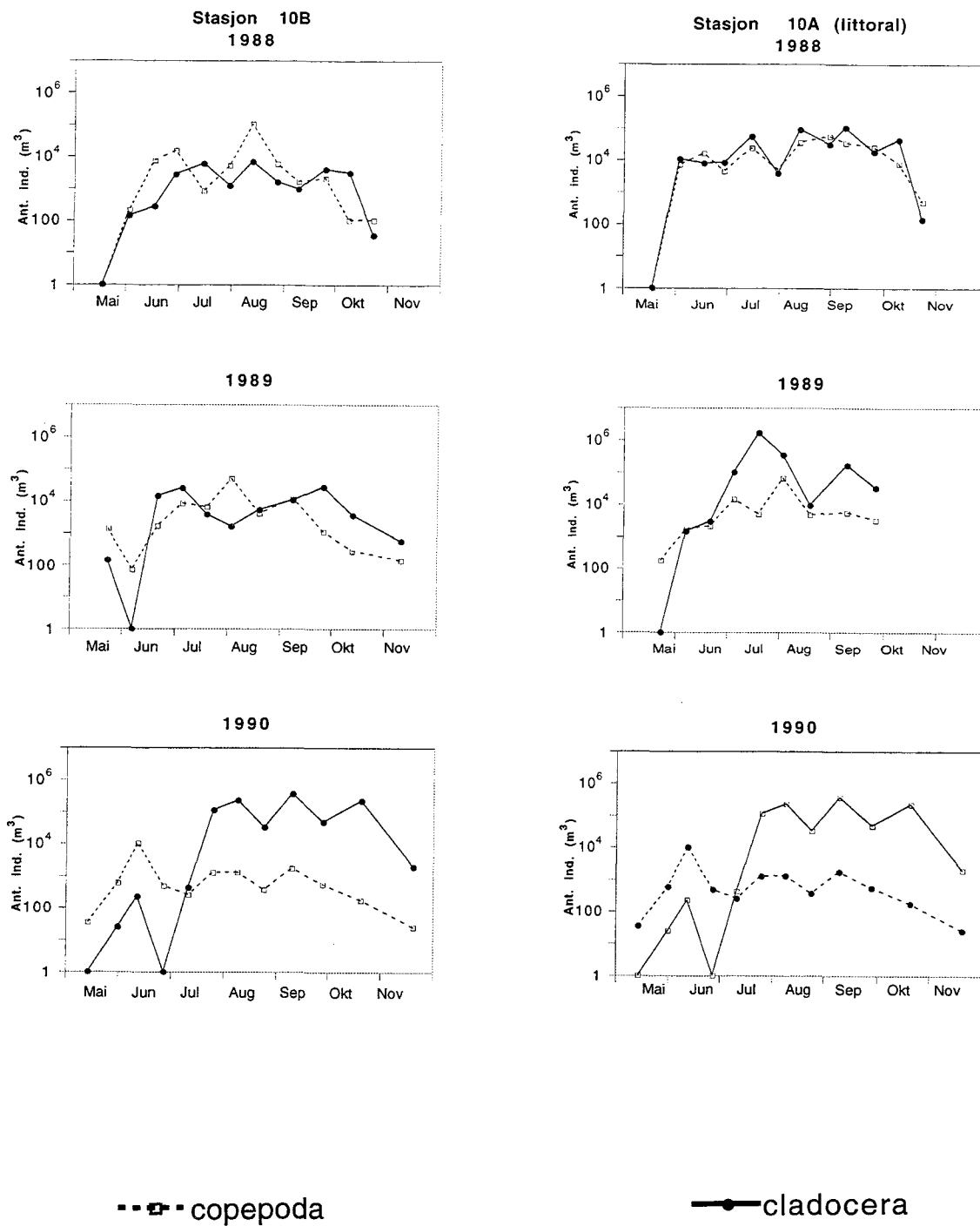
På grunn av de ustabile systemene er det ikke beregnet biomasse, men denne vil i store trekk følge sviningene i tettheten. Det var hovedsakelig små former som dominerte krepsdyrsamfunnet. I en undersøkelse fra en tilsvarende lokaliteter i Jugoslavia var biomassen størst i august samtidig med at også antallet var størst (Zivkovic 1973).

### Vannlopper - hoppekreps

**Figur 36** og **37** viser tettheten av vannlopper og hoppekreps på St. 10 og 11 i årene 1988, 1989 og 1990. Innslaget av calanoider var meget lite, og hoppekrepsfaunaen besto nesten utelukkende av cyclopoide hoppekreps, dvs rovformer. Blant vannloppene var det kun *Polyphemus pediculus*, *Bythotrephes longimanus* og *Leptodora kindti* som er rovformer, hvorav kun den førstnevnte hadde en viss betydning inne i lonene. I tillegg til disse er midd sentrale predatorer i slike systemer (Goulden 1971). De minste larvestadiene hos fisk utnytter også den litorale krepsdyrfaunaen som næring (Siefert 1972).



**Figur 35**  
Tettheten av krepser (ind. m<sup>-3</sup>) på St. 10A og 11A (litoral) og St. 10B og 11B (1 m og bunn) i sommerhalvåret i perioden 1987- 1990.  
- The density of crustaceans (ind. m<sup>-3</sup>) at St. 10A and 11A (littoral) and St. 10B and 11B (1 m and bottom) during the summer season during the period 1987 - 1990.



**Figur 36**  
 Tettheten av vannlopper (Cladocera) og hoppekreps (Copepoda) (ind. m<sup>-3</sup>) på St. 10A og 10B i perioden 1988 - 1990.  
 - The density of Cladocera and Copepoda (ind. m<sup>-3</sup>) at St. 10A and 10B during the period 1988 - 1990.

Hoppekrepsartene dominerte tidlig i sesongen selv om forholdet ikke var helt entydig. Dette hadde blant annet sammenheng med ulik overlevelsesstrategi i vinterperioden. I temporære vannforekomster overlever cyclopoidene vinteren i diapause som store copepoditter som raskt dukker opp når disse igjen fylles med vann (Rzoska 1961). Dette var tilfelle hos den vanligste hoppekrepsarten inne i deltaet, *Mesocyclops leuckarti*. Ved oppfylling av den grunne Lake Chilwa i Malawi (Kalk & Sculten-Senden 1977) dominerte *M. leuckarti* i den første perioden da eggproduksjonen kunne starte etter kort tid. *Macrocyclus albidus*, *Macrocyclus fuscus*, *Megacyclus viridis* og *Eucyclops speratus* er andre arter som overvintrer som store copepoditter og voksne (Røen 1957, Pr) dominerte le hos den vanligste hoppekrepsarten inne i deltaet, strategi i vinterperioden. I temporære vannforekomster overlever cyclopoidene vinteren i diapause som store copepoapause.

Mot slutten av sesongen synes det å være en tendens til at tettheten av hoppekreps igjen var større enn tettheten av vannlopper. Alle eller de fleste av vannloppene overvintret som hvileegg og høstpopulasjonen forsvant derfor relativt raskt, mens utviklingen hos hoppekrepsartene gikk noe langsommere.

Tettheten av hoppekreps varierte fra noen få individer til ca 200 ind. l<sup>-1</sup> i midten av juni i litoralsonen på St. 11 (St. 11A). Hoppekrepsfaunaen besto av nauplier, copepoditter og voksne og minst åtte arter var representert. Tilsvarende tettheter av cyclopoider, varierende mellom 10 og 280 ind. l<sup>-1</sup>, fant Søndergaard et al. (1990) i en grunn, hypereutrof lokalitet i Danmark.

Et interessant spørsmål er hva vannloppene lever av i den første tiden før planteplankton og vegetasjon er tilgjengelig. Crome & Carpenter (1988) konkluderte i sine undersøkelser med at under oppfyllingsfasen var det ikke nødvendigvis de vanlige generalistene blant filtrerene som dominerte, men heller mindre vanlige arter med ofte ukjent økologi. Det er mulig at de første vannloppene om våren er spesialister på organisk detritus fra forrige års makrofytter, planteplankton mm (McClachlan & McClachlan 1969, McClachlan 1974). Tilgangen på nedbrutt plantemateriale er også spesielt stor tidlig om våren i Dokkadeltaet.

Vannloppene økte sin tetthet fra 1988 til 1990, mens tettheten av hoppekreps avtok (jf. figur 36 og 37). Dominansen av vannlopper var mest markert i 1990 og særlig på St. 10 der forholdet mellom hoppekreps og vannlopper i perioder har vært helt opp til 1:1 000. I 1988 var forholdet mellom de to gruppene ca 1:1 inne i litoralsonen, mens hoppekrepsene dominerte ute i de frie vannmasser.

Vannstanden har vært noe lavere enn normalt i årene etter 1988, og spesielt i 1990 var deler av lonene tørrlagt gjennom hele sesongen. Utklekkingsforsøk (upubl. mat.) viste at flere av hoppekrepsartene kan overvintrer i de tørrlagte delene av lonene, bl a *Mesocyclops leuckarti* som var den mest tallrike hoppekrepsarten. Hvis disse gikk i diapause ved høy vannstand om høsten, vil konsekvensen av lav vannstand neste vår og sommer bli at mange hoppekrepsarter ikke får fullført sin livssyklus. En reduksjon i antall hoppekreps vil bl a gi mindre predasjon på cladocere. Vannloppene er dessuten mer utpregete r-strateger

(Pianka 1974) enn hoppekrepsartene og kan i løpet av kort tid raskt øke sin tetthet. Hoppekrepsartene er derimot mer K-strateger, og økningen i individantall går senere.

Med få unntak var andelen vannlopper størst inne i vegetasjonen, hvor næringstilgangen var størst. En rekke chydozider ernærer seg bl a ved beiting på vegetasjonen. En større andel vannlopper i forhold til hoppekreps inne i vegetasjon kan også muligens forklares ved at de her lettere unngår predasjon (Shapiro et al. 1982).

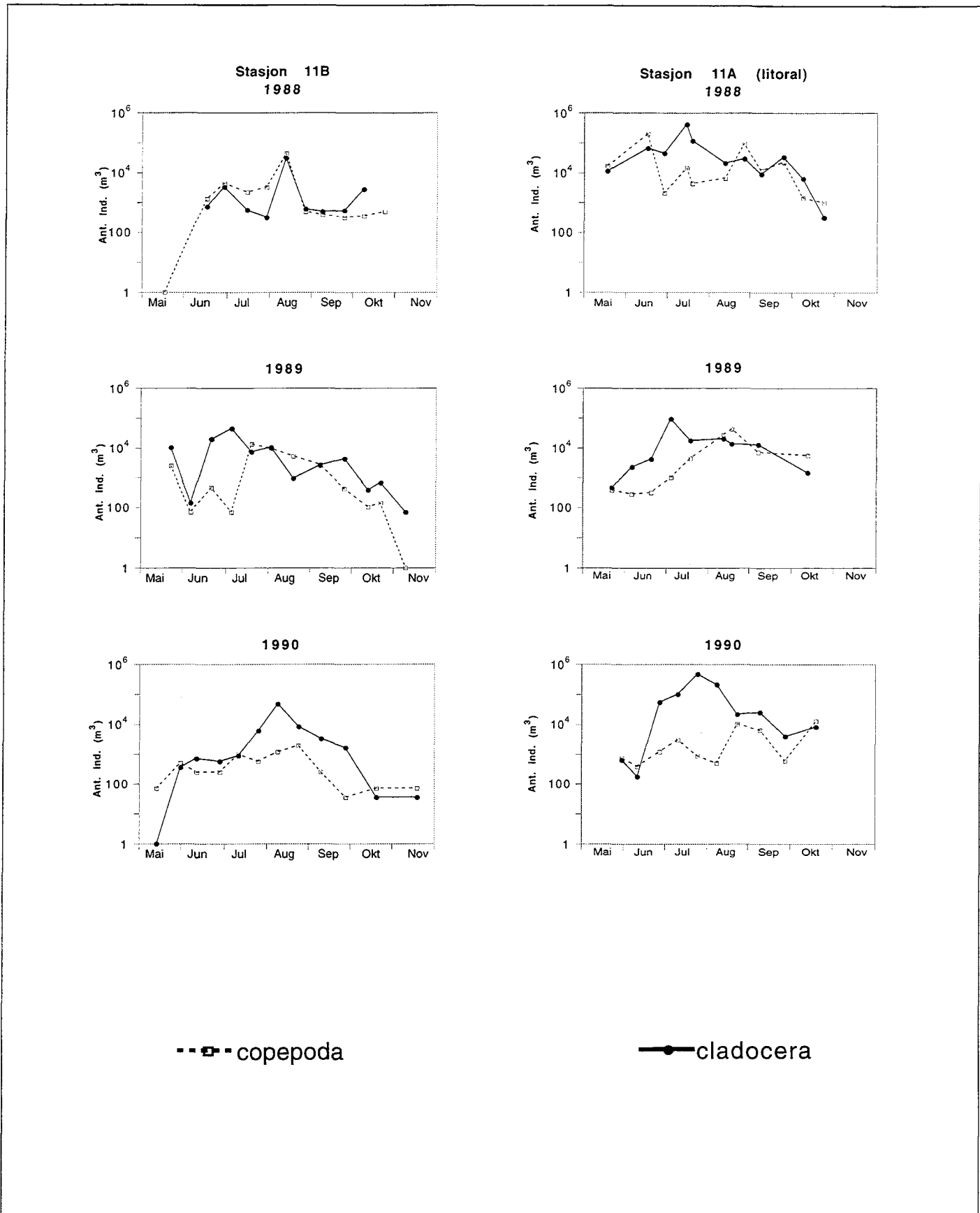
### Vannlopper (Cladocera)

*Bosmina longispina* og *B. longirostris* dominerte vanligvis blant vannloppene (figur 38 og 39). De to *Bosmina*-artene bidro mest til de store svigningene i tetthet til tross for at gruppen «andre Cladocera» omfattet 50 arter. Begge artene hadde meget høye tettheter i Dokkadeltaet. Størst tetthet hadde *B. longispina* i litoralsonen på St. 10 (St. 10A) i 1989 med mer enn 1 000 ind. l<sup>-1</sup>. Tettheter på mer er enn 100 ind. l<sup>-1</sup> hos en eller begge artene forekom i alle tre årene. Tettheten varierte mellom de to lonene, og i 1990 var antallet av *B. longirostris* på St. 10 ca hundre ganger større enn på St. 11.

«Andre Cladocerer» dominerte vannloppesamfunnet i 1988 og bare unntaksvis dominerte de to *Bosmina*-artene dette året. I 1989 og 1990 overtok de to *Bosmina*-artene en større andel av vannloppesamfunnet. Små former som *B. longispina* og spesielt *B. longirostris* er ofte dominerende i slike små vannforekomster (Zivkovic 1973, Kelso & Ney 1985, Havens 1991, Krieger 1991). Predasjon fra fisk synes også å øke dominansen av *B. longirostris* (Brynildson & Kempinger 1973, Brooks & Dodson 1965). Den har også et relativt lavt næringsopptak, og selv en liten primærproduksjon kan gi store tettheter av arten (Havens 1991).

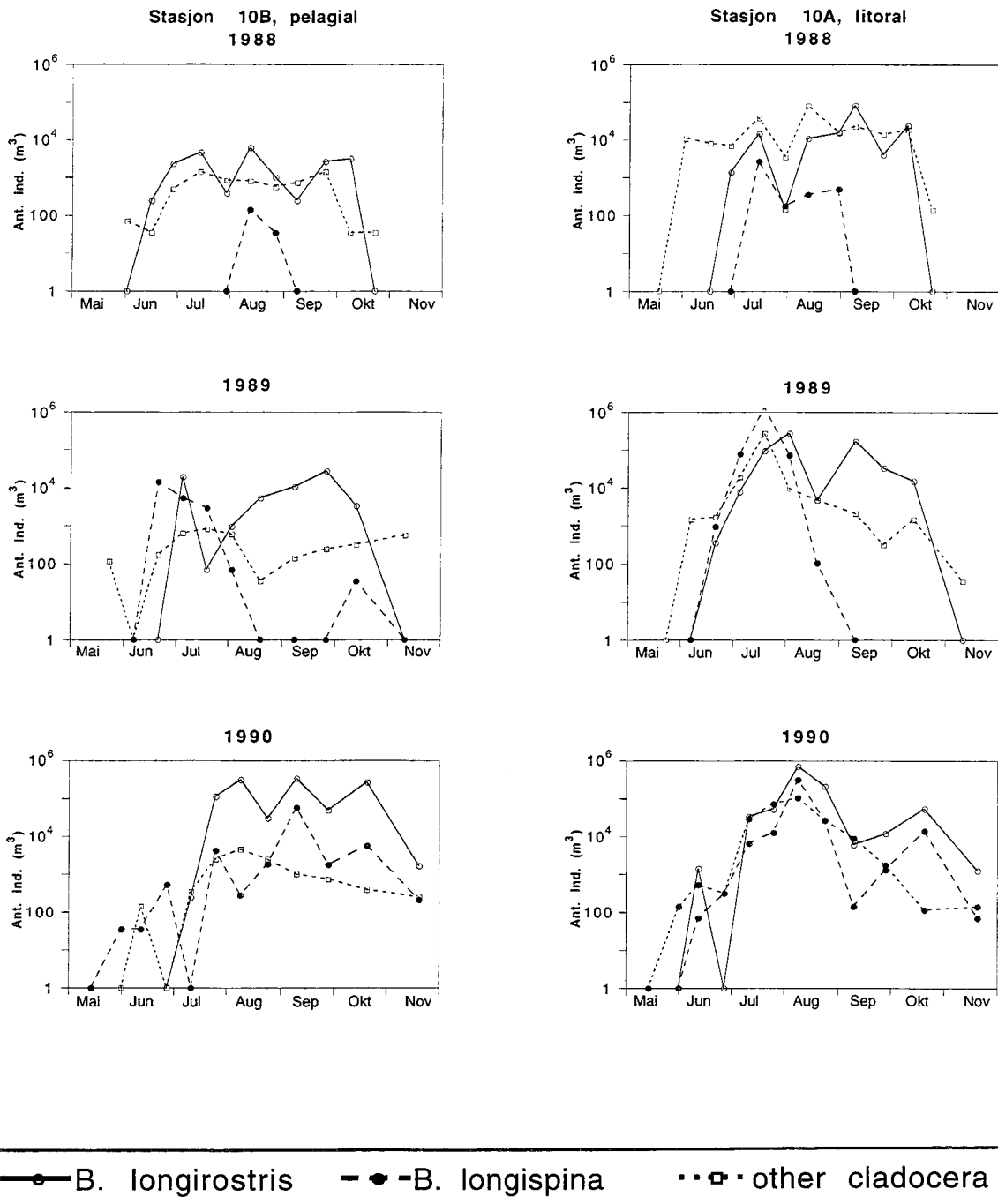
*B. longispina* og *B. longirostris* forekom både i pelagial- og litoralsonen og betraktes som planktonlitorale former (Rybak & Rybak 1964). Det er vist at *B. longispina* kan foreta vandringer mellom litoralsonen og de frie vannmasser (Halvorsen 1980, Walseng & Halvorsen 1987b). Det er imidlertid ikke påvist slike vandringer i disse lonene der det nesten alltid var størst tetthet inne i vegetasjonen. Weglenska (1964) viste at individenes størrelse og fertilitet var størst inne i litoralsonen. Nilssen et al. (1980) viste at *B. longispina* kan opptre i ulike morfer i nærliggende innsjøer grunnet forskjellig predasjonstrykk. Litoral- og pelagialsonen i en og samme innsjø kan også ha ulike morfer av *B. longispina*. Hvorvidt dette var tilfelle i Dokkadeltaet er ikke undersøkt.

*B. longirostris* hadde ofte tre markerte topper i tetthet, i henholdsvis juni, august og september / oktober. I 1988 og 1989 var tettheten ved de tre maksima omtrent den samme, mens det midterste maksimum i 1990 var ca ti ganger større enn de to øvrige maksima. Utviklingsforløpet er generelt svært forskjellig fra lokalitet til lokalitet. Den kan ha en markert tetthetstopp på forsommeren for så å avta utover i sesongen (Havens 1991, Kelso & Ney 1985). I andre lokaliteter kan den ha både to (DeMott 1982) og tre maksima (Kwick & Carter 1975). Tre maksima, hvor det midtre hadde størst tetthet, ble registrert i Hangdog Pond i Canada, en dam med max dyp på 1,7 m og med



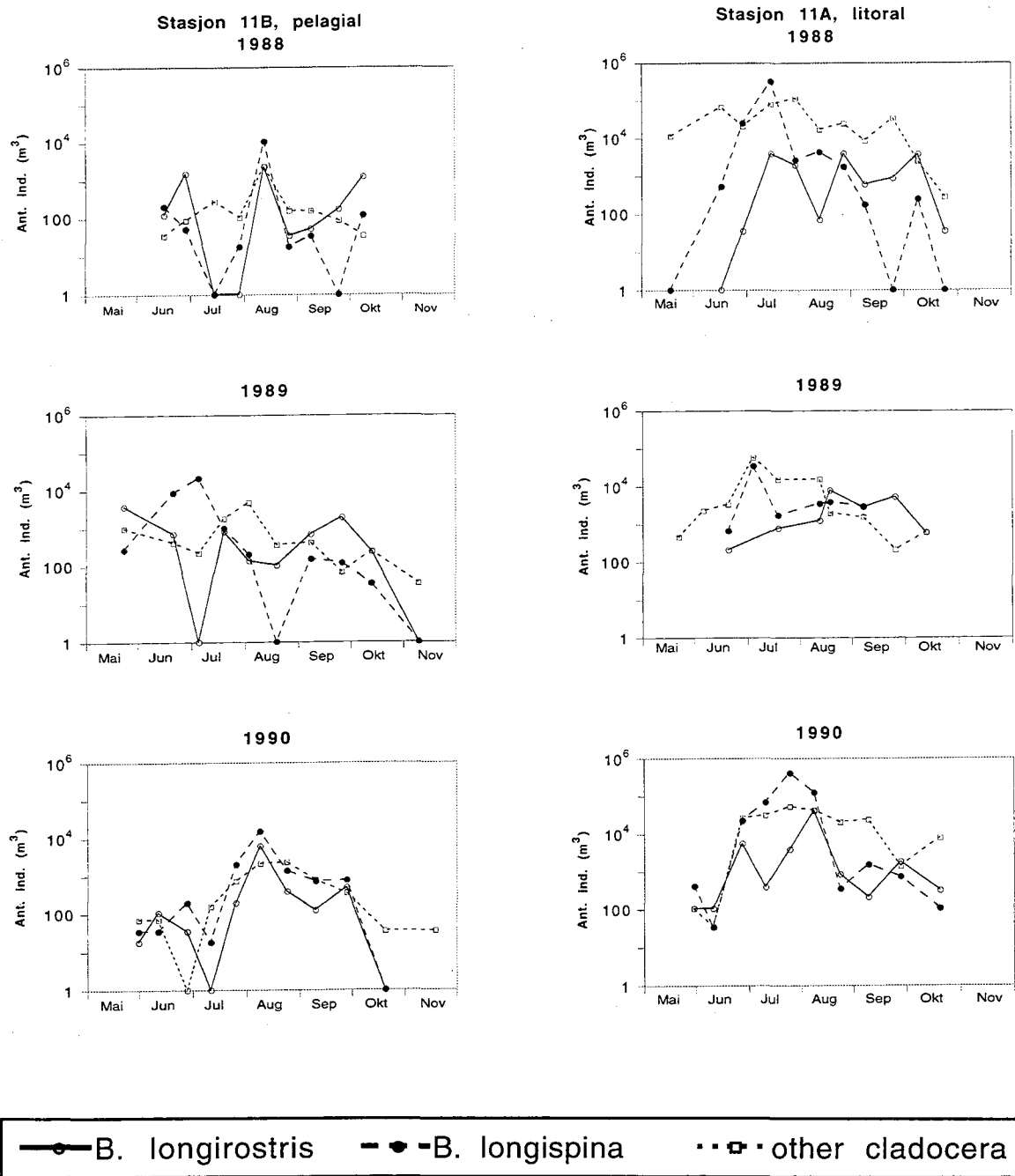
**Figur 37**  
 Tettheten av vannlopper (Cladocera) og hoppekreps (Copepoda) (ind. m<sup>-3</sup>) på St. 11A og 11B i perioden 1988 - 1990.  
 - The density of Cladocera and Copepoda (ind. m<sup>-3</sup>) at St. 11A and 11B during the period 1988 - 1990.



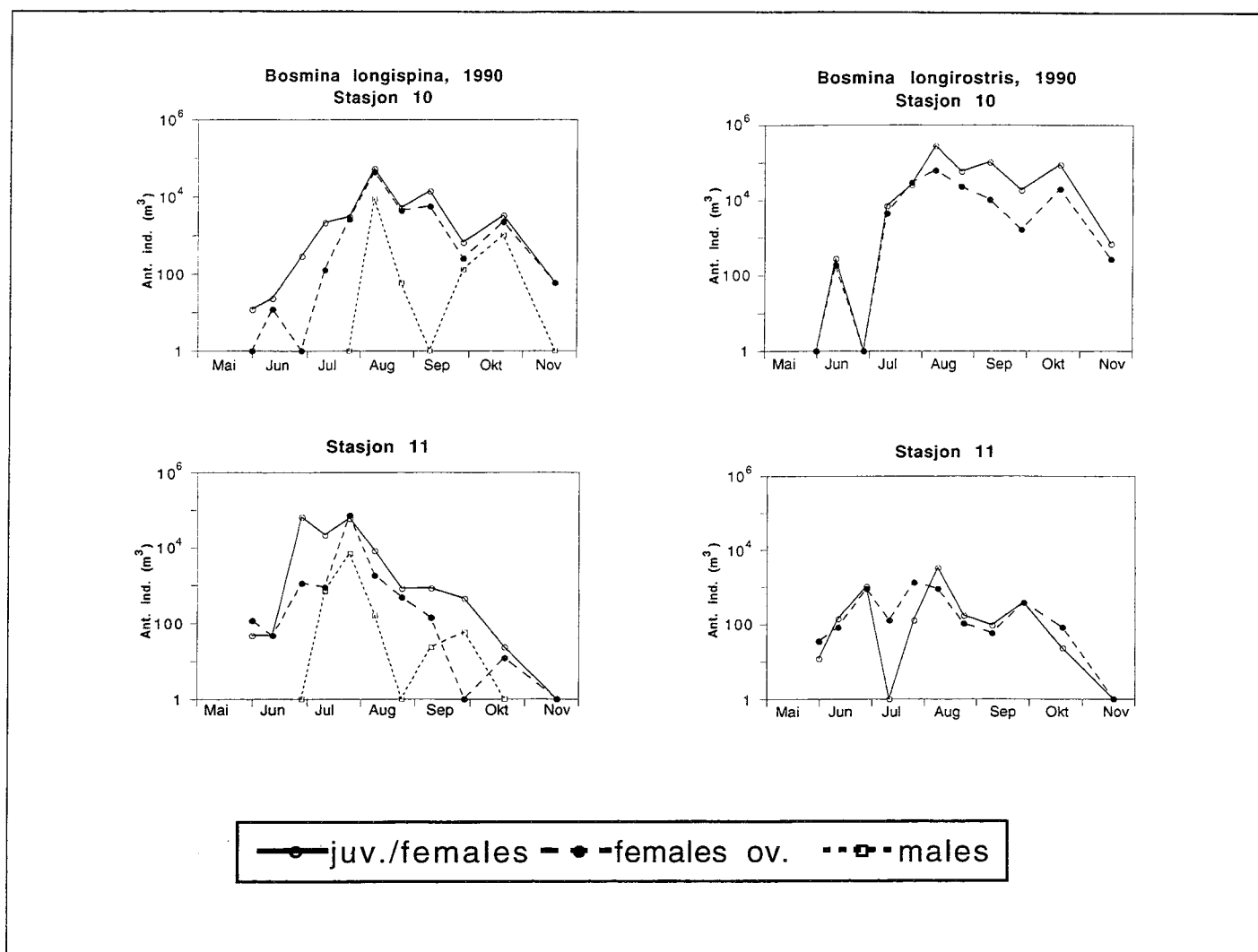


**Figur 38**

Tettheten av *Bosmina longispina*, *B. longirostris* og andre vannlopper (*Cladocera* (ind. m<sup>-3</sup>) på St. 10A og 10B i perioden 1988 - 1990.  
 - The density of *Bosmina longispina*, *B. longirostris* and other Cladocera (ind. m<sup>-3</sup>) at St. 10A and 10B during the period 1988 - 1990.



**Figur 39**  
 Tettheten av *Bosmina longispina*, *B. longirostris* og andre vannlopper (*Cladocera* (ind. m<sup>-3</sup>) på St. 11A og 11B i perioden 1988 - 1990.  
 - The density of *Bosmina longispina*, *B. longirostris* and other *Cladocera* (ind. m<sup>-3</sup>) at St. 11A and 11B in the period 1988 - 1990.



**Figur 40**  
Tettheten av unger og hunner uten egg (Juv./females), hunner med egg (females ov.) og hanner (males) hos *Bosmina longispina* og *B. longirostris* (Cladocera (ind. m<sup>-3</sup>)) på St. 10A og 10B i 1990.  
- The density of juvenile and adult females without eggs (Juv./females), adult females with eggs (females ov.) and adult males of *Bosmina longispina* and *B. longirostris* (ind. m<sup>-3</sup>) at St. 10A and 10B in 1990.

temperaturer som er sammenlignbare med de vi fant i Dokkadeltaet. Eggproduksjonen i Dokkadeltaet var størst i forkant av det første maksimum, og dette er typisk for arten. Det er ikke avklart hvor mange generasjoner arten gjennomløper hver sommer, men på St. 10 hadde den i 1990 sannsynligvis minst 4 generasjoner. I Øvre Heimdalsvatn ble det påvist fem generasjoner i året (Larsson 1978) og temperaturmessig skulle det være rom for minst så mange generasjoner i Dokkadeltaet.

Rask utskifting av vannmassene inne i lonene favoriserer arter med rask reproduksjon. Reproduksjonssyklus hos *B. longirostris* er ca 7 dager ved både 16 °C og 21 °C (Zawislak 1972). Tilsvarende temperaturer var i sommermånedene vanlig inne i deltaet, og *Bosmina*-artene kunne derfor kompensere for stort tap gjennom utspyling ved rask forplantning. I tillegg var deler av populasjonen knyttet til litoralsonen hvor faren for utspyling var mindre, og dette gjorde at den raskt kunne bygge opp en ny populasjon etter flom.

I forsøk med nano-alger som næring er det vist at store former som *Daphnia* er mer effektive filtratorer enn små vannlopper (Gliwicz 1990, Goulden & Hornig 1980, Goulden et al. 1982). I Dokkadeltaet manglet de store filtratorene, og dette kan ha minst tre årsaker, stor variasjon i vannstand, høye konsentrasjoner av suspendert materiale og stor fiskepredasjon (jf. Havens 1991). Store variasjoner i vannstand og raske utskiftninger av vannmassene favoriserte de små, hurtigreproduserende artene. *B. longispina* og *B. longirostris* hadde også fordeler ved at de er planktonlitorale, og hvor de litorale delpopulasjonene kan være med på å bygge opp de planktoniske. I Dokka var konsentrasjonen av suspendert materiale til tider høy (jf. figur 21), og det vil i størst grad påvirke fødeopptaket hos daphnidene (Kirk & Gilbert 1990). Den kanskje viktigste forklaringen på at de store vannloppeartene manglet er imidlertid predasjon fra fisk (Brooks & Dodson 1965, Langeland 1978, 1982). Vi mangler dessverre opplysninger om i hvor stor grad deltaet brukes av fisk, men Randsfjorden har en rekke fiskearter som er planktonspi-

sende. Det ble tidvis observert store mengder småfisk (yngel?) inne i lonene, og det er sannsynlig at predasjonstrykket på krepsdyrsamfunnene var stort.

I hvor stor grad evertebratpredasjonen, som primært rammer de små formene, påvirket krepsdyrsamfunnene er også uklart. *B. longirostris* er i følge Janicki & Decosta (1990) ettertraktet som byttedyr for cyclopoide hoppekreps, men arten har flere tilpasninger for å unngå predasjon bl a gjennom cyclomorfose (Kerfoot 1975) og vertikallvandring (Roche 1990c). Dessuten gjør det ytre harde kitiniser- te skallet arten vanskelig håndterbar for hoppekrepsene (Roche 1990a, 1990b). Den mest tallrike cyclopoiden ute i vannmassene var *Mesocyclops leuckarti*.

Ved fravær av *Daphnia* spp er *B. longispina* og *B. longirostris* ofte de viktigste artene i biomassesammenheng (Zawislak 1972). Både *B. longispina* og *B. longirostris* er i hovedsak filtratorer som ernær- rer seg av fytoplankton og detritus. I perioder med lite næring i de fri vannmasser fant Papinska (1981) stor tetthet av *B. longirostris* nær bunnoverflaten hvor de beitet på detritus og mikroorganismer. *Bosmina* spp utgjør ofte en større andel av biomassen blant filtra- torene ved økende eutrofi (Hillbricht-Ilkowska 1970). Müller (1985) registrerte en økning av *B. longirostris* om høsten da tilgjengelig føde hovedsakelig bestod av bakterier og detritus. Han så dette i sammenheng med at arten har et finmasket filtreringsapparat som er effektivt ved opptak av små næringspartikler.

Fordelingen i 1990 av juvenile og voksne hunner uten egg, hunner med egg og hanner av *B. longispina* og *B. longirostris* på St. 10 og 11 er vist i figur 40. Materialet fra de frie vannmasser ("limnetisk sone") og fra litoralsonen er her slått sammen.

Det var hos *B. longispina* en rekke fellestrekk med hensyn til fore- komst og fordeling i de to lonene. Eggbærende hunner utgjorde alltid mindre enn 50 % av den totale populasjonen, og andelen var størst når den totale tetthet var størst, dvs i slutten av juli på St. 11 og i begynnelsen av august på St. 10. Hannene hadde to maksima i begge lonene, det første rundt månedsskiftet juli / august og det andre i september / oktober. Hannene hadde størst tetthet samti- dig med at de eggbærende hunnene hadde størst tetthet. Hos både hunnene og hannene var det ca 14 dagers tidsforskjell mel- lom de to lonene.

*B. longirostris* opptrådte i store tettheter på St. 10, mens tettheten var relativt lav på St. 11. Her ble det aldri registrert mer enn 4 ind. l<sup>-1</sup>. Forholdet mellom eggbærende og ikke eggbærende hunner var ca 1:1 på St. 10 fram til begynnelsen av august. Da økte andelen av ikke eggbærende hunner, og utover høsten holdt dette forholdet seg relativt konstant. På St. 11 var det ikke en tilsvarende trend. Lav tetthet gjør det imidlertid vanskelig å trekke noen klare konklusjo- ner her.

Hanner av *B. longirostris* ble ikke påvist i Dokkadeltaet, og siden Sars (1891) er hanner kun påvist i en lokalitet i Finnmark i månedsskiftet august / september (Walseng & Halvorsen 1993).

**Andre cladocerer** omfatter ca 50 arter. Disse hadde størst tett- het til forskjellig tid av året. Det vil kun bli knyttet noen få kom- mentarer til de vanligste av disse artene.

*Diaphanosoma brachyurum* var sammen med de to *Bosmina*- artene den tallmessig vanligste arten i Dokkadeltaet, både ute i de frie vannmasser og inne i litoralsonen. I 1988 hadde den størst tetthet 4. august, mens den i de to øvrige årene hadde størst tettheter i siste halvdel av juli. Det var liten forskjell mel- lom de to stasjonene. *D. brachyurum* er karakterisert som en sommerform (Herzig 1974) og var vanligste pelagiske art i en sivbevokst lagune i Neusiedlersee (Forró & Metz 1987). Her had- de den to maksima i henholdsvis juni og august og den utgjorde i perioder mer enn 50 % av individene. Arten viser en klar pre- feranse for grunne dammer med velutviklet vannvegetasjon (Prószynska 1962), men den er også beskrevet som en plank- tonlitoral art (Rybak & Rybak 1964, Halvorsen 1981).

*Simocephalus vetulus* er en av de største vannloppeartene og er derfor viktig i biomassesammenheng. Den forekom i lite antall i Dokkadeltaet. Arten er en sommerform som ofte blir påtruffet både i vegetasjonen og ute i limnetisk sone (Palmer 1973). Den fins ofte i mindre vannforekomster, men synes å unngå dammer som tørker inn (Prószynska 1962).

Av *Ceriodaphnia*-artene var *C. quadrangula* og *C. pulchella* de tallmessig vanligste. Mens *C. quadrangula* er vanligst i Norge som helhet (Walseng upubl.), dominerte derimot *C. pulchella* inne i lonene. Begge arter forekom i størst antall i 1987, men var også vanlige i 1988. *C. quadrangula* hadde i begge disse to årene et maksimum i siste halvdel av juli. I 1989 forekom den fåtallig gjennom hele sesongen uten markerte topper. I 1990 økte tettheten igjen uten at den nådde samme størrelse som i 1987 og 1988. Arten er en sommerform (Kwick & Carter 1975) og er betegnet som planktonlitoral (Rybak & Rybak 1964). *C. quadrangula* hadde i Hangdog Pond, en tilsvarende lokalitet som lonene i Dokkadeltaet, en markert topp i begynnelsen av august (Kwick & Carter 1975).

Den andre *Ceriodaphnia*-arten, *C. pulchella*, hadde størst tetthet i siste halvdel av juli og begynnelsen av august. Som hos *C. qua- drangula* var tettheten størst i 1987 og minst i 1989. Til forskjell fra *C. quadrangula* var *C. pulchella* mer vanlig utover høsten. I Norge synes den å ha preferanse for noe mer næringsrike lokali- teter enn *C. quadrangula* (Walseng upubl.).

Ikke uventet var *Chydorus sphaericus* den tallmessig vanligste chydoriden. I tilsvarende lokaliteter samt i dammer er arten ofte dominerende chydoride (Kelso & Ney 1985, Forró & Metz 1987, Prószynska 1962). Den forekom gjennom hele sesongen og var nesten uten unntak tilstede fram til islegging. Den kunne imid- lertid mangle tidlig om våren, selv om den ble registrert så tidlig som i april. Det er ikke uvanlig at arten er tilstede gjennom hele året (Koksvik 1975, Lemly & Dimmick 1982).

*Acroperus harpae* og *Alonopsis elongata* er utbredt over hele landet og synes å ha en vid økologisk amplitude. *A. elongata* er den vanligste og forekommer ofte i store tettheter inne i vegeta- sjonen (Kubersky 1977, Walseng upubl.). På St. 10 og 11 var de to artene tallmessig omtrent like vanlige, og blant chydoridene var det kun *C. sphaericus* som hadde større tetthet.

*Alonella excisa*, *A. exigua* og *A. nana* forekom regelmessig inne

i lonene. *A. nana*, som er den minste av chydridene, var tilstede gjennom hele sesongen og var den av vannloppene som ved siden av *C. sphaericus* dominerte senhøstes. I Målsjøen i Sør-Trøndelag ble den funnet til alle årstider (Koksvik 1975). *A. excisa* er en sommerform (mai - september) (PrTrøndelag ble den funnet til alle årstider (Koksvik 1975). om ved *A. exigua* var derimot mer vanlig på sensommeren. Tilsvarende mønster fant Mahoney et al. (1987) i temporære pytter i Carolina i USA. *A. excisa* er antatt å være kosmopolitisk, mens *A. exigua* og *A. nana* har en noe mer begrenset utbredelse (Scourfield & Harding 1958).

Blant de åtte *Alona*-artene i Dokkadeltaet var *A. costata* den vanligste. Den var f.eks. langt mer tallrik enn *A. affinis* som for øvrig er vanligst i Norge. I Dokkadeltaet forekom den omtrent i samme antall som *A. guttata*, *A. rectangula* og *A. rustica*. De fleste *Alona*-artene opptrer normalt relativt fåtallig og er sjelden dominerende (Stewart Anderson 1974, Walseng upubl.).

*A. costata* synes å ha en viss preferanse for næringsrike lokaliteter (Walseng upubl.). Det må imidlertid tas visse reservasjoner for tidligere funn da den sannsynligvis i mange sammenhenger er blitt forvekslet med *A. rustica*. Sistnevnte har etter at den ble funnet i Norge første gang (Halvorsen 1973) vist seg å være ganske vanlig, særlig i sure lokaliteter. *A. rustica* synes å være relativt konkurransesvak, og i mindre sure lokaliteter har den problemer med å etablere større populasjoner. Det er mulig det sterke ytre stress lonene er utsatt for i form av store vannstands- endringer og stor utspyling bedrer situasjonen for flere av de konkurransesvake artene.

*Euryercus lamellatus* tåler normalt store vannstandsvariasjoner og favoriseres ofte i regulerte innsjøer. En kunne derfor ha forventet en noe større forekomst i deltaet. I biomassesammenheng er den imidlertid viktig da den er en av de største vannloppene. Andre store krepssdyrformer som *Daphnia* spp, *Simocephalus vetulus* og *Sida crystallina*, forekom kun sparsomt inne i lonene, noe som kan skyldes stort predasjonstrykk fra fisk.

*Polyphemus pediculus* var den eneste rovformen blant vannloppene inne i lonene. *L. kindti* ble kun funnet en gang. *P. pediculus* hadde i Dokkadeltaet en oppblomstring i siste halvdel av juli eller første halvdel av august, og kunne da forekomme i store tettheter. Størst tetthet, mer enn 40 ind. l<sup>-1</sup>, hvorav 1/3 var egg-bærende hunner, hadde den inne i litoralsonen på St. 10 den 7. august 1990, samtidig med den største tettheten av både *B. longispina* og *B. longirostris*. *P. pediculus* er en planktonlitoral form som er vanligst i litoralsonen (Stewart-Anderson 1974, Carter et al. 1980, Walseng upubl.). I Dokkadeltaet ble den nesten ikke funnet ute i de frie vannmasser. Den forekommer hyppigst i lokaliteter med pH mellom 6,0 og 7,0, men er også relativt vanlig ved betydelig lavere pH (Blouin 1989).

### Hoppekreps (Copepoda)

Av de tilsammen 26 hoppekrepsartene som ble påvist i Dokkadeltaet var fem calanoide og 21 cyclopoide hoppekreps. Calanoide vil ikke bli kommentert nærmere da de bare ble påvist ved svært få individer. De spilte derfor en liten rolle inne i lonene. Dette er noe overraskende da både *Eudiaptomus gracilis* og

*Heterocope saliens* kan være dominante i et bredt spekter av lokalitetstyper, og de er dessuten vanlige i området for øvrig (Walseng upubl.).

Blant cyclopoidene var det flere arter som opptrådte regelmessig inne i lonene. **Vedlegg 3** gir en oversikt over hvilke arter som dominerte hoppekrepsfaunaen. Det knytter seg en viss usikkerhet til tallene da nauplier og små copepodittstadier oftest ikke er arts- eller slektsbestemt. Disse forekom imidlertid sannsynligvis i omtrent samme forhold som forholdet mellom de voksne individene.

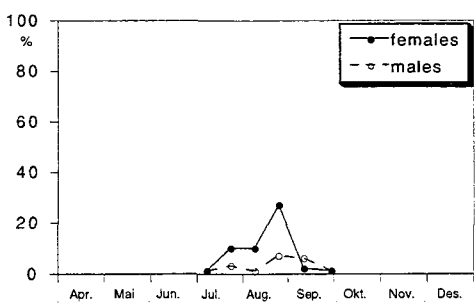
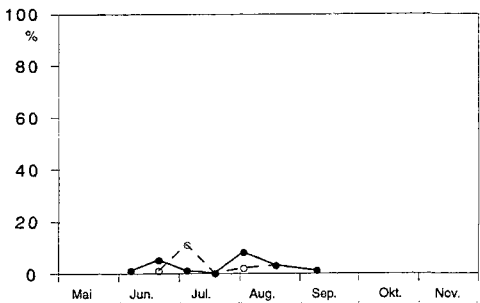
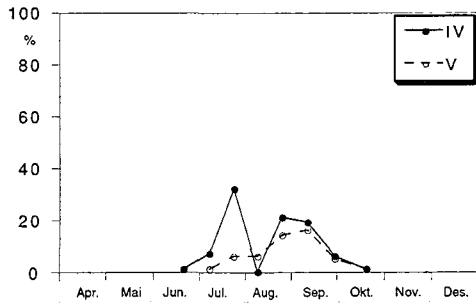
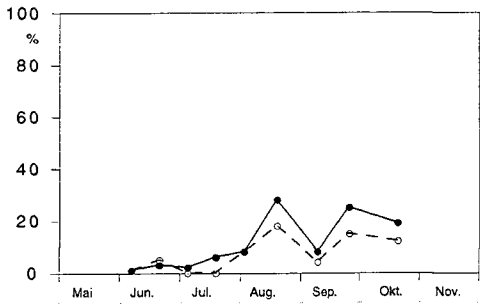
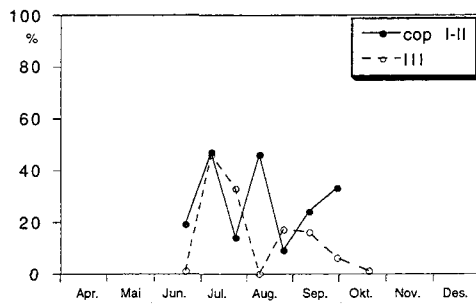
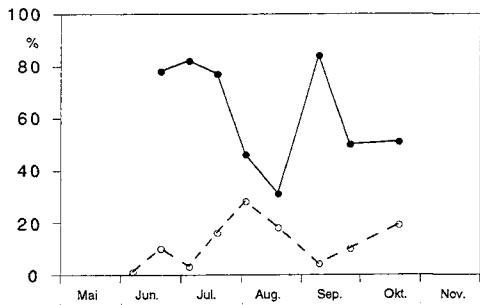
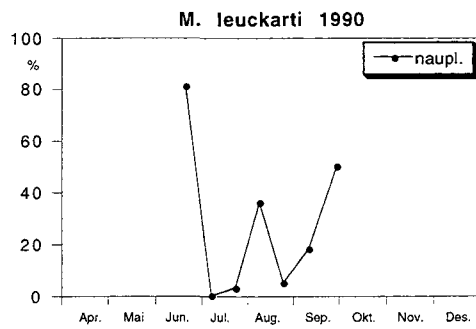
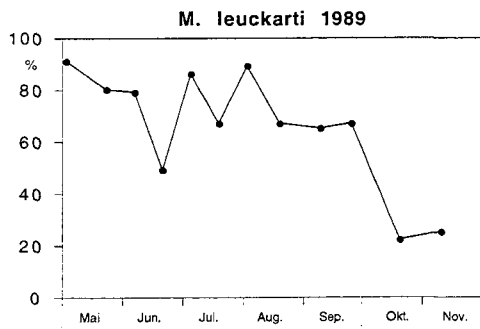
**Mesocyclops leuckarti** var tallmessig den viktigste hoppekrepsarten i deltaet og utgjorde mellom 20 og 56 % av antall individer. Den er karakterisert som en planktonisk sommerform som også er vanlig i litoralsonen (Herbst 1955). Maier (1989) beskriver den som en varmtvannsform med rask eggutvikling ved høye temperaturer. Den synes tildels å være favorisert av grunne, gjerne noe humuspregede dammer (Eie 1974) og dominerer ofte der *C. scutifer* mangler. Sameksistens mellom de to artene kan imidlertid også forekomme (Elgmork et al. 1990). *M. leuckarti* er avhengig av noe høyere temperaturer for sin utvikling enn *C. scutifer* (Taube & Nauwerk 1967). I Dokkadeltaet ble *C. scutifer* kun påvist i noen få tilfeller inne i lonene.

*M. leuckarti* synes under konkurranse med nærstående arter å være favorisert av høy pH (Hessen & Nilssen 1983). Den forekommer imidlertid hyppigst i vann med pH mellom 5,0 og 6,0 (Walseng upubl.). Arten lever delvis som predator, men kan også leve på detritus (Papinska 1985).

Ut fra artens økologiske krav er det ikke uventet at *M. leuckarti* er dominerende hoppekrepsart inne i de grunne og næringsrike lonene i Dokkadeltaet. På St. 11 er arten fulgt gjennom de to siste sesongene (**figur 41**). Copepodittene er bestemt til art, mens naupliene også inkluderer andre arter fra bl a slekten *Eucyclops* spp.

*M. leuckarti* hadde to og tre generasjoner i året inne i lonene, mens den kun hadde to generasjoner på St. 1. Tidlig om våren ble det kun funnet Cop. V og voksne hunner og hanner. Disse reproduserte i løpet av mai, og allerede rundt månedsskifte mai - juni var nauplieproduksjonen godt igang. I juni og begynnelsen av juli var alle copepodittstadiene tilstede. Denne første generasjonen startet forplantningen i midten av juni og begynnelsen av juli. Neste generasjon nauplier og små copepoditter opptrådte deretter i månedskiftet juni / juli, og i midten av august var denne generasjonen voksen og under reproduksjon, det vil si ca en måned etter første generasjon. Høyere temperatur er sannsynligvis den viktigste forklaringen til at denne siste generasjonen brukte kortere tid fram til reproduksjon enn den første. Reproduksjonen i midten av august ga opphav til en tredje generasjon som i september og oktober opptrådte som copepoditter. Antall copepoditter var imidlertid lavt, og det er mulig at deler av 2. generasjon-populasjonen gikk i diapause allerede i august / september.

Copepodittene i september og oktober opptrådte i lite antall. Disse stagnerte i utvikling som Cop. IV eller V og forsvant så ut



**Figur 41**

Tettheten av de ulike utviklingstadiene hos *Mesocyclops leuckarti* (ind. m<sup>-3</sup>) på St. 11B i 1989 og 1990.  
 - The density of the different instars of *Mesocyclops leuckarti* (ind. m<sup>-3</sup>) at St. 11B in 1989 and 1990.

av vannmassene. Utlekkingsforsøk med bunnpropper fra litoralsonen viste at den gikk i diapause som Cop. V og eventuelt som Cop. IV. Fra 60 propper ble det funnet tilsammen ca 50 individer, som samtlige var Cop. V. Hvorvidt disse gikk i diapause som Cop. IV og / eller V er vanskelig å si med sikkerhet da skiftet mellom disse to stadiene skjer meget raskt etter oppvåkning fra diapause. Funn av Cop. V seinhøstes bekreftet at iallefall enkelte individer gikk i diapause på dette stadiet. De fleste individene kom ut av diapausen ved de to første filtreringene, det vil si etter 48 timer. Få individer klekket etter 72 timer, mens senere filtreringer ikke ga flere individer.

Det har lenge vært kjent at *M. leuckarti* kan overvintre i diapause som Cop. IV og V (Fryer & Smyly 1954, Smyly 1961, Szlauer 1963, Elgmork et al. 1990). Den kan imidlertid også overvintre uten diapause, og da også som Cop. IV eller V (Smyly 1964, Chapman 1972, Papinska 1984). I Dokkadeltaet overvintret populasjonen i sin helhet i diapause, også ute i Randsfjorden.

Szlauer (1963) fant at de fleste individene gikk i diapause inne i litoralsonen, og forklarte det med en noe gunstigere temperatur for klekking her enn ute på større dyp. I andre lokaliteter går den imidlertid i diapause også på største dyp (Fryer & Smyly 1954, Elgmork et al. 1990). Allerede i slutten av april i 1990 da bare det dypeste partiet av St. 10 var fylt med vann, var det flere individer tilstede. Diapausestadier ble funnet over hele det tørrlagte området fra like utenfor starrbeltet og ut til iskanten. Hvorvidt den også gikk inn i selve starrbeltet ble ikke undersøkt. *M. leuckarti* brukte derfor trolig store deler av lona når den gikk i diapause og ved sen eller redusert oppfylling vil store deler av populasjonen sannsynligvis dø ut på grunn av uttørking. Dette var trolig en viktig årsak til de lave tetthetene om våren.

Arten går i diapause når temperaturen går under ca 10 °C (Smyly 1961, Szlauer 1963). Ved islegging i 1989 (7. november) var temperaturen 4,1 °C og det var fortsatt Cop. II, IV og V tilstede i vannet. I Ural forekom den ikke i limnetisk sone i perioden fra november til april, men vandret inn i litoralen hvor den fortsatt var aktiv ved temperaturer helt ned til 2 °C (Ulomskii 1965).

Papinska (1984) viste at matmangel kunne indusere diapause, og den kunne gå i diapause både i juni og senhøstes. Hun viste videre at verken temperatur eller fotoperiode var avgjørende alene. Resultatene fra Dokkadeltaet viser også at temperaturen alene ikke er avgjørende for når arten går i diapause. Den er imidlertid sentral da den delvis regulerer utviklingshastigheten. Den kan først avslutte utviklingen om høsten når Cop. IV eller V er nådd, uavhengig når dette inntreffer og hvilken temperatur det eventuelt er i vannet. Det er imidlertid en viss variasjon da størstedelen av populasjonen synes å gå i diapause allerede i august, mens den resterende delen av populasjonen reproduserer. Denne generasjonen gikk i diapause først i september.

Da *M. leuckarti* går i diapause på sene copepodittstadier vil den raskt utvikle seg til voksne om våren og dominerer derfor gjerne krepsdyrsamfunnet tidlig i sesongen (Kalk & Sculten-Senden 1977, Elgmork et al. 1990).

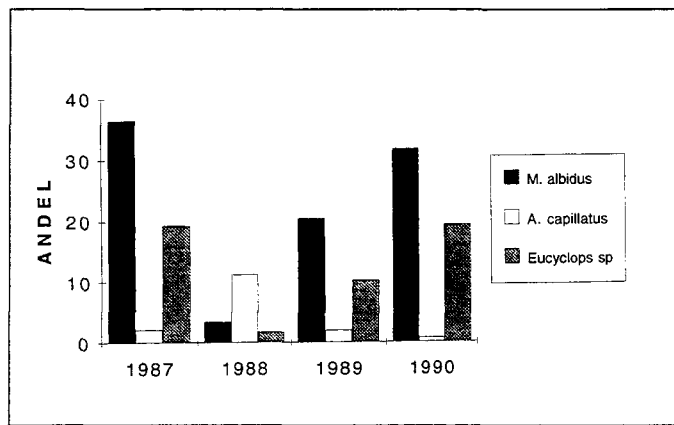
***Macrocyclops albidus*** er en stor art og er sammen med *M.*

*viridis* viktig i biomassesammenheng. Forholdet i tørrvekt mellom disse to artene og *M. leuckarti* er for voksne hunner henholdsvis 5:1 og 12:1 (Dumont et al. 1975). *M. albidus* blir derfor den viktigste arten med hensyn til biomasse da forholdet mellom antall individer hos denne og *M. leuckarti* var ca 3:8 både i 1989 og 1990. Justert til tørrvekt tilsvarte dette ca 1:2 i favør av *M. albidus*. *M. leuckarti* var dermed den mest tallrike copepoden, mens *M. albidus* var den viktigste biomassemessig. I 1988 forekom imidlertid *M. albidus* kun i lite antall mens *Acanthocyclops capillatus* dominerte.

Det er vanskelig å vurdere populasjonsdynamikk og antall generasjoner pr år hos *M. albidus* da både naupliene og Cop. I og Cop. II bare delvis er artsbestemt. Generasjonene utover sommeren fløt også over i hverandre. Den overvintret som voksne (jf. Røen 1957) og opptrådte i begynnelsen av mai kun som voksne hanner og hunner med og uten egg. I slutten av mai 1990 var samtlige copepodittstadier tilstede, og det ble også funnet adulte hanner. Siden også Cop. V var tilstede, er det sannsynlig at den første nye generasjonen var klar for reproduksjon, det vil si etter ca en måned. Fjorten dager senere var det også hunner tilstede. Neste generasjon copepoditter dukket opp i slutten av juli. Videre utover i sesongen var det imidlertid vanskelig å skille generasjonene fra hverandre da både nauplier, copepoditter og voksne var tilstede samtidig uten markerte top- per. Sannsynligvis hadde den minst 3 generasjoner pr år. Nøyere studier med opptelling av nauplier og små copepoditter må til for å få klarhet i antall generasjoner. Mot slutten av begge sesongene var det en overvekt av Cop. V og voksne individer som vil overvintre i diapause før de reproduserer neste vår.

Røen (1957) hadde de samme problemene med å tolke utviklingsmønsteret hos *M. albidus*. Han antok at arten overvintret som voksne etterfulgt av en forplantning om våren og en rask utvikling av eggsekker. I Brune Øje, en 1,25 m dyp dam, dukket de første naupliene opp i midten av april med etterfølgende utvikling av copepoditter i mai. De voksne kom i begynnelsen av juni. Etter denne første generasjonen var det vanskelig å skille mellom de neste generasjonene da det alltid var eggbærende hunner tilstede. Han konkluderte imidlertid med at det var 3 generasjoner i løpet av året også i denne lokaliteten. I Dokkadeltaet utviklet den første generasjonen seg fra nauplier til voksne i løpet av vel en måned, det vil si noe raskere enn i Brune Øje, og det er derfor mulig at den kan ha mer enn tre generasjoner i Dokkadeltaet.

***Acanthocyclops capillatus*** opptrådte relativt fåtallig i Dokkadeltaet med unntak av i 1988 da den var den viktigste cyclopoide predator inne i deltaet. Andelen av *M. albidus*, *A. capillatus* og *Eucyclops* spp. i de enkelte år er vist i **figur 42**. Hvorvidt det er fraværet av *M. albidus* og *Eucyclops*-artene som er grunnen til at *A. capillatus* dominerte i 1988 sammen med *M. leuckarti* er usikkert. *A. capillatus* og *M. albidus* er to omtrent like store rovformer som hovedsakelig ernærer seg på vannlopper og små fjærmygglarver og fåbørstemark, og det er derfor sannsynlig at de er næringskonkurrenter, eventuelt også med *Eucyclops* spp. *M. leuckarti* er derimot sannsynligvis en noe mindre viktig konkurrent da den er betydelig mindre, og den vil dessuten fungere som et potensielt viktig byttedyr. Hvilke faktorer som bestem-



**Figur 42**

Prosentvis andel av henholdsvis *Macrocyclus albidus*, *Acanthocyclops capillatus* og *Eucyclops* spp. av total andel cyclopoide hoppekreps på St. 11A.

- Percentage occurrence of *Macrocyclus albidus*, *Acanthocyclops capillatus* and *Eucyclops* spp. compared to the total number of cyclopoid copepods at St. 11A.

mer om det er *A. capillatus* eller *M. albidus* som blir dominerende er imidlertid ikke avklart.

*Acanthocyclops capillatus* er av Rylov (1948) karakterisert som kaldstenoterm. Den synes å foretrekke mindre, oligotrofe lokaliteter, men fins også i litoralsonen og nær bunnen i større innsjøer. I følge Rylov (1948) er den funnet i lokaliteter på Novaya Zemlya ved pH 7,5. Artens opptreden i Dokka bekrefter at den også kan dominere hoppekrepsamfunnet i mer næringsrike lokaliteter.

**Andre copepoder** var tallmessig først og fremst representert av arter innen slekten *Eucyclops*. Det er totalt fem *Eucyclops*-arter i Norge, *E. denticulatus*, *E. macrurus*, *E. macruroides*, *E. serrulatus* og *E. speratus*, hvorav alle var tilstede i Dokkadeltaet. Det er en viss usikkerhet knyttet til hvorvidt *E. speratus* og *E. serrulatus* er to gode arter eller om de er varianter av samme art. Sars (1918) har beskrevet dem som to gode arter hvor *E. speratus* er noe større og slankere enn *E. serrulatus*, og den har også betydelig lengre furcagrenener. Røen (1957) har også ansett *E. speratus* og *E. serrulatus* som gode arter, og det samme gjør Illies (1978). Rylov (1948) har derimot valgt å behandle *E. speratus* som underart av *E. serrulatus*.

I Dokka-deltaet var det et klart skille mellom *E. serrulatus* og *E. speratus* på grunnlag av furcalengden som var ca 4 ganger furcabredden hos *E. serrulatus* og ca 8 ganger bredden hos *E. speratus*. Andre forskjeller, som i følge Sars skiller de to artene, var imidlertid mindre utpregete. I et vann i nærheten av Kvalsund i Finnmark var det lett å skille de to artene ut fra både forskjeller i størrelse, pigmentering og store forskjeller i furcalengde (Walseng & Halvorsen 1993). Vi har derfor valgt å behandle *E. serrulatus* og *E. speratus* som to gode arter. Mer inngående studier av Dokkamaterialet sammen med materialet fra Finnmark vil kunne avklare om dette virkelig er to gode arter.

*E. macrurus* og *E. serrulatus* er sannsynligvis de to vanligste

*Eucyclops*-artene i Norge. *E. serrulatus* forekommer hyppigst i små, gjerne grunne vannforekomster med tett vegetasjon, men fins også i litoralsonen i de fleste større innsjøer (Rylov 1948, Røen 1957, Walseng upubl.). I motsetning til *E. serrulatus* synes *E. macrurus* å foretrekke litoralsonen i større vann og er sjeldnere i små vannforekomster (Rylov 1948, Walseng upubl.).

*Diacyclops nanus* og *Cryptocyclops bicolor* opptrådte i langt lavere tettheter inne i lonene enn *M. leuckarti*. De forekom oftest tidlig om våren og senhøstes. Begge artene er små og betyr lite i biomassesammenheng.

*C. bicolor* overvintrer i diapause blant annet som cyster i mudde- ret på grunt vann (Fryer & Smyly 1954). De fleste går i diapause som Cop. V, men et fåtall danner cyste også som Cop. IV. I Dokka viste utklekkingsforsøk at den overvintret hovedsakelig som Cop. V, men også som Cop. IV. I diapauseforsøkene forekom de i omtrent samme antall som *M. leuckarti*.

## 5.4 Bunndyr

### 5.4.1 Stasjon 1

Den prosentvise fordelingen av de dominerende bunndyrgruppene på St. 1 for årene 1988, 1989 og 1990 er vist i **figur 43**. Av metodiske grunner er materialet fra 1987 utelatt i denne sammenheng. Fåbørstemark (*Oligochaeta*), fjærmugg (*Chironomidae*), muslinger (*Bivalvia*) og rundormer (*Nematoda*) forekom regelmessig med fåbørstemarkene som de klart dominerende. I tillegg ble en del andre grupper funnet i lite antall (**tabell 8**).

**Figur 44** viser antall ind. m<sup>-2</sup> i de samme årene. Bunndyrtettheten var generelt sett lavest sent om våren og om sommeren, mens den økte utover høsten. Gjennomsnittlig antall ind. m<sup>-2</sup> for årene 1988, 1989 og 1990 var henholdsvis 30 200, 12 700 og 18 200. Tetthetene for de ulike årene var signifikant forskjellige (1988 - 1989:  $t = 5,91$ ,  $p = 0,0001$ , 1988 - 1990:  $t = 2,80$ ,  $p = 0,0068$ , 1989 - 1990:  $t = 2,22$ ,  $p = 0,0293$ ).

### Fåbørstemark (*Oligochaeta*)

Fåbørstemarkene var i alle år den dominerende bunndyrgruppen (**figur 43**), med lavest dominans i mai da de utgjorde henholdsvis 79 %, 68 % og 76 % av det totale antall bunndyr. Andelen økte normalt utover ettersommeren og høsten og var f.eks. i 1988 høyest i oktober med 94 %. I 1989 og 1990 var gruppens andel størst i mars, henholdsvis 96 % og 94 %, men med stor andel også om høsten slik som i 1988.

Variasjonene i abundans viste enkelte fellestrekk i de tre årene (**figur 44**). Kurvene for 1989 og 1990 hadde likt forløp, men var noe forskjøvet i tid. Det var en klar nedgang i antall individer utover våren som så økte igjen til en påfølgende topp i juni / juli. Antall individer holdt seg på dette nivået resten av året i 1988, mens det i 1989 og 1990 var en nedgang i tetthet utover ettersommeren. Antall individer økte deretter svakt utover høsten.

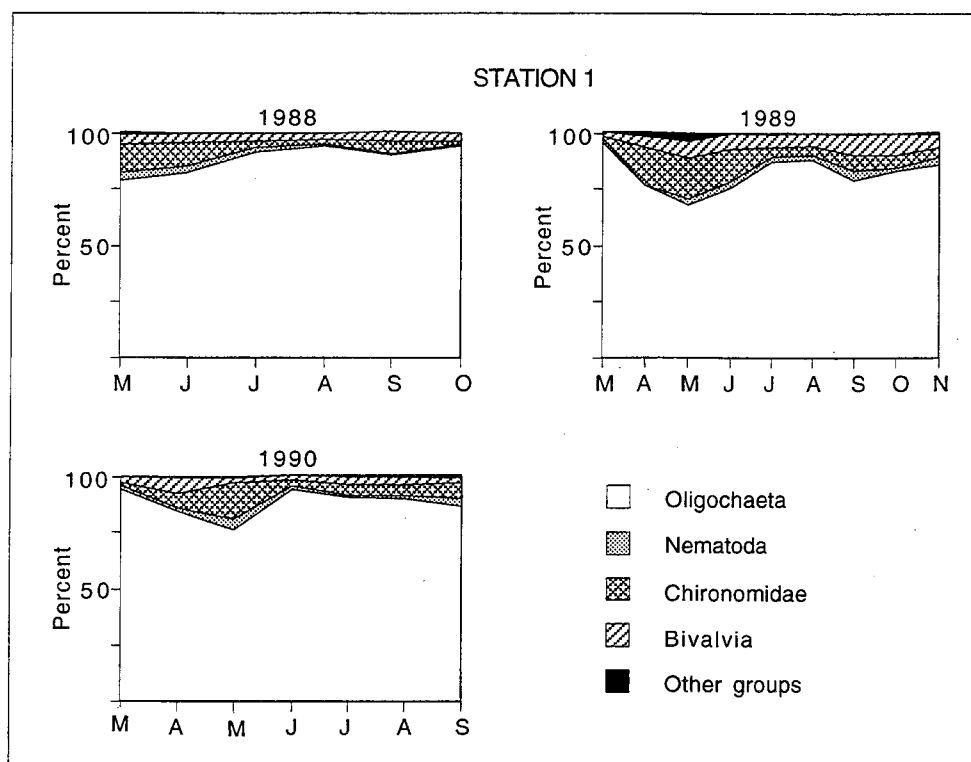
**Figur 44** viser at tettheten varierte noe fra år til år. I 1988 var det



**Figur 43**

Prosentvis forekomst av de mest sentrale bunndyrgruppene på St. 1.

- Percentage occurrence of some of the more important groups of the bottom fauna at St. 1.



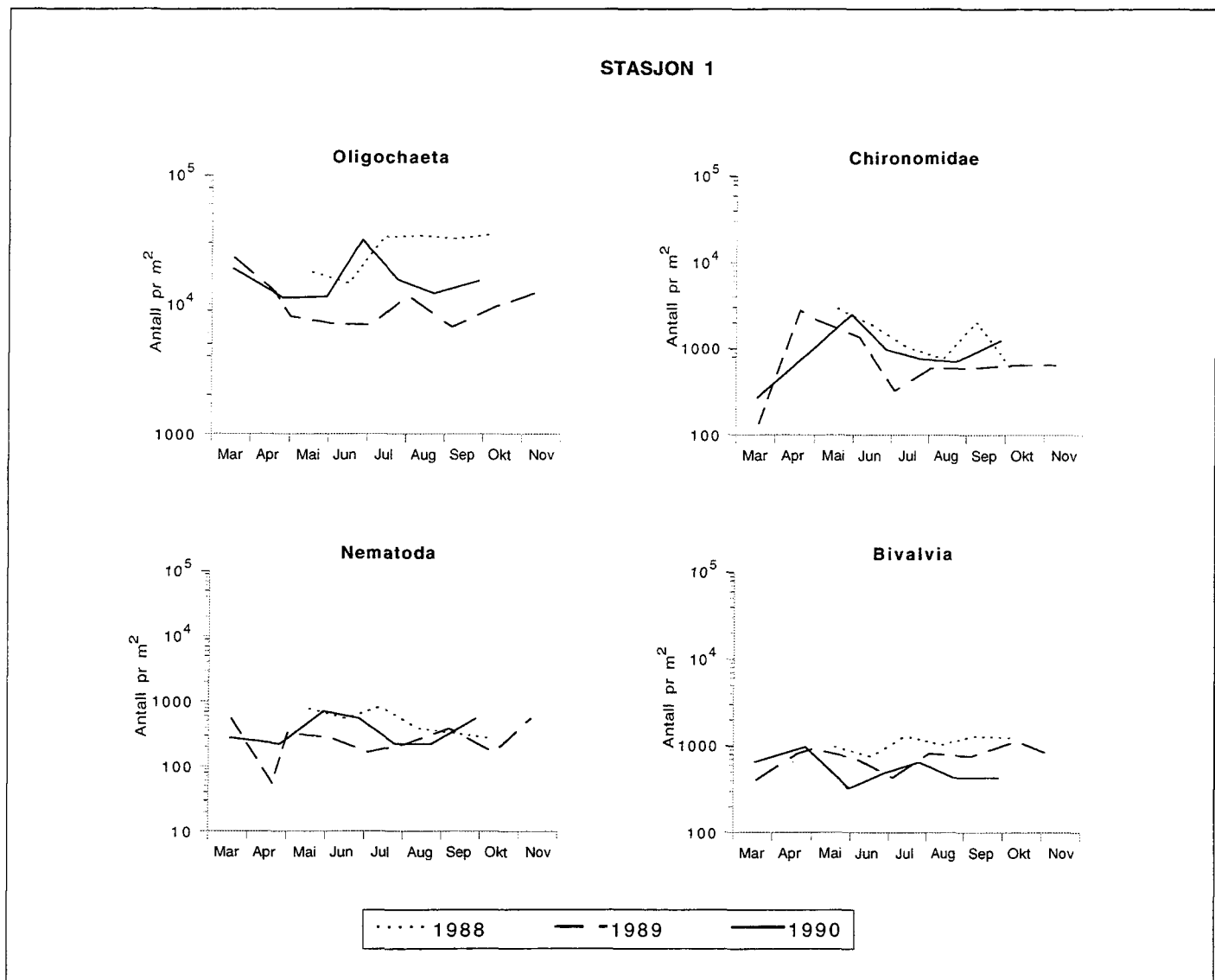
**Tabell 8** Gjennomsnittlig antall individer (ind./m<sup>2</sup>) av enkelte bunndyrgrupper på ulike stasjoner i Dokkadeltaet.  
- Mean density (ind./m<sup>2</sup>) of some bottomdwelling animal groups at different stations in the Dokka delta.

	St. 1			St. 3			St. 5			St. 6			St. 10A			St. 10B			St. 14		
	1988	1989	1990	1988	1989	1990	1988	1989	1990	1988	1989	1990	1988	1989	1990	1988	1989	1990	1988	1989	1990
Hirudinea				61	45	52	-	-	7	243	260	9	34	67	49	69	20	59	-	-	66
Hydracarina	17	81	37	9	15	186	52	64	33	52	7	-	8	15	-	450	128	290	-	-	9
Ephemeroptera	-	17	7	26	59	37				35	37	139	277	104	436	29	13	7	34	35	55
Plecoptera				-	7	-				9	-	-									9
Odonata				9	-	15							-	-	9						
Corixidae										-	7	70	-	97	104	-	13	-			
Megaloptera	-	6	-	-	-	7				-	7	-	8	-	14						72
Diptera indet	9	-	-										-	-	9	-	-	7	-	-	23
Ceratopogonidae	9	6	7	26	74	39				9	22	-	86	149	147	22	-	22	138	61	66
Chaoborus							15	69	-												
Coleoptera										9	7	-	60	74	237						
Tricoptera	-	6	-	61	30	45				43	45	35	156	74	72	-	30	15	26	17	9
Asellus aquaticus	9	-	-	-	22	7				87	74	-	164	215	269	217	39	52	-	17	78
Gammarus lacustris				26	7	9															
Gastropoda	35	0	9	433	669	22	15	-	7	217	297	251	164	928	612	222	384	773	17	182	361
Bivalvia	1056	719	542	433	379	292	847	1265	1014	208	215	104	243	423	43	1530	2015	2125	52	208	506
Elvenøye	26	12	7				31	-	7	-	7	-								43	32

gjennomsnittlig 27 100 ind. m<sup>-2</sup>, mens den i 1989 falt til 10 600 ind. m<sup>-2</sup> for så å øke igjen til 16 100 ind. m<sup>-2</sup> i 1990. Tettheten om høsten avvek lite fra tettheten om våren året etter. En sammenlikning av tettheten i oktober 1988 og i mars 1989 viste at det ikke var signifikant forskjell mellom disse (t-verdi 0,89, p = 0,413). Det samme var tilfelle for november 1989 og mars 1990 (t-verdi 1,64, p = 0,139). Dødelighet var derfor liten i vinterhalvåret.

Tettheten av fåbørstemark nådde en topp i 1988 på i underkant av 30 000 ind. m<sup>-2</sup> i gjennomsnitt. Den avtok sterkt i 1989 for så å øke noe igjen i 1990. Det er nærliggende å anta at dette

har sammenheng med endringer i sedimentasjonen i det samme tidsrommet. Vi mangler dessverre data over mengden av sedimentert materiale på St. 1 i 1988, men dataene fra Kolbjørns- hus (**tabell 2**) viser at deltaet ble tilført spesielt store mengder suspendert materiale dette året, og sedimentasjonen har derfor vært stor. Sedimentasjonen i 1989 var gjennomgående noe lavere enn i 1990, særlig tidlig om våren (**figur 21**), og dette samsvarer godt med variasjonene i tettheten av fåbørstemark de to årene. Ikke minst var økningen i organisk innhold i det sedimenterte materialet fra 19 % i 1989 til 25 % i 1990 vesentlig for utviklingen i abundansen.



**Figur 44**  
Tettheten (ind. m<sup>-2</sup>) av noen sentrale bunndyrgrupper på St. 1.  
- Density (ind. m<sup>-2</sup>) of some main groups of the bottom fauna at St. 1.

Fåbørstemarksamfunnet var både i 1987 og 1990 dominert av *Tubifex tubifex* (tabell 9). I tillegg var også *Limnodrilus hoffmeisteri* vanlig og de to artene utgjorde begge år tilsammen ca 95 % av fåbørstemarkfaunaen. Enkelte stikkprøver fra de mellomliggende år bekrefter at disse to artene var helt dominerende på stasjonen. Foruten *T. tubifex* og *L. hoffmeisteri* var *Spirosperma ferox* vanlig begge årene, men noe mer tallrik i 1990 enn i 1987. De øvrige artene ble kun funnet sporadisk og i lite antall. Totalt ble det påvist 13 taxa fåbørstemark på stasjonen.

Fåbørstemarkfaunaens artssammensetning tyder på eutrofe eller noe organisk belastede forhold på St. 1. Typisk for slike forhold er total dominans og stor tetthet av *Tubifex tubifex* (Milbrink 1983), og forekomsten av *Limnodrilus hoffmeisteri* bekrefter dette inntrykket. *Spirosperma ferox* var imidlertid også relativt vanlig, selv om denne regnes som indikator på oligotrofe forhold i skandinaviske innsjøer (Milbrink 1983). *S. ferox* ser imidlertid ut til å være

mer fleksibel med hensyn til miljøkrav og er funnet både under mesotrofe (Howmiller & Scott 1977, Reynoldson 1990) og eutrofe (Lang & Lang-Dobler 1980) forhold. *Stylodrilus heringianus*, som også regnes som indikator på oligotrofe forhold forsvant fra 1987 til 1990. Det lave antallet av *S. heringianus* i 1987 skyldes sannsynligvis individer som var kommet inn utenfra og dannet således ingen egen bestand på stasjonen. Økningen i antall arter fra 1987 til 1990 har hovedsakelig skjedd innenfor familien Naididae. Trolig skyldes dette endringer i metodikk med mer effektiv fangst av små arter og individer.

Sterk organisk belastning på St. 1 har trolig sammenheng med stor tilførsel av suspendert materiale fra Dokka elv. Hovedtyngden av det grovere organiske materialet som fraktes med elvestrømmen vil sedimenteres her og da spesielt i perioder med lav vannstand. Den nære beliggenhet til Land Sag bidrar også til mer eutrofe forhold ved tilførsel av sagflis og avfall fra tømmeret som lagres mellom St.

**Tabell 9** Gjennomsnittlig antall fåbørstemark (ind./m<sup>2</sup>) på enkelte stasjoner i Dokkadeltaet.- Mean number of *Oligochaeta* (ind./m<sup>2</sup>) at some stations in the Dokka delta.

Art	Stasjon		1		3		5		6		10A		10B		14	
	1987	1990	1987	1990	1987	1990	1987	1990	1987	1990	1987	1990	1987	1990	1988	1989
<i>A. limnobius</i> Bret.	0	12														
<i>A. pluriseta</i> (Fig.)					1854	3163										28
<i>C. diaphanus</i> (Gruit.)											3					
<i>C. limnaei</i> v. Baer											p					
<i>E. tetraedra</i> (Savigny)											3					
<i>L. ciaparedeanus</i> Rat.	4	0														
<i>L. hoffmeisteri</i> Clap.	926	706	134	4208	7161	1143			2	3659			650	29357		
<i>L. udekemianus</i> Clap.			2						7	207						
<i>L. variegatus</i> (Müll.)	88	12	22	2	11	255			173	50			61	127		
<i>N. alpina</i> sp													355	1796		
<i>N. bretscheri</i> Mich.													p	176		
<i>N. elinguis</i> Müll.									37				p	92		
<i>N. pardalis</i> Fig.													p	961		
<i>N. simplex/alpina</i>									17							
<i>N. variabilis/communis</i>	0	136			152				20			14	78	26152		
<i>Pristina</i> ssp.													17	1356		
<i>P. bianci</i> (Fig.)									10			20	2929	2293		
<i>P. longiseta</i> Ehr.										6						
<i>R. coccineus</i> (Vej.)									3							72
<i>R. parasita</i> (Schmidt)									3							
<i>S. appendiculata</i> (Od.)	6	0	17						20	14			p	530		
<i>S. ferox</i> Eisen	202	631	448	7		551			383	167			61	134		
<i>S. heringianus</i> Clap.	34	0	441			184			179				243	1310		
<i>S. josinae</i> (Vej.)	0	37		14	498								529	4965		
<i>S. lacustris</i> (Linn.)			6						17	130			p			
<i>T. ignotus</i> (Stolic)													139	184		
<i>T. tubifex</i> (Müll.)	6650	14523	20	124	228	82				380			260	986		
<i>U. uncinata</i> (Ørst.)	9	0		3	65	14			3							
<i>V. commata</i> (Vej.)	0	37			11											
Aelosomatidae					22										p	27
Enchytraeidae	0	25	384			194			2796	37			641	28172		
Indet	26	25	65	14	76	480			20	68			78	1333		
Sum	7943	16145	1539	6225	11408	3036			3713	4641			7943	16145		

1 og Land Sag. Opphopningen av organisk materiale fører til stor nedbrytning, og særlig under vinterstagnasjonen vil oksygenkonsentrasjonen bli lav (**figur 18**). *T. tubifex* og *L. hoffmeisteri* er begge arter som tåler lave oksygenkonsentrasjoner i lange perioder (Reynoldson 1987), og dette forklarer deres sterke dominans på stasjonen.

Det er tidligere vist at tettheten av tubificider er sterkt korrelert til innholdet av organisk materiale og karbonomsetningen i sedimentet (Robbins et al. 1989). Det relative innhold av organisk materiale i selve sedimentet ser imidlertid ikke ut til å være avgjørende i seg selv (Brinkhurst & Jamieson 1971, McMurtry et al. 1983, Robbins et al. 1989). Bakterier er en viktig næringskilde for tubificider (Wavre & Brinkhurst 1971, Brinkhurst et al. 1972), og de har derfor en sterk preferanse for sediment med høyt innhold av heterotrofe, aerobe bakterier (McMurtry et al. 1983). Det sedimenterte organiske materialet på St. 1 er trolig gunstig for utviklingen av en egnet bakterieflora for tubificidene. Oksygenforholdene er også relativt gunstige.

Forekomst av tubificider er ikke eller er kun svakt korrelert til partikkelstørrelsen i sedimentet (Brinkhurst & Jamieson 1971, McMurtry et al. 1983). For enkelte arter er en slik sammenheng påvist, men dette gjelder f.eks. ikke *T. tubifex* og *L. hoffmeisteri* som var de vanligste artene i deltaet.

Fåbørstemarksamfunnet på St. 1, med total dominans av *T. tubifex*, kan derfor forklares ut fra følgende tre faktorer:

- lave O<sub>2</sub>-konsentrasjoner i deler av året er konkurransemessig fordelaktig for *T. tubifex*.
- predasjonen fra bl a fisk vil ved lave O<sub>2</sub> konsentrasjoner være minimal og tettheten av fåbørstemark vil derfor kunne bli meget høy.
- den store organiske belastningen på stasjonen gir trolig spesielt gunstige næringsforhold for tubificider.

### Fjærmygg (Chironomidae)

Foruten oligochaetene utgjorde fjærmyggene størst andel av bunndyrsamfunnet i mai, med henholdsvis 13 %, 18 % og 16 % i 1988, 1989 og 1990 (**figur 43**). De utgjorde en liten del av bunndyrsamfunnet i sommermånedene, men andelen økte noe utover i september / oktober. Et markert minimum (ca 1 %) ble dessuten funnet i mars både i 1989 og 1990.

Utviklingen i abundansen er vist i **figur 44**. I 1988 startet innsamlingen først i mai og individtettheten var da 2 800 ind. m<sup>-2</sup>. Tettheten avtok utover året og i august var den kun 730 ind. m<sup>-2</sup>. Antallet økte noe i september for så å avta igjen til oktober.

I 1989 og 1990 startet innsamlingen av materiale allerede i mars og antall fjærmygg var da på et minimum, henholdsvis 130 og 260 ind. m<sup>-2</sup>. Tettheten økte så sterkt til et maksimum i henholdsvis april 1989 og mai 1990. Deretter avtok tettheten til et minimum i juli / august. I 1989 økte antall individer svakt etter bunnvået i juli og holdt seg relativt konstant på ca 600 ind. m<sup>-2</sup> utover høsten. I 1990 var forholdet noe anderledes i det økningen fortsatte utover høsten til ca 1 200 ind. m<sup>-2</sup> i september. Generelt sett er variasjonene små med mange fellestrekk i utviklingen av fjærmyggsamfunnet i de tre årene.

Det var påfallende lav tetthet av fjærmygg i mars 1989 og 1990. I mai var tettheten økt til samme nivå som i mai 1988 da innsamlingen startet dette året. Lav tetthet i mars kan ha sammenheng med lavt oksygeninnhold nær bunnen gjennom vinturen (**figur 18**). Larver av *Procladius* sp(p) er kjent for å kunne foreta vandringer (Aagaard 1978) og i mai var tettheten økt *Procladius* spp unngikk profundalsonen ved lave O<sub>2</sub>-konsentrasjoner under sommerstagnasjonen i Esrom Sø. Sannsynligvis vil også andre arter mangle ved slike lave oksygenkonsentrasjoner og en økning i abundansen tidlig om våren kan derfor skyldes immigrasjon. Fjærmygg er forøvrig en gruppe som tåler tildels

meget lave O<sub>2</sub>-konsentrasjoner. En annen mulig forklaring kan være at en del fjærmygg overvintrer som egg og at disse klekkes om våren.

Fjærmyggfaunaen er kun artsbestemt for 1987. I **vedlegg 4** er gjennomsnittlig antall ind. m<sup>-2</sup> av de enkelte arter angitt. Totalt ble det funnet 18 taxa av fjærmygg, hvor arter innen underfamilien Tanytopodinae utgjorde i gjennomsnitt hele 69 % av individene. Stasjonen var sterkt dominert av *Procladius* sp(p), men også *Ablabesmyia monilis* og *Sergentia coracina* var vanlige. *Procladius* sp(p) dominerte gjennom hele sesongen med unntak av i juli da *Ablabesmyia monilis* hadde et maksimum og hvor den utgjorde 68,8 % av den totale fjærmyggpopulasjonen. I november var det ingen arter som var spesielt dominerende. Antall fjærmygg var i 1987 betydelig lavere enn i de øvrige årene, men utviklingen i tetthet samsvarer imidlertid godt med de øvrige årene. Gjennomsnittlig antall fjærmygglarver var i 1987 kun 254 ind. m<sup>-2</sup>.

Artssammensetningen hos fjærmyggfaunaen indikerer også svakt eutrofe forhold på St. 1. *Procladius* sp(p) var den klart mest tallrike av artsgruppene, og består sannsynligvis av flere arter. De lar seg imidlertid ikke artsbestemme uten voksne hanner og exuvier. Larvene er vanlige i alle typer stillestående vann, og artene i slekta er kjent som predatorer på bunnlevende krepsdyr, fåbørstemark, andre fjærmygg og sannsynligvis også på rundormer (Schnell, pers. med.). *Ablabesmyia monilis* er også en predator i likhet med de fleste andre arter innen underfamilien Tanytopodinae. *A. monilis* er karakterisert som eurytop og euryterm. Den er vanlig i de fleste typer av ferskvannslokaliteter, også i profundalsonen i innsjøer av alle typer trofi (Schnell, pers. med.). *Sergentia* spp forekommer i sublitoralen og profundalen i oligotrofe til mesotrofe sjøer og er karakterisert som kald-stenoterme (Pinder & Reiss 1983). *S. coracina* er i Norge kun registrert i innsjøer (Nøst et al. 1986).

Det var i 1987 god overenstemmelse mellom forekomsten av den dominerende artsgruppen *Procladius* og fjærmygg generelt. Det lave antall individer av *Procladius* spp i juni og juli antyder at artsgruppen var dominert av en eller noen få arter med synkron klekking i mai / juni. I Målsjøen i Sør-Trøndelag fant Aagaard (1978) både *P. barbatus*, *P. nigrivertris* og *P. nudipennis* samtidig i lysfellene i mai / juni. Hvilke arter som forekommer på St. 1 er imidlertid ikke kjent. Alle de påviste artene av *Procladius* i Norge er typiske innsjøformer (Nøst et al. 1986).

Artssammensetningen hos fjærmyggene for de senere år er ikke kjent, men i likhet med i 1987 var det en avtagende abundans utover våren og forsommeren. Det er nærliggende å anta at dette skyldes klekking av larver, og at *Procladius* spp også disse årene utgjorde en vesentlig del av fjærmyggfaunaen på stasjonen. Det er spesielt stor likhet mellom 1987 og 1990 med stor nedgang i tetthet i løpet av juni.

### Muslinger (Bivalvia)

Muslingene besto utelukkende av småmuslinger (Sphaeriidae), og var fullstendig dominert av *Pisidium* spp. De utgjorde generelt en liten andel av bunndyrsmaterialet på St. 1 (**figur 43**). I 1988 var andelen konstant gjennom hele året og utgjorde i gjennomsnitt 3,5 %. I 1989 var variasjonen større med et minimum i mars og et mak-

simum i oktober. Andelen var også noe større, ca 5,6 %. I 1990 utgjorde de i gjennomsnitt 3,0 %, med et minimum i september og et maksimum i april.

Det er i Norge påvist 17 arter innen slekten *Pisidium* (Kuiper et al. 1989). Vi kjenner ikke artssammensetningen i Dokkedeltaet, men ut fra data fra andre lokaliteter i Norge er *P. casertanum* den art som hyppigst forekommer på slike dyp (Økland, K.A., pers.med.). *P. casertanum* er forøvrig også den vanligste av småmuslingene i Norge (Kuiper et al. 1989).

Det var relativt god overenstemmelse med hensyn til antall ind. m<sup>-2</sup> mellom de tre årene, og tidspunktet for når maksimum og minimum inntraff (**figur 44**). Antall individer varierte imidlertid noe med en viss reduksjon fra 1988 til 1990. I 1988 ble det registrert to buntnivåer, ett i juni og ett i august. Det var videre en svak nedgang i tettheten fra september til oktober. Dette året var det tre tetthetstopper, i henholdsvis mai, juli og september. Også i 1989 og 1990 var det et tetthetsmaksimum i april / mai. I 1989 var det en ny topp i august og en i oktober, mens det i 1990 kun ble registrert en topp i juli. I gjennomsnitt var tettheten av muslinger i 1988, 1989 og 1990 henholdsvis 1 056, 719 og 542 ind. m<sup>-2</sup>. Tettheten i 1988 var signifikant forskjellig fra tettheten i 1989 (t-verdi 2,35, p = 0.022) og 1990 (t-verdi 3,56, p = 0.0007), mens de i 1989 og 1990 ikke var signifikant forskjellige (t-verdi 1,75, p = 0,085).

### Rundormer (Nematoda)

Rundormene utgjorde i samtlige år en liten andel av individene på St. 1 (**figur 43**). Det var små variasjoner gjennom året og det var også små forskjeller mellom de enkelte år. Gruppens andel varierte fra 1,6 % til noe over 2,0 % i gjennomsnitt. Gruppen er imidlertid sterkt underestimert. Artssammensetningen er gitt i **vedlegg 5**.

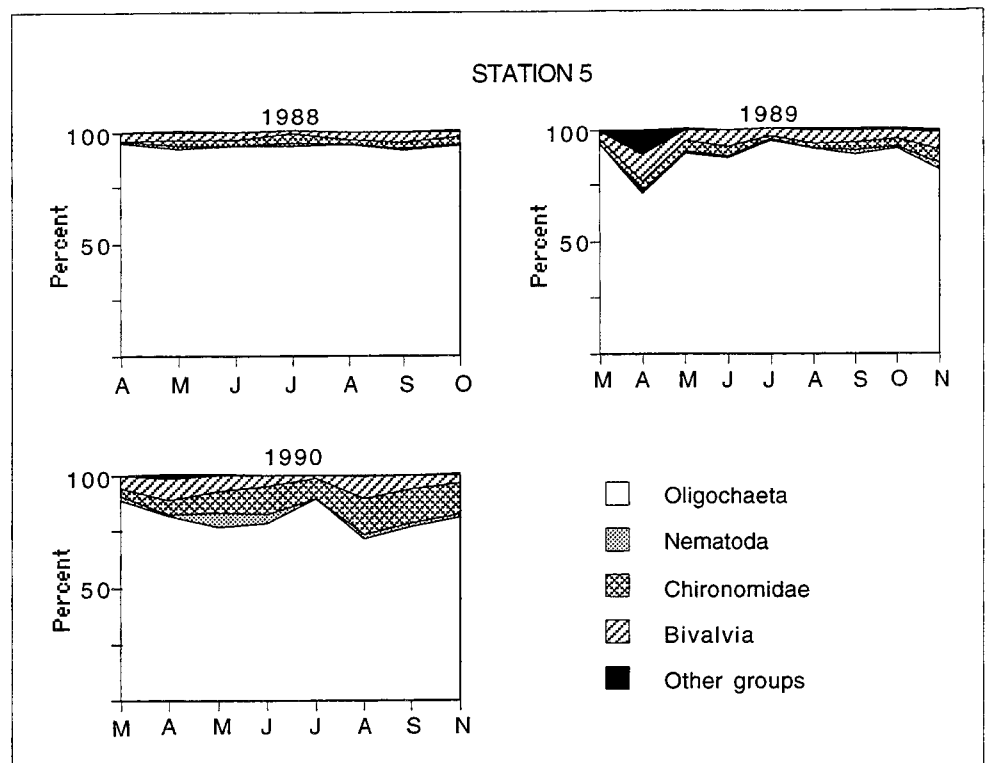
Antall rundormer pr m<sup>-2</sup> er vist i **figur 44**. Det var i 1988 en topp i antall individer i juli og et minimum i oktober. I 1989 var tettheten størst i mars og minst i april. Videre var det to topper i løpet av året, en i mai og en i september. Det var også en økning i abundansen fra oktober til november. I 1990 var det to minimumsnivåer i tettheten, ett i april og ett i juli / august, mens den var størst i mai. Det var en svak økning i tetthet fra august til september. Gjennomsnittlig tetthet varierte fra ca 500 ind. m<sup>-2</sup> i 1988 til 280 ind. m<sup>-2</sup> i 1989 og 370 ind. m<sup>-2</sup> i 1990.

### Andre dyregrupper

Foruten de omtalte gruppene forekom også enkelte andre mer eller mindre regelmessig. Disse utgjorde kun en liten andel av bunndyrfaunaen (**figur 43**), med andeler varierende mellom 0 % og 4,0 %. Bare vannmidd (Hydracarina), sviknott (Ceratopogonidae) og niøye ble påtruffet årlig på stasjonen (**Tabell 8, vedlegg 6**). Antall grupper var relativt konstant fra det ene året til det andre.

### 5.4.2 Stasjon 5

Fåbørstemark, fjærmygg, muslinger og rundormer var også de dominerende bunndyrgruppene på St. 5 (**figur 45**). Både fjærmyggene, muslingene og rundormene økte sine andeler fra 1988 til 1989 og 1990. Forekomsten av de andre dyregruppene er vist i **tabell 8** og **vedlegg 6**.

**Figur 45**

Prosentvis forekomst av de mest sentrale bunndyrgruppene på St. 5.

- Percentage occurrence of some of the more important groups of the bottom fauna at St. 5.

**Figur 46** viser den gjennomsnittlige bunndyrtettheten pr m<sup>2</sup>. Det var relativt god overensstemmelse i utviklingen i abundansen mellom de tre årene. Generelt sett var tettheten størst i april / mai og september / oktober, med et minimum i juli. Det ble observert en klar nedgang i tettheten, fra 24 900 ind. m<sup>-2</sup> i 1988 til 22 700 ind. m<sup>-2</sup> i 1989 og 15 400 ind. m<sup>-2</sup> i 1990. Særlig var tettheten lav i 1990, og den var signifikant forskjellig fra de to foregående år ( $t = 4,91$ ,  $p = 0,0001$  i 1988 og  $t = 3,75$ ,  $p = 0,0003$  i 1989).

#### Fåbørstemark (Oligochaeta)

Fåbørstemarkene var den dominerende bunndyrgruppen (**figur 45**), men viste avtagende tendens fra 1988 til 1990. Deres gjennomsnittlige andel sank fra henholdsvis 93,0 %, 89,1 % og 79,7 %.

Fåbørstemarkenes andel av bunndyrsamfunnet varierte relativt lite gjennom 1988, med høyest andel i april og lavest i september. I 1989 og 1990 var variasjonen større, og i begge disse årene var det to maksima, ett i mars og ett i juli og med et minimum i april / mai.

De tre årene hadde relativt lik utvikling i tettheten (**figur 46**). Den økte noe fra mars / april til april / mai, med spesielt markert økning i 1989. Videre var det en bunn i juli og en ny topp i september / oktober, med en svak nedgang etter dette.

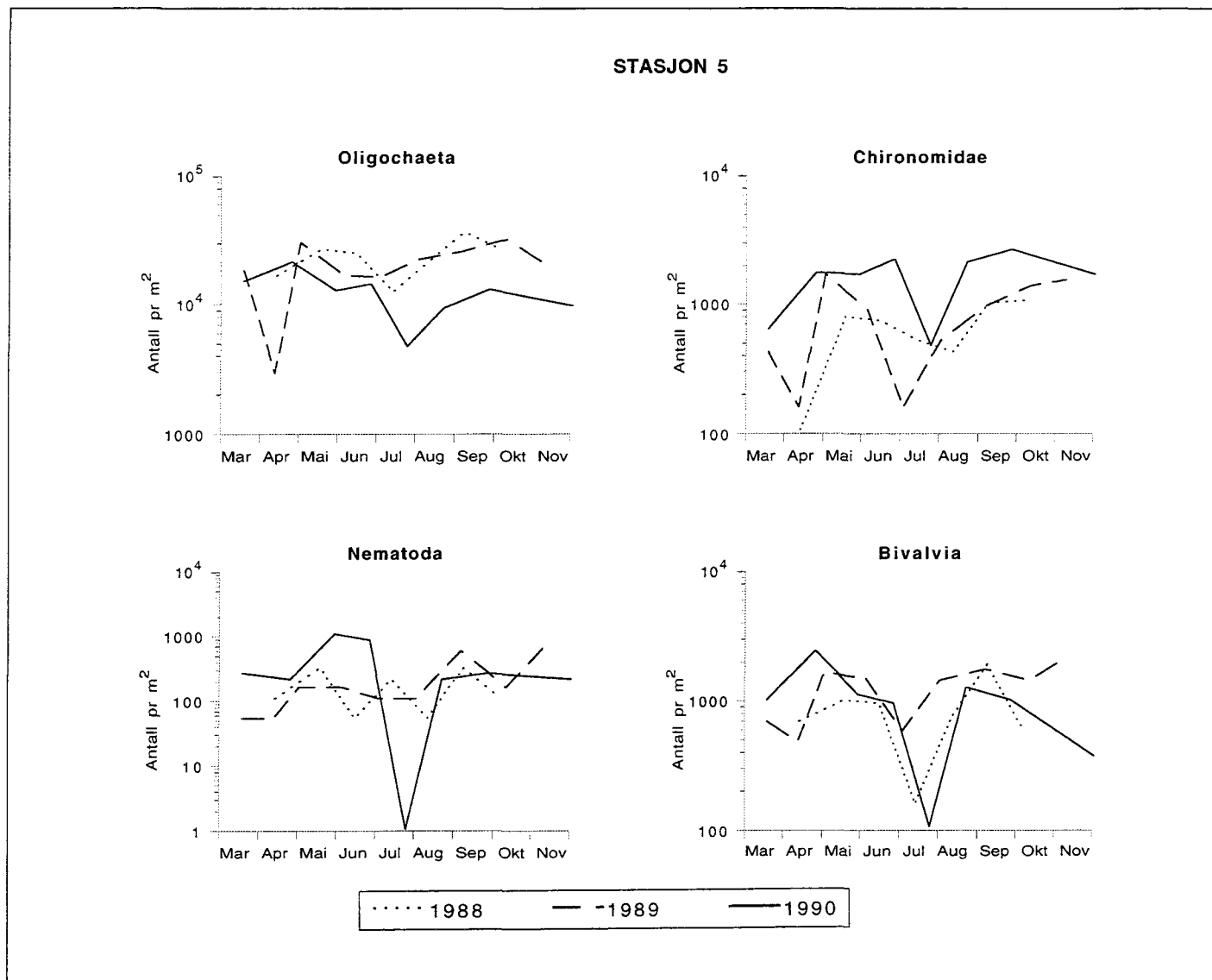
Tettheten av fåbørstemark viste en markert nedgang fra 1989 til 1990, mens den i 1988 ikke var signifikant forskjellig fra 1989 (**figur 46**). Den gjennomsnittlige tettheten sank fra 23 000 ind. m<sup>-2</sup> i 1988 til 20 200 og 12 300 ind. m<sup>-2</sup> i henholdsvis 1989 og 1990. Ser en bort fra den spesielt lave tettheten i april 1989 var tetthetene i 1988 og 1989 i realiteten identiske. Forskjellen i

tetthet mellom 1988 og 1989 var derfor ikke signifikant forskjellig, mens den i 1990 var signifikant forskjellig fra både 1988 ( $t = 5,93$ ,  $p = 0,0001$ ) og 1989 ( $t = 4,54$ ,  $p = 0,0001$ ).

I oktober 1988 var tettheten (25 800 ind. m<sup>-2</sup>) vesentlig større enn den var den påfølgende vår (18 000 ind. m<sup>-2</sup>) (**figur 46**). Det samme var tilfelle i henholdsvis november 1989 (20 600 ind. m<sup>-2</sup>) og mars 1990 (14 800 ind. m<sup>-2</sup>), og dette kan tyde på en relativt stor dødelighet gjennom vinteren. Forskjellene var imidlertid ikke signifikante (henholdsvis  $t = 1,97$ ,  $p = 0,085$  og  $t = 2,20$ ,  $p = 0,0594$ ).

Utviklingen i tettheten på St. 5 bryter med den trend vi fant på de øvrige stasjonene i de indre deler av deltaet, hvor det ble funnet en klar økning i tettheten fra 1988 til 1990. Dette kan skyldes at stasjonen er 9 m dyp mens de øvrige er grunne litoralstasjoner. Av større betydning er det sannsynligvis at St. 5 er delvis skilt fra hovedløpet i elva ved en grunn rygg. Denne ryggen vil ved lav vannstand i Randsfjorden delvis skjerme stasjonen mot tilførsel av materiale fra elva. I 1988 var vannstanden i Randsfjorden høy gjennom hele sesongen og vannføringen var jevnt stor. Dette førte til stor tilførsel av materiale. I både 1989 og 1990 var vannstanden lavere enn normalt og i tillegg var vannføringen i Etna / Dokka sterkt redusert i forhold til i 1988. En mulig forklaring på de observerte tettheter av fåbørstemark kan derfor være en reduksjon i sedimentasjonen i 1989 og 1990 i forhold til 1988. Manglen på tilført materiale førte til en nedgang i 1990, mens bestanden i 1989 ble opprettholdt på 1988-nivå som en følge av tilførselen i 1988.

Fåbørstemarkene er kun artsbestemt for årene 1987 og 1990 og viste fullstendig dominans av *L. hoffmeisteri* og *Aulodrilus plurisetus*. Tilsammen utgjorde disse to 91 % og 98 % av fåbør-



**Figur 46**  
Tettheten (Ind. m<sup>-2</sup>) av noen sentrale bunndyrgrupper på St. 5.  
- Density (ind. m<sup>-2</sup>) of some main groups of the bottom fauna at St. 5.

stemarkfaunaen i henholdsvis 1987 og 1990 (**tabell 9**). *L. hoffmeisteri* var den mest tallrike av disse, mens forholdet dem i mellom var det samme i begge årene. Fra de mellomliggende årene er bare enkelte prøver artsbestemt, men dominansforholdet mellom artene ser ut til å være det samme også i 1988 og 1989. Av øvrige arter var *Specaria josinae* tilstede i 1990 med et gjennomsnitt på ca 500 ind. m<sup>-2</sup>, mens bare enkelte individer forekom i 1987. Til forskjell fra St. 1 ble *S. ferox* så og si ikke funnet på St. 5 mens *S. heringianus* manglet fullstendig. *T. tubifex* ble funnet i lite antall begge årene. I 1987 ble det påvist syv arter på stasjonen, mens antallet økte til ni i 1990. I tillegg ble det i 1990 funnet enkelte individer fra familien Aelosomatidae.

St. 5 er den eneste av stasjonene i deltaet der fåbørstemarken *A. pluriseta* forekom i større antall. Dette er en art som i følge Milbrink (1983) fins mest tallrik under eutrofe forhold, og den tåler organisk forurensing relativt godt. Dens dominans sammen med *L. hoffmeisteri* tyder derfor på at stasjonen har stor tilførsel

av organisk materiale. *L. hoffmeisteri* er en vanlig art som ofte fins i store mengder under eutrofe eller organisk påvirkede forhold. I tillegg til disse to er også *S. josinae* en art som ser ut til å reagere positivt på tilførsel av organisk materiale eller eutrofiering (Särkkä 1987, 1989). Økningen i antall individer av *S. josinae* fra 1987 til 1990 skyldes trolig endret metodikk og ikke økt trofi. Arten er i likhet med andre naidider liten og vil gå tapt under vasking i sil med stor maskevidde.

Forholdene på St. 5 skulle tilsa at også *T. tubifex* ville vært en av de dominerende artene tilsvarende det vi fant på St. 1. Den lave tettheten av arten kan muligens forklares ved at stasjonen er mindre utsatt for O<sub>2</sub>-svinn enn St. 1 (**figur 18**). *T. tubifex* regnes for å være en konkurransesvak art (Milbrink 1980), og er ofte dominerende ved ekstrem organisk påvirkning og under oligotrofe forhold. Den har tendens til å forsvinne helt eller delvis under mindre ekstreme forhold. Det ser ellers ut til at *L. hoffmeisteri* foretrekker grunnere områder enn *T. tubifex*. I Tyrifjor-

den var *L. hoffmeisteri* mest tallrik på stasjoner rundt 20 m dyp med organisk påvirkning, mens *T. tubifex* var dominerende på de dypere stasjonene (Kjellberg 1984). Tilsvarende fordeling mellom de to artene er funnet av Särkkä (1979) i Finland, hvor *T. tubifex* hadde størst tetthet mellom 25 m og 34 m, men var også vanlig ned til største dyp på 86 m. *L. hoffmeisteri* var derimot mest tallrik på 1 meters dyp og ble ikke registrert dypere enn 20 m.

Forekomsten av *A. pluriseta* på St. 5 har sannsynligvis sammenheng med substratet. Blant tubificidene er *A. pluriseta* en av de få hvor det er funnet en viss sammenheng mellom forekomst og substratets partikkelstørrelse. Den synes å foretrekk finkornet substrat rikt på planterester (Brinkhurst & Jamieson 1971), og i forhold til St. 1 er innholdet av finkornet materiale langt større på St. 5 (**figur 15**).

### Fjærmygg (Chironomidae)

Fjærmyggfaunaens prosentvise andel av bunndyrfaunaen viste økende tendens fra 1988 til 1990 (**figur 45**), og særlig var andelen stor i 1990 da de i gjennomsnitt utgjorde 10,5 %. Til sammenligning utgjorde de i 1988 og 1989 henholdsvis 2,6 % og 3,7 % av det totale antall bunndyr.

Det var relativt god overenstemmelse mellom de enkelte år med hensyn til utviklingen i gjennomsnittlig antall ind. m<sup>-2</sup> (**figur 46**). Tettheten hadde i alle år en topp om våren, riktignok noe forskjøvet fra år til år, og en bunn i juli / august. Deretter skjedde det en økning igjen utover høsten.

Hos fjærmyggene var det en økning i tettheten fra 1988 til 1990, fra 650 ind. m<sup>-2</sup> i 1988 til henholdsvis 840 og 1630 ind. m<sup>-2</sup> i 1989 og 1990. Tettheten i 1990 var signifikant forskjellig fra den i både 1988 ( $t = 4,99$ ,  $p = 0,0001$ ) og 1989 ( $t = 4,17$ ,  $p = 0,0001$ ), mens de i 1988 og 1989 ikke var signifikant forskjellige ( $t = 1,24$ ,  $p = 0,219$ ).

Artssammensetningen hos fjærmygglarvene i 1987 er vist i **vedlegg 4**. I likhet med St. 1 dominerte *Procladius* sp(p) fullstendig sammen med to arter *Ablabesmyia*. I tillegg til disse forekom *Chironomus* spp. Det ble kun påvist 12 taxa av fjærmygg, og arter innen underfamilien Tanytopodinae utgjorde hele 82 %.

I 1987 dominerte *Procladius* sp(p) fullstendig slik som på St. 1. Antall taxa var noe lavere på St. 5 enn på St. 1. Materialet fra de senere år er ikke artsbestemt, og det er derfor vanskelig å uttale seg spesielt om utviklingen i fjærmyggsamfunnet. Sannsynligvis var endringene i artssammensetningen ikke dramatiske, og utviklingen i abundans reflekterer derfor trolig utviklingen hos de dominerende *Procladius* spp.

### Muslinger (Bivalvia)

Muslingenes prosentvise andel av bunndyrtettheten viste en svak økning fra 1988 til 1990, men andelen var relativt lav (**figur 45**). I gjennomsnitt utgjorde de 3,4 %, 5,6 % og 6,6 % av bunndyrene i henholdsvis 1988, 1989 og 1990. Deres andel var i alle år lavest i juli, med noe større andeler både før og etter.

Variasjonene i tetthet viste samme forløp de tre årene (**figur**

**46**), med størst tetthet om våren, lavest i juli og med økende tetthet igjen utover høsten til en ny topp i august / september. I gjennomsnitt var tettheten i 1988, 1989 og 1990 henholdsvis 8 500, 1 300 og 1 000 ind. m<sup>-2</sup>. Tettheten i 1989 og 1990 var signifikant forskjellig fra tettheten i 1988 ( $t = 2,13$ ,  $p = 0,036$ ).

### Rundormer (Nematoda)

Rundormene utgjorde i 1988, 1989 og 1990 henholdsvis 0,7 %, 1,0 % og 2,4 % (**figur 45**). Deres andel varierte en del gjennom året og mellom de enkelte år, men var generelt sett størst i april / mai / juni og om høsten, og med lavest andel tidlig om våren og om sommeren. Artssammensetningen er gitt i **vedlegg 5**.

Tettheten varierte en del mellom de enkelte år (**figur 46**). Det var tendens til en topp om våren, en bunn om sommeren og en ny økning på ettersommeren og høsten. Det var i årene 1988, 1989 og 1990 en svak tendens til økning i tettheten, fra et gjennomsnitt på 160 ind. m<sup>-2</sup> i 1988, 220 ind. m<sup>-2</sup> i 1989 til 380 ind. m<sup>-2</sup> i 1990.

### Andre dyregrupper

Forekomsten av de øvrige gruppene av bunndyr på St. 5 er vist i **Tabell 8**. Det var bare vannmidd (Hydracarina) som forekommer regelmessig på stasjonen, men i relativt lave tettheter. Gruppen andre utgjorde i gjennomsnitt henholdsvis 0,3 %, 0,6 % og 0,7 % av bunndyrsamfunnet i årene 1988, 1989 og 1990.

### 5.4.3 Stasjon 14

Bunndyrsamfunnet på St. 14 var dominert av fåbørstemark sammen med fjærmygg og rundormer mens muslingene utgjorde små andeler (**figur 47**). De enkelte år skilte seg noe fra hverandre og særlig varierte forholdet mellom fåbørstemark og fjærmygg fra år til år. Det var for øvrig små forskjeller i den relative andelen hos de andre bunndyrgruppene.

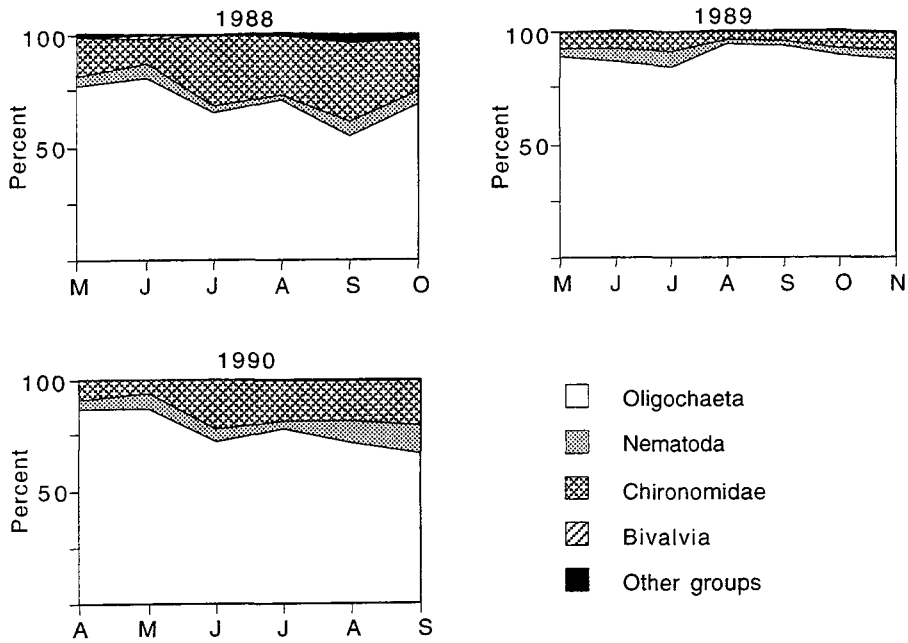
Det var en dramatisk økning i tettheten fra 1988 til 1990, fra ca 12 400 ind. m<sup>-2</sup> i 1988 til 120 000 ind. m<sup>-2</sup> i 1989 og 201 500 ind. m<sup>-2</sup> i 1990 (**figur 48**). Økningen var spesielt stor hos fåbørstemarkene.

### Fåbørstemark (Oligochaeta)

Fåbørstemarkene dominerte sterkt og utgjorde i gjennomsnitt 68,1 %, 90,1 % og 76,6 % av individene i henholdsvis 1988, 1989 og 1990 (**figur 47**). Spesielt 1989 skilte seg ut ved at de utgjorde en stor og konstant andel gjennom hele året. I 1988 og 1990 avtok andelen noe utover i sesongen.

Fåbørstemarkene økte sterkt i antall fra et gjennomsnitt på ca 8 000 ind. m<sup>-2</sup> i 1988 til ca 100 000 ind. m<sup>-2</sup> i 1989 og ca 150 000 ind. m<sup>-2</sup> i 1990 (**figur 48**). I 1988 var tettheten lavest i mai, mens den utover sommeren varierte mellom 6 000 og 12 000 ind. m<sup>-2</sup>. Tettheten økte kraftig utover våren og sommeren 1989 og nådde om høsten det samme nivået som den holdt seg på gjennom mesteparten av 1990.

STATION 14



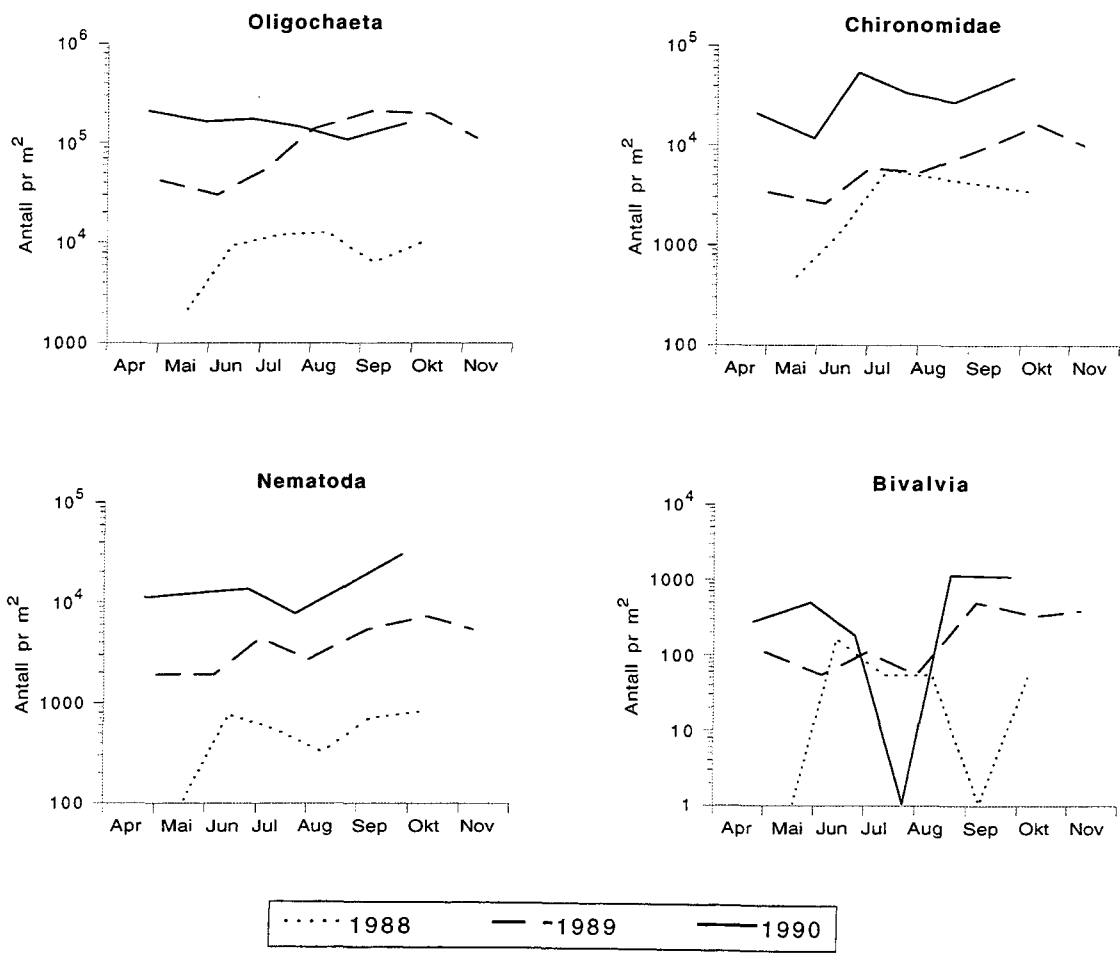
**Figur 47**

Prosentvis forekomst av de mest sentrale bunndyrgruppene på St. 14.  
- Percentage occurrence of some of the more important groups of the bottom fauna at St. 14

**Figur 48**

Tettheten (Ind. m<sup>-2</sup>) av noen sentrale bunndyrgrupper på St. 14.  
- Density (ind. m<sup>-2</sup>) of some main groups of the bottom fauna at St. 14.

STASJON 14





Artssammensetningen hos fåbørstemark er kun kartlagt i 1988 og 1989 (**tabell 9**). Foruten den store endringen i tetthet, var det også en markert endring i dominansforholdet mellom artene. Fra en sterk dominans av *Piguetiella blanci* (ca 50 %) i 1988 var samfunnet i 1989 dominert av *L. hoffmeisteri*, *Nais variabilis* / *communis* og Enchytraeidae, sannsynligvis *Cernosvitoviella carpatica* (Erséus, pers. med.). Disse tre utgjorde hver ca 30 % av fåbørstemarksamfunnet. Av andre arter økte også *Specaria josinae* sterkt i antall fra 1988 til 1989. Antallet *P. blanci* endret seg derimot lite i de to årene, og den utgjorde derfor kun 2,3 % i 1989. I 1989 dukket det også opp to nye arter av Tubificidae, *Rhyacodrilus coccineus* og *Aulodrilus plurisetus*, mens to arter Naididae, *Ripistes parasita* og *Stylaria lacustris* forsvant.

Det har vært et markert skifte i forholdet mellom antall individer innen de enkelte familier. I 1988 utgjorde tubificidene 18,6 % og naididene 65,2 %, mens de i 1989 utgjorde henholdsvis 30,8 % og 38,4 %. Enchytraeidene økte fra 10,5 % i 1988 til 28,2 % i 1989. Totalt ble det registrert 23 taxa fåbørstemark på stasjonen.

De store endringer som har funnet sted både i artsammensetning og abundans på stasjonen har høyst sannsynlig sammenheng med endringene i vannføring (Sloreid 1994). Stasjonen ligger i kanten av hovedstrømmen gjennom deltaet. Den store vannføringen i 1988 med gjentatte flomtopper førte trolig til en sterk forstyrrelse av bunnsedimentet hvor erosjonsprosessene var dominerende og hvor eventuell sedimentasjon bestod av grovere partikler med lite innslag av finere organisk materiale. Dette ga et bunndyrsamfunn preget av lave tettheter, og hvor naididene, spesielt *P. blanci*, utgjorde hovedtyngden av fåbørstemarkene i 1988. Gjentatte forstyrrelser førte til at samfunnet hele tiden var i et tidlig suksesjonsstadium og arter som er typiske for tidlige koloniseringsfaser vil derfor dominere. Hos fåbørstemarkene er naididene ofte blant de tidligste til å kolonisere nye områder (Barns 1983, Voshell & Simmons 1984), og dette har sannsynligvis sammenheng med deres livsmønster. De er typiske r-strateger med rask vekst og høy reproduksjonskapasitet ved aseksuell formering. De er små, er ofte sterkt mobile og de lever på sedimentoverflaten (Soster & McCall 1990). Nedgangen i naididenes dominans i 1989 skyldes trolig mer stabile forhold dette året, med lav vannføring uten store flomtopper (**figur 7**) og en overgang fra eroderende til mer sedimenterende forhold. Dette gir overgang til arter som forekommer i senere suksesjonsstrinn. Disse vokser langsommere, lever lengre, kjønnsmodnes senere, har kjønnet formering, lever nede i substratet og er lite mobile. Blant fåbørstemarkene er f.eks. tubificidene typiske sene koloniserere (Soster & McCall 1990), og økningen av spesielt *L. hoffmeisteri* samt innslaget av *R. coccineus* og *A. plurisetus* i 1989 indikerer en utvikling mot mer stabile forhold. Dette understrekes også av økningen i antall muslinger, som er avhengige av et mer stabilt bunnssubstrat og som er karakterisert som sene koloniserere (Soster & McCall 1990). Fåbørstemarkmaterialet fra 1990 er dessverre ikke artsbestemt, men dette vil eventuelt bekrefte om utviklingen mot et samfunn dominert av arter som er sene koloniserere fortsetter.

Situasjonen på St. 14 er karakterisert ved at vannføringen er sterkt bestemmende for det bunndyrsamfunnet som til en hver tid fins der. Responsen og utviklingen ved slike endringer hos bl a fåbørstemarkene er lite undersøkt. For bunndyr generelt er det imidlertid vist at flommer fører til lavere tetthet og en reduk-

sjon i antall bunndyrgrupper (Sagar 1986, Scrimgeour & Winterbourn 1989). En slik sammenheng er også vist på St. 14, hvor reduksjonen i erosjon og økt sedimentasjon har gitt en spesielt markert økning i tettheten av de dominerende bunndyrgruppene (**figur 48**), og også en markert økning i antall grupper (**tabell 8**). Økningen var spesielt markert fra 1989 til 1990.

#### Fjærmygg (Chironomidae)

Fjærmyggenes andel av bunndyrfaunaen var størst i 1988 da de i gjennomsnitt utgjorde 25,4 % (**figur 47**). Deres andel avtok i 1989 til et gjennomsnitt på kun 6,1 %, for så å øke igjen i 1990 til 15,7 %.

Det var flere fellestrekk i variasjonene i tettheten av fjærmygg i 1989 og 1990, mens 1988 skilte seg klart ut (**figur 48**). Det var en sterk økning i tettheten fra et gjennomsnitt på 3 200 ind. m<sup>-2</sup> i 1988 til 7 200 ind. m<sup>-2</sup> i 1989. Økningen var spesielt markert fra 1989 til 1990 da gjennomsnittet økte til hele 31 500 ind. m<sup>-2</sup>. Fjærmyggene er ikke artsbestemt.

#### Rundormer (Nematoda)

Rundormene viste ingen markerte endringer i den prosentvise andelen fra 1988 til 1989, mens andelen økte utover i 1990 (**figur 47**). Gruppen utgjorde i gjennomsnitt 4,2 %, 3,3 % og 7,1 % av bunndyrfaunaen i henholdsvis 1988, 1989 og 1990. Artssammensetningen er gitt i **vedlegg 5**.

Tettheten av rundormer viste en kraftig økning fra 1988 til 1990 (**figur 48**), fra i gjennomsnitt 520 ind. m<sup>-2</sup> i 1988 til 4 000 ind. m<sup>-2</sup> i 1989 og 14 200 ind. m<sup>-2</sup> i 1990. Det var en del likhetstrekk i utviklingen i rundormsamfunnet mellom de tre årene. Etter en nedgang i tettheten fra juni / juli til august var det en økning igjen utover høsten da den var på sitt høyeste.

#### Muslinger (Bivalvia)

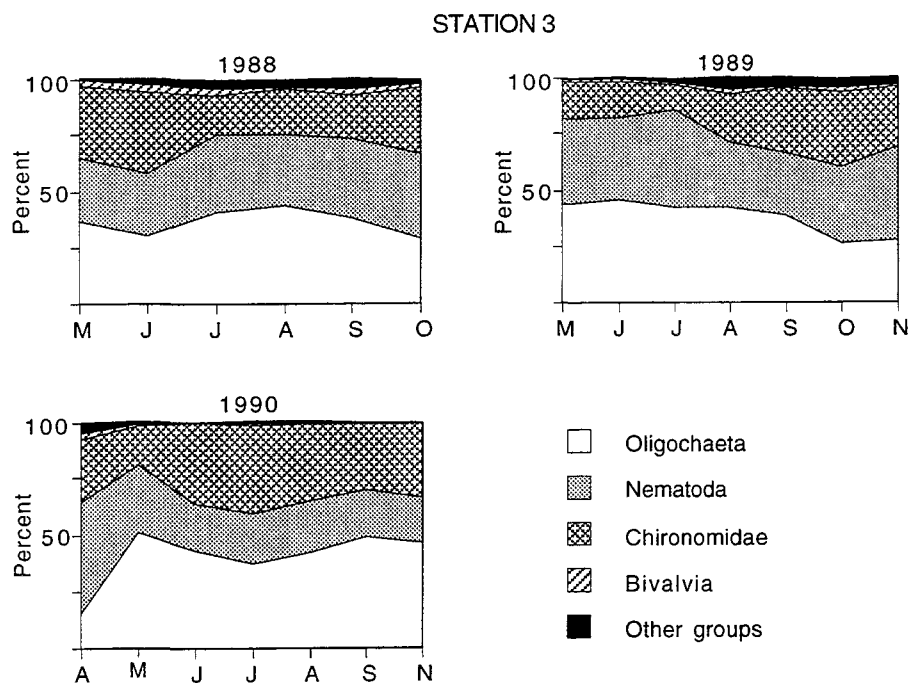
Muslingenes andel av bunndyrfaunaen varierte på St. 14 mellom 0,2 % og 0,4 % i gjennomsnitt (**figur 47**). Det var imidlertid også hos denne gruppen en klar økning i tettheten fra ca 50 ind. m<sup>-2</sup> i 1988 til 210 ind. m<sup>-2</sup> i 1989 og 510 ind. m<sup>-2</sup> i 1990 (**figur 48**). Muslingene besto utelukkende av småmuslinger og var dominert av *Pisidium* spp. Materialet er ikke artsbestemt.

#### Andre dyregrupper

Andre dyregrupper utgjorde en svært liten andel av bunndyrfaunaen (**figur 47**), med et gjennomsnitt på 1,8 % i 1988 og 0,4 % i både 1989 og 1990. Det var en påfallende stor økning i antall grupper fra 1988 / 89 til 1990 (**tabell 8**). Mudderfluer (Megaloptera) og igler (Hirudinea) ble kun funnet i 1990, og antall individer av gråsugg (*Asellus aquaticus*) økte noe fra 1989 til 1990. Sneglene (Gastropoda) hadde en markert økning i tetthet fra 1988 til 1990. Ut over dette var antall individer innen de forskjellige gruppene relativt lavt og endringene var lite markerte.

#### 5.4.4 Stasjon 3

Stasjonen var dominert av gruppene fåbørstemark, rundormer og fjærmygg (**figur 49**). Deres andel varierte lite gjennom året og særlig var rundormenes andel konstant. Dominansforholdet

**Figur 49**

Prosentvis forekomst av de mest sentrale bunndyrgruppene på St. 3.

- Percentage occurrence of some of the more important groups of the bottom fauna at St. 3.

mellom fjærmygg og fåbørstemark varierte noe gjennom året og fra år til år.

Det var en markert økning i antall individer på stasjonen fra et gjennomsnitt på 20 300 ind. m<sup>-2</sup> i 1988 til 30 000 ind. m<sup>-2</sup> i 1989 og 46 000 ind. m<sup>-2</sup> i 1990 (**figur 50**). Individtetthet var lavest i mai / juni med en økning utover i sesongen.

#### Fåbørstemark (Oligochaeta)

Andelen fåbørstemark varierte noe mellom de enkelte år, men viste en svak økning fra i gjennomsnitt 35,8 % i 1988 til 37,1 % i 1989 og 42,1 % i 1990 (**figur 49**). Det var også en relativt sterk økning i tettheten, fra i gjennomsnitt 7 400 ind. m<sup>-2</sup> i 1988 til 11 000 ind. m<sup>-2</sup> i 1989 og 19 500 ind. m<sup>-2</sup> i 1990 (**figur 50**).

Fåbørstemarkenes artssammensetning i 1987 er vist i **tabell 9**. *Spirosperma ferox* og *Stylodrilus heringianus* dominerte sammen med familien Enchytraeidae. De øvrige artene forekom mer sporadisk. Totalt sett var tettheten lav i 1987.

Fåbørstemarkfaunaen var relativt typisk for litoralsonen i innsjøer der innslaget av semiakvatiske enchytraeider kan være stort. Vannstandsvariasjonene i Randsfjorden vil trolig favorisere semiakvatiske arter i reguleringssonen.

*S. heringianus* er vanlig i hele Norge (Bremnes & Sloreid 1994) og påtreffes i en lang rekke habitater så lenge oksygenforholdene er gode. Den er for øvrig en karakterart i profundalsonen i oligotrofe innsjøer (Milbrink 1980). Det samme kan sies om *S. ferox*, men den er noe mer tolerant overfor lavt oksygeninnhold (se diskusjon under st. 1). *S. ferox* er vanligere i innsjøer enn i rennende vann og den har også vid utbredelse i Norge (Bremnes & Sloreid 1994). De to artenes forekomst på stasjonen er derfor som forventet. Enchytraeidene er ikke artsbestemt, men den

dominerende arten er trolig *Cognettia sphagnetorum*, som også dominerte på St. 10A.

I tillegg til de påtrufne arter vil arter fra familien Naididae normalt være tallrike på litoralstasjoner med vegetasjon. Deres generelle fravær på stasjonen har sannsynligvis delvis metodiske årsaker da de er meget små og lett vil bli underrepresentert ved filtrering gjennom 250 µm.

#### Fjærmygg (Chironomidae)

Den gjennomsnittlige andelen av fjærmygg varierte mellom ca 20 % og 30 % de enkelte år, med høyest andel på 32,5 % i 1990 (**figur 49**). Tettheten avtok sterkt fra 1988 til 1989, fra 52 300 ind. m<sup>-2</sup> til 6 800 ind. m<sup>-2</sup>. Fra 1989 til 1990 økte den igjen til 15 000 ind. m<sup>-2</sup> (**figur 50**). Variasjonene gjennom året samsvarte relativt godt i 1989 og 1990, med et markert minimum i mai og juni etterfulgt av en økning utover ettersommeren og høsten.

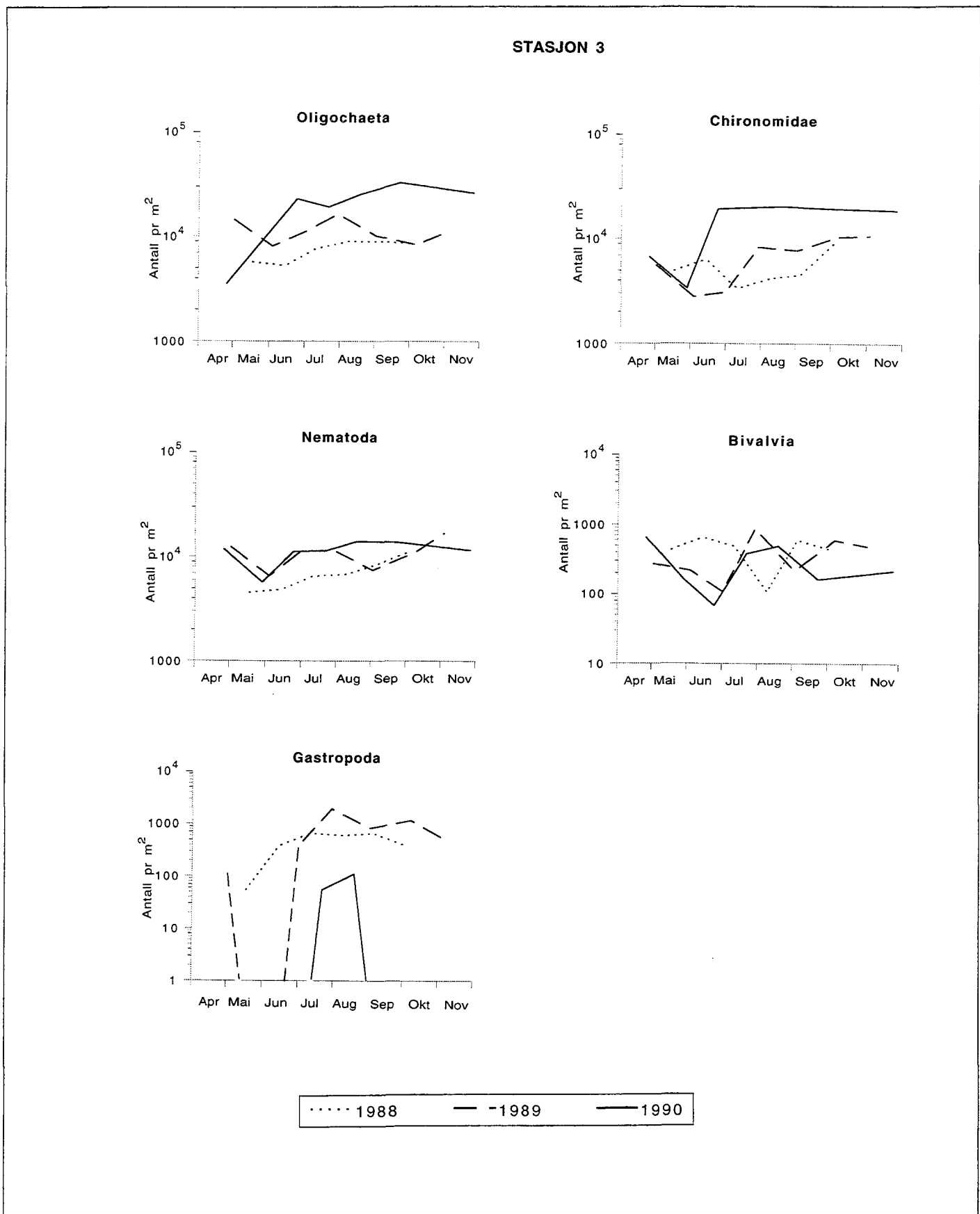
Artssammensetningen hos fjærmyggene i 1987 er vist i **vedlegg 4**. *Procladius sp(p)*, *Ablabesmyia monilis* og *Pagastiella orophila* var de vanligste artene. Totalt ble det påvist 30 taxa av fjærmygg på stasjonen. Underfamilien Chironominae utgjorde den største gruppen med 43 %, men Tanypodinae og Orthoclaadiinae var også godt representert.

#### Rundormer (Nematoda)

Gjennomsnittlig andel rundormer var 33,3 % i 1988, 35,8 % i 1989 og 23,9 % i 1990 (**figur 49**). Variasjonene gjennom året var relativt små. Tettheten økte markert fra et gjennomsnitt på 6 900 ind. m<sup>-2</sup> i 1988 til 10 700 ind. m<sup>-2</sup> i 1989 og 11 100 ind. m<sup>-2</sup> i 1990. Artssammensetningen er gitt i **vedlegg 5**.

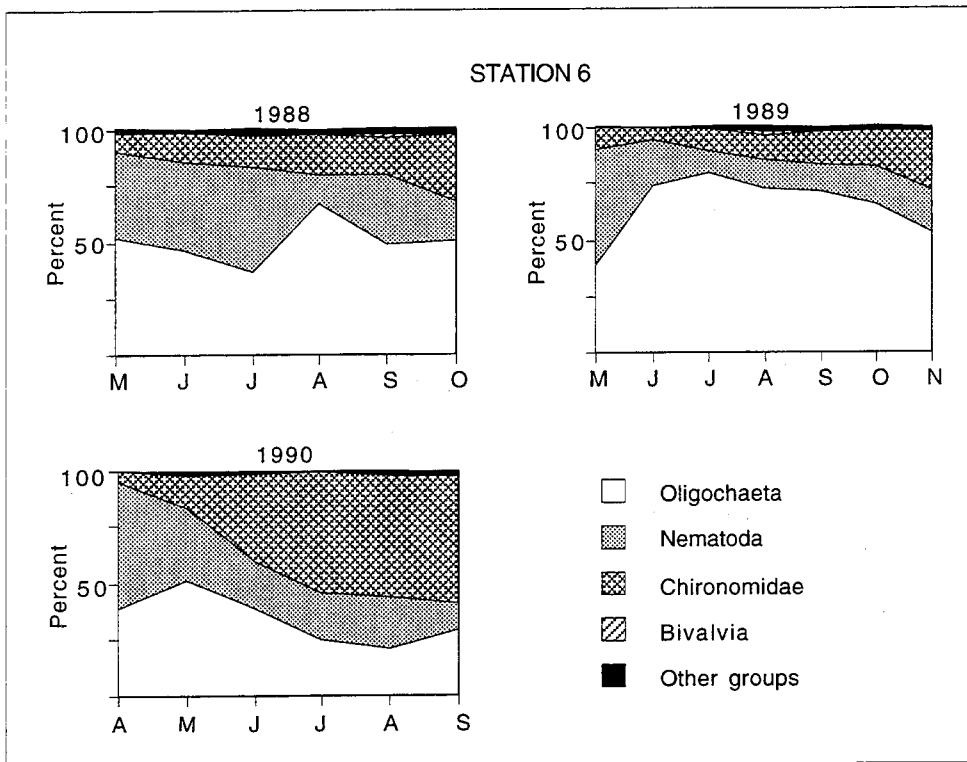
#### Muslinger (Bivalvia)

Muslingenes andel var lav og avtok fra ca 2 % i 1988 til 1,3 % i

**Figur 50**

Tettheten (Ind. m<sup>-2</sup>) av noen sentrale bunndyrgrupper på St. 3.

- Density (ind. m<sup>-2</sup>) of some main groups of the bottom fauna at St. 3.

**Figur 51**

Prosentvis forekomst av de mest sentrale bunndyrgruppene på St. 6.

- Percentage occurrence of some of the more important groups of the bottom fauna at St. 6.

1989 og 0,6 % i 1990 (**figur 49**). Antall individer var lavt og relativt konstant, men viste en svak nedadgående tendens fra 430 ind. m<sup>-2</sup> i 1988 til 380 ind. m<sup>-2</sup> i 1989 og 290 ind. m<sup>-2</sup> i 1990 (**figur 50**).

Bestandsvariasjonene viste et vist sammenfall for årene 1989 og 1990, med et minimum i juni / juli og et maksimum i august / september. Noe tilsvarende var også tilfelle i 1988, men var noe forskjøvet i forhold til de to etterfølgende år.

#### Andre dyregrupper

De øvrige dyregruppene forekom mer uregelmessig og med få individer (**tabell 8, vedlegg 6**). Det var en svak økning i tettheten av vannmidd (Hydracarina) fra 1988 til 1990, men utover dette var det små endringer. En ser ellers at *Gammarus lacustris* her ble påtruffet i sameksistens med *Asellus aquaticus*. På de øvrige stasjonene var *A. aquaticus* enerådende.

*Gammarus lacustris* eller marflo er vanlig i Randsfjorden (Nielsen et al. 1985), men ble av oss kun funnet på St. 3. På de indre lokalitetene i deltaet var *Asellus aquaticus* (gråslugge) vanlig. En rekke faktorer er vist å ha betydning for forekomst av marflo. Den trives best i oligotrofe vann og har nedsatt forekomst i mesotrofe og eutrofe innsjøer, og den synes å unngå lokaliteter med uklart vann (Økland 1980b). De mest gunstige forhold for arten fins derfor trolig i de ytre deler av deltaet. Her vil temperaturen heller ikke bli så høy som i de grunnere partiene lenger inne i deltaet. I tillegg til de nevnte abiotiske faktorer er marflo følsom overfor fiskepredasjon, og Nielsen et al. (1985) fant at abbor beskattet den meget sterkt i Randsfjorden. De fant at tettheten av marflo avtok nordover i Randsfjorden, og den laveste tettheten ble funnet ved Land Sag. Det er ikke foretatt fiskeundersøkelser i deltaområdet i Randsfjorden, men slike produktive områder er normalt meget viktige oppvekstområder for fisk, og marflo vil derfor være sterkt utsatt for predasjon. *Ase-*

*lus aquaticus* er langt mer tolerant overfor høye temperaturer og den tolererer meget lave O<sub>2</sub>-konsentrasjoner. Den er derfor vanlig i eutrofe vann (Økland 1980a). Den var meget vanlig i de indre deler av deltaet. Nielsen et al. (1985) fant at den var lite utsatt for fiskepredasjon.

#### 5.4.5 Stasjon 6

I likhet med de andre stasjonene var bunndyrsamfunnet også her dominert av fåbørstemark, fjærmygg og rundormer (**figur 51**). Det var relativt store forskjeller i dominansforholdene fra år til år, og særlig var det store variasjoner mellom fåbørstemarkenes og fjærmyggenes andel av bunndyrsamfunnet.

Den gjennomsnittlige tettheten økte fra 1988 til 1989, mens den i 1990 var nær den samme som i 1989. Gjennomsnittlig tetthet var henholdsvis 32 500, 46 000 og 44 600 ind. m<sup>-2</sup> (**figur 52**).

Utviklingen gjennom året viste en svak reduksjon i tettheten om våren og tidlig sommer, med en etterfølgende økning. Forløpet varierte imidlertid noe mellom de enkelte år. Til tross for små endringer i total tetthet fra 1989 til 1990, skjedde det en markert endring i forholdet mellom fåbørstemark og fjærmygg. Tettheten av rundormer endret seg derimot lite.

#### Fåbørstemark (Oligochaeta)

Fåbørstemarkenes andel varierte sterkt fra det ene året til det andre og utviklingen innen det enkelte år var også forskjellig (**figur 51**). Deres gjennomsnittlige andel var 49,5 %, 64,5 % og 32,0 % i henholdsvis 1988, 1989 og 1990.

Utviklingen i tettheten viste enkelte felles trekk i 1988 og 1989,

mens 1990 skilte seg ut i forhold til disse årene (**figur 52**). Gjennomsnittlig antall individer økte fra 16 100 ind. m<sup>-2</sup> i 1988 til 29 700 ind. m<sup>-2</sup> i 1989, men avtok igjen til 14 300 ind. m<sup>-2</sup> i 1990.

Bare deler av materialet fra 1987 er artsbestemt (**tabell 9**). *L. hoffmeisteri* var vanligst sammen med *S. ferox*, *S. heringianus* og *L. variegatus*. Sistnevnte utgjorde i gjennomsnitt 8,4 % av fåbørstemarkfaunaen, og St. 6 var således den lokalitet der denne arten hadde størst andel. I tillegg var enchytreidene relativt vanlige. Det ble også påvist enkelte arter innen familien Naididae uten at disse var spesielt tallrike. I 1987 hadde de en gjennomsnittlig tetthet på ca 3 000 ind. m<sup>-2</sup>

Tettheten av fåbørstemark var relativt stor, og dominansen av *L. hoffmeisteri* tilsier at stasjonen er utsatt for en viss grad av organisk påvirkning. Data for sedimentasjon, sedimentets beskaffenhet og dyp skiller seg imidlertid ikke vesentlig ut fra f.eks. St. 3, der *L. hoffmeisteri* ikke var spesielt tallrik. Tubificidene er imidlertid lite tolerante overfor ustabil substrat, og de mer eksponerte og ustabile forhold på St. 3 kan muligens forklare forskjellene mellom de to stasjonene med hensyn til forekomst av *L. hoffmeisteri*. De roligere forhold på stasjonen vises også ved at det i løpet av sommeren utvikles en del flytebladsvegetasjon, og dette er trolig også årsaken til at antall arter innen familien Naididae var relativt stort (jf. Learner et al. 1978). For øvrig var som forventet *S. heringianus* og *S. ferox* vanlige på St. 6. I tillegg var *Lumbriculus variegatus* vanlig. Denne er vidt utbredt i Norge og fins i alle typer ferskvannsforkomster (Bremnes & Storeid 1994). *L. variegatus* kan ved å danne syster motstå både tørke (Cook 1969) og frost (Olsson 1981), og dette kan muligens forklare at den utgjorde en såpass stor andel av fåbørstemarksamfunnet på denne stasjonen.

### Fjærmygg (Chironomidae)

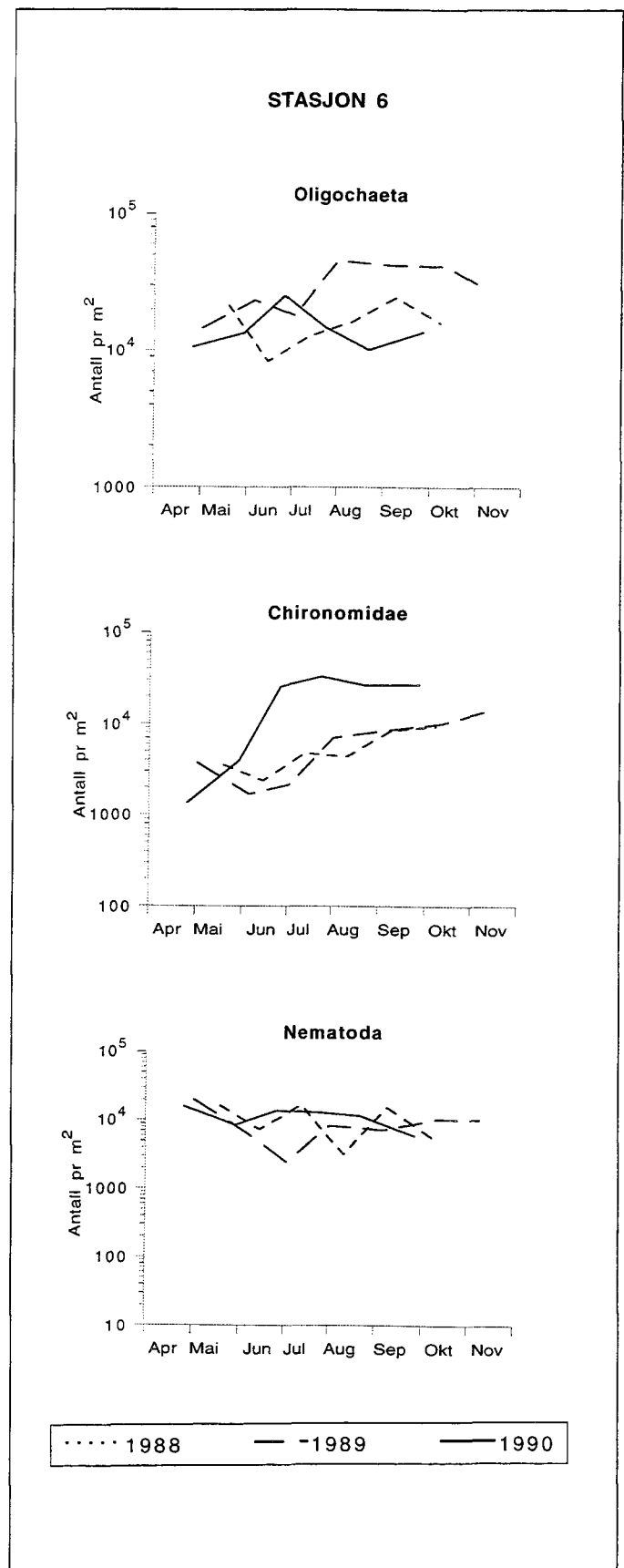
Fjærmyggene utgjorde i samtlige år en liten andel av bunndyrsamfunnet om våren og forsommeren, mens den gradvis økte utover sommeren og høsten (**figur 51**). I 1988 og 1989 var utviklingen i fjærmyggenes andel relativt lik. I 1990 derimot økte andelen av fjærmygg meget kraftig og de var dominerende på ettersommeren og høsten. I september utgjorde gruppen hele 55,9 % av bunndyrfaunaen. I gjennomsnitt utgjorde fjærmyggene 16,2 %, 14,1 % og 42,3 % i henholdsvis 1988, 1989 og 1990.

Utviklingen i tettheten var relativt lik i 1988 og 1989, med en nedgang i antall individer i mai / juni og en gradvis økning utover i sesongen (**figur 52**). I 1990 skjedde det derimot en gradvis økning i abundansen fra april til en topp i juni / juli og med en stabilisering av tettheten på dette nivået utover høsten. Gjennomsnittlig antall ind. m<sup>-2</sup> var 5 300 og 6 500 i henholdsvis 1988 og 1989. I 1990 var tettheten meget liten i april, men økte så sterkt til ca 25 000 ind. m<sup>-2</sup> i juni. Tettheten holdt seg deretter relativt konstant på dette nivået resten av året. Gjennomsnittlig tetthet for hele året var 18 800 ind. m<sup>-2</sup>.

Fjærmyggmaterialet er ikke artsbestemt.

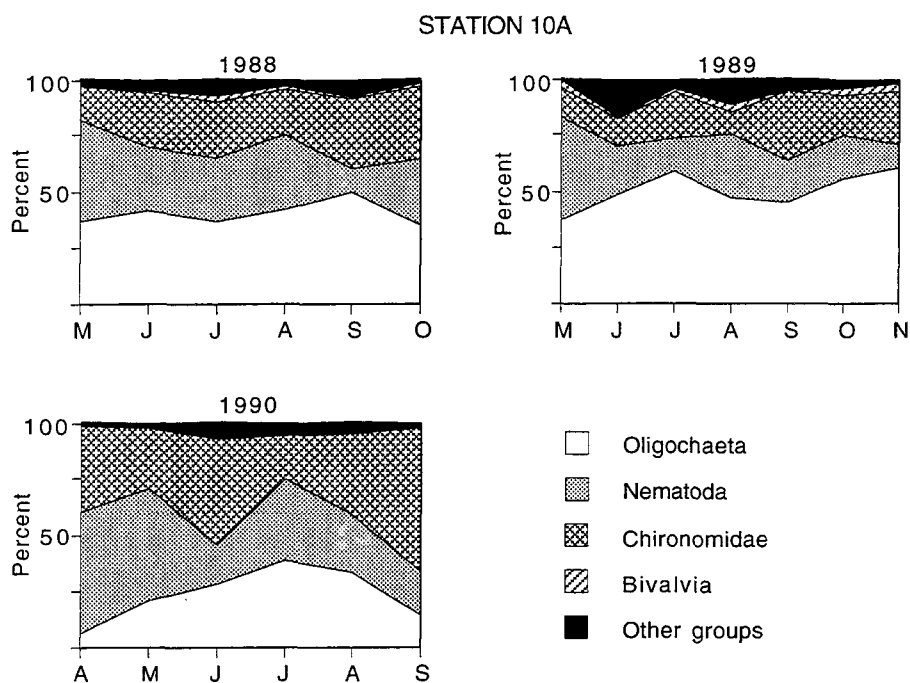
### Rundormer (Nematoda)

Utviklingen i rundormenes andel var relativt sammenfallende i 1989 og 1990 (**figur 51**). Fra en andel på ca 50 % i april / mai falt den til mellom 20 og 30 % resten av året. I 1988 var gruppens andel



**Figur 52**

Tettheten (Ind. m<sup>-2</sup>) av noen sentrale bunndyrgrupper på St. 6.  
- Density (ind. m<sup>-2</sup>) of some main groups of the bottom fauna at St. 6.

**Figur 53**

Prosentvis forekomst av de mest sentrale bunndyrgruppene på St. 10A.

- Percentage occurrence of some of the more important groups of the bottom fauna at St. 10A.

rundt 40 % om våren og forsommeren mens den resten av året varierte mellom 10 % og 30 %. I gjennomsnitt utgjorde gruppen 31,4 % i 1988, 19,2 % i 1989 og 24,3 % i 1990. Artssammensetningen er gitt i **vedlegg 5**.

Tettheten avtok fra våren og utover forsommeren (**figur 52**). I 1989 fortsatte nedgangen også videre utover sommeren. På ettersommeren og høsten var det i 1989 og 1990 små variasjoner i tettheten, mens den i 1988 var mer varierende. Antall individer var relativt konstant de tre årene med gjennomsnittlig ca 10 300, 8 800 og 10 800 ind. m<sup>-2</sup> i henholdsvis 1988, 1989 og 1990.

#### Andre dyregrupper

De øvrige dyregruppene hadde en sterk reduksjon i tettheten fra 1989 til 1990 (**tabell 8, vedlegg 6**). Antall individer var imidlertid lavt og noen utviklingstrender var det derfor vanskelig å påvise.

St. 6 er den grunnest av stasjonene og ved minimumsvannstanden om våren er den tørrlagt med lang avstand til åpent vann. Faunaen her er derfor sterkt avhengig av tidspunktet for oppfyllingen av Randsfjorden. Like etter oppfyllingen om våren forekommer det kun grupper som lever i sedimentet, d.v.s. fåbørstemark, fjærmygg og rundormer. Den øvrige faunaen vandrer trolig inn samtidig med at vannstanden stiger.

Tetthet av andre grupper økte etter oppfylling, men det var først ganske sent på ettersommeren at antallet nådde sitt maksimum. Det lave antallet om våren var særlig påfallende i 1989 og 1990 da vannstanden i fjorden var lavere enn i 1988. Spesielt i 1990 var vannstanden lav gjennom hele sesongen, og dette kan muligens forklare at antall bunndyrgrupper ble halvert dette året i forhold til årene før. Det er blant bunndyrene en rekke forskjellige mekanismer for å overleve ugunstige perioder (Williams & Hynes 1976). I en temporær bekk fant de f.eks. at tubificidene overlevde ved å legge

hovedtyngden av sine kokonger like før bekken tørket inn, og *L. variegatus* evne til å danne syster kan være en av årsakene til at arten var spesielt vanlig på denne stasjonen.

#### 5.4.6 Stasjon 10

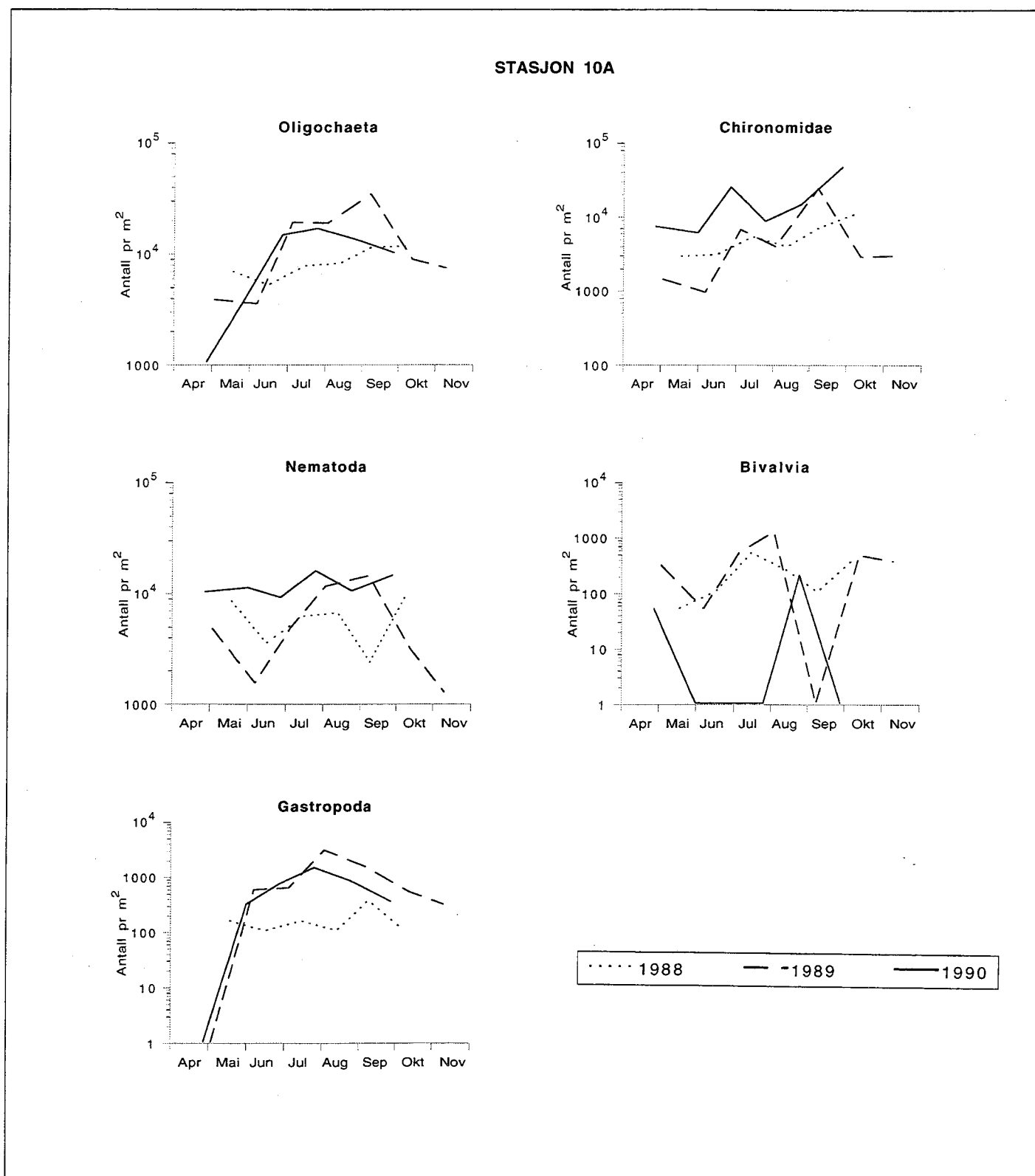
##### Stasjon 10A

Fåbørstemark, rundormer og fjærmygg var også på denne stasjonen de dominerende gruppene (**figur 53**) og utgjorde i gjennomsnitt mer enn 90 % av individene. Det er imidlertid vanskelig å finne generelle likhetstrekk ved utviklingen gjennom året, og variasjonen var også stor mellom de enkelte år.

Tettheten økte svakt fra 1988 til 1989, fra henholdsvis 21 100 ind. m<sup>-2</sup> til 27 500 ind. m<sup>-2</sup> (**figur 54**). Variasjonene i abundansen var større i 1989 enn i 1988. Fra 1989 til 1990 økte antall individer ytterligere, til et gjennomsnitt på 41 500 ind. m<sup>-2</sup>. Det er vanskelig å peke på en bestemt årsak til økningen i tetthet av bunndyr fra 1988 til 1989 og 1990. Redusert vannstand og vannføring etter 1988 kan ha hatt betydning da det produserte plantematerialet inne i lona, både alger og makrofyter, ikke ble fraktet ut ved stor vanngjennomstrømming. Dette ga grunnlag for en økning både i abundans og produksjon. Økningen i abundans var spesielt stor fra 1988 til 1989, mens endringene var mindre markert fra 1989 til 1990. Endringene i vannføring, sedimentasjon og l var også mest markert fra 1988 til 1989, mens 1989 og 1990 var mer like.

##### Fåbørstemark (Oligochaeta)

Fåbørstemarkenes andel varierte både i løpet av året og mellom de enkelte år (**figur 53**). Andelen var normalt lavest om våren. I 1988 og 1989 utgjorde de henholdsvis 39,8 % og 49,1 % av bunndyrene. I 1990 var deres andel spesielt lav om våren og høsten og utgjorde i gjennomsnitt kun 24,2 % av bunndyrfaunaen.



**Figur 54**  
Tettheten (Ind. m<sup>-2</sup>) av noen sentrale bunndyrgrupper på St. 10A.  
- Density (ind. m<sup>-2</sup>) of some main groups of the bottom fauna at St. 10A.

Antall ind. m<sup>-2</sup> varierte mye innenfor det enkelte år, spesielt i 1989 og 1990 (**figur 54**). Tettheten var disse årene meget lav om våren, men tok seg opp i løpet av mai / juni til et nivå som lå høyere enn i

1988. Dette året var imidlertid tettheten mer stabil enn i 1989 og 1990. Gjennomsnittstallet var i 1988, 1989 og 1990 henholdsvis 8 400 ind. m<sup>-2</sup>, 13 500 ind. m<sup>-2</sup> og 10 000 ind. m<sup>-2</sup>.

Arts sammensetningen i 1987 viste total dominans av enchytraeider (**tabell 9**), som utgjorde i gjennomsnitt 75,3 % av fåbørstemarkfaunaen. Den vanligste arten var sannsynligvis *Cognettia sphagnetorum* (Erséus, pers. medd.). Ved siden av de to vanlige lumbricidene, *Lumbriculus variegatus* og *Stylobrillius heringianus*, forekom også tubificiden *Spirosperma ferox* regelmessig. I tillegg ble det registrert 7 arter fra familien Naididae, med *Stylaria lacustris* som den vanligste.

Arts sammensetningen hos fåbørstemarkene inne i vegetasjonen (St. 10A) skilte seg fra de øvrige stasjonene i deltaet ved at enchytraeidene var sterkt dominerende. Familien består i hovedsak av terrestre arter, men flere kan også leve i akvatiske miljøer. De er av den grunn vanligvis tallrike i litoralsonen og vil klare variasjoner i vannstaden spesielt godt. *Cognettia sphagnetorum*, som dominerte på stasjonen, er vanlig i terrestre miljøer og betegnes som den vanligste enchytraeiden i nåleskog i Norge (Abrahamsen 1972). Den foretrekker våte jordbunnsforhold (Healy & Bolger 1984), og Abrahamsen (1971) fant at populasjonsveksten var maksimal i mose som var mettet med vann og den kunne tåle slike vannmengder over lang tid. Den har dessuten evne til å utvikle hemoglobin i blodet under spesielt våte forhold (Healy & Bolger 1984).

*L. variegatus* har få spesifikke krav til habitatet (Bremnes & Sloreid 1994), og den ble funnet både inne i vegetasjonsbeltet og ute i lona. Den har stor evne til å overleve frost og tørke og er av den grunn godt tilpasset de vekslende forhold i lona.

Arter innen familien Naididae var relativt godt representert inne i vegetasjonen på stasjonen. Tettheten ville sannsynligvis ha vært vesentlig høyere ved bruk av mindre maskevidde, da mange av artene er svært små. De er frittlevende og meget mobile. I innsjøer er de spesielt tallrike inne i litoralsonen, og særlig i tilknytning til rik vegetasjon (Learner et al. 1978). Antall arter ble derfor sterkt redusert fra vegetasjonssonen og ut til de dypere partier i lona, og det var også endringer i arts sammensetningen. Blant annet kom *P. blanci* inn, en art som er vanlig på St. 14. Av andre arter som bør nevnes er forekomsten av *Chaetogaster limnaei* interessant da denne lever som kommensal inne i kappehulen hos snegl. For nærmere omtale av de øvrige naidideartene henvises til Bremnes & Sloreid (1994).

### Fjærmygg (Chironomidae)

Fjærmyggenes andel av bunndyrfaunaen var relativt konstant i 1988 og 1989 og utgjorde i gjennomsnitt henholdsvis 25,9 % og 21,9 %. I 1990 var deres andel meget varierende gjennom året, men økte til et gjennomsnitt på 42,8 %.

Tettheten var vesentlig høyere i 1990 enn i de to foregående år (**figur 54**), i gjennomsnitt 17 800 ind. m<sup>-2</sup>, mot 5 500 ind. m<sup>-2</sup> i 1988 og 6 000 ind. m<sup>-2</sup> i 1989.

Fjærmyggene fra 1987 er artsbestemt (**vedlegg 4**), og det ble totalt funnet 29 taxa. Arter innen underfamilien Chironominae dominerte fullstendig med *Cladotanytarsus sp(p)* og *Pseudochironomus prasinatus* som de vanligste. Forekomst av prepupper tyder på at *Cladotanytarsus sp(p)* vesentlig besto av arten *C. mancus*.

*Procladius sp(p)* og *Chironomus sp.* (anthracinus-type) var totalt dominerende om våren, mens de på årsbasis utgjorde 43,7 %. Begge

foretrekker mudret substrat med stilleflytende eller stillestående vann, og er typiske for dammer og små sjøer. De er også tolerante overfor lave O<sub>2</sub>-konsentrasjoner (Fittkau & Roback 1983, Pinder & Reiss 1983).

Den mest tallrike av fjærmyggartene inne i vegetasjonen var *Cladotanytarsus sp(p)*. Slekten er vanlig i alle typer vannforekomster (Pinder & Reiss 1983). Den mest sannsynlige arten, *C. mancus*, er vanlig i litoralsonen i innsjøer av ulike trofegrad og humøsitet (Schnell, pers. med.). *Pseudochironomus prasinatus* er en annen typisk litoralform som foretrekker sand- eller mudderbunn i meso- til oligotrofe innsjøer eller store sakteflytende elver (Pinder & Reiss 1983).

### Rundormer (Nematoda)

Rundormenes andel av bunndyrfaunaen var generelt størst om våren og utgjorde i april og mai 1990 mer enn 50 %. Andelen sank deretter utover i sesongen. I gjennomsnitt utgjorde de 28,6 %, 21,2 % og 28,4 % i henholdsvis 1988, 1989 og 1990. Arts sammensetningen er gitt i **vedlegg 5**.

Tettheten i 1990 skilte seg ut fra de to foregående år ved et gjennomgående mer stabilt og høyere antall (**figur 54**), i gjennomsnitt 11 800 ind. m<sup>-2</sup>. I 1988 og 1989 var tettheten omtrent det halve, henholdsvis 6 000 ind. m<sup>-2</sup> og 5 800 ind. m<sup>-2</sup>. Det var i begge disse årene en nedgang i populasjonen på forsommeren, en ny topp senere på sommeren og deretter en nedadgående tendens utover høsten.

### Andre bunndyrgrupper

De øvrige dyregrupperne var representert ved kun få individer (**tabell 8, vedlegg 6**). Variasjonene fra år til år var små, men det var en tendens til økning i antall individer fra 1988 til 1990. Antall grupper varierte lite fra år til år.

### Stasjon 10B

I likhet med de andre stasjonene var også denne dominert av fåbørstemark, rundormer og fjærmygg, og de utgjorde i gjennomsnitt 90 % eller mer av bunndyrsamfunnet (**figur 55**). Tettheten utviklet seg relativt parallelt i 1989 og 1990 og med noe mindre variasjon enn i 1988 (**figur 56**). Den økte fra i gjennomsnitt 28 600 ind. m<sup>-2</sup> i 1988 til 36 000 og 37 800 ind. m<sup>-2</sup> i henholdsvis 1989 og 1990. Økning- en skjedde innenfor alle gruppene.

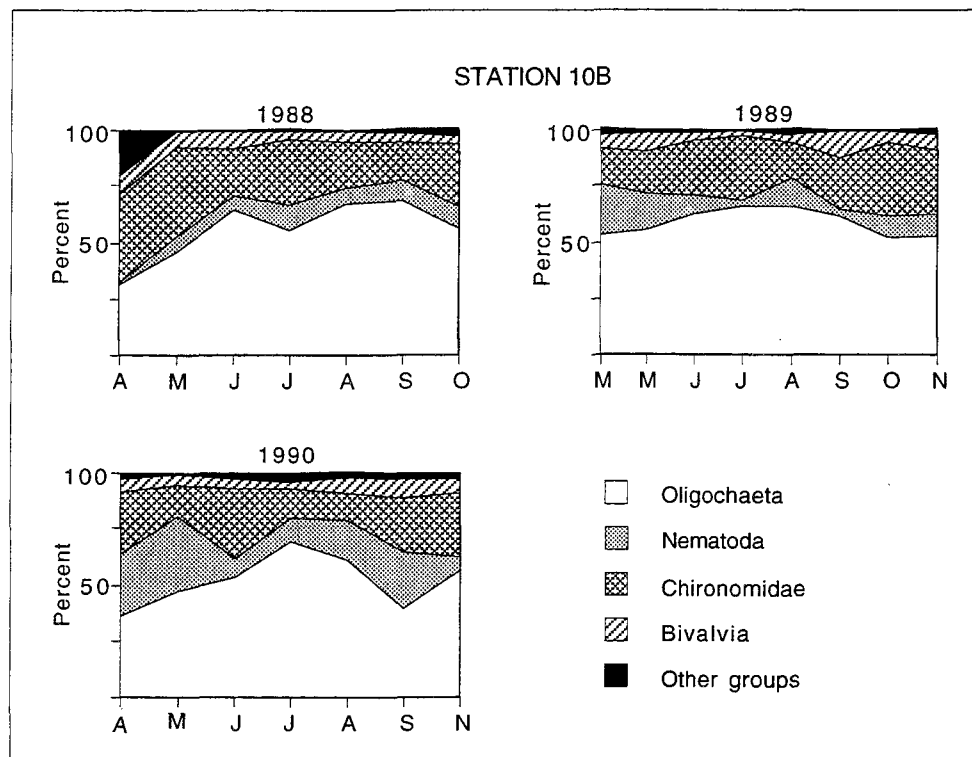
### Fåbørstemark (Oligochaeta)

Fåbørstemarkenes andel av bunndyrfaunaen varierte i gjennomsnitt mellom 50 % og 60 % (**figur 55**). Andelen var normalt lavest om våren og med en svak økning utover i året. Variasjonen var størst i 1989.

Utviklingen i abundans er vist i **figur 56**. Årene 1989 og 1990 hadde lik utvikling med sammenfallende maksima og minima. Gjennomsnittstettheten for de to årene var ganske like, henholdsvis 21 300 og 19 200 ind. m<sup>-2</sup>. I 1988 var tettheten mer jevn og noe lavere, i gjennomsnitt 16 100 ind. m<sup>-2</sup>.

Fåbørstemarkfaunaens arts sammensetning i 1987 er vist i **tabell 9**. Det var en klar dominans av tubificider med *L. hoffmeisteri* som den desidert mest tallrike arten. *Limnodrilus udekemianus*, *T. tubifex* og *S. ferox* forekom i mindre antall. *S. heringianus* manglet derimot på stasjonen. Antall naididearter var her klart redusert i forhold til inne i vegetasjonsbeltet (St. 10A).



**Figur 55**

Prosentvis forekomst av de mest sentrale bunndyrgruppene på St. 10B.

- Percentage occurrence of some of the more important groups of the bottom fauna at St. 10B.

Fåbørstemarkfaunaen ute i lona (St. 10B) skilte seg også klart fra stasjonen inne i vegetasjonen ved at tubificidene var helt dominerende, og hvor *L. hoffmeisteri* alene utgjorde i gjennomsnitt 78,9 % av faunaen. Stasjonen er om vinteren preget av stagnerende forhold med svært lave  $O_2$ -konsentrasjoner. Denne artens evne til å tolerere  $O_2$ -svinn er tidligere omtalt. Den utgjorde hele 91,1 % av fåbørstemarkfaunaen om våren da  $O_2$ -konsentrasjonen er ved et minimum før ismeltingen starter. Av de øvrige arter er også *L. udekemianus* tolerant overfor eutrofe forhold (Milbrink 1983).

*S. heringianus* og *S. ferox* regnes som indikatorer på oligotrofi, men de er begge vanlige i litoralsone i innsjøer uavhengig av trofi. *S. heringianus* var vanlig inne i vegetasjonen på stasjonen, og ut fra substrat o.l. ville en også forventet å finne den ute i lona. Dens følsomhet overfor lave  $O_2$ -konsentrasjoner er sannsynligvis årsak til at den ikke fantes her, og dette viser at den er godt egnet som indikator på oligotrofe forhold. *S. ferox* var også mest tallrik inne i vegetasjonen, men forekom også regelmessig ute i lona til tross for lave  $O_2$ -konsentrasjoner. Dette understreker at den i Dokka ser ut til å være mer tolerant overfor lave  $O_2$ -konsentrasjoner enn det Milbrink (1983) antyder. Dette er også i samsvar med tidligere funn hos andre.

#### Fjærmygg (Chironomidae)

Andelen fjærmygg avtok fra 1988 og 1989 og videre til 1990, fra henholdsvis 27,1 %, 24,4 % og 21,2 % (figur 55). I 1989 og 1990 var andelen lavest i mai og juli mens den økte igjen utover høsten. I 1988 var dette mønsteret mindre markert og noe forskjøvet i tid.

Variasjonene i abundans er vist i figur 56. Det var god overensstemmelse mellom tidspunkt for maksima og minima de tre årene selv om antall individer varierte noe. Gjennomsnittstettheten varierte

imidlertid lite og var 7 800 ind.  $m^{-2}$ , 8 800 ind.  $m^{-2}$  og 8 000 ind.  $m^{-2}$  i henholdsvis 1988, 1989 og 1990.

Arts sammensetningen hos fjærmyggfaunaen i 1987 er vist i vedlegg 4. *Procladius* sp(p) var klart dominerende sammen med *Cricotopus* (*C.*) *tibialis*-gruppen. Totalt ble det påvist 39 taxa, med en relativt jevn fordeling av arter innen de tre underfamilierne Tanypodinae, Orthocladiinae og Chironominae.

#### Rundormer (Nematoda)

Rundormenes andel av bunndyrfaunaen økte noe fra 1988 til 1989 og spesielt fra 1989 til 1990 (figur 55). Den gjennomsnittlige andelen økte i disse årene fra henholdsvis 7,6 %, 9,2 % og 13,0 %. I 1989 og 1990 var andelen størst om våren, mens den i 1988 var minst på denne årstida. Andelen var imidlertid i 1988 relativt konstant resten av året. Arts sammensetningen er gitt i vedlegg 5.

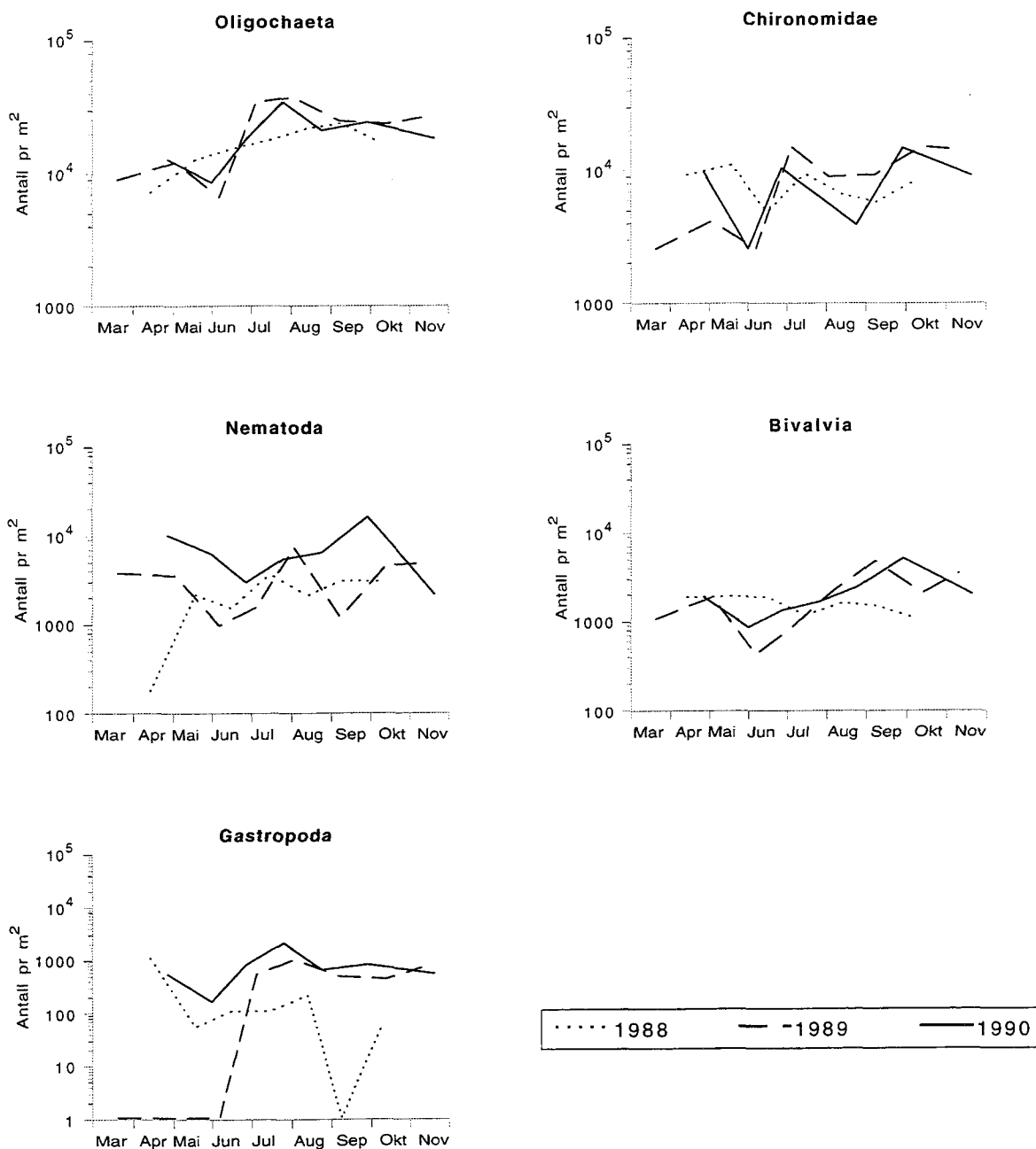
Endringene i tettheten var stor, med en fordobling fra 1989 til 1990 da den i gjennomsnitt var ca 6 800 ind.  $m^{-2}$  (figur 56). Utviklingen i abundansen gjennom de tre årene varierte noe, men den var i alle år lavest i juni / juli. Etter dette økte tettheten, men maksima og minima varierte fra år til år.

#### Muslinger (Bivalvia)

Småmuslingenes andel var konstant 5,5 % i alle tre årene (figur 55), men antall ind.  $m^{-2}$  økte fra 1 500 i 1988 til 2 000 i 1989 og 2 100 i 1990 (figur 56). St. 10B hadde den høyeste tettheten av muslinger blant de undersøkte stasjonene.

Utviklingen i abundans gjennom året samsvarte godt for 1989 og 1990 med en nedgang fra april / mai til juni / juli. På ettersommeren økte tettheten til en topp i september / oktober. I 1988 var tettheten mye mer stabil enn i 1989 og 1990.

STASJON 10B

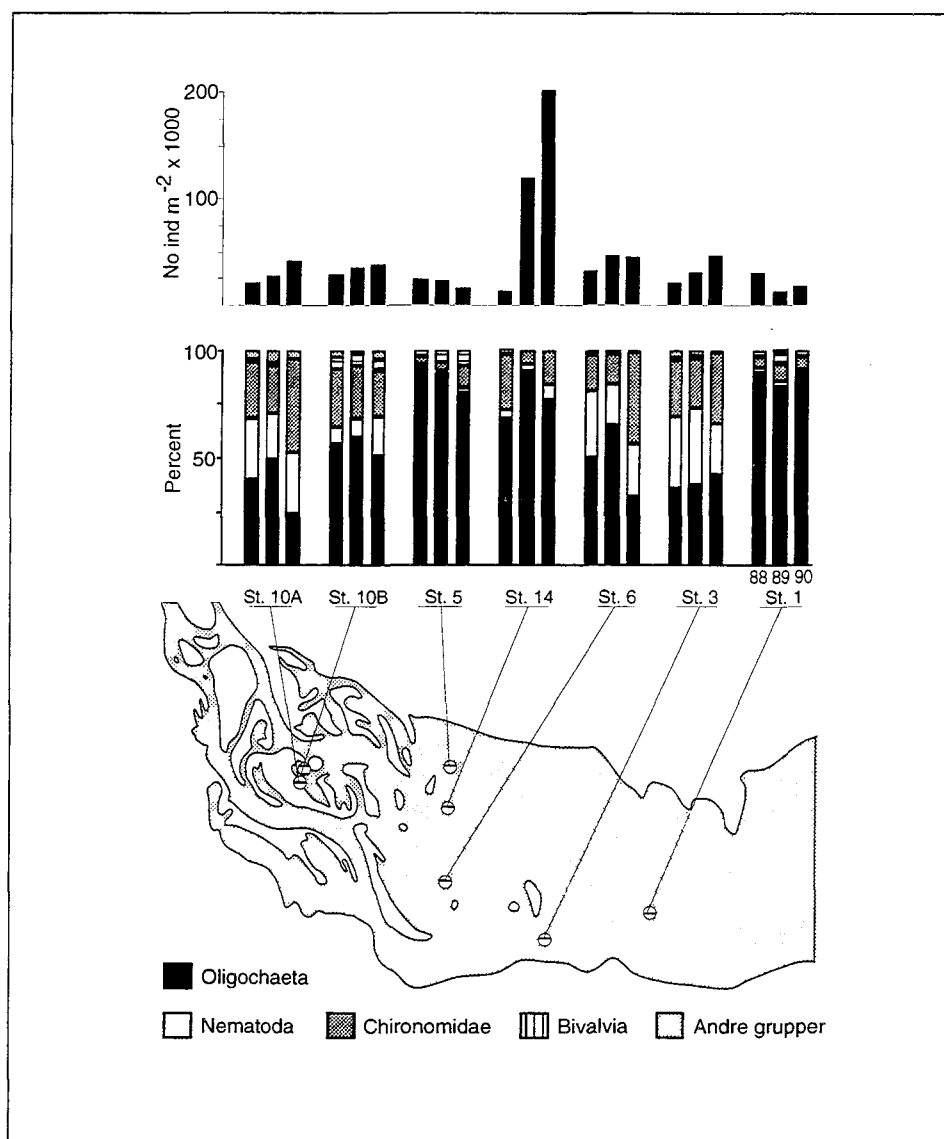


**Figur 56**  
Tettheten (Ind. m<sup>-2</sup>) av noen sentrale bunndyrgrupper på St. 10B.  
- Density (ind. m<sup>-2</sup>) of some main groups of the bottom fauna at St. 10B.

**Andre bunndyrgrupper**

De øvrige bunndyrgruppene utgjorde små fraksjoner av det totale antall bunndyr, med snegl (Gastropoda) og vannmidd (Hydrocari-

na) som de mest tallrike (**tabell 8, vedlegg 6**). Antall grupper var relativt likt fra år til år og ingen klare utviklingstendenser kunne spores i gruppesammensetning eller i abundansforhold.

**Figur 57**

Gjennomsnittlig forekomst (%) av de mest sentrale bunndyrgruppene og gjennomsnittlig tetthet (Ind. m<sup>-2</sup>) av bunndyr på noen stasjoner i Dokkadeltaet.

- Mean percentage occurrence of some important groups of the bottom fauna and mean density (Ind. m<sup>-2</sup>) of the bottom fauna at some stations in the Dokka delta.

## 6 Sammenfattende diskusjon

Målsettingen med undersøkelsene har vært å beskrive korttids-effekten av vassdragsreguleringen i Dokka på de biologiske samfunn i Dokkadeltaet med undersøkelser to år før regulering og to år etter. Hypotesen var at redusert vannføring i elva ut i deltaet ville gi redusert materialtilførsel og endret sedimentasjonsmønster, med redusert biologisk produksjon som følge. En rekke forhold har imidlertid gjort at resultatene har blitt relativt usikre:

- Førstusasjonen ble forstyrret på grunn av byggeaktivitetene i Dokkavassdraget (Kjøljuaadammen, Dokkfløymagasinet) de to årene før reguleringen startet. Dette medførte økt tilførsel av uorganisk, suspendert materiale til deltaet
- Deler av undersøkelsesperioden har rent klimatisk sveket sterkt fra det normale gjennom tildels meget varme vintre, nedbørfattige år og tynt og tildels manglende snødekke i vinterhalvåret. Flomperiodene har delvis manglet og sommer vannstand i Randsfjorden har tildels vært meget lav. Deltaet har på grunn av manglende snødekke mottatt unormalt mye uorganisk, suspendert materiale.

De fysisk-kjemiske endringene i deltaet har vært små, men markerte, og i henhold til forventet utvikling. Det har vært en generell økning i elektrolytt- og næringssaltinnholdet på grunn av økt andel elektrolyttrikt vann fra Etna. pH har holdt seg relativt konstant, men med en viss reduksjon i dyplagene på grunn av økt stabilitet i temperatursjiktningen. Siktedypet har økt på grunn av redusert materialtilførsel. En vil også forvente økt stabilitet i temperatur- og oksygensjiktning i dyplagene umiddelbart utenfor deltaet.

En mangler gode data over sedimentasjonen i deltaet før utbyggingen i Dokkavassdraget, men resultatene indikerer at sedimentasjonsmønsteret har endret seg på grunn av endret vannføring. Sedimentasjonen synes å ha avtatt i de ytre deler av deltaet mens den har økt i de indre. Stor graveaktivitet i Dokka, stor overflateerosjon på dyrket mark i vinterhalvåret og lav vannstand i Randsfjorden har imidlertid forstyrret dette bildet og gjort konklusjonen usikker. Det er med få unntak relativt god korrelasjon mellom sedimentasjonshastighet og lokalitetens beliggenhet i deltaet i forhold til strømretning og -hastighet, og det er også med enkelte unntak god korrelasjon mellom bunn-

substratets karakter og sedimentasjonshastighet. Redusert vannføring har økt andelen organisk materiale som sedimenteres. Dette har trolig sammenheng med redusert resuspensjon.

Dokkadeltaet har en meget rik og variert krepsdyrfauna med en rekke sjeldne arter. Ikke i noen annen lokalitet er det funnet tilsvarende antall arter. Dette har sammenheng med et variert og rikt utvalg av mulige habitater, stor tilførsel av alloktont organisk materiale (detritus), stor egenproduksjon (alger og makrovegetasjon) og egnede forhold for konkuransesvake arter.

Det har skjedd en markert endring både i plankton-, litoral- og bunndyrsamfunnet. Planktonsamfunnet har ved redusert vannføring og utspyling blitt mer stabilt. Andelen av vannlopper har avtatt mens hoppekrepsene har økt. Vannloppene er hovedsakelig planteplankton- og detritusspisere, og redusert materialtilførsel vil redusere næringstilgangen. Planktonsamfunnet bærer også preg av en viss predasjon fra fisk, og resultatene kan indikere en viss økning i predasjonstrykket. Blant annet har *Mesocyclops leuckarti* økt sin dominans på bekostning av *Cyclops abyssorum*.

Situasjonen er noe anderledes inne i lonene. Tettheten har også her økt noe, men tettheten av vannlopper har økt mens den har avtatt hos hoppekrepsene. Dette kan antakelig forklares med at hoppekrepsene her har dødd i de tørrlagte gruntområdene under de lave sommervannstandene i 1989 og 1990. Vannloppene har en raskere reproduksjon og vil lettere kunne erstatte den delen av populasjonen som la seg i diapause i den grunne delen av deltaet.

Tidspunktet, størrelsen og lengden på vårfloppen er en meget sentral faktor for å forstå populasjonsutviklingen hos flere av de aktuelle artene. Store deler av deltaet blir på grunn av vårfloppen spylt rent for plankton, og det er først når vannføringen er redusert at planktonsamfunnet etablerer seg med et større antall individer. Større flommer ellers i året vil også sterkt prege utviklingen i dette samfunnet.

Litoral- og bunndyrsamfunnene er ikke i samme grad preget av selve vannføringen, men mer av den årlige tørrleggingen og sedimentasjon / erosjonforholdene på stedet. Større eller mindre deler av deltaarealet mellom LRV og HRV tørrlegges hver vinter, og utsettes for uttørring og frost om våren. De fleste krepsdyrartene i litoralsonen overvintrer i diapause og tåler tydeligvis denne årlige tørrleggingen. De går ofte i diapause over hele det vanddekkede arealet. Hvis vannet derimot uteblir om våren på grunn av liten vannføring, slik som våren 1990, vil større eller mindre deler av populasjonen dø ut. Tilsvarende forhold vil antagelig også gjelde de øvrige bunndyrene, men også disse har tilpasset seg de spesielle forholdene i Dokkadeltaet.

De endrede sedimentasjonsforholdene etter reguleringen av Dokkavassdraget har også gitt markerte forandringer i bunndyrsamfunnene (**figur 57**). Redusert vannføring og -hastighet øker sedimentasjonen inne i deltaet mens den reduseres lenger ute, og dette har gitt redusert tetthet på St. 1 (og St. 5) og tildels drastisk økning i tetthet og biomasse lengre inne i deltaet. Økningen er minst i lonene, som er relativt mindre påvirket av elv vannet. Det skjer også en vesentlig endring i samfunnsstrukturen, ofte ved en sterk

økning i detritusspisende fåbørstemark og muslinger der sedimentasjonen øker og en reduksjon der den avtar. Fjærmyggene har ofte motsatt utvikling.

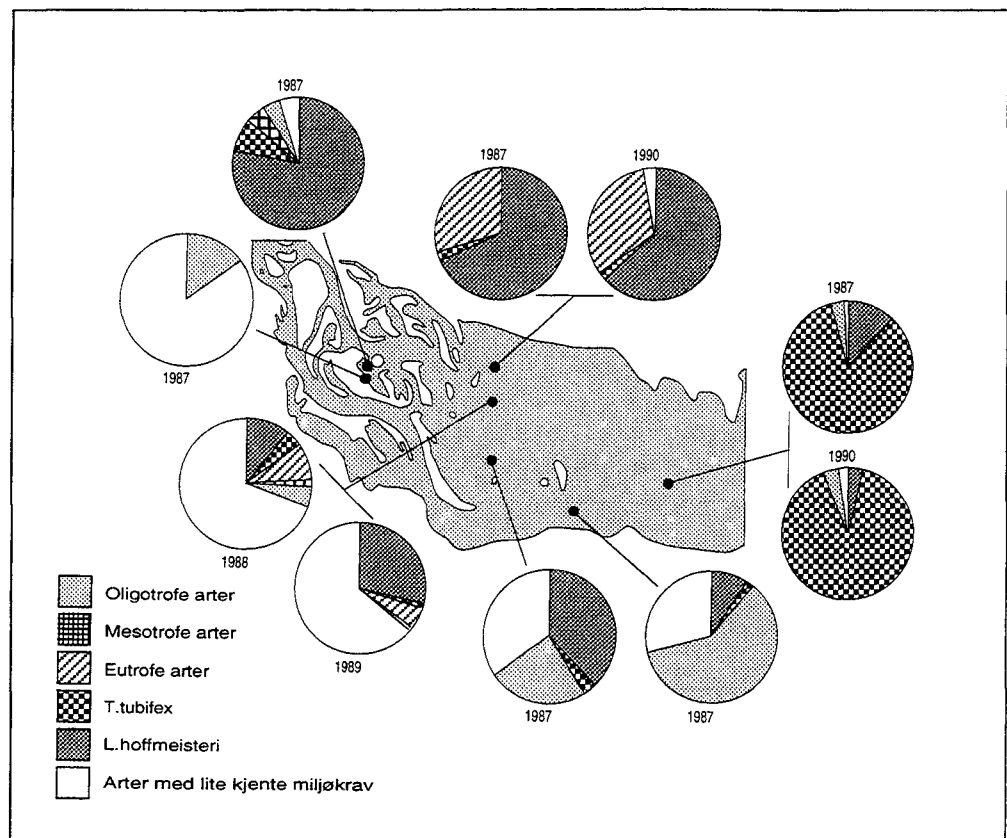
Økningen i tetthet og biomasse av bunndyrene er spesielt utpreget på St. 14 hvor økningen skyldes en kombinasjon av økt sedimentasjon og økt stabilitet i bunnssubstratet (Sloreid 1994). Økningen er spesielt stor fra 1988 til 1989. Samfunnet i 1989 bygger seg opp fra 1988-nivå tidlig om våren til 1990-nivå om høsten. Totalt sett er tettheten 15 ganger større i 1990 enn i 1988. Økningen varierer innen de enkelte dyregruppene, fra 10 ganger økning hos fjærmygg og muslinger, 20 ganger hos fåbørstemark og hele 50 gangers økning hos rundormene. Økningen fra 1989 til 1990 var minst hos fåbørstemarkene og størst hos fjærmyggene. Denne forskjellen gjenspeiler antagelig de enkelte arters evne til å svare på raske endringer i miljøet.

Bunndyrfaunaen på St. 14 er sterkt påvirket av vannføringen i elva. Ved høy vannføring og gjentatte flomtopper er tettheten lav, mens den øker når forholdene blir mer stabile. Økningen i tettheten av *Limnodrilus hoffmeisteri* (til ca 30 % av fåbørstemarkfaunaen) ved lave vannføringer viser at sedimentasjonen av organisk materiale kan være stor under slike forhold. De mer stabile bunnforholdene ved lav vannføring kan også favorisere arten.

Fjærmyggfaunaen indikerer at Dokkadeltaet har mesotrof til eutrof karakter (Schnell per. medd.). Artssammensetning hos fåbørstemarkfaunaen viser store lokale forskjeller, men sett under ett må deltaområdet karakteriseres som mesotroft. Vurderinger av trofi ved hjelp av fåbørstemarkfaunaen bør primært baseres på data fra profundalsonen. Av våre stasjoner i Dokkadelta gjelder dette kun St. 1 som er ca 25 m dyp og til en viss grad St. 5 som er ca 8 m dyp. De øvrige stasjonene er grunnere enn 4 m. Til tross for dette vil sammensetningen av fåbørstemarkfaunaen gi verdifull informasjon om fremherskende miljøforhold i deltaet. **Figur 58** viser situasjonen på de enkelte stasjoner. De enkelte arters trofittilhørighet er basert på Milbrink (1980, 1983), som er utarbeidet på grunnlag av data fra Skandinavia. I hans indekser er imidlertid ikke representanter for familien Naididae inkludert. Särkkä (1987, 1989) har ut fra finske forhold vurdert enkelte av disse artenes trofittilhørighet, og disse er tatt med i vår oversikt.

NIVAs (1981) undersøkelser i Randsfjorden viser at den er lite forurenset og karakteriseres som oligotrof ut fra vannkjemi og planteplankton. Både fåbørstemark- og fjærmyggfaunaen på St. 1 og 5 i Dokkadeltaet viser imidlertid at disse har mesotrof til eutrof karakter. Blant fåbørstemarkene dominerer *Tubifex tubifex* og *Limnodrilus hoffmeisteri*, som begge er arter godt tilpasset eutrofe forhold. Litoralstasjonene med vegetasjon, St. 3, 6 og 10A har stort innslag av oligotrofe arter, i tillegg til mange arter med ukjente miljøkrav. De har også stor tetthet av semiakvatiske enchytraeider. De noe dypere litoralstasjonene kommer i en mellomstilling. St. 10B har f.eks. innslag av oligotrofe arter, men dominansen og tildels stor tetthet av *Limnodrilus hoffmeisteri* viser sterk organisk påvirkning og  $O_2$ -mangel.

Deltaets mesotrofe til eutrofe karakter skyldes sannsynligvis ikke forurensning, men tilførsel av annet alloktont materiale. Det



**Figur 58**  
Dominansforhold og trofithøring-  
het blant fåbørstemarkfaunaen.  
- Dominance and trophy relations-  
hips among the oligochaetes.

foreligger dessverre ikke data over tilførselen av næringsalter eller organisk stoff / kloakk til deltaet, men bunnssubstratet på St. 1 viser at Land Sag har en viss lokal effekt på grunn av sagflis, barkavfall mm. Det sedimenterte materialet er av alloktone opprinnelse tilført med Dokka. Hvert år tilføres deltaet i størrelsesorden ca 10 000 - 15 000 tonn suspendert materiale hvorav ca 25 % er organisk. Det alt vesentlige av dette sedimenteres inne i deltaet. I tillegg til det alloktone vil også det egenproduserte materialet for en stor grad sedimentes inne i deltaet.

Ved Land Sag kommer også vannet som benyttes i kraftproduksjonen ut i Randsfjorden, og effekten av dette er ikke kjent. Trolig tilføres Randsfjorden betydelige mengder næringsalter og organisk materiale gjennom kraftverksvannet, og dette vil over tid sannsynligvis ha effekt også for de ytre deler av deltaet.

Dokkadeltaet er relativt grunt og områdene nord for Fluberg Bru har vært islagt selv under de milde vintrene de siste årene. Dette sammen med stor materialtilførsel og sedimentasjon er av vesentlig betydning for oksygenforholdene på særlig St. 1 og 5. Dette har igjen stor betydning for bunndyrfaunaen, som har en rekke arter som er tilpasset lave  $O_2$ -konsentrasjoner og meso- til eutrofe forhold.

Det fins få mer omfattende undersøkelser fra innsjøer i Norge der fåbørstemarkfaunaen er artsbestemt. Ved sammenlikning med andre undersøkelser er det viktig å være oppmerksom på at både feltmetodikk og prosedyrer for utplukking av dyr varierer, og dette vil påvirke resultatene. Antall arter i Dokkadeltaet er større enn både i Mjøsa (NIVA 1980b) og Tyrifjorden (Kjellberg 1984). Særlig

er antallet arter innen familien Naididae større. Dette skyldes at naidider er knyttet til litoralsonen mer enn til profundalen. Områder med vegetasjon vil derfor ha stor forekomst av naidider. Naidider har også en livssyklus der ukjønnnet formering spiller en vesentlig rolle. Mange arter har en tendens til å opptre i store mengder deler av året, mens de til andre tider kan være nesten fraværende. Undersøkelser der prøvetagningen skjer en gang eller to i løpet av en sesongen vil derfor ikke fange opp alle de artene som kan være til stede i perioder av året. Det er også trolig at dette kan skyldes metodiske forhold da mange av artene er små og vil derfor lett bli oversett.

Bunndyrtettheten i Dokkadeltaet er meget høy (**figur 57**) og ligger på høyde med tettheten i meso- til eutrofe lokaliteter. I Tyrifjorden ble det på det meste påvist mellom 2 000 og 2 500 ind.  $m^{-2}$  på lokaliteter med tildels sterk organisk belastning, mens det på de fleste stasjoner ble funnet færre enn 1 000 ind.  $m^{-2}$ . Store deler av dette materialet er imidlertid fra stasjoner i dypere deler av profundalsonen (Kjellberg 1984). I Mjøsa var individtettheten omtrent på samme nivå som i Tyrifjorden (NIVA 1980b). Sæther (1963) påviste i det grunne og eutrofe Østensjøvannet i Oslo maksimum 172 000 ind.  $m^{-2}$  av tubificider, mens det gjennomsnittlige antall fåbørstemark lå på ca 40 000 ind.  $m^{-2}$ . I det eutrofe Borrevann var den gjennomsnittlige tettheten av bunndyr ca 5 000 individer pr  $m^{-2}$  (Økland 1983).

Tetthet av bunndyr sier lite om biomasse og størrelsen på produksjonen i vannforekomsten. Ett velvoksent individ av dammusling representerer f.eks. flere hundre tusen små fåbørstemark i biomasse. Produksjonen av fåbørstemark vil derimot være vesentlig større.

## 7 Sammendrag

Undersøkelsen er gjennomført i Dokkadeltaet i nordenden av Randsfjorden (**figur 1**).

Vannstanden i Randsfjorden er regulert 3 m og store arealer av Dokkadeltaet er tørrlagt fra en til seks måneder i året (**figur 10**). Deltaet tilføres hvert år ca 20 000 - 25 000 tonn organisk og uorganisk materiale og som har stor betydning for den biologiske produksjonen. Vannstanden i Randsfjorden har stor betydning for hvor dette materialet sedimenteres.

En kraftutbygging i Dokka har redusert vannføringen gjennom deltaet med nær 50 % (**figur 8**), og dette har betydning både for materialtransporten inn i deltaet og fordelingen innenfor deltaet. Vi har ønsket å undersøke hvilke betydning dette har hatt for de biologiske samfunn.

Undersøkelsen er gjennomført i perioden 13. mai 1987 til 29. november 1990, og omfatter to år før vannføringsendringene og to år etter. Det er innsamlet materiale fra 14 stasjoner (**figur 13**), 12 stasjoner ute i selve deltaet og to stasjoner i elva like før utløp i deltaet. Store deler av materialet er imidlertid ikke bearbeidet av kapasitetshensyn. Det er innsamlet vannprøver for analyse av pH, ledningsevne (mS/m), oksygen og de viktigste anioner og kationer. I tillegg er temperatur, siktedyp og innsjøfarge målt. Sedimentasjonen ( $\text{g m}^{-2} \text{d}^{-1}$ ) er målt i 1989 og 1990. Plankton og litorale krepsdyr er i 1988 - 1990 innsamlet kvantitativt med en 14 liters Schindlerhenter, to prøver pr. dyp. I tillegg er det tatt kvalitative prøver med planktonhåv. I 1987 foreligger det kun kvalitative håvprøver. Bunndyrene ble i 1987 innsamlet med henholdsvis van Veen-grabb og Ekmangrabb, mens de senere er innsamlet med en Kajak bunnhenter med diameter 7 cm ( $38 \text{ cm}^2$ ), 5 prøver pr. stasjon. Vannprøvene, sedimentasjonsprøvene og planktonprøvene er innsamlet hver 14. dag, mens bunndyrene er innsamlet en gang i måneden.

En rekke faktorer har virket forstyrrende på resultatene fra undersøkelsen:

- Stor graveaktivitet i forbindelse med kraftutbyggingen i Dokka ga allerede fra 1987 en betydelig økning i materialtilførselen før vannføringen ble redusert.
- Milde og snøfattige vintre ga meget stor erosjon på dyrket mark.
- Vannføringen har i perioder vært lav.
- Vannstanden i Randsfjorden har vært lav i hele eller deler av sommerhalvåret.

De grunnere partiene i deltaet er preget av stor gjennomstrømming og vindpåvirkning uten temperatur- og kjemiske sjiktning (**figur 16 - 20**). De dypere partiene rett utenfor deltaet er sjiktet, men sjiktningen er relativt ustabil. Det er observert et svakt oksygenvinn på St. 1 om sommeren, mens dette om vinteren er langt mer markert. Den reduserte vannføringen har gitt en noe mer stabil sjiktning.

Det har ikke skjedd store endringer i de vannkjemiske forhold etter reduksjonen i vannføringen, men det er observert en viss

økning i konsentrasjonen av de ulike parametere på grunn av økt prosentvis andel av det noe elektrolyttrikere vannet fra Etna (**vedlegg 2**). Siktedypet synes også å ha økt noe. pH har ikke endret seg vesentlig. Variasjonen i pH er større inne i deltaet enn lenger ut.

Sedimentasjonen ligger om sommeren ved høy vannstand og liten vannføring omkring  $2 - 4 \text{ g m}^{-2} \text{d}^{-1}$  i store deler av deltaet (**figur 21**). Tilførselen øker betydelig i flomperiodene og i en periode på 49 dager, fra 26. mars til 14. mai 1990, var den gjennomsnittlige sedimentasjonen  $227 \text{ g m}^{-2} \text{d}^{-1}$  på St. 1 og  $278 \text{ g m}^{-2} \text{d}^{-1}$  på St. 14. Det er ikke avklart hvorvidt reduksjonen i vannføring har gitt redusert materialtilførsel.

Dokkadeltaet er meget rikt på krepsdyrarter, og det er hittil påvist 80 arter hvorav 54 arter vannlopper og 26 arter hoppekreps. Av disse er 14 arter planktoniske, mens de øvrige er litorale og bunnlevende. Blant vannloppene er det ca 20 arter som forekommer regelmessig, mens de øvrige forekommer mer tilfeldig. En rekke arter er meget sjeldne ellers i Norge. De vanligste er *Bosmina longispina* og *B. longirostris* med *Ceriodaphnia pulchella* som den tredje vanligste arten. De vanligste hoppekrepsartene er *Macrocyclus albidus*, *Mesocyclops leuckarti*, *Acanthocyclops capillatus* og *Cryptocyclops bicolor*. De tre lone St. 9, 10 og 11 viser stor likhet med hensyn til krepsdyrsamfunnene.

Planktonsamfunnet på St. 1 og 5 er sterkt influert av vannføringen gjennom deltaet, og i flomperioder er tettheten sterkt redusert. Tettheten varierer på St. 1 fra nær 0 ind.  $\text{l}^{-1}$  under vårflommen til vel 80 ind.  $\text{l}^{-1}$  ved maksimum i september / oktober (**figur 22**). Normal sommertetthet varierer omkring 20 - 30 ind.  $\text{l}^{-1}$ . Samfunnene er dominert av *Holopedium gibberum*, *Daphnia cristata*, *D. galeata*, *Bosmina longispina*, *Cyclops abyssorum*, *Mesocyclops leuckarti*, *Limnocalanus macrurus*, *Eudiaptomus gracilis* og *Heterocope appendiculata*. Vannloppene dominerte totalt i 1987 og 1988, mens andelen hoppekreps økte i 1989 og 1990. Særlig har andelen av *M. leuckarti* og *E. gracilis* økt.

Livssyklus hos artene er sterkt preget av utspyling under høy vannføring, og det kan være vanskelig å tolke utviklingsforløpet gjennom året. *Mesocyclops leuckarti* er sammen med *Cyclops abyssorum* de vanligste cyclopoide hoppekrepsartene. *M. leuckarti* har sannsynligvis kun én generasjon i løpet av året og overvintrer i diapause som Cop. IV og V (**figur 23**). *Cyclops abyssorum* har også kun én generasjon i året, og hele eller deler av populasjonen overvintrer i de frie vannmasser (**figur 24**). En sterk nedgang i populasjonen om høsten kan tyde på at deler av populasjonen går i diapause som Cop. V. *Limnocalanus macrurus* overvintrer kun som hvileegg. Utviklingen er rask med 2 - 3 generasjoner i løpet av sommeren (**figur 25**). Den tredje generasjonen er liten. *Heterocope appendiculata* har en liknende utvikling (**figur 27**). *Eudiaptomus gracilis* har også en tilsvarende utvikling, men overvintrer både ved hvileegg og i de frie vannmasser (**figur 26**).

*Daphnia cristata* og *Bosmina longispina* er de klart dominerende artene blant vannloppene. Begge overvintrer i lite antall i de frie vannmasser, men produksjonen av hvileegg er trolig stor. *Daphnia cris-*

*tata* har 2 - 3 tetthetsmaksima i løpet av sommerhalvåret, som sannsynligvis samsvarer med antall generasjoner (**figur 28**). Hannene dukker vanligvis først opp i september - oktober etterfulgt av en ephippieproduksjon. I 1990 var det hanner tilstede under hele undersøkelsesperioden. Andelen hanner var liten. Den andre daphnie-arten, *D. galeata*, økte sin andel betydelig fra 1987 / 1988 til 1989 / 1990 (**figur 29**). Den overvintrer utelukkende som hvileegg. Mens tettheten av *D. cristata* avtar syddover i Randsfjorden øker den for *D. galeata*.

*Bosmina longispina* er den klart dominerende av samtlige arter. Tettheten varierte omkring 4 - 7 ind. l<sup>-1</sup>, men med enkelte klare maksima med tettheter opp mot 30 ind. l<sup>-1</sup> (**figur 30**). Variasjonene i tetthet og andel hunner med egg antyder 4 - 5 generasjoner i løpet av året. De første hannene dukker opp allerede i juli, men tettheten er størst i oktober.

*Holopedium gibberum* opptrer fåtallig og er en ren sommerform (**figur 31**). Den har fra 1 - 2 maksima i året. Hanner er ikke påvist.

Planktonets vertikalfordeling viser tre hovedmønstre, ett med størst tetthet omkring 3 - 5 m med avtagende tetthet både mot overflaten og mot dypet, ett med størst tetthet nær overflaten og lav tetthet i dyplagene og ett mer sjeldent med størst tetthet i dyplagene (**figur 33**). Det ble funnet størst tetthet i dyplagene i november både i 1988 og 1990 og om våren i 1990. Lav tetthet i overflaten om våren skyldes stor gjennomstrømning i overflaten, mens høy tetthet i dyplagene om høsten sannsynligvis er en tilpasning til forestående diapause. De fleste artene prefererer de øverste 5 - 7,5 m, men *Limnocalanus macrurus*, *Cyclops abyssorum* og tidvis også *Daphnia cristata* foretrekker å stå dypere enn termoklinen.

De mer beskyttede lonene inne i deltaet tørrlegges hver vinter, og dette setter sterkt preg på utviklingen i krepsdyrsamfunnene. Antall arter er meget lavt tidlig om våren og sent på høsten, mens antallet er størst i juli - august (**figur 34**). Tettheten er også meget lav om våren, dels på grunn av stor gjennomstrømning, men hovedsakelig på grunn av at tørrleggingen vanskeliggjør en rask oppbygging av de nye populasjonene. Tettheten er størst i og nær vegetasjonsbeltene langs land, og det er her funnet tettheter på mer enn 1 000 ind l<sup>-1</sup>, mens den ute i de frie vannmassene stort sett varierer mellom 1 og 10 ind. l<sup>-1</sup> (**figur 35**). Krepsdyrsamfunnene i og nær vegetasjonsbeltene er mindre påvirket av gjennomstrømning og er derfor mer stabile enn de ute i de frie vannmassene.

Krepsdyrsamfunnene i lonene er om sommern stort sett dominert av vannlopper, mens hoppekrepsene dominerer mer om våren og høsten (**figur 36, 37**). Vannloppene har økt sin tetthet fra 1988 til 1990, mens tettheten av hoppekrepsene har avtatt. Dette har trolig sammenheng med lav vannstand og stor dødelighet hos hoppekrepsene som ligger i diapause nærmest land.

*Bosmina longispina* og *B. longirostris* dominerer sterkt inne i lonene både i vegetasjonen og i pelagialen (**figur 38, 39**). Størst tetthet har *B. longispina*. Utviklingsforløpet er svært forskjellig i de enkelte lonene. *B. longirostris* har minst 4 generasjoner i 1990.

Hoppekrepsene består nesten utelukkende av cyclopoide hoppekrepsarter, mens de calanoide artene kun opptrer fåtallig og spo-

radisk. *Mesocyclops leuckarti* er den klart dominerende art (**figur 41**). Antall generasjoner varierer mellom 2 og 3 med reproduksjon i mai, juni / juli og midten av august. En del av 2. generasjon går i diapause, mens den andre delen reproduserer og gir opphav til 3. generasjon. Den overvintrer i diapause som Cop. V (og Cop. IV?) og synes å utnytte hele slamoverflaten for diapause.

*Macrocyclus albidus*, *Acanthocyclops capillatus* og *Eucyclops* spp. forekommer også vanlig (**figur 42**).

Bunndyrfaunaen er på samtlige stasjoner dominert av fåbørstemark, fjærmygg, rundormer og småmuslinger, mens andre dyregrupper utgjør et beskjedent antall (**Figur 43 - 56**). Marflo (*Gammarus lacustris*) er kun påvist på St. 3, mens gråsugg (*Asellus aquaticus*) er vanlig på de andre stasjonene.

Fåbørstemark er oftest den dominerende dyregruppen og utgjør på de dypeste stasjonene som ikke tørrlegges (St. 1, 5, 14) fra ca 70 - 95 % av individene i gjennomsnitt. På de stasjonene som tørrlegges (St. 3, 6, 10A, 10B) utgjør de fra ca 25 - 65 %. Tilsvarende tall for fjærmygg er henholdsvis ca 3 - 25 % og ca 14 - 43 %, og for rundormene ca < 1 - 7 % og 8 - 36 %.

Bunndyrtettheten er relativt lik på samtlige stasjoner og varierer stort sett mellom 20 000 og 50 000 ind. m<sup>-2</sup> (**figur 57**). St. 14 skiller seg imidlertid sterkt ut fra de andre med meget høy tetthet i slutten av undersøkelsesperioden med nær 200 000 ind. m<sup>-2</sup> i gjennomsnitt i 1990. Med unntak av St. 1 og 5 har tettheten økt fra 1988 til 1990. Økningen skyldes trolig endret sedimentasjonsmønster på grunn av redusert vannføring.

Økningen på St. 14 varierer mellom de ulike bunndyrgrupper, med en 10-dobling av tettheten hos fjærmyggene og småmuslingene, en 20-dobling hos fåbørstemarkene og en 50-dobling hos rundormene. Dominansforholdene mellom de ulike artene er også sterkt endret, fra dominans av arter med r-strategisk forplantning til arter med K-strategisk forplantning. De første er vanlig i unge eller ustabile systemer mens de andre er mer vanlig i stabile og eldre suksesjonsstadier.

Det er påvist henholdsvis 37, 31 og 83 taxa rundormer (**vedlegg 5**) fåbørstemark (**tabell 9**) og fjærmygg (**vedlegg 4**) i Dokkdeltaet. Artssammensetningen indikerer meso- til eutofe forhold (**figur 58**). De stasjonene som tørrlegges hver vinter har også stort innslag av semiakvatiske arter, som også er vanlige i fuktig jord.

Redusert vannføring har gitt følgende endringer:

- mer stabil og skarpere temperatursjiktning og kjemisk sjiktning ved Land Sag,
- økt siktedyp,
- svak økning i ledningsevne og næringssaltinnhold,
- en større del av sedimentasjonen skjer i elveløpet og i de indre deler av deltaet,
- planktonsamfunnet er blitt mer stabilt med økt andel hoppekreps; dominansforholdene for øvrig er også endret,
- bunndyrtettheten har økt tildels betydelig på de stasjonene som har fått økt sedimentasjon og har avtatt på de hvor den er redusert; samfunnsstrukturen er endret.

## 8 Summary

The study has been carried out in the Dokka delta at the northern end of the Lake Randsfjorden, South Norway (**Figure 1**).

The Lake Randsfjorden is regulated 3 m, and large areas of the Dokka delta are drained from one to six months a year (**Figure 10**). The delta receives about 20 000 to 25 000 tons of organic and inorganic material each year which has a great influence on the biological production. The water level in Lake Randsfjorden strongly influences the sedimentation pattern in the delta.

Water power development of River Dokka has reduced the water flow through the delta to about 50 % of its natural flow (**Figure 8**) which is of great importance for the transportation of material into the delta and how it is deposited. The main task of this research program is to study how this reduced throughflow influences the biological communities.

The study started 13 May 1987 and ended 29 November 1990, and comprises two years before reduced water flow and two years after. Altogether 14 stations have been sampled (**Figure 13**), 12 stations in the delta proper and two stations in the river just before entering the delta. Unfortunately a large part of the material has not been worked up due to lack of capacity. Water samples have been analysed for pH, specific conductivity (mS/m), oxygen, and the main constituents. In addition, the temperature, secchi disk depth and water colour have been measured. The sedimentation rates ( $\text{g m}^{-2} \text{d}^{-1}$ ) at the different stations were measured in 1989 and 1990. The planktonic and littoral crustaceans and bottom fauna have been quantitatively and qualitatively sampled, mainly during the summer. Samples for water and sedimentation analyses, and planktonic and littoral crustaceans were sampled every 14 days, while the bottom samples were collected once a month.

Several factors have distorted the possibilities to evaluate the effects of reduced throughflow:

- Large disturbances of the watercourses connected with the building of the power plant already in 1987 increased the material input long before reduced waterflow.
- Mild weather during winter with poor snow cover gave severe erosion on cultivated land.
- The water flow was quite low in periods.
- The water level in Lake Randsfjorden has been low during parts or the whole of the summer season.

The shallower parts of the delta have great throughflow and the wind influence is strong, and there is no stratification in temperature chemical substances (**Figure 16 - 20**). The deeper part just outside the delta is stratified, but the stratification is unstable. Only a small reduction in oxygen content is observed during summer at St. 1, while the reduction during winter with ice cover is much more pronounced. The reduced waterflow has given somewhat more stable conditions.

There are no pronounced changes in the chemical composition except for some minor increases in the concentrations of some

of the constituents due to the influence of relatively more electrolytic rich water from the unaffected River Etna (**Appendix 2**). The secchi disk readings have increased. There are no changes in pH.

The sedimentation rates in larger parts of the delta are about 2 - 4  $\text{g m}^{-2} \text{d}^{-1}$  at high water level in Lake Randsfjorden and low waterflow in the river (**Figure 21**). The rate increases drastically during floods, and during a period of 49 days, from 26 March til 14 May 1990, the mean rate was 227  $\text{g m}^{-2} \text{d}^{-1}$  at St. 1 and 278  $\text{g m}^{-2} \text{d}^{-1}$  at St. 14. It is not known how the reduced water flow has influenced the sedimentation rate.

The Dokka delta is very rich in crustacean species, and altogether 80 species are known to occur, 54 species of Cladocera and 26 species of Copepoda. Of these 14 are planktonic while the others are littoral and bottom species. Among the Cladocera about 20 species are common while the others are occurring more sporadically. A number of species are very rare in Norway as a whole. The most common are *Bosmina longispina* and *B. longirostris* with *Ceriodaphnia pulchella* as the third most common. The most common Copepoda are *Macrocyclus albidus*, *Mesocyclops leuckarti*, *Acanthocyclops capillatus* and *Cryptocyclops bicolor*. The crustacean communities in the shallow lagoons, St. 9, 10 og 11, were quite similar.

The plankton communities at St. 1 and 5 are heavily influenced by the water flow through the delta, and during floods the density is strongly reduced. The density at St. 1 varies from close to 0 ind.  $\text{l}^{-1}$  during the spring flood to about 80 ind.  $\text{l}^{-1}$  at the maximum in September / October (**Figure 22**). Mean density during summer is normally about 20 - 30 ind.  $\text{l}^{-1}$ . The communities are dominated by *Holopedium gibberum*, *Daphnia cristata*, *D. galeata*, *Bosmina longispina*, *Cyclops abyssorum*, *Mesocyclops leuckarti*, *Limnocalanus macrurus*, *Eudiaptomus gracilis* and *Heterocope appendiculata*. The cladocerans dominated totally during 1987 og 1988, while the proportion of copepods increased during 1989 og 1990. Especially the proportions of *M. leuckarti* and *E. gracilis* have increased.

The lifecycles of the different species are strongly influenced by high waterflow, and it is difficult to interpret the development during the summer. *Mesocyclops leuckarti* and *Cyclops abyssorum* are the two most common cyclopoide copepods. *M. leuckarti* has most probably only one generation during the year and spend the winter in diapause as Cop. IV and Cop. V (**Figure 23**). *Cyclops abyssorum* has also only one generation during the year and all or part of the population spends the winter in the water (**Figure 24**). A strong reduction in population density in late autumn may indicate that part of the population spends the winter in diapause in the bottom sediments as Cop. V. The whole population of *Limnocalanus macrurus* spends the winter as resting egg. The development is rapid with 2 - 3 generations during summer (**Figure 25**). The third generation is small. *Heterocope appendiculata* has a similar development (**Figure 27**). *Eudiaptomus gracilis* has also a similar development, but spends the winter both as resting eggs and in the water (**Figure 26**).

*Daphnia cristata* and *Bosmina longispina* dominated among the



crustacean species. They both spend the winter season in small numbers in the pelagial zone, but the production of resting eggs is probably great. *Daphnia cristata* had 2 - 3 density maxima during the summer, which probably correspond with the number of generations (**Figure 28**). The males usually appear in September - October followed by a production of ephippia. In 1990, however, the males were present during the whole season. The number of males were low. The secondmost common daphnid, *D. galeata*, increased its density considerably from 1987 to 1990. It spends the winter as resting eggs. While the density of *Daphnia cristata* decreases from north to south in Lake Randsfjorden the situation is the opposite for *D. galeata*.

*Bosmina longispina* is the most dominant species overall. The density normally varies around 4 - 7 ind. l<sup>-1</sup> with some marked maxima up to 30 ind. l<sup>-1</sup> (**Figure 30**). The variation in density and share of females with eggs indicate 4 - 5 generations. The first males appear in July, but the density is highest in October.

*Holopedium gibberum* occurs only in low density, and is a pure summer species (**Figure 31**) with 1 - 2 density maxima during the season. Males are not observed.

The vertical distribution of the plankton shows three main patterns, one with highest density between 3 - 5 m depth with decreasing densities above and below, one with highest density near the surface and low density in deeper parts, and a rarer pattern with highest density below the thermocline (**Figure 33**). High density in the deeper part occurred in November both in 1988 and 1990, and during the spring 1990. Low density near the surface in spring is caused by great throughflow, while high density near the bottom in autumn is an adaptation to the forthcoming diapause in the bottom sediment. Most species prefer the uppermost 5 - 7.5 m, but *Limnocalanus macrurus*, *Cyclops abyssorum* and to some degree *Daphnia cristata* prefer to stay below the thermocline.

The more shallow and protected lagoons inside the delta dry every winter, which strongly influences the development of the crustacean communities. The number of species is very low early in spring and late in autumn while it is highest in July - August (**Figure 34**). The density was also very low during spring, partly caused by high throughflow but mainly because the drying up severely stress the populations. The density is highest in the vegetation and in the interface between open water and the vegetation belts. The density may be as high as more than 1 000 ind. l<sup>-1</sup>. In the open water the density is normally 1 to 10 ind. l<sup>-1</sup> (**Figure 35**). The crustacean communities in and near the vegetation zone are less influenced by high water flow and are therefore more stable than those in the open water.

The crustacean communities in the lagoons are mainly dominated by cladocerans in summer while the copepods dominate in spring and autumn (**Figure 36, 37**). The cladocerans have increased in density during the study period from 1988 to 1990 while the copepods have decreased. This is due to low water level and high mortality among the copepods during diapause.

*Bosmina longispina* and *B. longirostris* dominate in the lagoons, both inside the vegetation and in the open water (**Figure 38, 39**).

*B. longispina* has the highest density. Their lifecycles seem to be quite different in the different lagoons. *B. longirostris* had at least 4 generations in 1990.

The copepods are totally dominated by cyclopoids while the calanoids occur only sporadically and in very low numbers. *Mesocyclops leuckarti* is the dominant species (**Figure 41**) with 2 - 3 generations with reproduction in May, June / July, and middle of August. A part of the second generation enters diapause while the rest reproduce to give the third generation. *M. leuckarti* overwinters in diapause as Cop. V (and Cop. IV?), and uses the whole area available.

*Macrocyclus albidus*, *Acanthocyclops capillatus* and *Eucyclops* spp. are also common (**Figure 42**).

The bottom fauna on all stations is dominated by oligochaets, chironomids, nematodes and small bivalves. All other groups occur in low numbers (**Figure 43 - 56**). *Gammarus lacustris* is only found at St. 3 while *Asellus aquaticus* is common at all stations.

The most dominant group is normally the oligochaets. At deeper stations which do not dry up (Sts 1, 5, 14) they constitute about 70 - 95 % of the individuals. At stations which dry up during winter (Sts 3, 6, 10A, 10B) they constitute about 25 - 65 %. Comparable numbers for chironomids are about 3 - 25 % and 14 - 43 % respectively, and for nematodes about < 1 - 7 % and 8 - 36 %.

The density of the bottom fauna is quite similar at the different stations, and varies mainly between 20 000 og 50 000 ind. m<sup>-2</sup> (**Figure 57**). St. 14 differs quite considerably from the other stations with very high density at the end of the study period, with a mean yearly density in 1990 of 200 000 ind. m<sup>-2</sup>. Except for Sts 1 and 5 the density has increased from 1988 to 1990. This is due to altered sedimentation patterns in the delta because of reduced water flow.

The increase in density at St. 14 is not the same for all groups. The density of chironomids and small bivalves have increased 10-fold while the increases in oligochaets and nematodes were 20-fold and 50-fold respectively. The dominant species have also changed drastically from r-strategic to K-strategic species. The r-strategic species are common in young and / or unstable communities while the K-strategic species are common in older and more stable communities.

The number of taxa of nematodes (**Appendix 5**), oligochaets (**Table 9**), and chironomids (**Appendix 4**) so far identified in the Dokka delta are 37, 31, and 83 respectively. The species composition indicates meso- to eutrophic conditions (**Figure 58**). The stations which dry up every winter have a large number of semiaquatic species, which are also common in wet soil.

Reduced waterflow has resulted in the following changes in the Dokka delta:

- More stable and more distinct stratification in temperature and chemical substances in the outer delta at Land Sag.
- Increased Secchi disk transparency.
- A small increase in specific conductivity and nutrients.
- A larger part of the sedimentation occurs in the riverbed and in the inner part of the delta.

- The plankton community has become more stable with an increased proportion of copepods. The community structure has also changed.
- The density of the bottom fauna has increased at stations where sedimentation has increased and has decreased at stations where sedimentation has decreased. The community structure is strongly altered.

## 9 Litteratur

- Aa, A.R. 1983. Dokka. Beskrivelse av kvartærgeologisk kart 1816 IV - M 1: 50 000 (Med fargetrykt kart). - Norges geol. Unders. 383: 1-61.
- Aagaard, K. 1978. The chironomids of lake Målsjøen. A phenological, diversity, and production study. - Norw. J. Ent. 25: 21-37.
- Aagaard, K. & Dolmen, D. (Red.) 1996. Limnofauna Norvegica. Katalog over norsk ferskvannsfafauna. - Tapir forlag, Trondheim 310 s.
- Abrahamsen, G. 1971. The influence of temperature and soil moisture on the population density of *Cognettia sphagnetorum* (Oligochaeta: Enchytraeidae) in cultures with homogenised raw humus. - Pedobiologia 11: 417-424.
- Abrahamsen, G. 1972. Ecological study of Enchytraeidae (Oligochaeta) in Norwegian coniferous forest soils. - Pedobiologia 12: 26-82.
- Baker, F.C. 1918. Invertebrates associated with the mollusca in lower South Bay and vicinity. - N. Y. State Coll. Forestry, Tech. Pub. 9: 8-233.
- Barns, L.E. 1983. The colonization of ball-clay ponds by macroinvertebrates and macrophytes. - Freshwater Biol. 13: 561-578.
- Bendiksen, E. & Brandrud, T.E. 1989. Vann- og strandvegetasjon i Dokka-deltaet. Konsekvensanalyse av vannkraftutbygging. - Vitensk. mus. Rapp. Bot. Ser.: 120-134.
- Bendiksen, E. & Brandrud, T.E. 1990. Vann- og strandvegetasjonen i Dokka-deltaet. Konsekvensanalyse av vannkraftutbygging. - NVE Publikasjon V 43: 51-53.
- Berg, G. & Faugli, P.E. (red.) 1990. Etterundersøkelingsprogrammet - status rapport. - NVE Publ. V 27: 1-89.
- Berg, G. & Faugli, P.E. (red.) 1991. Etterundersøkelingsprogrammet - status rapport 1990. - NVE Publ. 13: 1-47.
- Bjørlykke, A. 1979. Gjøvik og Dokka. Beskrivelse til de berggrunnsgeologiske kart 1816 I og 1816 IV (M 1: 50 000) (Med fargetrykte kart). - Norges geol. Unders. 344: 1-48.
- Blouin, A.C. 1989. Patterns of plankton species, pH and associated water chemistry in Nova Scotia lakes. - Water, Air, and Soil Pollut. 46: 343-358.
- Bogdan, K.G. & Gilbert, J.J. 1982. Seasonal patterns of feeding by natural populations of Keratella, Polyarthra, and Bosmina: Clearance rates, selectivities and contributions to community grazing. - Limnol. Oceanogr. 27: 918-934.
- Brabrand, Å., Brittain, J.E. & Saltveit, S.J. 1989. Konesjonsbetingede undersøkelser i Dokkavassdraget: Bunndyr, tetthet av ørretunger og livssyklusstudier av strømsik, Oppland fylke. - Lab. ferskvøkol. innlandsfiske, Rapp. 111: 1-75.
- Brandrud, T.E., Mjelde, M. & Rørslett, B. 1994. Vannvegetasjonen i Dokkadeltaet, Randsfjorden. Status og vurdering av konsekvenser av Dokka-reguleringen. - NIVA O-87171: 1-82.
- Bremnes, T. & Storeid, S.E. 1994. Fåbørstemark i ferskvann. Utbredelse i Sør-Norge. - NINA Utredning XX In Press.
- Brinkhurst, R.O. 1971. A guide for the identification of British aquatic oligochaeta. - Freshw. Biol. Ass., Scient. Publ. 22: 1-55.
- Brinkhurst, R.O., Chua, K.E. & Kaushik, N.K. 1972. Interspecific interactions and selective feeding by tubificid oligochaetes. - Limnol. Oceanogr. 17: 122-133.
- Brinkhurst, R.O. & Jamieson, B.G.M. 1971. Aquatic oligochaeta of the world. utg., bind - Oliver & Boyd, Edinburgh.
- Brooks, J.L. & Dodson, S.I. 1965. Predation, Body Size, and Composition of Plankton. - Science 150: 28-35.
- Brynildson, O.M. & Kempinger, J.J. 1973. Production, food, and harvest of trout in Nebish Lake, Wisconsin. - Wis. Dep. Nat. Resour., Tech. Bull. 65: 1-20.
- Carter, J.C.H. 1971. Distribution and abundance of planktonic Crustacea in ponds near Georgian Bay (Ontario, Canada) in relation to hydrography and water chemistry. - Arch. Hydrobiol. 68: 204-231.
- Carter, J.C.H., Dadswell, M.J., Roff, J.C. & Sprules, W.G. 1980. Distribution and zoogeography of planktonic crustaceans and dipterans in glaciated eastern North America. - Can. J. Zool. 58: 1355-1387.
- Chapman, M.A. 1972. The annual cycles of the limnetic cyclopoid Copepoda of Loch Lomond, Scotland. - Int. Revue. Ges. Hydrobiol. 57: 895-911.
- Cook, D.G. 1969. Observations on the life history and ecology of some Lumbriculidae (Annelida, Oligochaeta). - Hydrobiol. 34: 561-574.
- Crome, F.H.J. & Carpenter, S.M. 1988. Plankton community cycling and recovery after drought - dynamics in a basin on a flood plain. - Hydrobiologia 164: 193-211.
- Daborn, G.R. 1974. Biological Features of an Aestival Pond in Western Canada. - Hydrobiologia 44: 287-299.
- DeMott, W.R. 1982. Feeding selectivities and relative ingestion rates in *Daphnia* and *Bosmina*. - Limnol. Oceanogr. 27: 518-527.
- Dumont, H.J., Van de Velde, I. & Dumont, S. 1975. The dry weight Estimate of Biomass in a selection of Cladocera, Copepoda and Rotifera from the Plankton, Periphyton and Benthos of Continental Waters. - Oecologia (Berl.) 19: 75-97.
- Ebert, T.A. & Balko, M.L. 1987. Temporary pools as islands in space and time: the biota of vernal pools in San Diego, Southern California. - Arch. für Hydrobiol. 110: 101-123.
- Edmondson 1955. The seasonal life history of *Daphnia* in an arctic lake. - Ecology 36:439-451.
- Eie, J.A. 1974. A comparative study of the crustacean communities in forest and mountain localities in the Vassfaret area (southern Norway). - Norw. J. Zool. 22: 177-205.
- Einsle, U. 1975. Revision der Gattung *Cyclops* s.str., speziell der *abyssorum*-Gruppe. - Mem Ist. Ital. Idrobiol. 32: 57-219.
- Elgmork, K. 1964. Dynamics of zooplankton communities in some small inundated ponds. - Folia Limnol. scand. 12: 83.
- Elgmork, K. 1966. On the relation between lake and pond plankton. - Verh. Internat. Verein. Limnol. 16: 216-221.
- Elgmork, K., Halvorsen, G., Eie, J.A. & Langeland, A. 1990. Coexistence with similar life cycles in two species of freshwater copepods (Crustacea). - Arch. Hydrobiol. 208: 187-199.
- Engen, I.K. 1980. Fluvialgeomorfologisk inventering i de nedre delene av Etna og Dokka. - Kontaktutv. vassdragsregul., Univ. Oslo, Rapp. 80/02: 58-101.
- Engen, I.K. 1981. Sedimenttransport og formutvikling i Etna-Dokka-vassdragets nedre deler. - Hovedfagsoppgave i naturgeografi, fluvialgeomorfologi (upubl.), Geogr. inst, Univ. i Oslo. 100 s.
- Erixon, G. 1979. Environment and aquatic vegetation of a river-side lagoon in Northern Sweden. - Aquatic Botany 6: 95-109.

- Flössner, D. 1972. Krebstiere, Crustacea, Kiemen- und Blattfüsser, Branchiopoda, Fischläuse, Branchiura. - Tierwelt Deutschl. 60: 1-501.
- Fittkau, E.J. & Roback, S.S. 1983. The larvae of Tanypodinae (Diptera: Chironomidae) of the Holarctic region - Keys and diagnoses. - Ent. scand. Suppl. 19: 33-110.
- Forkkau, E.J. & Roback, S.S. 1983. The larvae of Tanypodinae (Diptera: Chironomidae) of the Holarctic region - Keys and diagnoses. -
- Fryer, G. & Smyly, W.J.P. 1954. Some remarks on the resting stages of some freshwater cyclopoid and harpacticoid copepods. - Annals Magazine Natural History 12: 65-72.
- Gliwicz, M. 1990. Food thresholds and body size in cladocerans. - Nature 343: 638-640.
- Goulden, C.E. 1971. Environmental control of the abundance and distribution of the chydorid cladocera. - Limnol. Oceanogr 16: 320-331.
- Goulden, C.E. & Frey, D.D. 1963. The occurrence and significance of lateral head pores in the genus *Bosmina* (Cladocera). - Int. Revue ges. Hydrobiol. 48: 513-522.
- Goulden, C.E., Henry, L.L. & Tessier, A.J. 1982. Body size, energy reserves, and competitive ability in three species of Cladocera. - Ecology 63: 1780-1789.
- Goulden, C.E. & Hornig, L.H. 1980. Population oscillations and energy reserves in planktonic cladocera and their consequences to competition. - Proc. Natl. Acad. Sci. USA 77: 1716-1720.
- Halvorsen, G. 1973. Crustacea from the high mountain area Hardangervidda, South Norway. - Rapp. Høyfjellsøk. Forskn. Stn., Finse, Norge 1973, 2: 1-17.
- Halvorsen, G. 1980. Planktoniske og litorale krepsdyr innenfor vassdragene Etna og Dokka. - Kontaktutv. vassdragsreg., Univ. Oslo, Rapp. 11: 1-95.
- Halvorsen, G. 1981. Hydrografi og evertebrater i Lyngdalsvassdraget i 1978 og 1980. - Kontaktutv. Vassdragsreg., Univ. Oslo Rapp. 26, 89 s.
- Halvorsen, G. 1983. Hydrografi og evertebrater i Kosånnavassdraget 1981. - Kontaktutv. vassdragsreg., Univ. Oslo, Rapp. 62: 1-62.
- Halvorsen, G. 1985. Hydrografi og strandlevende krepsdyr i øvre Glomma-området. - Kontaktutv. vassdragsreg., Univ. Oslo, Rapp. 78: 1-47.
- Halvorsen, G. 1987. Two species of *Alona* (Cladocera, Chydoridae) new for Norway. - Fauna norv. Ser. A 8: 11-14.
- Halvorsen, G. 1991. The ecology of *Cyclops abyssorum taticus* Kozminski in Norway. - Verh. Internat. Verein. Limnol. 24: 2847.
- Halvorsen, G. & Elgmork, K. 1976. Vertical distribution and seasonal cycle of *Cyclops scutifer* Sars (Crustacea, Copepoda) in two oligotrophic lakes in southern Norway. - Norw. J. Zool. 24: 143-160.
- Halvorsen, G. & Gullestad, N. 1976. Freshwater crustacea in some areas of Svalbard. - Arch. Hydrobiol. 78: 383-395.
- Halvorsen, G., Storeid, S.-E., Sporsheim, P. & Walseng, B. 1994. Ferskvannsbioologiske undersøkelser av grytehullsjøene i Gardermo-området. - NINA Forskningsrapport 57: 1-42.
- Havens, K.E. 1991. Zooplankton dynamics in a freshwater estuary. - Arch. Hydrobiol. 123: 69-97.
- Healy, B. & Bolger, T. 1984. The occurrence of species of semi-aquatic Enchytraeidae (Oligochaeta) in Ireland. - Hydrobiologia 115: 159-170.
- Hegge, O., Qvenild, T & Skurdal, J. 1990. Auren i Randsfjorden, Vigga og Dokka. - Fylkesmannen i Oppland, Miljøvernadv. Rapp. 1/90: 1-26.
- Herbst, H.V. 1955. Untersuchungen zur quantitativen Verteilung des Zooplanktons im Grosser Plöner see. - Arch. Hydrobiol. 50: 234-290.
- Herbst, H.V. 1976. Blattfusskrebse (Phyllopoden: Echte Blattfüsser und Wasserflöhe). - Kosmos-Verlag Franckh, Stuttgart, 130 s.
- Herzig, A. 1974. Some population Characteristics of Planktonic Crustaceans in Neusiedler See. - Oecologia (Berl.) 15: 127-141.
- Hessen, D.O. & Nilssen, J.P. 1983. High pH and the abundances of two commonly co-occurring freshwater copepods (Copepoda, Cyclopoida). - Annls Limnol. 19: 195-201.
- Hessen, D. 1995. Naturlig UV-stråling i vann; doser og effekter. - Vann 1995, 1: 221-229.
- Hillbricht-Ilkowska, A. 1970. Some relations between production and zooplankton structure of two lakes of a varying trophy. - Pol. Arch. Hydrobiol. 17: 233-240.
- Hindar, A. 1981. Seston og sedimentasjon i Steinsfjorden. - Hovedfagsoppgave i limnologi (upubl.), Univ. i Oslo. 193 s.
- Howmiller, R.P. & Scott, M.A. 1977. An environmental index based on relative abundance of oligochaete species. - Water Poll. Cont. Fed. 49: 809-815.
- Høitomt, G. 1980. Fugler i Oppland. Dokkadeltaet - samlerapport. - NOF avd. Oppland, Rapp. 3 1980: 1-70.
- Illies, J. 1978. Limnofauna Europea. utg., bind - Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, New York, Swets & Zeitlinger B.V., Amsterdam.
- Janicki, A. & Decosta, J. 1990. An analysis of prey selection by *Mesocyclops edax*. - Hydrobiologia 198: 133-139.
- Jensen, J.W. 1976. Undersøkelser i Finnmark. - K. norske Vidensk. Selsk. Mus. Notat, 125 s.
- Jensen, J.W. 1976. Undersøkelser i Finnmark. - K. norske Vidensk. Selsk. Mus. Notat, 125 s.
- Jónasson, P.M. 1972. Ecology and production of the profundal benthos in relation to phytoplankton in Lake Esrom. - Oikos suppl. 14:
- Jordhøy, P. & Høitomt, G. 1985. Hjortevilt og våtmarkstilknyttet fugl i Randsfjorden og omegn. - Direktoratet for naturforvaltning, Reguleringsundersøkelsene, Rapp. 22-1985: 1-45.
- Jørgensen, I. 1972. Forandringer i strukturen til planktoniske og litorale Crustacea-samfunn under gjengroing av humusvann i området Nordmarka og Krokskogen ved Oslo, korrelert med hydrografiske data. - Hovedfagsoppgave i spesiell zoologi (upubl.), Univ. i Oslo. 83 s.
- Kalk, M.J. & Sculten-Senden, C.M. 1977. Zooplankton in a tropical endorheic lake (Lake Chilwa, Malawi) during drying and recovery phases. - J. Limnol. Soc. Sth. Afr. 3: 1-7.
- Kelso, W.E. & Ney, J.J. 1985. Seasonal Dynamics and Size Structure of Littoral Cladocera in Clayton Lake, Virginia. - Journ. of Freshw. Biol. 3: 211-222.
- Kerfoot, W.C. 1975. Seasonal changes of *Bosmina* (Crustacea, Cladocera) in Frains Lake, Michigan: laboratory observations of phenotypic changes induced by inorganic factors. - Freshwat. Biol. 5: 227-243.
- Kiefer, F. 1953. Freilebende Ruderfusskrebse aus Schwedisch-Lappland. - Arch. Hydrobiol. 48: 173-177.

- Kiefer, F. 1973. Ruderfusskrebse (Copepoden). - Kosmos-Verlag, Franckh, Stuttgart, 99 s.
- Kiefer, F. 1978. Freilebende Copepoda. - Elster, H. J. & Ohle, W., red. Das Zooplankton der Binnengewässer 26: 1-343.
- Kirk, K.L. & Gilbert, J.J. 1990. Suspended clay and the population dynamics of planktonic rotifers and cladocerans. - Ecology 71(5): 1741-1755.
- Kjellberg, G. 1984. Studier av bunnfaunaen i Tyrifjorden og Steinsfjordens profundalområder mai 1980. - Tyrifjordundersøkelsen Fagrapport nr. 28
- Koksvik, J.I. 1975. Årstidsvariasjoner og døgnrytmikk hos litorale cladocera (Crustacea) i Målsjøen, Sør-Trøndelag. - Hovedfagsoppgave i zoologi (upubl.), Univ. i Trondheim, 130 s.
- Koksvik, J.I. 1978. Ferskvannsbiologiske og hydrografiske undersøkelser i Saltfjell-/Svartisområdet. Del V. Misværvassdraget. - K. norske Vidensk. Selsk. Mus. Rapport, Zool. Ser. 1978-12: 1-43.
- Koksvik, J.I. & Arnekleiv, J.V. 1992.
- Kownacki, A. 1985. Effects of droughts on the invertebrate communities of high mountain streams. - Verh. Internat. Verein. Limnol. 22: 2069-2072.
- Krieger, K.A. 1991. Zooplankton dynamics in a Great Lakes coastal marsh. - J. Great Lakes Res. 17: 255-269.
- Kroken, A. & Faugli, P.E. (red.) 1990. Etterundersøkelser i Dokka. - NVE Publ. V 43: 1-183.
- Kubersky, E.S. 1977. Worldwide distribution and ecology of *Alonopsis* (Cladocera: Chydoridae) with a description of *Alonopsis americana* sp. nov. - Int. Rev. Gesamten. Hydrobiol. 62: 649-685.
- Kuiper, J.G.J., Økland, K.A., Knudsen, J., Koli, L., von Proschwitz, T. & Valovirta, I. 1989. Geographical distribution of the small mussel (Sphaeriidae) in North Europe (Denmark, Faroes, Finland, Iceland, Norway and Sweden). - Ann. Zool. Fennici 26: 73-101.
- Kwick, J.K. & Carter, J.C.H. 1975. Population Dynamics of Limnetic Cladocera in a Beaver pond. - J. Fish. Res. Board Can. 32: 341-346.
- Lang, C. & Lang-Dobler, B. 1980. Structure of tubificid and lumbricid worm communities, and three indices of trophic based upon these communities, as descriptors of the eutrophication level of Lake Geneva. - I Brinkhurst, R.O. & Cook, D.G., red. Aquatic Oligochaete Biology, Plenum Press, New York. s. 457-470.
- Langeland, A. 1974. Long-term changes in the plankton of Lake Tyrifjord, Norway. - Norw. J. Zool. 22: 207-219.
- Langeland, A. 1978. Effects of fish predation on the zooplankton of ten Norwegian lakes. - Verh. Internat. Verein. Limnol. 20: 2065-2069.
- Langeland, A. 1982. Interactions between zooplankton and fish in a fertilized lake. - Holarct. Ecol. 5: 273-310.
- Larsson, P. 1978. The life cycle dynamics and production of zooplankton in Øvre Heimdalsvatn. - Holarct. Ecol. 1: 162-218.
- Learner, M.A., Lochhead, G. & Hughes, B.D. 1978. A review of the biology of British Naididae (Oligochaeta) with emphasis on the lotic environment. - Freshwat. Biol. 8: 357-375.
- Lemly, A.D. & Dimmick, J.F. 1982. Structure and dynamics of zooplankton communities in the littoral zone of some North Carolina lakes. - Hydrobiologia 88: 299-307.
- Lötmarker, T. 1964. Studies on planktonic Crustacea in thirteen lakes in northern Sweden. - Rep. Inst. Freshwat. Res. Drottningholm 45: 113-189.
- Løvik, J.E. 1979. Dyreplankton i Randsfjorden. - Fauna 32: 18-28.
- Mahoney, D.L., Mort, M.A. & Taylor, B.E. 1987. Species Richness of Calanoid Copepods, Cladocerans and Other Branchiopods in Carolina Bay Temporary Ponds. - Am. Midl. Nat. 123: 244-258.
- Maier, G. 1989. The effect of temperature on the development times of eggs, naupliar and copepodite stages of five species of cyclopoid copepods. - Hydrobiologia 184: 79-88.
- Makarewicz, J.C. & Likens, G.E. 1979. Structure and function of the zooplankton community of Mirror Lake, New Hampshire. - Ecol. Monogr. 49: 109-127.
- McClachlan, A.L. 1974. Recovery of the mud substrate and its associated fauna following a dry phase in a tropical lake. - Limnol. Oceanogr. 19: 74-83.
- McClachlan, A.L. 1985. What determines the species present in a rainpool. - Oikos 45: 1-7.
- McClachlan, A.L. & McClachlan, S.M. 1969. The bottom fauna and sediments in a drying phase of a saline African lake. - Hydrobiologia 34: 401-413.
- McMurtry, M.J., Rapport, D.J. & Chua, K.E. 1983. Substrate selection by tubificid oligochaetes. - Can. J. Fish. Aquat. Sci. 40: 1639-1646.
- Milbrink, G. 1980. Oligochaete communities in pollution biology: The European situation with special reference to lakes in Scandinavia. - I Brinkhurst, R.O. & Cook, D.G., red. Aquatic Oligochaete Biology, Plenum Press, New York. s. 433-455.
- Milbrink, G. 1983. An improved environmental index based on the relative abundance of oligochaete species. - Hydrobiologia 102: 89-97.
- Moss, O.O. & Volden, T. 1980. Botaniske undersøkelser i Etna's og Dokka's nedbørfelt med vegetasjonskart over magasinområdene Dokkfløy og Rotvoll/Røssjøen. - Kontaktutv. vassdragregul., Univ. Oslo, Rapp. 12: 1-114.
- Müller, H. 1985. The niches of *Bosmina coregoni* and *Bosmina longirostris* in the ecosystem of Lake Constance. - Verh. Internat. Verein. Limnol. 22: 3137-3143.
- Neckles, H.A., Murkin, H.R. & Cooper, J.A. 1990. Influences of seasonal flooding on macroinvertebrate abundance in wetland habitats. - Freshwater biology. 23: 311-322.
- Neill, W.E. 1975. Experimental studies of microcrustacean competition, community composition and efficiency of resource utilization. - Ecology 56: 809-826.
- Nielsen, P.S., Brittain, J.E., Saltveit, S.J. & Brabrand, Å. 1985. Randsfjorden: Undersøkelse og vurdering av fiskeribiologiske forhold. - Rapp. Lab. Ferskv. Økol. Innlandsfiske, Oslo 79: 1-70.
- Nilssen, J.P. 1976. Community analysis and altitudinal distribution of limnetic entomostraca from different areas in Southern Norway. - Pol. Arch. Hydrobiol. 23: 105-122.
- Nilssen, J.P. & Elgmork, K. 1977. *Cyclops abyssorum* - lifecycle dynamics and habitat selection. - Mem. Ist. Ital. Idrobiol. 34: 197-238.
- Nilssen, J.P., Halvorsen, G. & Melåen, J.G. 1980. Seasonal Divergence of *Bosmina* Morphs. - Int. Revue ges. Hydrobiol. 65: 507-516.
- NIVA 1970. Randsfjorden - en limnologisk undersøkelse 1967-1968. - NIVA

- NIVA 1978. Undersøkelser av Randsfjorden og Vigga 1978. - NIVA O-78014: 1-18.
- NIVA 1979a. Randsfjorden 1978. Årsrapport. - NIVA O-78014: 1-131.
- NIVA 1979b. Mjøssprosjektet. Hovedrapport for 1971-1976. - NIVA O-69091.
- NIVA 1980a. Randsfjorden. Resultater fra hovedundersøkelsen. Strøm og spredningsstudier i nord- og sørenden av Randsfjorden. - NIVA O-78014: 1-41.
- NIVA 1980b. Gudbrandsdalslågen og Mjøsa. Resipientvurderinger i forbindelse med reguleringsinngrep i Jotunheimen. - NIVA-Rapport O-79079: 161-170.
- NIVA 1981. Dokka-Etna-vassdraget. Undersøkelser i forbindelse med plan om kraftutbygging. Vannkvalitet. Virkninger av reguleringsinngrep. Forslag til minstevannføring. - NIVA O-77102: 1-90.
- NIVA 1982. Rutineovervåking av Randsfjorden 1981. - Statens program for forurensningsovervåking, Rapp. 35/82: 1-18.
- NIVA 1987. Slamtransport i Dokka og nordre del av Randsfjorden høsten 1986 - våren 1987. - NIVA O-86206: 1-28.
- NIVA 1989. Undersøkelser av Randsfjorden og Dokka 1988-92. Årsrapport for undersøkelsene i 1988. - Statens program for forurensningsovervåking, Rapp. 360/89: 1-40.
- NIVA 1990. Undersøkelser av Randsfjorden og Dokka 1988-92. Årsrapport for 1989. - Statens program for forurensningsovervåking, Rapp. 399/90: 1-34.
- Nordseth, K. 1974. Sedimenttransport i norske vassdrag. Sammenheng av arbeider ved Geografisk institutt, Universitetet i Oslo, 1969-1973. - Geografisk institutt, Rapp.: 1-168.
- NOU 1991. Verneplan for vassdrag IV. - Norges offentlige utredninger, NOU 1991: 12A: 1-151.
- NVE 1988. Etna-Dokkas delta i Randsfjorden. Sedimenttilførsel og sedimentasjon. - NVE VHB-notat 17/88: 1-17.
- NVE 1989. Etna-Dokka. Sedimenttransport 1988. - NVE VHB-notat 20/89: 1-27.
- NVE 1990. Etna-Dokka. Sedimenttransport. - NVE VHB-notat 21/90: 1-32.
- NVE 1991. Suspensjonstransport i Etna-Dokka 1990. - NVE notat: 1-12.
- Nøst, T. & Koksvik, J.I. 1981a. Ferskvannsbioologiske og hydrografiske undersøkelser i Ognavassdraget 1980. - K. norske Vidensk. Selsk. Mus. Rapport, Zool. Ser. 1981-25: 1-53.
- Nøst, T. & Koksvik, J.I. 1981b. Ferskvannsbioologiske og hydrografiske undersøkelser i Snåsavassdraget 1980. - K. norske Vidensk. Selsk. Mus. Rapport, Zool. Ser. 1981-19: 1-54.
- Nøst, T., Aagaard, K., Arnekleiv, J.V., Jensen, J.W., Koksvik, J.I. & Solem, J.O. 1986. Vassdragsreguleringer og ferskvannsinvertebrater. En oversikt over kunnskapsnivået. - Økoforsk utredning 1: 1-80.
- Odum, W.E., Smith III, T.J., Hoover, J.K. & McIvor, C.C. 1984. The ecology of tidal freshwater marshes of the United States east coasts: a community profile. - U. S. Fish. Wildl. Serv. FWS/OBS-83/17: 1-177.
- Olsson, T.I. 1981. Overwintering of benthic macroinvertebrates in ice and frozen sediment in a North Swedish river. - Holarct. Ecol. 4: 161-166.
- Pace, M.L. & Orcutt, J.D.J. 1981. The relative importance of protozoans, rotifers, and crustaceans in a freshwater zooplankton community. - Limnol. Oceanogr. 26: 822-830.
- Palmer, M. 1973. A survey of the animal community of the main pond at Castor Hanglands National Nature Reserve, near Petersborough, . - Freshw. Biol. 3: 397-407.
- Papinska, K. 1981. Occurrence of filtering crustacea in the near-bottom and pelagial waters of the Mikolajskie Lake. - Hydrobiologia 83: 411-418.
- Papinska, K. 1984. The life cycle and the zones of occurrence of *Mesocyclops leuckarti* Claus (Cyclopoida, Copepoda). - Ekol. pol. 32: 493-531.
- Papinska, K. 1985. Carnivorous and detritivorous feeding of *Mesocyclops leuckarti* Claus (Cyclopoida, Copepoda). - Hydrobiologia 120: 249-257.
- Papinska, K. 1988. The effect of fish predation on *Cyclops* life cycle. - Hydrobiologia 167/168: 449-453.
- Patalas, J. & Patalas, K. 1966. The crustacean plankton communities in Polish lakes. - Verh. Int. Verein. Limnol. 16: 204-215.
- Pejler, B. 1975. On Long-Term Stability of Zooplankton Composition. - Rep. Inst. Freshw. Res. Drottningholm 54: 107-117.
- Pennak, R.W. 1966. Structure of zooplankton populations in the littoral macrophyte zone of some Colorado lakes. - Trans. Amer. Microsc. Soc. 85: 329-349.
- Pianka, E.R. 1974. Evolutionary Ecology. - Harper & Row, New York, 356 s.
- Pinder, L.C.V. & Reiss, F. 1983. The larvae of Chironominae (Diptera: Chironomidae) of the Holarctic region - Keys and diagnoses. - Ent. scand. Suppl. 19: 293-435.
- Prejs, K. 1993. Distribution and feeding of the predatory nematode *Anatonchus dolichurus* (Mononchoidea) in the Dokka delta (Norway) and its impact on the benthic meiofauna. - Freshwater Biology 29: 71-78.
- Reynoldson, T.B. 1987. The role of environmental factors in the ecology of tubificid oligochaetes - an experimental study. - Holarct. Ecol. 10: 241-248.
- Reynoldson, T.B. 1990. Distribution patterns of oligochaetes in the English Lake District. - Arch. Hydrobiol. 118: 303-339.
- Robbins, J.A., Keilty, T., White, D.S. & Edgington, D.N. 1989. Relationships among tubificid abundances, sediment composition and accumulation rates in Lake Erie. - Can. J. Fish. Aquat. Sci. 46: 223-231.
- Roche, K. 1990a. Prey features affecting ingestion rates by *Acanthocyclops robustus* (Copepoda: Cyclopoida) on zooplankton. - Oecologia 83: 76-82.
- Roche, K. 1990b. Some aspects of vulnerability to cyclopoid of zooplankton prey individuals. - Hydrobiologia 198: 153-162.
- Roche, K. 1990c. Spatial overlap of a predatory copepod, *Acanthocyclops robustus*, and its prey in a shallow eutrophic lake. - Hydrobiologia 198: 163-183.
- Rodhe, W. 1949. The ionic composition of lake water. - Verh. int. Verein. theor. angew. Limnol. 10: 377-386.
- Rognerud, S. 1975. Hydrografi, fytoplankton og primærproduksjon i Holsfjorden 1972-73, samt en sammemlikning med Krøderen, Sperillen og Randsfjorden. - Hovedoppgave i limnologi, Univ. Oslo (Unpubl.)
- Rybak, M. & Rybak, J.I. 1964. Crustacea of the summer plankton in the littoral of lakes in the Wegorzewo district. - Ekologia Polska-Seria A 10: 148-158.
- Rylov, W.M. 1948. Freshwater Cyclopoida. Fauna USSR, Crustacea 3 (3). - Israel Program for Scientific Translations, Jerusalem 1963, 314 s.

- Rzoska, J. 1961. Observations on tropical rainpools an general remarks on temporary waters. - *Hydrobiologia* 17: 265-286.
- Røen, U. 1957. Contribution to the biology of some Danish free leving freshwater copepods. - *Biol. Skr. Dan. Vid. Selsk.* 9: 1-101.
- Sagar, P.M. 1986. The effects of floods on the invertebrate fauna of a large, unstable braided river. - *N.Z. J. mar. Freshwat. Res.* 20: 37-46.
- Saltveit, S.J. & Brabrand, Å. 1980. Fiskeribiologiske undersøkelser i forbindelse med reguleringsplanene for vassdragene Etna og Dokka, Oppland. I. Fisk og bunndyr i Etnsenn, Heisenn, Røssjøen, Rotvollfjorden, Sebu-Røssjøen, Dokkfløyvatn, Dokkvatn, Mjogsjøen, Synnfjorden og Garin. - *Lab. Ferskv. Økol. Innlandsfiske, Rapp.* 44: 1-186.
- Sandlund, T. & Halvorsen, G. 1980. Hydrografi og evertebrater i elver og vann i Kynnnavssdraget, Hedmark, 1978. - *Kontaktutv. vassdragsreg., Univ. Oslo. Rapp.* 14: 1-80.
- Sandøy, S. 1984. Zooplanktonsamfunnet i to forsura vatn i Gjerstad i Aust-Agder. - Hovedfagsoppgave i spesiell zoologi, Univ. Oslo (Upubl.). 247 s.
- Särkkä, J. 1979. The zoobenthos of Lake Päijänne and its relations to some environmental factors. - *Acta Zool. Fennica* 160: 1-46.
- Särkkä, J. 1987. The occurrence of oligochaetes in lake chains receiving pulp mill waste and their relation to eutrophication on the trophic scale. - *Hydrobiol.* 155: 259-266.
- Särkkä, J. 1989. Meiobenthic naidid and aeolosomatid oligochaetes from the profundal zone, and relations of species to eutrophication. - *Hydrobiol.* 180: 185-190.
- Sars, G.O. 1891. Oversigt av Norges Crustaceer med foreløbige Bemærkninger over de nye eller mindre bekjendte arter. - *Forch. Vidensk. Selsk. Krist.* 1890 1: 1-80.
- Sars, G.O. 1903. An account of the Crustacea of Norway. IV Copepoda, Calanoida. - *Bergen*, 171 s.
- Sars, G.O. 1918. An account of the Crustacea of Norway. VI Copepoda, Cyclopoida. - *Bergen*, 225 s.
- Sars, G.O. 1993. On the freshwater crustaceans occurring in the vicinity of Christiania (Engelsk versjon av Sars, G.O. 1861. Om de i Christiania's Omegn forekommende Ferskvandskrebsdyr). - *Univ. Bergen, John Grieg Produksjon A/S.* 197 s.
- Scourfield, D.J. & Harding, J.P. 1958. A key to the British species of fresh-water Cladocera with notes on their ecology (2.ed.) - *Sci. Publ. Freshw. Ass.* no. 5: 1-55.
- Scrimgeour, G.J. & Winterbourn, M.J. 1989. Effects of floods on epilithon and benthic macroinvertebrate populations in an unstable New Zealand river. - *171: 33-44.*
- Shapiro, J., Forsberg, B., Lamarra, V., Lindmark, G., Lynch, G., Smeltzer, E. & Zoto, G. 1982. Experiments and experiences in biomanipulation: studies of ways to reduce algal abundance and eliminate bluegreens. - *U.S.E.P.A. Rept. EPA-600/3-82-096*
- Shiel, R.J. 1976. Association of entomostraca with weedbed habitats in a billabong of the Goulburn River. - *Aust. J. mar. freshwat. Res.* 533-549:
- Siefert, R. 1972. First food of larval yellow perch, white sucker, bluegill, emerald shiner and rainbow smelt. - *Trans. Am. Fish. Soc.* 101: 221-225.
- Sigmond, E.M.O., Gustavson, M. & Roberts, D. 1984. Berggrunnskart over Norge - M 1:1 million. Norges geol. unders.
- Sloreid, S.E. 1994. Oligochaete response to changes in water flow in the Dokka Delta, Lake Randsfjorden (Norway), caused by hydroelectric power development. - *Hydrobiologia* 278: 243-249.
- Smirnov, N.N. 1971. Chydoridae. Fauna USSR, Crustacea 1 (2). - *Israel Program for Scientific Translations, Jerusalem* 1974, 644 s.
- Smyly, W.J.P. 1961. The life-cycle of the freshwater copepod *Cyclops leuckarti* in Esthwaite water. - *J. animal. ecol.* 30: 153-169.
- Smyly, W.J.P. 1964. An investigation of some benthic entomostraca of three lakes in Northern Italy. - *Mem. Ist. Ital. Idrobiol.* 17: 33-56.
- Soster, F.M. & McCall, P.L. 1990. Benthos response to disturbance in western Lake Erie: field experiments. - *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 47: 1970-1985.
- Spikkeland, I. 1979. Hydrografi og evertebrater i innsjøer i Tovdalsvassdraget. - *Kontaktutv. vassdragsreg., Univ. Oslo, Rapp.* 8: 1-93.
- Stewart-Anderson, R. 1974. Crustacean Plankton Communities of 340 Lakes and Ponds in and near the National Parks of the Canadian Rocky Mountains. - *J. Fish. Res. Board Can.* 31: 855-869.
- St. prp. 1992. Verneplan IV for vassdrag. - *Olje- og energidepartementet, St. prp.* 118 (1991-92): 1-128
- Strand, T. 1938. Nordre Etnedal. Beskrivelse til det geologiske gradteigskart. - *Norges geol. Unders.* 152: 1-71.
- Strøm, K.M. 1943. Die Farbe der Gewässer und die Lundqvist-Skala. - *Arch. Hydrobiol.* 22: 26-30.
- Styvold, J.-O., Brabrand, Å. & Saltveit, S.J. 1981. Fiskeribiologiske undersøkelser i forbindelse med reguleringsplanene for vassdragene Etna og Dokka, Oppland. III. Studier på ørret og sik i Randsfjorden og Dokka. - *Lab. ferskvøkol. innlandsfiske, Rapp.* 46: 1-103.
- Szlauer, L. 1963. The resting stages of Cyclopoida in Stary Dwologiske undersøkelser i forbindelse med regulering
- Sæther, O. 1963. Østensjøvann. Biologi og miljøfaktorer i en grunn, kulturpåvirket sjø. - *Upubl. hovedfagsoppgave, Univ. i Oslo.* 447 s.
- Søndergaard, M., Jeppesen, E., Mortensen, E., Dall, E., Kristensen, P. & Sortkjaer, O. 1990. Phytoplankton biomass reduction after planktivorous fish reduction in a shallow, hypereutrophic lake: a combined effect of reduced internal P-loading and increased zooplankton grazing. - *Hydrobiologia* 200/201: 229-240.
- Taube, I. & Nauwerck, A. 1967. Zur Populationsdynamik von *Cyclops scutifer* Sars. - *Rep. Inst. Freshw. Res. Drottningholm.* 47: 76-86.
- Ulomskii, S.N. 1965. On the ecology of species belonging to the genus *Mesocyclops* Sars (Crustacean, Copepoda) dwelling in the waterbodies of the Urals and Pri-Ural territory. - *Zool. Zh.* 44: 127-130.
- Voshell, J., J. R. & Simmons, J., G. M. 1984. Colonization and succession of benthic macroinvertebrates in a new reservoir. - *Hydrobiologia* 112: 27-39.
- Walseng, B. 1989. Ferskvannsundersøkelser i 8 vassdrag i midtre deler av Nordland. - *NINA Utredning* 3: 1-49.
- Walseng, B. 1990. Ferskvannsbefaringer i 6 vassdrag i Vest-Agder og Aust-Agder. - *NINA Utredning* 9: 1-46.

- Walseng, B. 1993. Verneplan I og II, Rogaland. Krepssdyrundersøkelser. - NINA Oppdragsmelding 222: 1-33.
- Walseng, B. 1994. Alona spp. in Norway: Distribution and ecology. - Verh. Internat. Verein. Limnol. 25:2358-2359.
- Walseng, B., Brittain, J.E. & Halvorsen, G. 1987. Flerbruksplan for vassdrag i Gudbrandsdalen - limnologiske befaringer, september 1985 og juli 1986. - Kontaktutv. vassdragsreg., Univ. Oslo. Rapp. 104: 1-78.
- Walseng, B., Eie, J.A. & Halvorsen, G. 1991. Utbredelsen til ferskvannskrepsdyr (cladocerer og copepoder) i Lofoten og Vesterålen. - NINA Forskningsrapport 12: 1-75.
- Walseng, B. & Halvorsen, G. 1987a. Biologiske undersøkelser i forbindelse med reguleringsplanene for Moksavassdraget i Øyer, Oppland fylke. II. Vannkjemi og krepssdyr. - Rapp. Lab.Ferskv. Økol. Innlandsfiske, Oslo, 95: 1-13.
- Walseng, B. & Halvorsen, G. 1987b. Vannkjemi og krepssdyr i Åbjøra og Reinavassdraget, Oppland fylke. - Kontaktutv. vassdragsreg., Univ. Oslo, Rapp. 113: 1-55.
- Walseng, B. & Halvorsen, G. 1993. Verneplanstatus for vassdrag i Troms og Finnmark med fokusering på vannkjemiske forhold og krepssdyr. - NINA Utredning 54: 1-97.
- Wavre, M. & Brinkhurst, R.O. 1971. Interactions between some tubificid oligochaetes and bacteria found in the sediments of Toronto Harbour, Ontario. - J. Fish. Res. Bd. Canada 28: 335-341.
- Weglenska, T. 1964. Variation of incidence, Size and Fertility of Plankton Crustacea in Space and Time. - Bulletin De L'academie Polonaise des Sciences 12: 385-390.
- Wiggins, G.B., Mackay, R.J. & Smith, I.M. 1980. Evolutionary and ecological strategies of animal in annual temporary pools. - Arch. Hydrobiol./Suppl. 58 97-206.
- Williams, D.D. & Hynes, H.B.N. 1976. The ecology of temporary streams. I. The faunas of two Canadian streams. - Int. Revue ges. Hydrobiol. 61: 761-787.
- Williams, W.D. 1985. Biotic adaptations in temporary lentic waters, with special reference to those in semi-arid and arid regions. - Hydrobiologia 125: 85-110.
- Wylie, G.D. & Jones, J.R. 1986. Limnology of a wetland complex in the Mississippi alluvial valley of southeast Missouri. - Arch. für Hydrobiol, Suppl. 74: 288-314.
- Yozzo D.J. & Odum W.E. 1993. Fish predation on epiphytic microcrustacea in Tivoli South Bay, a Hudson River tidal freshwater wetland. - Hydrobiologia 257: 37-46.
- Zawislak, W. 1972. Production of crustacean zooplankton in Moty Bay, Lake Jeziorak, Part II. Estimation of production of the predominating species. - Pol. Arch. Hydrobiol. 19: 193-202.
- Zivkovic, A. 1973. Zusammensetzung und dynamik des zooplanktons und der mikrofauna im obeder Teich (Krstonosic und Vujic Grube). - Matiza srpska Sbornika sa Prirodne nauk 45: 135-154.
- Økland, J. 1983. Ferskvannets verden 2. Planter og dyr. Økologisk oversikt. utg., bind - Universitetsforlaget, Oslo.
- Økland, K.A. 1980a. Ecology and distribution of *Asellus aquaticus* (L.) in Norway, including relation to acidification in lakes. - SNSF-project, Rapport IR 52/80: 1-70.
- Økland, K.A. 1980b. Økologi og utbredelse til *Gammarus lacustris* G. O. Sars i Norge, med vekt på forsøringsproblemer. - SNSF-prosjektet, Rapport IR 67/80:1-87.
- Økland, K.A. 1988. Vorteiglen *Boreobdella verrucata* og damiglen *Batrachobdella paludosa* funnet for første gang i Norge. - Fauna 41: 51-55.



# Vedlegg 1

Sedimentanalyser fra prøver tatt 4. - 5. september 1989.

- Analyses of sediment sampled 4. - 5. September 1989. Percentage content of water (Vanninnhold %), organic material, clay (leire), silt and sand.

Lok. nr.	Dyp cm.	Vanninnhold %	Org. mat. %	Leire %	Silt %	Sand %
1	0-2.5	43,9	2,6	1,4	16,6	82,0
1	2.5-5.0	41,6	5,9	1,9	21,1	77,0
1	5.0-7.5	40,8	19,6	2,2	25,8	72,0
1	7.5-10.0	38,8	21,4	4,0	46,0	50,0
2	0-2.5	43,5	22,2	7,0	82,0	11,0
2	2.5-5.0	32,3	23,6	12,0	82,0	6,0
2	5.0-7.5	28,1	24,2	8,5	84,0	7,5
3	0-2.5	60,6	53,4	12,0	81,0	7,0
3	2.5-5.0	38,9	52,6	12,0	80,0	8,0
3	5.0-7.5	30,1	43,7	6,0	90,5	3,5
4	0-2.5	31,6	52,6	9,5	70,0	20,5
4	2.5-5.0	36,5	34,0	9,0	81,0	10,0
4	5.0-7.5	29,5	32,5	12,0	79,5	8,5
5	0-2.5	77,1	8,9	6,5	83,5	10,0
5	2.5-5.0	65,0	9,8	11,0	76,0	13,0
5	5.0-7.5	60,0	9,0	5,0	41,0	54,0
5	7.5-10.0	63,0	11,1	8,5	72,5	19,0
6	0-2.5	64,0	10,0	6,0	75,0	19,0
6	2.5-5.0	56,8	9,7	11,0	67,0	22,0
6	5.0-7.5	46,4	7,6	11,0	68,0	21,0
7	0-2.5	21,5	5,0	0,8	4,2	95,0
7	2.5-5.0	18,0	9,6	0,6	4,4	95,0
7	5.0-7.5	23,9	2,1	0,4	3,1	96,5
8	0-2.5	46,3	62,0	15,0	82,6	2,4
8	2.5-5.0	37,6	50,7	15,0	83,8	1,2
8	5.0-7.5	30,5	50,9	12,0	86,0	2,0
9 A	0-2.5	61,1	9,6	12,0	72,0	16,0
9 A	2.5-5.0	46,4	7,0	9,0	69,0	22,0
9 A	5.0-7.5	45,4	6,6	11,0	69,0	20,0
9 B	0-2.5	59,3	8,8	5,5	51,5	43,0
9 B	2.5-5.0	49,7	6,7	8,0	72,0	20,0
9 B	5.0-7.5	41,8	5,6	9,0	85,0	6,0
10 A	0-2.5	67,0	10,7	10,0	62,0	28,0
10 A	2.5-5.0	47,9	6,3	9,0	63,0	28,0
10 A	5.0-7.5	40,6	4,6	1,8	44,2	54,0
10 B	0-2.5	59,6	9,8	5,0	43,0	52,0
10 B	2.5-5.0	59,5	10,5	4,0	35,0	61,0
10 B	5.0-7.5	55,7	10,7	5,5	37,0	57,5
10 B	7.5-10.0	35,8	3,3	1,6	19,4	79,0
11 A	0-2.5	64,0	45,6	12,0	77,0	11,0
11 A	2.5-5.0	32,3	28,7	12,0	84,0	4,0
11 A	5.0-7.5	39,8	6,8	9,5	84,5	6,0
11 B	0-2.5	67,4	12,3	7,0	69,0	24,0
11 B	2.5-5.0	57,4	9,6	4,5	31,0	64,5
11 B	5.0-7.5	60,8	19,2	8,0	63,0	29,0
14	0-2.5	21,8	10,8	0,4	4,1	95,5
14	2.5-5.0	22,9	2,4	0,1	1,1	98,8
14	5.0-7.5	21,6	1,9	0,1	1,1	98,8

## Vedlegg 2

Dokkadeltaet. Vannkjemiske parametre angitt som middelværdier og standardavvik for enkelte stasjoner i perioden 1987 - 1990.

- The Dokka delta. Waterchemical parameters given as mean values and standard deviations for some stations during the period 1987 - 1990.

St.		Ledn. mS/m	pH	Alk. µeq/l	SSS µeq/l	SO4 mg/l	Cl mg/l	NO3-N µg/l	Ca mg/l	Mg mg/l	Na mg/l	K mg/l	Fe µg/l	Ca µeq/l	Mg µeq/l	Na µeq/l	K µeq/l	Sum Kat. µeq/l		
1987	1	Md	2,32	6,85		127	4,36	0,77	199	3,95	0,46	0,69	0,43	86	197	37	30	11	276	
		±SD	0,32	0,12		18	0,55	0,13	63	0,50	0,05	0,10	0,06	71	25	4	4	1	32	
	9	Md	2,46	6,78		129	4,38	0,79	236	4,08	0,48	0,81	0,43	48	204	40	35	11	289	
		±SD	0,55	0,23		27	0,84	0,13	78	0,81	0,09	0,21	0,06	41	7	9	2	58		
	10	Md	2,32	6,78		121	4,22	0,76	188	3,97	0,47	0,75	0,42	47	198	39	32	11	280	
		±SD	0,54	0,26		28	0,82	0,15	117	0,85	0,09	0,21	0,08	12	43	7	9	2	60	
	11	Md	2,26	6,79		120	4,22	0,78	139	3,66	0,44	0,75	0,42	48	182	36	33	11	262	
		±SD	0,45	0,13		16	0,51	0,17	78	0,73	0,08	0,18	0,08	14	37	6	8	2	51	
	1988	1	Md	3,04		158		3,24	0,79		4,11	0,45	0,70	0,43		205	37	30	11	283
			±SD	0,38		23		0,37	0,12		0,52	0,07	0,11	0,05		26	6	5	1	37
		5	Md	3,15		171		3,21	0,79		4,27	0,48	0,74	0,42		213	40	32	11	296
			±SD	0,41		28		0,45	0,14		0,51	0,08	0,15	0,06		25	7	6	2	38
9		Md	3,36		182		3,46	0,94		4,42	0,51	0,91	0,53		220	42	40	13	316	
		±SD	0,68		39		0,55	0,44		0,62	0,09	0,38	0,32		31	7	16	8	59	
10		Md	3,05		172		3,20	0,77		4,14	0,48	0,74	0,40		206	39	32	10	288	
		±SD	0,33		22		0,42	0,12		0,45	0,06	0,12	0,07		23	5	5	2	32	
11		Md	2,88		148		3,19	0,92		3,74	0,46	0,75	0,43		186	38	32	11	268	
		±SD	0,34		19		0,42	0,19		0,58	0,08	0,13	0,10		29	6	6	3	37	
1989		1	Md	3,22	6,91		149	5,10	0,92	230	4,61	0,52	0,80	0,51	203	230	43	35	13	320
			±SD	0,56	0,11		27	0,89	0,19	83	0,94	0,07	0,16	0,09	390	47	6	7	2	61
	5	Md	3,57	6,96		162	5,52	0,99	273	5,10	0,56	0,96	0,56	142	254	46	42	14	356	
		±SD	0,94	0,15		47	1,32	0,34	175	1,46	0,12	0,35	0,19	183	73	10	15	5	102	
	9	Md	3,49	6,86		154	5,48	1,02	156	4,74	0,56	0,99	0,67	88	237	46	43	17	343	
		±SD	0,91	0,14		52	1,58	0,56	73	1,18	0,12	0,29	0,43		59	10	13	11	87	
	10	Md	3,22	6,85		147	5,28	0,86	183	4,49	0,51	0,86	0,52	42	224	42	37	13	316	
		±SD	0,81	0,19		38	1,69	0,20	90	1,16	0,12	0,23	0,14	17	58	10	10	3	79	
	11	Md	2,60	6,59		132	4,76	0,88	116	3,48	0,44	0,78	0,41	136	174	36	34	10	254	
		±SD	0,48	0,39		20	0,71	0,22	34	0,75	0,07	0,12	0,07	92	37	5	5	2	47	
	1990	1	Md	3,15	6,73		132	4,65	0,88	147	4,54	0,50	0,76	0,48	165	226	41	33	12	295
			±SD	0,46	0,20		16	0,56	0,16	94	0,83	0,06	0,09	0,08	280	41	5	4	2	83
5		Md	3,11	6,72		127	4,56	0,84	119	4,32	0,48	0,75	0,46	114	215	39	33	12	274	
		±SD	0,64	0,19		25	0,82	0,24	81	0,88	0,06	0,11	0,14	131	44	5	5	3	92	
9		Md	3,35	6,64		133	4,96	0,83	83	4,37	0,51	0,85	0,50	95	218	42	37	13	288	
		±SD	0,86	0,14		24	0,80	0,28	98	0,58	0,06	0,21	0,16	105	29	5	9	4	77	
10		Md	3,03	6,56		130	4,52	0,80	208	4,02	0,46	0,77	0,51	52	186	35	33	13	267	
		±SD	0,63	0,33		32	1,20	0,19	274	0,93	0,09	0,15	0,19	18	70	12	6	5	82	
11		Md	2,62	6,48		120	4,45	0,85	52	3,42	0,43	0,80	0,37	132	156	33	35	9	233	
		±SD	0,58	0,22		14	0,52	0,20	55	0,74	0,07	0,13	0,07	71	61	12	5	2	74	

## Vedlegg 3

Vannlopper og hoppekreps funnet i litoralsonen i Dokkadeltaet (xxxx dominant, xxx regelmessig, xx spredt, x sjelden) sammenlignet med prosentandel funnet i 1337 norske ferskvannlokaliteter (litoralsonen) (Walseng & Halvorsen unpubl.).

- Cladocera and Copepoda in the Dokka delta (xxxx dominant, xxx common, xx sparse, x rare) compared to samples from 1337 Norwegian freshwater (littoral) (Walseng & Halvorsen unpubl.).

### Vannlopper - Cladocera

<i>Bosmina longispina</i> Leydig	85,6	xxxx	<i>Leptodora kindti</i> (Focke)	5,0	x
<i>Alonopsis elongata</i> Sars	74,8	xxx	<i>Alona intermedia</i> Sars	4,6	xx
<i>Chydorus sphaericus</i> (O.F.M.)	60,2	xxx	<i>Chydorus piger</i> Sars	2,3	x
<i>Polyphemus pediculus</i> (Leuck.)	58,5	xxx	<i>Ceriodaphnia pulchella</i> Sars	2,2	xxxx
<i>Holopedium gibberum</i> Zaddach	52,7	xx	<i>Camptocercus rectirostris</i> Schoe	2,2	x
<i>Acroperus harpae</i> (Baird)	50,3	xxx	<i>Alona rectangula</i> Sars	2,1	xx
<i>Alonella nana</i> (Baird)	43,1	xxx	<i>Pseudochydorus globosus</i> (Baird)	1,9	x
<i>Sida crystallina</i> (O.F.M.)	40,4	xx	<i>Latona setifera</i> (O.F.M.)	1,9	x
<i>Alona affinis</i> (Leydig)	38,0	xx	<i>Drepanothrix dentata</i> (Eurén)	1,8	xx
<i>Alonella excisa</i> (Fischer)	36,4	xxx	<i>Alona quadrangularis</i> (O.F.M.)	1,7	xx
<i>Eurycerus lamellatus</i> (A.F.M.)	32,3	xxx	<i>Daphnia cristata</i> Sars	1,6	x
<i>Daphnia longispina</i> (O.F.M.) T	29,3	xx	<i>Pleuroxus laevis</i>	1,4	x
<i>Scapholeberis mucronata</i> (O.F.M.)	21,9	xxx	<i>Bosmina longirostris</i> (O.F.M.)	1,2	xxxx
<i>Diaphanosoma brachyurum</i> (Lié)	21,6	xxxx	<i>Pleuroxus trigonellus</i> (O.F.M.)	0,7	xx
<i>Rhynchotalona falcata</i> Sars	20,9	xxx	<i>Chydorus latus</i> Sars	0,6	x
<i>Ceriodaphnia quadrangula</i> (O.F.M.)	18,7	xxxx	<i>Daphnia hyalina</i> Leydig	0,5	x
<i>Ophryoxus gracilis</i> Sars	17,8	xx	<i>Lathonura rectirostris</i> (O.F.M.)	0,4	x
<i>Acantholeberis curvirostris</i> (O.F.M.)	17,5	xx	<i>Daphnia cucullata</i> Sars	0,3	x
<i>Alona guttata</i> Sars	15,3	xx	<i>Pleuroxus uncinatus</i> Baird	0,2	x
<i>Streblocerus serricaudatus</i> (Fischer)	12,6	xx	<i>Chydorus gibbus</i> Lilljeborg	0,1	x
<i>Alona rustica</i> Scott	10,9	xx	<i>Ceriodaphnia laticaudata</i> P.E.M.	0,1	x
<i>Pleuroxus truncatus</i> (O.F.M.)	10,7	xx	<i>Ceriodaphnia megops</i> Sars	0,1	xx
<i>Alonella exigua</i> (Fischer)	7,2	xxx	<i>Ilyocryptus sordidus</i> (Liév.)	0,1	x
<i>Alona costata</i> Sars	6,3	xxx	<i>Ilyocryptus agilis</i> Kurz	0,1	x
<i>Graptoleberis testudinaria</i> (Fischer)	5,8	xx	<i>Alona weltneri</i> Keilhack	0,1	x
<i>Simocephalus vetula</i> (O.F.M.)	5,1	xxx	<i>Ceriodaphnia rotunda</i>	0,1	x

### Hoppekreps - Copepoda

<i>Cyclops scutifer</i> Sars	48,5	xx	<i>Megacyclops gigas</i> (Claus)	7,0	xx
<i>Hetercope saliens</i> (Lillj.)	40,5	xx	<i>Cyclops abyssorum</i> s.l.	6,1	xx
<i>Eucyclops serrulatus</i> (Fisch.)	28,6	xxx	<i>Eucyclops speratus</i> (Lillj.)	5,8	xx
<i>Macrocyclus albidus</i> (Jur.)	23,6	xxxx	<i>Megacyclops viridis</i> (Jur.)	5,5	xx
<i>Diacyclops nanus</i> (Sars)	22,1	xxx	<i>Hetercope appendiculata</i> Sars	4,4	xx
<i>Acanthodiaptomus denticornis</i> (Lillj.)	15,6	x	<i>Eucyclops denticulatus</i> (A. Graet)	3,7	xx
<i>Eudiaptomus gracilis</i> Sars	12,2	xx	<i>Paracyclops affinis</i> Sars	3,4	xx
<i>Acanthocyclops capillatus</i> (Sars)	10,9	xxxx	<i>Eucyclops macruroides</i> (Lillj.)	1,1	xx
<i>Mesocyclops leuckarti</i> (Claus)	10,8	xxxx	<i>Paracyclops fimbriatus</i> (Fisch.)	1,0	x
<i>Eucyclops macrurus</i> (Sars)	8,9	xxx	<i>Diacyclops languidus</i> Sars	0,3	x
<i>Acanthocyclops vernalis</i> (Fisch.)	8,8	xx	<i>Cryptocyclops bicolor</i> (Sars)	0,3	xxx
<i>Acanthocyclops robustus</i> Sars	7,6	xxx	<i>Thermocyclops dybowskii</i> (Lande)	0,1	x
<i>Macrocyclus fuscus</i> (Jur.)	7,2	xx	<i>Limnocalanus macrurus</i> Sars	0,1	x

## Vedlegg 4

Arter av fjærmygg (Chironomidae) påvist i Dokkadel-taet i 1987.

- Chironomidae found in the Dokka delta in 1987.

	Stasjon	1	3	5	7	10A	10B	11A	11B	12
<b>Tanypodinae</b>										
1	<i>Ablabesmyia longistyla</i> Fittk.		3	17		7	10	17	9	41
2	<i>A. moniis</i> (L.)	40	108	10	57	113	53	161	56	10
3	<i>A. phatta</i> (Egg.) (L.)							1	3	
4	<i>Arctopelopia griseipennis</i> (v.d.W.)		2	6						
5	<i>Conchapelopia pallidula</i> (Meig.)		6	3	10		2		3	48
6	<i>Macropelopia</i> sp.									2
7	<i>Nilotanytus dubius</i> (Meig.)									1
8	<i>Paramerina cingulata</i> (Walk.)									13
9	<i>Procladius</i> sp(p).	110	153	148	50	216	893	104	112	11
10	<i>Thienemannimyia fusciceps</i> (Edw.)		16				2		2	534
11	<i>Trissopelopia longimana</i> (Staeg.)									13
12	<i>Zavelimyia barbatipes</i> (Kieff.)									1
<b>Prodiamesinae</b>										
13	<i>Monodiamesa bathyphila</i> Kieff.		2	2	4					
14	<i>Prodiamesa olivacea</i> (Meig.)									1
<b>Diaesinae</b>										
15	<i>Pothastia longimana</i> Kieff.					3		5		16
16	<i>Protanytus morio</i> (Zett.)		3	14		1		2		1
17	<i>Pseudodiamesa</i> sp.									5
<b>Orthocladinae</b>										
18	<i>Orthocladinae</i> indet.								2	3
19	<i>Acamptocladius submontanus</i> (Edw.)							2		2
20	<i>Brillia longifurca</i> K.									1
21	<i>B. modesta</i> (Meig.)								3	5
22	<i>Chaetocladus</i> sp.									2
23	<i>Corynoneura lacustris</i> Edw.				1					
24	<i>C. lobata</i> Edw.						2	2	1	1
25	<i>Cricotopus</i> (C.) indet.							2		
26	<i>C. (C.) festivellus</i> (Kieff.)			5						
27	<i>C. (C.) sp. tibialis-gr.</i>							481		1
28	<i>C. (C.) spp. cylindraceus/festivellus-gr.</i>	5	28		20	2	26	8	3	11
29	<i>C. (C.) spp. tremulus-gr.</i>		2							10
30	<i>C. (C.) tremulus</i> (L.)							2		2
31	<i>C. (Isocl.) intersectus</i> (Staeg.)							2		2
32	<i>C. (I.) sylvestris</i> (Fabr.)							2		
33	<i>C. (I.) trincinctus</i>								1	
34	<i>Diplocladiua cultriger</i> Kieff.									2
35	<i>Eukiefferiella</i> sp.			3						
36	<i>Heleniella</i> sp.									1
37	<i>Heterotrissocladus marcidus</i> (Walk.)							2	2	16
38	<i>Hydrobaenus</i> sp.									1
39	<i>Limnophyes</i> sp.				1		2		2	1
40	<i>Nanocladius</i> (N.) <i>balticus</i> (Pag.)									1
41	<i>Orthocladus</i> (O.) indet.				3	2			1	4
42	<i>O. (O.) annexens</i> Saeth.		3		1			1		3
43	<i>O. (O.) dentifer</i> Br.									1
44	<i>O. (O.) frigidus</i> (Zett.)									1
45	<i>O. (Euorth.)</i> sp.									1
46	<i>O. (Pogonocl.) consobrinus</i> (Holmgr.)					5	8			
47	<i>Parakiefferiella bathyphila</i> (Kieff.)		33		32		7	14	2	2
48	<i>Parakiefferiella</i> sp. A.		18		5		12	5		
49	<i>Psectrocladius</i> (Allopect.) <i>platypus</i> Edw.								1	1
50	<i>P. (Monopsect.) calcaratus</i> Edw.								1	
51	<i>P. (P.) psilopterus</i> Kieff.				1	10	2	17	7	92
52	<i>P. (P.) sp. A (limbatellus-gr.)</i>	9	50		41	34	155	120	8	1
53	<i>P. (P.) sp. B (limbatellus-gr.)</i>	3	6	3	37	32	172	101	39	
54	<i>P. cf. septentrionalis</i> Chern.	3	15		27	5	44	83	1	
55	<i>Pseudosmittia</i> sp.									1
56	<i>Rheosmittia spinicornis</i> Brund			3						3
57	<i>Synorthocladus semivirens</i> (K.)									20
58	<i>Smittia</i> sp.								1	
59	<i>Zalutschia zalutschicola</i> (Lip.)			3						
<b>Chironominae</b>										
60	<i>Chironomus</i> sp. (larve av <i>anthracinus</i> -type)	9	2	16		15	205	11	9	
61	<i>Cladopelma</i> sp.						2			
62	<i>Cladotanytarsus</i> sp(p).		15			391	12	264	9	
63	<i>Corynocera oliveri</i> Lindeb.		23			8	2			
64	<i>Cryptochironomus supplicans</i> (Meig.)		21		6	37	41	21	15	
65	<i>Demicryptochironomus vulneratus</i> (Zett.)	5	11	7	4	2	30	1		12
66	<i>Dicrotendipes modestus</i> (Say)		75		2	26	10	5	11	
67	<i>Endochironomus</i> sp. <i>dispar</i> -gr.						10			
68	<i>Micropsectra</i> spp.									11
69	<i>Microtendipes chloris</i> Kieff.		6			4	25		7	5
70	<i>Pagastella orophila</i> (Edw.)	2	94		7		4	5	7	
71	<i>Parachironomus</i> sp.					2		2		
72	<i>Paratanytarsus cf. tenuis</i> (Meig.)		72		37	54	11	4	2	
73	<i>Phaenopsectra cf. flavipes</i> (Meig.)		3			2	61			
74	<i>Phaenopsectra</i> sp. A.					27		21	27	3
75	<i>Polypedium</i> (P.) indet.						5	5	1	12
76	<i>P. (P.) cf. albicorne</i> (Meig.)		3				12	112	7	1
77	<i>Polypedium</i> (Trip.) indet.						7			
78	<i>P. (Trir.) cf. scalaenum</i> Schr.	17	6		15		53			3
79	<i>Pseudochironomus prasinatus</i> (Staeg.)		7		2	318	27	3		
80	<i>Sergentia coracina</i> (Zett.)	20	2	3		2			12	
81	<i>Stempellinella brevis</i> Edw.									1
82	<i>Stictochironomus cf. rosenhoeldi</i> (Zett.)						7		10	1
83	<i>Tanytarsus</i> sp(p).			3	2	97	19	42	42	12
<b>Tanypodinae</b>										
174 267 181 117 336 960 283 185 674										
<b>Prodiamesinae</b>										
2 0 2 4 0 0 0 0 0 0 1										
<b>Diaesinae</b>										
3 14 0 4 0 0 7 0 6 22										
<b>Orthocladinae</b>										
22 175 9 174 95 913 358 72 191										
<b>Chironominae</b>										
53 346 29 77 1016 629 387 164 49										

## Vedlegg 5

Arter av rundormer (Nematoda) påvist i Dokkadeltaet. \* Arter funnet i prøver vasket gjennom 250 µm duk. - Species of Nematoda found in the Dokka delta. \* Species found in samples washed through 250 µm sieve.

	Art / Species	1987 Frekv.	Stasjon														
			1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13		
1	Tylenchidae Filenchus sp																
2 *	Monhysteridae Monhystera paludicola (de Man)	0,5								x							
3	Eumonhystera dispar (Bastian)																
4	E. vulgaris (de Man)																
5	E. filiformis (Bastian)																
6	Xyalidae Theristus agilis (de Man)																
7	Plectidae Plectus cirratus Bastian																
8	P. tenuis Bastian																
9	P. rhizophilus de Man																
10	Halaphanolaimidae Aphanolaimus aquaticus Daday																
11	Rhabdolaimidae Rhabdolaimus aquaticus de Man																
12	Chromadoridae Chromadorina bioculata (Schultze)																
13	Prochromadora orleji (de Man)																
14	Achromadoridae Achromadora terricola (de Man)																
15	Ethmolaimidae Ethmolaimus pratensis de Man																
16	Desmodoridae Prodesmodora circulata (Micoletzky)																
17	Prismatolaimidae Prismatolaimus dolichurus (de Man)																
18	P. intermedius (Bütschli)																
19 *	Tripylidae Tripyla glomerans Bastian	2,9	x	x					x				x			x	
20 *	Tobrilus cfr. medius (Schneider) Andrassy	0,7		x					x								
21	T. helveticus (Hofmänner)																
22	T. pellucidus (Bastian)																
23 *	Ironidae Ironus ignavus Bastian	4,4				x	x		x			x	x	x	x	x	
24 *	I. longicaudatus de Man	5,8	x	x	x								x			x	
25	Alaimidae Alaimus primitivus de Man																
26 *	Mononchidae Mononchus truncatus Bastian	7,3		x			x		x	x	x	x	x	x	x	x	
27	M. (Coomansus) parvus (de Man)																
28 *	Mylonchulidae Mylonchulus cfr. brachyuris (Bütschli) Altherr	1,4														x	x
29 *	Anatonchidae Anathonchus dolichurus (Ditlevsen) Andrassy	77,7	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
30	Iotonchidae Iotonchus zschokkei (Menzel)																
31 *	Dorylaimidae Dorylaimus stagnalis Dujardin	25,7	x		x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
32 *	D. helveticus Steiner	4,8	x	x												x	x
33 *	Laimydorus sp.	1,0														x	
34 *	Oudsianematidae Eudorylaimus carteri (Bastian) Andrassy	1,4															x
35 *	Aporcelaimidae Aporcelaimellus krygeri (Ditlevsen) Heyns	2,4															x
36 *	Actinolaimidae Paractinolaimus macrolaimus (de Man) Steiner	7,8															x
37 *	Mermithidae Mermithidae spp. parasites of invertebrates	41,3	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x

## Vedlegg 6

Oversikt over forekomsten av enkelte insektsgrupper i Dokkadeltaet i 1987.  
- Occurrence of some groups of insects in the Dokka delta in 1987.

Art / Species	Stasjon									
	1	3	4	5	9	10	11	12	13	
<b>Odonata</b>										
Coengrion hastulatum Charpentier					6	1	2			
Coenagrionidae							1			
Libellulidae/Cordulidae						1				
Enallagma cyathigerum (Charpentier)		1								
<b>Notonectidae</b>										
Notonecta sp.					6	30	24			
<b>Corixidae</b>										
Cymatia bonsdorffi (Sahlberg)					20	60	147			
Callicorixa wollastoni (Douglas & Scott)					4	2	12			
Sigara falleni (Fieber)								1		
S. fossarum (Leach)							4	1		
Corixidae-larver/nymfer							4	3		
<b>Coleoptera</b>										
Gyrinus minutus Fabricius					1			3		
G. aeratus Stephens					7	4		1		
Enocrus ochropterus Marsham					2					
Hygrotus quinquelineatus (Zetterstedt)				1	7			63		
H. inaequalis (Fabricius)									1	
Graptodytes pictus (Fabricius)					6	6		3		
G. granulata (Linnaeus)								1		
Hydroporus obscurus Sturm					3	3		2		
H. erythrocephalus (Linnaeus)					7	4		16		
H. umbrosus (Gyllenhal)					1			1		
H. striola (Gyllenhal)									1	
Hygrotus novemlineatus (Stephens)					1					
Hyphydrus ovatus (Linnaeus)					2			1		
Haliplidae-larver	3		1		15	2	11		2	
Haliplus sp.					1	4		4		
H. lineolatus Mannerheim					2	10		6		
H. ruficollis DeGeer								1		
Laccobius minutus (Linnaeus)					1					
Helophorus minutus (Fabricius)								1		
Dytiscus sp.-larver					1	2		3		
Hydroporinae(Dytiscidae)					5	3		2	49	14
Colymbetinae(Dytiscidae)					4	3		5	13	2
Hydrochus brevis (Herbst)					1					
Agabus arcticus (Paykull)					1					
Nebrioporus depressus (Fabricius)							1		2	2
Elmidae-larver		1							28	7
Limnius volckmari (Panzer)										1

ISSN 0802-4103  
ISBN 82-426-0735-4

437

**NINA  
OPPDRAGS-  
MELDING**

NINA Hovedkontor  
Tungasletta 2  
7005 TRONDHEIM  
Telefon: 73 58 05 00  
Telefax: 73 91 54 33

NINA  
Boks 736 Sentrum  
N-0105 Oslo  
Telefon: 22 94 03 00  
Telefax: 22 94 03 01

**NINA  
Norsk institutt  
for naturforskning**