

RAPPORT

ZOOLOGISK SERIE

1988-3

Jan Ivar Koksvik og Jo Vegar Arnekleiv

**Zooplankton, *Mysis relicta*
og fisk i Snåsavatn 1984-87**



ZOOPLANKTON, *MYSIS RELICTA* OG FISK I SNÅSAVATN 1984-87

av

**Jan Ivar Koksvik
Jo Vegar Arnekleiv**

**Universitetet i Trondheim
Vitenskapsmuseet
Laboratoriet for ferskvannøkologi og innlandsfiske (rapport nr. 71)
Trondheim, juni 1988**

ISBN 82-7126-438-9

ISSN 0332-8538

REFERAT

Koksvik, Jan Ivar og Arnekleiv, Jo Vegar 1988. Zooplankton, *Mysis relicta* og fisk i Snåsavatn 1984-87. Universitetet i Trondheim, Vitenskapsmuseet, Rapport Zoologisk Serie 1988-3: 1-50.

Mysis er overført til Snåsavatn fra Bangsjøene gjennom et kraftanlegg som stod ferdig i 1975. I 1985-87 ble det registrert stor individtetthet av mysis og ingen tendens til forandringer i populasjonen.

Biomassen av zooplankton var lav ($200-400 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-2}$), og det ble registrert en reduksjon i alle deler av vatnet gjennom undersøkelsesperioden. Copepodene hadde størst biomasse. Det ble registrert en sesongmessig sen utvikling av cladocerer, noe som også er kjent fra andre mysis-sjøer. To av de vanligste zooplanktonartene i 1980, *Holopedium gibberum* og *Heterocope saliens* ble nesten ikke påvist. De små mengdene av aktuelle byttedyr i zooplanktonet gir ikke grunnlag for stor produksjon av røye i de frie vannmasser.

Stor biomasse av fyttoplankton i forhold til zooplankton indikerer at beitepresset på planktonalgene er svakt og at den biologiske selvrensningsevne er redusert.

Ekkoregistreringer viste at det i 1986-87 var svært lite fisk i de frie vannmasser i forhold til 1980. Det var også gjennomgående lavt fangstutbytte på flytegarn i hele perioden 1984-87.

På bunn garn var gjennomsnittsutbyttet 328 g ørret, 95 g røye og 189 g lake pr. garnnatt. Det var en tendens til økning i fangstene av ørret og lake i undersøkelsesperioden, mens røyefangstene varierte på et lavt nivå.

Lavt utbytte av røye på finmaskete garn samt alderssammensetningen i bestanden tyder på svak rekruttering. Rekrutteringen av ørret synes å være stabil og god.

Ørreten vokser godt og har ikke tendens til vekststagnasjon de første 6 år. De fleste hunner er over 30 cm som førstegangsgytere. Røya vokser middels godt de første 4 år, men får deretter en kraftig vekststagnasjon i forbindelse med gytemodning.

Mysis hadde en gjennomsnittlig volumandel på 25-40 % i mageprøver av ørret fanget på bunn garn i gruntvannsonen. Hos lake var mysisandelen hele 50-80 % i august og hos røye 44-56 %. Røye fanget på flytegarn hadde spist svært lite mysis. Her var fremdeles zooplanktonet viktigste næringsobjekt.

Koksvik, Jan Ivar og Jo Vegar Arnekleiv, Universitetet i Trondheim, Vitenskapsmuseet, Zoologisk avdeling, N-7004 Trondheim.

INNHold

REFERAT

FORORD	7
OMRÅDEBESKRIVELSE	8
RESIPIENTFORHOLD OG VANNKVALITET	8
ZOOPLANKTON	9
Metoder	9
Middelbiomasse	9
Sesongutvikling i biomasse	12
Arts sammensetning og biomasseendring på artsnivå	12
Sammenligning med resultater fra 1980	15
MYSIS RELICTA	17
Metoder	17
Tetthet	17
Biomasse	19
FISK	20
Metoder	20
Ekkoregistrering av fisk	21
Dybdeutbredelse av fisk i 1987	24
Utbytte av prøvafiske	24
Middelvekter i garnfangstene	29
Alders sammensetning og lengdefordeling	30
Fiskens ernæring	33
Kondisjonsfaktor	37
Vekst	38
Gytemodning og parasittisme	40
DISKUSJON	43
Forholdet mellom planktonsamfunnene og mysis	43
Utviklingen i fiskebestandene etter mysisoverføringen	46
LITTERATUR	49

FORORD

I perioden 1968-74 ble mysis (*Mysis relicta* Lovén) satt ut i hele ni av de største regulerte sjøene i Trøndelag. Senere har arten spredt seg til fem nye sjøer, bl.a. Snåsavatn.

Undersøkelser og opplysninger fra fiskere har kunnet tyde på at utviklingen med hensyn til artsbalanse og fiskeproduksjon ble svært forskjellig i "mysis-sjøene". På initiativ fra Direktoratet for naturforvaltning (DN) ble det derfor i 1984 satt ned en gruppe som skulle initiere og koordinere overvåkingsundersøkelser etter standardiserte metoder i flest mulig sjøer. Gruppen besto av ansatte som hadde erfaring fra mysis-undersøkelser ved DN, Universitetet i Trondheim-AVH og Vitenskapsmuseet.

I Snåsavatn ble feltarbeidet i 1984 utført av hovedfagsstudenter ved AVH under ledelse av førsteamanuensis Ofstad. Fiskematerialet skulle bearbeides ved DN og plankton-/mysismaterialet ved Vitenskapsmuseet. Fra 1985 ble videreføringen av hele prosjektet av praktiske grunner overført til Laboratoriet for ferskvannsekologi og innlandsfiske (LFI) ved Vitenskapsmuseet.

Fra 1986 ble undersøkelsene koordinert med Norsk institutt for vannforsknings (NIVA) undersøkelser for Statens forurensningstilsyn (SFT) innenfor "Statlig program for forurensningsovervåking". NIVA's undersøkelser har omfattet forurensningstilførsler, vannkjemi og planteplankton. En felles rapport vil foreligge om kort tid (Lien m.fl. 1988).

Foreliggende rapport omhandler fiskeribiologiske undersøkelser i perioden 1984-87 samt plankton- og mysisundersøkelser i perioden 1985-87. Vi har dessverre ikke hatt tilgang til plankton- og mysisprøvene fra 1984. En del data fra undersøkelsene dette året er benyttet i en hovedfagsoppgave (upublisert) i zoologi ved UNIT.

Undersøkelsene av zooplankton, mysis og fisk er vesentlig finansiert av Nord-Trøndelag elektrisitetsverk (NTE) og DN. Ekkoregistreringene er bekostet av SFT gjennom NIVA.

OMRÅDEBESKRIVELSE

Snåsavatnet er Nord-Trøndelags største og Norges sjette største innsjø. Det ligger med en halvpart i hver av kommunene Steinkjer og Snåsa. Østrem m.fl. (1984) gir følgende karakteristiske data for Snåsavatnet:

Areal	118 km ²
Volum	5500 mill. m ³
Middeldyp	46 m
Største dyp	121 m
Middelvanntføring	52 m ³ /sek
Teoretisk oppholdstid	3,3 år
Høyde over havet	22 m

Snåsavatnet er regulert 0,9 m ved en demning i utløpet fra 1910.

Nedbørfeltet er 1418 km². I tillegg kommer 146 km² som er overført ved regulering av Bangsjøene. Nedbørfeltet består av 4 % dyrket mark, 47 % skog, 12 % vannflate og 37 % myr, fjell og annet areal.

Snåsavatnet ligger under den marine grense. Hele nedbørfeltet ligger under 1000 m o.h., for det meste lavere enn 500 m o.h. De viktigste tilløpselver er Grana og Jørstadelva.

Berggrunnen i nedbørfeltet er til dels rik. Såkalt snåsakalkstein dominerer næromgivelsne. I tillegg finnes grønnstein, amfibolitt og fyllitt. Langs midtre deler av vatnet er det også felter med gneis og omdannede vulkanske bergarter. Gneis dominerer i høyereliggende områder, men også her er det innslag av kalkholdig berggrunn.

RESIPIENTFORHOLD OG VANNKVALITET

Tilførsler til Snåsavatnet av næringssalter (fosfor og nitrogen) fra menneskelige aktiviteter skjer vesentlig fra jordbruk, hysdyrhold og boligkloakk. Tilførslene fra industri er små. Ifølge Lien m.fl. (1988) er summene for teoretiske tilførsler av fosfor og nitrogen henholdsvis 21,3 tonn og 513,5 tonn. På grunnlag av målinger ble den årlige fosfortilførsel beregnet til 23,4 tonn i 1987 (Lien m.fl. op.cit.). Sammenlignet med perioden 1976-78 var fosfortilførselen 1,8 tonn/år høyere i 1988.

Mange av tilløpselvene/bekkene til Snåsavatnet er sterkt belastet med nærings-salter og koliforme bakterier. De sterkest belastede tilløp er: Langhammerelva, Leiråa, Viabekken, Finsåsbekken, Tiltneselva og Nordgårdsbekken (Lien m.fl. op.cit.).

Målinger i utløpselva i 1986 og 1987 viste lave næringssaltkonsentrasjoner og liten transport av forurensende stoffer ut av Snåsavatn. Det viser at tilførte næringssalter og organisk stoff omsettes og sedimenteres i vatnet.

Belastningsmodeller viser at Snåsavatnet har nådd et betenkelig nivå med hensyn til fosforbelastning (Lien m.fl. op.cit.).

pH-målinger viser at Snåsavatnet har svakt surt til nøytralt vatn (Nøst og Koksvik 1981, Lien m.fl. 1988). Det ble i 1986-87 målt høye oksygenkonsentrasjoner, også i dypere lag i stagnasjonsperioder vinter og sommer (Lien m.fl. op.cit.). Laveste målte oksygenmetning var ca. 75 %. Verdier for total hardhet er funnet å ligge i området 0,5-0,7 °dH, CaO mellom 3,5 og 5,0 mg/l, MgO mellom 0,4 og 1,8 mg/l og elektrolyttisk ledningsevne (K_{18}) 30-40 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (Nøst og Koksvik op.cit.). Verdiene for organisk materiale er relativt høye, og vannfargen tyder på at det dreier seg om humus. I løpet av siste 10-årsperiode synes siktedypet å ha blitt redusert fra 6 til 4 m (Lien m.fl. op.cit.).

ZOOPLANKTON

Metoder

Prøver ble tatt på 4 faste stasjoner i perioden 1985-87 (figur 1). Stasjon A og B er identiske med henholdsvis stasjon H4 og H3 i tidligere undersøkelse av Nøst og Koksvik (1981). Stasjon C ligger i Klingsundet og stasjon D i det sør-vestlige bassenget, ca. 1,5 km lenger mot vest enn stasjon H1 i Nøst og Koksvik (op.cit.).

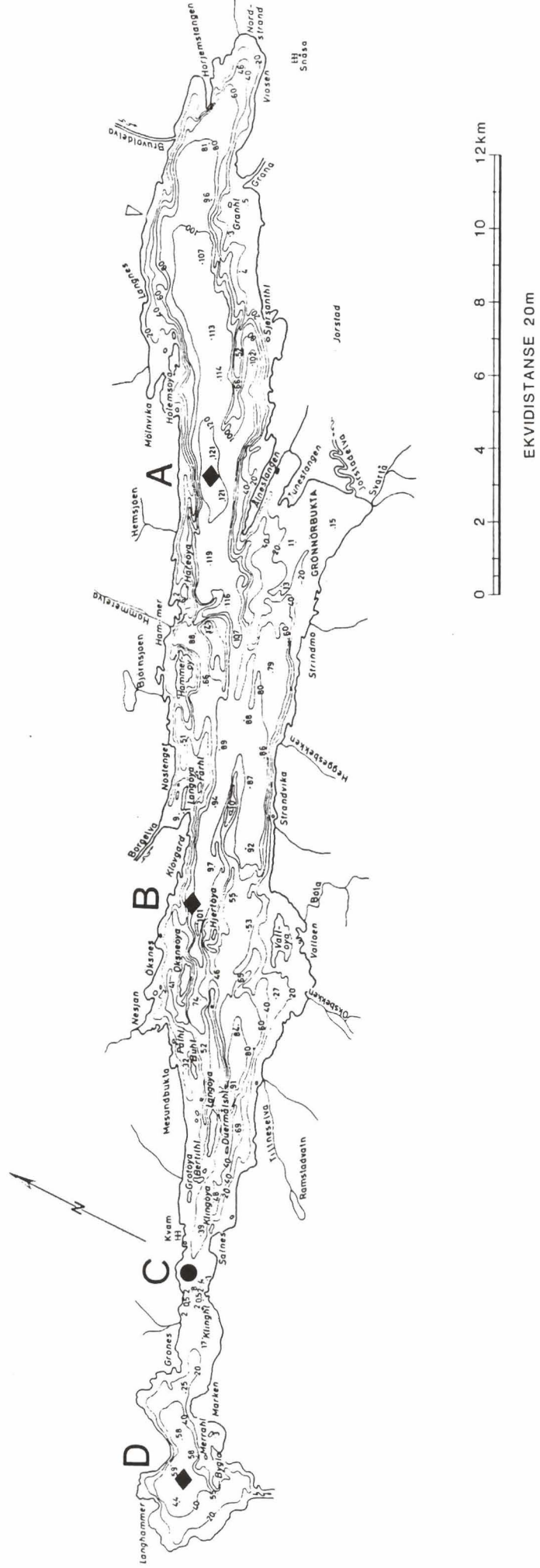
Det ble tatt kvantitative prøver med en 1 m lang rørhenter på dyp 0-20 m og slik at alle dybdesjikt ble representert (20 prøver). Prøver fra 5 meters søyler ble slått sammen for senere analyser. For sammenligning og supplerings av materialet ble det i tillegg tatt vertikale håvtrekk (håv-åpning 660 cm^2 , maskevidde 90 μ) fra 20-0 og 50-0 m. På stasjon C ble det kun tatt prøver til 10 m som var største dyp.

For best mulig å kunne sammenligne data fra 1985-87 med håvprøver fra 1980, var det nødvendig å bestemme en håvfaktor. Tilsammen ble biomassedata for 94 parallelle prøver med rør og håv i 1985 og 1987 sammenlignet (figur 2).

I alle unntatt 5 tilfelle ga rørprøver større biomasse enn håvprøver. Forholdet mellom rør og håv (R/H) varierte fra 0,6 til 3,8. Beregnet regresjonslinje er inntegnet i figur 2. Forholdet mellom rør og håv forandret seg lite med økende biomasse innenfor det aktuelle intervall (40-1000 $\text{mg} \cdot \text{m}^{-2}$ tørrvekt). Bergenet håvfaktor økte fra 1,68 ved biomasse på 40 $\text{mg} \cdot \text{m}^{-2}$ til 1,93 ved 1000 $\text{mg} \cdot \text{m}^{-2}$.

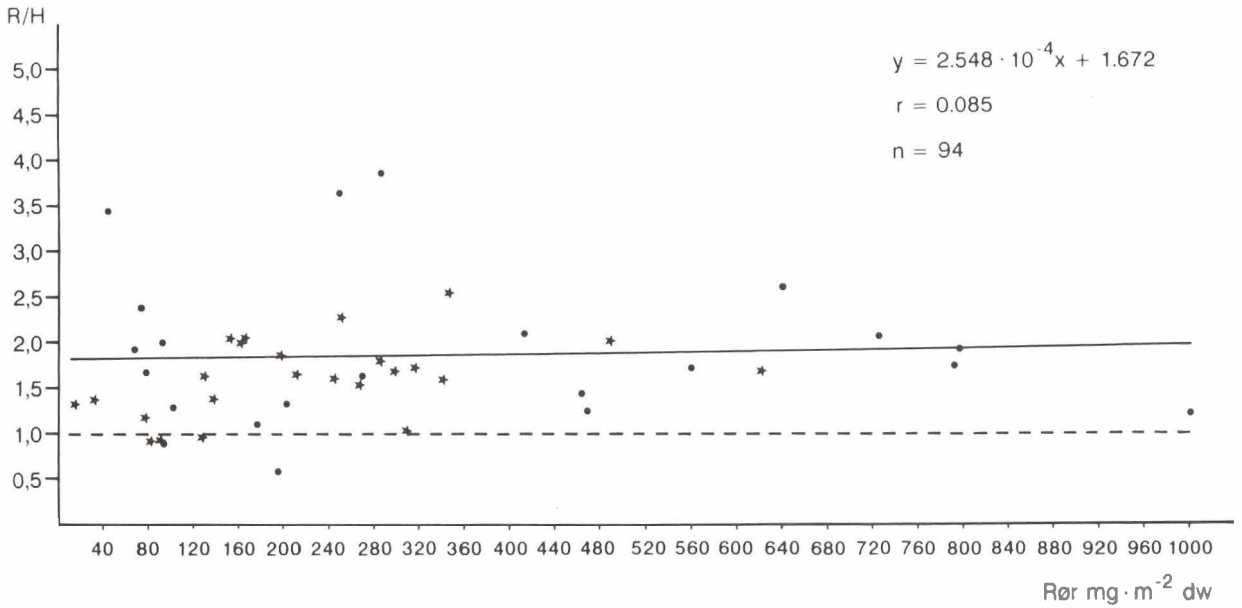
Middelbiomasse

Figur 3 gir en oversikt over årsgjennomsnitt for biomasse på de ulike stasjonene. Verdiene bygger på månedlige prøver i perioden juni-september. I 1985 ble det tatt prøver på to tidspunkt i juli. For å gjøre sammenligningen med de andre årene på så likt grunnlag som mulig, er bare første dato (3.7) blitt brukt i fremstillingen. Da det i 1985 ikke ble tatt prøver i oktober, er disse i sammen

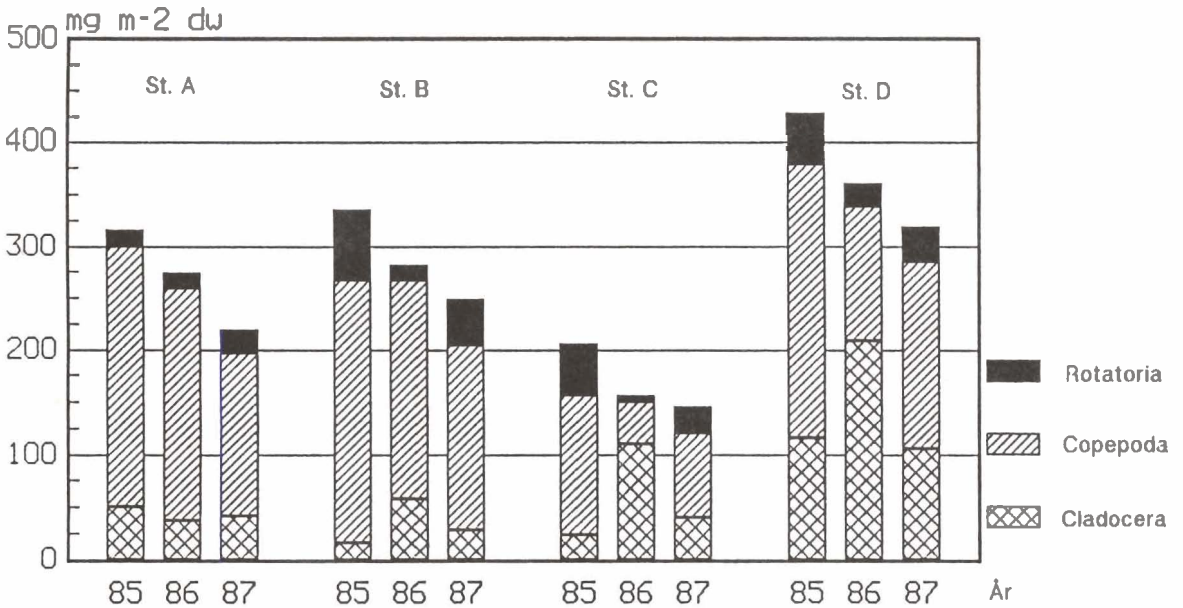


Figur 1. Dybdekart over Snåsavatn (etter Østrem m.fl. 1984).

◆ ● Planktonstasjoner



Figur 2. Forholdet i biomasse av zooplankton mellom rør- og håvprøver (R/H) som funksjon av biomasse ved rørprøver. ● 1985 ★ 1987



Figur 3. Middelbiomasse av zooplankton på ulike stasjoner for perioden juni-september i 1985-87.

ligningen også holdt utenfor for de andre årene. (Se figur 4 for fullstendig oversikt over prøvedatoer).

Figur 3 indikerer en reduksjon i total zooplanktonbiomasse på alle stasjoner i undersøkelsesperioden.

Alle stasjoner hadde lav biomasse. På stasjon A og B lå verdiene fra vel 200 til 330 mg · m⁻² (tørrvekt). Stasjon C hadde verdier mellom 100 og 200 mg · m⁻². De største biomasser ble i alle tre år registrert på stasjon D hvor verdiene lå fra 300 til vel 400 mg · m⁻².

Den relative andelen av cladocerer (vannlopper) var også størst på stasjon D med 39 % i snitt, mens stasjon A og B hadde henholdsvis 16 og 11 % cladocerer av total biomasse. På stasjon C var forholdene mer variable. I snitt besto 34 % av biomassen av cladocerer på stasjon C. Det er denne gruppen som er av størst betydning som næring for fisk. Biomassene av cladocerer var størst i 1986 med unntak av stasjon A.

På stasjon A og B utgjorde copepoder (hoppekreps) i snitt henholdsvis 78 og 74 %, mot 50 % på stasjon C og 52 % på stasjon D.

Rotatorier (hjuldyr) utgjorde i snitt fra 7 til 16 % av biomassen på de ulike stasjoner. Dette er en høyere andel for denne gruppen enn hva som er vanlig å finne i oligotrofe sjøer.

Sesongutvikling i biomasse

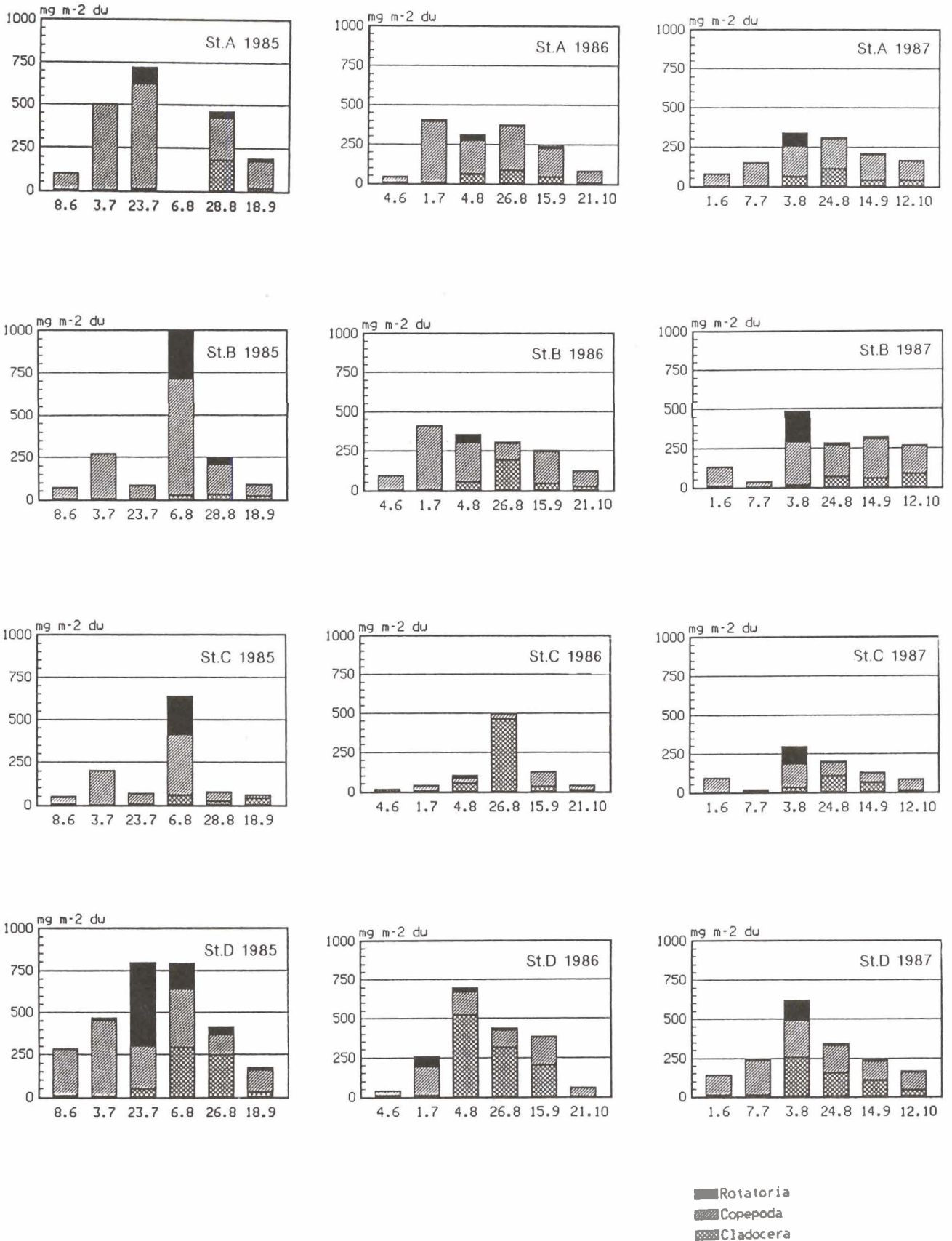
Figur 4 viser biomasse for alle prøvedatoer på de ulike stasjoner. Det generelle mønster gjennom sesongen viser en utvikling fra meget lave verdier i juni mot en topp i august og deretter avtagende biomasse i september/oktober. Unntaksvis ble høyeste biomasseverdi registrert i juli.

Cladocerene kom sent i gang med biomasseutviklingen. Tidligere enn august ble det registrert svært små mengder cladocerer. Allerede i midten av september var biomassen igjen sterkt redusert etter en topp i august. Dominansen av copepoder var normalt sterkest vår og høst.

Ved enkelte anledninger ble det funnet usedvanlig store mengder rotatorier. Dette var spesielt fremtredende i prøvene fra slutten av juli og begynnelsen av august 1985 og begynnelsen av august 1987. Det var arten *Asplanchna priodonta* som da hadde meget høy tetthet.

Artssammensetning og biomasseendring på artsnivå

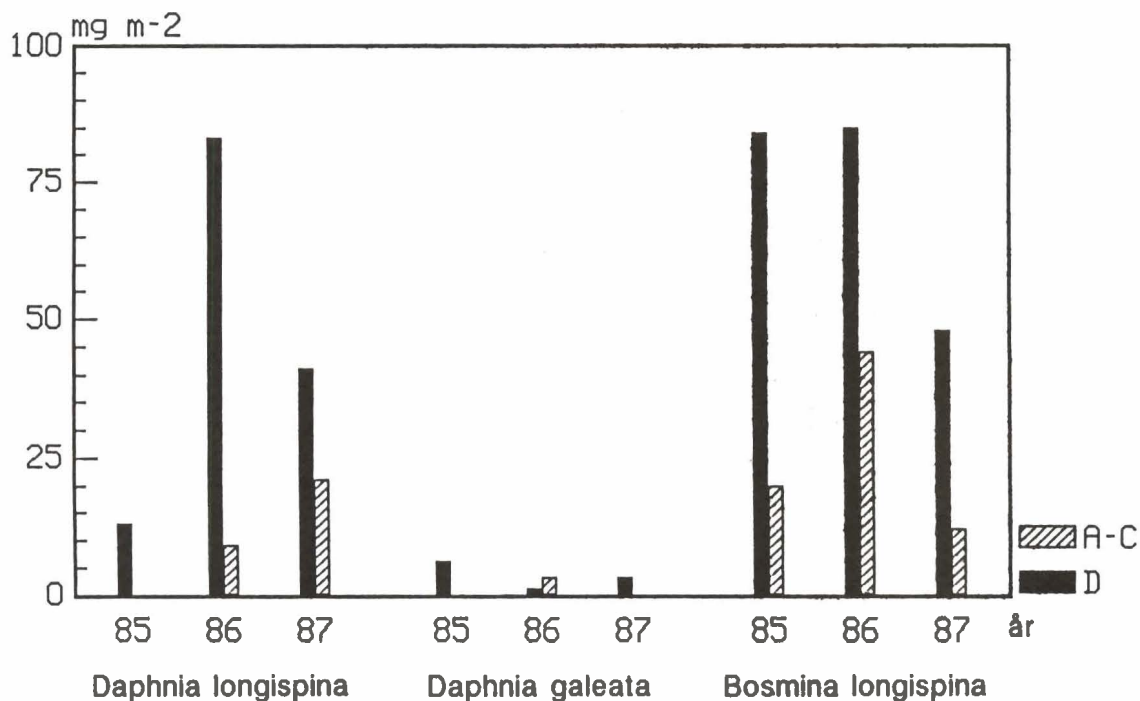
Bosmina longispina og *Daphnia longispina* var de dominerende cladocerarter både tetthetsmessig og med hensyn til biomasse. *Daphnia galeata* forekom også regelmessig men i meget beskjeden tetthet. *Holopedium gibberum* ble kun registrert i august 1987, og da i meget lav tetthet. Forøvrig ble *Bythotrephes longimanus* og *Polyphemus pediculus* registrert sporadisk. Materialet gir ikke grunnlag for å antyde noen bestemt utviklingstendens fra 1985 til 1987 med hensyn til biomasse hos cladocerer.



Figur 4. Zooplankton biomasse på ulike prøvedatoer i 1985-87.

Figur 5 viser gjennomsnittsbiomasse for de tre viktigste cladocer-artene i ulike år. Stasjon D som hadde størst biomasse, er i figuren sammenlignet med gjennomsnittsverdier for de andre stasjonene.

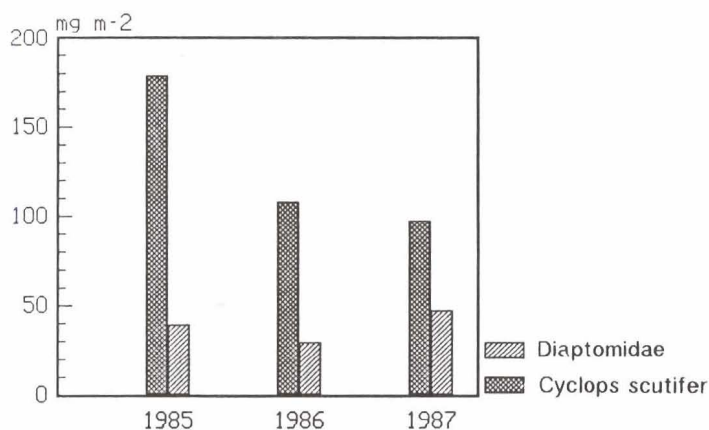
Cyclops scutifer var klart dominerende art blant copepodene. Deretter kom *Acanthodiaptomus denticornis* og *Arctodiaptomus laticeps*. I tillegg ble det funnet et lavt antall nauplier av *Heterocope* sp. i 1985. I 1986 ble *Mesocyclops leuckarti* registrert på to prøvedatoer i 1986.



Figur 5. Biomasse av de viktigste artene av Cladocera (vannlopper) på stasjon D sammenlignet med snittet fra stasjon A, B og C i Snåsavatn.

Figur 6 viser biomasseutviklingen for *Cyclops scutifer* og diaptomidene *A. denticornis* og *A. laticeps* i undersøkelsesperioden. I årsgjennomsnitt for alle stasjoner var biomassen av *C. scutifer* nær halvert fra 1985 til 1987. Biomassen av diaptomider var relativt stabil i perioden.

Blant rotatoriene hadde som tidligere nevnt *Asplanchna priodonta* størst biomasse. De vanligste artene forøvrig var *Keratella cochlearis*, *Keratella quadrata*, *Kellicottia longispina*, *Polyarthra* sp. og *Conochilus* sp.



Figur 6. Middelbiomasse av de viktigste Copepoder (hoppekreps) i Snåsavatn 1985-87.

Sammenligning med resultater fra 1980

I tabell 1 er beregnet biomasse for 1980 (se metoder for håvfaktor) stilt opp sammen med resultater for nærliggende tidspunkt og samme stasjoner i 1985-87.

På stasjon A og B var biomassen i 1980 klart større enn i 1987. Sammenlignes prøvene fra slutten av juni 1980 med tidlig juli 1985-86 er det ingen klar tendens. Da utviklingen av enkelte populasjoner kan skje meget raskt i denne perioden, er det vanskelig å sammenligne disse data. I slutten av august var biomassen også i 1985 og 1986 klart mindre enn i 1980. Cladocerenes andel av biomassen synes å ha vært større tidlig i sesongen i 1980 sammenlignet med perioden 1985-87.

På stasjon D lå biomassen i snitt høyere i 1985-87 enn i 1980. Også på denne stasjonen var imidlertid biomassen av cladocerer lav tidlig i sesongen i 1985-87 sammenlignet med 1980.

Med hensyn til artssammensetning ble to arter som var vanlige i 1980 nesten ikke påvist i 1985-87. Dette gjelder *Holopedium gibberum* og *Heterocope saliens*.

Tabell 1. Beregnet biomasse hos planktonkreps i 1980 og sammenlignbare tidspunkt i 1985-87

St.	Dato	Total planktonkreps-biomasse mg·m ⁻²	Biomasse Vannlopper (Cladocera)	Biomasse Hoppekreps (Copepoda)	
A (H IV)	24.6.80	475	48	427	
	3.7.85	499	1	498	
	1.7.86	392	1	391	
	7.7.87	149	0	149	

B (H III)	24.6.80	371	37	334	
	3.7.85	267	2	265	
	1.7.86	409	2	407	
	7.7.87	32	0	32	
	27.8.80	543	54	489	
	28.8.85	208	31	177	
	26.8.86	296	190	106	
	24.8.87	268	65	203	

	D (H 1)	23.6.80	210	48	162
3.7.85		450	2	448	
1.7.86		193	8	185	
7.7.87		234	6	228	
25.8.80		204	43	161	
26.8.85		366	245	121	
26.8.86		421	310	111	
24.8.87		333	152	181	

MYSIS RELICTA

Metoder

Mysisprøver ble samlet inn om natta med håv som hadde åpning lik 1 m² og maskevidde 0,5 mm. Håven ble senket med åpningen først og trukket vertikalt opp igjen, slik at den fanget både på vei ned og opp gjennom vannmassene.

Dyrene ble umiddelbart fiksert med fytofix og senere overført til alkohol i løpet av få timer.

Det er problematisk å foreta raske og nøyaktige mål av kroppslengde hos fikserte Mysis. Det er imidlertid tidligere vist at det er et lineært forhold mellom lengde på antenneplatene og kroppslengde (Grossnickle and Beeton 1979). I materialet fra Snåsavatn ble 120 individer mellom 3,5 og 18,1 mm plukket ut og målt for å beregne forholdet mellom disse lengdemålene. Total kroppslengde ble målt som avstanden mellom rostrums spiss og forbindelseslinjen mellom telsons hjørner. Følgende forhold ble funnet:

$$L_t = 6,235 L_a + 0,960 \quad r = 0,98 \quad n = 120$$

L_t angir totallengde og L_a antenneplate-lengde. Antenneplate-lengden ble benyttet ved senere målinger for biomasseberegninger.

De samme 120 individer ble veid enkeltvis etter tørking ved 60° C i 72 timer. Forholdet mellom totallengde (L , mm) og tørrvekt (W , mg) i materialet beskrives av ligningen

$$W = 0,0105L^{2,12} \quad r = 0,88$$

Det er her ikke foretatt korleksjon for vekttap ved fiksering. Denne ligningen er brukt ved biomasseberegninger.

Lengde-vekt relasjoner som er angitt for mysis i litteraturen gir til dels svært sprikende kurver. Av data i gjennomgått litteratur er kurven for Snåsavatnet mest overensstemmende med regresjonskurven som Bremer and Vijverberg (1982) har benyttet for *Neomysis integer* ($W = 0,003991L^{2,48}$). Sammenlignet med Sell's (1982) regresjon, $W = 0,00176L^{3,02}$, får store dyr i Snåsavatnet lav vekt. Lasenby and Langford (1972) presenterer svært forskjellige regresjonsligninger for to sjøer i Canada:

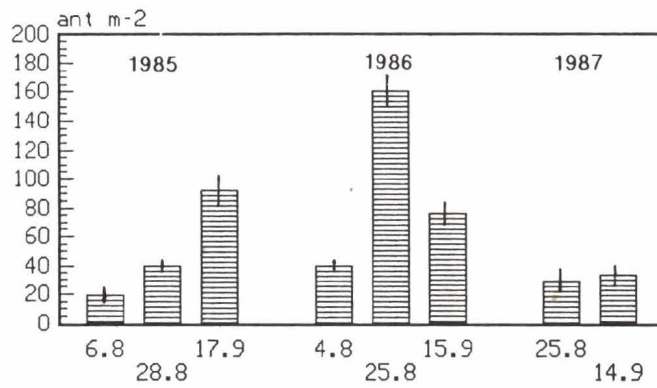
$$W = 0,00272L^{2,00} \text{ (Char Lake)}$$

$$W = 0,00345L^{2,84} \text{ (Stony Lake)}$$

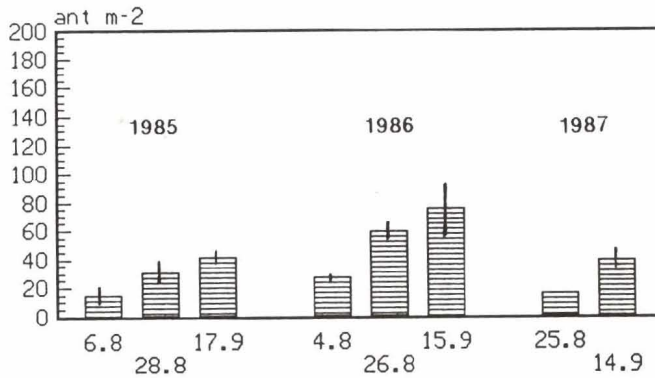
Kurven for Snåsavatn ligger mellom kurvene som disse to ligningene beskriver.

Tetthet

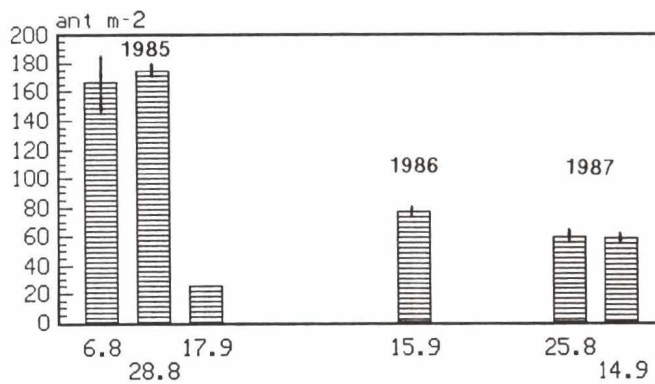
Tetthet av mysis på stasjonene A, B, C og D i perioden 1985-87 er vist i figur 7. Stasjonene C og D hadde de høyeste individantall pr. m² overflate dersom en regner gjennomsnitt for alle prøvetidspunkt ($\bar{x} = 94$ for st. C og $\bar{x} = 85$ for st. D).



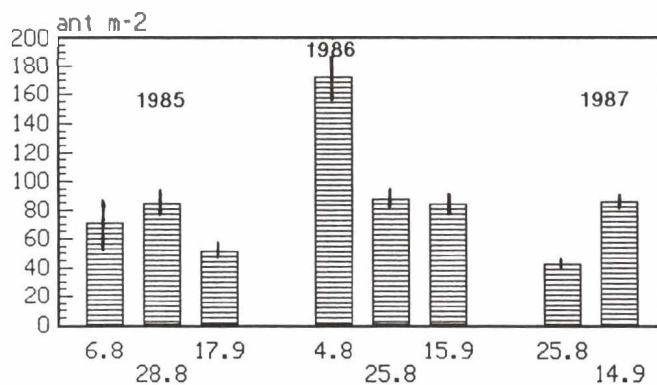
St. A



St. B



St. C



St. D

Figur 7. Tetthet av *Mysis relicta* på stasjonene A, B, C og D i Snåsavatnet 1985-87.

Dersom en ser på individantallet pr. volumenhet, hadde stasjon C, Klingsundet, klart størst tetthet. Det var her så grunt at prøvene består av en vannsøyle på bare 10 m mot 40 til 50 m på stasjon D, 70-80 m på stasjon B og 90-100 m på stasjon A.

Stasjon B i hovedbassenget hadde gjennomgående det laveste individantallet med et snitt på 38 individer pr m^2 . Snitt for stasjon A var 61 individer pr. m^2 .

Det var ingen tendens til generell økning eller reduksjon av mysispopulasjonen i undersøkelsesperioden. På stasjonene A, B og D ble det registrert større tetthet i 1986 enn året før og etter (På stasjon C ble det kun tatt prøver på ett tidspunkt i 1986).

Det kan se ut til at oppbyggingsfasen av populasjonen skjedde tidligere enn 1985 og at man er kommet inn i en periode hvor tettheten vil svinge fra år til annet rundt et relativt stabilt middel. Situasjonen i Selbusjøen etter 1980 har vært slik (Langeland m.fl. 1986).

I forhold til andre undersøkte mysis-sjøer i Trøndelag var tettheten på stasjon A, C og D sammenlignbar med Selbusjøen i perioden 1980-84 hvor den svingte rundt 100 individer pr. m^2 (Langeland m.fl. op. cit.). I Limingen og Namsvatn var tettheten atskillig lavere (Koksvik in prep.).

Biomasse

Tabell 2 viser beregnet biomasse hos mysis på ulike stasjoner og tidspunkt. Størst biomasse pr. arealenhet overflate ble registrert på stasjon D i det sørvestlige bassenget. I snitt for alle prøvetidspunkt ble det her beregnet en biomasse på $172 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-2}$ tørrvekt.

Stasjon C i Klingsundet hadde imidlertid størst gjennomsnittsbiomasse pr. volumenhet. Dette skyldes den store dybdeforskjellen nevnt foran.

Regnet pr. arealenhet var gjennomsnittsbiomassen på stasjon A og B henholdsvis 48% og 36 % av verdien for stasjon D.

Tabell 2. Biomasse ($\text{mg} \cdot \text{m}^{-2}$ tørrvekt) hos *Mysis relicta* på ulike stasjoner i Snåsavatn i perioden 1985-87.

År	Dato	Stasjon			
		A	B	C	D
1985	6.8	30	32	220	100
	28.8	47	45	315	165
	17.9	146	76	54	128
1986	4.8	32	21	-	220
	25.8	168	132	-	165
	15.9	129	85	133	216
1987	24.8	44	24	90	170
	14.9	65	78	89	215
Gjennomsnitt		83	62	150	172

FISK

Metoder

Registrering av fisk er utført ved bruk av et SIMRAD EY-M ekkolodd. Dette instrumentet gjør det mulig å registrere enkeltindivider av fisk. Signalene ble spilt inn på magnetbånd med tanke på seinere databehandling for tetthetsberegninger. Metoden er nærmere beskrevet av Lindem (1983). Registreringene er utført langs faste kurser i Snåsavatnet på våren etter isløsning og i august.

Prøvefisket ble utført med standard bunngarnserier, hver serie bestående av 7 garn med følgende maskevidder: 45(14), 39(16), 35(18), 29(22), 26(24) og 2 x 21(30) mm (omfar). I 1984 er det isteden for 2 stk. 21 mm garn brukt 1 stk. 22,5 mm (28 omfar) og 1 stk. 19,5 mm (32 omfar) i serien. Garnfisket ble i perioder supplert med mer småmaskede garn med maskevidder 10, 12,5, 15 og 18 mm. Garna ble i hovedsak satt enkeltvis. I 1987 ble det fisket med garnlenker av lik maskevidde ned til 35 m dyp. Hver lenke bestod av 5 garn.

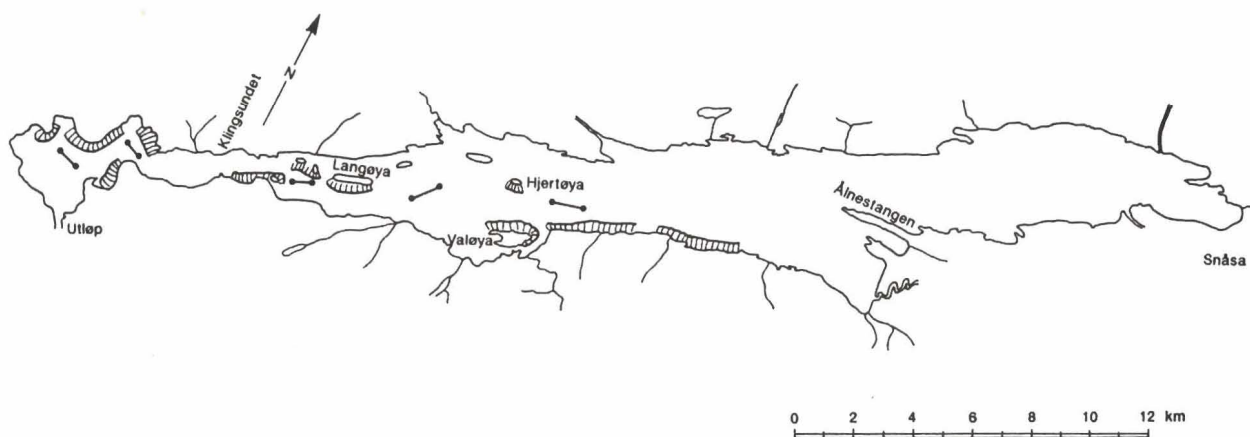
Flytegarnfiske ble utført i de øverste vannlag 0-6 m dyp med flytegarn (25 · 6 m) av maskestørrelse 35(18), 29(22), 26(24) og 19,5(32) mm (omfar).

Områder for prøvefisket framgår av figur 8. Sørlige basseng ble bare fisket i 1986 og 1987. Fisket har foregått i månedene mai og september 1984 og i juni/juli og august 1985, 1986 og 1987.

Fiskematerialet er analysert med hensyn på alder, vekst, ernæring, kjøttfarge, kjønn, utviklingsstadier av gonader og parasitter. Fiskens lengde er målt fra snuten til enden av sammenklemt halefinne (maksimal lengde). Fiskens kondisjonsfaktor er beregnet etter formelen

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

Mengdene av de enkelte næringsdyr i mageprøver er vurdert volummessig (%) i forhold til hverandre (Hynes 1950).



Figur 8. Områder for prøvefiske med flytegarn (—●—) og bunngarn (▨) i Snåsavatn 1984-87.

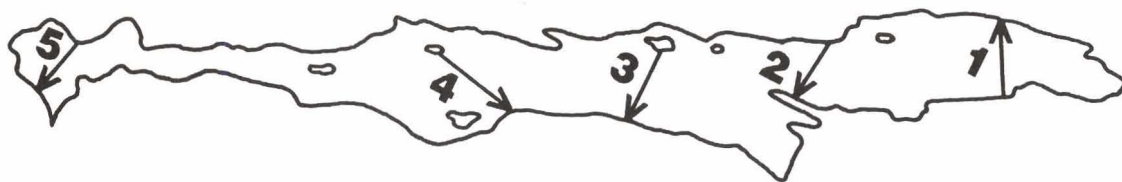
Ekkoregistrering av fisk

Ekkoregistreringer ble foretatt 4-5.8.86, 22-23.5.87 og 3-4.8.87.

Det ble foretatt registreringer langs 5 faste kurser fordelt over hele vatnet (figur 9):

- Kurs 1. Granabukta - Vegset.
- Kurs 2. Gåsnestangen - Ålnestangen.
- Kurs 3. Hammerøya - Sæterbukta.
- Kurs 4. Øksnesøya - Hestnestangen.
- Kurs 5. Kneåsen - Dal.

I tillegg sto ekkoloddet ofte på under kjøring mellom kursene.



Figur 9. Kurser ved ekkoregistreringer i Snåsavatn 1986 og 1987.

Tidspunktene ble valgt på bakgrunn av erfaringer en har med ekkoregistreringer i andre sjøer i Trøndelag med røye og ørret.

I Selbusjøen har det vist seg at perioden umiddelbart etter isløsning er gunstig. Fisken står da om natta jevnt fordelt på dyp 20-30 m. Mønsteret har gjentatt seg år etter år (Langeland et al. 1986). I 1987 ble det foretatt nattregistreringer i Snåsavatnet 5 døgn etter isløsning.

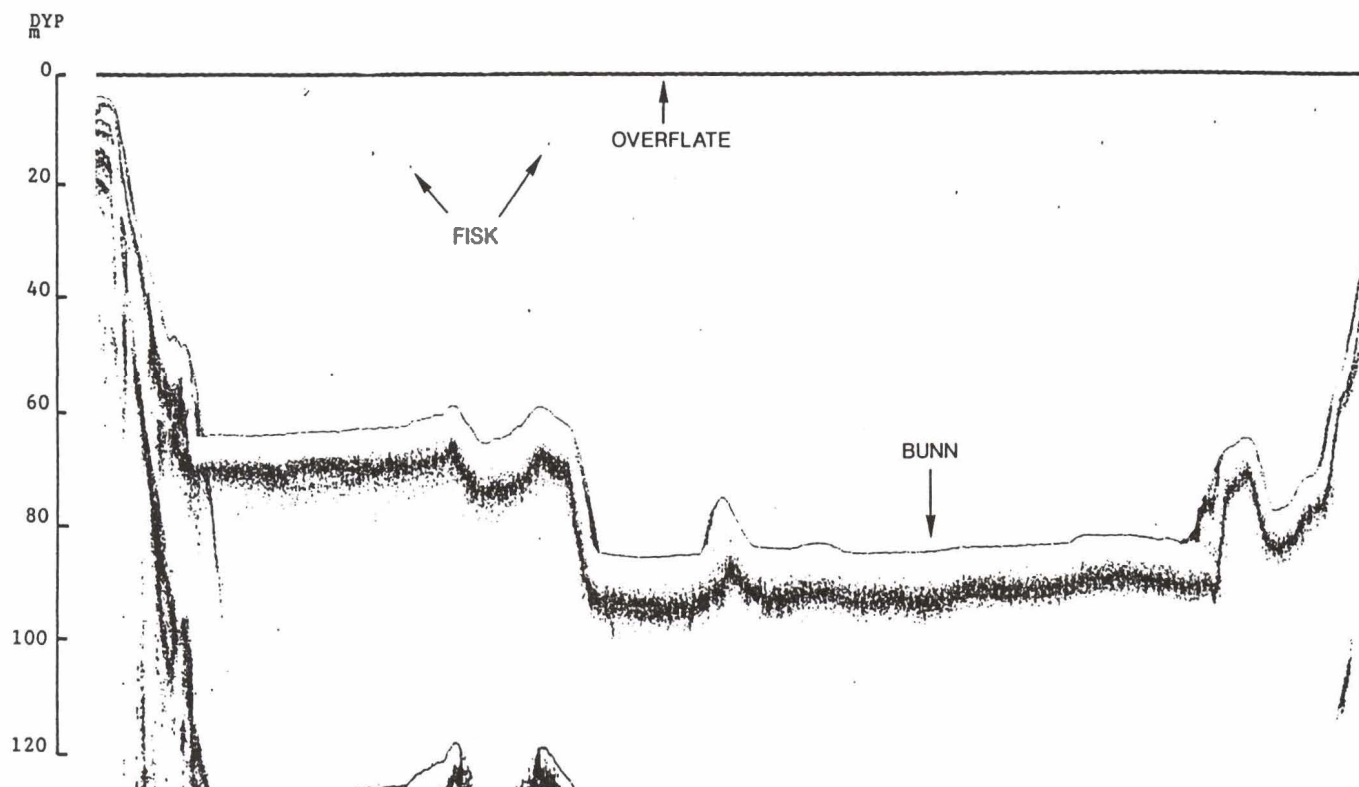
I det nærliggende Leksdalsvatnet syntes nattkjøring på ettersommeren og høsten å være best egnet (Koksvik og Reinertsen 1982). Registreringene i august begge år i Snåsavatnet ble utført på bakgrunn av denne erfaringen.

Ved alle anledninger og langs alle kurser ble det registrert svært lite fisk i Snåsavatn. Oftest kunne det på ekkogrammene telles mindre enn 10 spredte registreringer av enkeltfisk langs kursene som var minimum 3 km. Stimdannelse ble aldri observert. Dette gjorde det lite interessant å databehandle signalene for tetthetsberegning og størrelsesfordeling. Typiske ekkogram er vist i figur 10 og 11.

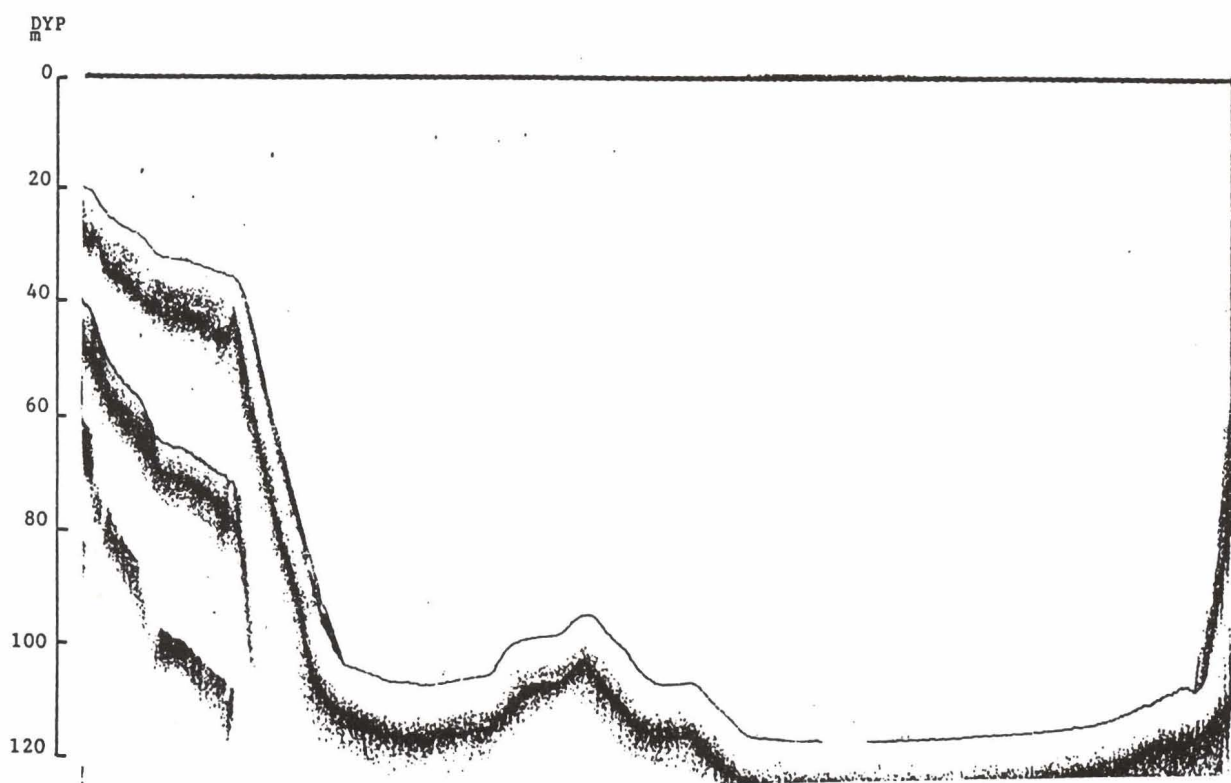
Resultatene kan tyde på at det var litt mer fisk i pelagisk sone i bassenget sør for Klingsundet (Kurs 5 og tilfeldige observasjoner) enn i vatnet forøvrig.

Ekkoregistrering med samme utstyr ble også utført i Snåsavatn 3.-4.9.80 (Gjøvik 1981). Det ble da registrert en helt annen tetthet av fisk (106-2060 fisk/ha). Ekkogram fra to av disse kursene (B og C) som ligger i nærheten av vår kurs 3 er gjengitt i figur 12.

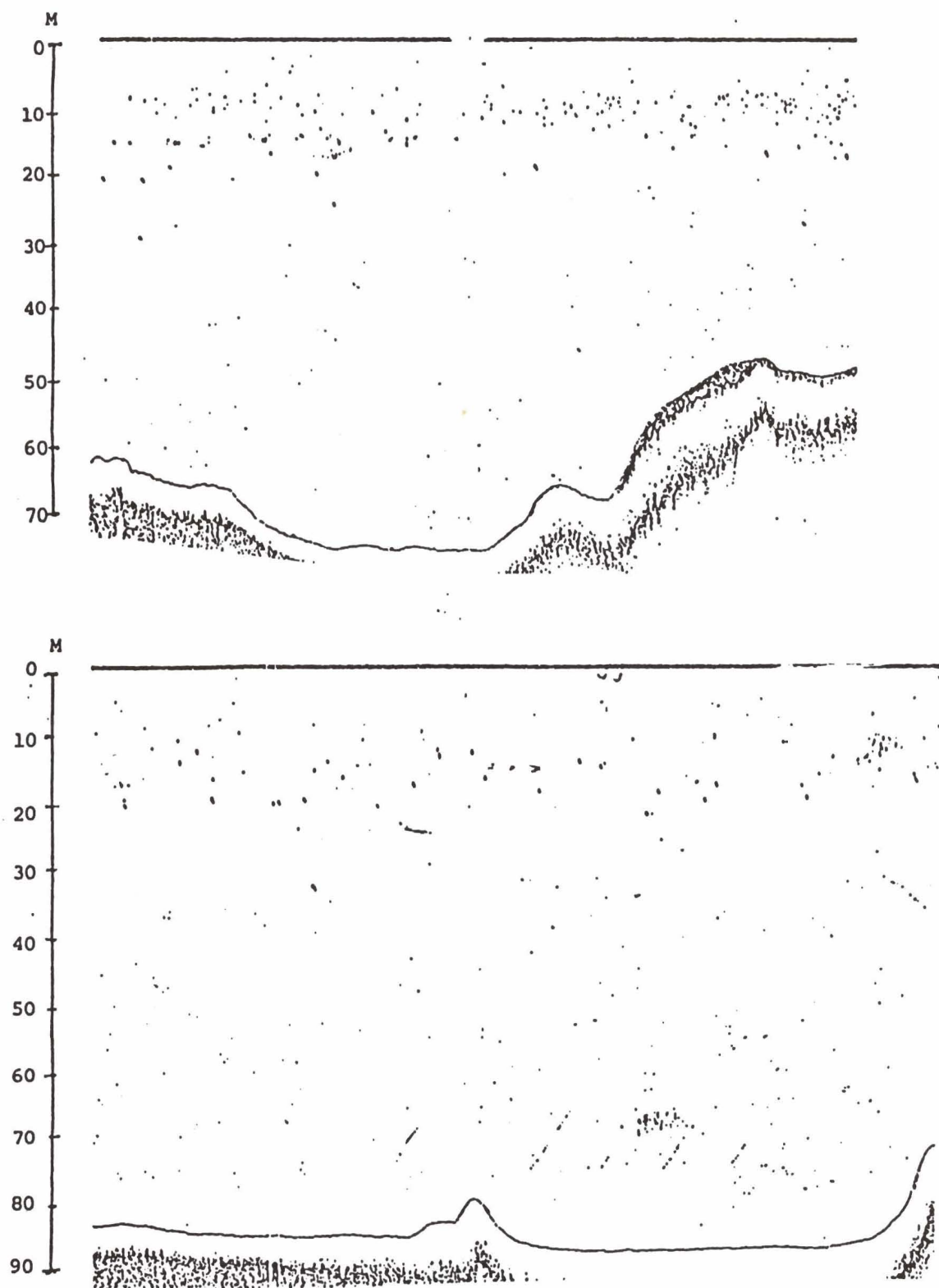
Sammenligninger av resultater indikerer at det var mye større fisketetthet i de frie vannmasser (pelagisk sone) i 1980 enn i 1986-87.



Figur 10. Ekkogram fra registrering av fisk langs kurs 3, Hammerøya-Sæterbukta, 5.8.86, nattkjøring.



Figur 11. Ekkogram fra registrering av fisk langs kurs 2, Gåsnestangen-Ålnestangen (motsatt kjøretning) 21.5.87, nattkjøring.



Figur 12. Ekkogram fra registrering av fisk ut for Heggesebakkmoen-Sætermoen 3-4.9.80 (fra Gjøvik 1981).

Dybdeutbredelse av fisk i 1987

For å undersøke hvor fisk stod fordelt på dypere partier enn det bunngarna normalt fanger på ble det i 1987 gjennomført forsøksfiske med bunngarnserier på dypere vatn i to perioder. Garnlenkene som bestod av 5 garn med standard maskevidder ble satt fra land og utover til 25-50 m dyp, med et gjennomsnittsdyp for ytterste garn på 35 m. Resultatene er framstilt i figurene 13 og 14.

Ørret ble overveiende fanget på de 3 innerste garna i juli og de 2 innerste i august. I juli var det en klar overvekt av ørret på det innerste garnet og avtagende mengder på garn nr. 2-4, og ingen fangst på ytterste garn. Ørretfangstene var klart størst i juli.

Røya fordelte seg mer jevnt på alle garn i begge perioder, men med størst fangster totalt sett på dypere vatn enn ørret. I juli var røyefangstene betydelig større enn i august, og flest røye ble da fanget på garn nr. 2 og 3.

Lakefangstene var klart størst og dominerte helt totalfangsten i august. I juli var det en klar tendens til økning i lakefangstene med økende dyp, mens en stor andel av laken ble fanget på de 2 innerste garnene i august og med størst fangst på garn nr. 2. Men også i august ble det fanget et betydelig antall lake på garn nr. 3-5.

Resultatene viser at ørret utnytter de grunneste partier av vatnet både i juli og august. Data fra juli indikerer et tydelig skille i habitat mellom ørret, røye og lake, hvor laken lever på de dypeste partiene, ørret på de grunneste og røya inntar en mellomstilling.

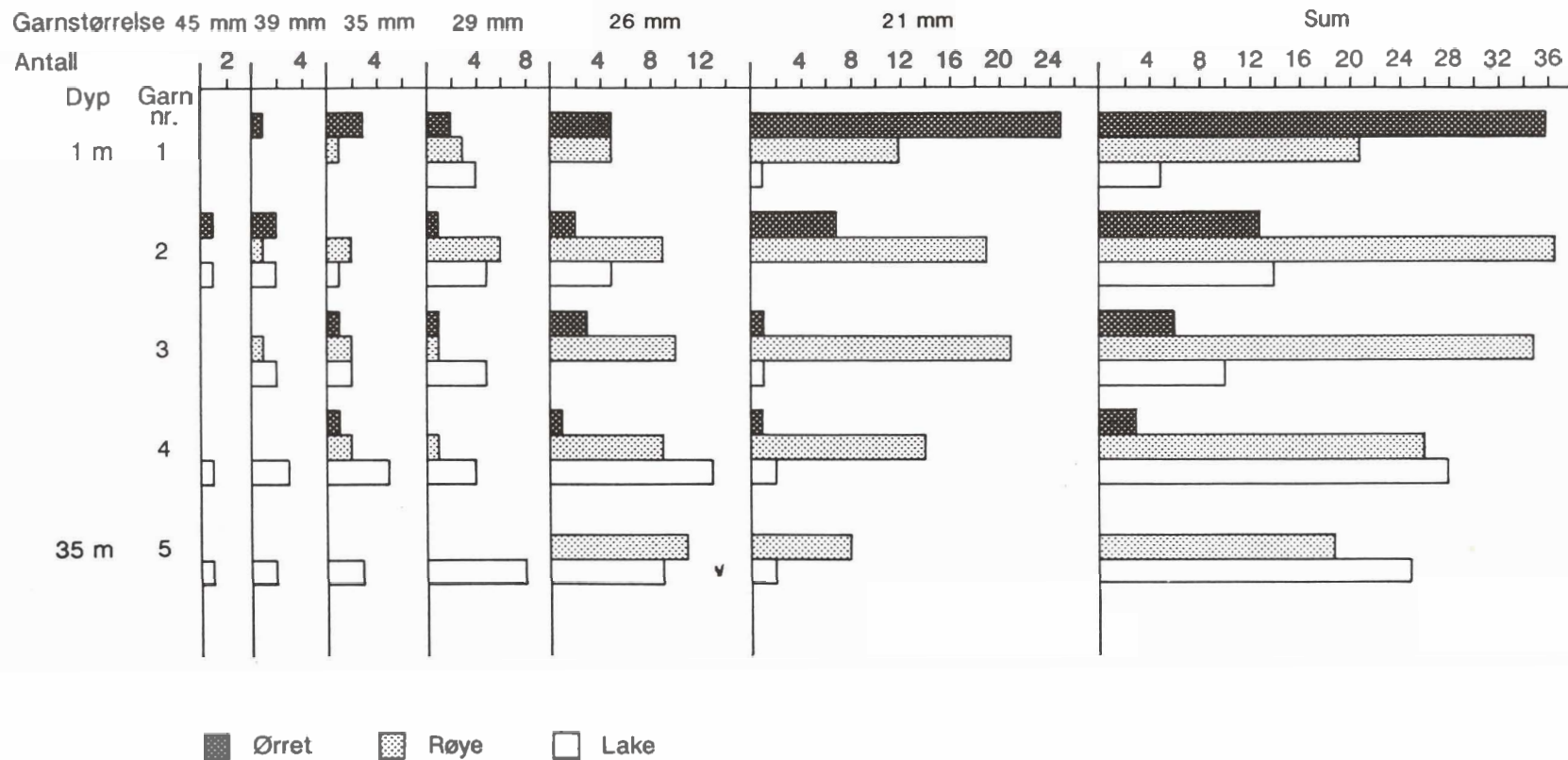
Resultatene fra august tyder på at en slik habitatatskillelse kan variere mellom ulike årstider. I august ble det ikke funnet en slik tydelig atskillelse. Tvertimot ble alle 3 arter da tatt i størst mengde på de to innerste garn.

Av figurene går det også fram at mens ørret og røye vesentlig ble fanget på 21 mm og dels 26 mm maskestørrelse, var lakefangstene størst på større maskevidder, 35 mm, 29 mm og 26 mm. I juli utgjorde lakefangstene 30 % av totalfangsten på garnlenkene, og i august 72 %.

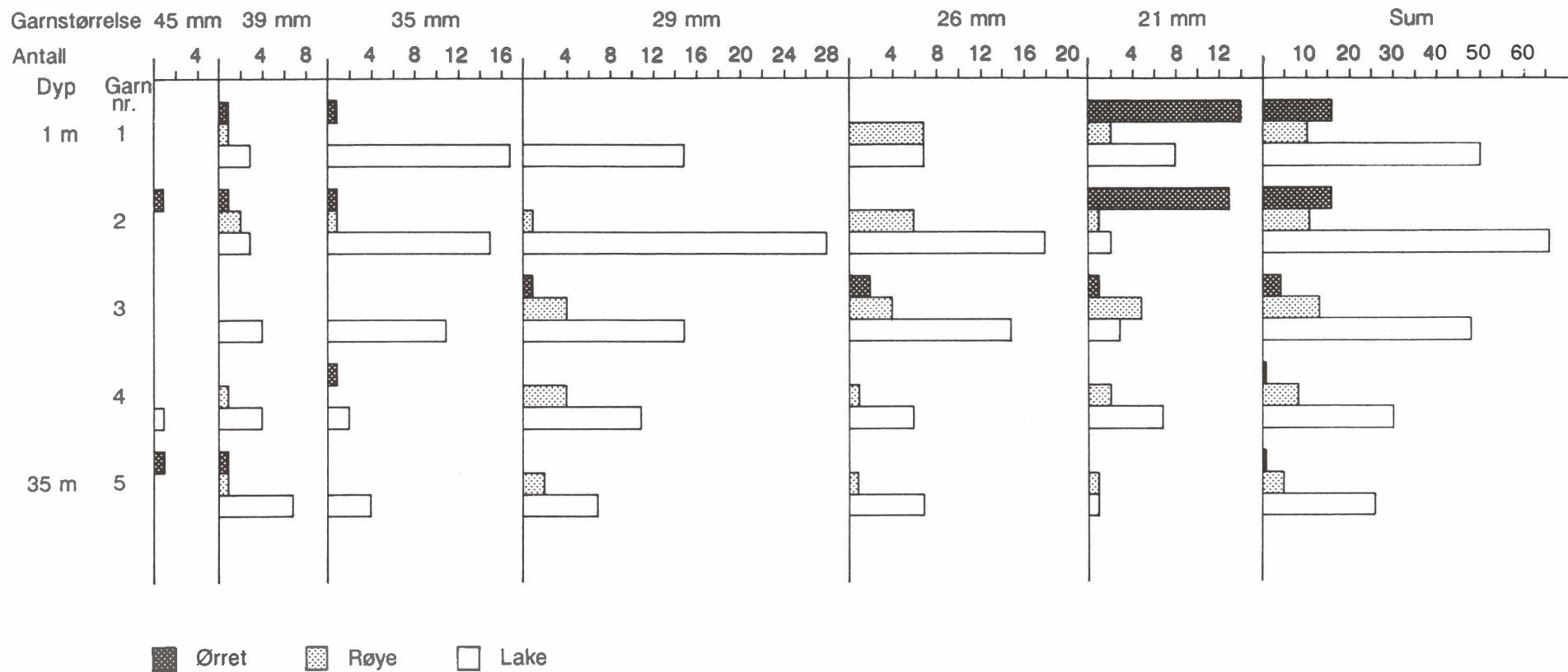
Utbytte av prøvefiske

Totalt fangstutbytte ved prøvefiske i Snåsavatn i 1984-87 framgår av tabell 3 mens fangstutbyttet pr. garnnatt for bunngarnfisket er framstilt i figur 15.

Fangstutbyttet på flytegarn (tabell 3) var svært dårlig i 1984 og 1985. I 1986 og 1987 var det en økning i flytegarnfangstene, særlig i august hvor midlere fangstutbytte var 1114 g/garnnatt i snitt for de to år, mot 36 g/garnnatt i 1984/85. Dette fordelte seg på 340 g ørret/garnnatt og 774 g røye/garnnatt. Fangstutbyttet i juli 1986/87 var også bedre enn i 1984/85 med totalt 270 g/garnnatt, men flytegarnfangstene i juli betegnes som svært lave alle fire år. Skal en sammenligne utbytte på flytegarn i pelagisk sone med utbytte på bunngarn i littoralsonen, må garnarealet for flytegarn divideres med 4. Dette gir da største fangstutbytte for flytegarn på 278 g pr. garnnatt (august 1986/87) og viser generelt et lavt fangstutbytte i de frie vannmasser. Også det faktum at flyte-



Figur 13. Utbytte av ørret, røye og lake på bunngarn på forskjellige dyp 1-35 m i Snåsavatnet, juli 1987.



Figur 14. Utbytte av ørret, røye og lake på bunngarn på forskjellige dyp 1-35 m i Snåsavatnet, august 1987.

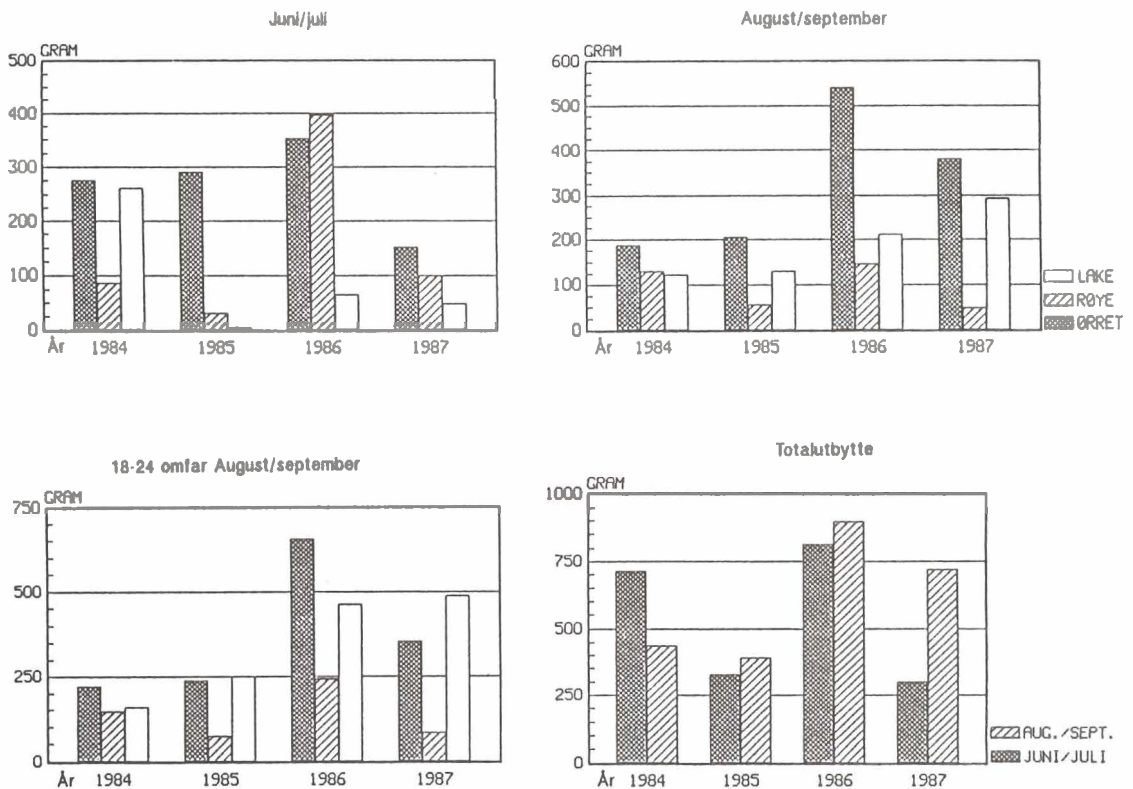
Tabell 3. Totalt fangstutbytte ved prøvefiske i Snåsavatnet 1984-1987. Bunn-garnserie 45-19,5 mm (16-32 omfar) i 1984, øvrige år serie 45-21 mm (16-30 omfar)

År	Mnd.	Antall garn-netter	Ørret		Røye		Lake	
			Antall	Vekt (g)	Antall	Vekt (g)	Antall	Vekt (g)
BUNNGARN								
1984	mai	40	53	14561	21	3464	53	10468
	sept.	64	56	11900	51	8268	42	7890
1985	juni	84	87	24445	14	2576	1	305
	aug.	64	79	13172	23	3626	35	8314
1986	juli	49	106	17250	129	19462	12	3208
	aug.	41	141	22202	32	5976	38	8622
1987	juli	21	36	5348	20	2930	5	1003
	aug.	42	90	15938	13	2037	34	12253
FLYTEGARN								
1984	mai	16	0		1	224	0	
	sept.	32	0		0		1	372
1985	juni	12	2	344	1	185	0	
	aug.	8	1	353	1	221	0	
1986	juli	12	2	440	14	2221	0	
	aug.	12	20	3993	83	14554	0	
1987	juli	12	7	2382	8	1433	0	
	aug.	12	19	4184	22	4028	0	

garnfisket har opphørt etter 1984 (Haukland og Rikstad 1986, Rikstad m.fl. 1988) tyder på at bestanden av røye i de frie vannmasser er liten.

Totalt utbytte på bunngarnseriene var størst og godt i juli og august i 1986 med midlere fangstutbytte på 850 g/garnnatt. Utbyttet på bunngarn i august/september for årene 1984, 1985, 1986 og 1987 var henholdsvis 438 g, 392 g, 898 g og 720 g pr. garnnatt. Fordelt på artene, var midlere utbytte i august/september for alle år av ørret 328 g/garnnatt, røye 95 g/garnnatt og lake 189 g/garnnatt, totalt 612 g/garnnatt.

Fangstene i juni/juli varierte uforholdsmessig mye mellom de ulike år (figur 15). Dette kan være utslag av tilfeldigheter i fangsteffektiviteten og skyldes en ujevn dybdeutbredelse av artene eller andre faktorer. Den etter forholdene store røyefangsten i juli 1986 (fig. 15) ble i alt vesentlig tatt i sørvestlige basseng hvor planktonmengdene var større enn ellers i vatnet.



Figur 15. Utbytte av prøvofiske med bunngarnserier i Snåsavatnet 1984-1987, uttrykt som gram pr. garnnatt.

Fangstutbyttet i gram pr. garnnatt for prøvofiske i august/september 1984-87 viser en tendens til økning i fangstene av ørret og lake, mens røyefangstene har svingt om samme nivå, 50-150 g/garnnatt.

For å få et inntrykk av bestandsstørrelsen av fisk med attraktiv størrelse for fangst, er det vanlig å se på utbyttet på garn av maskestørrelse 39-26 mm (18-24 omfar), fig. 15.

Også på disse maskevidder er det en svak tendens til økning i fangstutbyttet for ørret og lake i undersøkelsesperioden med størst ørretfangst i 1986. Det totale fangstutbyttet for alle arter på disse maskestørrelser i august 1984, 1985, 1986 og 1987 var henholdsvis 515 g, 562 g, 1360 g og 926 g pr. garnnatt.

En oversikt gitt av Jensen (1979) over utbyttet av prøvofiske i 79 norske vatn med bestand av ørret og/eller røye, vurderer fangster på 600-900 g pr. garnnatt som godt og karakteristisk for vatn med tette fiskebestander. I Snåsavatnet var utbyttet av ørret og røye på 897 g i 1986 og 438 g i 1987 på disse maskevidder (35-26 mm).

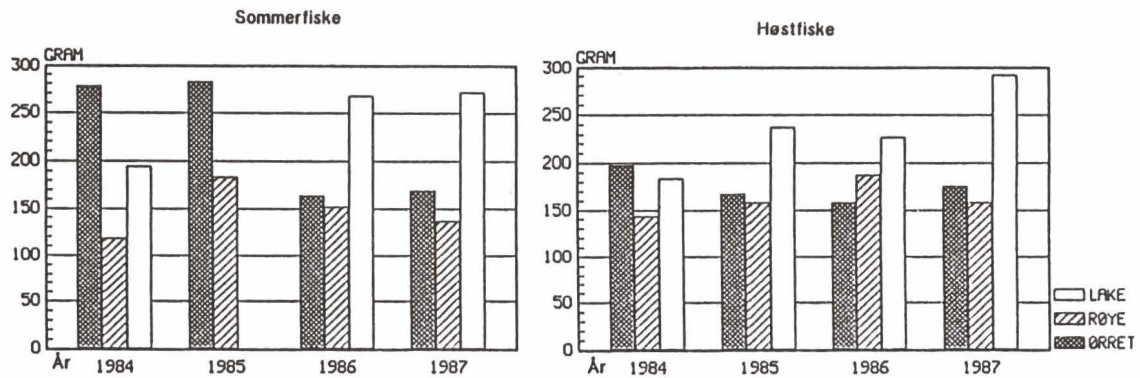
Rekrutteringen av ørret i Snåsavatnet kan uttrykkes som antall fanget på små-maskede garn (19,5-24 mm eller 32-28 omfar). Utbyttet på disse maskestørrelser i august var 1,4, 2,7, 7,5 og 4,3 fisk pr. garnnatt i henholdsvis 1984, 1985, 1986 og 1987. Tilsvarende tall for røye var 1,3, 0,6, 0,3 og 0,4 fisk pr. garnnatt. Det

er i tillegg fisket noe sporadisk med enda mindre maskevidder (12-18 mm). Dette har også gitt utbytte på 0,5 til 4,0 ørret pr. garnnatt og lavt utbytte for røye (0,1-1,0 fisk pr. garnnatt).

Resultatene viser altså godt utbytte av småørret på finmaskede garn og dårlig utbytte av røye. Forøvrig vil aldersfordeling i fangstene også gi informasjon om rekrutteringen.

Middelvekter i garnfangstene

Fiskens middelvekt i fangstene i perioden 1984-1987 er vist i figur 16. Ørretens middelvekt på bunngarn i juni/juli varierte mellom 163 g og 281 g, mens middelvekten i august/september viste små variasjoner og lå i snitt på 171 g for alle år (158-197 g). Ørret tatt på flytegarn var større (middelvekt 266 g for alle år) enn ørret tatt på bunngarn.



Figur 16. Middelvekt av lake, røye og ørret fanget i bunngarn (45-21 mm) i Snåsavatnet sommer og høst i 1984-1987.

Mest representativ for røyas og lakens middelvekter er bunngarndata fra august/september hvor en har de jevneste og største fangstene. Disse viser små variasjoner i røyas gjennomsnittsvekt fra år til år (143-187 g) med en middelvekt for alle år på 158 g. Røye tatt på flytegarn i 1986 og 1987 hadde ubetydelig større middelvekt (174 g) enn røye tatt på bunngarn (160 g) disse år. Middelvekten av røye innsamlet i 1973, 1975 og 1976 (Hindrum, R. 1980, R. Hindrum pers. medd.) er sammenlignet med innsamlet materiale i 1984-87 i tabell 4.

Materialet i 1973-76 er ikke innsamlet med standard garnserier og kan derfor sammenliknes bare for utvalgte felles maskestørrelser. Dette viser at middelvekten av røye på 26, 29 og 35 mm garn var henholdsvis 16 %, 11 % og 4 % større i 1973-76 enn 1984-87. For hele røyematerialet innsamlet på flytegarn, bunngarn og markklokker i 1973-76 var gjennomsnittsvekta 285 g. Gjennomsnittsvekta for hele røyematerialet innsamlet på bunngarn og flytegarn i 1984-87 var 166 g.

Lakens middelvekt har i perioden 1984-1987 økt fra 184 g til 291 g.

Tabell 4. Gjennomsnittsvekten (\bar{x} i gram) av røye fanget på 35, 29 og 26 mm (18,22,24 omfar) maskevidde i perioden 1973-76 og 1984-87
s = sommer h = høst antall i parentes

	35 mm		29 mm		26 mm	
	s	h	s	h	s	h
1973-76	334(34)	279(76)	200(1)	228(9)	216(1)	194(11)
1984-87	298(11)	278(15)	195(28)	20457	165(62)	164(99)

Alderssammensetning og lengdefordeling

Alderssammensetningen for ørret og røye i fiskematerialet er vist i figur 17.

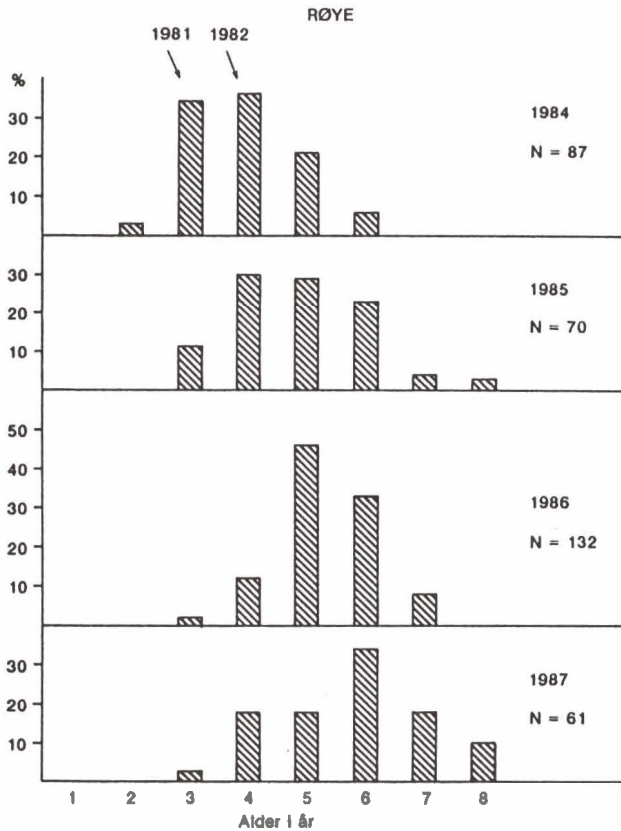
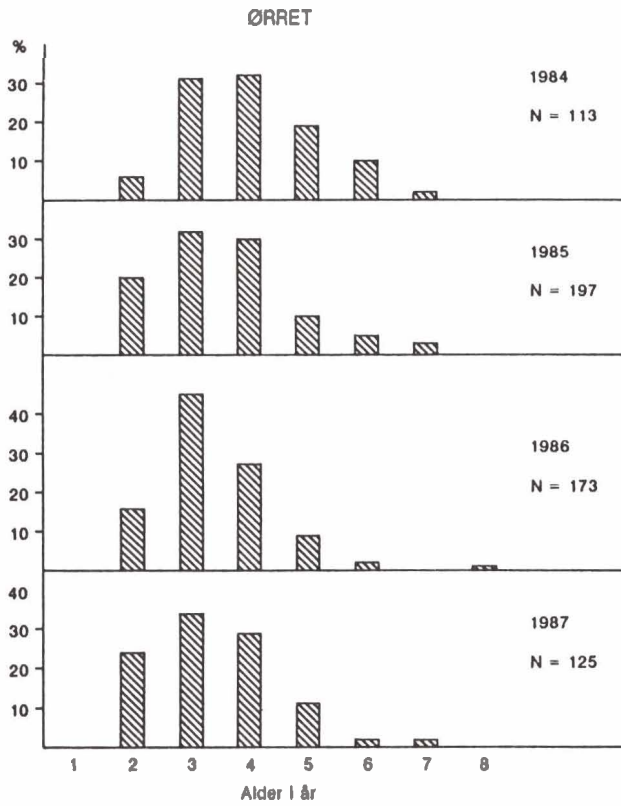
Ørretens alderssammensetning viser stabile forhold fra 1984 til 1987 med hovedvekt av 3 og 4 år gammel fisk. Det er en svak tendens til noe yngre alderssammensetning i 1987 i forhold til tidligere år. Dersom denne tendens er reell kan dette ha sammenheng med økt rekruttering og/eller økt beskatning. Andelen ørret 5 år og eldre var i 1984, 1985, 1986 og 1987 henholdsvis 31 %, 18 %, 12 % og 15 %, mens andelen toåringer var størst i 1987 med 24 %.

For røye viser alderssammensetningen at det har skjedd en forandring i undersøkelsesperioden. Andelen eldre røye (6 år og eldre) har økt fra 6 % i 1984 til 61 % i 1987. Andelen 2- og 3-åringer er redusert fra 37 % til 3% i samme periode. Dette kan tyde på svak rekruttering (jfr. utbytte av prøvefisket). Materialet viser at det er 2 sterke årsklasser som dominerer røyefangsten i alle år. Årsklassen 1981 og 1982 kan følges i hele perioden (figur 17).

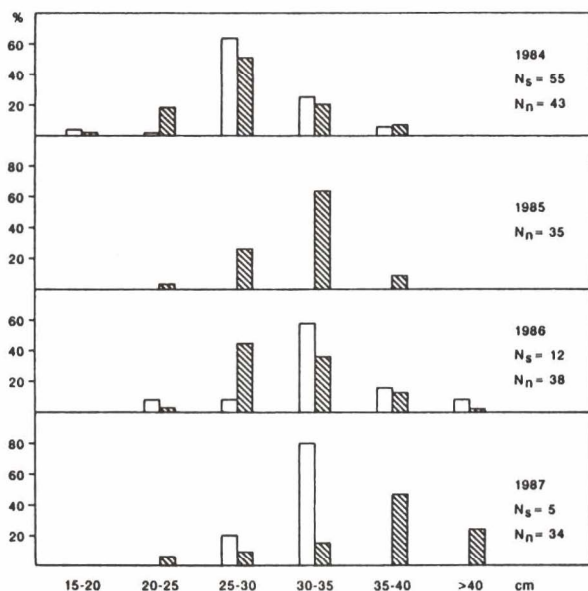
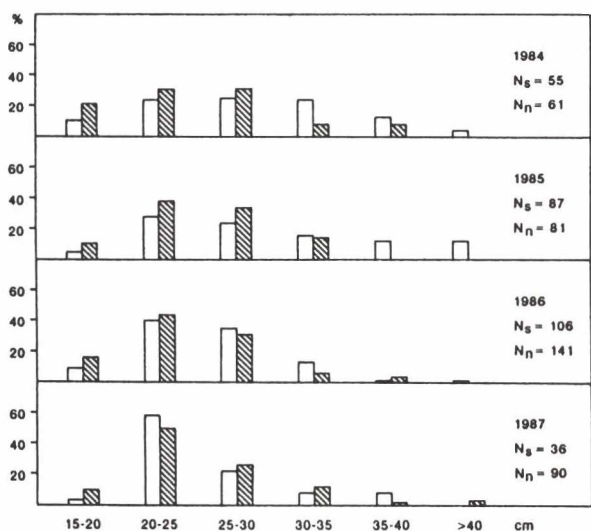
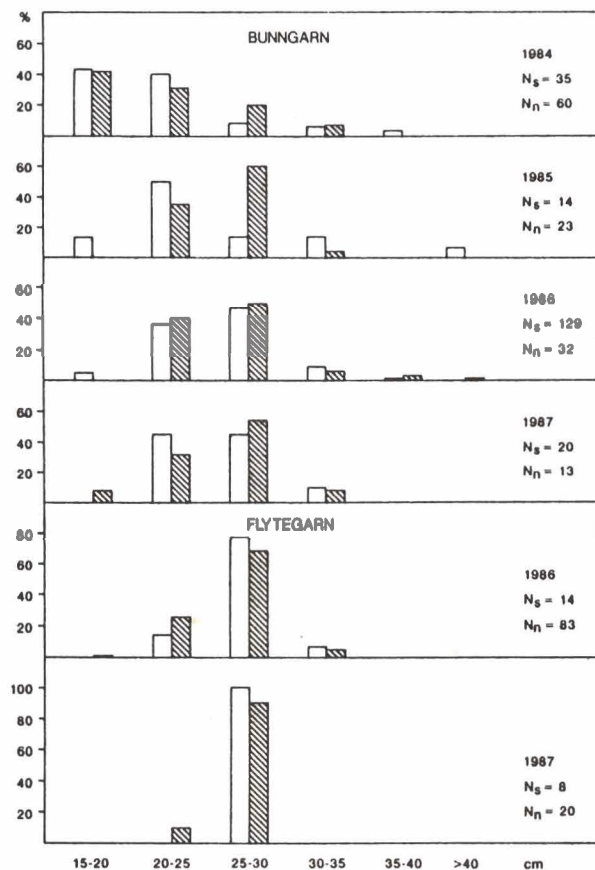
Lengdefordelingen av ørret, røye og lake fanget i standard bunngarnserier og flytegarn (røye) er framstilt i figur 18.

Dominans av 3 og 4 år gammel ørret gir seg utslag i flest ørret i lengdegruppe 20-25 cm og 25-30 cm både sommer og høst i alle år. For bunngarnfanget røye er det også en dominans i disse to lengdegrupper i 1985 til 1987, med gjennomsnitt 39% og 47 %. I 1984 var det størst andel røye i lengdegruppe 15-20 cm og 20-25 cm, svarende til 3 og 4 år gammel fisk. Endringen i alderssammensetning i undersøkelsesperioden gir seg ikke så tydelig utslag i økt andel røye i større lengdegrupper. Dette skyldes mest sannsynlig vekststagnasjonen som inntreffer ved kjønnsmodning (cfr. Vekst). I flytegarfnfangstene i 1986/87 var det en stor overvekt røye i lengdegruppe 25-30 cm, og disse var overveiende 6 og 7 år gamle.

En sammenligning av lengdefordelingen i lakefangstene i august/september indikerer en utvikling mot større fisk i 1987. Mens 52 % av laken var 25-30 cm i 1984 var dominerende lengdegruppe 35-40 cm i 1987 (47 %). Også andelen lake over 40 cm var stor i 1987 (24 %). I de mellomliggende år var det flest lake i lengdegruppe 25-30 cm og 30-35 cm.



Figur 17. Alderssammensetning av ørret og røye i Snåsavatnet ved forsøksfiske 1984-1987.



Figur 18. Lengdefordeling i røyefangster (øverst), ørretfangster (til venstre) og lakefangster (til høyre) ved forsøksfiske i Snåsavatnet 1984-1987. Åpne søyler mai/juli, skraverte søyler august/september.

Fiskens ernæring

En samlet framstilling av de enkelte fiskearters ernæring er gitt i figurene 19-20 og tabell 5 og 6.

Ørret fanget på bunngarn har i hele perioden 1984-87 hatt et variert næringsopptak med mysis, insektlarver, snegl og luftinsekter som viktigste grupper. Materialet viser stabile forhold med hensyn til næringsvalg i perioden. Andelen mysis i mageprøvene har ligget jevnt på 25-40 % både sommer og høst i alle år unntatt i juli 1987 hvor mysis utgjorde 66 % av mageinnholdet.

Ørret tatt på flytegarn i august 1986 og 1987 hadde overveiende spist zooplankton (40 %) og mysis (50 %) foruten litt luftinsekter. Zooplanktonartene *Daphnia* spp. og særlig *Bythotrephes longimanus* dominerte i mageprøvene. Noen få ørret tatt på flytegarn i juli hadde spist mest luftinsekter foruten zooplankton.

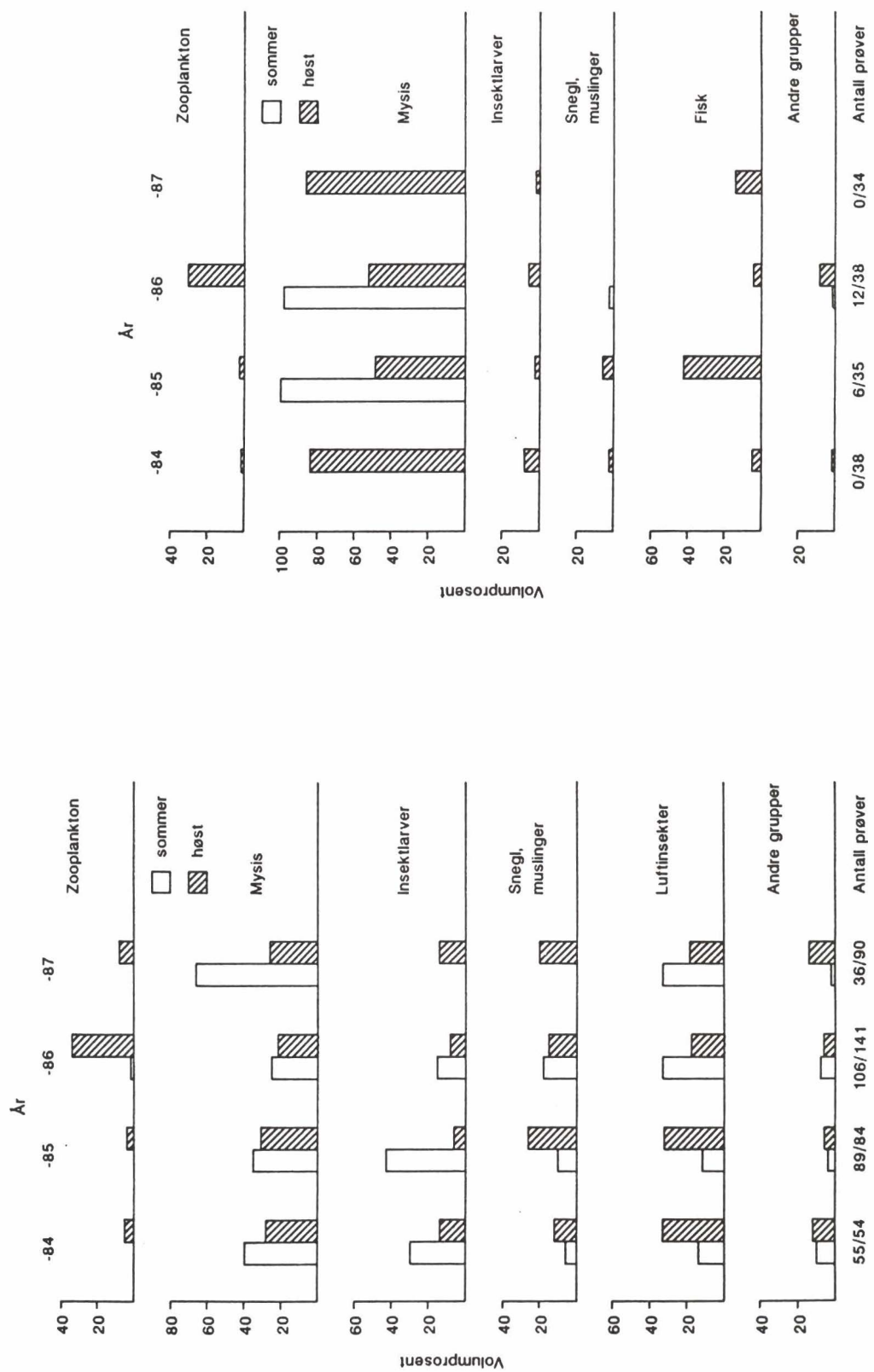
Laken, som er en typisk bunnfisk, hadde i august spist 50-80 % mysis. Fisk inngikk i næringa i august i varierende mengder, mens insektlarver og snegl volummessig utgjorde en lav andel. Det er bare et fåtall mageprøver fra juni/juli, og disse viser sterk dominans av mysis i næringa. Materialet gir ikke grunnlag for å antyde noen tendens til forandring i lakens næring i perioden 1984-87.

For røye finnes mageprøver innsamlet i 1973-76 av Reidar Hindrum og Ottar Sande. Materialet er velvilligst stilt til vår disposisjon og er sammenlignet med våre data fra 1984-87 i figur 20 og tabell 6. Røye fanget i 1973-76 er vesentlig fanget på bunngarn og data brukt i sammenligning er fra juni/juli og august/september.

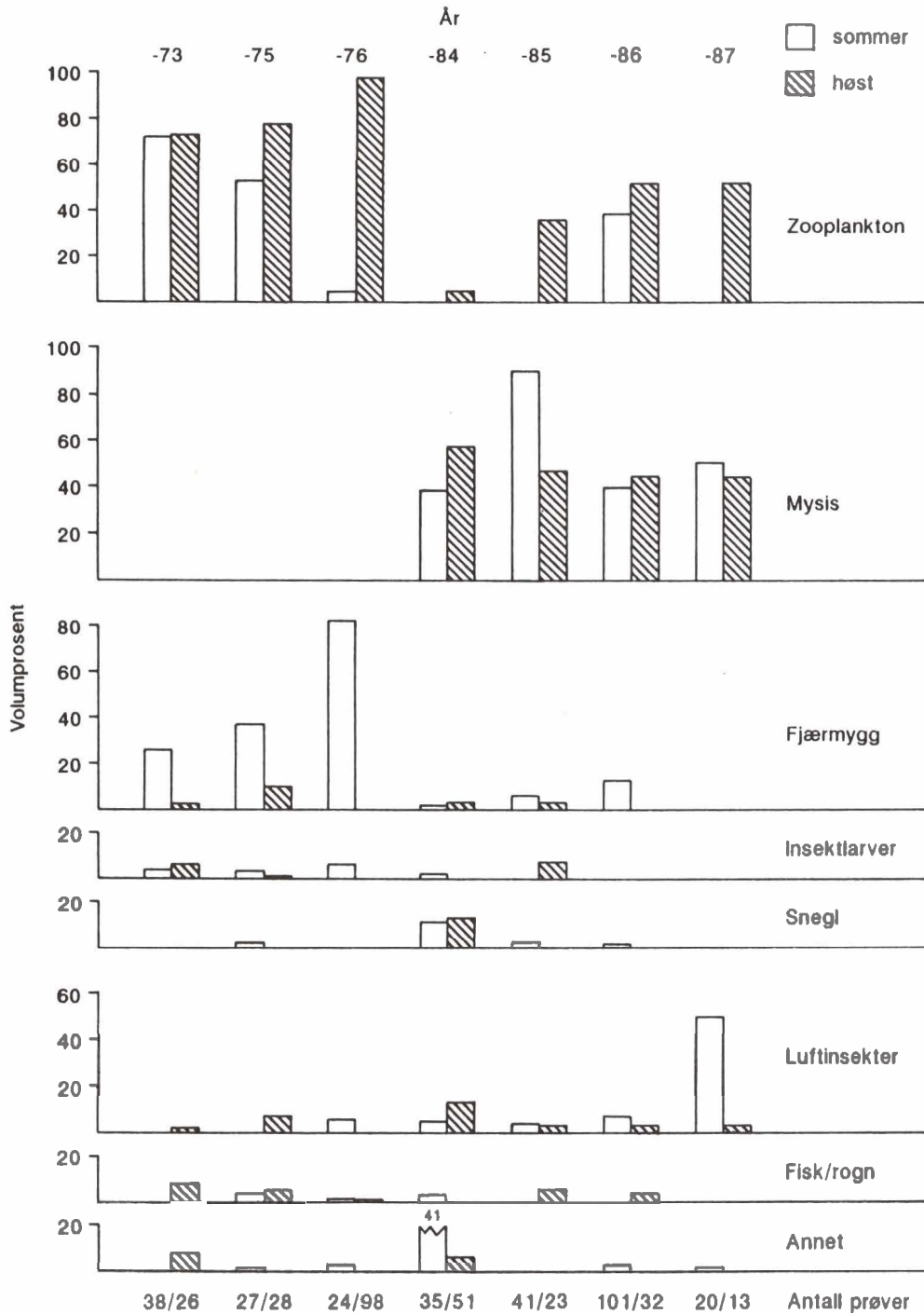
Resultatene viser at zooplankton var helt dominerende (71-98 %) i næringa i august/september 1973-76. Denne andelen er redusert i perioden 1984-87 mens mysis har fått økt betydning og utgjorde 44-56 % av mageinnholdet. De zooplanktonarter som hadde størst betydning på høsten i perioden 1973-76 var i rangert rekkefølge *Daphnia* spp. og *Bythotrephes longimanus* (tabell 5). *Holopedium gibberum* hadde vesentlig betydning i august 1975 (43 %). I 1985-87 var røyas zooplanktonnæring i august dominert av de samme arter som i 1973-76, med unntak av *H. gibberum* som ikke ble påvist. Arten var også svært fåtallig i zooplanktonprøvene i 1985-87. I tillegg utgjorde nå *Bosmina longispina* en vesentlig del (28-37 %) i 1985-86.

Røyas næring i juni/juli var i perioden 1973-76 dominert av zooplankton og fjærmygg. Andelen av disse grupper i mageprøvene er redusert i perioden 1984-87, mens mysis har kommet inn som nytt næringsdyr og har fått stor betydning også sommerstid (39-89 %). Dette er samme utviklingstendens som hos bunngarnfanget røye i Selbusjøen (Langeland et al. 1987).

Røye tatt på flytegarn i 1986/87 hadde i 1986 nesten utelukkende ernært seg av plankton (tabell 6). I 1987 inngikk også en betydelig andel luftinsekter, mysis og sviknott i næringa. Viktigste planktonarter var *Daphnia* spp. og *Bosmina longispina*. Det forligger ikke data som gjør det mulig å sammenligne med næringa hos flytegarfanget røye før 1980.



Figur 19. Næringsvalg (volumprosent) hos ørret (til venstre) og lake (til høyre) tatt på bunngarn i Snåsavatnet 1984-87.



Figur 20. Næringsvalg (volumprosent) hos røye (tatt på bunngarn) i Snåsavatnet i perioden 1973-76 og 1984-87.

Tabell 5. Sammensetning av småkreps (volumprosent) i mageprøver fra røye fanget på bunn garn i perioden 1973-1987

	1973		1975			1976		1985	1986	1987	
	juni/ juli	okt. nov.	juli	aug.	okt. nov.	juni	sept. nov.	aug.	juli	aug.	
<i>Bythotrephes longimanus</i>	2	7	63	33	3	20	2	1	45	25	12
<i>Bosmina longispina</i>			4	1	38	88	1	1	28	92	37
<i>Daphnia longispina</i>	97	68	78	2	20	45	1	60	97	90	3
<i>Daphnia</i> sp.		19							26	15	70
<i>Holopedium gibberum</i>			26	43		20					
<i>Polyphemus pediculus</i>										8	22
Copepoda sp.			5	1	9		1				15
Ubest. planktonrester	6	16		1			8				
<i>Euryercus lamellatus</i>				1	4	11			++		
Antall mageprøver	38	26	27	27	31	6	24	13	23	129	32
											13

Tabell 6. Ernæring (volumprosent) hos røye fanget på flytegarn i 1986 og 1987

	1986		1987	
	juli	aug.	juli	aug.
Zooplankton	97	95	5	69
Mysis	0	3	0	19
Sviknott	0	0	12	0
Fjærmygg	0	1	0	0
Luftinsekter	3	1	83	12

Sammensetning av zooplankton:				
Bythotrephes longimanus	0	14	0	11
Bosmina longispina	93	26	100	2
Daphnia sp.	0	54	0	88
Polyphemus pediculus	7	6	0	0

N	14	37	8	22

Kondisjonsfaktor

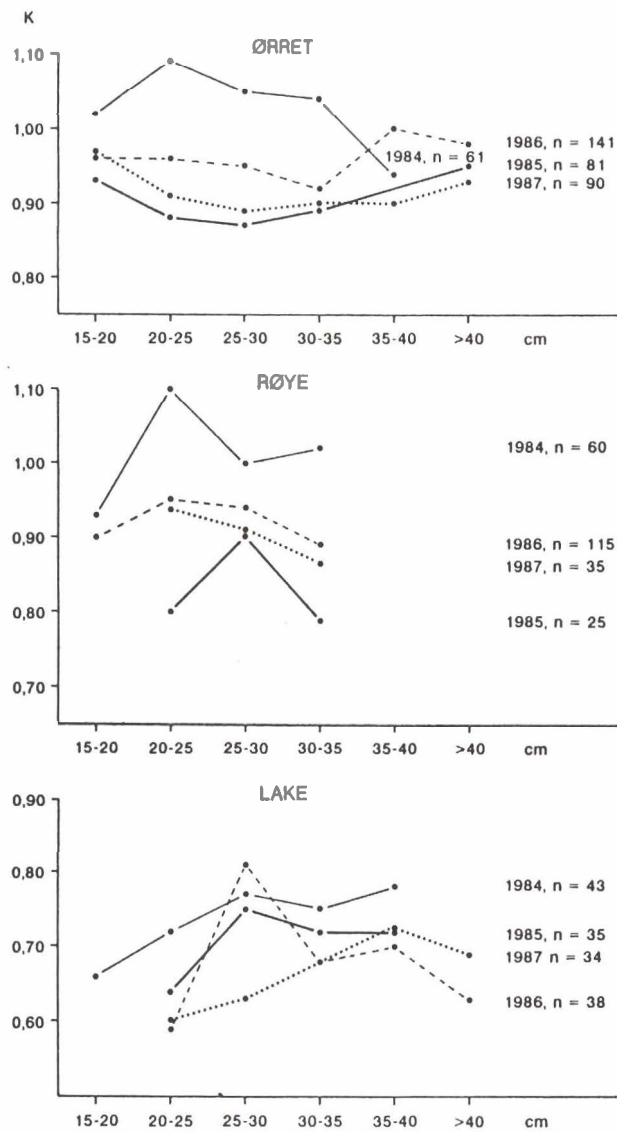
Kondisjonsfaktoren, som er et uttrykk for fiskens vekt i forhold til lengde, vil variere med årstida og normalt være bedre i august/september enn i mai-juli. Fordi fisket har foregått til samme tidspunkt på høsten (august/sept.) de enkelte år, og materialets størrelse her er jevnest, er kondisjonsfaktor vurdert ut fra dette materialet.

Figur 21 viser kondisjonsfaktor innen de enkelte lengdegrupper i undersøkelsesperioden.

Sammenligning mellom de enkelte år viser ingen sikre forskjeller hos noen arter unntatt for 1984. Dette år var k-faktor høyere for de fleste lengdegrupper og arter enn øvrige år. Det er benyttet et annet lengdemål ved underøkelsen i 1984 enn senere år, og kondisjonsfaktoren for dette år er derfor ikke direkte sammenlignbar med seinere år selv om det er brukt korrigerede lengdedata.

Ørret har en jevn k-faktor for de ulike lengdegrupper og kondisjonen har vært stabil i årene 1985-87. For røye er det store variasjoner i k-faktor mellom ulike lengdegrupper, noe som kan skyldes et lavt antall fisk i enkelte lengdegrupper og dermed tilfeldig variasjon i utvalget fisk.

Den midlere kondisjonsfaktoren beregnet for samlet fiskemateriale viser at både lakens og ørretens kondisjon har vært stabil i årene 1985-1987.



Figur 21. Kondisjonsfaktor hos ørret, røye og lake i ulike lengdegrupper fra samlet fangst ved fiske i august/september i Snåsavatnet, 1984-1987.

Vekst

Tilvekst og alder hos ørret er beregnet på grunnlag av skjellanalyser. For røye er tilveksten beregnet fra skjellanalyser mens alderen er bestemt ved otolitter og skjell.

Tabell 7 og 8 viser gjennomsnittlig tilvekst hos ulike aldersgrupper fisk i forskjellige år.

Ørreten i Snåsavatnet vokser godt og det er ikke tegn til vekststagnasjon de første seks år. Veksten har vært stabil i undersøkelsesperioden. Ørreten vokste ca. 5 cm i året de to første år og mellom 6 og 7 cm de tre neste. Grunnen til

at aldersgruppe 1-2 viste bedre tilvekst i 1986 enn tidligere år ligger trolig i en generell tendens ved tilbakeberegning av vekst, der yngre fanget fisk har vokst bedre enn eldre fanget fisk. Årsakene til dette kan være flere.

For alle årsklasser var det tendens til økning i vekst etter andre leveår (aldersgruppe 2). Dette skyldes sannsynligvis at ørreten står på gytebekken de to første årene og får en økt vekst når den kommer ut i Snåsavatnet.

Røya i Snåsavatnet vokser middels godt de fire første leveårene (aldersgruppe 0-3). For alle årsklasser er det en kraftig stagnasjon i veksten for aldersgruppe 4 og oppover. Stagnasjonen faller sammen med gytmodningen i 3 og 4 års alder. Tilveksten for aldersgruppene 1-3 år har variert en del, og har for 2- og 3-åringene ligget på 5-7 cm pr. år. Aldersgruppe 1 har gjennomgående hatt en lavere tilvekst på 4-5 cm pr. år. For 2- og 3-åringene er det tendens til en avtagende vekst opp gjennom årene (1981-85), mens tilsvarende tendens ikke er funnet hos 0-1 åringer. Angitt tilvekst på 0 cm for aldersgruppe 6 og 7 år skyldes at det var uoverensstemmelse mellom alder lest av skjell og otolitter, og bare alder lest av otolitter ble brukt.

Tabell 7. Gjennomsnittlig tilvekst (cm) for ulike aldersgrupper av ørret ulike år, basert på 1987-materialet

År	Aldersgruppe					
	0	1	2	3	4	5
1981	5.2					
1982	4.8	5.2				
1983	4.6	5.5	6.3			
1984	4.8	5.0	7.1	5.7		
1985	5.6	6.3	6.4	6.4	5.4	
1986	-	10.3	8.3	6.7	6.4	5.1

Tabell 8. Gjennomsnittlig tilvekst (cm) for ulike aldersgrupper av røye i ulike år, basert på 1987-materialet

År	Aldersgruppe							
	0	1	2	3	4	5	6	7
1979	6.1							
1980	5.7	3.7						
1981	5.9	4.1	7.5					
1982	5.7	4.7	7.4	7.0				
1983	5.7	4.7	6.3	6.2	2.9			
1984	6.4	5.4	6.1	5.3	3.3	0.4		
1985	-	6.9	6.4	5.2	2.8	0.5	0.0	
1986	-	-	8.0	5.1	2.6	0.9	0.0	0.0

Gytemodning og parasittisme

For ørret (tabell 9) har det i hele perioden vært en lav, men økende andel gytefisk i fangstene (5-20 %). Gytemoden hannfisk ble funnet i den minste lengdegruppen (15-20 cm), mens hunnfisken ikke blir kjønnsmoden før de er minst 25 cm, og de fleste over 30 cm.

For røye (tabell 10) har andelen gytefisk vært større enn for ørret (37-92 %), og særlig stor i 1987 (92 %), men her var totalantall fisk lavt. Hunnene blir kjønnsmodne fra de når en lengde på 20-25 cm og oppover, eller vesentlig fra 3 års alder.

Forekomsten av bendelormcyster på innvoller og bukhule er registrert for alle innsamlede fisk. Utviklingen i graden av parasittisme hos de enkelte arter i perioden 1984-87 er vist i figur 22.

Tabell 9. Forekomst av gytefisk i ørretfangstene på bunngarn i august/september i Snåsavatnet

	Lengdegruppe (cm)						Totalt
	15-20	20-25	25-30	30-35	35-40	> 40	
Sept. 1984							
Antall gytehanner	0	0	0	0	0	1	1
Antall gytehunner	0	0	0	1	1	0	2
<hr style="border-top: 1px dashed black;"/>							
Total fangst	6	13	14	13	7	2	55
% gytere	0	0	0	8	14	50	5
<hr style="border-top: 1px dashed black;"/>							
Aug. 1985							
Antall gytehanner	2	0	2	1	0	0	5
Antall gytehunner	0	0	0	0	0	0	0
<hr style="border-top: 1px dashed black;"/>							
Total fangst	9	31	28	12	0	1	81
% gytere	22	0	7	8	-	0	6
<hr style="border-top: 1px dashed black;"/>							
Aug. 1986							
Antall gytehanner	0	2	11	1	0	1	15
Antall gytehunner	0	0	0	1	1	0	2
<hr style="border-top: 1px dashed black;"/>							
Total fangst	22	60	44	9	5	1	141
% gytere	0	3	25	22	20	100	12
<hr style="border-top: 1px dashed black;"/>							
Aug. 1987							
Antall gytehanner	1	0	4	0	0	0	5
Antall gytehunner	0	0	7	5	1	0	13
<hr style="border-top: 1px dashed black;"/>							
Total fangst	8	44	23	11	1	3	90
% gytere	13	0	48	45	100	0	20

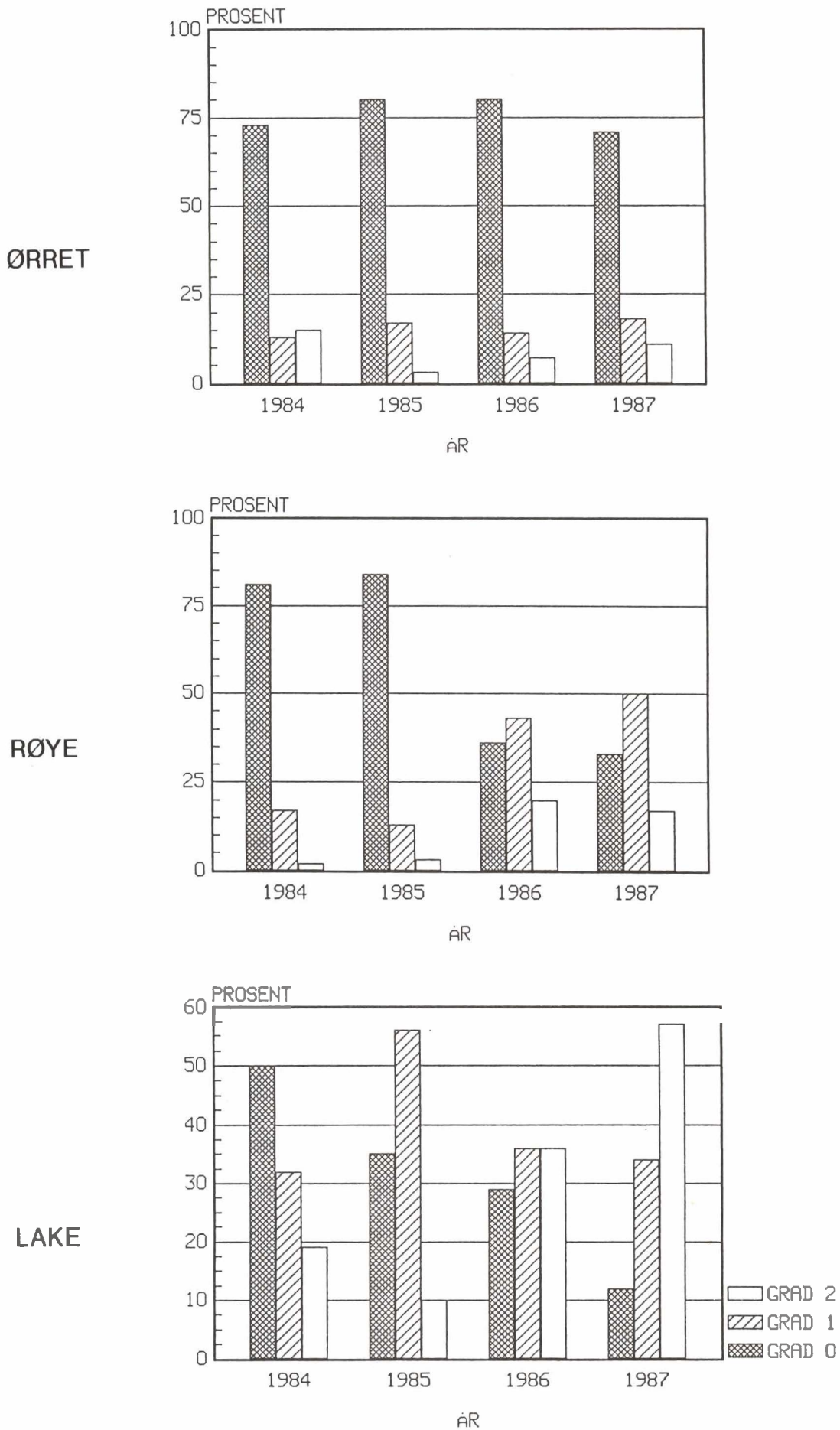
Tabell 10. Forekomst av gytefisk i røyefangstene på bunngarn i august/september i Snåsavatnet

	Lengdegruppe (cm)						Totalt
	15-20	20-25	25-30	30-35	35-40	> 40	
Sept. 1984							
Antall gytehanner	1	6	0	1	0	0	8
Antall gytehunner	2	4	5	3	0	0	14
Total fangst	13	19	19	5	5	0	60
% gytere	23	53	26	80	0	-	37
Aug. 1985							
Antall gytehanner	0	2	7	0	0	0	9
Antall gytehunner	0	3	7	1	0	0	11
Total fangst	0	8	14	12	0	0	23
% gytere	-	63	100	8	-	-	87
Aug. 1986							
Antall gytehanner	0	4	3	0	0	0	7
Antall gytehunner	0	2	6	2	0	0	10
Total fangst	0	13	16	2	1	0	32
% gytere	-	46	56	100	0	-	53
Aug. 1987							
Antall gytehanner	1	2	5	0	0	0	8
Antall gytehunner	0	1	2	1	0	0	4
Total fangst	1	4	7	1	0	0	13
% gytere	100	75	100	100	-	-	92

Ørret har i hele undersøkelsesperioden vært lite infisert. Andelen infisert fisk har vært lav (19-29 %) og stabil i alle fire år, og kun et fåtall fisk har fått betegnelsen sterkt infisert. Ørret tatt på flytegarn i 1986-87 var i sterkere grad befengt med parasitter (43 %) enn ørret tatt på bunngarn (28 %).

For bunngarnfanget røye har det vært en tendens til økende parasittisme i undersøkelsesperioden. Andelen infisert fisk økte fra 19 % i 1984 til 67 % i 1987. Men også for røye var det en lav andel som ble betegnet sterkt infisert. Røye fanget på flytegarn i 1986-87 var ikke mer infisert enn røye fanget på bunngarn.

Laken var i stor grad infisert med bendelormcyster i 1987, og andelen fisk med høy infeksjonsgrad økte tydelig i perioden 1984-87. Tilsvarende gikk andelen lake som ikke var infisert ned fra 50 % i 1984 til 12 % i 1987.



Figur 22. Andelen fisk (%) infisert av bendelorm i Snåsavatnet 1984-1987 etter gradering: 0 - ikke infisert, 1 - litt infisert, 2 - middels til sterkt infisert.

DISKUSJON

Forholdet mellom planktonsamfunnene og mysis

En rekke mysisutsetninger ble utført både i Skandinavia og Nord-Amerika før man var blitt klar over hvilken rolle mysis spilte som predator på zooplanktonet. Oppfatningen var at mysis primært spiste dødt organisk materiale og fytoplankton. Mange arbeider har imidlertid senere vist at mysis ved predasjon kan forårsake store forandringer i zooplanktonsamfunnene (Lasenby and Langford 1973, Threlkeld et al. 1980, Kindsten and Olsén 1981, Lasenby and Fürst 1981, Grossnickle 1982, Nero and Sprules 1986, Langeland et al. 1986).

Videre er det vist at mysis innen zooplanktonet selekterer bestemte arter og utviklingsstadier (Lasenby and Langford 1973, Richards et al. 1975, Cooper and Goldman 1980, Lasenby and Fürst 1981, Bowers and Vanderploeg 1982, Fürst et al. 1984). Mysis ser ut til å foretrekke cladocerer (vannlopper) foran copepoder (hoppekreps), og *Daphnia*-artene er spesielt attraktive.

Mysis har imidlertid et vidt byttespektrum (Lasenby and Fürst 1981) og kan også spise fytoplankton og detritus (Lasenby and Langford 1973, Bowers and Grossnickle 1978, Grossnickle 1982).

Det er ikke mulig å kvantifisere hvilken effekt mysis har hatt på zooplanktonet i Snåsavatnet da det ikke finnes sammenlignbare planktondata fra perioden før mysisoverføringen. Selv om mysis ikke ble funnet i bunn- eller planktonprøver i 1980, er det trolig at arten allerede hadde etablert bestand.

I Selbusjøen ble det funnet at mysis hadde etablert tett bestand 6 år etter utsetting (Langeland m.fl. 1986). I Jonsvatnet (Kilvatnet) brukte mysis mindre enn 5 år på å etablere seg (Koksvik og Langeland 1988). Nelson and Finnell (1988) fant at mysis var veletablert 4-9 år etter utsetting i 3 sjøer i U.S.A. Overføring av mysis til Snåsavatnet fra Bangsjøene har trolig skjedd fra 1975 da kraftanlegget stod ferdig.

Den beskjedne andelen av cladocerer som ble funnet i zooplanktonet i 1980 kan enten tyde på hard nedbeiting av pelagisk røye eller at effekten av mysis allerede var til stede, eller en kombinasjon av begge. Det er lite tenkelig at en så stor tetthet av fisk i de frie vannmasser som vist på ekkogram fra 1980 (Gjøvik 1981) kan ha hatt næringsgrunnlag i den beskjedne zooplanktonmengden som da ble registrert. Det kan tyde på at 1980 representerer slutten på en tilstand med langt større bestand av pelagisk røye i Snåsavatnet, som omtalt av Gjøvik (1981) og Rikstad m.fl. (1988).

Sammenlignet med 1980 var det en klar tendens til en sesongmessig forsinket bestandsutvikling av cladocerer i 1985-87, da de nesten ikke ble registrert før august. En tilsvarende forandring etter utsetting av mysis er også registrert i Selbusjøen (Langeland m.fl. 1986) og i Lake Granby i Colorado (Martinez 1988). Forklaringen kan ligge i at voksne, overvintrende cladocerer blir meget hardt nedbeitet av mysis og at sommerpopulasjonen må bygges opp fra hvileegg fra foregående høst. Dette vil forsinke populasjonsutviklingen. Martinez (op.cit.) antyder en annen forklaring. Han fant at mysis ikke foretar vandringer opp i de øvre vannlag dersom temperaturen der overstiger 14 °C. I slike perioder får vannloppene mulighet til å utvikle seg fritt. Snåsavatnet hadde temperaturer over 14 °C i en periode i juli-august. Vanntemperaturen var høyest i overflate-

lagene på stasjon D, hvor det ble funnet mest zooplankton.

En annen indikasjon på predasjonseffekten av mysis etter 1980 er at to zooplanktonarter, *Holopedium gibberum* og *Heterocope saliens* nesten fullstendig har forsvunnet. Begge arter var vanlige i 1980. I mageprøver av røye innsamlet av Hindrum og Sande i 1973-76 var *H. gibberum* til dels av stor betydning.

En ytterligere reduksjon i zooplanktonbiomasse i perioden 1985-87 indikerer at økosystemet ennå var i forandring.

Fytoplanktonutviklingen i innsjøer er sterkt avhengig av beitetrykket fra zooplankton. Videre kan fisk eller andre predatorer i stor grad innvirke på zooplanktonet med tanke på artssammensetning, størrelsesfordeling og biomasse. Balanseforholdet mellom de ulike ledd i næringskjeden er således vesentlig for innsjøers selvrensingsevne.

Forholdet mellom fytoplankton- og zooplanktonbiomasse (P/Z-forhold) gitt til forskjellige tidspunkt synes å kunne gi uttrykk for balansetilstanden og utviklingstendensen i et system (Koksvik og Reinertsen 1982 a,b, Reinertsen og Langeland 1982, Koksvik og Reinertsen in manus).

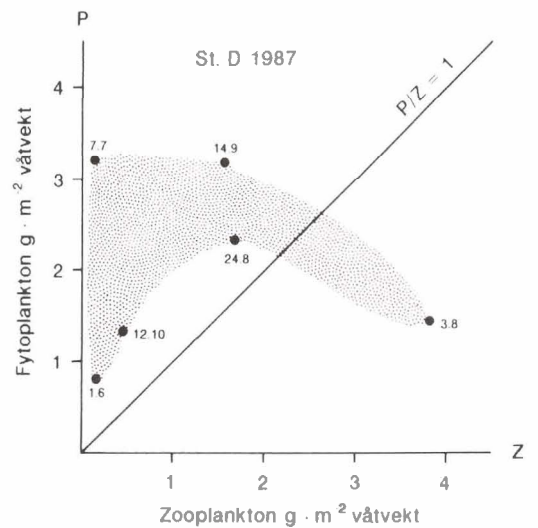
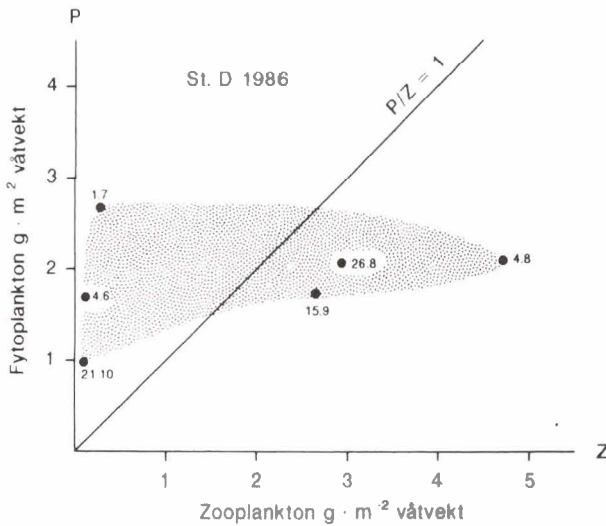
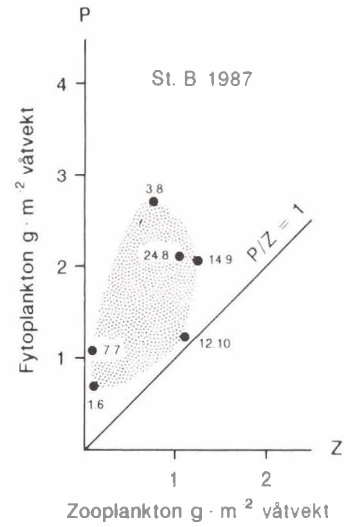
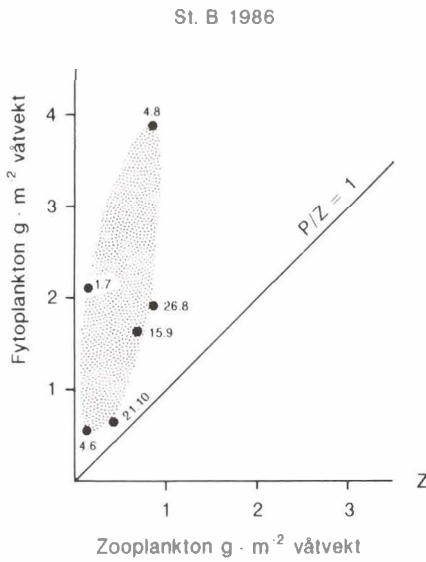
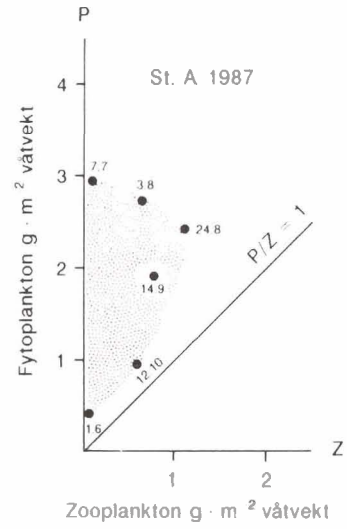
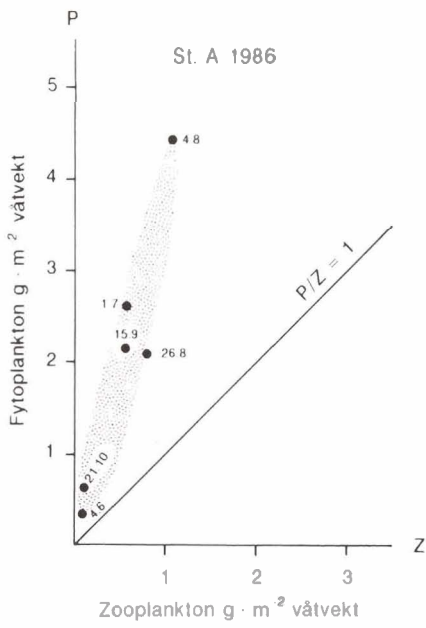
Dersom våtvekt av fytoplankton og zooplankton (herbivore arter/stadier) sammenlignes, indikerer et vedvarende forhold med større fytoplankton- enn zooplanktonbiomasse ($P/Z > 1$) at utnyttelsen av fytoplanktonet er lite effektiv. En naturlig grunn til dette kan være at det herbivore zooplanktonet er hindret i å utvikle seg på grunn av for hardt predasjonstrykk fra fisk eller invertebrate predatorer.

Et P/Z-forhold < 1 viser høy effektivitet i å overføre fytoplanktonproduksjonen til konsumentleddene og må ansees som en gunstig tilstand for en innsjø. Moderat økning i næringssalttilførsel vil under slike forhold ikke resultere i økt fytoplanktonbiomasse, men gi økning i zooplanktonbiomassen.

Figur 23 viser P/Z-forhold for stasjonene A, B og D i 1986 og 1987. Fytoplanktondata er hentet fra Lien m.fl. 1988. På stasjonene A og B var $P/Z > 1$ gjennom hele vekstsesongen begge år. Dette indikerer ineffektiv beiting og er tegn på at zooplanktonet var utsatt for sterkt predasjonstrykk. Den kvalitative sammensetningen i fytoplanktonet var slik at en stor andel skulle være direkte tilgjengelig for zooplanktonet og forutsetningen for høy økologisk effektivitet var således til stede. Da det ble registrert svært lite fisk i de frie vannmasser, er det mest nærliggende å tro at hard predasjon fra mysis på zooplanktonet er hovedårsak til det ugunstige P/Z-forholdet.

På stasjon D ble det registrert større zooplanktonbiomasse enn fytoplanktonbiomasse ($P/Z < 1$) i deler av sesongene. I 1986 hadde dette balanseforholdet lengre varighet enn i 1987. Dette kan tyde på at systemet også i den sørvestlige delen av vatnet er i ferd med å forandres fra å ha høy økologisk effektivitet og selvrensingsevne mot en situasjon som i sjøen for øvrig, hvor økte tilførsler av næringssalter må forventes å gi direkte økning i fytoplanktonbiomasse.

Det kan virke paradoksalt at balanseforholdet var gunstigst på stasjon D som ligger i den delen av sjøen hvor tettheten av både mysis og fisk var størst. Den større tettheten av mysis og fisk kan ha sammenheng med at denne delen er det grunneste og mest næringsrike bassenget som bl.a. mottar høye konsentrasjoner av næringssalter med tilløpselvene. Det gunstigere P/Z-forholdet på stasjon D kan ha en forklaring i at utviklingen av mysispopulasjonen her er i en tidligere utviklingsfase slik at virkningene ikke har blitt så omfattende som



Figur 23. Forholdet mellom fytoplankton (P) og herbivore arter av zooplankton (Z) på stasjonene A, B og D i Snåsavatn 1986 og 1987.

i sjøen for øvrig. Stasjon D ligger i bassenget nærmest utløpet og langt borte fra introduksjonsstedet for mysis. Bassenget er atskilt fra resten av sjøen ved det 1-2 km lange og meget grunne Klingsundet (middeldyp omkring 1 m). En tilsvarende forskyvning i tid er også funnet for ulike bassenger av Jonsvatn (Koksvik og Langeland 1988, Koksvik og Reinertsen in prep.). Forskjellen mellom 1986 og 1987 antyder også at systemet var i ferd med å endres på stasjon D.

Utviklingen i fiskebestandene etter mysisoverføringen

I dype, næringsfattige innsjøer med planktonspisende fiskearter (eks. røye, sik) er det godt dokumentert at disse pelagiske fiskebestandene går sterkt tilbake etter utsetting av mysis (Bowles 1988, Fürst m.fl. 1984, Langeland m.fl. 1986, Lasenby et al. 1986, Nesler 1988).

Årlige fiskeundersøkelser i Snåsavatnet i perioden 1984-1987 viser at fiskesamfunnet her er i forandring, og tendensen forsterkes når en sammenligner med spredte data fra undersøkelser før 1984.

Prøvefisket viser generelt lavt fangstutbytte av røye i de frie vannmasser. Selv med tydelig økning i flytegarnefangstene i 1986 og 1987 er utbyttet av røye betegnet som lavt, og mindre enn utbyttet på bunn garn når en tar hensyn til garnarealet. Lave fisketettheter i de frie vannmasser bekreftes av ekkoloddregistreringer i 1986 og 1987 hvor det ble registrert svært lite fisk. Tetthetene registrert med samme metode i 1980 viste mye større fiskemengder (Gjøvik 1981). Dette sammen med det faktum at flytegarnefisket har opphørt etter 1984 (Haukland og Rikstad 1986, Rikstad m.fl. 1988) tyder på en nedgang i den pelagiske røyebestanden, men nedgangen synes å ha startet før våre undersøkelser kom i gang.

Totalutbytte på bunn garnseriene i august/september lå på 700-900 g pr. garnnatt i 1986/87, eller omtrent samme nivå som i Selbusjøen (Langeland m.fl. 1986). Resultatene viser tendens til økning i ørret- og lakefangstene i perioden 1984-1987, og lavt utbytte av røye (50-150 g pr. garnnatt).

Økningen i ørretfangstene samsvarer med samme tendens i resultatene fra brukerundersøkelsene (Rikstad m.fl. 1988).

Sammenlignes data fra høstfiske i 1984/85 med 1986/87 er det en økning i fangstene av ørret og lake på ca. 50 %. Det er i svenske innsjøer vist at særlig ørret og lake kan favoriseres ved en økt tilgang på mysis i littoralsonen (Fürst m.fl. 1984). Øvrige parametre som alderssammensetning, middelvekt, kondisjonsfaktor og vekst viste små variasjoner for ørret i undersøkelsesperioden, og tyder på en balansert utvikling i ørretbestanden. Det er en svak tendens til noe yngre alderssammensetning i ørretfangstene de to siste år. Dette skyldes helst en økt beskatning på ørret, noe som understøttes av økende ørretfangster og overgang fra flytegarnefiske til bunn garnfiske (Rikstad m.fl. 1988).

Røye fangstene har stort sett vært lave, men har variert mye og det kan ikke vises til noen bestemt utviklingstendens i fangstmengde av røye i littoralsonen i undersøkelsesperioden.

Data for røyas næringsopptak i perioden 1973-76 sammenholdt med data fra 1984-87 viser et endret næringsopptak for røye fanget på bunn garn i de to

perioder. Andelen plankton og fjærmygg er redusert og mysis har kommet inn i større grad. Dette kan tyde på at det har vært en større zooplanktonbestand i 1973-76 enn i 1984-87. Flytegarntfanget røye ser ikke ut til å utnytte mysis i så stor grad, men ernærer seg hovedsakelig av plankton. Dette var også tilfelle i Selbusjøen (Langeland m.fl. 1986). Ørretens og lakens ernæring varierte lite i perioden 1984-87, og mysis var viktigste næring med en volumprosentandel på 25-40 % for ørret og 50-80 % for lake. Også i Selbusjøen var mysis viktigste næringsdyr for lake (Langeland op.cit.).

Analyser av alderssammensetning i røyebestanden og utbyttet på småmaskede garn tyder på en rekrutteringssvikt hos røye. Dette kan skyldes flere faktorer, men undersøkelser viser at røye synes å bli konkurransesvak overfor ørret og lake etter introduksjon av mysis. Røya påvirkes både gjennom næringskonkurranse og predasjon (Fürst m.fl. 1984, Langeland m.fl. 1986). Ernæringsundersøkelser på lake i Selbusjøen viste at laken i oktober spiser mye røyerogn (Eggan 1988), og større lake har også i Snåsavatnet vist seg å predatere mindre fisk. Våre undersøkelser viser lave tall for zooplankton i de frie vannmasser og tendenser til reduksjon i viktige arter for røye. Predasjon og næringskonkurranse fra lake og mysis er derfor sannsynlige årsaker til den observerte rekrutteringssvikten i røyebestanden. Den registrerte utvikling mot større gjennomsnittsvekt hos lake i 1984-87 vil forsterke predasjonstrykket på røye.

Forholdene synes ikke å ha gitt seg utslag i dårligere kondisjon eller middelvekt hos røye i undersøkelsesperioden, mens veksten for enkelte aldersgrupper er noe redusert. Heller ikke i Selbusjøen hvor røyebestanden gikk tilbake med minst 60 % ble det funnet forandring i disse parametre (Langeland op.cit.).

Det har vært diskutert hvorvidt fisken og særlig røya har endret atferd og eventuelt oppholder seg dypere etter etablering av mysis. For å få et bilde på hvor fisk stod fordelt på dypere vatn ble det i 1987 fisket med garnlenker fra 1 til 35 m dyp.

Undersøkelsene viste at særlig laken ble fanget på større dyp enn ørret og dels også røye. Laken utgjorde 30-72 % av totalfangsten på slike garnlenker mot 11-40 % på bunn garn satt enkeltvis fra land. Det er også vist at effektiviteten ved garnfangst bare er halvparten så god for lake som for ørret og røye (Jensen 1986). Dette indikerer at laken nå er den dominerende fiskeart i strandnære områder i Snåsavatnet.

Den store andelen lake på garnlenker satt ned til 35 m dyp i 1987 og tendensen til økt mengde og størrelse for lake i fangstene i undersøkelsesperioden, kan tyde på at Snåsavatnet er inne i en lignende utviklingstendens som Selbusjøen har vært, med sterk økning i lakebestanden etter innføring av mysis (Langeland m.fl. 1986). Laken utnytter mysis i større grad enn ørret og røye og har fått et økt næringstilbud. Laken synes å ha en bedre tilpasning til større dyp og kaldere vann enn ørret og røye, og utnytter dermed en større del av bunnområdene.

Infeksjon av innvollparasitter var i hele perioden lav hos ørret, viste økende tendens hos røye og økte tydelig hos lake i undersøkelsesperioden 1984-87.

Økningen i parasittering på røye kan ha sammenheng med forandring i røyas næringsvalg. Copepoder, som er mellomvert for flere bendelormarter, kan ha fått økt betydning som næring for spesielt smårøye når viktige cladocerarter er blitt redusert. En slik utvikling er vist for røyebestander i svenske mysis-sjøer (Hammar m.fl. 1983, Fürst m.fl. 1984).

At lake har fått en så markert økning i parasittangrep er overraskende, og vi har ingen god forklaring på hvordan dette har skjedd.

LITTERATUR

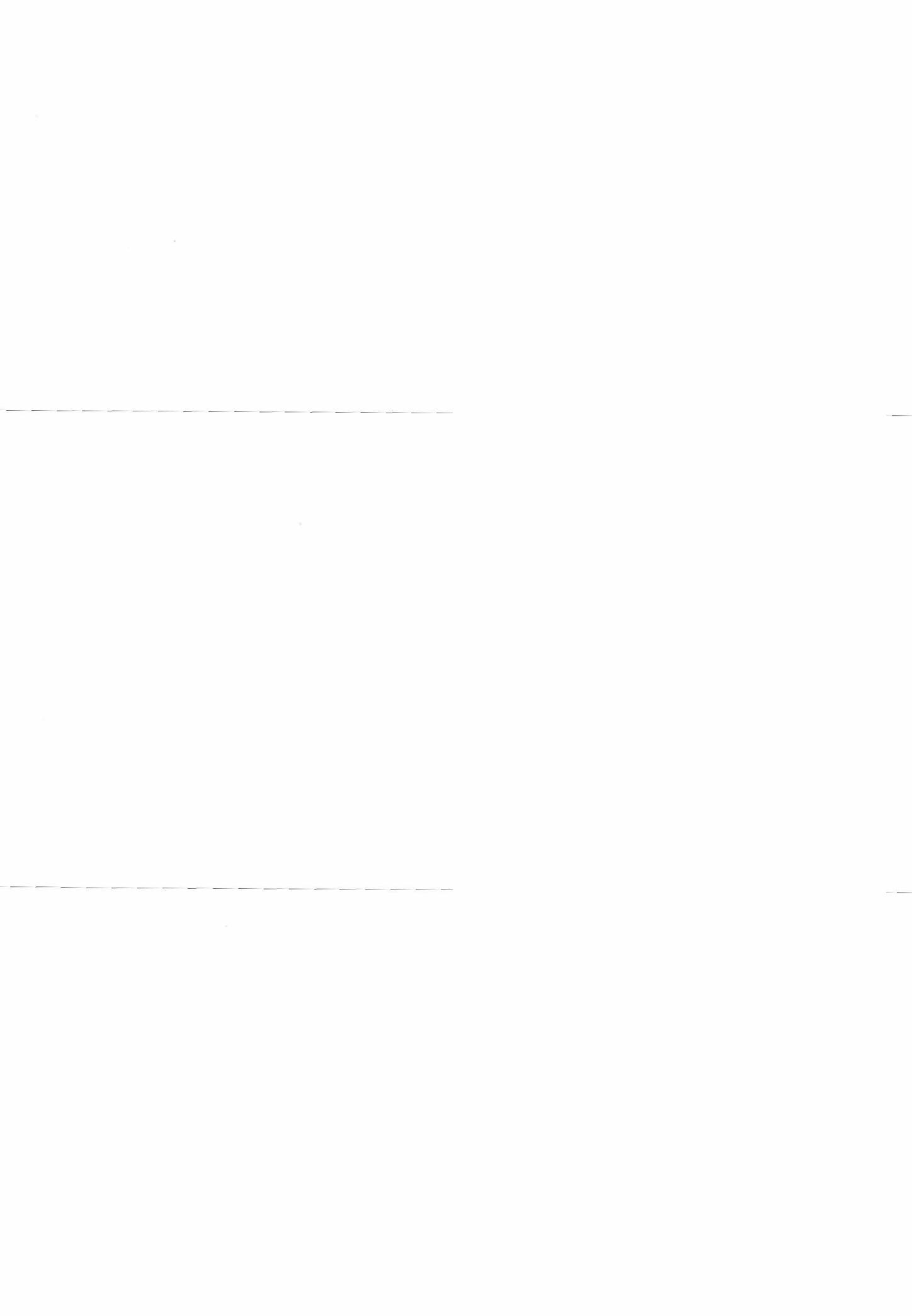
- Bowers, J.A. & Grossnickle, N.E. 1978. The herbivorous habits of *Mysis relicta* in Lake Michigan. *Limnol. Oceanogr.* 23(4) 1978: 767-776.
- Bowers, J.A. & Vanderploeg, H.A. 1982. In situ predatory behavior of *Mysis relicta* in Lake Michigan. *Hydrobiologia* 93: 121-131.
- Bowles, E. 1988. Mysid introductions in Northern Idaho: Positive and negative impacts on fisheries resources. Symposium on Mysids and their Impacts on Fisheries. Fort Collins, Colorado 1988. Stensilerte Abstracts, p. 9.
- Bremer, P. and Vijverberg, J. 1982. Production, population biology and diet of *Neomysis integer* (Leach) in a shallow Frisian lake (The Netherlands). *Hydrobiologia* 93: 41-51.
- Cooper, S.D. & Goldman, C.R. 1980. Opossum shrimp (*Mysis relicta*) predation on zooplankton. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 37: 909-919.
- Eggan, G. 1988. Bestandsvariabler og ernæring hos lake Lota lota (Linné) i Selbusjøen. Hovedoppgave i zoologi. Zoologisk institutt. Universitetet i Trondheim. 44 s.
- Filipsson, O. & Svårdson 1976. Principer för fiskevården i rödingsjöar. Information från Sötvattenslab., Drottningholm, 2: 79 s.
- Fürst, M., Hammar, J., Hill, C., Boström, U. & Kindsten, B. 1984. Effekter av introduktion av *Mysis relicta* i reglerade sjöar i Sverige. *Information från Sötvattenslab., Drottningholm, 1*: 84 s. (In Swedish).
- Gjøvik, J.A. 1981. Vurdering av fiskeinteressene i Snåsavatnet (Nord-Trøndelag). Fiskerikonsulenten i Midt-Norge, stens. rapp. 13 s.
- Grossnickle, N.E. 1982. Feeding habits of *Mysis relicta* - an overview. *Hydrobiologia* 93(1/2): 101-107.
- Grossnickle, N.E. & Beeton, A.M. 1979. Antennal scale length as a measure of relative size in the opossum shrimp, *Mysis relicta* Lovén. *Crustaceana* 36: 141-146.
- Hammar, J., Lindh, O., Boström, U., Fürst, M. & Lingdell, P.E. 1983. Relationerna röding, mås- och dykandsbinnikemark (*Diphyllbothrium* spp.) samt förändringar i angreppsgrad etter introduction av nya fisknäringssdjur. *Information från Sötvattenslab., Drottningholm 4*: 72 s.
- Haukland, J.H. & Rikstad, A. 1986. Fisket i Snåsavatnet 1985. Fylkesmannen i Nord-Trøndelag, Miljøvernvedlingen. Rapport nr. 3-1986. 20 s.
- Hindrum, R. 1980. Snåsavatnet. Rapport i serien 10-årsverna vassdrag, Fiskerikonsulenten i Midt-Norge. Direktoratet for vilt og ferskvannsfisk. 25 s.
- Hynes, H.B.N. 1950. The food of fresh-water Sticklebacks (*Gasterosteus aculeatus* and *Pygosteus pungitius*) with review of methods used in studies of the food of fishes. *J. Anim. Ecol.* 19(1): 36-58.
- Jensen, J.W. 1986. Gillnet selectivity and the efficiency of alternative combinations of mesh sizes for some freshwater fish. *J. Fish Biol.* 28: 637-646.
- Kindsten, B. & Olsén, P. 1981. Impact of *Mysis relicta* Lovén Introduction on the plankton of two Mountain Lakes, Sweden. *Rep. Inst. Freshw. Drottningholm* 59: 64-74.
- Koksvik, J.I. og Reinertsen, H. 1982a. Biomasse og kvalitativ sammensetning av phytoplankton, zooplankton og fisk i Leksdalsvatn, Nord-Trøndelag 1980-81. NTNf - Utvalg for eutrofieringsforskning. Rapport 15/82: 45 s.
- Koksvik, J.I. og Reinertsen, H. 1982b. Biomasserelasjoner mellom phytoplankton og zooplankton i Lynvatn, Nord-Trøndelag 1980-81. NTNf - Utvalg for eutrofieringsforskning. Rapport 16/82: 25 s.
- Koksvik, J.I. og Langeland, A. 1988. Endringer i zooplankton og fiskesamfunn i sjøer med utsatt *Mysis relicta*. Vassdragsregulantenenes forening. Fiske-symposium februar 1988, Tromsø. Presenterte foredrag. s. 103-114.
- 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.*
- Lasenby, D.C. & Fürst, M. 1981. Feeding of *Mysis relicta* Loven on Macrozooplankton. *Rep. Inst. Freshw. Res., Drottningholm* 59: 75-80.
- Lasenby, D.C. and Langford, R.R. 1972. Growth, life history and respiration of *Mysis relicta* in an arctic and temperate lake. *J. Fish. Res. Board Can.* 29: 1701-1708.
- Lasenby, D.C. & Langford, R.R. 1973. Feeding and assimilation of *Mysis relicta*. *Limnol. Oceanogr.* 18(2): 280-285.
- Lasenby, D.C., Northcote, T.G. & Fürst, M. 1986. Theory, practice, and effects of *Mysis relicta* introductions to North American and Scandinavian lakes. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 43: 1277-1284.
- Lien, L., Arnekleiv, J.V., Brettum, P. og Koksvik, J.I. Tiltaksorientert overvåking av Snåsavatn 1984-87. Statlig program for forurensningsovervåking. Rapport 88.
- Lindem, T. 1983. Successes with conventional in situ determination of fish target strength. In Nakken, O. & C. Vennema (eds.). Symposium on fisheries acoustics. Selected papers of the ICES/FAO symposium on fisheries acoustics. Bergen, Norway, 21-24 June 1982. *FAO Fish. Rep. (300)*: 104-111.
- Martinez, P.J. 1988. Interactions of Zooplankton, *Mysis relicta*, and Kokanee salmon, *Oncorhynchus nerka*, in Lake Granby, Grand County, Colorado. Symposium on Mysids and their Impacts on Fisheries. Fort Collins, Colorado 1988. Stensilerte Abstracts, p. 11.
- Nelson, W.C. and Finnell, L.M. 1988. Changes in *Daphnia* populations following the establishment of *Mysis* populations in some Colorado lakes and reservoirs. Symposium on Mysids and their Impacts on Fisheries. Fort Collins, Colorado 1988. Stensilerte Abstracts, p. 10.
- Nero, R.W. & Sprules, W.G. 1986. Predation by three glacial opportunists on natural zooplankton communities. *Can. J. Zool.* 64: 57-64.
- Nesler, T. 1988. Utilization of *Mysis* as forage by Brown Trout and Kokanee Salmon in Lake Dillon, Colorado. Symposium on Mysids and their Impacts on Fisheries, Fort Collins, Colorado 1988, Stensilerte Abstracts, s. 12.
- Nilsson, N.-A. 1965. Food segregation between salmonid species in north Sweden. *Rep. Inst. Freshw. Res., Drottningholm* 46: 58-78.
- Nilsson, N.A. 1967. Interactive segregation between fish species. p. 295-313. In the biological basis of freshwater fish production. Ed.: S.D. Gerhing. Blackwell Scientific Publ. Oxford.
- Nøst, T. & Koksvik, J.I. 1981. Ferskvannsbiologiske og hydrografiske undersøkelser i Snåsavatnet 1980. *K. norske Vidensk. Selsk. Mus. Rapp. Zool. Ser. 1981-19: 1-54.*
- Reinertsen, H. og Langeland, A. 1982. The effect of a lake fertilization on the stability and material utilization of a limnetic ecosystem. *Holarct. Ecol.* 5: 311-324.
- Richards, R.C., Goldman, C.R., Frantz, T.C. & Wickwire, R. 1975. Where have all the *Daphnia* gone? The decline of a major cladoceran in Lake Tahoe, California-Nevada. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 19: 835-842.
- Rikstad, A., Paulsen, L.I. & Kinderås, K. 1988. Fisket i Snåsavatnet i perioden 1983-87. Fylkesmannen i Nord-Trøndelag, Miljøvernveddelingen. Rapport nr. 5-1988. 19 pp.
- Sell, D.W. 1982. Size-frequency estimates of secondary production by *Mysis relicta* in Lakes Michigan and Huron. *Hydrobiologia* 93: 69-78.
- Threlkeld, S.T., Rybock, J.T., Morgan, M.D., Folt, C.D. and Goldman, C.R. 1980. The Effects of an introduced Invertebrate Predator and Food Resource Variation on Zooplankton Dynamics in an Ultraoligotrophic Lake. In Kerfoot, W.C. (Ed.). *Evolution and Ecology of Zooplankton Communities*. pp. 555-568. University Press of New Zealand.
- Østrem, G., Flakstad, N. og Santha, J.M. 1984. Dybdekart over norske innsjøer. NVE. Hydrologisk avdeling. Meddelse nr. 48.

- 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. Bunndyrsundersøkelser; Preliminær-rapport. 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 Rusa-setvatnet, 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 gruvedrift ved vatnet. 22 s.
- 4 Heggberget, T.G. Produksjon og habitatvalg hos laks- og ørretyngel 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 Frengen, O. & Røv, N. Faunistiske undersøkelser på Froøyene 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 eksperiment-sjøen 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 someren 1975. (LFI-29). 30 s.
- 13 Jensen, A.J. Statistiske beregninger av kvantitativt zooplanktonmateriale. Datamaskinprogram med brukerveiledning. (LFI-30). 29 s.
- 14 Frengen, 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 Sanddølaldalen, 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 Sørli, 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 Rinleiret, 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 ferskvannsbilologisk undersøkelse i Grøvvassdraget 1974/75. 24 s.
- 2 Koksvik, J.I. Ferskvannsbilologiske 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 undersøkelsen 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.
- 11 Holthe, T., Lande, E., Langeland, A., Sakshaug, E. & Strømngren, T. Resipientundersøkelsen av Trondheimsfjorden. Biologiske undersøkelser. Sammendrag 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, Verdal og Steinkjer kommuner, Nord-Trøndelag. 37 s.
- 16 Koksvik, J.I. Ferskvannsbilologiske 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 ferskvannsbilologiske 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. Ferskvannsbilologiske 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, somrene 1976 og 1977. (LFI-40). 27 s.
- 8 Sivertsen, B. Fiskeribiologiske undersøkelser i Huddingsvatn, Røyrvik, 1974-1977. 25 s.
- 9 Koksvik, J.I. Ferskvannsbilologiske og hydrografiske undersøkelser i Saltfjell-/Svartisområdet. Del IV. Beiervassdraget. 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. Ferskvannsbilologiske 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. Ferskvannsbilologiske og hydrografiske undersøkelser i Saltfjell-/Svartisområdet. Del VI. Oppsummering og vurderinger. 79 s.
- 5 Koksvik, J.I. Kobbelvutbyggingen. Vurdering av virkninger på ferskvannsfæunaen. 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, Hattfjell-dal kommune. 45 s.
- 11 Bevanger, K. Fuglefaunaen i Krutågas nedslagsfelt, Hattfjell-dal 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. Bunn-dyrundersøkelser 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. Svartsnytvatn og Dalavatn) sommeren 1979. (LFI-47). 46 s.
- 10 Koksvik, J.I. & Dalen, T. Ferskvannsbiologiske og hydrografiske undersøkelser i Hellemoområdet, 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 Grøn-sjøen, Tydal 1978-1980. (LFI-50). 28 s.
- 6 Bevanger, K. & Vie, G. Fuglefaunaen i Sørli-vassdraget, 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 Røy, 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 Leksdalvatn 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 Skjækraas 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. Ferskvannsbioologiske 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 Luruvassdragene. 112 s.
- 7 Thingstad, P.G. & Nygård, T. Småviltbiologiske undersøkelser i Sanddøla- og Luruvassdragene 1981 og 1982. 62 s.
- 8 Nøst, T. Hydrografi og ferskvannsevertebrater i Sanddøla/Luru-vassdragene 1981 i forbindelse med planlagt vannkraftutbygging. 86 s.
- 9 Koksvik, J.I. & Arnekleiv, J.V. Fiskeribiologiske undersøkelser i Sanddøla-/Luruvassdraget 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 Luruvassdraget i Nordli, Grong og Snåsa kommune i Nord-Trøndelag. (LFI-56). 57 s.
- 1983-1 Nøst, T. & Arnekleiv, J.V. Fiskeribiologiske og ferskvannsaunistiske 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 Ormsetområdet, 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.
- 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.
- 988-1 Bongard, T. & Arnekleiv, J.V. Ferskvannøkologiske undersøkelser og vurderinger av Sedalsvatnet, Møre og Romsdal 1987. (LFI-70). 25 s.

ISBN 82-7126-438-9

ISSN 0332-8538