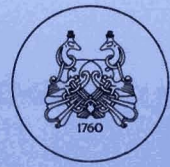


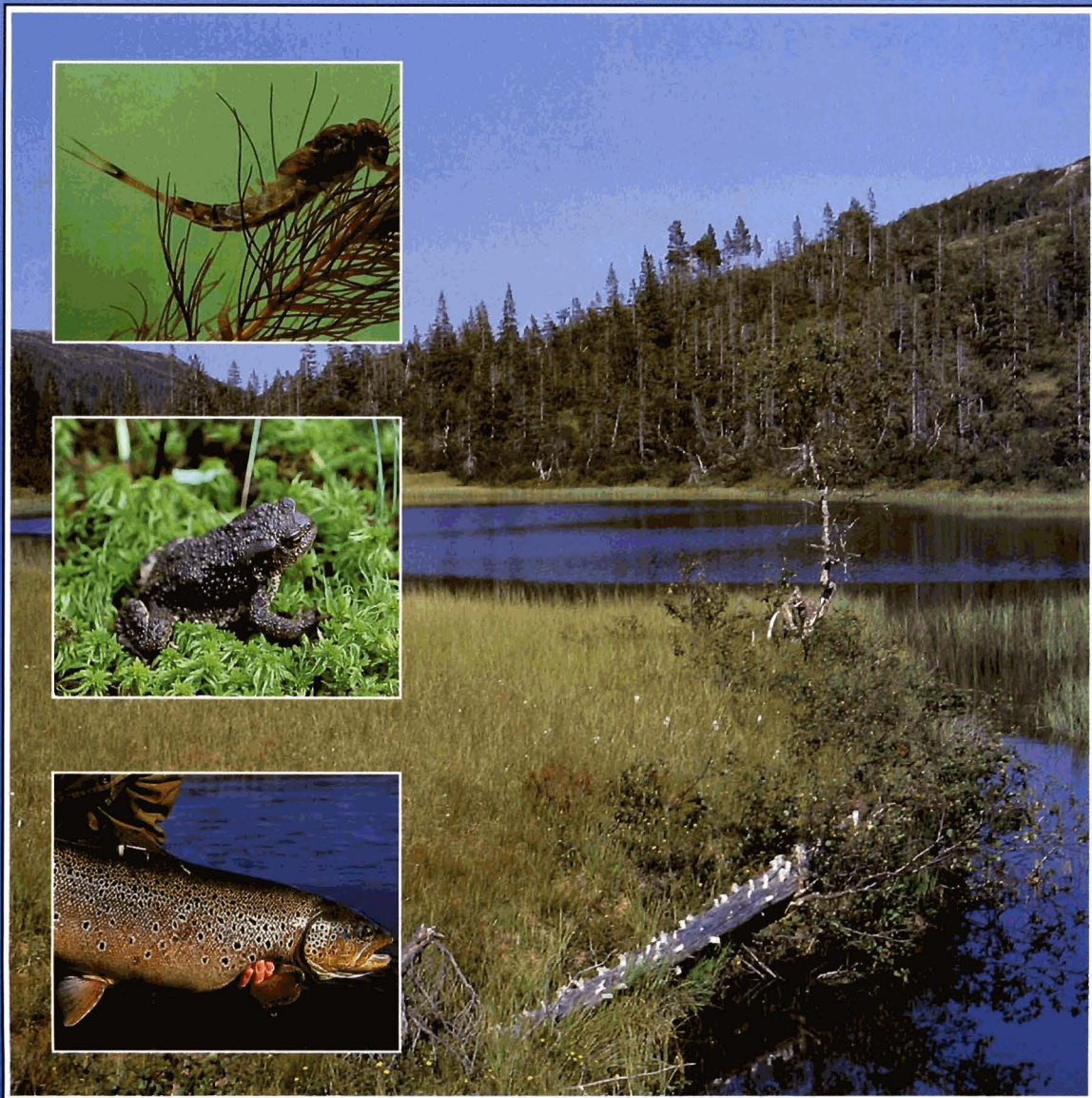


RAPPORT ZOOLOGISK SERIE : 1996-5



ØKOLOGISK TILSTANDSRAPPORT FOR GJEVILVATNET 1986-89, MED HOVEDVEKT PÅ PLANKTON, MYSIS, BUNNDYR OG FISK

Jo Vegar Arnekleiv og Arne Haug



VITENSKAPSMUSEET

ZOOLOGISK AVDELINGS OPPDRAGSTJENESTE

Utredning og forskning innen anvendt zoologisk miljøproblematikk

Helt siden 1969 har Zoologisk avdeling ved Vitenskapsmuseet, NTNU, påtatt seg oppdrag innen anvendt zoologisk miljøproblematikk. Et laboratorium for ferskvannsekologi og innlandsfiske (LFI) ble da tilknyttet avdelingen. Siden har en også fått en terrestrisk oppdragsenhet.

Zoologisk avdeling har derfor i dag et utrednings- og forskningsmiljø som blant annet tar sikte på å bistå ulike offentlige myndigheter innen stat, fylker, fylkeskommuner og kommuner med miljøkonsekvensanalyser. Vi påtar oss også forsknings- og utredningsoppgaver (FoU) i forbindelse med planlagte naturinngrep fra interesserte private bedrifter m.m.

Oppdragsvirksomheten har i dag faglig kapasitet innenfor fagfeltene

- ferskvannsbibliologi
- fiskeribiologi
- herpetologi (amfibier/krypdyr)
- ornitologi
- småvilt
- fotodokumentasjon

Oppdragsvirksomheten påtar seg

- faunakartlegging og overvåking
- for- og etterundersøkelser ved naturinngrep
- konsekvensanalyser av planlagte naturinngrep
- biologisk verdievaluering/biodiversitetsanalyse
- forskningsoppgaver

Zoologisk avdelings geografiske arbeidsfelt vil normalt være innenfor Vitenskapsmuseets ansvarsområde; det vil grovt sett si fylkene Møre og Romsdal, Sør-Trøndelag, Nord-Trøndelag og Nordland. Så fremt vi har kapasitet bistår vi imidlertid også innen andre landsdeler.

Vi har lang erfaring i FoU innen våre fagfelt og bred erfaring fra samarbeid med forvaltningsmyndighetene på ulike plan. Dette medfører at vi kan tilby alle våre kunder et ferdig produkt:

- av faglig god standard
- til avtalt tid
- til konkurransedyktige priser

For å sikre dette, er det ønskelig at oppdrag blir bestilt i så god tid som mulig på forhånd. Spesielt er dette viktig ved arbeidsoppgaver som krever større feltinnsats.

Adresse: NTNU
Vitenskapsmuseet
Zoologisk avdeling
7004 Trondheim

Tlf.nr.:
73 59 22 80 (avdelingen)
73 59 22 89 (LFI - ferskvannsekologi)
73 59 22 74 (ornitologi/småvilt)

Vitenskapsmuseet Rapport Zoologisk Serie 1996-5

ØKOLOGISK TILSTANDSRAPPORT FOR GJEVILVATNET 1986-89,
MED HOVEDVEKT PÅ PLANKTON, MYSSIS, BUNNDYR OG FISK

av

Jo Vegar Arnekleiv og Arne Haug

Norges teknisk-naturvitenskapelige universitet
Vitenskapsmuseet
Laboratoriet for ferskvannsekologi og innlandsfiske (rapport nr. 99)
Trondheim, juni 1996

ISBN 82-7126-510-5
ISSN 0802-0833

REFERAT

Arnekleiv, J.V. og Haug, A. 1996. Økologisk tilstandsrapport for Gjeviltvatnet 1986-89, med hovedvekt på plankton, mysis, bunndyr og fisk. *Vitenskapsmuseet Rapport Zoologisk Serie 1996-5: 1-63.*

Undersøkelsen som danner grunnlag for denne rapporten er utført i 1986-89, og er en viderføring av et overvåkingsprogram for store regulerte innsjøer med utsatt *Mysis relicta*.

Vannkvaliteten i Gjeviltvatnet er preget av næringsfattige og kalkfattige vannmasser med pH-verdier omkring nøytral og siktedyp på 6-10 m. Temperaturmønsteret er variert, og gjennomsnittlig temperatur i overflaten når opp i 10-12 °C på sommeren.

Analyser av phytoplankton i 1986 og 1988 viser at vannmassene er svært næringsfattige med største algevolum på 160-205 mm³/m³ i 1986 og 200-230 mm³/m³ i 1988. Det var overvekt av gullalger, dernest ulike kiselalger og fureflagellater. Også biomassen av zooplankton var gjennomgående liten med maksimumsverdier på 3-400 mg/m² i august/september. Artene *Bosmina longispina*, *Holopedium gibberum* og *Cyclops scutifer* var de dominerende. Rotatorier utgjorde en betydelig andel av zooplanktonsamfunnet med 6 påviste arter. Krepssdyret *Mysis relicta* som ble satt ut i 1973, ble første gang påvist i fiskemager i 1978. Prøvetaking med mysishåv i 1986/88 viste gjennomsnittsmengder på 34-88 ind./m². Dette er tettheter som ligger litt under det en har funnet med samme metode i Snåsavatnet og Selbusjøen.

Littoralsona i Gjeviltvatnet er utvasket som følge av reguleringen, og det ble registrert svært små mengder bunndyr her (gj.sn. 42 ind./prøve). Totalt ble det registrert 11 dyregrupper i littoralsona, men faunaen var helt dominert av arten *Pallasea quadrispinosa* (73%). Arten ble satt ut sammen med mysis, og forekom fåtallig i juli, mens mengdene økte utover sommeren og med høyest individantall i september/oktober. Analyse av grabbprøver fra profundalsona før og etter regulering viste at den totale bunndyrmengden i reguleringssona (1-7 m) er redusert 89%. Bunndyrmengdene under LRV (10-50 m) var på omlag samme nivå før og etter regulering (gj.sn. 490-590 mg/m²). Faunasammensetningen er endret etter regulering i retning av en kvalitativt fattigere fauna dominert av fåbørstemark.

Prøvefiske med bunn garn (10-45 mm) og flyte garn (19,5-35 mm) viste at røye er totalt dominerende fiskeart og utgjorde 97,5% av totalutbyttet på 2200 fisk. Ørretbestanden synes å være svært liten og med sviktende rekruttering. Det ble også påvist ørekyte i vatnet.

I juni spiste røye nesten utelukkende fjærmygg og mysis, mens zooplankton, mysis og luftinsekter var dominerende næring i august og september. Røye i pelagialen hadde vesentlig spist zooplankton og luftinsekter og med et mindre innslag av mysis.

Det var stort utbytte av røye på småmaska bunn garn (10-21 mm) og flyte garn (19,5 mm), og dårlig utbytte på grovere maskevidder. Røye danner en tett bestand med småfallen, mager fisk (k-faktor = 0,74) som utnytter både bunnområdene og pelagialen, og rekrutteringen er stor. Fra 1974 til 1988 har bestanden økt kraftig, samtidig som gjennomsnittsstørrelsen og kondisjonsfaktoren har vært avtagende.

Emneord: Reguleringsmagasin - økologi - plankton - mysis - bunndyr - fisk

Jo Vegar Arnekleiv og Arne Haug, Norges teknisk naturvitenskapelige universitet, Vitenskapsmuseet, Zoologisk avdeling, N-7004 Trondheim.

ABSTRACT

Arnekleiv, J.V. & Haug, A. 1996. Ecological aspects in Lake Gjevilvatn 1986-89, with emphasis on plankton, *Mysis relicta*, zoobenthos and fish. *Vitenskapsmuseet Rapport Zoologisk Serie 1996-5:1-63*.

The investigations giving data to this report, were carried out in the years 1986-89, and are part of investigations in progress in lakes where the opossum shrimp, *Mysis relicta*, has been introduced.

The water quality in Lake Gjevilvatn was characterized by nutrient-poor (oligotrophic) and calcium-poor watermasses, pH=6.5-7.0 and the Secchi depth was 6-10 m. The water temperature regime was variabel with average summertemperatures reaching up to 10-12 °C in the top layer.

Analysis of phytoplankton showed ultraoligotrophic conditions in the lake with maximum phytoplankton biomass of 160-205 mm³/m³ in 1986 and 200-230 mm³/m³ in 1988. Species of Chrysophyceae were dominating, Bacillariophyceae and Dinophyceae were also common. Also the zooplankton biomass was low with maximum of 300-400 mg/m² dry weight in August/September. The species *Bosmina longispina*, *Holopedium gibberum* and *Cyclops scutifer* were the most abundant in the zooplankton community. 6 species of Rotatoria were recorded and they constituted a considerable part of the zooplankton community. The opossum shrimp, *Mysis relicta*, was introduced in the lake in 1973, and was first registered in fish stomachs in 1978. Investigations in 1986/88, using a spesial net, showed average densities of 34-88 ind./m². The densities are a bit lower than observed in the *Mysis* lakes Snåsavatn and Selbusjøen, using the same method.

The hydropower regulation of Lake Gjevilvatn has made the littoral zone eroded, and very small numbers of macrozoobenthos were recorded (average 42 ind./sample). A total of 11 main taxa were recorded in the littoral zone, but the littoral fauna was dominated by one species; *Pallasea quadrispinosa* (73%). *Pallasea* was introduced together with *Mysis* in 1973, and *Pallasea* was recorded in low numbers in July, higher numbers in August, and with maximum numbers in September/October in the littoral zone. In the regulated zone (1-7 m depth), zoobenthos biomass has been reduced by 89% after the regulation. The zoobenthos biomass in the profundal zone (< LRW, 10-50 m depth) was at the same level before and after the regulation (average 490-590 mg/m²). A change in species composition was observed after the regulation; number of species present were reduced and the bottom fauna was dominated by oligochaetes.

Arctic char predominated in the gillnet catches in bottom nets (10-45 mm mesh size) and floating nets (19.5-35 mm mesh size), constituting 97.5% of the total catch of 2200 fish. The population of brown trout seems to be very small, and the recruitment is poor. Two specimens of minnow (*Phoxinus phoxinus*) were also recorded in the catches.

In June, Arctic char fed mainly on chironomids and mysis, while in August and September zooplankton, mysis and terrestrial insects were the most common food items. Pelagic char fed mainly on zooplankton and terrestrial insects, having smaller amounts of mysis in the diet.

The yield CPU of Arctic char was high in both bottom nets and floating nets with small mesh-size (10-21 mm), while in nets with mesh size > 21 mm the outcome was low. The char population is large and consists of small and poor conditioned fish (average $k=0.74$). Arctic char were well distributed both in the littoral and the pelagic zone, and the char recruitment seems to be very good. Gillnet catches from 1974 to 1988 reveal a great increase in abundance of Arctic char and a trend of decreasing fish length and condition factor with years.

Keywords: reservoir - ecology - plankton - *Mysis relicta* - zoobenthos - fish

Jo Vegar Arnekleiv and Arne Haug, Norwegian University of Science and Technology, Museum of Natural History and Archaeology, Department of Zoology, N-7004 Trondheim, Norway.

INNHold

REFERAT

ABSTRACT

FORORD	9
1. INNLEDNING	10
2. LOKALITETSBEKRIVELSE	10
2.1. Nedbørfeltet	10
2.2. Reguleringer	11
2.3. Prøvetakingslokaliteter	11
3. METODER OG MATERIALE	12
3.1. Hydrografi	12
3.2. Phytoplankton, zooplankton, mysis	12
3.3. Bunndyr	12
3.4. Fisk	13
4. RESULTATER OG DISKUSJON	14
4.1. Hydrografi	14
4.1.1. Temperaturforhold	14
4.1.2. pH	14
4.1.3. Total hardhet, kalsiumhardhet, elektrolyttisk ledningsevne og klorid- innhold	16
4.1.4. Siktedyp, vannfarge, PT-verdi	16
4.2. Phytoplankton	18
4.3. Zooplankton	20
4.3.1. Totalbiomasser	20
4.3.2. Gruppe/artssammensetning	20
4.3.3. Tidligere undersøkelser	24
4.4. Mysis relicta	25
4.5. Bunndyr	27
4.5.1. Bunndyrmengder i gruntvannssona	27
4.5.2. Pallasea	28
4.5.3. Døgn- og steinfluelarver	29
4.5.4. Bunndyr i profundalsonen - grabbprøver	30
4.6. Fisk	34
4.6.1. Fordeling og utbytte	34
4.6.2. Fiskens ernæring	38
4.6.3. Alderssammensetning og lengdefordeling	41
4.6.4. Vekst	45
4.6.5. Kondisjonsfaktor	46
4.6.6. Gytemodning	47
4.6.7. Kjøttfarge	49
4.6.8. Parasitter	50
4.6.9. Utviklingen av fiskebestandene i perioden 1969-1988	50
4.7. Ekkoregistrering av fisk	54
4.7.1. Ekkogrammer	54
4.7.2. dB - fordeling	54
4.7.3. Beregnet fisketetthet	56

5. SAMMENDRAG OG KOMMENTARER	57
5.1. Vannkvalitet, phytoplankton, zooplankton og mysis	57
5.2. Bunndyr i littoral- og profundalsonen, etableringen av <i>Pallasea</i>	58
5.3. Fisk	59
6. LITTERATUR	61

VEDLEGG

FORORD

Undersøkelsene som danner grunnlaget for denne rapporten er utført i 1986 og 1988 og er en videreføring av et overvåkingsprogram for store sjøer med utsatt *Mysis relicta*. Overvåkingsprogrammet er spesielt rettet mot fisk-mysis problematikken og reguleringsens effekter på fisk og næringsdyr.

Rapporten gir en tilstandsbeskrivelse av hydrografiske og ferskvannsbiologiske forhold i Gjevilvatnet og en vurdering av utviklingen i vatnet med bakgrunn i tidligere undersøkelser (Jensen 1970, 1972, Gunnerød 1977, Garnås, Hesthagen og Gunnerød 1980, Garnås og Gunnerød 1983, Garnås 1986).

Feltarbeidet er utført av Jo Vegar Arnekleiv, Arne Haug, Johan Nydal, Terje Bongard og Arne Bretten. Arnekleiv har hatt det faglige ansvar for opplegg og gjennomføring av undersøkelsen. Aldersbestemningen og mageanalysene av fisk er utført av Nydal, zooplanktonanalysene av Haug og artsbestemningen av døgn- og steinfluelarver er gjort av Arnekleiv. Åge Brabrand, LFI - Universitetet i Oslo har analysert ekkoregistreringene, og Pål Brettum, NIVA har gjennomgått phytoplanktonprøvene. Sekretær Randi Krogh og sekretær Klara Øye har vært behjelpelig med tekstbehandling og figurframstilling. Forskningstekniker Toril Berg har bistått med databehandling av fiskematerialet. Sør-Trøndelag kraftselskap, avd. Driva, ved Jacob Berget har velvillig stilt båt og hytte til disposisjon.

Undersøkelsene er bekostet av Sør-Trøndelag kraftselskap etter pålegg fra Direktoratet for naturforvaltning med hjemmel i Kgl.res. av 31. oktober 1969, pkt. 12a.

Jo Vegar Arnekleiv
Arne Haug

1. INNLEDNING

Som et tiltak for å redusere innsjøregulerings skadevirkninger på fiskens næringsgrunnlag, ble det i 1960- og 1970-årene satt ut *Mysis relicta* i flere store reguleringsmagasiner i Norge. For å følge utviklingen i disse sjøene har det vært utført flere overvåkings- og forskningsoppgaver. Disse har vist at mysis har gitt utilsiktede virkninger i flere innsjøer (jf. Koksvik et al. 1991, Langeland et al. 1988, Langeland & Moen 1992). Ett gjennomgående trekk er at *Mysis* har beitet ned zooplanktonbestandene og dermed vært en næringskonkurrent for pelagiske fiskebestander, bl. a. røye som har gått sterkt tilbake i flere innsjøer, bl. a. Snåsavatn (Koksvik og Arnekleiv 1988), Selbusjøen (Langeland et al. 1991) og Blåsjön m.fl. i Sverige (Fürst et al. 1984). Effektene av utsettingene på zooplankton - og fiskesamfunnene har imidlertid vært forskjellig. I reine ørretvatn har *Mysis* snarere vist en positiv enn negativ virkning på fiskebestanden, bl. a. i Bangsjøene, Nord-Trøndelag (Arnekleiv og Koksvik 1986, Arnekleiv og Ofstad 1991, Fürst et al. 1984). For lake, som i stor grad har vist seg å beite på *Mysis*, er det registrert en økning i bestanden etter *Mysis*utsetting, bl. a. i Selbusjøen (Langeland et al. 1991) og Snåsavatn (Koksvik og Arnekleiv). En gjennomgang av erfaringene med utsetting av *Mysis* er gitt i en større symposierapport (Nesler & Bergersen 1991).

I Gjevilvatnet er det tidligere utført undersøkelser før regulering (Jensen 1970, 1972), og et overvåkingsprogram for å følge utviklingen av *Mysis relicta* og fiskebestandene ble videreført i 1986-89. Mens røye lever sammen med ørret og lake i både Snåsavatn og Selbusjøen, er røye helt dominerende i Gjevilvatn. Lake finnes ikke og ørretbestanden er svært liten etter regulering. Det var derfor interessant å følge utviklingen også i en slik innsjø med utsatt *Mysis*. Hensikten har videre vært å undersøke reguleringseffekter og tilslaget av krepsdyret *Pallasea quadrispinosa* som ble satt ut samtidig med *Mysis relicta*.

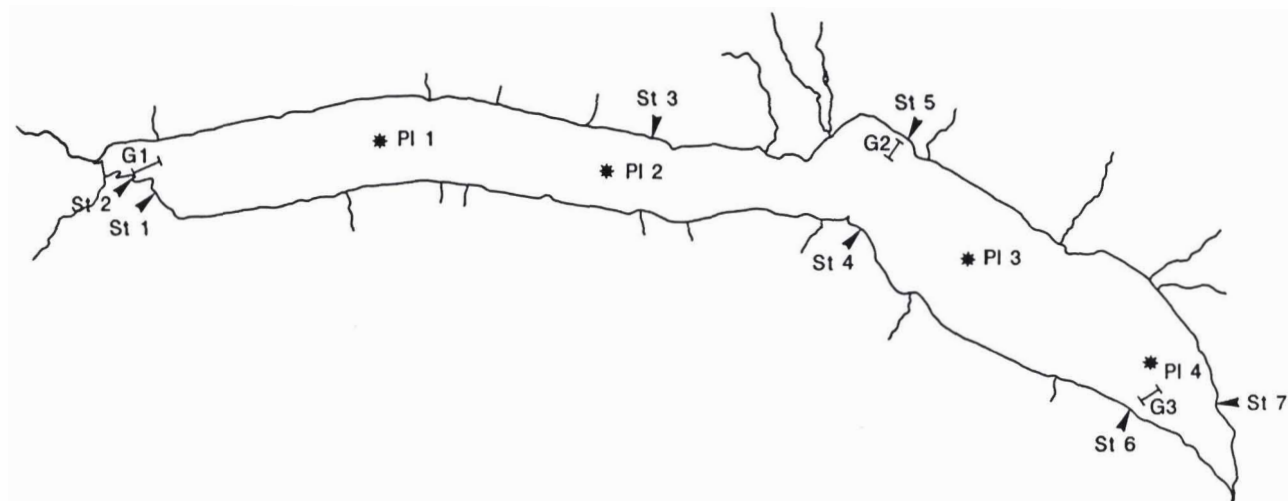
2. LOKALITETSBEKRIVELSE

2.1. Nedbørfeltet

Gjevilvatnet ligger i Oppdal kommune i Sør-Trøndelag og dekkes av kartbladene 1420 II og 1520 III i M 711-serien. Ved fullt magasin er vannspeilet 2100 ha og ligger 660 m o.h. Vatnet er langstrakt med en øst-vestlig orientering (fig. 1).

En terskel midt på vatnet med gruntvannsområder og en maksimumsdybde på 28 m deler vatnet i 2 hovedbasseng, et vestre basseng med dybde 107 m og et østre basseng med dybde 74 m. Ellers finnes små gruntvannsområder i vestenden av vatnet og ved utløpsosen til Festa i østenden. Vatnet har gjennomgående bratte strandprofiler og smal strandsone, bare 15 % av vannarealet er grunnere enn 10 m.

Gjevilvatnet er omkranset av høye fjellformasjoner med topper på over 1600 m. Mot østenden av vatnet er terrenget mer utflatende. Subalpin bjørkeskog, til dels frodig, dominerer nedre deler av de bratte fjellsidene. Det er en del menneskelig aktivitet på nordsida av østre basseng om sommeren i form av seterdrift, hytter og turisme.



Figur 1. Kart over Gjevilvatnet med stasjonsbeskrivelse.

St. 1-7 : Stasjoner for roteprøver

G 1-3 : Grabbstasjon

PI 1-4 : Stasjoner for hydrografi, plankton og mysis

2.2. Reguleringer

Fra 1950 og fram til 1973 var Gjevilvatnet regulert 1,5 m mellom kotene 660,0 - 658,5 m o.h. av Oppdal Elektrisitetsverk. Fra vinteren 1973-74 er vatnet regulert mellom kotene 660 - 645 m o.h. i forbindelse med kraftutbyggingen i Driva. Nedtappingen har variert mellom 10-13 m fram til 1988 (Mogstad, Sør-Trøndelag kraftselskap, pers.med.).

Før reguleringen i 1973-74 var utløpselva Festa i østenden det naturlige utløpet fra Gjevilvatnet. Etter reguleringen er dette erstattet med et tunnelinntak i vestenden av vatnet.

2.3. Prøvetakingslokaliteter

Prøvetakingsområdene er lagt slik at de dekker det meste av vatnet i både vestre og østre delbasseng. Områdene hvor de forskjellige prøvetakinger er foretatt er avmerket i figur 1.

Roteprøver er tatt på st. 1 - st. 7 og grabbprøver på G1 - G3.

På fire planktonstasjoner, PI 1 - PI 4, er det tatt vannprøver/hydrografiske målinger, phytoplankton, zooplankton og mysistrekk.

Prøvefiske er foretatt i de strandnære områder og i fri vannmasser i både østre og vestre basseng.

3. METODER OG MATERIALE

3.1. Hydrografi

Hydrografiske målinger og innsamling av vannprøver ble utført på st. Pl 1-4 i 1986 og på st. Pl 1, 2 og 3 i 1988, begge år i fire perioder fra juli til oktober. Temperaturen ble målt med termometer montert i vannhenter.

Siktedyp ble målt mot hvit Secchiskive, og vannfargen ble bestemt mot skiva i et nivå tilsvarende det halve av siktedypet. Målinger av pH ble gjort i felt med Hellige komparator og bromthymolblått som indikatorvæske.

Vatnets elektrolyttiske ledningsevne ble også målt i felt med et instrument av type Delta Scientific 1014. De innsamlede vannprøver ble frosset ned og seinere analysert. Total hardhet og kalsiumhardhet ble bestemt ved EDTA - titrering og kloridinnholdet ved sølvnitratitrering.

Pt-verdien ble registrert med Nesslerrør.

3.2. Phytoplankton, zooplankton, mysis

Prøver for kvantitative phytoplanktonanalyser ble samlet inn med vannhenter som blandeprøver fra dybdeintervallene 0-5 m og 5-10 m. Det ble tatt prøver ved fire tidspunkt i perioden juni-oktober både i 1986 og 1988. I 1986 ble det tatt prøver på st. 1, 3 og 4 og i 1988 på st. 1, 2 og 3.

For kvantitative biomasseberegninger av zooplankton ble det brukt en 1 m lang rørhenter (5 l). Det ble tatt et kutt for hver meter i området 0-20 m. Vannmengdene for hvert av intervallene 0-5, 5-10, 10-15 og 15-20 m ble silt gjennom en planktonduk med maskevidde 45 μm og representerer en blandeprøve på 25 l fra hvert av dybdeintervallene. I tillegg ble det tatt vertikale planktonhåvtrekk (håvåpning 660 cm^2 , maskevidde 90 μ) for kvalitative analyser (bl.a. lengdemålinger av cladocerer). Prøvetakings-tidspunkt/sted er det samme som for phytoplankton.

Mysisregistreringer ble utført etter mørkets frambrudd med en mysishåv. Den har en håvåpning på 1 m^2 , er ca. 2 m lang, og duken har maskevidde 500 μm . Håvtrekkene ble tatt i området 0-50 m og håven ble senket med åpningen først og trukket vertikalt opp igjen, slik at den fanget både på veg ned og opp gjennom vannmassene. Mysis ble fiksert på etanol og seinere opptelt. Det ble tatt 12 mysistrekk fordelt på 4 stasjoner i 1986 (sept./okt.) og 12 trekk i 1988 fordelt på 3 stasjoner (aug./sept.).

3.3. Bunndyr

Bunndyrprøver i gruntvannssona (10-70 cm) ble tatt med R5-metoden, som består i å rote i bunnsstratet i et avgrenset område i 5 min. Løst materiale og organismer blir så fanget opp i en håv med kvadratisk åpning, 25 cm x 25 cm, og med maskevidde 500 μm . Dyrene ble plukket ut og fiksert i etanol for seinere artsbestemming/bearbeiding. I 1986 og 1988 ble det til sammen tatt 38 R5 prøver på 7 forskjellige stasjoner i perioden juli-oktober.

Bunndyrregistreringer i området 1-50 m ble utført med van Veen grabb. Det ble tatt 5 kutt (= 1 prøve) fra hvert av dybdeintervallene 1, 3, 5, 7, 10, 15, 20, (30, 40, 50) m, og substratet ble så silt gjennom en håv (500 μm) og dyrene plukket ut og fiksert i etanol for seinere veiing og bestemmelse til art/gruppe. I 1986 og 1988 ble det til sammen tatt 17 grabbserier (totalt 101 prøver) fordelt på 3 stasjoner i perioden juli-oktober.

3.4. Fisk

Prøvefiske ble utført med standard bunngarnserier, småmaska bunngarnserier og flytegarnserier. Standard bunngarnseier (KWJ-serien) består av 7 garn med følgende maskevidder i mm (omfar) 45(14), 39(16), 35(18), 29(22), 26(24) og 2x2(30). De småmaska bunngarnseriene bestod av garnstørrelse 10, 12,5, 16 og 18,5 mm. Flytegarnserien som ble brukt omfattet 4 garn med maskeviddene 19,5(32), 26(24), 29(22) og 35(18) mm (omfar).

Det ble fisket på faste områder, vestre og østre delbasseng (fig. 1) og bunngarna ble satt tilfeldig, og enkeltvis (de småmaska bunngarna ble enkelte ganger satt i lenke). Flytegarna ble satt i de frie vannmasser i dybde 0-6 m. Prøvefisket med bunngarn (21-45 mm) og småmaska bunngarn omfatter totalt sett henholdsvis 175 og 46 garnnetter, mens flytegarnfisket omfatter 56 garnnetter.

Fiskens lengde er målt fra snutespiss til enden av naturlig utstrakt halefinne. Vekten er målt til nærmeste hele gram og fiskens kondisjonsfaktor er beregnet etter Fultons formel

$$k = \frac{\text{vekt(gram)} \times 100}{\text{lengde}^3 \text{ (cm)}}$$

Ellers ble det registrert kjøttfarge, parasitter, kjønn og gonadenes utvikling i felt. Det ble også tatt skjellprøver og otolitter for aldersbestemming. Mageprøver ble tatt for ernæringsanalyser hvor de enkelte næringsdyrene ble vurdert volummessig i prosent (Hynes 1950).

For å forsøke å beregne mengde røye i utvalgte områder av vatnet, ble det utført ekkoregistreringer. Data ble bearbeidet for å gi informasjon om totalmengden fisk langs profilene og fordeling på ulike lengdegrupper. Alle ekkoregistreringer ble gjort med et ekkolodd av typen SIMRAD EY-M. Ekkoloddet gir mulighet for å skille enkeltfisk i ulike dybdeintervaller og lengdegrupper. Under ekkoregistreringene i felt ble alle ekkosignalene innspilt på magnetbånd ved hjelp av en kassettpiller av type Nakamichi 550. Materialet er videre analysert ved LFI - Universitetet i Oslo.

Da fisken erfaringsmessig står spredt i vannmassene om natta, ble opptak av ekkosignaler fortrinnsvis tatt opp etter mørkets frambrudd. Opptakene ble gjort i både østre og vestre basseng under varierende vindforhold og bare en del av opptakene var gode nok for analyse.

4. RESULTATER OG DISKUSJON

4.1. Hydrografi

4.1.1. Temperaturforhold

Temperaturregistreringene er vist i figur 2. Gjevilvatnet har et variert temperaturmønster, hvor gjennomsnittlig temperatur i området 0-15 m kommer opp i 10-12 °C på det varmeste.

Vatnet er delt i 2 store, dype basseng med en markert terskel. Det medfører to nærmest atskilte system med hensyn til strømmønster og sjikting av vannmassene. Figur 2 viser temperaturmønsteret i Gjevilvatnet i vestre basseng (st. 1 og 2) og i østre basseng (st. 3 og 4) ved 4 forskjellige tidspunkt (juli-okt.) i 1986 og 1988. Det er i perioder store temperaturforskjeller mellom de to bassengene.

De topografiske forholdene i nedbørfeltet til det vestre bassenget tilsier seinere snøsmelting enn i det østre bassenget hvor landskapet er åpnere og fjellområdene ikke så høytliggende. Etter reguleringen har gjennomstrømmingen av vannmassene i Gjevilvatnet blitt helt omsnudd ved at den naturlige utløpselva, Festa i østenden, er erstattet med et kraftverkinntak til Driva kraftverk helt i vestenden.

Dette medfører at kaldt vann fra sein snøsmelting (juli/aug.) blir ført ut av det vestre bassenget gjennom tunellinntaket uten vesentlig utskifting med vannmassene i det østre bassenget, hvor snøsmeltingen og oppvarmingen av vannmassene har kommet lengre.

Denne effekten kan forårsake til dels store temperaturforskjeller (3-4 °C) mellom de to bassengene, noe som kommer klart fram av registreringene 03.07.86 og 02.08.88. På seinsommeren og høsten er det temperaturutjevning, og vesentlige temperaturforskjeller mellom bassengene ble ikke registrert.

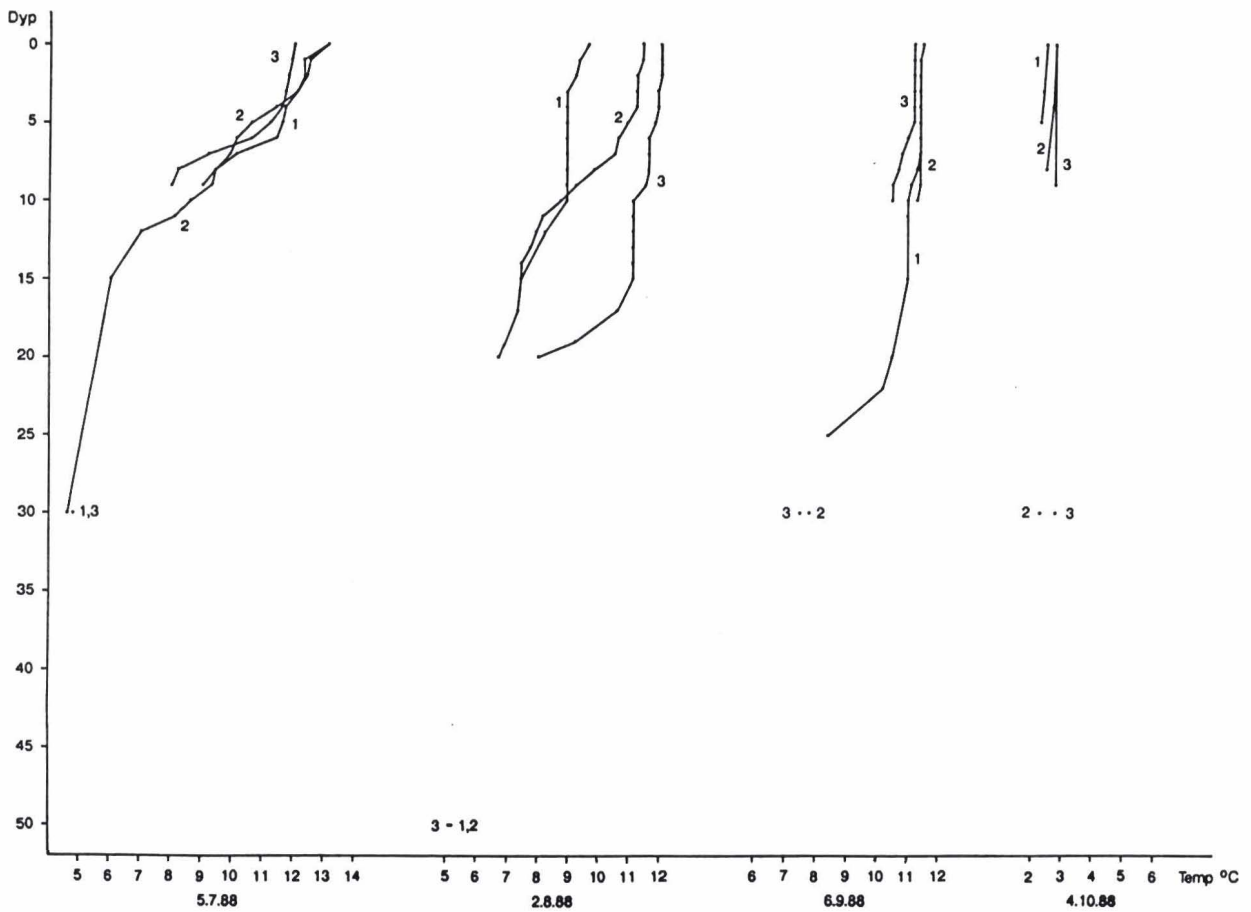
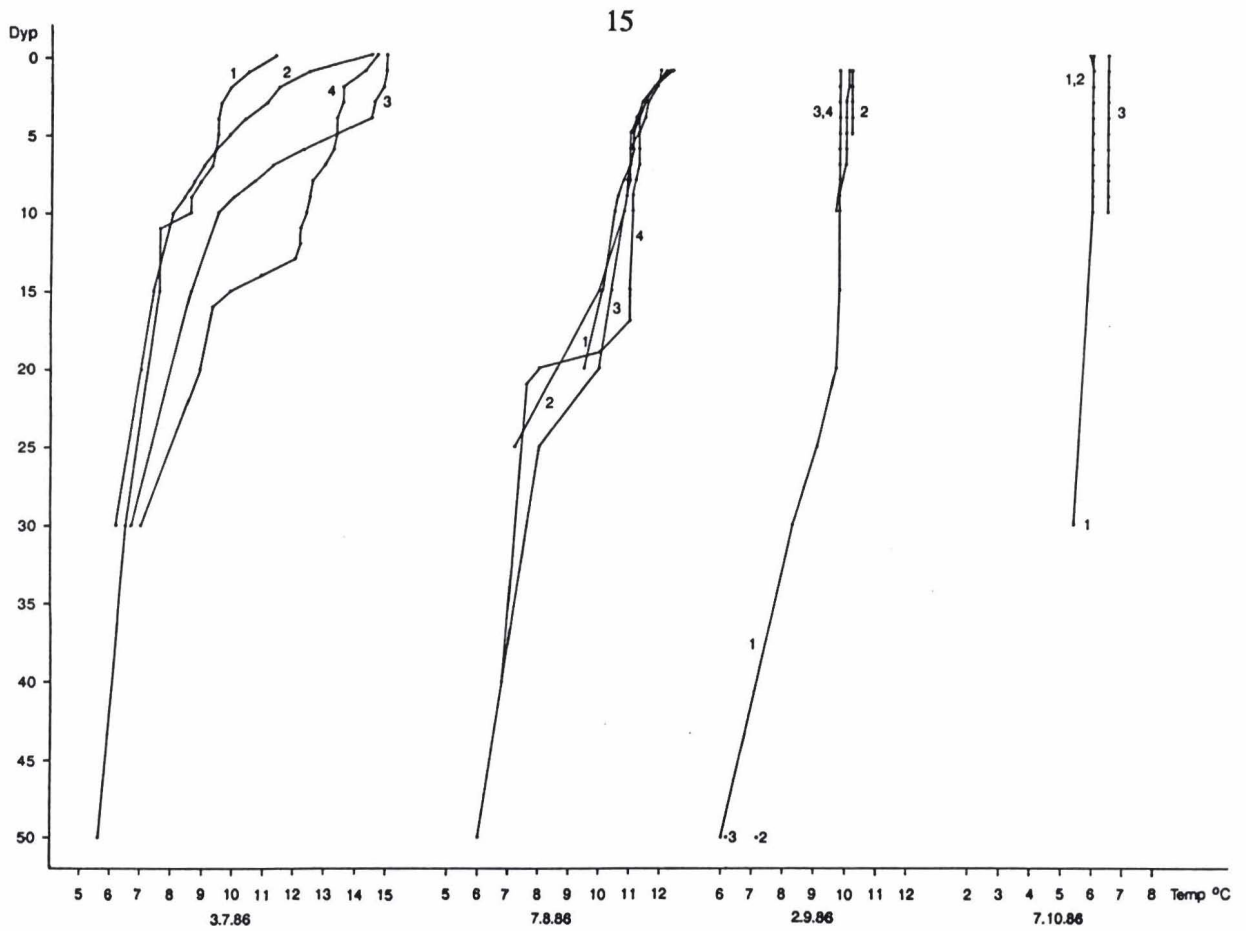
Store, dype, vindeksponerte vatn danner ikke så lett markerte sjiktninger i vannmassene. I 1986 var det i Gjevilvatnet svake sjiktninger i østre basseng 03.07.86; på st. 3 i området 4-7 m og på st. 4 i området 13-15 m. Forskjellen av sprangsjikt dybde innenfor det samme bassenget er en effekt av periodevis konstant vindretning som forskyver overflatevarmtvannslaget, i dette tilfellet mot øst. Samme effekt ble også registrert mellom st. 1 og st. 2 i vestre basseng ved samme dato uten at markerte sprangsjikt ble observert.

På st. 4 (øst, østre basseng) ble det også registrert sprangsjikt 07.08.86 i området 19-20 m.

I 1988 ble sprangsjikt registrert 05.07. på st. 2 og st. 3 på henholdsvis 11-12 m og 6-8 m, og 02.08. på st. 3 i område 19-20 m. Snøsmeltingen i 1988 varte lengre utover sommeren enn i 1986, og temperaturforskjellen mellom bassengene kom på et seinere tidspunkt. En noe uvanlig situasjon ble registrert 06.09.88, da gjennomsnittstemperaturen i området 0-20 m var høyere enn både juli- og august-temperaturene.

4.1.2. pH

pH-målingene er oppført i tabell 1. Verdiene ligger i et område som varierer fra nøytral pH-verdi (7,0) til svakt surt (6,5). 10 av 15 pH-målinger fra overflatevatn (0-5 m) i 1986 gav verdier på 6,8-6,9, mens 4 målinger tatt 02.09.86 viste 6,5-6,6, uten at vi kan finne naturlig forklaring på de lave september-



Figur 2. Temperaturregistreringer i Gjevilvatnet 1986 og 1988. Stasjon 1 og 2 er i vestre basseng og stasjon 3 og 4 i østre basseng.

verdiene. pH målinger fra dypere vannlag (25-50 m) i 1986 viste 6,6-6,8, bortsett fra september-målingene med tilsvarende lave verdier 6,4-6,5.

pH-målingene fra 1988 viste høyere verdier for hele perioden juli-oktober. Åtte målinger av overflatevatn (1 m dyp) viste nøytral pH, 7,0-7,1. Målingene fra dybde 30-50 m viste 6,9-7,0.

Tidligere undersøkelser fra 1970 (Jensen 1972) viste pH i overflaten på 6,9 og 6,7 henholdsvis 03.07. og 21.08. En pH-måling fra 13.06.73 (Gunnerød 1977) viste 6.8.

4.1.3. Total hardhet, kalsiumhardhet, elektrolyttisk ledningsevne og kloridinnhold

Totalhardheten er i første rekke et mål for kalsium- og magnesiumforbindelser i vatnet, og følgelig er berggrunnsforholdene i nedbørfeltet av stor betydning.

Total hardhet lå i området 0,3-0,4 °dH i 1986/88, og CaO varierte mellom 2,0-3,0 mg/l (tabell 1). Verdiene er lave og bekrefter at syrebindingsevnen er liten. Vatnet får følgelig dårlig bufferevne mot forandringer av pH.

Tidligere undersøkelser fra 1970 (Jensen 1972) og 1973 (Gunnerød 1977) viste enda lavere verdier, total hardhet 0,2-0,3 °dH og CaO-hardhet 1,5 mg/l. Undersøkelsene fra 1970 (Jensen 1972) bekreftet at i tillegg til CaO-verdiene var det magnesium (MgO) som utgjorde det vesentligste av de totale hardhetsverdiene. I næringsfattige vatn er det vanligvis god korrelasjon mellom elektrolyttisk ledningsevne og total hardhet, da det i første rekke er ioner fra kalsium- og magnesiumforbindelser som gir den elektrolyttiske ledningsevnen i rent vatn.

Ledningsevnen (K_{18}) i Gjevilvatnet 1986/88 varierte mellom 16 og 24 $\mu\text{S}/\text{cm}$ og viser elektrolyttfattig vatn. Tidligere analyser (Jensen 1972, Gunnerød 1977) viser lavere verdier (15-16 $\mu\text{S}/\text{cm}$), helt i samsvar med mønsteret for total hardhet.

Over den marine grense tilføres klorid kun via nedbør og verdiene kan følgelig variere med nedbørforholdene. Gjevilvatnet ligger langt fra havet i et forholdsvis nedbørfattig område (500-1000 mm/år) og kloridverdiene var som forventet lave, 1,5-2,0 mg/l. Målinger fra 1970/71 (Jensen 1972) viste 2,00-3,5 mg Cl/l.

4.1.4. Siktedyp, vannfarge, PT-verdi

Siktedypet er et mål for partikkelinnholdet i vannmassene (alger, humus, slam, leire), og vannfargen gir bl.a. opplysninger om partikkelsammensetningen.

Dominerende siktedyp i Gjevilvatnet ligger i området 6-10 m, og vannfargen varierer fra klar grønn til gullig-grønn (tabell 1) som er vanlig for store næringsfattige fjellsjøer i Midt-Norge.

I østre basseng (st. 3 og st. 4) 30.07.86 ble det registrert en blakking (gråtone) av vannmassene og siktedypet ble målt til kun 3,5-4,0 m. Det kan skyldes finfordelte leirpartikler i vannmassene, sannsynligvis tilført fra elvene eller fra erosjon/skred i strandsona. I de første årene etter regulering

Tabell 1. Hydrografiske data fra Gjevilvatnet 1986 og 1988

Dato	St.	Dyp m	pH	Tot.h dH	CaO mg/l	Cl mg/l	K ₁₀ µs/cm ²	Pt	Siktedyp m	Farge
03.07.86	1	0-5	6,9				19	5	8,5	Grønn
	1	5-10	6,8							
	1	30	6,8				18			
	2	0-5	6,8				19		6,5	Gullig/grønn
	2	30	6,8				19			
	3	0-5	6,9				22		3,5	Gullig/grønn
	3	30	6,8				20			
	4	0-5	6,9				22		4,0	Grønn
	4	30	6,8				21			
07.08.86	1	0-5	6,8	0,4	3,0	1,0	21		7,0	Gullig/grønn
	2	0-5	6,9				19		7,0	Gullig/grønn
	2	25	6,6				19			
	3	0-5	6,8	0,3	1,0	1,5	20	5	6,5	Gullig/grønn
	3	50	6,6	0,4	3,0	1,5	19	5-		
	4	0-5	6,7				23		6,5	Gullig/grønn
	4	40	6,6				20			
02.09.86	1	0-5	6,6	0,3	2,0	1,5	21	5	9,0	Grønn
	1	50	6,4	0,3	2,0	1,5	19	5-		
	2	0-5	6,6				22			
	2	50	6,4				20		9,5	Grønn
	3	0-5	6,5	0,4	2,5	2,0	20	5		
	3	50	6,5	0,4	2,5	2,0	21	5-		
	4	0-5	6,6				21		8,0	Grønn
4	50	6,5				22				
07.10.86	1	0-5	6,9				23		10,0	Gullig/grønn
	2	0-5	6,8				24		9,5	Grønn
05.07.88	1	1	7,0				17		7	Gullig/grønn
	1	30	6,9				18			
	2	1	7,0				18		6,5	Gullig grønn
	2	30	6,9				18			
	3	1	7,1				18		5,5	Gullig grønn
	3	30	6,9				19			
02.08.88	1	1		0,3	2,5	1,5	18	5-	8,0	Gullig/grønn
	1	50					18			
	2	1					18		6,0	Gullig/grønn
	2	50					18			
	3	1		0,3	2,5	1,5	19	5	6,5	Gullig/grønn
	3	50					20			
06.09.88	1	1	7,1				16		7,5	Grønn
	1	30	7,0				16			
	2	1	7,1				16		7,5	Grønn
	2	30	7,0				16			
	3	1					16		9,0	Grønn
	3	30					16			
04.10.88	1	1	7,0				16		8,0	Grønn
	1	30	6,9				16			
	2	1	7,0				16		9,0	Grønn
	2	30	7,0				16			
	3	1	7,0				16		8,0	Grønn
	3	30	7,0				16			

var vannet blakket som følge av utrasinger i strandsona, og det er mulig at dette fortsatt skjer år om annet. Snøsmelting og tilførsel av brevavn til langt utover sommeren gir som naturlig resultat en vannfarge i det grønne spektret. Ellers kan mengden og artssammensetning av alger delvis påvirke siktedyp og vannfarge. Det er ikke registrert antydninger av brunt i vannfargen som skulle tilsi tilførsler av sure humusstoffer. Pt-verdiene på 5 (5-) bekrefter det lave humusinnholdet, likeså tilnærmet nøytrale pH-verdier.

4.2. Phytoplankton av Pål Brettum, NIVA

Analyseresultatene er gjengitt i figur 3.

Volumberegningene fra 1986 viser at det ved alle de fire prøvetakingstidspunktene var ekstremt lave verdier for totalvolum av phytoplankton på stasjon 1 (vestre basseng). Den høyeste verdien ble registrert 03.07 og lå på $111 \text{ mm}^3/\text{m}^3$ (= mg våtvekt/ m^3).

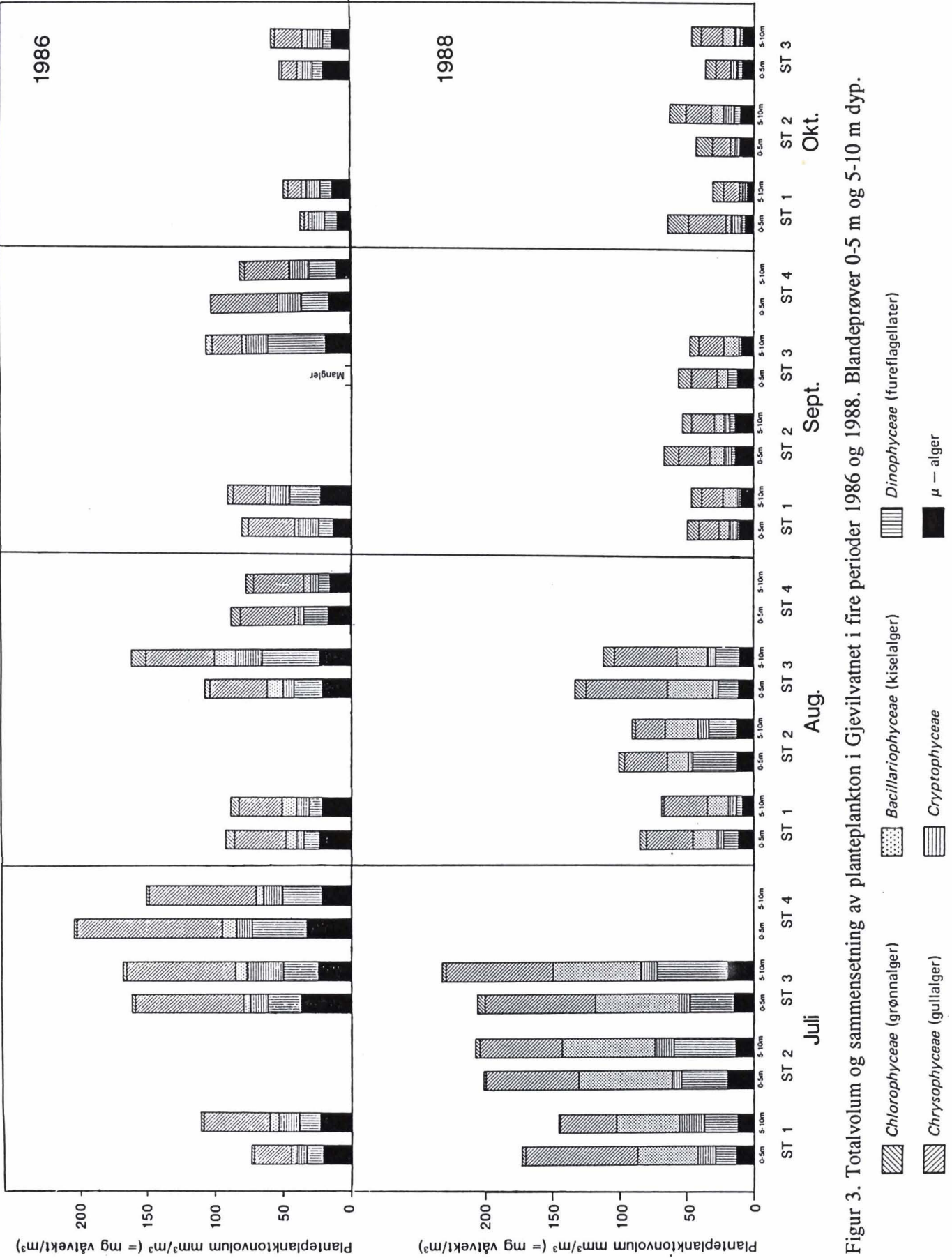
For stasjon 3 og 4 (østre basseng) var det også lave verdier for algevolum, men maksimalverdiene var markert høyere enn i vestre basseng ($160 \text{ mm}^3/\text{m}^3$ for st. 3 og ca. $205 \text{ mm}^3/\text{m}^3$ for st. 4). Den prosentvise fordelingen av algegruppene var tilnærmet den samme for de 3 stasjonene i 1986.

Som tilfelle ofte er i denne type vannmasser, var gruppen Chrysophyceae (gullalger) den mest framtrepende gruppen sammen med " μ -alger" (en samlegruppe for små kuleformete ikke nærmere identifiserbare alger med en diameter 2-4 μm). Blant Chrysophyceae var det ulike chrysonader (diameter 5-10 μm) som utgjorde det meste av gruppens volum. Små arter som *Dinobryon borgei*, *Pseudokephyrion entzii* og *Chrysochromulira parva* gikk igjen i prøvene, men hadde liten volummessig betydning. Et relativt sett stort innslag av Dinophyceae (fureflagellater) gjennom prøvetiden, med arten *Peridinium inconspicuum* som den viktigste er vanlig i forholdsvis sure vannmasser, eller i svakt sure, men mindre humuspåvirkede vannmasser. Kiselalgene (Bacillariophyceae) hadde liten andel i det samlede plankton, men arten *Rhizosolera cf. eriensis* ble registrert i alle prøvene. (Artsbestemmelsen er her gjort med en viss reservasjon, da et karakteristisk taxonomisk kjennetegn som utvekstene i skalledelene av denne arten som regel manglet).

Analyseresultatene fra 1988 viser at det i begynnelsen av juli var en del høyere verdier for totalvolum av phytoplankton enn i resten av undersøkelsesperioden på alle stasjonene, både i vannsjiktet 0-5 m og 5-10 m dyp, selv om verdiene, selv på dette tidspunkt, var lave. Største registrerte algevolum var rundt $200\text{-}230 \text{ mm}^3/\text{m}^3$.

Ved maksimum på de tre stasjonene bestod phytoplanktonet av omtrent like store volumdeler av gruppene Chrysophyceae (gullalger), Bacillariophyceae (kiselalger) og Dinophyceae (fureflagellater). Andre grupper var av underordnet betydning.

De viktigste artene innen Chrysophyceae var ulike chrysonader, *Ochromonas* sp. og *Dinobryon crenulatum*, innenfor Bacillariophyceae dominerte *Synedra* sp. (*S. delicatissima*?) og en art av Cyclotella som med en viss reservasjon er bestemt til *Cyclotella cf. kützingiana* og blant Dinophyceae, *Peridinium inconspicuum*, *Gymnodinium* sp., *Gymnodinium helveticum* f. *achroum* og en ubestemt dinoflagellat.



Figur 3. Totalvolum og sammensetning av planteplankton i Gjeviltvatnet i fire perioder 1986 og 1988. Blandeprøver 0-5 m og 5-10 m dyp.

I tillegg til disse gruppene hadde gruppen " μ -alger" omtrent samme verdier gjennom hele sesongen. Det vil si at denne gruppen prosentvis utgjorde en større andel av det samlede phytoplanktonet utover i vekstsesongen.

Totalt sett bekrefter analyseresultatene fra 1986/88 at vannmassene i Gjevilvatnet er svært næringsfattige med et lavt vekstpotensiale. Både algemengde (mm^3/m^3) og art/ gruppe-sammensetning er typisk for oligotrofe til ultraoligotrofe vannmasser.

Temperaturregistreringene i 1986/88 viste til dels store forskjeller mellom vestre og østre basseng i sein snøsmeltingsfase juli/august, med høyere temperatur i østre enn vestre basseng. Det var tilsvarende markert større algevolum i østre enn i vestre basseng ved disse to tidspunkt; juli 1986 og august 1988.

4.3. Zooplankton

4.3.1. Totalbiomasser

Gjevilvatnet har svært næringsfattige vannmasser med lave sommertemperaturer. Dette gir et begrenset grunnlag for plante- og dyreplanktonproduksjonen i de frie vannmassene.

Figur 4 viser bl.a. sesongutviklingen av total biomasse zooplankton ved de ulike stasjonene i 1986/88. Verdiene for aug./sept. er gjennomgående lave med maksimumsverdier på 3-400 mg/m^2 og ligger på et nivå som er vanlig for store, næringsfattige fjellsjøer i Midt-Norge.

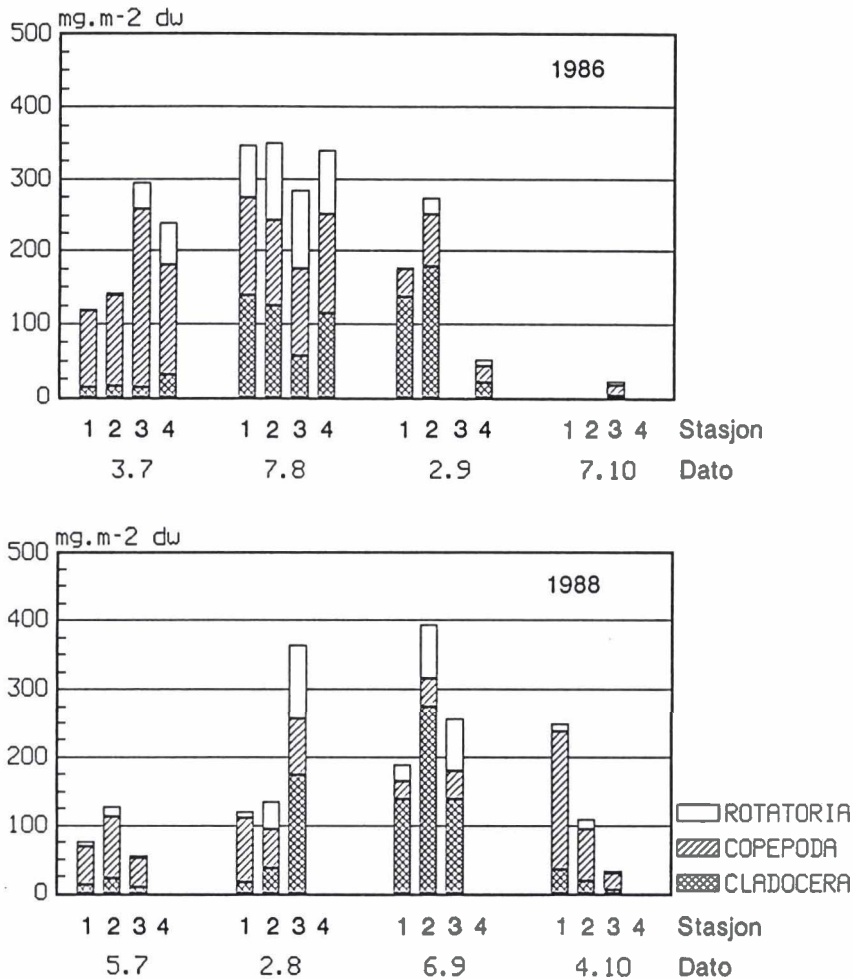
Phyto- og zooplanktonproduksjonen er bl.a. temperaturavhengig. Ved prøvetaking 03.07.86 var temperaturen i østre basseng betydelig høyere enn i vestre basseng. Dette gir en logisk forklaring på de markerte biomasseforskjellene ved dette tidspunktet.

På grunn av bl.a. seinere snøsmelting og lave vanntemperaturer på forsommeren i 1988 var zooplanktonmengdene 05.07. beskjedne (50-120 mg/m^2), likeså i vestre basseng 02.08. (120-140 mg/m^2). I østre basseng 02.08. var temperaturen markert høyere enn i vestre noe som ga en større total biomasse (370 mg/m^2). Biomasseverdiene for høsten viser en forventet utvikling hvor sommersituasjonen holder ut i september, men er til dels sterkt avtagende i oktober.

4.3.2. Gruppe/artssammensetning

Et normalt sammensatt zooplanktonsamfunn i norske innsjøer domineres av tre hovedgrupper; cladocera (vannlopper) copepoda (hoppekreps) og rotatoria (hjuldyr). Fordelingen mellom gruppene i prøver fra Gjevilvatnet er vist i figur 4.

Cladocerene består av små krepssdyr hvor de fleste artenes næringsopptak skjer ved filtrering av partikler (vesentlig alger) fra vannmassene. I Gjevilvatnet var denne gruppen representert med 3 arter, *Bosmina longispina*, *Holopedium gibberum* og *Daphnia longispina*.



Figur 4. Zooplanktonbiomasse i vestre (St. 1, 2) og østre (St. 3, 4) basseng av Gjevilvatnet (0-20 m) i 1986 og 1988.

Blant copepodene finnes både algebeitende arter og rovformer. Gruppen copepoda deles i undergrupper som omfatter bl.a. cyclopoidae copepoder og calanoide copepoder. De cyclopoidae copepodene i zooplanktonet i Gjevilvatnet er representert ved en art, *Cyclops scutifer*. Voksne dyr av denne arten opptrer som rovform, mens yngre dyr (copepoditter, Cop. 1-5) i vesentlig grad er algebeitende. Innen gruppen calanoide hoppekreps ble to arter registrert, *Arctodiaptomus laticeps* og *Hetercope saliens*, som begge er algebeitende arter.

Den tredje hovedgruppen, rotatoria, domineres av partikkelfiltrerende dyr, men også innen denne gruppen finnes rovformer. Rotatoriene kan til tider opptre i stort antall, men p.g.a. sin beskjedne størrelse har de uvesentlig betydning som næringsdyr for fisk. Det medfører at denne gruppen er tillagt langt mindre betydning enn cladocere og copepodene i fiskeøkologisk sammenheng. Registrerte arter innen denne gruppen var *Keratella cochleáris*, *Keratella guadata*, *Kellicotta longispina*, *Polyarthra* sp., *Conochilus* sp. (alle partikkelfiltrerende arter), og *Asplanchna priodonta* (rovform).

I økologisk sammenheng er cladocere en sentral gruppe innen zooplanktonsamfunnet. De fleste artene ernærer seg ved at de filtrerer vannmassene for alger, de har en rask formering og er attraktive næringsdyr for planktonspisende fisk (røye). Cladocere danner hvileegg om høsten, som så overvintrer og klekker ved sesongstart (enkelte dyr kan overvintrer). Denne gruppen er derfor avhengig

av en viss temperatur og algeproduksjon i vannmassene før formeringen tar til. Er det først næringspartikler (alger) til stede, kan mengden av dyr øke raskt, da de formerer seg partenogenetisk og har raske generasjoner. I Gjevilvatnet ser vi at cladocerene slår til først i august/september, og går sterkt tilbake i oktober da temperaturen og algeveksten har avtatt.

Hos Copepodene er det vanligste mønsteret i midt-norske innsjøer at artene har ett års generasjonssyklus og overvintrer som voksne eller store copepoditter. Copepodene er derfor naturlig til stede og dominerer ofte zooplanktonsamfunnet på forsommeren, slik som 03.07.86 hvor de gjennomsnittlig utgjorde ca. 80 % av den totale biomassen. Copepodene dominerte også i oktoberprøvene, da temperaturen og algeveksten hadde avtatt.

Rotatoriene danner et tilsvarende mønster som cladocerene med biomassetopper i aug./sept. (gj.sn. ca. 85 mg/m² 07.08.86). Den 03.07.86 var temperaturen i østre basseng betydelig høyere enn i vestre basseng og rotatoriene hadde kommet klart lengre i utviklingen (gj.sn. 47 mg/m² i østre basseng mot 2,5 i vestre basseng).

Totalt sett utgjorde rotatoriene en stor prosentvis andel av zooplanktonet i Gjevilvatnet, noe som kan ses i sammenheng med at gruppen ikke er utsatt for beitepress fra den tette røyebestanden. Særlig cladocerene vil være utsatt for beiting fra både røye og *Mysis relicta*, og denne gruppen hadde en biomasse som lå ned mot det som ble registrert i andre mysis-sjøer som Selbusjøen og Snåsavatnet (jf. Langeland et al. 1986, Koksvik & Arnekleiv 1988, Koksvik & Langeland 1988).

Fordelingen mellom de dominerende artene i zooplanktonsamfunnet er framstilt i figur 5 og vedlegg 1.

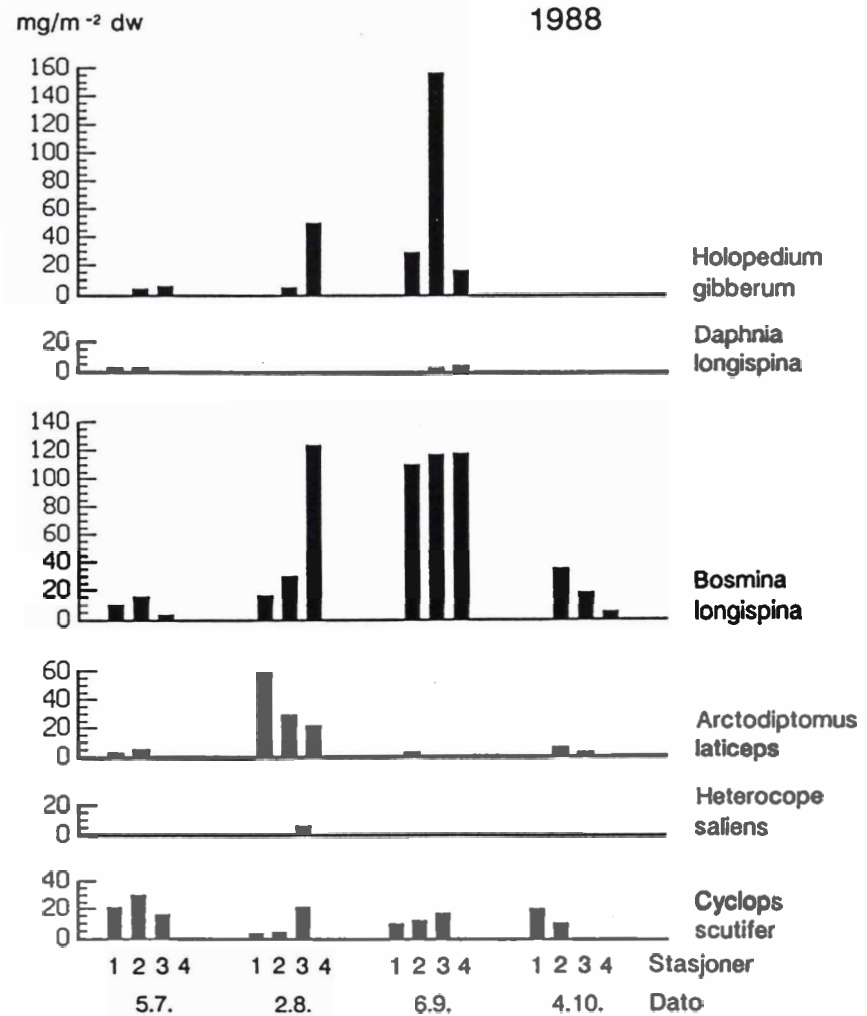
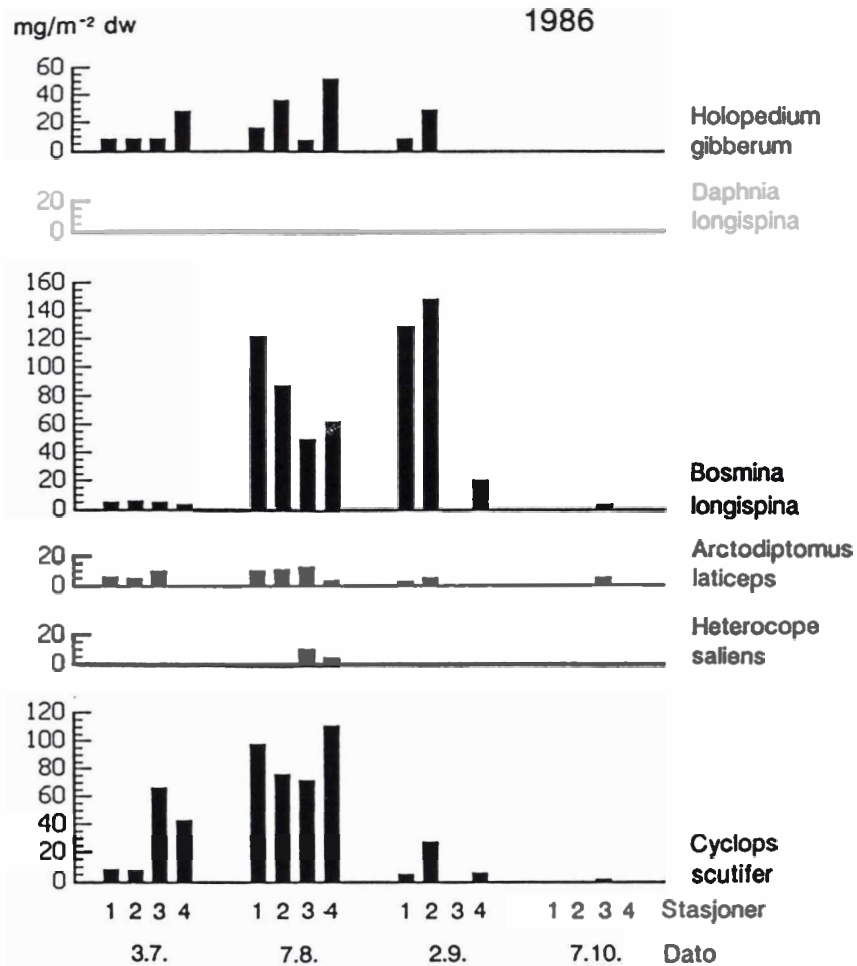
Den arten som dominerer i Gjevilvatnet er *Bosmina longispina*. Den hadde sin høyeste konsentrasjon i septemberprøvene både i 1986 og 1988, gjennomsnittlige verdier henholdsvis 100 og 115 mg/m². Prøvene fra august viste litt lavere verdier. *Bosmina longispina* er en av de minste cladocerene i planktonsamfunnet (ca. - 0,5-1,0 mm) og ikke av de mest attraktive som byttedyr for planktonspisende fisk. Den totale dominansen av *Bosmina longispina* er bl.a. påvirket av at andre arter innen gruppen cladocerer i sterkere grad er utsatt for beitepress fra den tette røyebestanden.

Holopedium gibberum er den andre cladoceren i Gjevilvatnet med konsentrasjon av en viss betydning. Denne arten er større (ca. 1-2 mm) enn *B. longispina* og mere utsatt for predasjon fra fisk. *Holopedium gibberum* representerer relativt beskjedne biomasseverdier med maksimal utbredelse i august/september. Gjennomsnittlige biomasser er ca. 25 mg/m² for august/september 1986 og tilsvarende for 1988 er ca. 50 mg/m².

Den tredje cladoceren, *Daphnia longispina* ble registrert kun sporadisk. Denne arten er en av de viktigste og mest attraktive næringsdyr for planktonbeitende fisk. Den tynne bestanden av denne arten kan ses i sammenheng med beitetrykk både fra mysis og røye.

En vanlig cladocerart fra andre store midt-norske innsjøer er *Bythotrephes longimanus* (rovform). Den ble ikke registrert i Gjevilvatnet.

Blant copepodene er *Cyclops scutifer* den dominerende arten totalt sett. Denne arten kan ha et komplisert livsmønster (syklus, generasjonstid, diapauser) hvor forskjellige biotiske og abiotiske faktorer kan ha innvirkning på utviklingen. Det ser ut til at denne arten har et annet utviklingsmønster i 1986 enn i 1988.



Figur 5. Biomasse (mg/m⁻²) av de ulike zooplanktonarter i Gjevilvatnet 1986 og 1988.

I 1986 hadde arten sin største utbredelse i juli/aug. med en gjennomsnittlig biomasse på ca. 100 mg/m². Høyeste verdi var 213 mg/m² (03.07, st. 3). I 1988 hadde *C. scutifer* beskjedne biomasseverdier i juli/aug., men verdiene økte utover høsten med biomassetopp på 189 mg/m² den 04.10. (st. 1). Ved store tettheter av *C. scutifer* kan arten ha en viss betydning som næringsdyr for fisk.

Den andre vanlige copepoden i Gjevilvatnet er *Arctodiaptomus laticeps* som hadde sin største utbredelse i juli/aug både i 1986 og 1988. Gjennomsnittlig biomasse for hele vatnet i juli 1986 var ca. 20 mg/m² og tilsvarende for 1988 ca. 50 mg/m². Denne arten kan være underestimert, da spesielt voksne individer trives godt i dypere vannlag, også under 20 m (kvantitative prøver er tatt i området 0-20 m).

Den tredje copepoden, *Hetercope saliens*, ble kun registrert 03.07.86 og 02.08.88 i svært lave konsentrasjoner.

Blant rotatoriene dominerte *Polyarthra* sp. og *Asplanchna priodonta* totalt sett. I 1986 var *Asplanchna priodonta* (rovform) den dominerende arten med biomassetopp 07.08. på 63 mg/m² i gjennomsnitt for hele vatnet. I 1988 hadde *Polyarthra* de høyeste biomasseverdiene med en topp på 84 mg/m² 02.08. (st. 3) og en verdi på 50 mg/m² 06.09 (st. 3).

Det er ellers verdt å merke seg de markerte biomasseforskjellene mellom vestre basseng (st. 1, 2) og østre basseng (st 3, 4) for *Polyarthra* sp. og *Asplanchna priodonta* 03.07.86 og 02.08.88. Ved begge disse tidspunktene var det som tidligere kommentert markerte temperaturforskjeller mellom de to bassengene. Foruten *Polyarthra* sp. og *Asplanchna priodonta* var *Kellikotta longispina* og *Keratella cochlearis* de tallrikeste rotatoriene.

4.3.3. Tidligere undersøkelser

I forbindelse med tidligere undersøkelser i Gjevilvatnet foreligger det data fra følgende vertikale planktontrekk, - 12.06.73 og 07.09.79 (Garnås, Hesthagen og Gunnerød 1980) og fra 11.09.80, 18.09.81, 16.06.82 og 04.08.82 (Garnås og Gunnerød 1983).

Prøvene fra 1986 og 1988 er tatt med rørhenter (0-20 m). I utgangspunktet er det vanskelig å sammenligne prøver tatt med rørhenter og planktonhåv, dessuten er de tidligere planktonregistreringene svært sporadiske. Sammenligningen er derfor begrenset til prosentvis fordeling av de viktigste artene ved forskjellige tidspunkt. Dette er framstilt i figur 6. I grove trekk viser figuren store likhetstrekk mellom de forskjellige datoene.

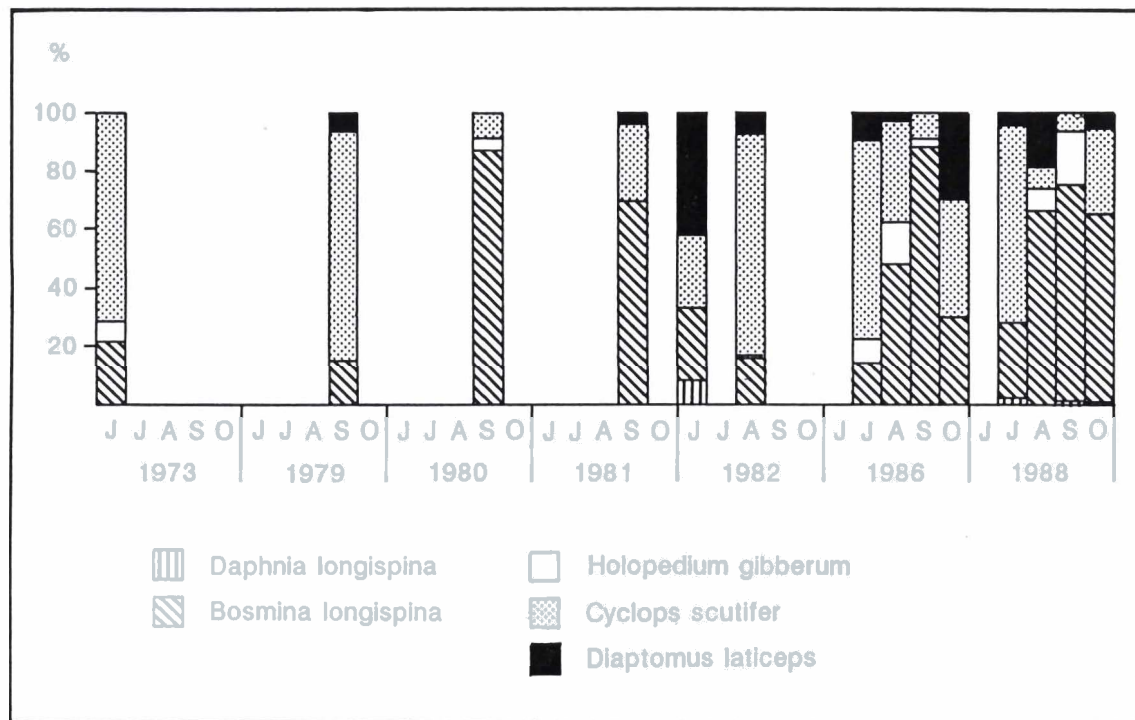
Alle prøver fra juni/juli (bortsett fra juni 1982 da det kun var 12 dyr i vertikaltrekket) viser at *Cyclops scutifer* dominerer zooplanktonsamfunnet tidlig i vekstsesongen foran *Bosmina longispina*.

Prøvene fra seinsommer/tidlig høst (aug./sept.) viser til dels dominerende innslag av *Bosmina longispina*, og med noe varierende innslag av *Cyclops scutifer*. *Holopedium gibberum* er ujevnt representert i prøvene, men utgjør ingen vesentlig prosentandel ved noen av tidspunktene. *Diaptomus laticeps* er heller ingen dominerende art, men ser likevel ut til å være en naturlig del av zooplanktonet. *Daphnia longispina* er aldri blitt registrert med vesentlig tetthet.

Hetercope saliens er ikke registrert før 1986 og en vanlig rovform som *Bythotrepes longimanus* er aldri blitt observert i zooplanktonundersøkelser fra Gjevilvatnet.

Med bakgrunn i de tidligere zooplanktonprøvene fra Gjevilvatnet, er det ikke grunnlag for å påvise forandringer av zooplanktonets gruppe/arts-sammensetning etter regulering.

Zooplanktonsamfunnet er det dyresamfunnet som i minst grad synes å bli berørt av en regulering. Eksempelvis fant ikke Jensen (1979) noen endringer i zooplanktonsamfunnet i Aursjømagasinet etter 25 års regulering. Jensens (1988, 1991) mangeårige undersøkelser i Nesjøen, Essandsjøen og Finnkoisjøen viser imidlertid at forholdene varierer mye fra magasin til magasin, og i sjøer hvor mye organisk materiale er demt ned kan zooplanktonmengdene øke sterkt og artssammensetningen endres de første årene etter regulering (Jensen 1988, Koksvik 1985, 1987).



Figur 6. Prosentvis fordeling av de vanligste dyreplanktonartene i Gjevilvatnet fra 1973 til 1988. Verdiene for 1986 og 1988 er gjennomsnittstall for st. 1, 2, 3, 4.

4.4. *Mysis relicta*

Det rekelignende krepsdyret *Mysis relicta* (15-25 mm) ble satt ut i reguleringsmagasinene Stugusjøen, Selbusjøen og Gjevilvatnet i 1973. Hensikten med introduksjonen av det nye næringsdyret var å kompensere for redusert næringsdyrproduksjon etter regulering, og da spesielt for ørret som tradisjonelt i vesentlig grad ernærer seg av bunndyr i gruntvannsområdene. Registreringene med mysishåv i Gjevilvatnet 1986-1988 viste et snitt på 39 ind./m² i vestre basseng både i 1986 og 1988. For østre basseng var tettheten 88 ind./m² for 1986 og 34 ind./m² for 1988 (tabell 2).

Gjenfangst av mysis i Gjevilvatnet ble første gang registrert i 1978, fem år etter utsetting. Da ble mysis også for første gang funnet i røye- og ørretmagene (Garnås og Gunnerød 1983). Fra 1978 fram til 1982 var tettheten sterkt økende i Gjevilvatnet (Garnås og Gunnerød 1983). Tetthetsutviklingen videre framover kan ikke vises direkte, siden ulike metoder er benyttet, men indirekte kan utviklingen belyses ved sammenligning med andre mysis-sjøer. Fram til 1982 ble mysis registrert med bunntål i Gjevilvatnet (Garnås og Gunnerød 1983). Tilsvarende registreringer ble også gjort i Selbusjøen og utviklingen i de to vatna var ganske lik, spesielt i perioden 1980-1982 (Garnås og Gunnerød 1983). Det ble også brukt mysishåv i Selbusjøen og et snitt for perioden 1980-1984 viser over 100 ind./m² (Langeland et al. 1986). En sammenligning med undersøkelsene i Selbusjøen tyder på at utviklingen

av mysisbestanden i Gjevilvatnet har passert et maksimum og har gått over i en mer stabil fase og på et nivå som ligger under tettheten i Selbusjøen. Undersøkelser med mysishåv i Snåsavatnet 1985-1987 (Koksvik, Arnekleiv 1988) viser også tettheter som ligger noe høyere enn i Gjevilvatnet i 1986/1988. Årsaken til lavere tetthet av mysis i Gjevilvatnet sammenlignet med Selbusjøen og Snåsavatnet kan ha sammenheng med den store tettheten av røye i Gjevilvatnet. Røya ernærer seg i vesentlig grad av mysis i Gjevilvatnet og en tett røyebestand vil trolig ha en predasjonseffekt på mysisbestanden. I tillegg ligger Gjevilvatnet høyere og er fra naturens side mer næringsfattig enn både Snåsavatnet og Selbusjøen som er lavlandsvatn.

Tabell 2. Mysisregistreringer i Gjevilvatnet i 1986 og 1988 i vestre basseng (St. 1,2) og østre basseng (St. 3,4) tatt med mysishåv (1 m² åpning)

År	St.	Dato	Trekklengde	Ant. ind/m ²	
1986	1	02.09.	0-50 m	22	
	1			23	
	1	07.10.	"	14	
	1			34	
	2	02.09.	"	84	
	2			59	
	3	03.09.	"	52	
	3			58	
	3	07.10.	"	171	
	3			133	
	4	03.09.	"	51	
	4			64	

	Gj.sn. vestre basseng (St. 1,2)				39
	Gj.sn. østre basseng (St. 3,4)				88

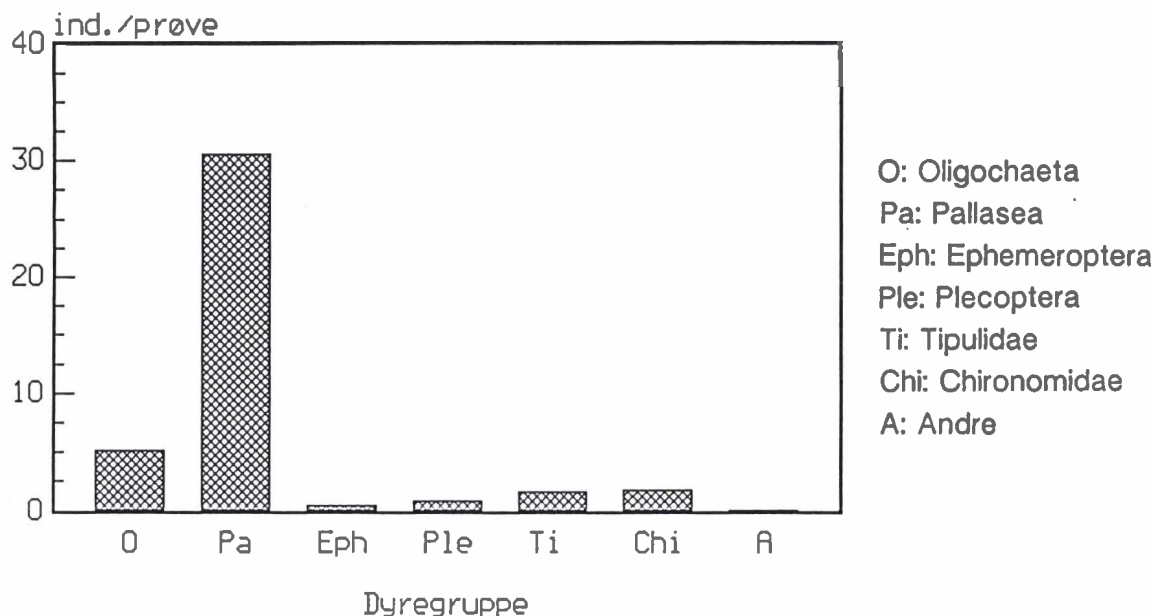
1988	1	02.08.	0-50 m	32	
	1			27	
	1	06.09.	"	60	
	1			62	
	2	02.08.	"	12	
	2			14	
	2	06.09.	"	46	
	2			58	
	3	02.08.	"	37	
	3			21	
	3	06.09.	"	38	
	3			39	

	Gj.sn. vestre basseng (St. 1,2)				39
	Gj.sn. østre basseng (St. 3)				34

4.5. Bunndyr

4.5.1. Bunndyrmengder i gruntvannssona

Bunndyrregistreringene i gruntvannssona (0-80 cm) ble foretatt ved sparkeprøver, totalt 38 prøver fordelt på 7 forskjellige stasjoner i 1986/88. Resultatene er gjengitt i figur 7 og vedlegg 2. Bunnsubstratet varierte mellom sand/grus og stein 2-20 cm diameter.



Figur 7. Gjennomsnittlig individtall for de tallrikeste gruppene i R5-prøver i Gjevilvatnet 1986/88.

Gjevilvatnet er et næringsfattig vatn med utvasking av dødt organisk materiale i strandsona som effekt av regulering (senkningsmagasin). Grunnlaget for produksjon av bunndyr i strandsona er således sterkt redusert, noe bunndyrregistreringene bekrefter. Gjennomsnittlig antall dyr pr. prøve for hele materialet er 42 og varierer fra 0 til 288 dyr pr. prøve. Det ble registrert 11 dyregrupper.

Totalt sett var bunndyrfaunaen i strandsona fullstendig dominert av en art, krepsdyret *Pallasea quadrispinosa*. Antall dyr pr. prøve varierte fra 0 til 281 med et gjennomsnitt på 31 dyr pr. prøve (73 %). Fåbørstemark var den nest vanligste dyregruppen med gj.snitt 5,2 dyr pr. prøve. (En prøve fra 03.08.88, st. 4 med 3350 små oligochaetaer er holdt utenfor da helt spesielle forhold må ha forårsaket denne høyst unormale, lokale tetthet). Fåbørstemark ble registrert i ca. halvparten av prøvene og varierte i antall fra 0 til 47 dyr/prøve. Fjærmygglarver var fåtallige men vanlige innslag i en del prøver. Antallet varierte fra 0 til 10 dyr pr. prøve med et gjennomsnitt på 1,7 dyr pr. prøve. Viktige næringsdyr for fisk som døgnfluelarver og steinfluelarver ble bare funnet i svært beskjedne antall (mindre enn 1 dyr pr. prøve i gjennomsnitt). Disse gruppene har vanskelig for å etablere seg i reguleringssona. Stankelbeinlarver forekom i kun 3 prøver.

Mysis kan i perioder opptre i store mengder i vatnas strandsonen (Næsje et al. 1991, Koksvik et al. 1995). I Gjevilvatnet ble den kun registrert i strandsonen den 07.09.88, st. 4, med et antall på 44 dyr i R5-prøve. I Jonsvatnet oppholdt unge Mysis seg på grunt vann (0-10 m) hele døgnet fra mai til juli (Koksvik et al. 1995).

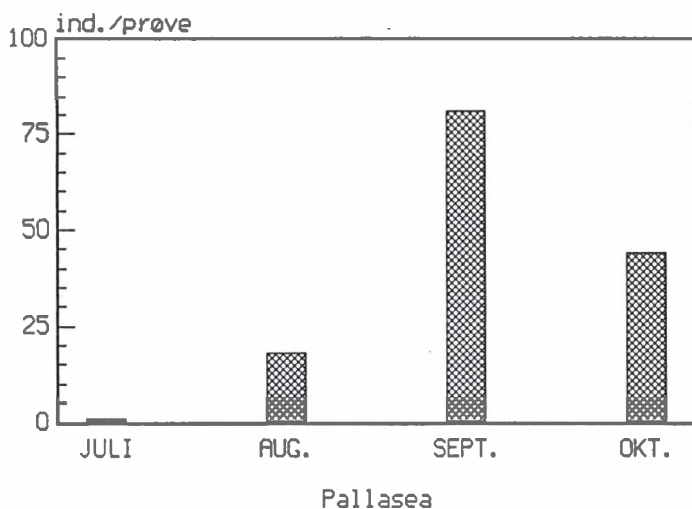
Vårfluelarver, som vanligvis er en viktig næringsdyrgruppe for fisk, blir ofte sterkt negativt påvirket ved reguleringer, og gruppen ble ikke registrert i bunnprøver i Gjevilvatnet ved noe tidspunkt, men ble registrert i mageprøver (jf. kap. 4.6.2).

Også når det gjelder bunndyrmengder i strandsona ble det registrert større tetthet i østre basseng (st. 4, 5, 6, 7) enn i vestre basseng (st. 1, 2, 3). Gjennomsnittsverdier for perioder med komplett prøvetaking i begge basseng viser 20 dyr pr. prøve i vestre basseng mot 53 dyr pr. prøve i østre basseng.

4.5.2 Pallasea

Pallasea quadrispinosa er en nær slektning av Gammarus (marflo) og et viktig næringsdyr for flere fiskearter. Den har en toårig livssyklus (Ekman 1920, Mathisen 1953, Hill 1988) og når en lengde på ca. 2 cm (Ekman 1920).

I Gjevilvatnet ble *Pallasea* utsatt sammen med *Mysis* i 1973 og har hatt et godt tilslag. Den ble først påvist i fiskemager i 1979, og forekomsten har seinere økt. I 1986/88 utgjorde denne arten i antall 73 % av den totale bunndyrmengden i strandsona, og var det næringsdyret som fullstendig dominerte i prøvene (Gj.sn. 31 dyr pr. prøve). Undersøkelsen viste at *Pallasea* hadde en sesongvis variasjon (fig. 8) I juliprøvene var den svært fåtallig (gj.sn. 0,8 dyr/prøve). Tettheten økte utover sommeren med gj.sn 17 dyr/prøve i tidlig august, og hadde maksimal tetthet i september med 81 dyr/prøve. Også oktober-prøvene viste brukbare tettheter (gj.sn. 44 dyr/prøve).



Figur 8.
Gjennomsnittlig antall av *Pallasea quadrispinosa* i R5-prøver fra Gjevilvatnet 1986/88.

Pallasea-forekomstene i strandsona bestod nesten utelukkende av små dyr (årets rekruttering). Forplantingen skjer om vinteren og strandsona benyttes utover sommeren og høsten som oppvekstområde for nyklekte individer (Hill 1988).

Gjennomsnittlig antall dyr pr. prøve ved de tidspunkt hvor det ble tatt prøver både i østre (st. 4, 5,

6, 7) og vestre basseng (st. 1, 2, 3) viser 39 *Pallasea* pr. prøve i østre basseng mot 16 *Pallasea* pr. prøve i vestre basseng.

Tidligere undersøkelser har vist at *Pallasea* har sin utbredelse fra øverst i strandsona til større dyp (Ekmann 1915, Jacobsen 1954, Mathisen 1953, Nyhelin og Oldevig 1944, Samther & Weltner 1904, Sars 1895, Thienemann 1928, Valle 1936, Hill 1988). *Pallasea* er også påvist i de frie vannmassene (Mathisen op. cit.). Voksne dyr vandrer inn mot grunt vatn om høsten og vinteren hvor forplantning foregår under vinterhalvåret (Ekman 1920, Mathisen 1953, Hill 1988). *Pallasea* lever hovedsaklig av mikroalger og detritus (dødt organisk materiale) (Jacobsen 1954, Mathisen op. cit) men også levende organismer som fjærmygglarver og zooplankton kan inngå i dietten (Hill 1988a).

Tettheten av små *Pallasea* i strandsona i Gjevilvatnet må betraktes som relativt høy. Mye tyder på at dyrene har et område helt øverst i strandsona der de er lite tilgjengelige for fisk, og hvor predasjon fra den tette røyebestanden er lav. Ørreten, som tradisjonelt beiter bl.a. i strandsona, har en svært lav tetthet i Gjevilvatnet, og utøver et minimalt beitepress på *Pallasea*. Det ble tatt 2 ørekyt på finmaska garn i vestenden i 1989. Denne fiskearten er tidligere ikke registrert i vatnet. Denne fisken kan danne tette bestander i strandsona, men hva innvandringen av denne arten til Gjevilvatnet vil ha å si for dyrelivet i strandsona og da spesielt *Pallasea*, er for tidlig å si.

4.5.3. Døgn- og steinfluelarver

Døgn- og steinfluelarver er generelt viktige næringsdyrgrupper i strandsona, men gruppene er sterkt utsatt ved reguleringer (Grimås 1961, 1964).

I Gjevilvatnet var de gjennomsnittlige tetthetene kun 0,5 og 0,9 ind. pr. prøve for henholdsvis døgn- og steinfluelarver.

Blant døgnfluelarvene ble det registrert 4 arter. *Siphonurus lacustris* er den arten som best synes å tåle reguleringseffekter (Grimås & Nilsson 1962, Nøst et al. 1986). Denne arten var den mest tallrike i prøvene sammen med *Ameletus inopinatus*, en art som trives godt i slike fjellsjøer. Få dyr ble funnet av *Baetis rhodani*. Denne arten finnes i rennende vatn, men kan også forekomme i vindeksponerte strender med bølgeslag. Kun ett individ av *Baetis macani* ble funnet i Gjevilvatnet.

Steinfluer er generelt mere tolerante overfor reguleringer enn døgnfluer og var noe mer tallrike i prøvene fra Gjevilvatnet. I alt ble det funnet 34 dyr (38 prøver) fordelt på 5 arter, noe som viser at også steinfluefaunaen er svært sparsom i vatnet. Alle påviste arter er typiske for tilsvarende innsjøer. Små nymfer av slekten *Nemoura* (totalt 20 dyr, høyst sannsynlig *Nemoura cinerea*) dominerte i antall. Denne arten har også ved tidligere undersøkelser vist seg å tåle reguleringer (18 m regulering i Tunhovdfjorden). *Amphinemura standfussi* (totalt 5 dyr), *Nemurella picteti* (totalt 5 dyr), *Isoperla obscura* (totalt 2 dyr) og *Leuctra hippopus* (totalt 1 dyr) er alle vanlige arter med en vid utbredelse i både rennende vatn og innsjøer med eksponerte strender (bølgeslag). *Nemurella picteti* er også tidligere funnet i reguleringsmagasin, bl.a. i Rødungen og Øyangen (Borgstrøm 1971c). Eneste rovform som ble funnet var *Isoperla obscura*.

4.5.4. Bunndyr i profundalsonen - grabbprøver

Bunnfaunaen fra 1 til 50 m dyp ble undersøkt med van Veen grabb. Bunndyrregistreringene ble utført ved 4 tidspunkt i 1986 og ved 3 tidspunkt i 1988 i området 1-20 m og i tillegg på dypene 30, 40 og 50 m i juli 1986. Dypene som prøvene er tatt på er angitt i forhold til vannoverflaten ved prøvetidspunktet og ikke korrigert i forhold til fylt magasin (HRV). Ved flere prøvetidspunkt har det manglet inntil flere meter på fylt magasin, slik at grabbing på dypene 1, 3, 5 og 7 m representerer området over LRV. Grabbing på 10 m dyp ligger i et grenseområde rundt og under LRV og er tatt med i området under LRV. Siden 1973/74 har nedtappingen variert mellom 10 og 13 m under HRV.

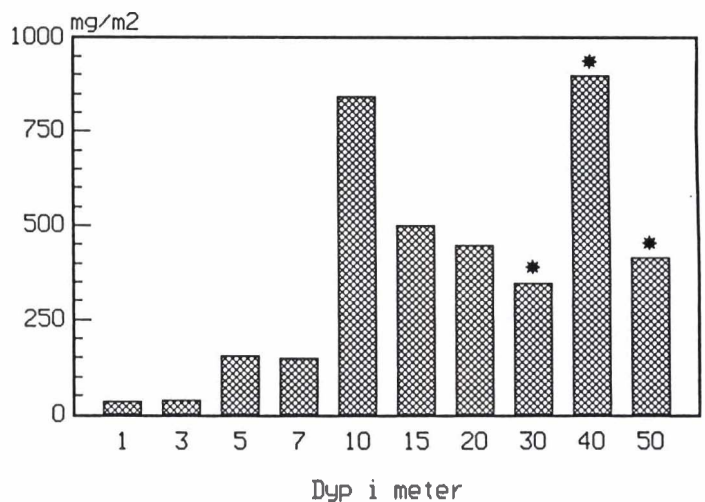
Bunnforhold

Gjevilvatnet preges av rette, til dels sterkt eksponerte strandområder. I tillegg medfører reguleringen sterk utvasking i reguleringssona. Bunnsubstratet i prøvetakingsområdet (1-20 m) danner et typiske mønster for et reguleringsmagasin. Grovt substrat (rullestein) dominerer i strandsona ned til ca. 3 meter, og gjorde grabbingen umulig i dette området på enkelte stasjoner. Innerst i vestenden (st. 1) er det store sandområder som strekker seg helt opp til HRV og her ble det grabbet på 1 og 3 m. Utenfor rullesteinsbeltet er bunnsubstratet dominert av sand og med innslag av grus i øvre deler. Bunnsubstratet blir mer finfordelt med økende dyp og sandbunnen får innslag av silt og leire. Levende vannplanter ble ikke funnet i grabbprøvene ved noe tidspunkt. Når det gjelder dødt organisk materiale så inneholdt prøvene over LRV minimale mengder, mens en under LRV hadde større innslag og da en tendens til økende mengder med økende dyp.

Bunndyrmengder totalt

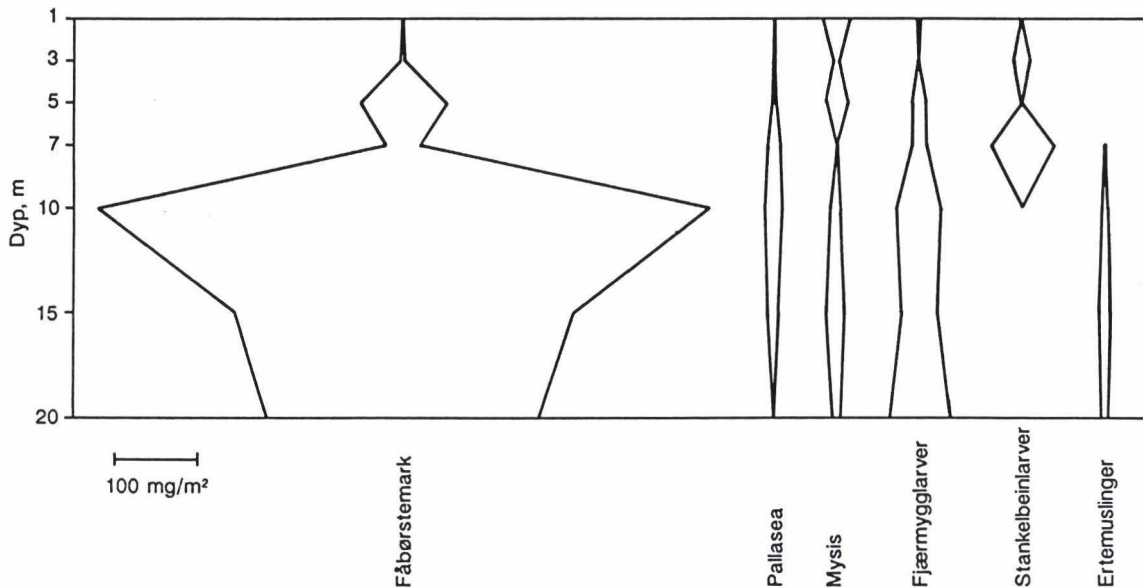
Totalt sett viste bunndyrregistreringene i Gjevilvatnet et klassisk mønster for et reguleringsmagasin. Det meste av bunndyrproduksjonen foregår under LRV hvor forholdene er relativt stabile og hvor dødt organisk materiale ansamles etter utvasking i reguleringssona. På grunn av liten variasjon i bunnforholdene ved de enkelte prøvetakingene er hele materialet for 1986 og 1988 behandlet under ett. Resultatene er framstilt i figur 9 og i vedlegg 3. Gjennomsnittlige bunndyrmengder under LRV (10 m, 15 m, 20 m) varierte mellom 420-840 mg/m² med et gjennomsnitt på ca. 590 mg/m². Julimaterialet fra 1986 omfatter også prøvetaking på 30, 40 og 50 m (til sammen 7 prøver). Verdiene fra disse prøvene ligger i et tilsvarende område med et gjennomsnitt på 550 mg/m². Når det gjelder bunndyrmengder over LRV viste undersøkelsen svært lave verdier på 1 og 3 m, henholdsvis 33 og 38 mg/m². På 5 og 7 meter var verdiene fortsatt lave, 155 og 149 mg/m², men viser at enkelte bunndyrgrupper til en viss grad klarer å overleve i dette området.

Figur 9.
Totale bunndyrmengder på ulike dyp i Gjevilvatnet 1986/88 (* = kun 1 prøveperiode).



Bunndyrfaunaens sammensetning

Bunndyrfaunaens sammensetning på dypere områder (< 1 m) er framstilt i figur 10. Den dyregruppen som fullstendig dominerte var fåbørstemark med et gjennomsnitt på ca. 500 mg/m² i området 10-20 m (under LRV). Sju juliprøver fra 1986 i området 30-50 m viste tilsvarende tettheter. Fåbørstemark var også dominerende gruppe over LRV men med lave verdier. Vannlevende fåbørstemark lever i bunnsstratet og er nærmest utilgjengelig og nesten uten betydning som næringsdyr for fisk.



Figur 10. Gjennomsnittsmengder (mg/m²) for de viktigste bunndyrgruppene i Gjevilvatnet i 1986/88.

Av typiske bunndyrgrupper er fjærmygglarver og pallasea de eneste gruppene i Gjevilvatnet som har betydning som næringsdyr for fisk. Fjærmygglarvene var fåtallige over LRV, spesielt på 1 og 3 m. Under LRV hadde de en jevn utbredelse med gjennomsnittsverdier som varierte fra 42-88 mg/m² (kun 1 prøve fra 50 m, juli 1986, viste 13 mg/m²). Pallasea ble utsatt i Gjevilvatnet i 1973 og har hatt positivt tilslag ved utsetninger i flere reguleringsmagasin (Garnås 1986, Hill 1988b, Fürst 1981). Tetthetsberegninger av Pallasea ved grabbing medfører underestimering, da dyrene er raske og i tillegg kan bevege seg bort fra bunnsstratet (også observert i frie vannmasser). Prøvene fra Gjevilvatnet viser lave gjennomsnittsverdier med 22 mg/m² som største tetthet på 10 meters dyp. Hovedutbredelsesområdet ifølge prøvene var 5-15 m.

Ertemuslinger er en bunndyrgruppe som kan ha en viss betydning som næringsdyr for fisk. I Gjevilvatnet ble den ikke registrert i prøvene over LRV. Under LRV så det ut til at tettheten økte med dypet helt ned til 50 m hvor verdien var 40 mg/m².

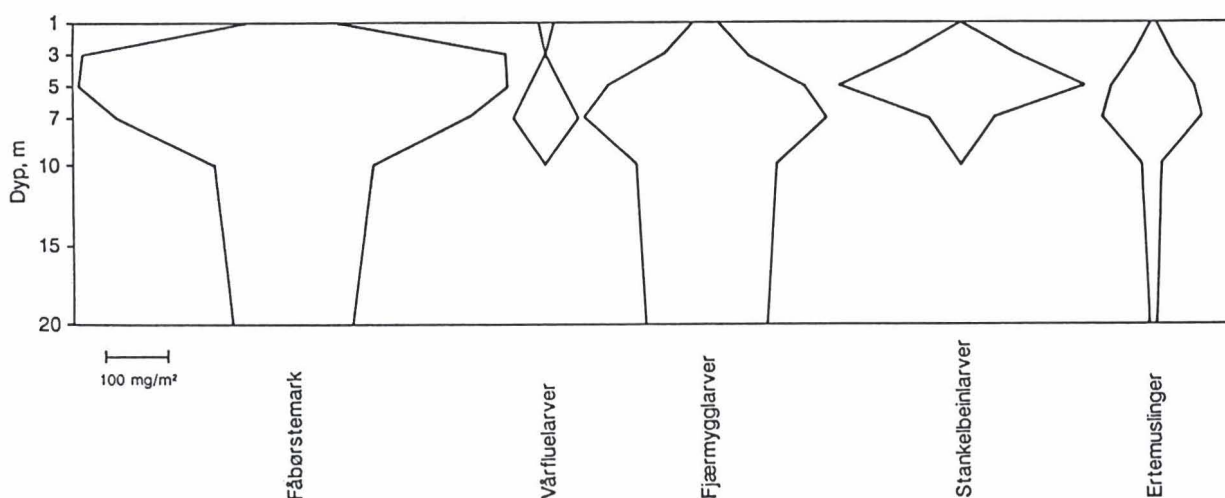
Noen få stankelbeinlarver ble funnet på 3 og 7 m, men utgjorde totalt sett små mengder.

Tidligere undersøkelser

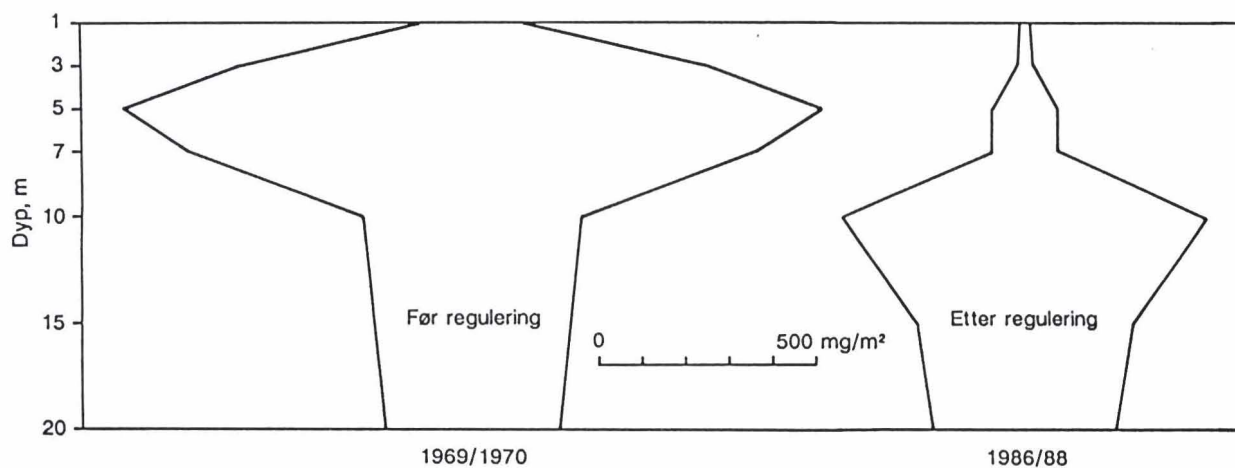
Det ble foretatt forundersøkelser i Gjevilvatnet i 1969/70 med omfattende bunndyrregistreringer (Jensen 1970, Jensen 1972). Bunndyrsituasjonen før og etter regulering er framstilt i figur 10, 11 og 12. Den totale bunndyrproduksjonen før regulering var betydelig høyere enn i dag og de store forskjellene ligger

i området over LRV (1-7 m). De grunneste områdene er ved stabil vannstand tradisjonelt de mest produktive bl.a. på grunn av bedre lys/temperaturforhold og mer vannvegetasjon. Før regulering (Jensen 1970, Jensen 1972) ble de største bunndyr tetthetene registrert i området 3-7 m, 1080-1600 mg/m² (fig. 12), mens bunndyrtetthetene på 10-20 m var 490 mg/m² i gjennomsnitt. Etter regulering 1986/-88 ble høyeste tetthet registrert på 10 m med 840 mg/m². Grabbprøver før og etter regulering viser at den totale bunndyrmengden i reguleringssona i 1986/88 bare er ca. 11 % av bunndyrmengden før regulering (1969, 1970) (tabell 3).

Reguleringen har også resultert i vesentlige forandringer i bunndyrfaunaens sammensetning, spesielt i reguleringssona. Fåbørstemark var også før regulering dominerende bunndyrgruppe med største tetthet i området 3-5 m på ca. 670 mg/m² (fig. 11).



Figur 11. Gjennomsnittlige mengder (mg/m²) av de viktigste bunndyrgruppene i Gjevilvatnet i 1969/70 (etter Jensen 1970, Jensen 1972).



Figur 12. Gjennomsnittlige bunndyrmengder i Gjevilvatnet før og etter regulering.

Tabell 3. Bunndyrmengder i Gjevilvatnet før regulering 1969/70 og etter regulering 1986/88 i reguleringssonen, 1-7 m dyp for en del dyregrupper på grunnlag av grabbprøver

Dyregruppenes betydning som næringsdyr for fisk i Gjevilvatnet	Dyregruppe	Etter regulering		
		Før regulering	mg/m ²	% av før regulering
Stor (Gr. 1)	Fjærmygglarver	210	12	6
	Stankelbeinlarver	165	28	17
	Vårfluelarver	40	3	5
	Mysis *	-	14	-
	Pallasea *	-	8	-
Moderat (Gr. 2)	Ertemuslinger	85	0	0
	Linsekreps *	12	0	0
Liten (Gr. 3)	Fåbørstemark	510	54	11
	Diptera larver ind.	14	0	0
Sum gruppe 1		415	65	16
Sum gruppe 2		97	0	0
Sum gruppe 3		524	54	10
Totalt		1036	119	11

* Disse dyrene blir underestimert ved grabbemetoden.

Fjærmygglarver hadde før regulering langt større tetthet på alle dyp, også under LRV. En vanlig langtidseffekt av regulering er ofte en sterk begrensning av bunndyrproduksjonen til området under LRV og med fjærmygg som dominerende gruppe (Grimås 1970, Jensen 1982, Armitage 1977). Fjærmygg har vist seg å øke i mengde i en rekke vatn etter regulering, særlig i magasiner hvor det er demt ned store mengder organisk materiale (Grimås 1970, Jensen 1988). Både i Nesjø og Gautsjø holdt bestanden av fjærmygg seg høyt henholdsvis 10 og 25 år etter regulering og ga sammen med zooplankton næringsgrunnlag for en betydelig fiskebestand (Jensen 1982, 1988). I slike magasiner er fjærmyggproduksjonen også betydelig i reguleringssonen, mens i senkningsmagasiner synes fjærmyggfaunaen å være begrenset vesentlig til under LRV, slik som i Meltingvatnet (Haug og Arnekleiv 1994). I Gjevilvatnet må en regne med at perioden med korttidseffekter (demningseffekt) etter reguleringen er over, og at vatnet er inne i en mer stabil fase hvor langtidseffektene utformer dyrelivet i innsjøen. Den totale tettheten av attraktive næringsdyr for fisk er klart redusert etter reguleringen, samtidig som tettheten av småfallen røye igjen har økt etter en klar tilbakegang i årene rett etter reguleringen (jf. kap. 4.6). Et økende beitepress på fjærmygg etter regulering kan sammen med reguleringseffekten være årsaken til den markerte nedgangen av fjærmygglarver også under LRV (fig. 10, 11).

Viktige næringsdyr som vårfluelarver og stankelbeinlarver hadde bra tettheter i området 1-7 m før regulering (Jensen 1970, Jensen 1972). Etter regulering er vårfluelarvene borte og tettheten av stankelbeinlarver er sterkt redusert.

Ertemuslinger var fjerde største bunndyrgruppe i området 1-7 m før regulering med maksimum ca. 150 mg/m² (fig. 11). Ertemuslinger ble ikke registrert i grabbprøvene fra 1986/88 i samme området. Ved prøvefiske i 1969/70 (Jensen 1970, 1972) hadde fåbørstemark som nå dominerer faunaen i profundalsonen minimal betydning som næringsdyr for fisk. En kvalitativ fattig bunnfauna med dominans av fjærmygg og fåbørstemark i et produksjonsområde under LRV er også påvist i flere andre norske reguleringsmagasiner (Jensen 1982, Haug og Arnekleiv 1994).

Når det gjelder Mysis og Pallasea så er disse gruppernes tilslag vanskelig å vurdere ut fra grabbresultatene. Prøver i strandsona og håvtrekk med spesialhåv viser imidlertid at disse artene har gitt godt tilslag (jf. også kap. 4.4).

4.6. Fisk

Det ble prøvefisket med standard bunn garnserier, småmaska bunn garn og flyte garn i 1986 (aug., sept.) og 1988 (juni, juli, aug., sept.). Foruten ørret (*Salmo trutta* L.) og røye (*Salvelinus alpinus* L.) ble det i september 1989 fanget to stk. ørekyt (*Phoxinus phoxinus* (L.)) i vestenden av vatnet. Dette er så vidt vites første gang ørekyt er registrert i vatnet. Ørekyt har de seinere år vist en økende spredning til nye vassdrag (Hesthagen 1995) og vil, når den danner tette bestander, være en næringskonkurrent til særlig ørret (Borgstrøm et al. 1995, Brittain et al. 1995).

4.6.1. Fordeling og utbytte

Totalt ble det tatt 2.200 fisk hvorav 97 % var røye (tab. 4).

Tabell 4. Samlet fangst av ørret og røye i Gjevilvatnet i 1986/88. Prosentandel i parentes

	ØRRET ant. (%)	RØYE ant. (%)	TOTALT ant.
Bunn garn-serie (21-45 mm)	58 (6,0)	909 (94,0)	967
Bunn garn - småmaska (10-18 mm)	3 (0,5)	665 (99,5)	668
Flyte garn	0 (0)	565 (100)	565
Totalt	61 (2,8)	2139 (97,2)	2200

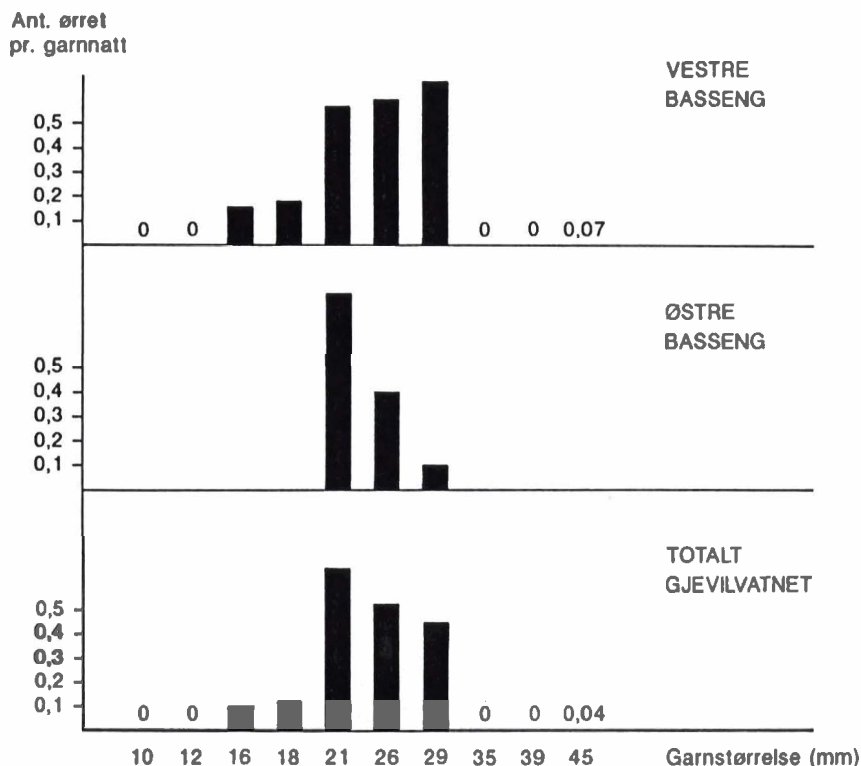
Tabellen viser at mens røye ble fanget på alle garn typer, var fangst av ørret vesentlig begrenset til bunn garnserier 21-45 mm. På standard bunn garnserier (21-45 mm) var totalfangsten 967 fisk fordelt på 58 ørret (6,0 %) og 909 røye (94,0 %). På flyte garn ble det kun tatt røye. Fangst andelen av ørret er ganske lik i de to delbassengene; 3,3 % i vestre basseng og 2,7 % i østre basseng.

Ørretbestanden i Gjevilvatnet er svært liten og det beskjedne materialet er vurdert samlet. Fangstutbyttet (antall ørret pr. garn natt) for de ulike garn størrelsene (bunn garn 10-45 mm) er framstilt i figur 13. En helhetsvurdering av hele ørret materialet viser at fangstene ligger på ca. 0,5 ørret/garn natt for de mest fiskbare garn størrelsene (21 mm, 26 mm, 29 mm). På garn størrelsene 16 mm og 18,5 mm var utbyttet lavere enn 0,2 ørret pr. garn natt i vestre basseng, mens det i østre basseng ikke ble tatt en

eneste ørret på disse garnstørrelsene. På garnstørrelsene 35 mm, 39 mm og 45 mm ble det tatt kun én ørret på 75 garnnetter (0,01 ørret pr. garnnatt). Større ørret som normalt er fangbar på disse garnstørrelsene ser ut til å mangle helt. Ørretmaterialet viser en tendens til forskjeller mellom vestre og østre basseng (fig. 13). Småørret (fangbar på 16 og 18 mm garn) og større ørret (fangbar på 26-45 mm garn) mangler i større grad i østre basseng enn i vestre basseng. Det er klart større fiskeaktivitet i østre basseng, og ved ensidig bruk av grovmaska garn kan det medføre uheldige uttak av større ørret (gytefisk) i en ellers tynn ørretbestand. Uttak av større ørret (gytefisk) kan igjen medføre rekrutteringssvikt. Resultatene indikerer at dette har skjedd i østre basseng.

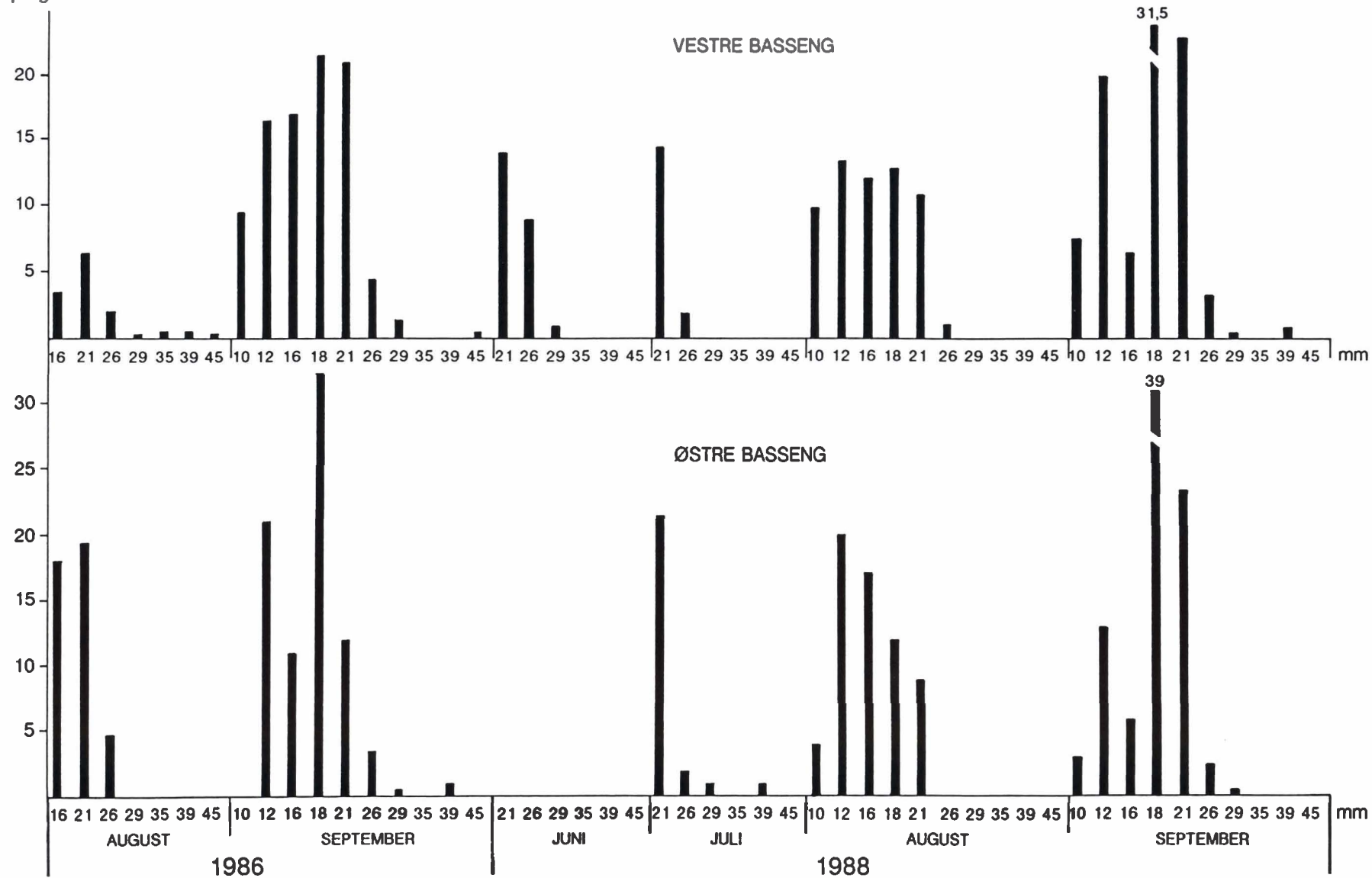
Røya danner en tett bestand av småvokst fisk og rekrutteringen er stor i Gjevilvatnet. Figur 14 og 15 viser fangstutbytte på røye på ulike maskevidder av bunn garn og flyte garn i de ulike perioder. Til alle prøvefiskeperioder i 1986 og 1988 var det et stort utbytte på maskevidder mellom 12 og 21 mm, mens større maskevidder (26-45 mm) ga et dårlig utbytte. For flyte garn var minste brukte maskevidde 19,5 mm og nesten hele flyte garnfangsten bestod av smårøye fanget på denne maskevidden (fig. 15). Et gjennomsnitt for hele røyefangsten viser 38 røye pr. garnnatt for denne garnstørrelsen. Tilsvarende verdier for garnstørrelse 26 mm er lav, 2 røye pr. garnnatt og 0,3 røye pr. garnnatt for 29 mm garn. På 35 mm garn ble det aldri tatt fisk. Hele røyematerialet vurdert under ett for bunn garn 10-45 mm viser størst fangst på garnstørrelse 18,5 mm med et gjennomsnitt på 24 røye pr. garnnatt (fig. 16). Ellers er fangstene for garn mellom 12,5 mm og 21 mm høy med gjennomsnittsverdier fra 11 til 24 røye pr. garnnatt totalt sett. Fangstene blir mye mindre på garnstørrelse 26 mm (gj.sn. 3 røye pr. garnnatt) og av større røye tatt på garn 35-45 mm er fangstene svært lave (gj.sn. 0,1-0,4 røye pr. garnnatt). Fangst av den aller minste røya er generelt vanskelig og tettheten er klart lavere på garnstørrelse 10 mm enn på 12,5 mm.

En sammenligning av vestre og østre delbasseng totalt sett (fig. 16) viser store likhetstrekk med hensyn til fangstutbytte for de ulike garnstørrelsene. Verdiene ligger noe høyere for østre basseng, noe som er helt i tråd med større næringsdyrtetthet som tidligere omtalt. Ved samtlige tidspunkt hvor det ble fisket med 10 mm garn var imidlertid utbyttet størst i vestre basseng (fig. 14), noe som kan tyde på en større rekruttering i dette bassenget enn i østre.

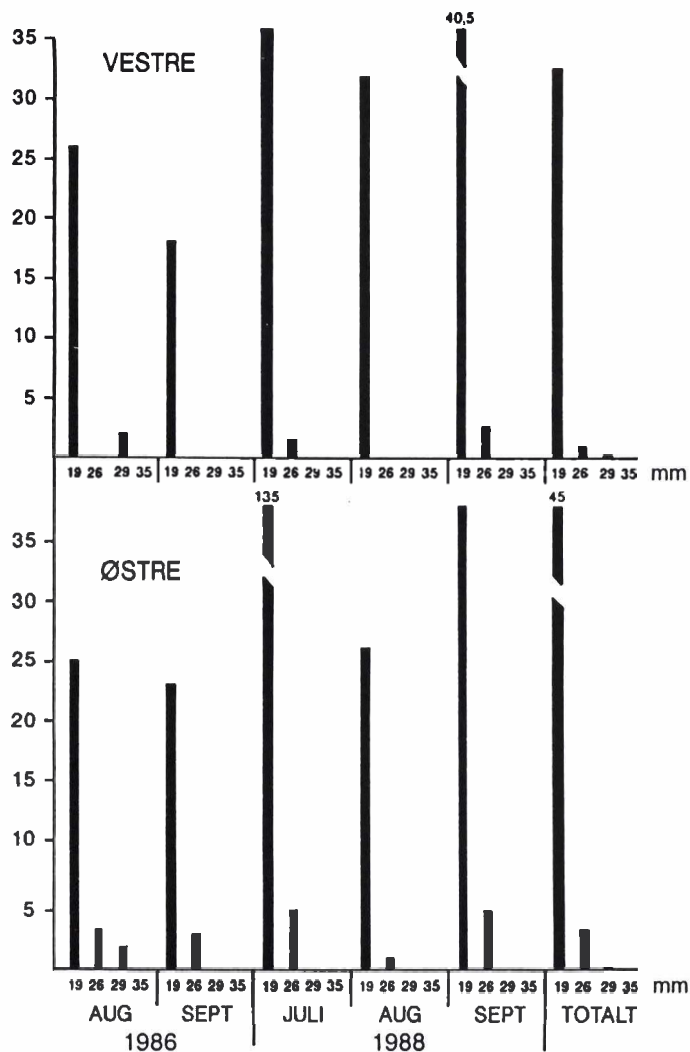


Figur 13.
Fangstutbytte (antall ørret/garnnatt) for ulike garnstørrelser (bunn garn) i Gjevilvatnet 1986/88.

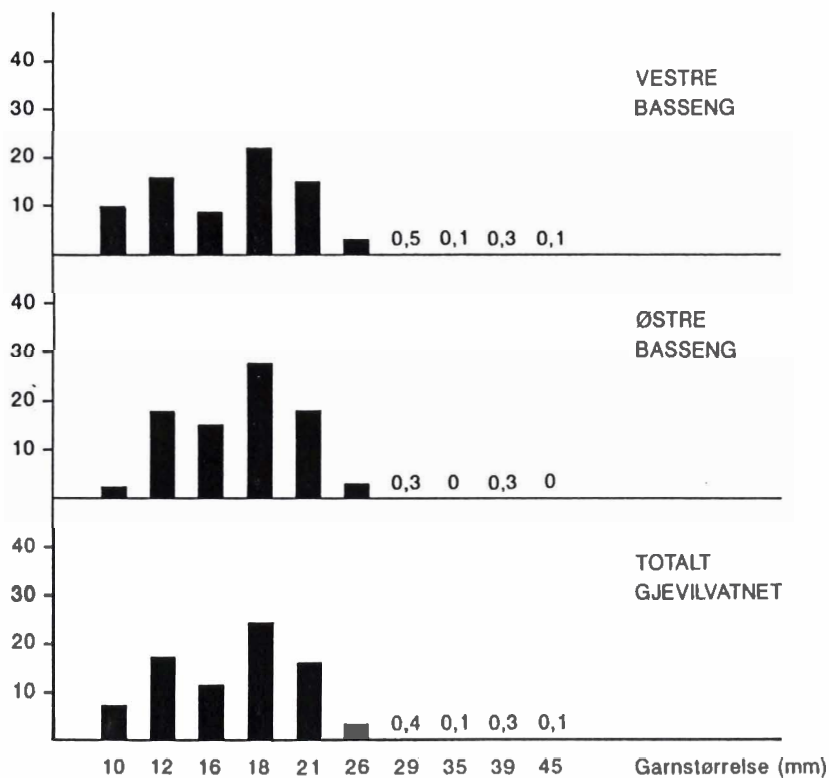
Ant. røye
pr. garnatt



Figur 14. Fangstutbytte (ant. fisk pr. garnatt) for røye tatt på ulike bunngarn (10-45 mm) i Gjevilvatnet 1986/88.

Antall røye
pr. garnnatt

Figur 15.
Fangstutbytte (ant. fisk pr. garnnatt)
for røye tatt på flytegarn (19-35 mm)
i Gjevilvatnet 1986/88.

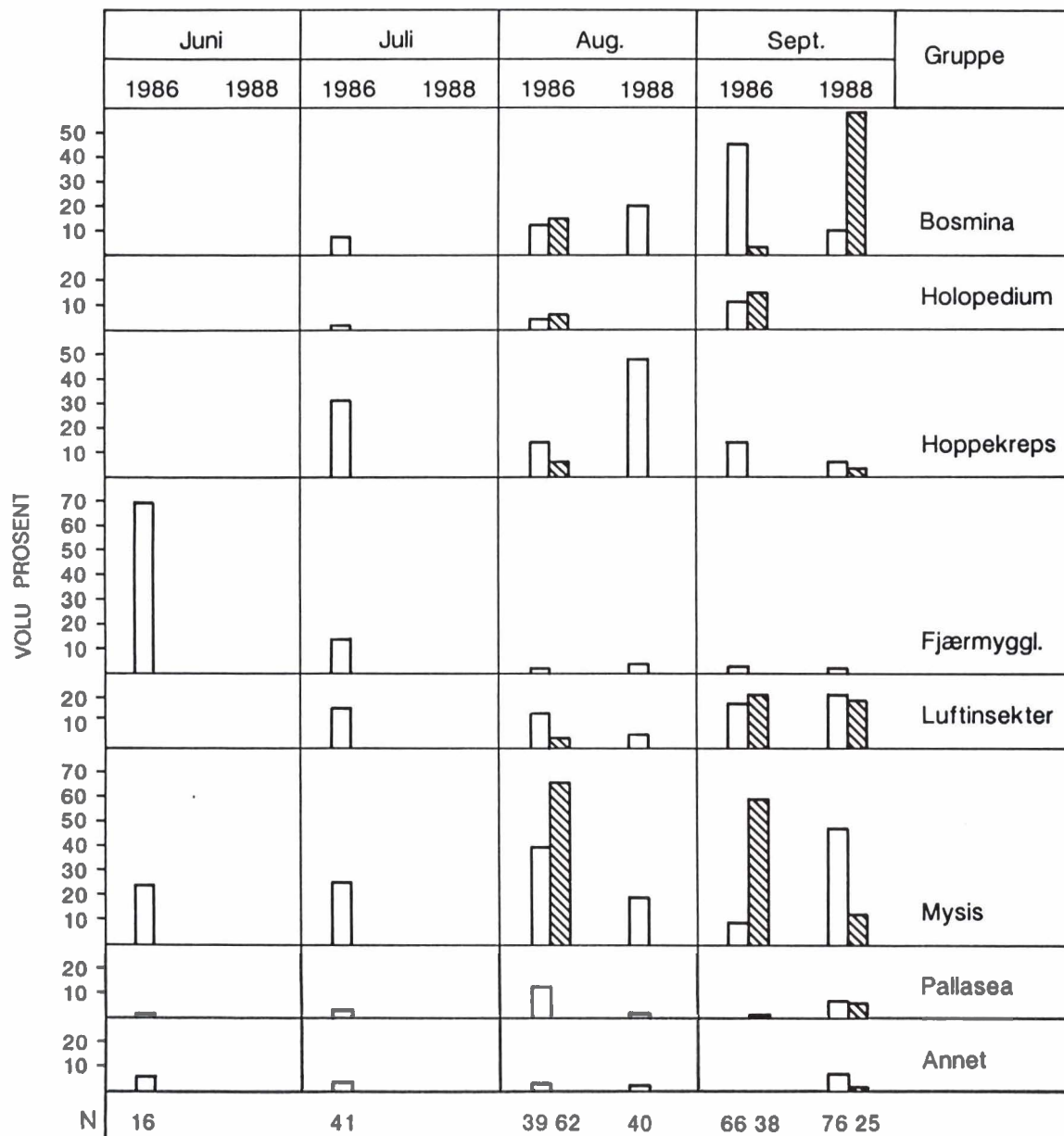
Ant. røye
pr. garnnatt

Figur 16.
Fangstutbytte (antall fisk pr.
garnnatt) totalt sett for røye tatt
på ulike bunngarn (10-45 mm)
i Gjevilvatnet 1986/88.

4.6.2. Fiskens ernæring

Det ble tatt mageprøver av til sammen 48 ørret i 1986/88 derav 45 i perioden aug./sept. og bare 3 i juli. På grunn av det beskjedne antallet er materialet vurdert samlet. Gruppen luftinsekter var den viktigste i ernæringsammenheng med en gjennomsnittlig volumprosent på 38, dernest fulgte mysis med 23 % og pallasea med 19 %. Mindre betydning hadde vårfluelarver med 8 % og fisk med 5 %. Fjærmygglarver utgjorde 1 %. Dyreplankton ble ikke funnet i ørret-magene.

Av røye tatt med bunngarn 21-45 mm er det analysert til sammen 403 mageprøver (fig. 17). Dette er røye vesentlig i lengdegruppen 20-25 cm.



Figur 17. De viktigste næringsdyrenes andel (volumprosent) i mageprøver tatt av røye på bunngarn 21-45 mm i Gjevilvatnet 1986/88. N = antall mageprøver.

▨ = østre basseng, □ = vestre basseng

Junimaterialet består av 16 røyemager fra vestre basseng i 1986 og viser at 69 volumprosent av mageinnholdet består av fjærmygglarver og 24 % mysis, andre grupper er av underordnet betydning.

Julimaterialet omfatter 41 røyemager fra vestre basseng i 1986 og flere næringsdyrgrupper inngår i ernæringen (fig. 17). De viktigste er hoppekreps (31 %), mysis (25 %), luftinsekter (16 %) og fjærmygglarver (14 %).

Fjærmygglarver er en gruppe bunndyr som generelt har stor betydning som næringsdyr for fisk i bl.a. store næringsfattige innsjøer og reguleringsmagasin. Også for planktonspisende fisk som røye er denne gruppen viktig og da spesielt på forsommeren med begrensede dyreplanktonmengder, noe også disse resultatene bekrefter.

August/september er en gunstig periode for produksjon av dyreplankton. Sammen med mysis utgjør dyreplanktonet det meste av mageinnholdet i denne perioden. Mengden av næringsdyr kan skifte fort både i tid og sted, noe som også gjenspeiles i ernæringsanalysene. I september 1986 spiste røya store mengder dyreplankton (*Bosmina longispina*) i vestre basseng og lite mysis, mens det i østre basseng var helt motsatt. I september 1988 var forholdet omvendt, røya spiste små mengder dyreplankton (*Bosmina longispina*) og store mengder mysis i vestre basseng og motsatt i østre basseng.

Av dyreplanktonet er *Bosmina longispina* det viktigste næringsdyret, men også gruppen hoppekreps (*Cyclops scutifer*, *Arctodiaptomus laticeps*) utgjorde mye av mageinnholdet i perioder (48 % i aug. 1988, vestre basseng). *Holopedium gibberum* har mindre betydning med andeler fra 5 til 15 volumprosent. Foruten mysis og dyreplankton utgjorde luftinsekt et ikke uvesentlig næringstilbud i august/september, (ca. 20 % i sept.). Ellers ble det funnet små mengder av pallasea og fjærmygglarver i mageprøvene denne årstiden.

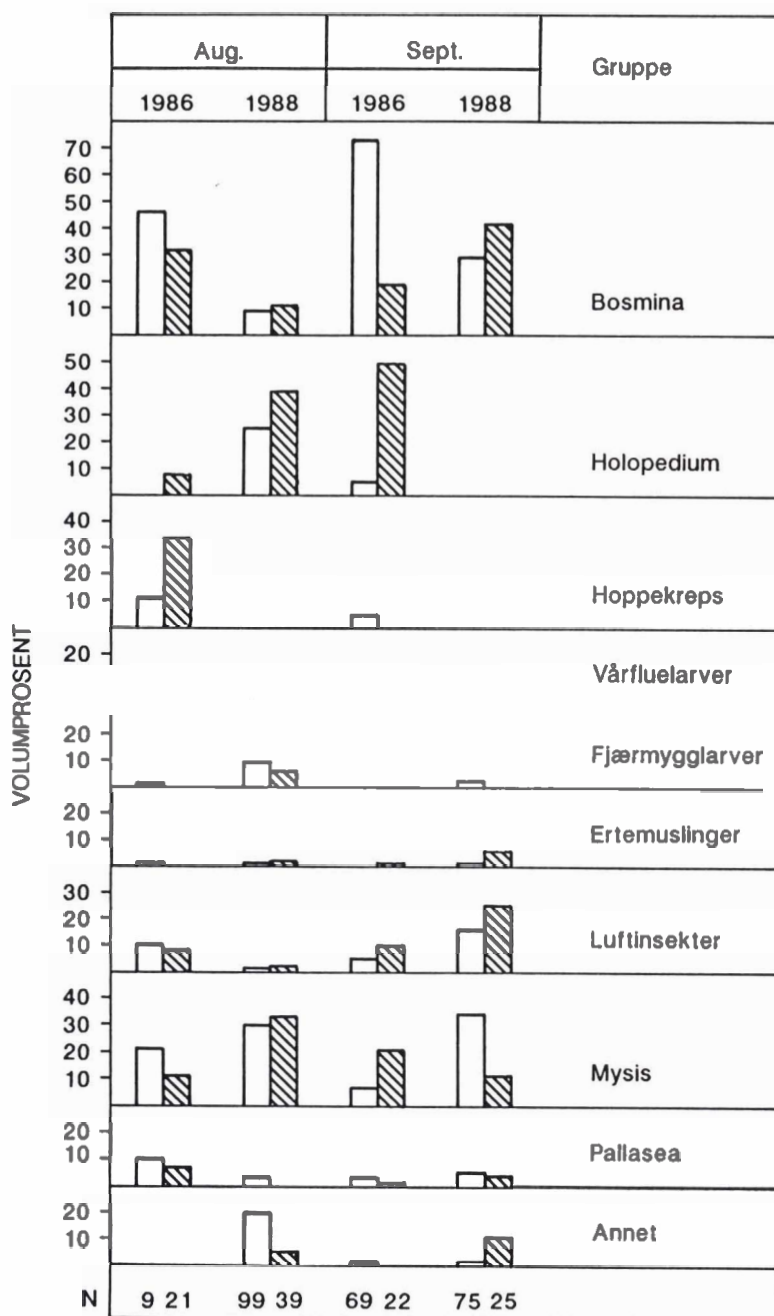
Mageanalyser av røye tatt på bunngarn 10-18 mm består av 359 prøver av små røye (vesentlig 10-18 cm) fra august/september (fig. 18).

Totalt sett er dyreplanktonet av størst betydning, og med *Bosmina longispina* som den klart viktigste arten foran *Holopedium gibberum* og gruppen hoppekreps. Også mindre røye tar en del mysis (ca. 10-30 volumprosent) og noe mindre luftinsekt, og med beskjedne innslag i mageinnholdet av bunndyr som vårfluellarver, fjærmygglarver, pallasea og ertemuslinger.

Av flytegarfangsten ble det tatt mageprøver av 195 røye (juli, aug., sept.) (fig. 19). Flytegar fisker selektivt på fisk som oppholder seg i øvre deler av de frie vannmasser, hvor næringstilbudet domineres av dyreplankton og luftinsekt. Mengden av dyreplankton i magene varierte mellom 45 og 90 volumprosent. *Bosmina longispina* var den viktigste dyreplanktonarten og ser ut til å ha økende betydning som næringsdyr utover seinsommeren og høsten. Totalt sett hadde *Holopedium gibberum* og gruppen hoppekreps mindre betydning enn *Bosmina longispina*, men utgjorde av og til betydelige deler av mageinnholdet slik som *Holopedium gibberum* i juli 1988 (vestre basseng) med 54 volumprosent og hoppekreps aug. 1988 (vestre basseng) med 80 volumprosent. Andelen av luftinsekt i magene lå ved de fleste tidspunkt på ca. 20-40 %. Høyeste andel var 52 volumprosent i september 1988 (vestre basseng).

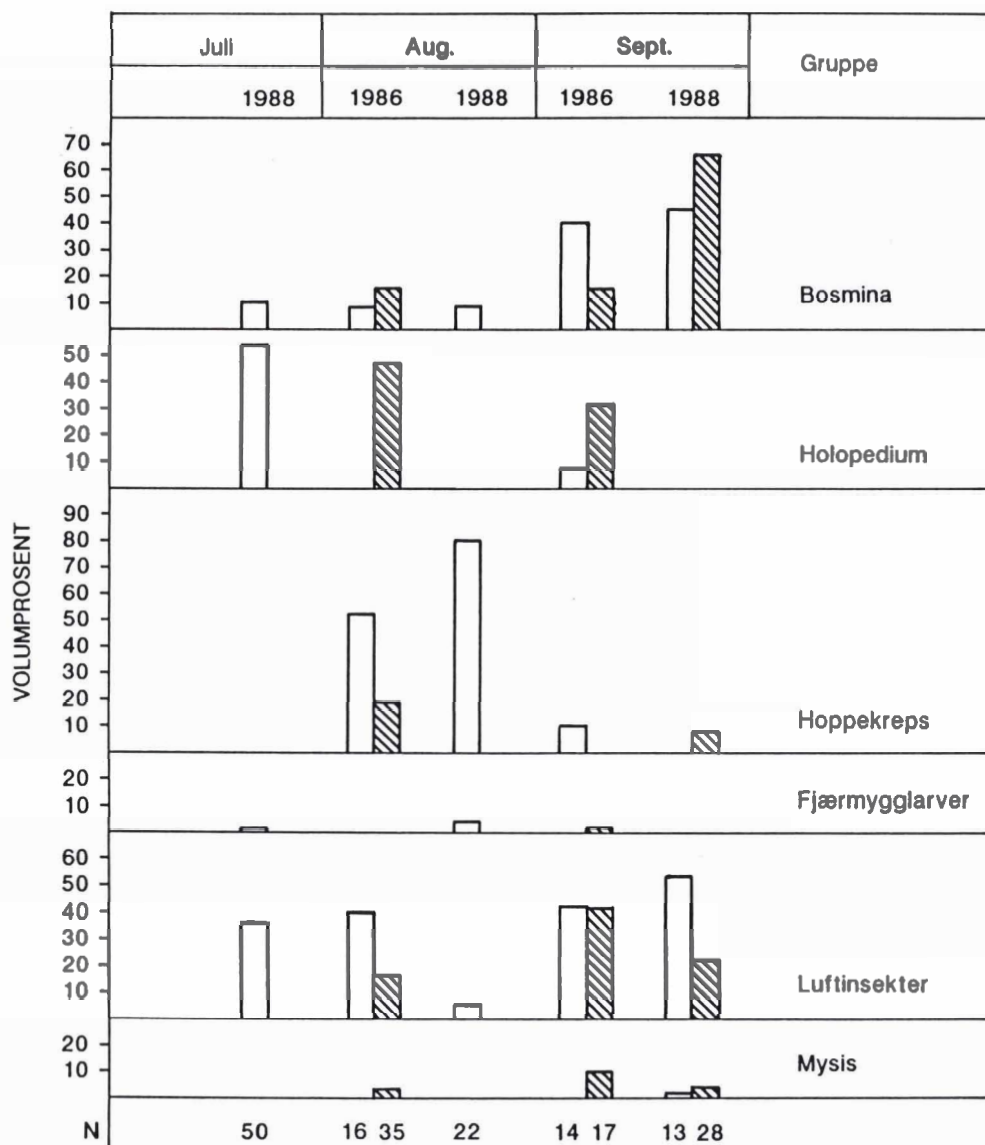
Mysis utgjorde en langt mer beskjeden andel av magevolumet (0-10 %) hos røye tatt på flytegar enn røye tatt på bunngarn. Dette er forventet fordi mysis i store deler av døgnet oppholder seg ved bunnen hvor den sannsynligvis er lettere å predatere for fisk. Undersøkelser fra Selbusjøen og Snåsavatn (Koksvik og Arnekleiv 1988, Langeland, Koksvik og Nydal 1986) viser også at røye i de frie vannmasser i liten grad beskatter mysis.

En helhetsvurdering av ernæringsanalysene viser at etter isløsning (tidlig sommer) er fjærmygglarver viktigste næringsdyr sammen med mysis. Fjærmygglarvenes betydning er sterkt avtagende utover sommeren og høsten samtidig som vi får en økende biomasse av dyreplankton. Fra juli til september er dyreplankton av størst betydning, men med betydelige innslag av mysis og luftinsekt. *Bosmina longispina* er den viktigste dyreplankton-arten foran *Holopedium gibberum* og gruppen hoppekreps. Bunndyr som pallasea, døgn-, stein- og vårfluelarver og ertemusling har utover sommeren/høsten en beskjeden næringsmessig betydning for røye i Gjevilvatnet.



Figur 18. De viktigste næringsdyrenes andel (volumprosent) i mageprøver tatt av røye på bunngarn 10-18 mm i Gjevilvatnet 1986/88. N = antall mageprøver

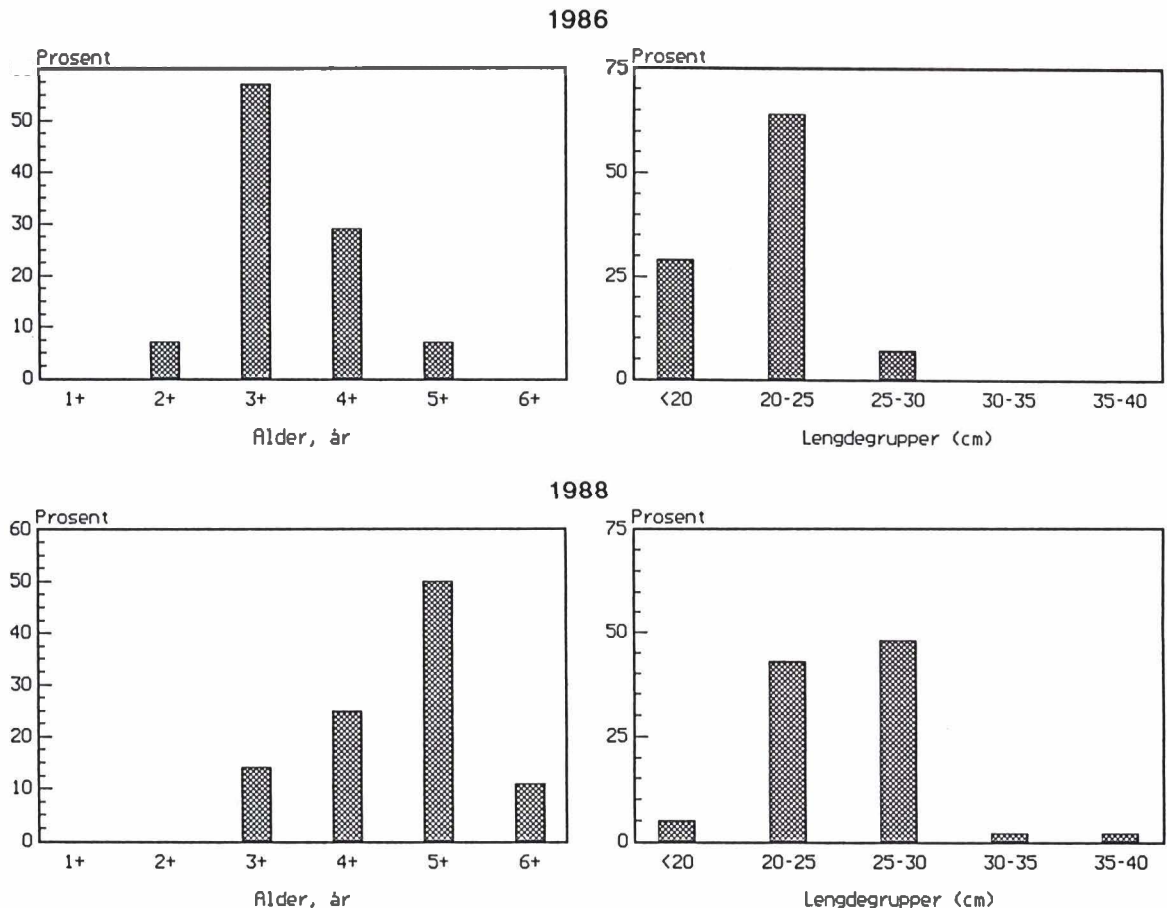
□ = vestre basseng, ▨ = østre basseng



Figur 19. Næringsvalg (volumprosent) til røye tatt på flytegarn (19,5-35 mm) i Gjevilvatnet 1986/88. N = antall mageprøver, □ = vestre basseng, ▨ = østre basseng

4.6.3. Alderssammensetning og lengdefordeling

Ørretmaterialet er som tidligere nevnt lite, og resultatene fra vestre og østre basseng er vurdert samlet. Det ble aldersbestemt 14 ørret fra 1986 og 28 fra 1988 (fig. 20). Fangsten fra 1986 var dominert av gruppen 3+ (57 %) og 4+ (29 %), og 64 % av fisken var i lengdegruppe 20-25 cm. 28 ørret fra 1988 viser en sammensetning av eldre og større fisk. Gruppen 5+ er den dominerende (50 %), og med 25 % 4+. Gruppen 25-30 cm er sterkest representert med 48 %. Utviklingen fra 1986 til 1988 kan tyde på tiltagende rekrutteringssvikt, men det må presiseres at materialet er lite for sikre slutninger.

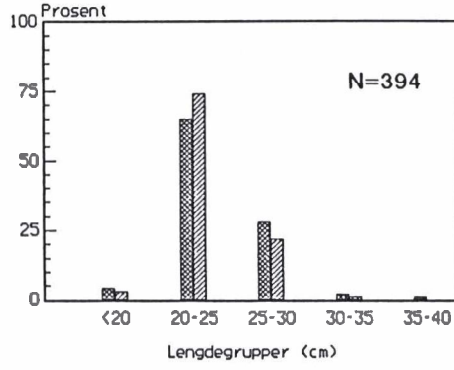
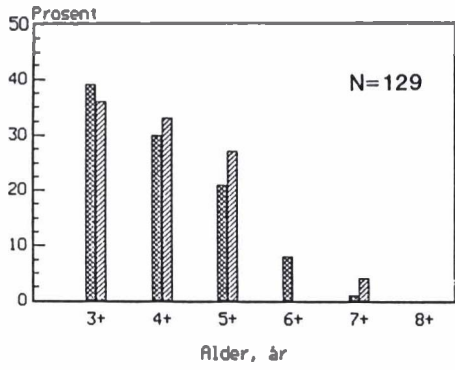


Figur 20. Alder- og lengdefordeling av ørret tatt på bunngarn 21-45 mm i Gjevilvatnet i 1986 og 1988.

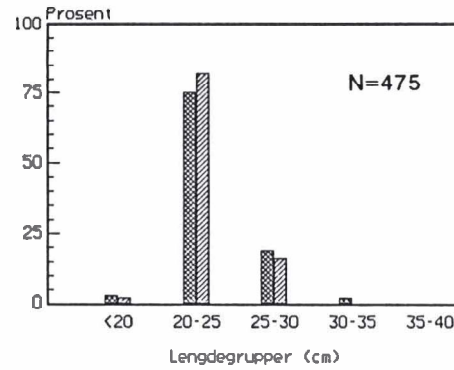
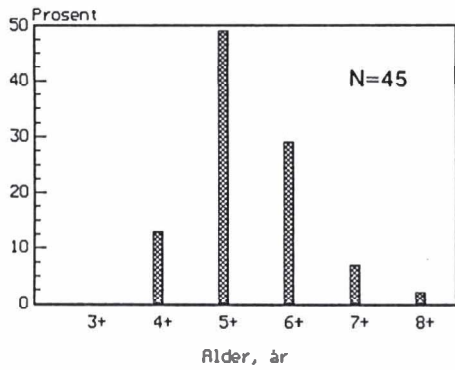
Alderssammensetning og lengdefordeling hos røye tatt på bunngarn 21-45 mm og flytegarn er framstilt i figur 21. Ikke uventet er det kun små forskjeller mellom fangsten på bunngarn og flytegarn, likeledes mellom vestre og østre basseng. En helhetsvurdering av lengdefordelingen viser gjennomgående størst fangst (65-67 %) av lengdegruppe 20-25 cm, og tilsvarende 2-13 % i gruppen røye < 20 cm. Andelen røye i lengdegruppe 25-30 cm varierte fra 3 til 28 %. Andelen av røye > 30 cm lå på kun 1-2 %.

Lengdefordelingen viser en forandring i røyebestanden fra 1986 til 1988. Både flytegarfangsten og bunngarnfangsten viser mindre andel røye > 25 cm i 1988. Dette gjelder både vestre og østre basseng, men tendensen er mest markert i vestre basseng. Røymaterialet viser 23,1 % røye > 25 cm i 1986 og 13,4 % i 1988. Dette kan tyde på at Gjevilvatnet fortsatt er inne i en utvikling hvor størrelsen på røya blir mindre.

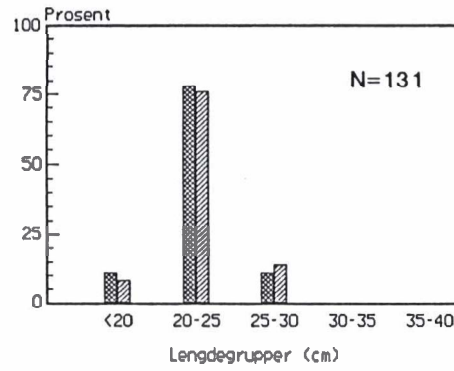
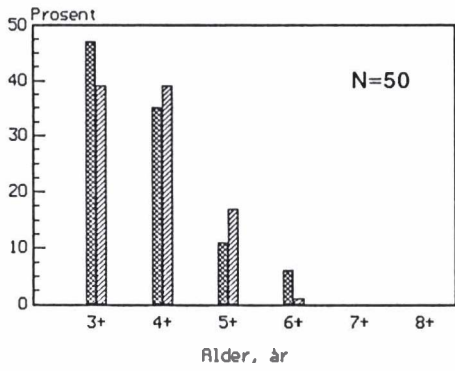
Aldersfordelingen viser en tilsvarende forandring fra 1986 til 1988 (fig. 21) både for flytegarn og bunngarn (21-45 mm). Fangsten i 1986 bestod av 36-47 % 3+, mens andelen 3+ i 1988 kun var 0-3 %. Det er vanskelig å finne annen forklaring enn at veksten er så mye redusert at gruppen 3+ ikke er fangbar på de mest finmaska garna (21 mm bunngarn og 19,5 mm flytegarn). Andelen av aldersgruppe 4+ lå på 30-39 % i 1986 og for 5+ 11-27 %. I 1988 var fangsten dominert av eldre røye, og gruppen 5+ var den mest tallrike (36-49 %) foran 4+ og 6+.



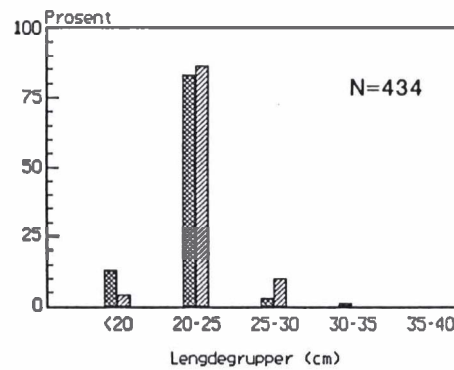
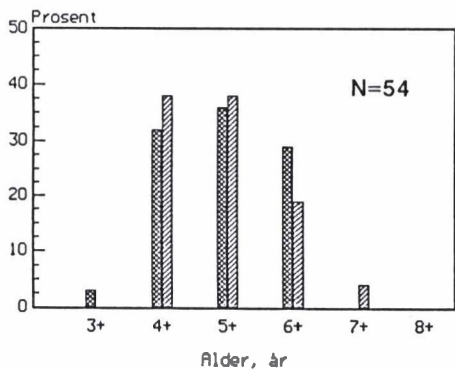
Bunngarn 1986



Bunngarn 1988



Flytegarn 1986

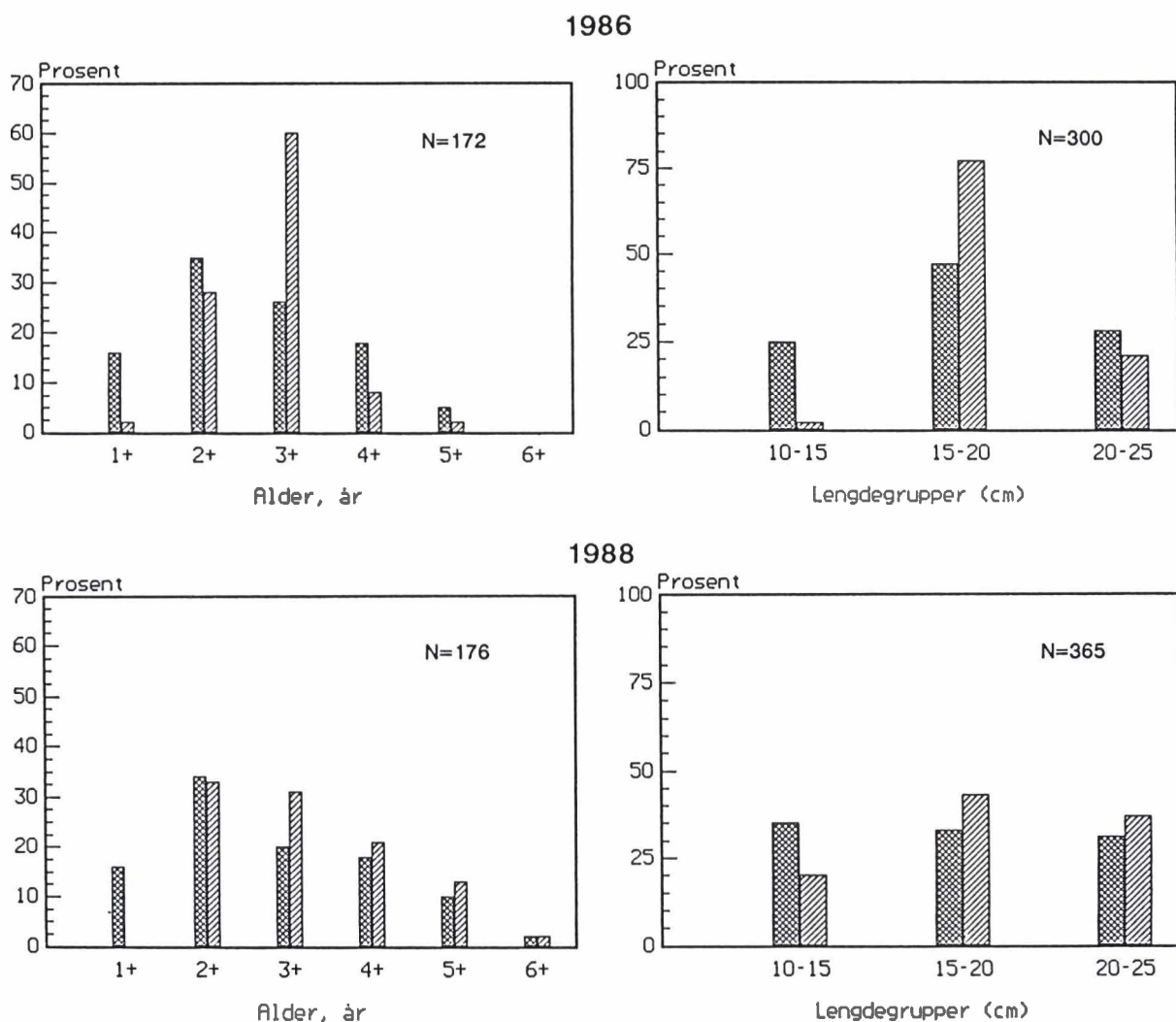


Flytegarn 1988

Figur 21. Alderssammensetning og lengdefordeling hos røye tatt på bunngarn 21-45 mm og flytegarn 19,5-35 mm i Gjevilvatnet 1986 og 1988.

Aldersfordeling og lengdefordeling av fangsten på finmaska bunngarn er vist i fig. 22. Fangsten på finmaska bunngarn (10, 12, 16, 18 mm) viser en utvikling fra 1986 til 1988 som forsterker inntrykket fra fisket med standard bunngarnserier og flytegarn. I 1988 er det en klart større andel av røye $\geq 4+$ enn i 1986 da denne aldersgruppen bestod av større fisk og var mindre fangbar på småmaska bunngarn. Ellers var det 2+ og 3+ som dominerte i fangsten.

0+ og 1+ av røye er generelt vanskelig å fange med garn. 0+ går gjennom et 10 mm garn, mens 1+ ved høstfiske lar seg fange på 10 mm garn. I vestre basseng var fangsten av 1+ 16 % både i 1986 og 1988, mens den i østre basseng var henholdsvis 2 % og 0 %. Det kan indikere større rekruttering i vestre basseng. Ved alle prøvofisketidspunkt var det også større fangst på 10 mm garn i vestre enn i østre basseng. Det er større andel røye i lengdegruppe 10-15 cm i vestre basseng enn i østre basseng, og 1988 viser en prosentvis økning av denne lengdegruppen i forhold til 1986. Samlet vurdering av hele røyefangsten viser en klar tendens til dårligere vekst med mindre og eldre fisk i 1988 i forhold til 1986.



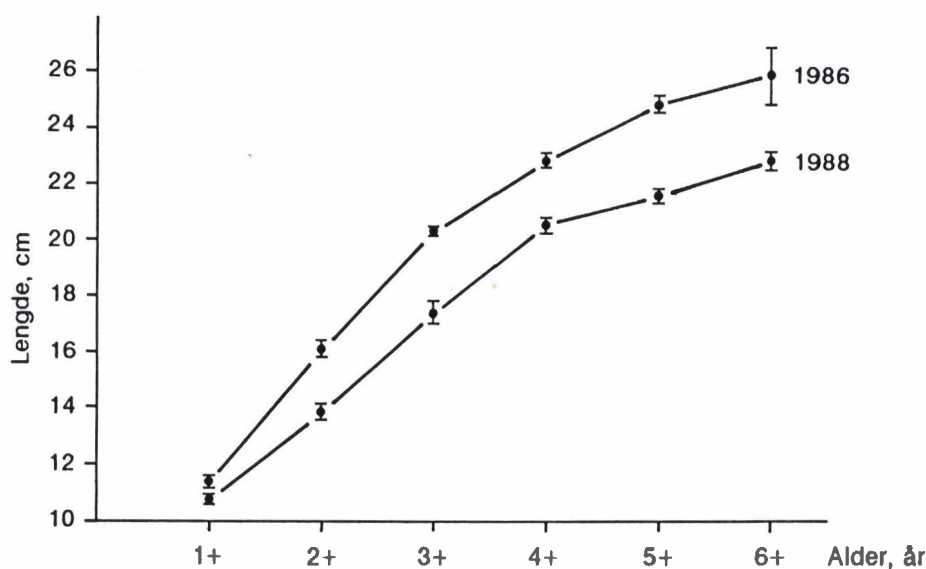
Figur 22. Alderssammensetning og lengdefordeling til røye tatt på småmaska bunngarn (10-18 mm) i Gjevilvatnet 1986 og 1988.

4.6.4. Vekst

For røya er vekstanalysene gjort ut fra gjennomsnittlige lengder for de ulike aldersgruppene. Aldersbestemming og tilbakeberegning av lengde av røye ved skjellanalyser viste seg vanskelig og bare otolitter er derfor brukt til aldersbestemming. Det var minimale forskjeller i vekst mellom fisk fanget i vestre og østre basseng (Kruskal-Wallis One Way, $p > 0,05$), så materialet for røye er vurdert samlet.

Det viser seg at spesielt 3+ og 4+ som er tatt på småmaskagarn er mindre enn de som er tatt på bunngarn 21-45 mm. Dette skyldes garnseleksjonen for de ulike maskevidder. Spesielt 21 mm bunngarn fisker selektivt på de største 3+ og 4+ mens 18,5 mm bunngarn fisker selektivt på de minste i tilsvarende aldersgrupper. For å få en kontinuerlig vekstkurve som er mest mulig representativ for hele røyebestanden er det benyttet middellengder for hver årsklasse uansett fangstmåte. Vekstkurvene for røye fanget i 1986 og 1988 er framstilt i figur 23. Det må presiseres at 1986-materialet er fra september, mens 1988-materialet er fra august. I september er årsveksten avsluttet, mens den i august er tilnærmet avsluttet. Figuren viser at røye fanget i 1988 har hatt klart dårligere vekst enn røye tatt i 1986. Selv om en tar hensyn til at røya ikke har helt avslutta vekstsesongen ved fangsten i 1988, er likevel middellengdene for de samme årsklasser i 1986 såpass mye større at det er en forskjell mellom årene. Røye tatt i 1986 viser en moderat årsvekst fram til 4+ med gjennomsnittlig 3,8 cm pr. år. Etter 4. vekstsesong er veksten avtagende, og det ble tatt svært få røye lengre enn 26 cm og eldre enn 6+ (7 vekstsesonger).

For 1988-fangsten er den gjennomsnittlige årsveksten 3,6 cm pr. år fram til 4+. Avtagende vekst fra alder 3+ og 4+ har sammenheng med tidlig kjønnsmodning og dårlige næringsbetingelser.



Figur 23. Middellengder (\pm SE) til ulike aldersgrupper røye fanget på bunngarn (10-45 mm) og flytegarn (19,5-35 mm) i Gjevilvatnet september 1986 og august 1988.

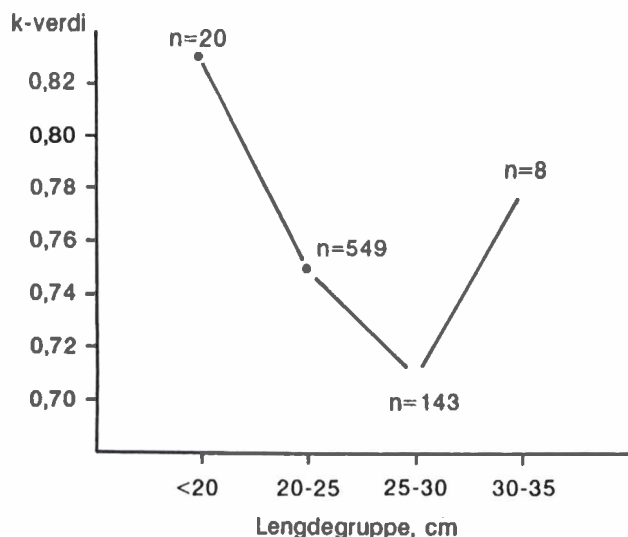
4.6.5. Kondisjonsfaktor

Kondisjonsfaktoren (k-verdien) er et uttrykk for fiskens vekt i forhold til lengde. Den varierer gjennom året og er for kjønnsmodne individer av ørret og røye høyest om høsten før gyting.

Ørretmaterialet for 1986 består av kun 14 fisk fra 1986 og 42 fra 1988. Gjennomsnittlige k-verdier for ulike basseng (vestre, østre) og tidspunkt viser verdier på 0,84-0,95. Det er ingen klare forskjeller mellom vestre og østre basseng, heller ingen nevneverdig økning i k-verdi fra juli til september. Ørretmaterialet som består av fisk mellom 20 og 30 cm må sies å ha en lav k-faktor, noe som samsvarer med vekstanalysene og næringstilgangen for ørret i Gjevilvatnet.

Gjennomsnittlig k-faktor for hele røyematerialet i august/september begge år var $k = 0,74$, noe som betegner mager røye. For røye tatt på bunngarn 21-45 mm er k-verdiene totalt sett lave. Gjennomsnittsverdier for juli viser $k = 0,69$ for vestre basseng og $0,66$ for østre basseng, og tilsvarende for august/september er $k = 0,70-0,77$ for vestre basseng og $k = 0,69-0,77$ for østre basseng. Det er ingen vesentlige forskjeller mellom bassengene. I hele materialet (bunngarn 21-45 mm) er det en klar tendens til økende k-verdi utover sommeren og høsten parallelt med tiltagende næringstilbud av dyreplankton og økende gytemodning. Med bakgrunn i vekstanalysene kunne en forvente lavere k-verdi i 1988 enn i 1986, men materialet viser ingen slik sammenheng.

Gjennomsnittlig k-verdi for de ulike lengdegruppene til bunngarnfanget røye er framstilt i figur 24. For røyematerialet fra august/september var det et gjennomgående mønster i begge basseng og samtlige tidspunkt at røye < 20 cm hadde høyere k-verdi enn røye på 20-25 cm som igjen hadde høyere k-verdi enn røye på 25-30 cm. Røye på 30-35 cm derimot hadde høyere k-verdi enn røye på 25-30 cm. Grad av kjønnsmodning innen de forskjellige lengdegruppene kan ha en innvirkning, men den mest logiske forklaringen er sammenhengen mellom tilgangen på næringsdyr og fiskens størrelse. Mindre røye har større evne til å nyttiggjøre seg mindre næringsdyr (bl.a. *Bosmina*). Større næringdyr som *Daphnia* er ikke tilgjengelig og små *Bosmina* gir energetisk sett dårligere vilkår når røya blir større. At den største røya som er 30-35 cm igjen har økende k-verdi har sannsynligvis sammenheng med økende utnyttelse av mysis og overgang til fiskepredasjon.



Figur 24. Gjennomsnittlig k-verdi for ulike lengdegrupper av røye tatt på bunngarn 21-45 mm i Gjevilvatnet august/september 1986/88.

For røye tatt på småmaska bunngarn (10-18 mm) er verdiene fortsatt lave og gjennomsnittsverdiene for ulike tidspunkt (aug./sept.) og basseng varierer mellom $k = 0,66-0,80$. Den minste røya (10-15 cm), har lavest k -verdi (gjennomsnittsverdier i området 0,67-0,72). Dette har også noe sammenheng med at så små røye naturlig har en slankere kroppsform enn større røye.

Det er en tendens til bedre k -verdi i østre basseng enn i vestre basseng. Gjennomsnittsverdier for hele smårøye-materialet (bunngarn 10-18 mm), viser $k = 0,68$ for vestre basseng og $k = 0,74$ for østre basseng i august 1986 og tilsvarende $k = 0,73$ og $0,76$ for september 1986. For 1988 er verdiene 0,72 og 0,71 for august (like i begge basseng), mens gjennomsnittlig k -faktor i september var på 0,72 i vestre basseng og 0,78 i østre basseng. Ellers er det en klar tendens til økende k -verdi fra august til september i hele materialet.

Røye tatt på flytegarn har tilnærmet samme mønster i k -verdier som røya tatt på bunngarn. Røye < 20 cm har gjennomgående høyere k -verdi enn røye på 20-25 cm. k -verdien er økende fra juli til september og forholdet mellom bassengene er noenlunde likt.

4.6.6. Gytemodning

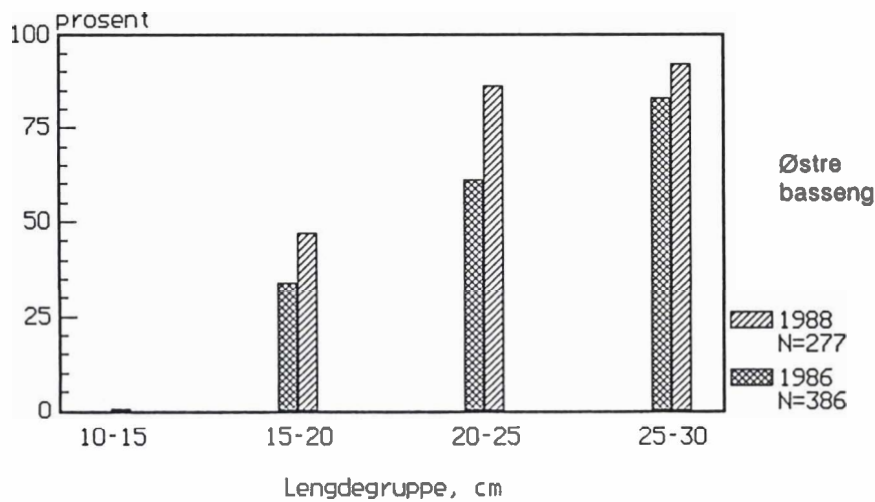
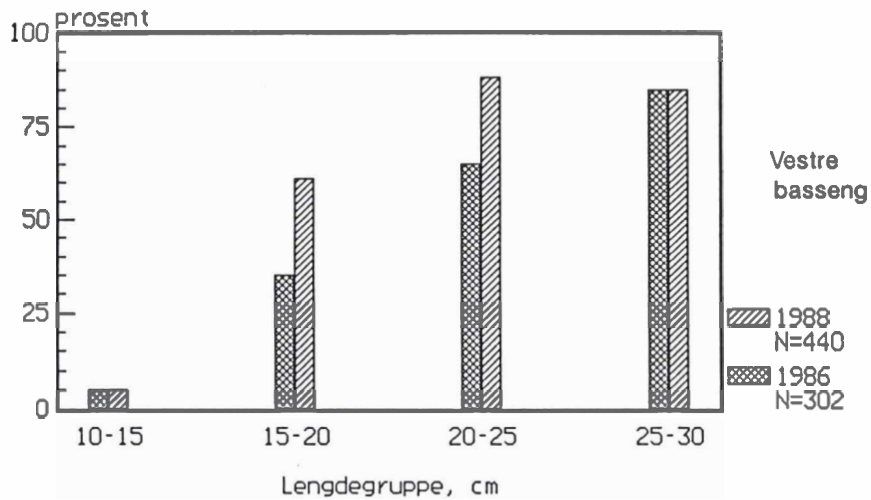
Av totalt 61 ørret tatt i Gjevilvatnet i 1986 og 1988 var det ikke registrert gytefisk. Mesteparten av ørreten ble tatt i august/september (56 stk.) så det kan være en forklaring at gytefisken allerede i august har trukket mot gytebekkene. Lav andel gytefisk i materialet kan også være uttrykk for en sterk beskatning (overdødelighet) av større, gytemodne fisk.

For røye tatt på bunngarn viser en helhetsvurdering at andelen av kjønnsmodning er økende med lengden på fisken (fig. 25). Hos røye < 15 cm er det lite kjønnsmodning (5 % i vestre basseng totalt sett). I lengdegruppene 15-20 cm, 20-25 cm, 25-30 cm og 30-35 cm er prosentandelene av gytefisk totalt sett henholdsvis 49, 80, 85, 86 for vestre basseng og 38, 73, 86, 100 (kun 2 røye) for østre basseng. Dette viser en tendens til noe tidligere kjønnsmodning i vestre enn østre basseng.

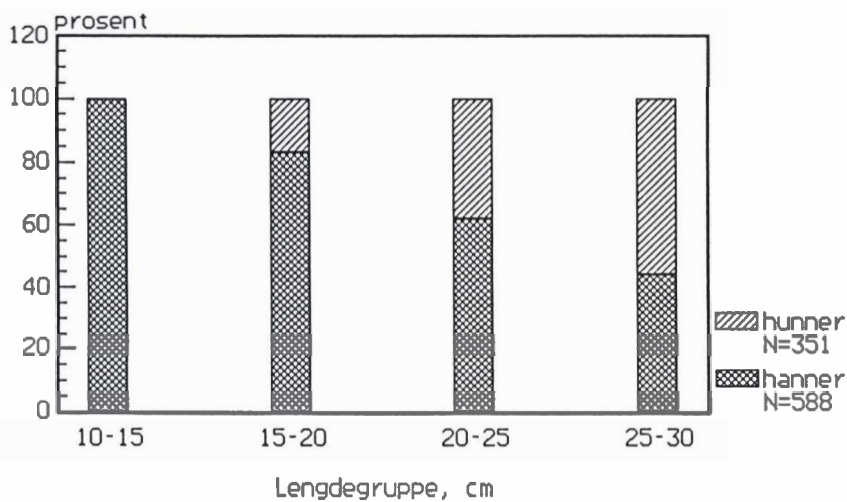
Et gjennomgående trekk for hele bunngarnmaterialet var en større andel kjønnsmodning av røye i 1988 enn i 1986 (fig. 25). Forskjellene er mest markert for lengdegruppen 20-25 cm, med 65 % gytere i 1986 og 88 % gytere i 1988 for vestre basseng og tilsvarende for østre basseng henholdsvis 61 % og 86 %. Det var også markerte forskjeller for lengdegruppe 15-20 cm spesielt i vestre basseng, 35 % i 1986 og 61 % i 1988.

Andelen av gytehanner og gytehunner er tilnærmet lik for begge basseng. En totalvurdering av hele materialet viser at 63 % av gytefisken er hanner og 37 % er hunner. Relatert til lengdegrupper er andelen av hanner som forventet størst for den minste fisken (fig. 26). Innslag av gytemodne hunnfisk allerede i lengdegruppen 15-20 cm tyder sammen med lav k -faktor og tidlig vekststagnasjon på en altfor tett bestand i forhold til næringsgrunnlaget.

Røye tatt på flytegarn følger stort sett sammen mønster som for bunngarn med hensyn til kjønnsmodning. Det er en markert større andel gytefisk i 1988 enn i 1986 og fordelingen mellom gytehanner/hunner er tilsvarende. På flytegarfangsten er det derimot ingen markerte forskjeller på andelen av gytefisk mellom lengdegruppene < 20 cm, 20-25 cm og 25-30 cm (60-80 % gytefisk). Ved de fleste tidspunkt var det høyere andel av gytefisk i vestre basseng enn i østre basseng, hele røye-materialet samlet viser 76 % gytefisk i vestre basseng og 60% i østre basseng for flytegarfangsten.



Figur 25.
Prosentvis andel gyterøye i de ulike lengdegrupper i totalfangsten fra Gjevilvatnet 1986 og 1988.



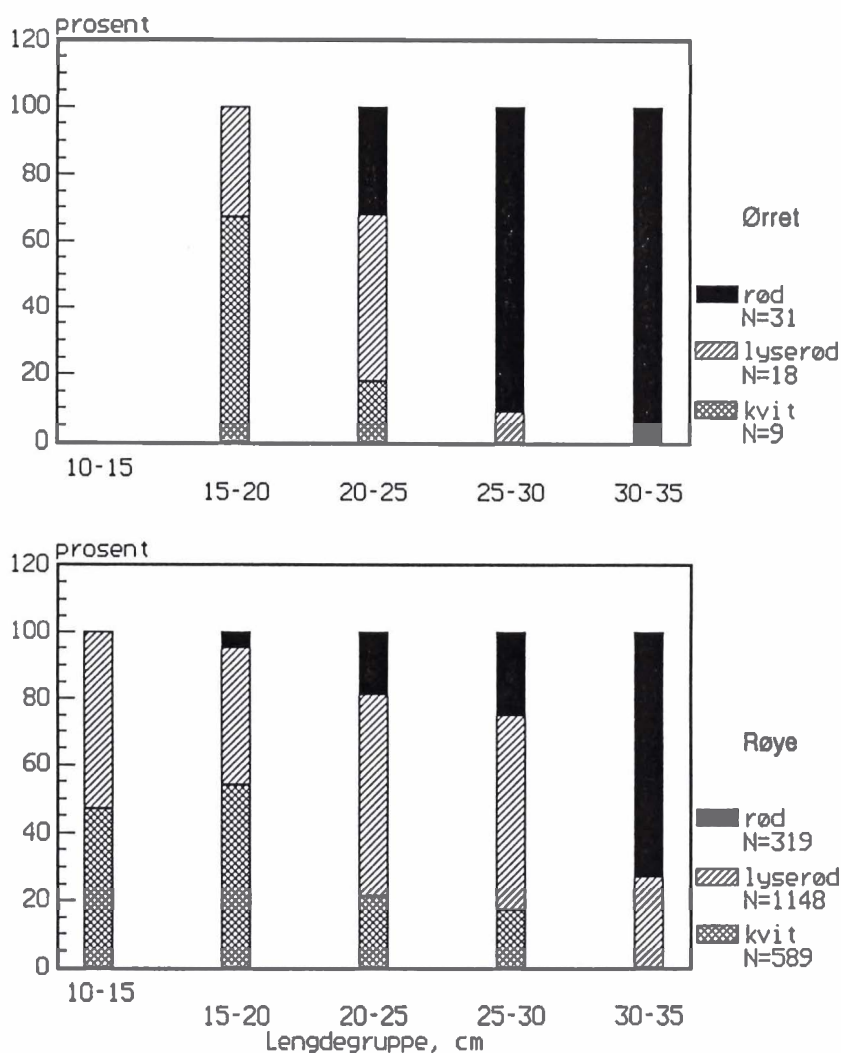
Figur 26.
Prosentandel hanner og hunner av gytefisk (røye) innen de ulike lengdegrupper i Gjevilvatnet 1986/88.

4.6.7. Kjøttfarge

Ørret og røye har generelt tiltagende rød kjøttfarge med økende størrelse på fisken. Det er et fargestoff som finnes i krepsdyr (mysis, pallasea, dyreplankton) som gir rødfargen.

Kjøttfargen til 58 ørret tatt på bunngarn (21-45 mm) er vurdert samlet for 1986/1988 og begge basseng (fig. 27). Ørret i lengdegruppe 15-20 cm er hvit/lyserød i kjøttet. Rødfargen kommer inn med 33 % i lengdegruppe 20-25 cm, og ørret > 25 cm har rød kjøttfarge som den klart dominerende. Den største ørreten spiser i større grad mysis og pallasea enn mindre ørret.

Røya er generelt lysere i kjøttet enn ørret. En helhetsvurdering av hele røyematerialet er framstilt i fig. 27. Røye < 20 cm veksler mellom hvit og lyserød, og med ca. 5 % rød i lengdegruppe 15-20 cm. Røye 20-30 cm har lyserød som dominerende kjøttfarge, og med andeler på ca. 20 % av rød kjøttfarge og ca. 20 % hvit kjøttfarge. Rød kjøttfarge er dominerende for røye > 30 cm.



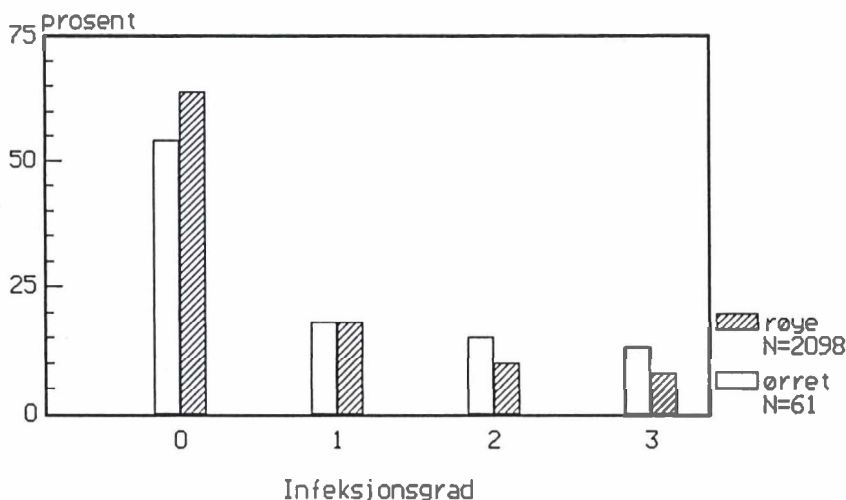
Figur 27.
Kjøttfarge til ørret og røye
i Gjevilvatnet 1986/88.

4.6.8. Parasitter

Bendelormcyster på innvoller og i bukhole er vanlig forekommende hos både ørret og røye i norske innsjøer. Graden av parasittisme har en tendens til å øke med bl.a. alderen på fisken og bestandstettheten. Graden av infisering er inndelt i fire kategorier; ingen, litt, middels og sterkt. Ved litt infisering er det kun enkeltcyster på innvollene (spesielt magesekk/tarm) og ved sterk infisering er også bukholeveggen angrepet og innvollene kan være sammenvokst med bukveggen. Infeksjonsgraden for ørret og røye er framstilt i fig. 28.

I over halvparten av ørretfangsten (54 %) ble det ikke registrert parasitter. 18 % var litt infisert 15 % middels infisert og 13 % av ørreten hadde sterk infisering av bendelormcyster.

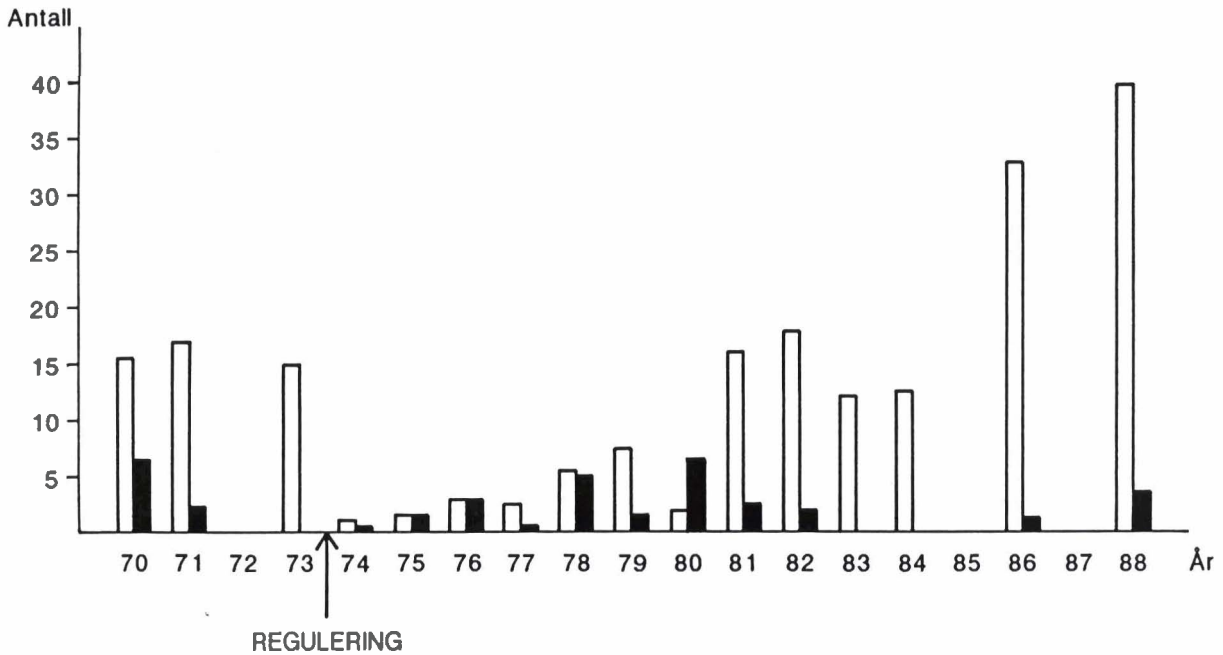
Graden av parasittisme er noe lavere hos røya enn hos ørreten. Det ble ikke registrert nevneverdige forskjeller mellom vestre og østre basseng eller mellom 1986 og 1988 m.h.t. parasittisme hos røye. En samlet vurdering av hele røyematerialet viser at 64 % ikke hadde synlige tegn til innvollsparasitter. Av røye med parasitter var 18 % litt infisert, 10 % middels infisert og 8 % sterkt infisert.



Figur 28. Infeksjonsgrad av innvollsparasitter i ørret og røye fra Gjevilvatnet 1986/88.

4.6.9. Utviklingen av fiskebestandene i perioden 1969-1988

Det er tidligere foretatt nesten årlig prøvofiske i Gjevilvatnet i perioden 1969-1985 (Jensen 1969, 1972, Garnås m.fl. 1980, Garnås og Gunnerød 1983). Resultatene kan være vanskelig å sammenligne, da det til dels er brukt ulike garnstørrelser, og fangsttinningspunkt og tidspunkt for prøvofiske varierer. Fra 1974 er det brukt standard bunngarnserier 21-45 mm, mens det i 1969-1971 ble brukt 23 mm og 19 mm istedenfor 2 x 21 mm (30 omf.). I tillegg inneholdt bunngarnserien et garn på 32 mm (20 omf.). Forskjellene er likevel ikke større enn at det er mulig å foreta en brukbar sammenligning av antall fisk pr. garnserie. Resultatene (fig. 29) viser en moderat tetthet av småfallen røye fram mot regulering (15-17 røye pr. garnserie). Etter reguleringen har røyebestanden hatt en klar tilbakegang som vises av et fangstutbytte helt ned i 1 røye pr. garnserie i 1974. Siden har røyebestanden vært stadig økende fram til 1988 med 39 røye pr. garnserie i utbytte. Tettheten av ørret har vært lav i hele perioden (1,2-6,5 ørret pr. garnserie) og mer stabil enn tilfellet er for røya.



Figur 29. Tetthet av ørret og røye i Gjevilvatnet i perioden 1970-1988 uttrykt som ant. fisk/garnserie. Åpne søyler = røye, skraverte søyler = ørret. (Data fra Jensen 1969, 1972, Garnås m.fl. 1980, Garnås & Gunnerød 1983, egne 1986/88).

Røye danner nå en tett bestand av småvokst fisk og rekrutteringen er stor i Gjevilvatnet. Dette gir seg utslag i et stort utbytte på de minste maskeviddene (10-21 mm), og det var også et stort utbytte av røye på flytegarn. Utviklingen av røyebestanden i Gjevilvatnet skiller seg fra andre større sjøer med utsatt *Mysis relicta*. Utsetting av *Mysis* har i en rekke andre innsjøer i Midt-Norge (eks. Snåsavatnet, Selbusjøen og Benna) ført til svikt i rekruttering og næringstilgang for særlig pelagisk røye (Koksvik og Arnekleiv 1988, Langeland et al. 1986, 1991, Langeland 1988). Det er diskutert flere mulige årsaker til de observerte forskjellene i røyebestandene i de ulike *Mysis*-sjøer. Det er godt dokumentert at *Mysis* kan beite ned de mest attraktive dyreplanktonartene som røye normalt lever av (Koksvik et al. 1991, jf. Nesler & Bergersen 1981), og biomassen av de mest attraktive zooplanktonartene var heller mindre i Gjevilvatnet enn i Snåsavatnet og Selbusjøen. I disse to vatna finnes lake i tillegg til røye og ørret, og lakebestanden her har vært voksende bl.a. som følge av god næringstilgang fra *Mysis*. Predasjon fra lake på røyerogn og røyeungel kan være en viktig faktor for rekrutteringen av røye, og laken kan derfor være en nøkkelart i disse sjøene. Det kan også tenkes at det er spesielle forhold (eks. lysforhold, temperaturregioner og siktedyp) i Gjevilvatnet som gjør at røya predaterer mer effektivt på ulike stadier av *Mysis* her enn i de andre sjøene, og dermed klarer seg bedre.

Ved prøvofiske på bestander med lav tetthet kan fangsten bli noe tilfeldig og variasjonene til dels store. Det er derfor vanskelig å se noen klar utvikling av ørretbestanden fra 1970 til 1988, men med en tendens til at bestanden har nådd en bunn i 1973 (like før regulering) og at den har hatt en beskjeden økning fram til 1978 (korttids regulerings-effekt) for siden igjen å avta. Vekstanalyser for røye fra 1981 og 1982 (Garnås og Gunnerød 1983) viste bedre vekst enn for 1970/1971 (Jensen 1972) og 1986/1988.

Fiskens kondisjon (K-verdi) er vanligvis avtagende ved økende fisketetthet som resulterer i en overbeiting av attraktive næringsdyr. K-verdiene for ørret og røye fra 1969-1988 finnes i tabell 5. Verdiene for 1969, 1970 (Jensen 1972) er korrigert med en verdi på 0,1 da fiskens lengde for denne perioden ble målt til kløften av halefinnen. For røya er K-verdiene forholdsvis lave og stabile fra 1969

til 1979 (0,81-0,89). I 1981-1982 har K-verdien avtatt til 0,78 og ytterligere til 0,74 i 1986-1988. Dette tyder på en markert kvalitetsreduksjon på røya etter 1980. Ørretmaterialet er lite, men viser en tendens til litt høyere K-verdi før regulering med verdier på 0,98-0,99 i 1969-1970 (Jensen 1972). Materialet fra 1974-1988 viser varierende K-verdier fra 0,84-0,95. Det er lave verdier som må ses i sammenheng med redusert næringstilbud etter regulering. Det kan virke som K-verdien hos ørret har vært avtagende fra 1980 til 1988 (0,95-0,88) (tab. 5) tilsvarende som hos røya. Det er helt naturlig når en tar i betraktning den økende tettheten av røye og vet at både ørret og røye konkurrerer om næring i strandsona (bl.a. mysis og fjærmygglarver).

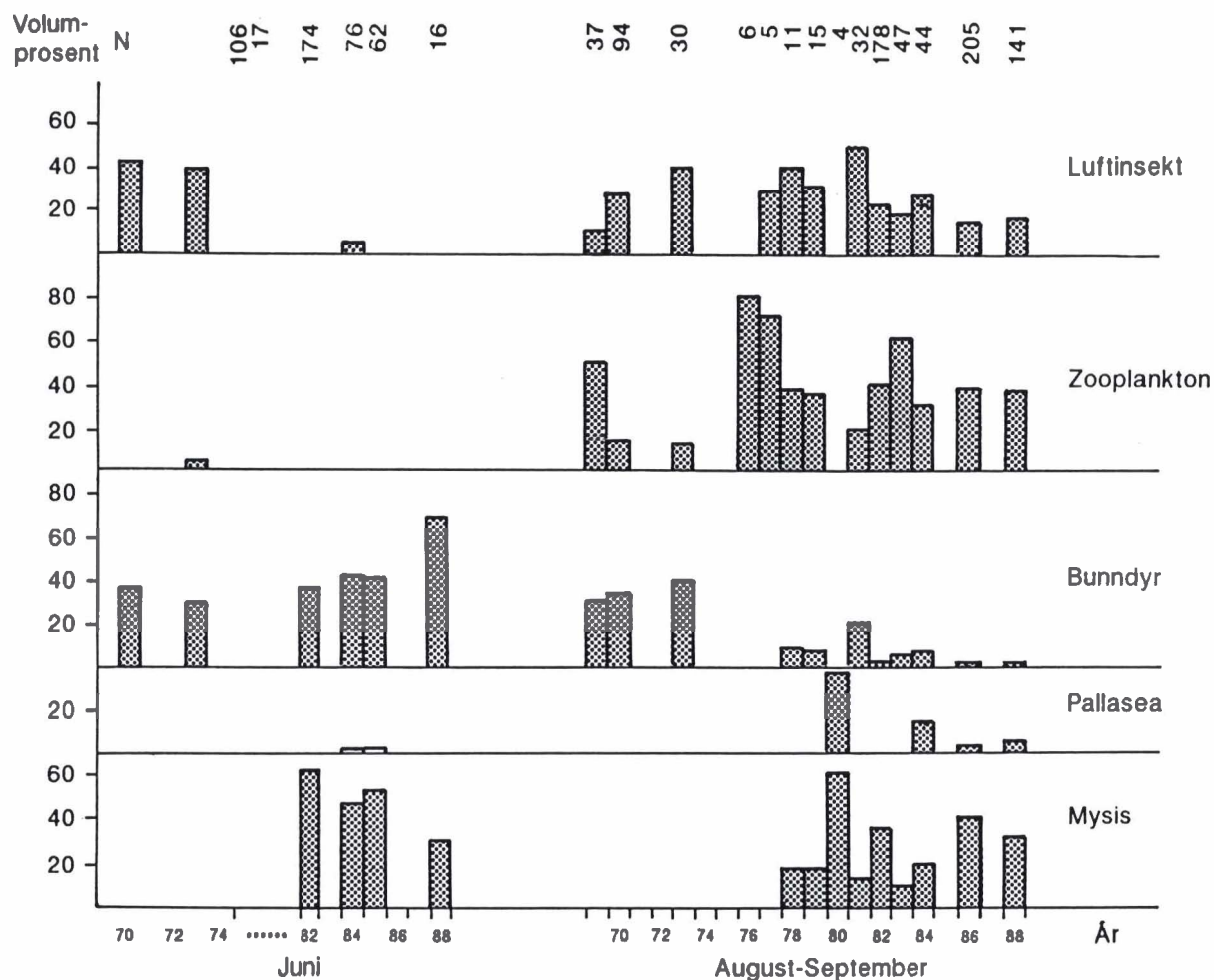
Tabell 5. Gjennomsnittlig K-verdi for ørret og røye tatt på standard bunngarnserier i Gjevilvatnet 1969-1988. Materiale med under fem fisk står i parentes, * < 10 røye

År	69	70	73	74	75	76	77	78	79	80	81	82	86	88
røye	0,86	0,89	0,84	0,84	0,86	0,86	0,81	0,83	0,89	0,97*	0,78	0,78	0,74	0,74
ørret	0,99	0,98	-	(1,01)	(0,90)	0,84	(0,83)	0,89	(0,79)	0,95	0,94	0,90	0,90	0,88

Et typisk trekk ved økende bestandstetthet er tidlig kjønnsmodning. For røye i lengdegruppen 20-25 cm (19-25 cm for 1982), er det en klar utvikling i årene 1969/70-1982-1986-1988. Sammenligningen er gjort ut fra standard bunngarnserier. I 1969/70 var 60 % av røya (20-25 cm) gytefisk, da tettheten av røye også var betydelig (Jensen 1972). I 1982 var andelen av gytefisk ca. 25 % (Garnås og Gunnerød 1983). Siden 1982 har røyebestanden vært stadig økende og i 1986 var 64 % av røya gytere (20-25 cm) og tilsvarende 87 % for 1988. Av 61 ørret tatt i 1986/1988 var det ingen gytefisk. For 1969/1970 fant Jensen også svært lav andel av gytefisk hos ørret, gjennomsnittlig ca. 10-15 % (Jensen 1972).

Ernæringsanalyser for røye fra 1969 til 1988 er framstilt i fig. 30 for de viktigste byttedyrgruppene. Materialet er lite for enkelte år, men ernæringsmønstrer synes klart. August/september-analysene viser at før regulering (1969-1973) var de viktigste byttedyrene vanninsekt (vesentlig fjærmygglarver/pupper), luftinsekt og zooplankton på denne årstida. Like etter regulering hadde gruppen zooplankton størst betydning som byttedyr på høsten. Mysis ble utsatt etter regulering og hadde tilslag som næringsdyr fra 1978, samtidig som zooplanktonets betydning har gått noe tilbake. De siste resultatene fra 1986/1988 viser at dyreplankton og mysis er de viktigste næringsdyrene med omtrent lik betydning i august/september. Andelen av luftinsekt, ca. 20-40 %, har holdt seg på omtrent samme nivå som før regulering. Bunndyrproduksjonen har gått sterkt tilbake etter regulering og utgjør kun en beskjeden andel av byttedyrene i august/september.

Når det gjelder analysene fra juni så er de mer sporadiske, men viser at før regulering var vanninsekter (stankelbeinlarver, vårfluelarver og fjærmygglarver for 1970) og luftinsekter de viktigste næringsdyrgruppene. Det er imidlertid uvanlig med store andeler av luftinsekter i mageinnholdet allerede i juni i tilsvarende vatn. Etter regulering er det nesten ikke registrert luftinsekt i magene for juni, derimot er de fullstendig dominert av mysis og bunndyr (spesielt fjærmygglarver/pupper).



Figur 30. De viktigste næringsdyrenes prosentvise andel i mageprøver tatt av røye i Gjevilvatnet i perioden 1970-1988. N = antall mageprøver.

Ernæringsmønstrer for ørret i Gjevilvatnet er mer komplisert og har ikke så klare utviklingstrekk som tilfellet er for røya. Før regulering i 1969/1970 (Jensen 1972) var vanninsekter viktigste næringsdyrgruppe på seinsommeren (aug./sept.). Den viktigste bunndyrgruppen var stankelbeinlarver, dernest vårfluelarver og døgnfluelarver. Av andre næringsdyr hadde fisk størst betydning, dernest luftinsekter og snegler. Etter regulering, 1973-1982 (Garnås, Hesthagen og Gunnerød 1980, Garnås og Gunnerød 1983) var luftinsekter dominerende næringsdyrgruppe for ørret på seinsommeren totalt sett. Av de vannlevende næringsdyrgruppene har vanninsekt (vesentlig vårfluelarver i 1980/1981) dominert foran mysis totalt sett. En helhetsvurdering fra 1986 og 1988 viser at luftinsekt (38 volum %) fortsatt er viktigste næringsdyrgruppe på seinsommeren foran mysis med 23 %. I 1986/1988 var Pallasea representert med gjennomsnittlig 19 volumprosent. Dette krepsdyret har tidligere vært svært dårlig representert i ørretmagene. Vanninsekter utgjorde en mindre andel (9 volum %) i 1986/1988 og vårfluelarver dominerte i denne gruppen.

4.7. Ekkoregistrering av fisk

Ekkoregistreringene ble foretatt i juni like etter isløsning, og i august 1988. De beste resultatene ble oppnådd på natta i juni, mens augustopptakene ga mer variable resultater. Dette skyldes delvis vanskelige vindforhold under opptakene, men kan også ha sammenheng med fiskens atferd ved at den pelagiske røya på ettersommeren/høsten lettere danner stimer og går mer i overflata.

4.7.1. Ekkogrammer

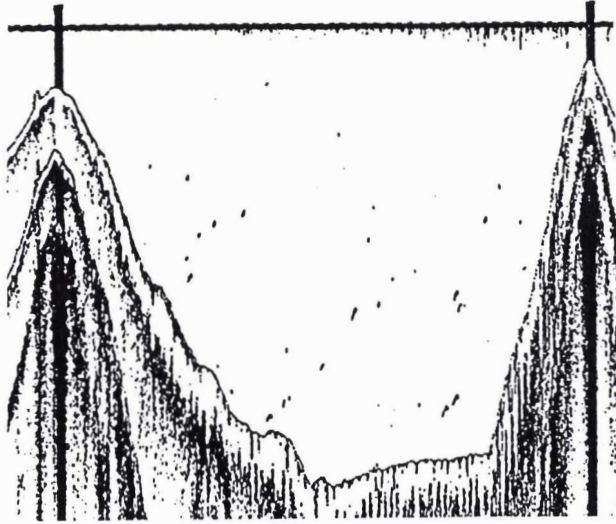
Et utvalg ekkogrammer fra kjøring i både østre og vestre basseng er vist i figur 31. Inntrykket fra de fleste profiler er at fisken står enkeltvis og forholdsvis spredt og stort sett på dyp mellom 20 og 50 meter. Dette var særlig utpreget i juni. Langs profil 6 i vestre basseng, var det tendens til en økende fisketetthet på nordsida av vatnet.

4.7.2. dB - fordeling

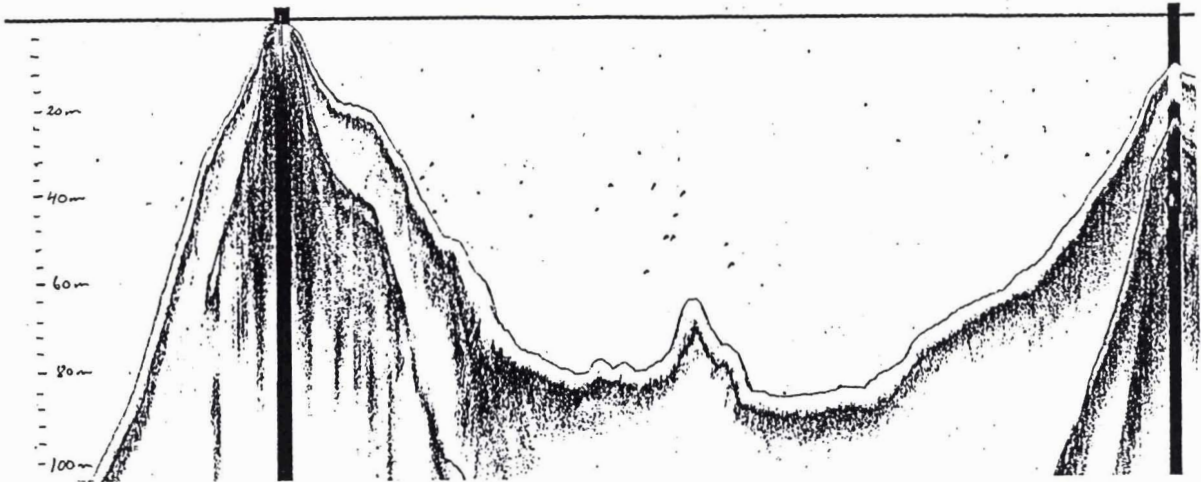
Fiskens størrelse har betydning for ekkosignalstyrken, og denne sammenhengen kan brukes til å dele inn fisken i ulike størrelsesgrupper (Lindem og Sandlund 1984). Prosentvis fordeling av ekkosignalstyrke langs ulike delstrekninger i Gjevilvatnet er vist i figur 32. Fordelingen er basert på analyser av dybdesjiktet 10-40 meter, siden mest fisk ble registrert i dette dybdeområdet. Felles for profilene i juni er at store deler av spekteret fra dB 50 til dB 32 er representert i histogrammet. Fordelingen mellom enkeltverdier varierte imidlertid en del mellom de ulike profiler. Det var en relativt stor andel dB-verdier i området dB 46-50 i juni. Dette representerer fisk i lengdegruppen 8 - 13 cm og er sannsynligvis 1+ røye som i garnfangstene har en gjennomsnittslengde på 10-11 cm etter ferdig årsvekst.

Også dB-verdiene 38,40 og 42 ga bra utslag i enkeltransekter. I august ga dB 40 en klar topp på de analyserte profilene (fig. 32). dB 38-42 representerer fisk i lengdegruppen 20-30 cm, og er den del av bestanden som var dominerende i garnfangster. Noe overraskende er den høye andel dB 32-36 i profil 2 og 3 i juni. Dette representerer større fisk (> 35 cm), noe som var svært dårlig representert i garnfangsten.

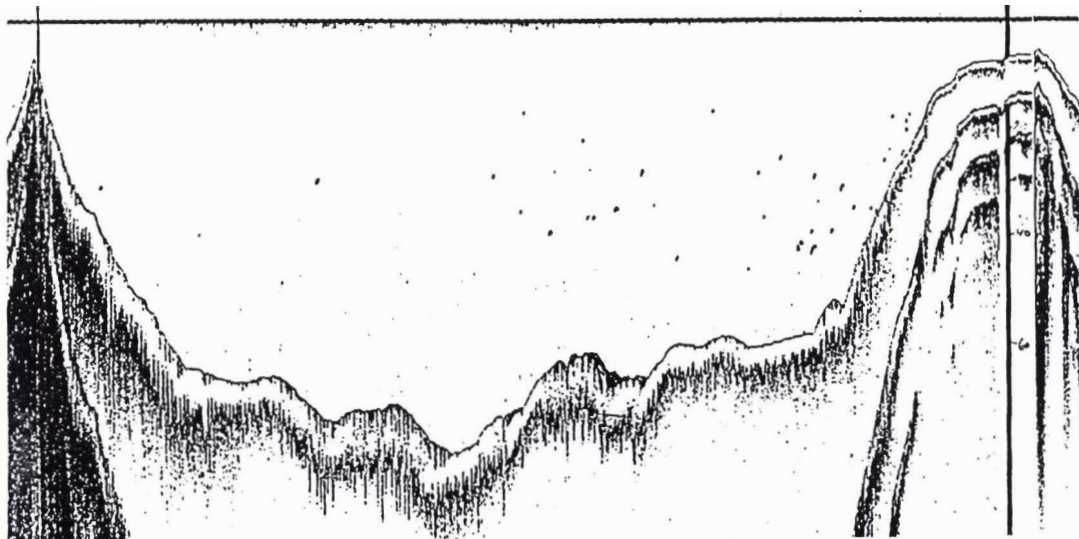
kurs 1



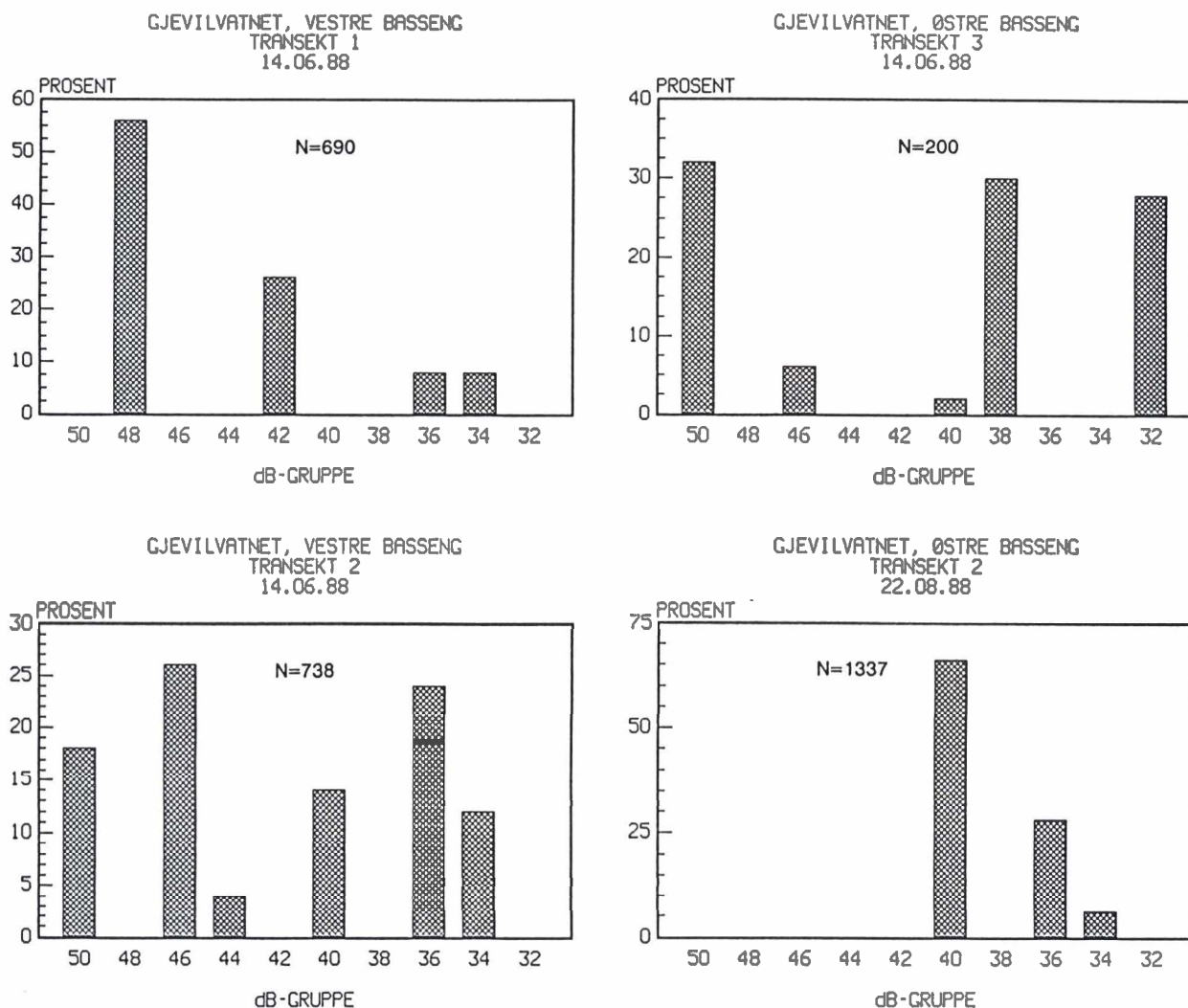
kurs 3



kurs 6



Figur 31. Utvalgte ekkogrammer fra Gjevilvatnet, kurs 1, 3 og 6, vestre basseng juni 1988.



Figur 32. Prosentvis fordeling av ekkosignalstyrke (-dB) mellom 1 og 40 m dyp langs ulike profiler i Gjevilvatnet 1988.

4.7.3. Beregnet fisketetthet

Det totale antall beregnede fisk pr. hektar langs undersøkte profiler er vist i tabell 6. Antallet varierte fra 8 til 33 fisk/ha, men det var unntaksvis også profiler hvor det ikke ble registrert fisk. Gjennomsnittsverdiene (14 og 24 fisk/ha) vurderes som lave tettheter. Det ble registrert en klart større andel smårøye (< 10 cm) i vestre enn i østre basseng, noe som samsvarer med resultatet fra prøvofisket. Det synes imidlertid å være dårlig samsvar mellom den tetthet som registreres på ekkolodd og utbytte på prøvofiske med garn, men sammenligningen er vanskelig. Blant annet er ekkoregistreringene som har vært mulig å analysere fåtallige. Ekkoregistreringer i 1982 ga tettheter på 77-78 fisk pr. hektar i juni (Garnås og Gunnerød 1983). Med bakgrunn i disse resultater og den økende røyebestand som er registrert gjennom flere prøvofiske, viser ikke ekkoregistreringene i 1988 samsvar med den egentlige tetthet av røye. Få ekkoregistreringer og klumpet fordeling av røya i pelagisk sone kan være to av flere mulige årsaker til dette.

Tabell 6. Beregnet tetthet av fisk (antall fisk pr. ha innsjøoverflate) langs representative kurser i østre og vestre basseng av Gjevilvatnet 1988

Lokalitet	Dato	Kurs nr.	Antall fisk/ha			Tot.ant. fisk/ha	Gj. sn.
			< 10 cm	10-20 cm	> 20 cm		
Østre basseng	22.08.88	2	0	12	6	18	
" "	22.08.88	3	0	10	6	16	
" "	14.06.88	3	3	0	5	8	14
Vestre basseng	13.06.88	1	15	7	5	27	
" "	13.06.88	2	17	10	6	33	
" "	13.06.88	3	9	5	9	23	
" "	13.06.88	4	11	3	8	22	26

5. SAMMENDRAG OG KOMMENTARER

Gjevilvatnet i Oppdal kommune, Sør-Trøndelag er regulert siden 1973/74 mellom kotene 660-645 m o.h., og har de siste 10 år før undersøkelsen vært nedtappet 10-13 meter årlig. Vatnet har gjennomgående bratte strandprofiler og små strandsone; bare 15% av vannarealet er grunnere enn 10 m. En terskel midt på vatnet (maks. dyp 28 m ved HRV) deler vatnet i to hovedbasseng, et vestre med 107 m dyp, og et østre med dybde 74 m.

Undersøkelsene som danner grunnlaget for denne rapporten er utført i 1986-89 og er en videreføring av et overvåkingsprogram for store regulerte innsjøer med utsatt *Mysis relicta*. Foruten fisk-mysisproblematikken har hensikten vært å undersøke regulerings effekter på fisk og næringsdyr og tilslaget av krepsdyret *Pallasea quadrispinosa* som ble satt ut samtidig med *Mysis relicta*. Rapporten gir en tilstandsbeskrivelse av hydrografiske og ferskvannsøkologiske forhold i Gjevilvatnet og en vurdering av utviklingen i vatnet med bakgrunn i tidligere undersøkelser både før og etter regulering (Jensen 1970, 1972, Gunnerød 1977, Garnås et al. 1980, Garnås og Gunnerød 1983, Garnås 1986).

5.1. Vannkvalitet, phytoplankton, zooplankton og mysis

Vannkvaliteten i Gjevilvatnet er preget av næringsfattige og kalkfattige vannmasser med pH-verdier omkring nøytral (pH=7,0) til svakt surt (pH=6,5). Total hardhet lå i området 0,3-0,4 °dH, og CaO varierte mellom 2,0-3,0 mg/l. Ledningsevnen (K18) varierte mellom 16 og 24 µS/cm og viser elektrolyttfattig vann.

Gjevilvatnet har et variert temperaturmønster, hvor gjennomsnittlig temperatur i overflaten kommer opp i 10-12 °C på det varmeste. Etter reguleringen har vanngjennomstrømmingen i Gjevilvatnet blitt helt omsnudd ved at den naturlige utløpselva, Festa i østenden, er erstattet med et kraftverksinntak i vestenden. Dette medfører at kaldt vann fra sein snøsmelting (juli/aug.) blir ført ut av det vestre bassenget gjennom tunellinntaket uten vesentlig utskifting med vannmassene i det østre bassenget som

får en tidligere oppvarming på grunn av lavere nedbørfelt. Dette kan medføre til dels store temperaturforskjeller (3-4°C) mellom de to bassengene i juli-august, noe som også påvirker produksjonsforholdene.

I de første årene etter regulering var vannet blakket som følge av utrasinger i strandsona, og dette synes også å skje år om annet nå, bl.a i juli 1986 hvor siktedypet bare var 3,5-4,0 meter. Vanligvis ble siktedyp målt til 6-10 m og vannfargen varierte fra klar grønn til gullig grønn.

Analyser av phytoplankton i 1986 og 1988 viser at vannmassene i Gjevilvatnet er svært næringsfattige med lavt vekstpotensiale. Størst algevolum ble registrert i østre basseng og var 160-205 mm³/m³ i 1986 og 200-230 mm³/m³ i 1988. Gruppe-/artssammensetningen betegnes som vanlig og typisk for oligotrofe til ultraoligotrofe vannmasser med overvekt av gullalger (Chrysophyceae), dernest ulike kiselalger (Bacillariophyceae) og fureflagellater (Dinophyceae).

Også biomassen av zooplankton var gjennomgående lav med maksimumsverdier på 3-400 mg/m² i august/september. Blant cladocerene, som er de mest attraktive næringsdyrene for røye, var *Bosmina longispina* den taotalt dominerende arten med biomasseverdier på 100-115 mg/m² i september. *Holopedium gibberum* forekom vanlig (25-50 mg/m²), mens *Daphnia longispina* ble registrert kun sporadisk. Copepodene var dominert av arten *Cyclops scutifer* som forekom med en gjennomsnittlig biomasse opp mot 200 mg/m² enkelte perioder. Artene *Arctodiaptomus laticeps* og *Heterocope saliens* ble registrert i moderate mengder. Den tredje hovedgruppen, rotatorier, kan forekomme tallrikt, men har på grunn av sin størrelse uvesentlig betydning som næringsdyr for fisk. Til sammen 6 arter rotatoria ble registrert, og de utgjorde en stor prosentvis andel av zooplanktonet, noe som kan ses i sammenheng med at gruppen ikke er utsatt for beitepress fra den tette røyebestanden. Cladocerene vil være særlig utsatt for beiting fra både røye og *Mysis relicta*, og denne gruppen hadde en biomasse som lå i samme område som en har funnet i andre mysis-sjøer som Snåsavatnet og Selbusjøen (jf. Koksvik & Arnekleiv 1988, Langeland et al. 1986). Med bakgrunn i tidligere zooplanktonundersøkelser i Gjevilvatnet ble det ikke påvist forandringer i zooplanktonets gruppe-/artssammensetning etter regulering.

Krepsdyret *Mysis relicta* (15-25 mm) ble satt ut i reguleringsmagasinene Stugusjøen, Selbusjøen og Gjevilvatnet i 1973. Hensikten med introduksjonen var å kompensere for redusert næringsdyrproduksjon etter regulering, og da spesielt for ørret som i vesentlig grad ernærer seg av bunndyr i grunnvannsområdene. Utsettingene har i flere sjøer vist seg å gi utilsiktede negative virkninger bl.a ved at mysis beiter ned de attraktive zooplanktonartene som er viktige næringsdyr for røye (jf. Koksvik et al. 1991, Koksvik & Langeland 1988, Langeland et al. 1991). Gjenfangst av mysis i Gjevilvatnet ble registrert første gang i 1978, fem år etter utsetting, da mysis ble funnet i røye- og ørretmager (Garnås og Gunnerød 1983). Fra 1978 til 1982 var tettheten sterkt økende. Prøvetaking med mysishåv i Gjevilvatnet 1986-88 viste et gjennomsnitt på 39 ind./m² i vestre basseng og 34-88 ind./m² i østre basseng. Dette er tettheter som ligger noe under det en har funnet med samme metode i Snåsavatnet og Selbusjøen.

5.2. Bunndyr i littoral- og profundalsonen, etableringen av *Pallasea*

Bunndyrregistreringer i littoralsona (strandsona) ble foretatt med sparkeprøver (38 prøver, 7 lokaliteter), mens prøver av bunndyr i profundalsonen (1-50 m) ble tatt med van Veen grabb (101 prøver, 3 lokaliteter).

Det ble registrert svært små mengder bunndyr i strandsona; bare 42 dyr pr. prøve i gjennomsnitt

(variasjon 0-288 ind./prøve). Gjevilvatnet er et næringsfattig vatn med utvasking av organisk materiale i littoralsona som effekt av reguleringen (senkningsmagasin). Grunnlaget for produksjon av bunndyr i littoralsona er derfor sterkt redusert, noe bunndyrregistreringene bekrefter. Også for bunndyr var tettheten i littoralsona større i østre basseng (gjennomsnittlig 53 ind./prøve) enn i vestre basseng (gjennomsnittlig 20 ind./prøve). Totalt ble det registrert 11 dyregrupper i prøvene, men faunaen var helt dominert av én art; krepsdyret *Pallasea quadrispinosa* (73%). *Pallasea* ble satt ut sammen med mysis i 1973 og har hatt godt tilslag. Arten ble ikke påvist i bunndyrprøver i 1979, men noen få eksemplarer ble funnet i fiskemager dette året. Siden har forekomsten økt, og i 1986-1988 fant vi i gjennomsnitt 32 ind./prøve (R-5 prøve). Undersøkelsen viste en sesongmessig variasjon i forekomst av arten i littoralsona. I juliprøvene var den svært fåtallig (0,8 ind./prøve), men tettheten økte utover sommeren (17 ind./prøve i august) og var høyest i september-oktober (44-81 ind./prøve). *Pallasea*-forekomstene i strandsona bestod nesten bare av små dyr - årets rekruttering. Forplantningen skjer om vinteren, og littoralsona benyttes utover sommeren og høsten som oppvekstområde for nyklekte indidvider (Hill 1988). Arten ble også funnet i grabbprøver på dypere vann med hovedutbredelse mellom 5 og 15 m dyp.

Av andre dyregrupper i littoralprøvene forekom fåbørstemark (5,2 ind./prøve) og fjærmygg (1,7 ind./prøve) vanlig, mens døgnfluer og steinfluer som før regulering var tallrike, bare ble registrert i et lavt antall. Det ble likevel påvist en del arter; 4 arter døgnfluer med *Siplonurus lacustris* som den vanligste, og 5 arter steinfluer med *Nemoura sp.* (sannsynligvis *N. cinerea*) som dominerende. Vårfluelarver, som før regulering var et vanlig og viktig næringsdyr for fisk, ble ikke påvist i littoralprøvene.

Grabbprøvene fra ulike dyp (profundalsonen) i Gjevilvatnet viser bunndyrforekomster etter klassisk mønster for et reguleringsmagasin. Det meste av bunndyrproduksjonen foregår under LRV hvor forholdene er relativt stabile og hvor dødt organisk materiale samles etter utvasking i reguleringssona. Grabbprøver før og etter regulering viser at den totale bunndyrmengden i reguleringssona er redusert med 89%. Før regulering ble de høyeste bunndyrtettheter funnet i området 3-7 m (1080-1600 mg/m², Jensen 1970, 1972), mens vi i 1986/88 bare registrerte 33-155 mg/m² i samme område. Gjennomsnittlige bunndyrmengder på dyp under LRV (10-50 m) var 550-590 mg/m² i 1986/88, mens Jensen (op. cit.) fant bunndyrtettheter på 490 mg/m² på 10-20 m dyp før regulering. Også faunasammensetningen er endret etter regulering. Ved siden av fjærmygglarver og fåbørstemark forekom det før regulering betydelige mengder stankelbeinlarver, vårfluelarver, ertemuslinger og linsekreps. Etter regulering er faunaen i profundalsonen helt dominert av fåbørstemark, og mengdene av de andre dyregruppene er sterkt redusert eller helt borte. Tettheten av attraktive næringsdyr for fisk er derfor sterkt redusert etter reguleringen. En kvalitativ fattig bunnfauna med dominans av fåbørstemark og fjærmygg i et produksjonsområde under LRV er også påvist i flere norske reguleringsmagasiner (Jensen 1982, Haug & Arnekleiv 1994). Mengden mysis og *pallasea* i profundalsonen i Gjevilvatnet er vanskelig å vurdere ut fra grabbprøver. Prøver i strandsona og med spesialhåv viser imidlertid at disse artene har gitt godt tilslag og representerer et nytt næringstilbud for fisk.

5.3. Fisk

Det ble prøvefisket med standard bunn garnserier (21-45 mm), småmaska bunn garn (10-18 mm) og flyte garn (19,5-35 mm) i flere perioder i 1986-89 i Gjevilvatnet. Foruten ørret (*Salmo trutta* L.) og røye (*Salvelinus alpinus* L.) ble det i september 1989 fanget to ørekyt (*Phoxinus phoxinus* (L.)) i vestenden av vatnet. Ørekyt har de seinere år vist en økende spredning til nye vassdrag, og dette er så vidt vites første gang ørekyt er registrert i Gjevilvatnet.

Artsfordelingen i samlet fangst for alle garntyper og garnstørrelser viser at røye er fullstendig dominerende fiskeart og utgjorde 97,5% av totalutbyttet på 2200 fisk. Fangst av ørret var vesentlig begrenset til bunngarnserien 21-45 mm og med et meget lavt utbytte (0,3 ørret pr. garnnatt). Ørretbestanden i Gjevilvatnet synes derfor å være svært liten. Ørret forekom ikke i flytegarnfangstene, og et svært dårlig utbytte av småørret på finmaska garn 10-18mm (0,1 ørret pr. garnnatt) tyder på sviktende rekruttering.

Røye ble fanget i stort antall på alle typer garn. Til alle prøvofiskeperioder i 1986 og 1988 var det et stort utbytte på bunngarn med maskevidder mellom 12 og 21 mm, mens større maskevidder (26-45 mm) ga et dårlig utbytte. Utbytte på standard bunngarnserier var høyt (9,0 røye pr. garnnatt) med størst utbytte på 21mm garn (17 røye pr. garnnatt). Også utbytte på flytegarn var meget godt (10 røye pr. garnnatt) og spesielt på minste maskevidde 19,5 mm (38 røye pr. garnnatt). Stort utbytte av små røye på 10-18mm bunngarn (14 røye pr. garnnatt) viser at rekrutteringen er meget god. Totalt sett viser undersøkelsen at røya danner en tett bestand med småvokst fisk som utnytter både bunnområdene og pelagialen, og rekrutteringen av røye er stor. En sammenligning av utbytte totalt sett i østre og vestre basseng viser et noe høyere utbytte av både ørret og røye i østre basseng, noe som harmonerer med en større næringsdyrtetthet og planktonproduksjon i østre enn vestre basseng.

Røye i bunnområdene utnyttet flere typer næringsdyr og med forskjell i næringsvalg mellom ulike perioder. I juni spiste røya nesten utelukkende fjærmygg og mysis, mens dyreplankton, mysis og luftinsekter var dominerende næring i august og september. Smårøye (8-15 cm) tatt på finmaska bunngarn viste et variert næringsopptak hvor dyreplankton, mysis og luftinsekter dominerte. Røye fanget i pelagialen hadde et snevrere næringsvalg og hadde vesentlig spist dyreplankton (45-90%) og luftinsekter (20-40%) og med et mindre innslag av mysis (0-10%). Veksten til røye var moderat til 3. eller 4. vekstsesong hvorefter veksten stagnerer. Røye tatt både i pelagialen og i bunnområdene var mager (gjennomsnittlig k-faktor = 0,74). Prøvefisket viste et betydelig innslag av gytemoden hunnfisk allerede i lengdegruppen 15-20 cm. Dette sammen med lav k-faktor og moderat vekst tyder på en alt for tett bestand i forhold til næringsgrunnlaget. En sammenligning av utbytte ved prøvofiske fra før regulering og fram til 1988 viser en sterk nedgang rett etter regulering. Fra 1974 til 1988 har bestanden økt kraftig, samtidig som gjennomsnittsstørrelsen og kondisjonsfaktoren har vært avtagende.

Utviklingen i røyebestanden i Gjevilvatnet skiller seg fra andre større sjøer med utsatt mysis. Utsetting av mysis har i en rekke sjøer ført til svikt i rekruttering og næringstilgang for pelagisk røye. I Gjevilvatnet kan vi slå fast at rekrutteringen av røye er god, og vatnet har en stor bestand av pelagisk røye. Det kan være flere forklaringer på de viste utviklingstrekk. Flere av de store mysissjøene har en lakebestand som har klart og utnyttet mysis og vokst sterkt. Lake kan spise røyerogn og være en predator på små røye og slik sett en nøkkelart i disse sjøene. Det kan også tenkes at det er spesielle forhold (eks. lysforhold, temperaturregime og siktedyp) i Gjevilvatnet som gjør at røya predaterer mer effektivt på ulike stadier av mysis og dermed klarer seg bedre enn i andre store sjøer med utsatt mysis.

6. LITTERATUR

- Armitage, P.D. 1977. Development of the macro-invertebrate fauna of Cow Green reservoir (Upper Teesdale) in the first five years of its existence. *Freshw. Biol.* 7: 441-454.
- Arnekleiv, J.V. & Koksvik, J.I. 1986. Fisk, zooplankton og *Mysis relicta* i Bangsjøene 1983-85. *DKNVS Museet, rapport Zool. Ser. 1986-3*: 23 s.
- Arnekleiv, J.V. & Ofstad, K. 1991. Reguleringsvirkninger på fisk og fiske i Bangsjøene. Fiskerisakkyndig uttalelse til overskjønn, juni 1991.
- Borgstrøm, R. 1971c. Fiskeribiologiske undersøkelser i Steinbusjøen og Øyangen i Vang i Valdres sommeren 1970. *Rapp. Lab. Ferskv.økol. Innlandsfiske, Oslo* 6: 1-20.
- Brabrand, Å. 1986. Estimation of fish density in the Lakes Vänern and Hjälmaren, using echosounding equipment. *Inform. Inst. Freshw. Res., Drottningholm* (7): 26 pp.
- Brabrand, Å. 1991. The Estimation of Pelagic Fish Density, Single Fish Size and Fish Biomass of Arctic Charr (*Salvelinus alpinus* (L.)) by Echosounding. *Nordic J. Freshw. Res.* 66: 44-49.
- Brittain, J.E., Brabrand, Å. & Saltveit, S.J. 1995. Effekt på fisk og næringsdyr ved introduksjon av ørekyt. I: Spredning av ferskvannsorganismer (Hokstad, O. & Skurdal, J. red.). Direktoratet for naturforvaltning, 1995. *DN-notat 1995-4*: 146-156.
- Ekman, S. 1915. Die Bodenfauna des Vättern, qualitativ und quantitativ untersucht. *Int. Rev. Hydrobiol.* 7: 146-204, 275-425.
- Ekman, S. 1920. Studien über die marinen Relikte der nordeuropäischen Binnengewässer. VII. Fortpflanzung und Lebenslauf der marin-glazialen Relikte und ihrer marinen Stammformen. *Int. Rev. Hydrobiol.* 8: 543-589.
- Fürst, M. 1981. Results of introductions of new fish food organisms into Swedish lakes. *Rep. Inst. Freshwater Res., Drottningholm* 59: 33-47.
- Fürst, M., Hammar, J., Hill, C., Bostrøm, U., & Kindsten, B. 1984. Effekter av introduction av *Mysis relicta* i reglerede sjöar i Sverige. *Inform. Sötvattenslab. Drottningholm nr. 1 1984*: 84 s.
- Garnås, E. & Gunnerød, T.B. 1983. Fiskeribiologiske undersøkelser i 1980-1982 i tre sjøer med utsatt *Mysis relicta* i Sør-Trøndelag. *Rep. DVF Reguleringsunders.* 12: 1-56.
- Garnås, E. 1986. Changes in the diet of charr *Salvelinus alpinus* L. after introduction of *Mysis relicta* Lovén in two subalpine reservoirs in Norway. *Fauna norv. Ser. A7*: 17-22.
- Garnås, E., Hesthagen, T. & Gunnerød, T.B. 1980. Fiskeribiologiske undersøkelser fra 1973-1979 i tre sjøer med utsatt *Mysis relicta* i Sør-Trøndelag. *Rap. DVF Reguleringsunders.* 11: 1-31.
- Grimås, U. & Nilsson, N.A. 1962. Nahrungsfauna und Kanadische Seeforelle in Berner Gebirgseen. *Schweiz. Z. Hydrol.* 24: 49-75.
- Grimås, U. 1962. The effect of increased waterlevel fluctuation upon the bottom fauna in Lake Blåsjön, northern Sweden. *Rep. Inst. Freshwater Res. Drottningholm* 44: 14-42.
- Grimås, U. 1964. Studies on the bottom fauna of impounded lakes in southern Norway. *Rep. Inst. Freshw. Res. Drottningholm* 45: 94-104.
- Grimås, U. 1970. Reguleringens virkning på bunnfaunaen. *Kraft og miljø* 1: 16-22.
- Gunnerød, T.B. 1977. Utsetting av *Mysis relicta* i Selbusjøen og Stugusjøen i Neavassdraget og i Gjevilvatn (Driva) i Oppdal. *Rap. DVF Reguleringsunders.* 1: 1-21.
- Hesthagen, T. 1995. Årsaker til spredning av ørekyt og mulige tiltak for å begrense utbredelsen. I: Spredning av ferskvannsorganismer (Hokstad, O. & Skurdal, J. red.). Direktoratet for naturforvaltning, 1995. *DN-notat 1995-4*: 133-137.
- Hill, C. 1988. Life cycle and spatial distribution of the amphipod *Pallasea quadrispinosa* in a lake in northern Sweden. *Hol. Ecol.* 11: 298-304.
- Hill, C. 1988b. Førbättras kvaliteten hos röding i sjöar med den introduserande taggmåtten *Pallasea quadrispinosa*? *Inf. Sörvattenslab. 1988-4*: 1-25.
- Jacobson, C.-O. 1954 Om marin-glaciala relikter i dalsländska sjöar. *Fauna og flora* 49: 218-228.

- Jensen, J.W. 1970. Fiskeribiologiske undersøkelser i Gjevilvatn, Ångårdsvatn og Dalsvatn 1969. *K. norske Vidensk. Selsk. Mus. Rapp. 4*: 1-43.
- Jensen, J.W. 1972. Fiskeribiologiske undersøkelser i Gjevilvatn, Ångårdsvatn og Dalsvatn før reguleringen av vatnene. *K. norske Vidensk. Selsk. Mus. Rapp. 4*: 1-21.
- Jensen, J.W. 1982. A check on the invertebrates of a Norwegian hydroelectric reservoir and their bearing upon fish production. *Rep. Inst. Freshwat. Res. Drottningholm 60*: 39-49.
- Jensen, J.W. 1988. Crustacean Plankton and Fish during the First Decade of a Subalpine, Man-made Reservoir. *Nordic J. Freshw. Res. 64*: 5-53.
- Jensen, J.W. 1985. The Seasonal Growth of Brown Trout (*Salmo trutta* L.) and Arctic Char (*Salvelinus alpinus* L.) in a Man-made Reservoir, and Its Energy Basis. *Rep. Inst. Freshw. Res., Drottningholm 62*: 91-97.
- Koksvik, J.I. 1987. Studier av ørretbestanden i Innerdalsvatnet de fem første årene etter regulering. *Vitenskapsmuseet Rapport Zoologisk Serie 1987-4*: 1-22.
- Koksvik, J.I. & Arnekleiv, J.V. 1988. Zooplankton, *Mysis relicta* og fisk i Snåsavatn 1984-87. *Universitetet i Trondheim, Vitenskapsmuseet, Rapport Zoologisk Serie 1988-3*: 1-50.
- Koksvik, J.I. & Langeland, A. 1988. Endringer i zooplankton og fiskesamfunn i sjøer med utsatt *Mysis relicta*. Vassdragsregulantenenes forening. Fiskesymposium februar 1988, s. 103-114.
- Koksvik, J.I., Reinertsen, H. & Langeland, A. 1991. Changes in plankton biomass and species composition in Lake Jonsvatn, Norway, following the establishment of *Mysis relicta*. *Am. Fish. Soc. Symposium 9*: 115-125.
- Langeland, A. & Moen, V. 1992. Røyas tilstand og fremtid i mysissjøer i Norge. *NINA Forskningsrapport 22*: 1-21.
- Langeland, A., Koksvik, J.I. & Nydal, J. 1986. Reguleringer og utsetting av *Mysis relicta* i Selbusjøen - virkninger på zooplankton og fisk. *K. norske Vidensk. Selsk. Mus. Rapport Zool. Ser. 1986-2*: 1-72.
- Langeland, A., Koksvik, J.I. & Nydal, J. 1991 a. Impact of the introduction of *Mysis relicta* on the zooplankton and fish populations in a Norwegian lake. *Am. Fish. Soc. Symposium 9*: 98-114.
- Langeland, A., L'Abée-Lund, J.H., Jonsson, B. & Jonsson, N. 1991 b. Resource partitioning and niche shift in Arctic char *Salvelinus alpinus* and brown trout *Salmo trutta*. *J. Anim. Ecol. 60*: 895-912.
- Langeland, A., Carl, L.M., Hicks, F.J. & Monroe, B. 1991 c. Impact of predation by *Mysis relicta* and fish on zooplankton in four oligotrophic, north temperate lakes. *Am. Fish. Soc. Symposium 9*: 88-97.
- Lindem, T. & Sandlund, O.T. 1984. Echosounding of pelagic fish populations in lakes. *Fauna 37*: 105-111.
- Mathisen, O.A. 1953. Some investigations of the relict crustaceans in Norway with special reference to *Pontoporeia affinis* Lindstrøm and *Pallasea quadrispinosa* G.O. Sars. *Nytt Mag. Zool. 1*: 49-86.
- Nesler, T.P. & Bergersen, E.P. (Eds.) 1991. Mysids in fisheries. Hard lessons from headlong introductions. *Am. Fish. Soc. Symposium 9*: 1-199.
- Nybelin, O. & Oldevig, H. 1944. Om *Pallasea quadrispinosa* G.O. Sars ovan marina gränsen i östra Jämtland. *Göteborg. Vet. Vitterh.-sammh. Handl., Sjätte följden, Ser. B, 3(4)*: 25 s.
- Næsje, T.F., Jensen, A., Moen, V. & Saksgård, R. 1991. Habitat use by zooplankton, *Mysis relicta*, and Arctic char in Lake Jonsvatn, Norway. *Am. Fish. Soc. Symposium 9*: 75-87.
- Nøst, T., Aagaard, K., Arnekleiv, J.V., Jensen, J.W., Koksvik, J.I. og Solem, J.O. 1986. Vassdragsreguleringer og ferskvannsinvertebrater. En oversikt over kunnskapsnivået. *Økoforsk utredning 1986-1*: 80 s.
- Samter, M. & Weltner, W. 1904. Biologische Eigentümlichkeiten der *Mysis relicta*, *Pallasiella quadrispinosa* und *Pontoporeia affinis*, erklärt aus ihrer eiszeitlichen Entstehung. *Zool. Anz. 27*: 676-694.

- Sars, G.O. 1895. An account of the Crustacea of Norway. Vol. 1. Amphipoda (Text and Plates). Christiania. 701 p.
- Thienemann, A. 1928. Die reliktenkrebse *Mysis relicta*, *Pallasiella quadrispinosa*, *Pontoporeia affinis* und die von ihnen bewohnten nord-deutschen Seen. *Arch. Hydrobiol.* 19: 521-582.

VEDLEGG 1-3

Vedlegg 1. Zooplankton i Gjevilvatnet. Biomasseverdier (mg/m^{-2} dw) i dybdeområdet 0-20 m fra de ulike stasjoner i Gjevilvatnet i 1986 og 1988.

LOKALITET: GJEVILVATNET
ARSTALL: 1988

	5. JULI			2. AUG.			6. SEPT.			4. OKT.			
	VESTRE		ØSTRE	VESTRE		ØSTRE	VESTRE		ØSTRE	VESTRE		ØSTRE	
	ST.	1	2	3	1	2	3	1	2	3	1	2	3
CLADOCERA													
Holopedium gibberum			4	6		5	50	29	157	16			
Daphnia longispina	2	2							2	4			
Bosmina longispina	10	15	3		16	30	124	110	117	118	35	18	5
COPEPODA													
Diaptomidae naupl. indet	1	<1	<1			1	1	<1	<1	<1			
cop. indet	30	54	24		29	16	22	<1	3	4	6	10	
Arctodiaptomus laticeps ad.	2	5			59	29	21	2			6	2	
Heterocope saliens ad.							6						
Cyclopoidae naupl. indet	<1	2	<1		3	4	5	8	9	9	2	3	2
cop. indet	1	2	1			3	6	6	16	12	167	52	21
Cyclops scutifer adult	21	30	16		3	4	21	10	12	17	20	10	
ROTATORIA													
Keratella cochlearis	2	3	2		1	1	1	3	4	5	3	3	2
Keratella quadrata	<1	<1	<1		<1	1		<1	<1				<1
Kellicottia longispina	<1	<1	<1		<1	<1	<1	<1	<1	1	<1	<1	<1
Polyarthra sp	1	9	2		8	30	85	12	43	50	8	11	4
Asplanchna priodonta	4	2				10	22	9	31	20			
Conochilus sp	<1	<1	<1			<1		<1	<1	<1	<1		
CLADOCERA BIOMASSE	12	21	9		16	36	174	139	275	138	35	18	5
COPEPODA BIOMASSE	55	92	42		95	57	81	26	40	42	202	76	23
ROTATORIA BIOMASSE	8	15	4		8	42	109	24	78	75	11	15	5
ZOOPLANKTON BIOMASSE (mg m^{-2})	74	128	55		120	134	363	189	393	255	248	108	33

LOKALITET: GJEVILVATNET

ARSTALL: 1986

	3. JULI				7. AUGUST				2. SEPT.			7. OKT.	
	VESTRE		ØSTRE		VESTRE		ØSTRE		VESTRE	ØSTRE	ØSTRE		
	1	2	3	4	1	2	3	4	1	2	4	3	
CLADOCERA	ST												
Holopedium gibberum		8	8	8	28	16	36	7	52	8	29		
Daphnia longispina													
Bosmina longispina		5	6	5	3	122	87	50	63	129	149	20	3
COPEPODA													
Diaptomidae naupl. indet		1	<1			1	1	2	<1				
cop. indet			28	12	9	6	14	7	4	4	4	3	
Arctodiaptomus laticeps ad.		6	5	10		10	11	13	3	2	5		5
Heterocope saliens ad.				10	4								
Cyclopoidae naupl. indet				<1		17	12	20	14	23	31	8	6
cop. indet		89	84	148	92	4	5	5	5	3	6	4	2
Cyclops scutifer adult		8	7	66	43	98	76	72	111	5	27	6	1
ROTATORIA													
Keratella cochlearis		<1	<1	1	1	2	2	3	1	1	3	3	6
Keratella quadrata		<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1			
Kellicottia longispina		<1	1	4	7	4	6	3	3				
Polyarthra sp			2	18	31	15	12	16	19	1	9	3	
Asplanchna priodonta				15	18	52	88	44	66		10	2	
Conochilus sp		1	<1	<1	1			<1	<1				
CLADOCERA BIOMASSE		13	14	13	31	138	124	57	114	137	178	20	3
COPEPODA BIOMASSE		105	124	245	149	135	118	118	137	37	73	22	13
ROTATORIA BIOMASSE		1	4	37	58	73	108	67	89	2	23	9	6
ZOOPLANKTON BIOMASSE (mg m ⁻²)		118	141	295	238	346	350	243	341	175	274	51	22

Vedlegg 2. Bunn dyr i strandsonen i Gjevilvatnet 1986 og 1988, antall dyr i R-5 prøver

St.	Dato	Oligochaetae 1	Myciidae 2	Pallasea 3	Ephemeroptera 4	Plecoptera 5	Coleoptera larvae 6	Tipulidae 7	Diptera larvae indet. 8	Ceratopogonidae 9	Chironomidae 10	Hydracarina 11	Antall grupper 12	Antall individer 13
1	R5 03.07.86	2											1	2
2	R5 03.07.86					Ingen dyr						0	0	
3	R5 03.07.86				3								1	3
4	R5 03.07.86	5			1	1					1		4	8
5	R5 03.07.86			1									1	1
6	R5 04.07.86	1		9		1							3	11
7	R5 04.07.86										6		1	6
1	R5 08.08.86	8		6									2	14
6	R5 07.08.86	10		71	1	2							4	84
1a	R5 03.09.86	6		62									2	68
1b	R5 01.09.86	47		35									2	82
1	R5 07.10.86	3		48							1		3	52
3	R5 08.10.86	1		23		2		1				1	5	28
4	R5 08.10.86	1		45									2	46
5	R5 07.10.86			15		1							2	16
6	R5 07.10.86			61	1	2				1	1		5	66
7	R5 07.10.86	2		74	1	5				1			5	83
1	R5 04.07.88					Ingen dyr						0	0	
2	R5 04.07.88	10			5						4		3	19
3	R5 06.07.88					1							1	1
4	R5 06.07.88	34			1						2		3	37
5	R5 07.07.88					Ingen dyr						0	0	
6	R5 08.07.88						1						2	2
7	R5 08.07.88						1						1	1
1	R5 04.08.88			2							1		2	3
2	R5 04.08.88	3			2						1		3	6
3	R5 03.08.88			3		3					1		3	7
4	R5 03.08.88 (3350)				1	1	3	52	1		8		7	66
5	R5 03.08.88	9		5							11		3	25
6	R5 05.08.88			4									1	4
7	R5 05.08.88	3		59								2	3	64
1	R5 08.09.88			47	1					1	1		4	50
2	R5 08.09.88	2		45							4		3	51
3	R5 08.09.88			62	1						1		3	64
4	R5 07.09.88	45	44	43	1	2		7		4	10		8	156
5	R5 07.09.88	6		74		8					4		4	92
6	R5 09.09.88			83		3					2		3	88
7	R5 09.09.88			281		2					5		3	288
Sum totalt		198	44	1159	19	34	5	60	1	7	64	3		1594
Dominans %		12	3	73	1	2	<1	4	<1	<1	4	<1		
Gj.sn. ant. dyr/ prøve		5,2	1,2	30,5	0,5	0,9	0,1	1,6	<0,1	0,2	1,7	0,1		42

Vedlegg 3. Bunndyrmengder (mg/m²) i Gjevilvatnet 1986. Antall individer/m² i parentes. - = prøve ikke tatt

Dato		1 m	3 m	5 m	7 m	10 m	15 m	20 m	30 m	40 m	50 m	
3-4.07	St. GI	Fåbørstemark					41(20)	100(210)	300(150)	1940(890)		
		Igler					10(10)					
		Fjærmygglarver					10(30)	150(130)	51(60)	232(340)		
		Ertemuslinger						9(10)		30(30)		
	Totalt (mg/m ²)		0	0	0	-	0	61	259	351	2202	
	St. GII	Fåbørstemark					330(180)		140(50)	480(190)	395(280)	
		Fjærmygglarver					3(10)			70(70)	28(30)	
		Ertemuslinger								21(50)	10(20)	
		Totalt (mg/m ²)		-	-	0	0	333	-	140	571	433
	St. GIII	Rundormer					2(10)					
Fåbørstemark				53(40)	10(60)	192(130)	21(30)	6(20)	98(60)	15(20)	362(130)	
Fjærmygglarver					52(40)	140(210)	42(50)	17(20)	4(10)	5(10)	13(10)	
Ertemuslinger						108(130)	61(90)	7(10)	19(40)	37(40)	41(40)	
Totalt (mg/m ²)		-	-	53	62	442	124	30	121	57	416	
07.08	St. GIII	Fåbørstemark				20(20)	210(60)					
		Fjærmygglarver					10(10)					
		Totalt (mg/m ²)		-	-	0	0	20	220	0	-	0
3-4.09	St. GI	Fåbørstemark			20(10)	2770(890)	310(100)	1210(480)				
		Pallasea			60(10)							
		Mysis					90(10)		80(10)			
		Fjærmygglarver					20(20)		10(10)			
		Stankelbeinlarver			1050(20)							
	Totalt (mg/m ²)		-	0	0	1130	2880	310	1300	-	-	-
	St. GII	Fåbørstemark					130(60)	530(260)	20(10)			
		Fjærmygglarver						30(20)				
		Ertemuslinger						60(10)				
	Totalt (mg/m ²)		-	-	0	0	130	620	20			
St. GIII	Fåbørstemark					60(30)	110(70)					
	Mysis		40(10)									
	Fjærmygglarver							20(10)				
Totalt (mg/m ²)		-	40	0	-	60	110	20				
08.10	St. GI	Fåbørstemark				610(230)	490(310)	1030(180)				
		Pallasea					140(10)					
		Mysis	90(10)		140(20)			140(10)				
		Fjærmygglarver	10(10)		80(170)		20(40)	120(80)	410(220)			
	Totalt (mg/m ²)		100	0	220	0	630	890	1440			
	St. GII	Fåbørstemark					200(110)		1270(440)			
		Mysis			110(20)		120(20)		80(10)			
		Fjærmygglarver			30(50)		20(80)		40(20)			
		Totalt (mg/m ²)		0	-	140	-	340	-	1390		

Vedlegg 3, forts. Bunndyrmengder (mg/m²) i Gjevilvatnet 1988. Antall individer/m² i parentes.
 - = prøve ikke tatt

Dato		1 m	3 m	5 m	7 m	10 m	15 m	20 m		
5-8.07	St. GI	Fåbørstemark		11(40)	1394(1160)	392(180)	3236(520)			
		Pallasea					247(10)			
		Vårfluelarver		116(10)						
		Fjærmygglarver			6(30)	97(100)	4(10)			
		Stankelbeinlarver		202(10)						
	Totalt (mg/m ²)	-	329	1400	489	3487		-		
	St. GII	Fåbørstemark			1(10)	4(10)	1284(540)	655(80)	71(20)	
		Pallasea			39(10)					
		Fjærmygglarver			12(40)	8(10)	326(290)	23(20)	43(30)	
			Totalt (Mg/m ²)	-	-	52	14	1610	678	114
	St. GIII	Fåbørstemark				1(10)	50(10)	356(70)	324(50)	
		Fjærmygglarver						223(270)	58(70)	
		Ertemuslinger						24(10)		
			Totalt /mg/m ²)	-	0	0	1	50	603	382
3-5.08	St. GI	Fåbørstemark			297(230)	58(20)	2898(670)	867(200)		
		Pallasea					36(30)			
		Fjærmygglarver					97(80)	13(20)		
			Totalt (mg/m ²)	-	0	297	58	3031	880	
	St. GII	Fåbørstemark				13(10)	76(10)	181(40)	91(20)	
		Fjærmygglarver			1(20)					
		Ertemuslinger							78(20)	
			Totalt (mg/m ²)	-	-	1	13	76	181	169
	St. GIII	Rundormer							2(10)	
		Fåbørstemark		5(10)	3(10)	11(10)	390(100)	84(40)	68(40)	
		Pallasea		10(10)		189(10)	93(10)			
		Fjærmygglarver						41(30)		
		Ertemuslinger						20(10)		
	Totalt (mg/m ²)	-	15	3	200	483	145	70		
05.10	St. GII	Fåbørstemark			3(10)		118(60)	474(130)	235(60)	
		Pallasea			58(10)			22(10)		
		Mysis			177(20)			151(20)		
		Fjærmygglarver			98(150)	67(130)	276(150)	85(160)	253(140)	
		Ertemuslinger							29(10)	
	Totalt (mg/m ²)	-	0	336	67	394	732	517		
	St. GIII	Fåbørstemark			59(20)	24(10)	327(100)	1429(260)	398(90)	
		Mysis			51(10)					
		Fjærmygglarver			23(150)	23(100)	23(60)	36(60)	23(10)	
		Vannmidd							8(10)	
			Totalt (mg/m ²)	-	0	133	47	350	1465	429

- 1974-1 Jensen, J.W. Fisket i Ringvatnene, Åbjøravassdraget. (LFI-19). 14 s.
- 2 Langeland, A. Virkninger på fiskebestand og næringsdyr av regulering og utrasing i Storvatnet i Rissa og Leksvik kommuner. (LFI-20). 20 s.
- 3 Heggberget, T.G. Fiskeribiologiske undersøkelser i de lakseførende deler av Åbjøravassdraget 1973. (LFI-23). 15 s.
- 4 Jensen, J.W. En hydrografisk og biologisk inventering i Åbjøravassdraget, Bindalen. 30 s.
- 5 Lundquist, P. Brukerbeskrivelse for EDB-program. Plankton 2, vertikalfordeling - pumpeprøver. 19 s.
- 6 Langeland, A. Gjødsling av naturlige innsjøer -en litteraturoversikt. (LFI-22). 16 s.
- 7 Holthe, T. Resipientundersøkelse av Trondheimsfjorden. Bunnundersøkelser; Preliminærrapport. 45 s.
- 8 Lundquist, P. & Holthe, T. Brukerveiledning til fire datamaskinprogrammer for kvantitative makrobenthosundersøkelser. 54 s.
- 9 Lande, E. Resipientundersøkelsen av Trondheimsfjorden. Årsrapport 1972-1973.
- 10 Langeland, A. Ørretbestanden i Holden i Nord-Trøndelag etter 60 års regulering. (LFI-23). 21 s.
- 11 Koksvik, J.I. Fiskeribiologiske og hydrografiske undersøkelser i Nesjøen (Tydal) fjerde år etter oppdemningen. (LFI-24). 43 s.
- 12 Heggberget, T.G. Habitatvalg hos yngel av laks, Salmo salar L. og ørret, Salmo trutta L. 75 s.
- 13 Langeland, A. Fiskeribiologiske undersøkelser i Storvatnet, Åfjord kommune, før regulering.
- 14 Haukebø, T. En hydrografisk og biologisk inventering i Forra-vassdraget. 57 s.
- 15 Suul, J. Ornitologiske undersøkelser i Rusasetvatnet, Ørland kommune, Sør-Trøndelag. 32 s.
- 16 Langeland, A. Fiskeribiologiske undersøkelser i Frøyingsvassdraget, Namsskogan, 1974. (LFI-26). 23 s.
- 1975-1 Aagaard, K. En ferskvannsbiologisk undersøkelse i Norddalen og Stordalen, Åfjord. 39 s.
- 2 Jensen, J.W. & Holten, J. Flora og fauna i og omkring Rusasetvatn, Ørland. 30 s.
- 3 Sivertsen, B. Fiskeribiologiske undersøkelser i Huddingsvatn, Røyrvik, i 1974, etter to års gruve-drift ved vatnet. 22 s.
- 4 Heggberget, T.G. Produksjon og habitatvalg hos laks- og ørret yngel i Stjørdalselva og Forra 1971-1974. (LFI-27). 24 s.
- 5 Dolmen, D., Sæther, B. & Aagaard, K. Ferskvannsbiologiske undersøkelser av tjønner og evjer langs elvene i Gauldalen og Orkdalen, Sør-Trøndelag. 46 s.
- 6 Lundquist, P. & Strømgren, T. Brukerveiledning til fire datamaskinprogrammer for kvantitative zooplanktonundersøkelser. 29 s.
- 7 Frøengen, O. & Røv, N. Faunistiske undersøkelser på Frøyene i Sør-Trøndelag, 1974. 42 s.
- 8 Suul, J. Ornitologiske registreringer i Gaulosen, Melhus og Trondheim kommuner, Sør-Trøndelag. 43 s.
- 9 Moksnes, A. & Vie, G.E. Ornitologiske undersøkelser i reguleringsområdet for de planlagte Vefsna-verkene i 1974. 31 s.
- 10 Langeland, A., Kvittingen, K., Jensen, A., Reinertsen, H., Sivertsen, B. & Aagaard, K. Eksperiment med gjødsling av en naturlig innsjø. Del I. Forundersøkelser i eksperimentsjøen Langvatn og referansesjøen Målsjøen. (LFI-28). 65 s.
- 11 Suul, J. Ornitologiske registreringer i Vega kommune, Nordland. 54 s.
- 12 Langeland, A. Ørretbestandene i Øvre Orkla, Falningsjøen, Store Sverjesjøen og Grana sommeren 1975. (LFI-29). 30 s.
- 13 Jensen, A.J. Statistiske beregninger av kvantitativt zooplanktonmateriale. Datamaskinprogram med brukerveiledning. (LFI-30). 29 s.
- 14 Frøengen, O., Karlsen, S. & Røv, N. Observasjoner fra en kalvingsplass for tamrein. Silda i Vestfinnmark 1975. 41 s.
- 15 Jensen, J.W. Fisket i endel av elvene og vatnene som berøres av Eidfjord-Nord utbyggingen. 37 s.
- 16 Langeland, A. Virkninger på fiskeribiologiske forhold i Tunnsjøflyene etter 11 års regulering. (LFI-31). 27 s.
- 17 Karlsen, S. & Kvam, T. Undersøkelser omkring forholdet ørn-sau i Sanddølådalen, 1975. 17 s.
- 1976-1 Jensen, J.W. Fiskeribiologiske undersøkelser i Storvatn og Utsetelv, Tingvoll. 24 s.
- 2 Langeland, A., Jensen, A., & Reinertsen, H. Eksperiment med gjødsling av en naturlig innsjø. Del II. (LFI-32). 53 s.
- 3 Nygård, T., Thingstad, P.G., Karlsen, S., Krogstad, K. & Kvam, T. Ornitologiske undersøkelser i fjellområdet fra Vera til Sørlø, Nord-Trøndelag. 91 s.
- 4 Koksvik, J.I. Hydrografi og evertebratfauna i Vefsna-vassdraget 1974. 96 s.
- 5 Langeland, A. Fiskeribiologiske undersøkelser i Selbusjøen 1973-75. (LFI-33). 74 s.
- 6 Dolmen, D. Biologi og utbredelse hos Triturus vulgaris (L.), salamander, og T. cristatus (Laurenti), stor salamander, i Norge, med hovedvekt på Trøndelagsområdet. 164 s.
- 7 Langeland, A. Vurdering av fysisk/kjemiske og biologiske tilstander i Øvre Gaula, Nea og Selbusjøen. (LFI-34). 27 s.
- 8 Jensen, J.W. Hydrografi og ferskvannsbiologi i Vefsnavassdraget. Resultater fra 1973 og en oppsummering. 36 s.
- 9 Thingstad, P.G., Spjøtvoll, Ø. & Suul, J. Ornitologiske undersøkelser på Rinnleiret, Levanger og Verdal kommuner, Nord-Trøndelag. 39 s.
- 10 Karlsen, S. Ornitologiske undersøkelser i Fossemvatnet, Steinkjer, Nord-Trøndelag, 1972-76. 28 s.
- 1977-1 Jensen, J.W. En hydrografisk og ferskvannsbiologisk undersøkelse i Grøvuassdraget 1974/75. 24 s.
- 2 Koksvik, J.I. Ferskvannsbiologiske og hydrografiske undersøkelser i Saltfjell-/Svartisområdet. Del 1. Stormdalen, Tespdalen og Bjøllådalen. 60 s.
- 3 Moksnes, A. Fuglefaunaen i Forraområdet i Nord-Trøndelag. Sluttrapport fra undersøkelsene 1970-72. 56 s.
- 4 Venstad, A. ORNITOLOGG. En beskrivelse av et programsystem for foredling og informasjonsuttrekking av materiale samlet inn med datalogger.

- 12 s.
- 5 Suul, J. Fuglefaunaen og en del våtmarker av ornitologisk betydning i fjellregionen, Sør-Trøndelag. 81 s.
- 6 Langeland, A. Fiskeribiologiske undersøkelser i Stuesjøen, Grønsjøen, Mosjøen og Tya sommeren 1976. (LFI-35). 30 s.
- 7 Solhjem, F. & Holthe, T. BENTHFAUN. Brukerveiledning til seks datamaskinprogrammer for behandling av faunistiske data. 27 s.
- 8 Spjøtvold, Ø. Ornitologiske undersøkelser i Eidsbotn, Levangersundet og Alfnesfjæra, Levanger kommune, Nord-Trøndelag. 41 s.
- 9 Langeland, A., Jensen, A.J., Reinertsen, H. & Aagaard, K. Eksperiment med gjødsling av en naturlig innsjø. Del III. (LFI-36). 83 s.
- 10 Hindrum, R. & Rygh, O. Ornitologiske registreringer i Brekkvatnet og Eidsvatnet, Bjugn kommune, Sør-Trøndelag. 48 s.
- 1 Holthe, T., Lande, E., Langeland, A., Sakshaug, E. & Strømgren, T. Resipientundersøkelsen av Trondheimsfjorden. Biologiske undersøkelser. Sammen drag og sluttrapporter. 228 s.
- 12 Slagsvold, T. Bird song activity in relation to breeding cycle, spring weather and environmental phenology - statistical data. 18 s.
- 13 Bernhoft-Osa, A. Noen minner om konservator Hans Thomas Lange Schaanning. 40 s.
- 14 Moksnes, A. & Vie, G.E. Ornitologiske undersøkelser i de deler av Saltfjell-/Svartisområdet som blir berørt av eventuell kraftutbygging. 78 s.
- 15 Krogstad, K., Frengen, O. & Furunes, K.A. Ornitologiske undersøkelser i Leksdalsvatnet, Verdalen og Steinkjer kommuner, Nord-Trøndelag. 37 s.
- 16 Koksvik, J.I. Ferskvannsbiologiske og hydrografiske undersøkelser i Saltfjell-/Svartisområdet. Del II. Saltdalsvassdraget. 62 s.
- 17 Langeland, A. Fiskeribiologiske undersøkelser i Store og Lille Kvern fjellvatn, Garbergelva ved Stråsjøen og Prestøyene sommeren 1975. (LFI-37). 12 s.
- 18 Koksvik, J.I. & Dalen, T. Kobbelv- og Sørfjordvassdraget i Sørfold og Hamarøy kommuner. Foreløpig rapport fra ferskvannsbiologiske undersøkelser i 1977. 43 s.
- 1978-1 Ekker, Aa.T., Hindrum, R., Thingstad, P.G. & Vie, G.E. Observasjoner fra en kalvingsplass for tamrein. Kvaløya i Vestfinnmark 1976. 18 s.
- 2 Reinertsen, H. & Langeland, A. Vurdering av kjemiske og biologiske forhold i Neavassdraget. (LFI-41/39). 55 s.
- 3 Moksnes, A. & Ringen, S.E. Vurdering av ornitologiske verneverdier og skadevirkninger i forbindelse med planene om tilleggsreguleringer i Neavassdraget, Tydal kommune. 28 s.
- 4 Langeland, A. Bestemmelsestabell over norske Cyclopoida Copepoda funnet i ferskvann (34 arter). 21 s.
- 5 Koksvik, J.I. Ferskvannsbiologiske og hydrografiske undersøkelser i Saltfjell-/Svartisområdet. Del III. Vassdrag ved Svartisen. 57 s.
- 6 Bevanger, K. Fuglefaunaen i Kobbelvområdet, Sørfold og Hamarøy kommuner. Kvantitative og kvalitative registreringer sommeren 1977. 62 s.
- 7 Langeland, A. Fiskeribiologiske undersøkelser i vatn i Sanddølavassdraget, Nord-Trøndelag, sommeren 1976 og 1977. (LFI-40). 27 s.
- 8 Sivertsen, B. Fiskeribiologiske undersøkelser i Huddingsvatn, Røyrvik, 1974-1977. 25 s.
- 9 Koksvik, J.I. Ferskvannsbiologiske og hydrografiske undersøkelser i Saltfjell-/Svartisområdet. Del IV. Beiarvassdraget. 66 s.
- 10 Dolmen, D. Norsk herpetologisk oversikt. 50 s.
- 11 Jensen, J.W. Hydrografi og evertebrater i tre vassdrag i Indre Visten. 23 s.
- 12 Koksvik, J.I. Ferskvannsbiologiske og hydrografiske undersøkelser i Saltfjell-/Svartisområdet. Del V. Misværvassdraget. 43 s.
- 13 Baadsvik, K. & Bevanger, K. Botaniske og zoologiske undersøkelser i samband med planer om tilleggsregulering av Aursjøen; Lesja og Nesset kommuner i Oppland og Møre og Romsdal fylker. 44 s.
- 1979-1 Bevanger, K. & Frengen, O. Ornitologiske verneverdier i Ørland kommunes våtmarksområder, Sør-Trøndelag. 93 s.
- 2 Jensen, J.W. Plankton og bunndyr i Aursjømagasinet. 31 s.
- 3 Langeland, A. Fisket i Søvatnet, Hemne, Rindal og Orkdal kommuner, i 1978 11 år etter reguleringen. (LFI-41). 18 s.
- 4 Koksvik, J.I. Ferskvannsbiologiske og hydrografiske undersøkelser i Saltfjell-/Svartisområdet. Del VI. Oppsummering og vurderinger. 79 s.
- 5 Koksvik, J.I. Kobbelvutbyggingen. Vurdering av virkninger på ferskvannsfauunaen. 22 s.
- 6 Langeland, A. Fiskeribiologiske undersøkelser i Holvatn, Rødsjøvatn, Kringsvatn, Østre og Vestre Osavatn sommeren 1977. (LFI-42). 26 s.
- 7 Langeland, A. Fisket i Tunnsjøelva 15 år etter reguleringen. (LFI-43). 16 s.
- 8 Bevanger, K. Fuglefauna og ornitologiske verneverdier i Hellemoområdet, Tysfjord kommune, Nordland. 122 s.
- 9 Koksvik, J.I. Hydrografi og ferskvannsbiologi i Eiteråga, Grane og Vefsn kommuner. 34 s.
- 10 Koksvik, J.I. & Dalen, T. Hydrografi og ferskvannsbiologi i Krutvatn og Krutåga, Hattfjelldal kommune. 45 s.
- 11 Bevanger, K. Fuglefaunaen i Krutågas nedslagsfelt, Hattfjelldal kommune, Nordland. Kvantitative og kvalitative undersøkelser sommeren 1978. 28 s.
- 1980-1 Langeland, A. Fiskeribiologiske undersøkelser i vassdrag i Mosvik og Leksvik kommuner i 1978 og 1979 (Meltingvatnet m.fl.). (LFI-44). 47 s.
- 2 Langeland, A. & Reinertsen, H. Resipientforholdene i Meltingvassdraget og Innerelva, Mosvik og Leksvik kommuner. (LFI-45). 16 s.
- 3 Bevanger, K. Fuglefaunaen i Eiteråga, Grane og Vefsn kommuner, Nordland. Kvantitative og kvalitative undersøkelser sommeren 1978. 30 s.
- 4 Krogstad, K. Fuglefaunaen i Meltingenområdet, Mosvik og Leksvik kommuner. 49 s.
- 5 Holthe, T. & Stokland, Ø. Biologiske undersøkelser - Kristiansunds fastlandssamband. Bunndyrundersøkelser 1978-1979. 27 s.
- 6 Arnekleiv, J.V. & Koksvik, J.I. Ferskvannsbiologiske og hydrografiske undersøkelser i Stjørdalsvassdraget 1979. 82 s.
- 7 Langeland, A., Brabrand, Å., Saltveit, S.J., Styrvold, J.-O. & Raddum, G. Fremdriftsrapport. Betydningen av utsettinger og bestandsreguleringer for fiskeavkastningen i regulerte innsjøer. (LFI-46).

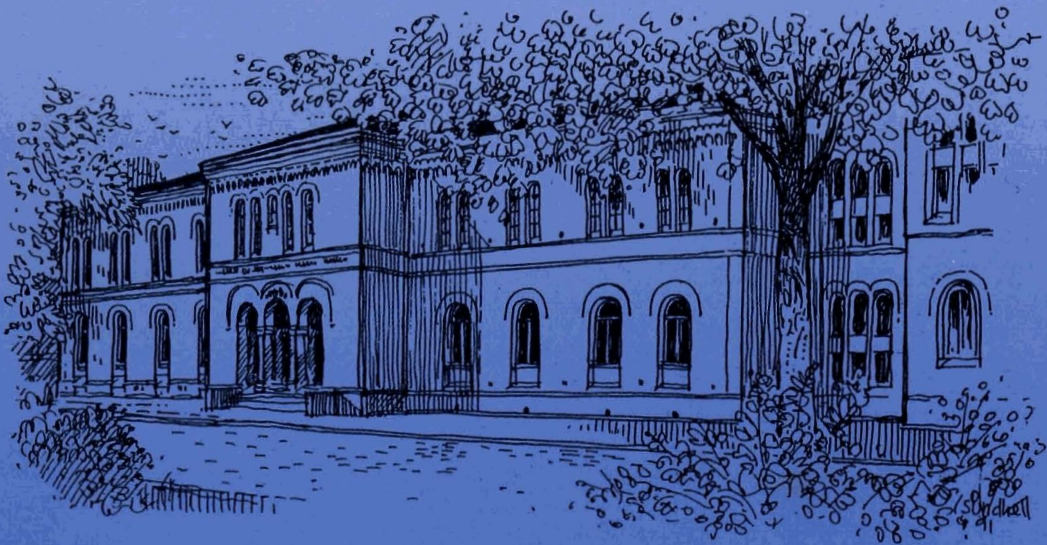
- 47 s.
- 8 Nøst, T. & Koksvik, J.I. Ferskvannsbiologiske og hydrografiske undersøkelser i Nesåvassdraget 1977-78. 52 s.
- 9 Langeland, A. & Koksvik, J.I. Fiskeribiologiske og andre faunistiske undersøkelser i Grøvassdraget (bl.a. Svartsnyvatn og Dalavatn) sommeren 1979. (LFI-47). 46 s.
- 10 Koksvik, J.I. & Dalen, T. Ferskvannsbiologiske og hydrografiske undersøkelser i Helleloområdet, Tysfjord kommune. 57 s.
- 1981-1 Bevanger, K. Fuglefaunaen i Gaulas nedbørfelt, Sør-Trøndelag og Hedmark. 156 s.
- 2 Nøst, T. & Koksvik, J.I. Ferskvannsbiologiske og hydrografiske undersøkelser i Sørlivassdraget 1979. 52 s.
- 3 Reinertsen, H. & Langeland, A. Kjemiske og biologiske forhold sommeren 1980 i Bjøra, Eida og Søråa i Nord-Trøndelag. (LFI-49). 22 s.
- 4 Koksvik, J.I. & Haug, A. Ferskvannsbiologiske og hydrografiske undersøkelser i Verdalsvassdraget 1979. 67 s.
- 5 Langeland, A. & Kirkvold, I. Fisket i Grønsjøen, Tydal 1978-1980. (LFI-50). 28 s.
- 6 Bevanger, K. & Vie, G. Fuglefaunaen i Sørlivassdraget, Lierne og Snåsa kommuner, Nord-Trøndelag. 65 s.
- 7 Bevanger, K. & Jordal, J.B. Fuglefaunaen i Drivas nedbørfelt, Oppland, Møre og Romsdal og Sør-Trøndelag fylker. 145 s.
- 8 Røv, N. Ornitologiske undersøkingar i vestre Grødalen, Sunndal kommune, sommaren 1979. 29 s.
- 9 Rygh, O. Ornitologiske undersøkelser i forbindelse med generalplanarbeidet i Åfjord kommune, Sør-Trøndelag. 57 s.
- 10 Nøst, T. Ferskvannsbiologiske og hydrografiske undersøkelser i Drivavassdraget 1979-80. 77 s.
- 11 Reinertsen, H. & Langeland, A. Kjemiske og biologiske undersøkelser i Leksdalsvatn og Hoklingen, Nord-Trøndelag, sommeren 1980. (LFI-51). 32 s.
- 12 Nøst, T. Ferskvannsbiologiske og hydrografiske undersøkelser i Todalsvassdraget, Nord-Møre 1980. 55 s.
- 13 Bevanger, K. Fuglefaunaen i Istras nedbørfelt, Rauma kommune, Møre og Romsdal. 37 s.
- 14 Nøst, T. Ferskvannsbiologiske og hydrografiske undersøkelser i Istravassdraget 1980. 48 s.
- 15 Bevanger, K. Fuglefaunaen i Nesåas nedbørfelt, Nord-Trøndelag. 51 s.
- 16 Bevanger, K., Gjershaug, J.O. & Ålbu, Ø. Fuglefaunaen i Todalsvassdragets nedbørfelt, Møre og Romsdal og Sør-Trøndelag fylker. 63 s.
- 17 Bevanger, K. Fuglefaunaen i Ognas nedbørfelt, Nord-Trøndelag. 58 s.
- 18 Bevanger, K. Fuglefaunaen i Skjækras nedbørfelt, Nord-Trøndelag. 42 s.
- 19 Nøst, T. & Koksvik, J.I. Ferskvannsbiologiske og hydrografiske undersøkelser i Snåsavatnet 1980. 54 s.
- 20 Arnekleiv, J.V. Ferskvannsbiologiske og hydrografiske undersøkelser i Lomsdalsvassdraget 1980-81. 69 s.
- 21 Bevanger, K., Rofstad, G. & Sandvik, J. Fuglefaunaen i Stjørdalsvassdragets nedbørfelt, Nord-Trøndelag. 88 s.
- 22 Bevanger, K. & Ålbu, Ø. Fuglefaunaen i Lomsdalsvassdraget, Nordland. 46 s.
- 23 Nøst, T. Ferskvannsbiologiske og hydrografiske undersøkelser i Garbergelvas nedslagsfelt 1981. 44 s.
- 24 Koksvik, J.I. & Nøst, T. Gaulavassdraget i Sør-Trøndelag og Hedmark fylker. Ferskvannsbiologiske undersøkelser i forbindelse med midlertidig vern. 96 s.
- 25 Nøst, T. & Koksvik, J.I. Ferskvannsbiologiske og hydrografiske undersøkelser i Ognavassdraget 1980. 53 s.
- 26 Langeland, A. & Reinertsen, H. Phyto- og zooplanktonundersøkelser i Jonsvatnet 1977 og 1980 (LFI-52). 19 s.
- 1982-1 Bevanger, K. Ornitologiske observasjoner i Høylandsvassdraget, Nord-Trøndelag. 57 s.
- 2 Nøst, T. Ferskvannsbiologiske og hydrografiske undersøkelser i Høylandsvassdraget 1981. 59 s.
- 3 Moksnes, A. Undersøkelser av fuglefaunaen og småviltbestanden i de områdene som blir berørt av planene om kraftutbygging i Garbergelva, Rotla og Torsbjørka. 91 s.
- 4 Langeland, A., Reinertsen, H. & Olsen, Y. Undersøkelser av vannkjemi, fyto- og zooplankton i Namsvatn, Vekteren, Limingen og Tunnsjøen i 1979, 1980 og 1981. (LFI-53). 25 s.
- 5 Haug, A. & Kvittingen, K. Kjemiske og biologiske undersøkelser i Hammervatnet, Nord-Trøndelag sommeren 1981. (LFI-54). 27 s.
- 6 Thingstad, P.G. & Nygård, T. Ornitologiske undersøkelser i Sanddøla- og Luruvasdragene. 112 s.
- 7 Thingstad, P.G. & Nygård, T. Småviltbiologiske undersøkelser i Sanddøla- og Luruvasdragene 1981 og 1982. 62 s.
- 8 Nøst, T. Hydrografi og ferskvannsevertebrater i Sanddøla/Luruvasdragene 1981 i forbindelse med planlagt vannkraftutbygging. 86 s.
- 9 Koksvik, J.I. & Arnekleiv, J.V. Fiskeribiologiske undersøkelser i Sanddøla/Luruvasdraget med konsekvensvurderinger av planlagt kraftutbygging. (LFI-55). 108 s.
- 10 Jordal, J.B. Ornitologiske undersøkingar i Meisalvassdraget og Grytneselva, Nesset kommune, i samband med planer om vidare kraftutbygging. 24 s.
- 11 Reinertsen, H., Olsen, Y., Nøst, T., Rueslåtten, H.G. & Skotvold, T. Resipientforhold i Sanddøla- og Luruvasdraget i Nordli, Grong og Snåsa kommune i Nord-Trøndelag. (LFI-56). 57 s.
- 1983-1 Nøst, T. & Arnekleiv, J.V. Fiskeribiologiske og ferskvannsfaunistiske undersøkelser i Meisalvassdraget 1982. (LFI-57). 25 s.
- 2 Nøst, T. Hydrografi og ferskvannsevertebrater i Raumavassdraget 1982. 74 s.
- 3 Arnekleiv, J.V. Fiskeribiologiske undersøkelser i Lysvatnet, Åfjord kommune 1982. (LFI-58). 27 s.
- 4 Jensen, J.W. & Olsen, A.J. Fjærmygg (Chironomidae) i oppdemte magasin. Et forprosjekt. 33 s.
- 5 Bevanger, K., Rofstad, G. & Ålbu, Ø. Vurdering av ornitologiske verneinteresser og konsekvenser for fuglelivet ved eventuell kraftutbygging i Rauma/Ulvåa. 97 s.
- 6 Thingstad, P.G. Småviltbiologiske undersøkelser i Raumavassdraget 1982 og 1983. 74 s.
- 7 Arnekleiv, J.V. & Koksvik, J.I. Fiskeribiologiske forhold, evertebratfauna og hydrografi i Ormsetom-

- rådet, Verran kommune, 1982-83. (LFI-59). 76 s.
- 8 Ålbu, Ø. Kraftlinjer og fugl. 60 s.
- 9 Koksvik, J.I. & Arnekleiv, J.V. Fiskeribiologiske undersøkelser i Børsjøen, Tynset kommune. (LFI-60). 27 s.
- 1984-1 Sandvik, J. & Thingstad, P.G. Midlertidig rapport om vannfuglpopulasjonene ved Nedre Nea, Selbu. 33 s.
- 2 Koksvik, J.I. & Arnekleiv, J.V. Fiskebestand og næringsforhold i Nidelva ovenfor lakseførende del. (LFI-61). 38 s.
- 3 Nøst, T. Hydrografi og ferskvannsevertebrater i Raumavassdraget i forbindelse med planlagt kraftutbygging. 36 s.
- 4 Nøst, T. Hydrografi og evertebrater i Indre Visten, Nordland fylke, 1982-83. 69 s.
- 5 Thingstad, P.G. Resultatene av de avbrutte småviltbiologiske undersøkelser i Indre Visten, Vevelstad. 28 s.
- 6 Ålbu, Ø. & Bevanger, K. Vurdering av ornitologiske verneinteresser og konsekvenser ved eventuell kraftutbygging i Indre Visten. 57 s.
- 7 Thingstad, P.G. Produksjonspotensialet. En indeks for produksjonssammenligninger av ulike fuglesamfunn. 27 s.
- 1985-1 Arnekleiv, J.V. & Koksvik, J.I. Fiskeribiologiske undersøkelser i Raumavassdraget med konsekvensvurderinger av planlagt vannkraftutbygging. (LFI-62). 68 s.
- 2 Strømgren, T. & Stokland, Ø. Hydrologiske og marinbiologiske undersøkelser i Visten juni 1983-november 1983. 27 s.
- 3 Nøst, T. Hydrografi og ferskvannsevertebrater i øvre deler av Stjørdalsvassdraget i forbindelse med planlagt vannkraftutbygging. 52 s.
- 4 Arnekleiv, J.V. Fiskeribiologiske undersøkelser i øvre deler av Stjørdalsvassdraget i forbindelse med planlagt vannkraftutbygging. (LFI-63). 87 s.
- 5 Koksvik, J.I. Ørretbestanden i Innerdalsvatnet, Tynset kommune, de tre første årene etter regulering. (LFI-64). 35 s.
- 1986-1 Arnekleiv, J.V. Ungfiskundersøkelser i øvre deler av Stjørdalsvassdraget i 1985. (LFI-65). 29 s.
- 2 Langeland, A., Koksvik, J.I. & Nydal, J. Reguleringer og utsetting av Mysis relicta i Selbusjøen - virkninger på zooplankton og fisk. (LFI-66). 72 s.
- 3 Arnekleiv, J.V. & Koksvik, J.I. Fisk, zooplankton og Mysis relicta i Bangsjøene 1983-1985. (LFI-67). 23 s.
- 1988-1 Bongard, T. & Arnekleiv, J.V. Ferskvannsekologiske undersøkelser og vurderinger av Sedalsvatnet, Møre og Romsdal 1987. (LFI-70). 25 s.
- 2 Cyvin, J. & Frafjord, K. Sylaneområdet - bruken og virkninger av bruken. 54 s.
- 3 Koksvik, J.I. & Arnekleiv, J.V. Zooplankton, Mysis relicta og fisk i Snåsavatn 1984-87. (LFI-71). 50 s.
- 4 Arnekleiv, J.V. & Nydal, J. Fiskeribiologiske undersøkelser i Nordelva-vassdraget, Sør-Trøndelag, med konsekvensvurdering av planlagt vannkraftutbygging. (LFI-73). 57 s.
- 5 Arnekleiv, J.V., Bongard, T. & Koksvik, J.I. Resipientforhold, vannkvalitet og ferskvannsinvertebrater i Nordelva-vassdraget, Fosen, Sør-Trøndelag. (LFI-74). 45 s.
- 1989-1 Haug, A. Phyto- og planktonundersøkelser i Granavatn, Nord-Trøndelag 1988. 18 s.
- 2 Bongard, T. & Koksvik, J.I. Lokal forurensning i Nidelva og en del tilløpsbekker vurdert på grunnlag av bunnfaunaen. (LFI-75). 20 s.
- 3 Dolmen, D. Ferskvannsbilologiske og hydrografiske undersøkelser av 20 vassdrag i Møre og Romsdal 1988, Verneplan IV. (LFI-78). 105 s.
- 1990-1 Eggan, G. Lake i Selbusjøen. Ernæring og bestandsvariabler i 1988 og 1982/83. (LFI-76). 21 s.
- 2 Dolmen, D. & Arnekleiv, J.V. En zoologisk befarings av karstområder og grottesystemer i Grane og Rana kommuner, Nordland. (LFI-77). 43 s.
- 3 Olsvik, H., Kvifte, G. & Dolmen, D. Utbredelse og vernestatus for øyestikkere på sør- og østlandet, med hovedvekt på forsynings- og jordbruksområdene. (LFI-79). 71 s.
- 4 Koksvik, J.I., Arnekleiv, J.V. & Winge, K. Undersøkelser av bunnfauna og fisk i forbindelse med kanalisering av Sokna ved Støren i Sør-Trøndelag. (LFI-80). 30 s.
- 5 Koksvik, J.I., Arnekleiv, J.V., Haug, A. & Jensen, J.W. Verneplan IV. Ferskvannsbilologiske undersøkelser og vurdering av 21 vassdrag i Nordland. 98 s.
- 6 Dolmen, D. Ferskvannsbilologiske og hydrografiske undersøkelser av Verneplan IV-vassdrag i Trøndelag 1989. (LFI-81). 72 s.
- 7 Bongard, T., Arnekleiv, J.V. & Solem, J.O. Bunnedyr og fisk i Rotla før og etter regulering. I. Situasjonen før regulering. (LFI-82). 30 s.
- 1991-1 Johnsen, B.O., Koksvik, J.I., Jensen, A.J. & Håker, M. Alternativ produksjon av laksesmolt basert på yngelutsetting i elv. Bunnedyr og fisk i Litjvasselva, Vefsnassdraget. 48 s.
- 2 Arnekleiv, J.V., Hellesnes, I., Jensen, A. & Lindstrøm, E.A. Vannkvalitet, begroing og bunnedyr i Nea 1988 og 1989. Del I. Forholdene før regulering, uten Nedre Nea kraftverk. (LFI-83). 53 s.
- 3 Dolmen, D. & Strand, L.Å. Evjer og dammer langs Glomma (Hedmark) og Gaula (Sør-Trøndelag). En zoologisk undersøkelse over status og verneverdi, med hovedvekt på Tjønnområdet, Tynset. (LFI-84). 23 s.
- 4 Jensen, J.W. Fiskebestandene i Langvatn og Raudvassåga, et brepåvirket vannsystem. 19 s.

VITENSKAPSMUSEET, RAPPORT ZOOLOGISK SERIE

- 1987-1 Jensen, J.W. Faunaen i Rusasetvatn etter at vanndybden ble redusert fra 1,3 til 0,3 m. 20 s.
- 2 Strømgren, T., Bremdal, S., Bongard, T. & Nielsen, M.V. Forsøksdrift med blåskjell i Fosen 1985-1986. 42 s.
- 3 Arnekleiv, J.V. & Nøst, T. Fiskeribiologiske undersøkelser i Homlavassdraget, Sør-Trøndelag, 1985 og 1986. (LFI-68). 32 s.
- 4 Koksvik, J.I. Studier av ørretbestanden i Innerdalsvatnet de fem første årene etter regulering. (LFI-69). 22 s.

- 1992-1 Arnekleiv, J.V. Fiskebestanden i Nedre Nea 1987-90 og vurdering av skadevirkninger av Nedre Nea kraftverk. (LFI-85). 41 s.
- 1993-1 Jensen, A.J., Koksvik, J.I., Jensen, J.W., Jensås, J.G., Johnsen, B.O., Møkkelgjerd, P.I. & Winge, K. Stor-Glomfjordutbyggingen i Nordland: Ferskvannsbiologiske undersøkelser i Beiarelva før utbygging (1989-92). 48 s.
- 2 Thingstad, P.G. Ornitologiske etterundersøkelser ved Nerskogmagasinet, Rennebu kommune. Sammendrag av prosjektarbeidet 1989-92. 56 s.
- 3 Thingstad, P.G. Ornitologisk arts mangfold og verifisering av nøkkelfaktorer for fuglelivet i ulike skoghabitater innen Trondheim Bymark. 37 s.
- 4 Jensen, J.W. Fiskebestandene i Essand-Nesjø magasinene etter 22 år. 19 s.
- 1994-1 Koksvik, J.I. Økologisk tilstandsrapport med hovedvekt på relasjoner mellom plankton og røye i Leksdalsvatn 1993. 28 s.
- 2 Haug, A. & Arnekleiv, J.V. Ferskvannsbiologiske undersøkelser i Meltingvatnet, Nord-Trøndelag, fire og fem år etter regulering. (LFI-86). 31 s.
- 3 Thingstad, P.G. Konesjonsundersøkelser av fugler og pattedyr i forbindelse med planer om overføring av Nesåa til Tunnsjøen/Tunnsjødalen. 49 s.
- 4 Tømmeraas, P.J. Konsekvensundersøkelser på rovfugl og kråkefugl 1982-93 i forbindelse med kraftutbyggingen i Alta-Kautokeinovassdraget. 42 s.
- 5 Strand, L.Å. Amfibier i østre deler av Trøndelag. Beskrivelser av ynglebiotopene og utvelgelse av undervisningsdammer. (LFI-87). 39 s.
- 6 Dolmen, D. Biologiske undersøkelser av Tvedalen-området, Larvik: Ferskvannsfauna, amfibier og reptiler. (LFI-88). 29 s.
- 7 Arnekleiv, J.V., Koksvik, J.I., Hvidsted, N.A. & Jensen, A.J. Virkninger av Bratsbergreguleringen (Bratsberg kraftverk) på bunndyr og fisk i Nidelva, Trondheim (1982-1986). (LFI-89). 56 s.
- 8 Thingstad, P.G., Hokstad, S., Frengen, O. & Strømgren, T. Vannfugl og marin bunndyrfauna i Ramsarområdet på Tautra, Nord-Trøndelag. Konsekvenser av steinmoloen over Svaet. 41 s.
- 9 Bongard, T., Arnekleiv, J.V. & Solem, J.O. Bunndyr og fisk i Rotla før og etter regulering. II. Etter regulering. (LFI-90). 29 s.
- 1995-1 Arnekleiv, J.V. & Haug, A. Ferskvannsbiologiske forundersøkelser i Nesåavassdraget og Grøndalselva m.v., Nord-Trøndelag, i forbindelse med planlagt vannkraftutbygging. (LFI-91). 67 s.
- 2 Dolmen, D. Habitatvalg og forandringer av øyentstikkerfaunaen i et sørlandsområde, som følge av sur nedbør, landbruk og kalkning. (LFI-92). 86 s.
- 3 Koksvik, J.I. & Reinertsen, H. Planktonundersøkelser i Jonsvatnet i Trondheim. En oppsummering av utviklingen i perioden 1977-1994, med spesiell omtale av forholdene i 1994. 27 s.
- 4 Brodtkorb, E.M., Arnekleiv, J.V. & Haug, A. Fiskebiologiske undersøkelser i Tevla og Skurdalsvoll dammen før regulering og de to første årene etter regulering. (LFI-93). 30 s.
- 5 Arnekleiv, J.V., Rønning, L., Johansen, S.W., Haug, A. & Bongard, T. Fiskebiologiske referanseundersøkelser i Stjørdalsvassdraget 1990-1994, i forbindelse med Meråkerutbyggingen. (LFI-94). 86 s.
- 6 Dolmen, D. (red.). Ferskvannslokaliteter og verneverdi. (LFI-95). 105 s.
- 1996-1 Dolmen, D. Invertebrat- og amfibiefaunaen i dammer rundt Fjergen og i Teveldalen, Meråker. (LFI-96). 28 s.
- 2 Koksvik, J.I., Jensen, J.W., Berg, T. & Dalen, T. Fiskebestander og næringsgrunnlag i Vir'dnejav'ri og Ladnetjav'ri, Kautokeino kommune, 8 år etter regulering. 43 s.
- 3 Arnekleiv, J.V. & Haug, A. Fiskebiologiske undersøkelser i Holmvatnet og Rundtuvatnet, Rana kommune, Nordland, 1995. (LFI-97). 22 s.
- 4 Bolghaug, C. & Dolmen, D. Dammer og småtjern rundt Oslofjorden; fauna, flora og verneverdi. (LFI-98). 38 s.
- 5 Arnekleiv, J.V. & Haug, A. Økologisk tilstandsrapport for Gjevilvatnet 1986-89, med hovedvekt på plankton, mysis, bunndyr og fisk. (LFI-99). 63 s.
- 6 Brodtkorb, E.M., Arnekleiv, J.V. & Haug, A. Fiskebestandene i Gjevilvatnet i 1995: Status og utvikling. (LFI-100). 25 s.



ISBN 82-7126-510-5
ISSN 0802-0833