

022

Røyas tilstand og framtid i mysissjøer i Norge

Arnfinn Langeland
Vidar Moen

forskningsrapport



NINA

NORSK INSTITUTT FOR NATURFORSKNING

Røyas tilstand og framtid i mysissjøer i Norge

Arnfinn Langeland
Vidar Moen

NINAs publikasjoner

NINA utgir seks ulike faste publikasjoner:

NINA Forskningsrapport

Her publiseres resultater av NINAs eget forskningsarbeid, i den hensikt å spre forskningsresultater fra institusjonen til et større publikum. Forskningsrapporter utgis som et alternativ til internasjonal publisering, der tidsaspekt, materialets art, målgruppe m.m. gjør dette nødvendig.

NINA Utredning

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

NINA Oppdragsmelding

Dette er det minimum av rapportering som NINA gir til oppdragsgiver etter fullført forsknings- eller utredningsprosjekt. Opplaget er begrenset.

NINA Notat

Serien inneholder symposie-referater, korte faglige redegjørelser, statusrapporter, prosjektskisser o.l. i hovedsak rettet mot NINAs egne ansatte eller kolleger og institusjoner som arbeider med tilsvarende emner. Opplaget er begrenset.

NINA Temahefter

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

NINA Fakta-ark

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

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

Langeland, A. & Moen, V.1992. Røyas tilstand og framtid i mysissjøer i Norge. - NINA Forskningsrapport 22: 1-21.

Trondheim
ISSN 0802-3093
ISBN 82-426-0188-7

Klassifisering av publikasjonen:
Norsk: Ferskvannsfiske og akvakultur
Engelsk: Freshwater fisheries and aquaculture

Rettighetshaver ©:
NINA Norsk institutt for naturforskning

Publikasjonen kan siteres fritt med kildeangivelse

Redaksjon:
Arnfinn Langeland
NINA, Trondheim

Design og layout:
Eva M. Schjetne
Kari Sivertsen
Alfhild M. Borgen
Tegnekantoret NINA

Sats: NINA

Trykk: BJÆRUM Trykkeri as

Opplag: 300

Trykt på 100% resirkulert papir!

Kontaktadresse:
NINA
Tungasletta 2
7005 Trondheim
Tel: (07) 58 05 00

Referat

Langeland, A. & Moen, V.1992. Røyas tilstand og framtid i myssissjøer i Norge. - NINA Forskningsrapport 22: 1-21.

Hensikten med denne undersøkelsen er å foreta en analyse av virkningene av utsettinger av *Mysis relicta* på zooplankton og fiskebestanden i Selbusjøen, Snåsavatnet og Benna. Analysen bygger på undersøkelser av lys, temperatur, zooplankton, *Mysis* og fisk i nevnte innsjøer og i to sammenlignbare røye-/auresjøer; Grøtvatnet og Våvatnet.

Resultatene viser at røyebestanden har gått sterkt tilbake i Selbusjøen, Snåsavatnet og Benna. Spesielt gjelder dette flyte-garnfisket som på nær er opphørt i de nevnte innsjøer. *Mysis relicta* er blitt et viktig byttedyr for bentiske fiskearter. Dette gjelder først og fremst laken som har økt sterkt i Selbusjøen og delvis i Snåsavatnet. Zooplanktonet er sterkt nedbeitet av *Mysis*, i mindre grad i Benna som har stort siktedyp. Det konkluderes med at redusert næringstilbud på grunn av konkurranse fra *Mysis*, er den viktigste årsak til nedgangen i røyebestandene. Sterk lysgjennomgang i innsjøen bidrar til å isolere *Mysis* til dyp-lagene og beskytte zooplanktonet i overflatelagene mot predasjon om sommeren. Sterk lysgjennomgang bidrar også til å utvikle bentisk habitat for røye. Predasjon fra lake har mindre betydning enn antatt for nedgangen i røyebestanden. Siktedypet er en viktig faktor til å forklare de variasjoner i virkninger på fisk og zooplankton som er registrert i innsjøer hvor *Mysis relicta* er innført.

Tre tiltak er vurdert for å bedre forholdene for fisket i myssissjøene; bedring av siktedypet ved bruk av manøvreringsreglementet, utsetting av 2-årig røye og utsetting av kanadarøye for å øke utnyttelsen av *Mysis* og beite ned lakebestanden.

Emneord: Røye - *Mysis relicta* - Habitat - ernæring

Arnfinn Langeland, NINA, Tungasletta 2, N-7000 Trondheim.
Vidar Moen, Universitetet i Trondheim, AVH, 7055 Dragvoll.

Abstract

Langeland, A. & Moen, V.1992. The state and future of Arctic char in mysislakes in Norway. - NINA Forskningsrapport 22: 1-21.

The aim of this study is to analyze the effects of introduction of *Mysis relicta* on zooplankton and fish in the lakes Selbusjøen, Snåsavatnet and Benna. These *Mysis*-lakes have been compared with the conditions in two char/trout lakes; Grøtvatn and Våvatn. Studies are made on light, temperature, zooplankton, *Mysis relicta* and fish.

The results showed that the Arctic char (*Salvelinus alpinus*) population have decreased greatly in the lakes Selbusjøen, Snåsavatn and Benna. The fishing with floating gill-nets has almost totally ceased. *Mysis relicta* are now an important prey for benthic living fish. The *Mysis* introduction has been beneficial for burbot (*Lota lota*) which increased greatly in lake Selbusjøen. We conclude that reduced food mainly as zooplankton due to *Mysis* competition, is mainly responsible for the decline of char. High transparency in the lake water isolate *Mysis* to the deeper part of the lakes which create a refugium for the zooplankton to avoid predation from *Mysis*. High transparency also expand the habitat for char which increase the availability of *Mysis* as food. Predation from burbot on char seems to be of lesser importance than previously expected. Transparency is an important factor to explain the various effects on fish and zooplankton recorded in lakes with introduced *Mysis relicta*.

Some measures to restore the fishery are considered; increasing the transparency, stocking the lakes with char (*Salvelinus alpinus*), and stocking the lakes with lake trout (*Salvelinus namaycush*) in order to increase the exploitation of *Mysis* and burbot (*Lota lota*).

Emneord: Arctic char - *Mysis relicta* - Habitat - food

Arnfinn Langeland, NINA, Tungasletta 2, N-7000 Trondheim, Norway
Vidar Moen, University of Trondheim, AVH, 7055 Dragvoll, Norway

Forord

Dette prosjekt er finansiert av Norges Landbruksvitenskapelige Forskningsråd (NLVF), Norges Almenvitenskapelige forskningsråd (NAVF) fra programmet Fiskeforsterkningstiltak i Norske Vassdrag og NINAs instituttprogram Økologisk stabilitet og reguleringsmekanismer i innsjøer. Både NLVF og NAVF har bidratt med bevilgninger i 3 år, 1989-1991 henholdsvis med kr 851000 og kr 150000 totalt. Vi retter med dette en stor takk til NLVF og NAVF som har gjort det mulig å gjennomføre prosjektet.

Stipendiat Vidar Moen har vært engasjert i prosjektet fra 1.4.1989 til 31.9 1991, deler av materialet vil bli benyttet i dr.grad studium ved Universitetet i Trondheim. Forskningsjef Arnfinn Langeland har vært prosjektansvarlig. Vi takker også Hans Mack Berger, June Breistein, Leidulf Fløystad, Hilde Meland og Helen Guldseth for hjelp til feltarbeid, bearbeiding av materiale og rapportframstilling Utbygging av eksperimentlaboratorium for studier av biorytmer har vært gjennomført på Havbrukssenteret i samarbeid med Universitetet i Trondheim.

De viktigste resultater fra prosjektet vil bli løpende publisert i internasjonale tidsskrifter. Noen slike foreligger i manuskriptform ved prosjektperiodens utløp.

Trondheim, februar 1992

Arnfinn Langeland

Vidar Moen

Innhold

Referat.....	3
Abstract.....	3
Forord.....	4
1 Innledning.....	5
2 Lokalitetsbeskrivelse.....	6
3 Metoder og materiale.....	7
4 Resultater.....	7
4.1 Zooplankton.....	7
4.2 Mysis.....	7
4.3 Fisk.....	11
5 Diskusjon.....	18
6 Litteratur.....	20

1 Innledning

Utsettingene av *Mysis relicta* fra slutten av 1950-årene er et godt eksempel på tiltak som ble iverksatt uten at man hadde den nødvendige kunnskap om artens levested og forhold til sitt miljø både det biologiske og fysisk/kjemiske. I ettertid har det vist seg at konsekvensene for innsjøsystemene ikke ble som forventet, og hvor nedgangen i pelagiske fiskebestander er det mest markerte negative trekk. Imidlertid er det registrert store forskjeller mellom innsjøene i effektene av utsettingene på zooplanktonsamfunnene og fiskebestandene. To vitenskapelige konferanser i 1988 i Nord-Amerika i Fort Collins, Colorado, USA og Toronto, Ontario, Canada, danner foreløpig en sluttstrek for oppsummering av erfaringer med virkninger av utsettingene. Resultatene fra disse symposier er nå publisert i tidsskriftet American Fisheries Society Symposium 9: Mysids in fisheries; Hard lessons from headlong introductions (Nesler & Bergersen 1991). Den norske oversettelsen "kraftig lærepenge fra hodekulls utsettinger", gir et betegnende bilde av hvilke konsekvenser utsettingene har fått for fisket i flere innsjøer. Eksempler på sterk nedgang i pelagiske fiskebestander er Selbusjøen (Langeland et al. 1991 a), Stugusjøen (Garnås 1986), Snåsavatn (Koksvik & Arnekleiv 1988, Rikstad et al. 1988), Flathead Lake, USA (Spencer et al. 1991), Lake Pend Oreille, USA (Bowles et al. 1991) og de svenske innsjøer Blåsjön, Vojmsjön, Torrön og Suorva (Fürost et al. 1984). Et generelt trekk er at *Mysis* beiting på zooplanktonet har ført til sterk nedgang i viktige næringsdyrbestander for den pelagiske fisken (Langeland et al. 1991 a). Imidlertid er det også registrert en økning i bestander av bentiske fiskearter som beiter på *Mysis*. Eksempler på dette er den sterke økning av lake i Selbusjøen (Langeland et al. 1991 a) og Snåsavatnet (Koksvik & Arnekleiv 1988, Rikstad et al. 1988) og økt overlevelse hos ungfisk av Kanadarøye i Flathead Lake, Montana, USA (Spencer et al. 1991).

Hensikten med denne undersøkelsen er å belyse nærmere hvilke faktorer som forklarer den store variasjon i effekter på zooplankton og fiskebestander som utsettingene har medført. Ved undersøkelser i flere røye-sjøer med og uten *Mysis* ønsker vi å teste følgende hypoteser:

- H1: Redusert næringstilbud er den viktigste årsak til den observerte nedgang i pelagiske røyebestander,
- H2: Sterk lysgjennomgang i innsjøen bidrar til å isolere *Mysis* til dyplagene og beskytte zooplanktonet i overflatelagene mot predasjon om sommeren,
- H3: Sterk lysgjennomgang bidrar også til å utvide bentisk habitat for røyas beiting på *Mysis* (økt tilgjengelighet for fisk),

H4: Predasjon fra lake har mindre betydning enn antatt for nedgangen i røyebestander,

De viktigste undersøkelser av zooplankton, fisk og lysmiljø er gjennomført i innsjøer med utsatt *Mysis*; Selbusjøen, Benna, og Snåsavatnet. Disse innsjøer er videre sammenlignet med 2 røye/auresjøer uten *Mysis*; Grøtvatnet og Våvatnet. I tillegg er det utført undersøkelser over sammenhengen mellom lys og vertikal fordeling av *Mysis* på dagtid i Jonsvatnet og den svenske innsjøen Jansjön, hvor *Mysis* opprinnelig ble overført fra. *Mysis* i Benna er overført fra populasjonen i Mjøsa-vassdraget (Øyeren). Dette gjør det mulig for oss å sammenligne levested hos *Mysis* for to genetisk forskjellige populasjoner. Det er også utført eksperimentelle undersøkelser over biorytme hos *Mysis*. Vi har også tilpasset en metode for analyser av daglig vekst hos røye. Metoden baserer seg på analyser av mikrostruktur i øresteiner (otolitter). Basert på våre undersøkelser har vi vurdert de framtidige konsekvenser i ulike norske innsjøer og mulige tiltak for å bedre fisket.



2 Lokalitetsbeskrivelse

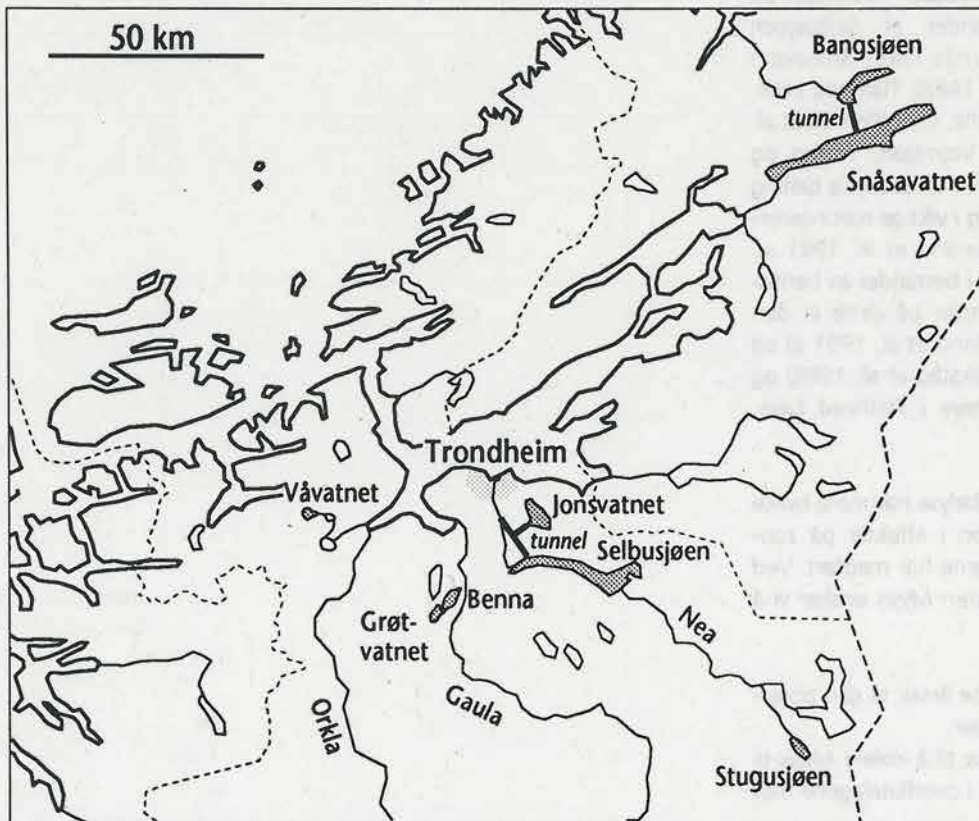
Beliggenhet av de undersøkte innsjøer er vist i **figur 1**. Areal, dyp og fiskesamfunn framgår av **tabell 1**.

Alle innsjøer har bestander av røye og aure. I tillegg finnes lake i Selbusjøen og Snåsavatnet og trepigget stingsild i Benna, Grøtvatnet og Snåsavatnet.

I perioden 1962 til 1968 ble *Mysis relicta* overført fra Lyseren og Øyeren i Sør-Norge til Benna. Disse individer stammer således fra den naturlige bestanden i Mjøsa. I 1973 ble ca. 100.000 *Mysis* overført fra Blåsjøn i Sverige til Selbusjøen (Gunnerød 1977). Etter overføring av *Mysis* til Bangsjøene i 1971-1973 (Gunnerød 1977), har sannsynligvis *Mysis* blitt overført til Snåsavatnet med etableringen av kraftanlegget i 1975. *Mysis* ble første gang registrert i Snåsavatnet i 1983 (Rikstad et al. 1988).

Tabell 1. Areal, største dyp, middeldyp, utsatt *Mysis* og fiskearter i de undersøkte innsjøer. - Area, maximum and mean depth, introduced *Mysis* and species of fish present in the investigated lakes.

	Selbusjøen	Snåsavatnet	Benna	Grøtvatn	Våvatn
Areal (ha)	5 788	11 800	580	260	425
Største dyp (m)	204	121	92	50	70
Middeldyp (m)	69	46	30	-	-
<i>Mysis relicta</i>	+	+	+		
Røye	+	+	+	+	+
Aure	+	+	+	+	+
Lake	+	+			
Stingsild		+	+	+	
Ål		+			



Figur 1. Beliggenhet av de undersøkte innsjøer i Midt-Norge. -Location of the investigated lakes in Central Norway.

3 Metoder og materiale

Forsøksfisket i bentisk sone er utført med garnserier bestående av 10 garn av følgende maskevidder 6, 8, 10, 12, 16, 19.5, 24, 29, 35 og 45 mm målt fra knute til knute. Hvert garn er 1,5 m dypt og 25 m langt. Garnrekkefølgen er rokert over flere døgn for representativ fangst av alle størrelsesgrupper på forskjellig dyp. Garnfiske i pelagisk sone er utført med flytegarmlenker i forskjellige dyp bestående av garn med maskevidder 12, 16, 19.5, 24, og 29 mm. Hvert garn er 6 m dypt og 25 m langt. Forsøksfisket er utført på 2 bentiske og 1 pelagisk stasjon i hver innsjø. For maskeviddene 12-35 mm er det beregnet et midlere utbytte som antall fisk per 24 timer og 100 m² garnflate (CPU).

Mysis er samlet inn med planktonhåv, diameter 1 m og maskevidde 0.5 mm. Ved hjelp av en lukkemekanisme er det samlet inn 3 replikate prøver i vertikale sjikt på 10 m ned til største dyp i innsjøen. Til innsamling av *mysis*prøver i bentisk sone er det benyttet en trål, åpning 1 m x 0.2 m og maskevidde 0.2-1 mm. Trålen er trukket parallell med strandlinjen i ulike dybdesjikt.

Zooplanktonprøver er samlet inn ved bruk av en lukkehåv, diameter 30 cm og maskevidde 95 µm. Som for *Mysis* er det samlet inn prøver i vertikale sjikt på 10 m ned til største dyp i innsjøen. I hvert dybdesjikt er det tatt 3 replikate håvtrekk.

Bestemmelse av stadium, kjønn og biomasse hos *Mysis* er gjort som tidligere beskrevet av Moen & Langeland (1989). Basert på lengdemålinger av minst 30 individer i hver prøve, er biomassen for hver zooplanktonart beregnet ved hjelp av regresjonsligninger mellom lengde og tørrvekt (Langeland 1982).

Analyser av vekstsoner i otolitter og daglig vekst hos røye-yngel er gjennomført i laboratorium under kontrollerte lysbetingelser (Moen & Moksness, manuskript). Forsøkene er gjennomført i samarbeid med Havforskningsinstituttet. Hensikten med studiet var å undersøke om røya avsetter daglige vekstsoner i otolitten. Videre å etablere forholdet mellom sonebredde i otolitten og fiskens lengdevekst.

4 Resultater

4.1 Zooplankton

Zooplanktonets vertikale fordeling på dagen i innsjøer med *Mysis* er vist i **figur 2**. Vannlopper (cladocera) fordelte seg i de øverste 25 meterene. Hoppekreps (copepoda) viste derimot en større variasjon i vertikal fordeling. I Benna, en innsjø med godt siktedyp, fordelte de seg dypere enn i innsjøer med dårligere siktedyp. Biomassen av zooplankton er vist i **tabell 2**. Hoppekreps representerte det største bidraget til totalbiomassen. Vi fant en positiv sammenheng mellom siktedyp og biomasse for vannloppen *D.galeata* ($r=0,999$, $p<0,001$, $n=4$) og hoppekreps-artene *H.appendiculata* ($r=0,997$, $p<0,01$, $n=4$) og *A.laticeps* ($r=0,955$, $p<0,05$, $n=4$). For *D.longispina* fant vi en svak negativ sammenheng ($r=0,713$, $p>0,05$, $n=4$). Resultatene indikerer at biomassen for enkelte arter øker med økende siktedyp i *mysis*sjøer.

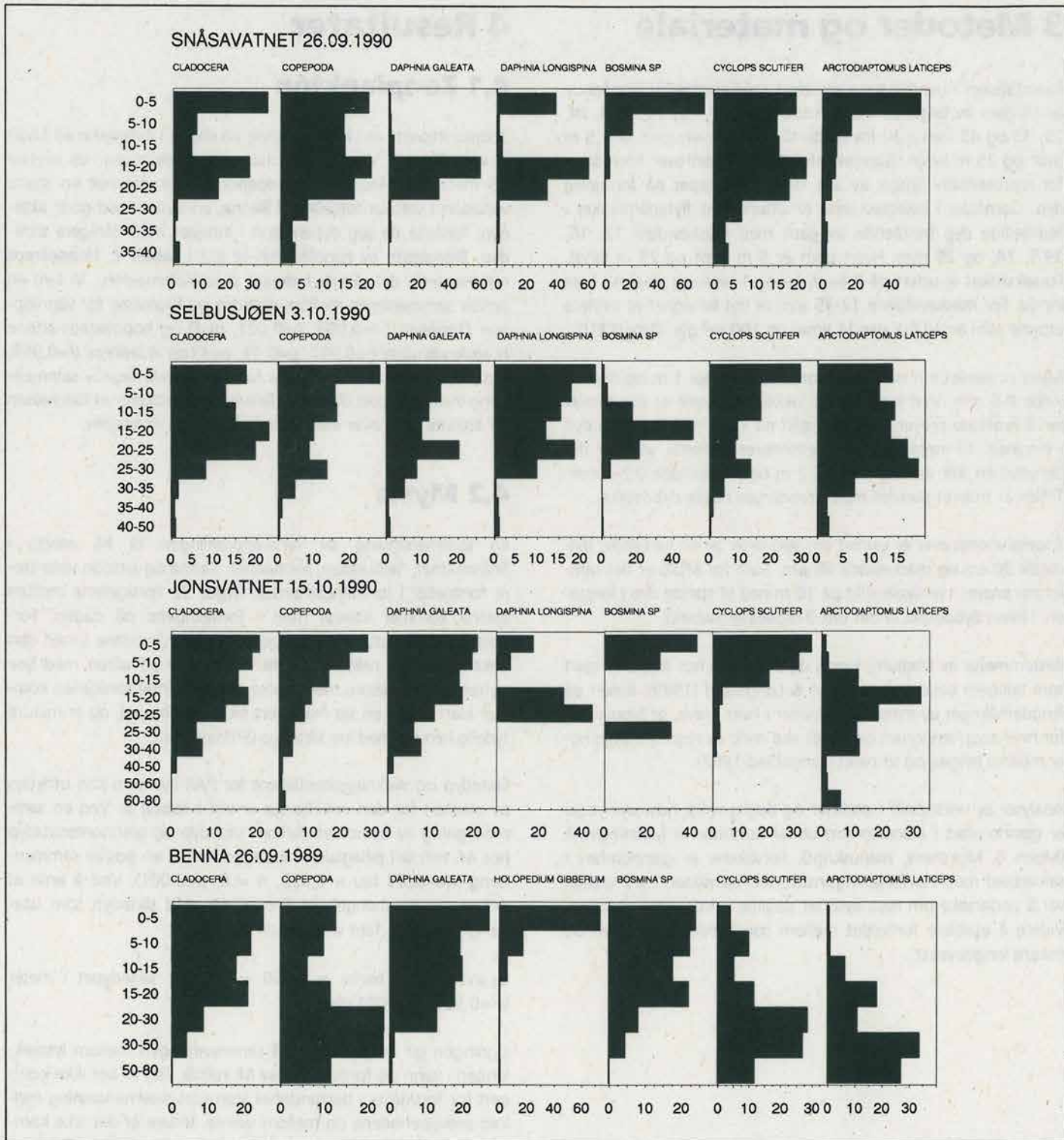
4.2 Mysis

En sammenligning av vertikal fordelingen til *M. relicta* i Snåsavatnet, Selbusjøen, Jonsvatnet, Benna og Jansjön viste store forskjeller i fordelingsmønster (**figur 3**). Forskjellene mellom sjøene kommer klart frem i fordelingene på dagen. Fordelingene på natta viste forskjeller mellom årstidene innen den enkelte sjø. *M. relicta* fordelte seg dypere på våren med lyse netter enn på høsten med mørke netter. Denne forskjellen kommer klart frem i en sjø med stort siktedyp (Benna), og er mindre tydelig i en sjø med lite siktedyp (Snåsavatnet).

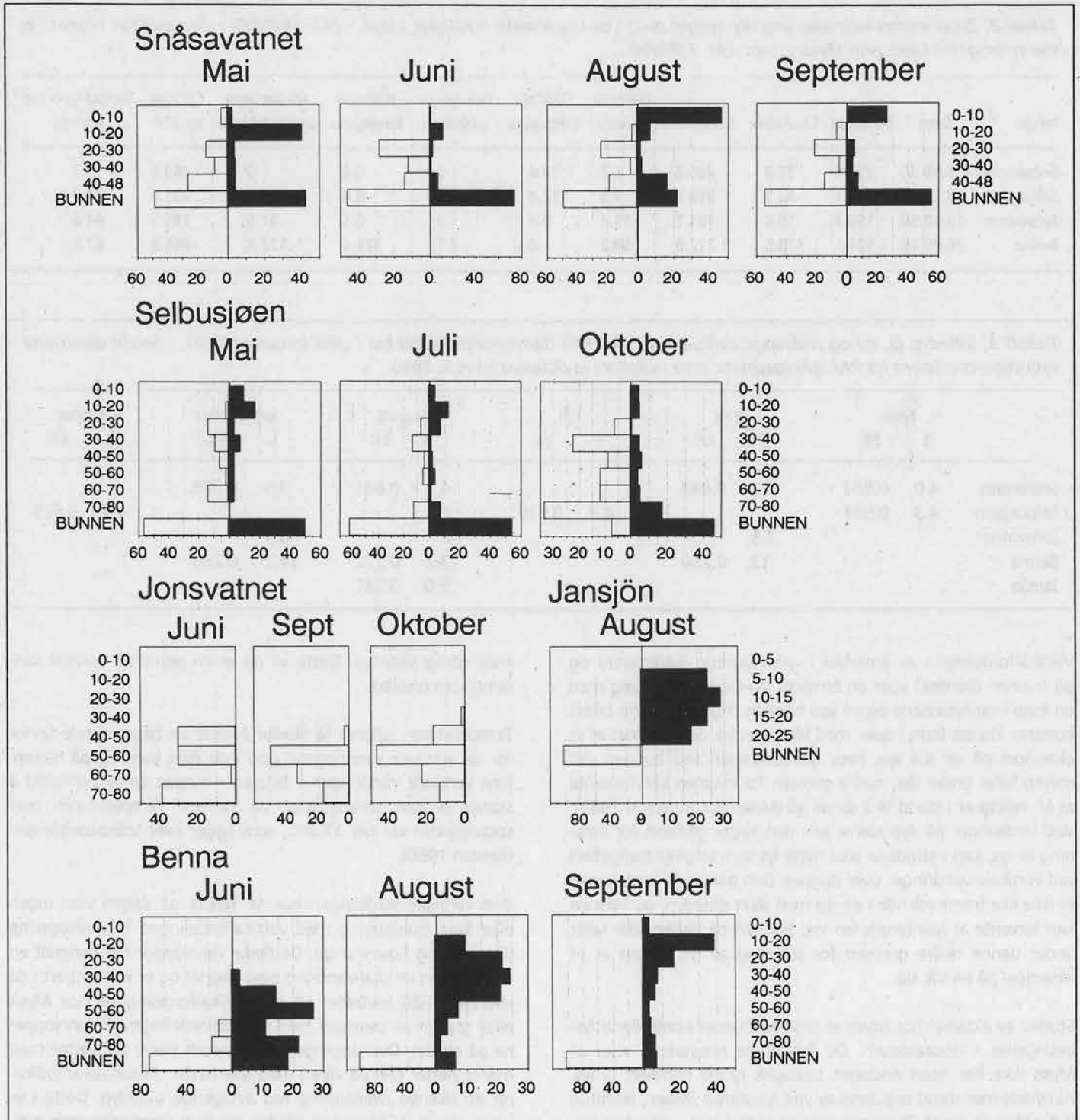
Siktedyp og svekningskoeffisient for PAR (lys som kan utnyttes av planter) for den enkelte sjø er vist i **tabell 3**. Ved en sammenligning av forholdet mellom siktedyp og gjennomsnittsdyp hos *M. relicta* i pelagialen på dagen fant vi en positiv sammenheng (Kendall's tau = 0,822, $n = 8$, $p<0.001$). Ved å anta at denne sammenhengen er lineær, og med siktedyp som uavhengig variabel, fant vi følgende ligning:

Gj.snitts dyp i meter = $8.059 + 5.167 * \text{siktedypet i meter}$
($r^2=0.954$, $p<0.001$, $n=8$).

Ligningen gir et grovt mål på sammenhengen mellom lyssvekingen i vann og fordelingen av *M. relicta*. Det er her ikke korrigert for forskjeller i bestandenes størrelses-sammensetning mellom prøveperiodene og mellom sjøene. Videre er det ikke korrigert for ulik intensitet av innfallende lys, og ulik spredning av lyskvaliteter ved det enkelte prøvetakings-tidspunkt og sted.



Figur 2. Vertikal fordeling (%) av zooplankton i ulike innsjøer. -Vertical distribution (%) of zooplankton in different lakes.



Figur 3. Vertikal fordeling av *Mysis relicta* om dagen (hvit) og natta (svart) i ulike innsjøer. - Vertical distribution of *Mysis relicta* during day (white) and night (black) in different lakes.

Tabell 2. Zooplankton biomasse (mg dry weight m⁻²) i de undersøkte mysissjøer i sept. - okt. 1989/90. - Zooplankton biomass in the investigated lakes with Mysis in sept.-okt. 1989/90.

Innsjø	Dato	Zoopl.tot.	Cladocera	Copepoda	Daphnia galeata	Daphnia longispina	Holopidium gibberum	Bosmina longispina	Heterocope appendiculata	Cyclops scutifer	Arctodiaptomus laticeps
Snåsavatnet	26.09.90	354.6	37.8	486.8	2.7	33.6	0	0.6	0	469.6	17.3
Selbusjøen	03.10.90	395.1	36.3	358.8	7.9	12.4	0	8.4	7.6	331.2	19.9
Jonsvatnet	15.10.90	198.1	16.4	181.7	15.4	0.9	0	0.1	31.6	105.5	44.6
Benna	26.09.89	1 591.1	378.5	1 212.6	50.2	0	7.1	321.4	122.8	899.5	67.6

Tabell 3. Siktedyp (S, m) og svekningskoeffisient (EK) for PAR (fotosyntetisk aktivt lys) i ulike innsjøer i 1990. - Secchi depth and extinction-coefficient for PAR (photosynthetic activ radiation) in different lakes in 1990.

	Mai		Juni		Juli		August		September		Oktober	
	S	EK	S	EK	S	EK	S	EK	S	EK	S	EK
Snåsavatn	4.0	0.863	3.2	0.943			4.5	0.641	3.5	0.775		
Selbusjøen	4.3	0.581			4.9	0.510					4.9	0.523
Jonsvatnet			7.5						6.7			
Benna			13	0.250			13.2	0.272	14.1	0.284		
Jansjø							5.0	0.741				

Vertikalfordelingen av individer i vannmassene (pelagialen) og på bunnen (bentisk) viser en bimodal (to-toppig) fordeling med en topp i vannmassene og en ved bunnen (figur 3). Dette bildet kommer klart frem i sjøer med lite siktedyp. Snåsavatnet er et eksempel på en slik sjø, hvor lysintensiteten ved bunnen (50 meter) faller under den nedre grensen for hvor en kan forvente at *M. relicta* er i stand til å sanse lys (Moen & Langeland 1989). Ved fordelinger på dyp større enn den nedre grensen for sansning av lys, kan individene ikke nytte lys som tidgiver (zeitgeber) ved vertikale vandring over døgnet. Den bimodale fordelingen er ikke like fremtredende i en sjø med stort siktedyp, og hvor en kan forvente at lysintensiteten ved bunnen på dagen ikke faller under denne nedre grensen for sansning av lys. Benna er et eksempel på en slik sjø.

Studier av aktivitet hos *Mysis* er registrert under kontrollerte lysbetingelser i laboratorium. De foreløpige resultatene viser at *Mysis* ikke har noen endogen biologisk rytme korrelert til lys. Aktivitets-mønsteret reguleres av ytre lys-stimuli (Moen, Nordtug & Krekling in prep). Disse resultatene støtter opp under hypotesen om at den bimodale vertikale fordelingen hos *Mysis* har årsak i tap av lys som tidgiver for individer ved bunnen i innsjøer

med dårlig siktedyp. Dette vil da gi en asynkron vertikal vandring som resultat.

Temperaturen syntes i få tilfeller å være en begrensende faktor for de vertikale vandringene opp i de øvre vannlag på natten. Den vertikale vandringen i Jansjøen i august synes imidlertid å stanse under/ sprangsjiktet på natten. Temperaturen over sprangsjiktet var her 17.8°C, som ligger over toleransegrensen (Beeton 1960).

Den vertikale fordelingen hos *M. relicta* på dagen viser ingen eller liten overlapping med vertikalfordelingen til vannloppene (*Daphnia* og *Bosmina* sp). De fleste vannlopper har generelt en relativt liten vertikal vandring over døgnet og er konsentrert i de øverste 10-20 metrene. Ut fra vertikalfordelingene hos *Mysis* økte graden av overlapp med vertikalfordelingen til vannloppene på natten. Overlappingen var generelt større på høsten med mørke netter enn på våren med lyse netter. Resultatene indikerer en økende overlapping ved avtagende siktedyp. Dette kan være noe av forklaringen på den positive sammenhengen mellom siktedyp og biomassen av viktige byttedyr-organismer for *Mysis*.

4.3 Fisk

Resultatene fra forsøksfisket viser at den midlere fangst av røye for alle perioder på flytegarn var 5-8 ganger så stor i Grøtvatnet og Våvatnet som i mysissjøene Benna, Selbusjøen og Snåsavatnet (**tabell 4**). Flytegarnfisket i Selbusjøen og Benna var dårlig med henholdsvis 0.6 og 0.9 CPU. I mysissjøen Snåsavatnet ble kun 1 røye fanget på 3 netters flytegarnfiske i september 1991. Dette er i overenstemmelse med fangst av henholdsvis 0 og 1 røye på flytegarn i september 1984 og august 1985 (Koksvik & Arnekleiv 1988). Fangstene på flytegarn i 1986 og 1987 var noe større med knapt 2 CPU (Koksvik & Arnekleiv 1988).

Bunngarnfisket etter røye ga størst utbytte for alle perioder i Benna og Våvatnet med henholdsvis 9.4 og 9.1 midlere CPU mot henholdsvis 5.8 og 3.8 CPU i Grøtvatnet og Selbusjøen. Tynneste bentisk røyebestand er registrert i Snåsavatnet; CPU=0,2, **tabell 4**. Midlere CPU for perioden 1984-87 var ca. 2.2 (Koksvik & Arnekleiv 1988).

Resultatene viser at den pelagiske røyebestanden er meget liten i alle mysissjøene mens den er stor i Grøtvatnet og Våvatnet. For røyebestanden som helhet viser resultatene at røyebestandene er betydelig større i Våvatnet og Grøtvatnet enn i mysissjøene. Av disse synes røyebestanden i Benna å være betydelig større enn i Selbusjøen og dårligst i Snåsavatnet.

Aurebestandene i Våvatnet (CPU=7.1), Selbusjøen (CPU=3.8) og Snåsavatnet (CPU=4-5 Koksvik & Arnekleiv 1988) er betydelig sterkere enn i Benna (CPU=1.1) og Grøtvatnet (CPU=0.9).

Lakebestanden synes å være betydelig større i Selbusjøen (CPU=9.5) sammenlignet med Snåsavatnet (CPU=2,7, CPU=1-2 i 1984-87 Koksvik & Arnekleiv 1988). I Selbusjøen utgjorde laken 60 % av fangstene på bunngarn for alle fiskeperiodene mot 58% i Snåsavatnet i september 1991 og 19 % i 1984-87 (Koksvik & Arnekleiv 1988).

Resultater fra fiskens vertikale fordeling i pelagisk og bentisk habitat i Benna, Grøtvatnet og Våvatnet er vist i **figur 4 og 5**. Resultatene viser at auren lever i grunnområdene ned til ca 10 m dyp, bare et fåtall fisk fanges dypere. Røya lever på dypere områder med maksimal tetthet og nedre leveområder korrelert til lysgjennomgangen i vatnet. Dypet for maksimal tetthet hos røye var signifikant korrelert med lysgjennomgangen målt som siktedyp (Langeland et al. 1991 a). Dyp for maksimal tetthet (Y) av røye kan beskrives ved likningen $\ln Y = 1.08 \ln X + 0.795$,

Tabell 4. Fangt per anstrengelse (CPU, antall fisk pr 100 m² og 24 timer) av garnfiske i Selbusjøen, Benna, Grøtvatnet og Snåsavatn 1989 - 1991. N = total antall fisk fanget i perioden. - Catch per unit effort (CPU, number of fish per 100 m² and 24 hr.) of gill net fishing in the lakes Selbusjøen, Benna, Grøtvatn and Snåsavatn 1989-1991. N = total number caught.

	Røye		Aure		Lake	
Selbusjøen						
Bunngarn	N	CPU	N	CPU	N	CPU
juli 1989	35	2.8	33	2.7	74	6.0
okt. 1989	74	4.5	34	2.1	239	14.5
mai 1990	66	4.0	64	3.9	135	8.2
Flytegarn						
juli 1989	26	1.1	1	<0.1	0	0
okt. 1989	19	0.6	7	0.2	4	0.1
mai 1990	2	0.1	2	0.1	0	0
Snåsavatn						
Bunngarn						
sept. 1991	1	0.2	10	1.8	15	2.7
Flytegarn						
sept. 1991	1	0.2	3	0.5	0	0
Benna						
Bunngarn						
juni 1989	439	13.1	30	1.2		
aug. 1989	261	7.7	36	1.1		
sept. 1989	259	7.5	34	1.0		
Flytegarn						
juni 1989	37	1.0	2	<0.1		
aug 1989	32	0.9	14	0.5		
sept. 1989	37	0.9	7	0.2		
Grøtvatn						
Bunngarn						
juni 1989	108	7.5	11	0.8		
juli-aug. 1989	167	4.8	34	1.0		
sept. 1989	171	5.0	32	0.9		
Flytegarn						
juni 1989	95	3.0	5	0.2		
juli-aug. 1989	218	7.0	18	0.6		
sept. 1989	168	5.4	9	0.3		

(forts.)

Tabell 4. Forts.

	Røye		Aure		Lake	
Våvatn						
Bunngarn						
juni 1987	136	7.5	170	10.0		
juni 1988	81	5.4	73	4.8		
juli 1987	155	10.8	111	7.4		
aug. 1988	178	11.2	90	5.6		
sept. 1987	157	10.8	121	7.7		
Flytegar						
juni 1987	90	3.3	4	0.2		
juni 1988	173	4.8	7	0.1		
juli 1987	88	2.4	13	0.5		
aug. 1988	245	8.7	10	0.4		

hvor X er siktedyp i m. Den begrensede vertikale utbredelse av røye i Selbusjøen ned til 30 m dyp, er korrelert til den dårlige lysgjennomgangen vist ved siktedypet som er lavt med 4-5 m. I Benna og Grøtvatnet som har stort siktedyp på 10-16 m, står røya dypt og fanges i betydelige mengder dypere enn 50 m og ned mot 80 m. Tettheten av røye i det aktuelle habitat er omtrent den samme i Selbusjøen og Benna, ca 1,3 CPU/10 m dybdeskikt. Dette betyr at Benna har tilgjengelig et habitat for røye som er 3-4 ganger så stort som i Selbusjøen på grunn av bedre lysforhold.

Laken lever langs bunnen ned til største dyp uavhengig av lysgjennomgangen (figur 5). Dette gjelder spesielt den lyse årstid når laken er lite aktiv. I vinterhalvåret når lakens aktivitet er størst og den har sin viktigste vekstperiode, reduseres lakens vertikale fordeling. Dette kulmineres med lakens gyting på grunt vann i januar-februar. Den vertikale fordeling av aure, røye og lake i Selbusjøen er i god overenstemmelse med observasjoner fra Snåsavatnet (Koksvik & Arnekleiv 1988).

Røyas aldersfordeling viser at det er store forskjeller mellom de enkelte innsjøer (figur 6). Røya lever lengst i Grøtvatnet hvor nesten tredjeparten av fangsten var fisk over 9 år (31,7 %). I Benna utgjorde fisk over 9 år 0,9 % i fangstene. Røya har kortest levetid i Selbusjøen og økt dødelighet synes å inntre samtidig med kjønnsmodning som skjer ved en alder av 3-4 år (figur 7). Kjønnsmodning inntreer betydelig senere i Benna og Grøtvatnet ved en alder på 5-6 år og seinest i Grøtvatnet (figur 7). Alder for mer enn 50 % kjønnsmodning i Selbusjøen, Benna

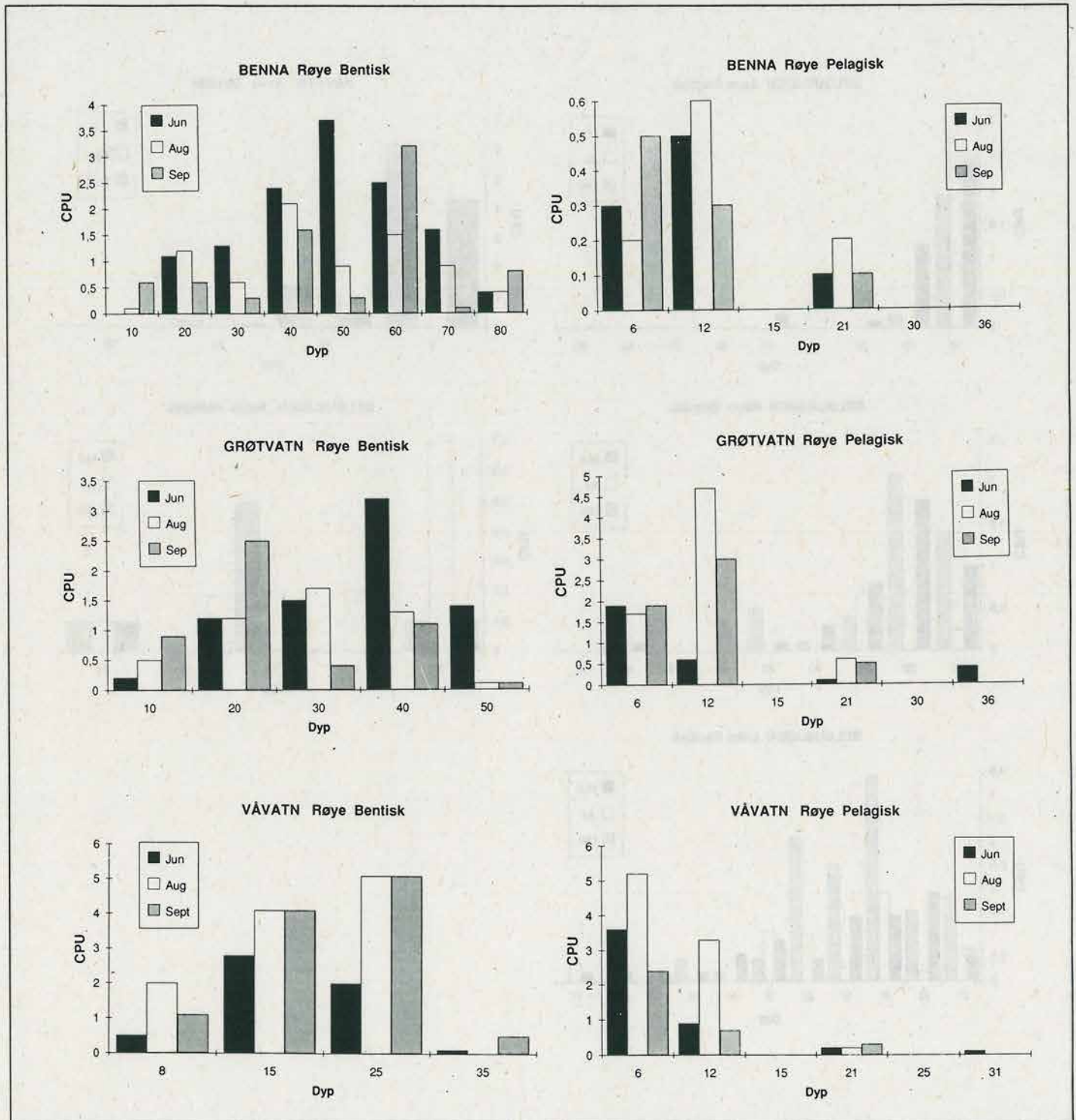
og Grøtvatnet var henholdsvis 4, 8 og 8 år. Røya har med andre ord kort levetid i Selbusjøen sammenlignet med de andre innsjøene. En tilsvarende kort levealder som i Selbusjøen er registrert for røye i Snåsavatn (Koksvik & Arnekleiv 1988).

Røyas vekst er dårligst i Grøtvatnet og Benna hvor veksten avtar sterkt og samtidig med tidspunkt for kjønnsmodning ved en alder på 6-8 år (figur 8). I Selbusjøen vokser røya godt de 4 første leveår. Samtidig med inntrådt kjønnsmodning avtar veksten ved en alder på 4-5 år. Veksten i Snåsavatnet de første årene var også god og tilsvarende som i Selbusjøen, (Koksvik & Arnekleiv 1988). For et fåtall fisk i Benna og Grøtvatnet fortsetter røya å vokse til de når en vekt på 0.5-1.0 kg. Dette er fiskespisere som lever av stingsild.

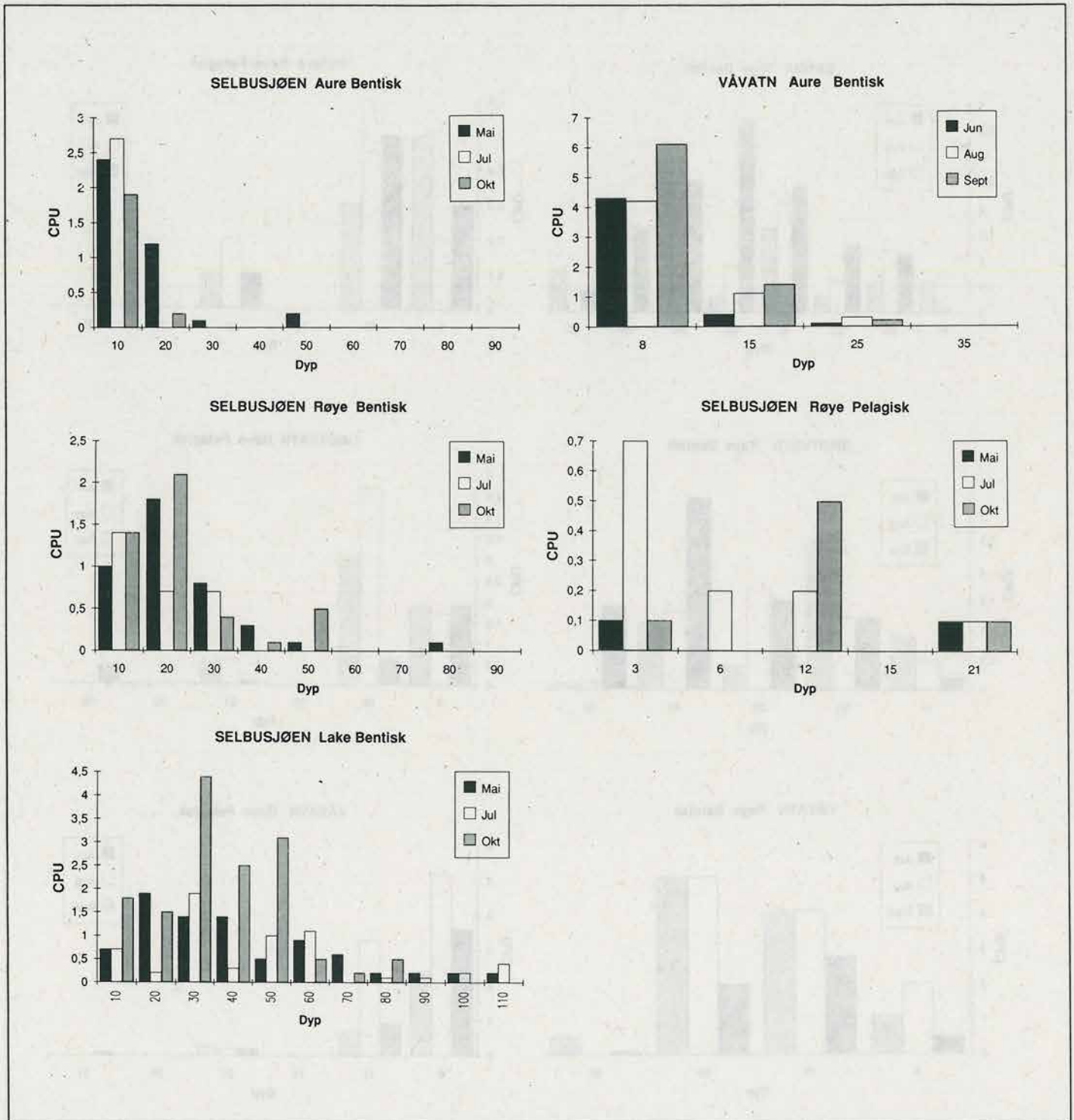
Tilbakeberegnet vekst for røye i Selbusjøen viste dårligere vekst for alle aldersgrupper (1-6 år) i 1990 sammenlignet med 1974, dvs. før *Mysis relicta* hadde etablert bestand (figur 9). Forskjellene var imidlertid statistisk ikke signifikant på grunn av få fisk i materialet. Resultatene er imidlertid i overenstemmelse med tidligere undersøkelser som viste dårligere vekst hos røye i 1983-1984 sammenlignet med 1974 (Langeland et al. 1986).

Vekstanalyser av røye fra Selbusjøen, viste at den avsatte daglige vekstsoner i otolitten. Antall vekstsoner (Y) var signifikant korrelert til alder i dager (X) ($Y = a + b * X$, $b = 0,979$, $R^2 = 0,9998$, $p < 0,001$, $n = 6$). Videre fant vi en sammenheng mellom fiskens daglige lengdevest og bredden på de daglige vekstsoner i otolitten (Moen & Moksness in prep.). Bruk av denne metoden vil gjøre det mulig å analysere eventuelle endringer i daglig vekst hos tidligstadier av røye før og etter utsettinger av *Mysis*.

Ernæringsundersøkelsene viste at zooplankton var den viktigste næringsdyrgruppe for flytegarfanget røye både i Grøtvatnet og Benna (figur 10). For bunngarnfanget røye i Benna var *Mysis* viktigste næringsdyr med 20-50 % (inkludert i littorale krepsdyr i figur 10). Stingsild (angitt som fisk i figur 10) hadde vektmessig stor betydning for røye og aure både i Benna og Grøtvatnet. Til forskjell fra røye hadde overflateinsekter stor betydning for aure. Røyas ernæring i Selbusjøen er tidligere presentert av Langeland et al. (1991 a). I perioden 1974-84 var zooplankton klart den viktigste gruppe i juli-august. Etter 1980 ble *Mysis* et viktig næringsdyr for bunngarnfanget røye og aure. Betydningen av *Mysis* for bunngarnfanget røye varierte, men var av samme volummessig betydning som i Benna. Også i Snåsavatnet har *Mysis* fått stor betydning. For bunngarnfanget røye utgjorde *Mysis* 40-50 % omtrent som i de nevnte innsjøer (Koksvik & Arnekleiv 1988). Resultatene viser tydelig at *Mysis* i liten grad blir spist av flytegarfanget røye, dette viser observa-

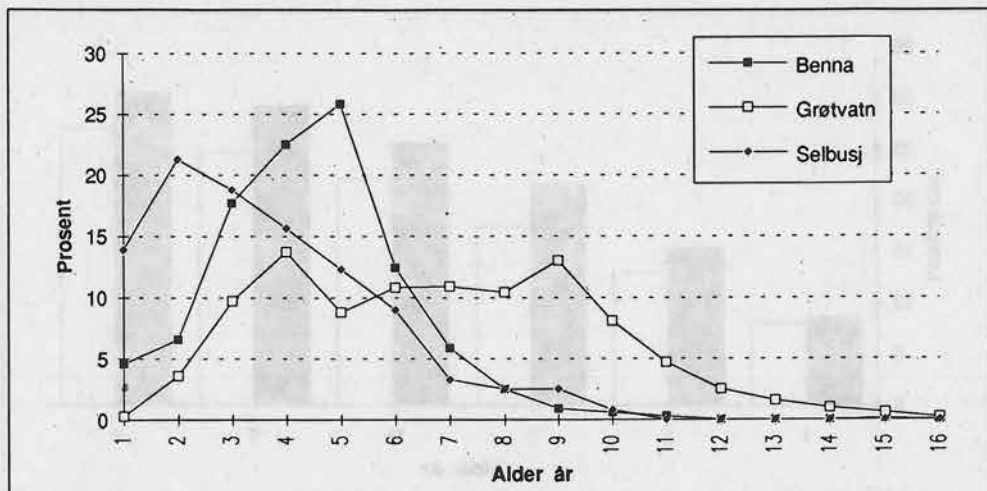


Figur 4. Vertikal fordeling av røye på flytegarn og bunngarn i Benna, Grøtvatn og Våvatn. CPU= fangst pr anstrengelse. - Vertical distribution of Arctic char caught on floating and benthic gill-nets in the lakes Benna, Grøtvatn and Våvatn. CPU= catch per unit effort.

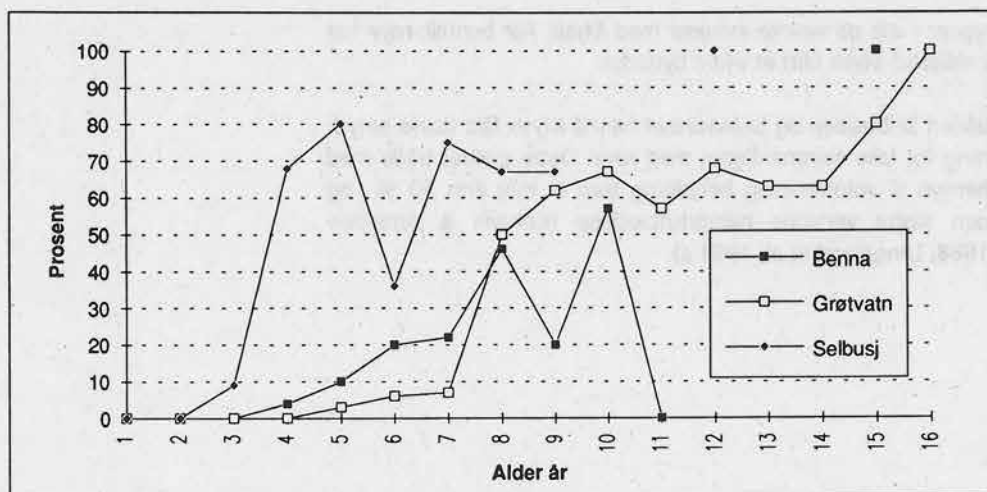


Figur 5. Vertikal fordeling av røye, lake og aure på flytegarn og bunngarn i Selbusjøen og Våvatn. CPU=fangst pr anstrengelse. - Vertical distribution of Arctic char, burbot and trout caught on floating and benthic gill-nets in the lakes Selbusjøen and Våvatn.

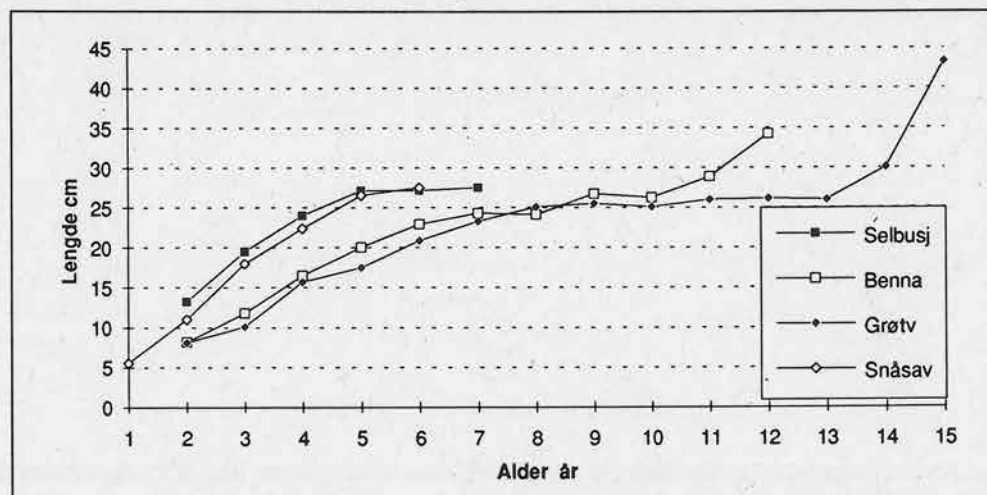
Figur 6. Aldersfordeling av røye i Benna, Grøtvatn og Selbusjøen i 1989 og 1990. - Age distribution of Arctic char in the lakes Benna, Grøtvatn and Selbusjøen in 1989 and 1990.



Figur 7. Andelen gytefisk (%) hos røye i Benna, Grøtvatn og Selbusjøen i 1989 og 1990. - Fraction (%) mature Arctic char in the lakes Benna, Grøtvatn and Selbusjøen in 1989 and 1990.



Figur 8. Lengdevekst (cm) hos røye i ulike innsjøer. - Growth in length (cm) of Arctic char in different lakes.

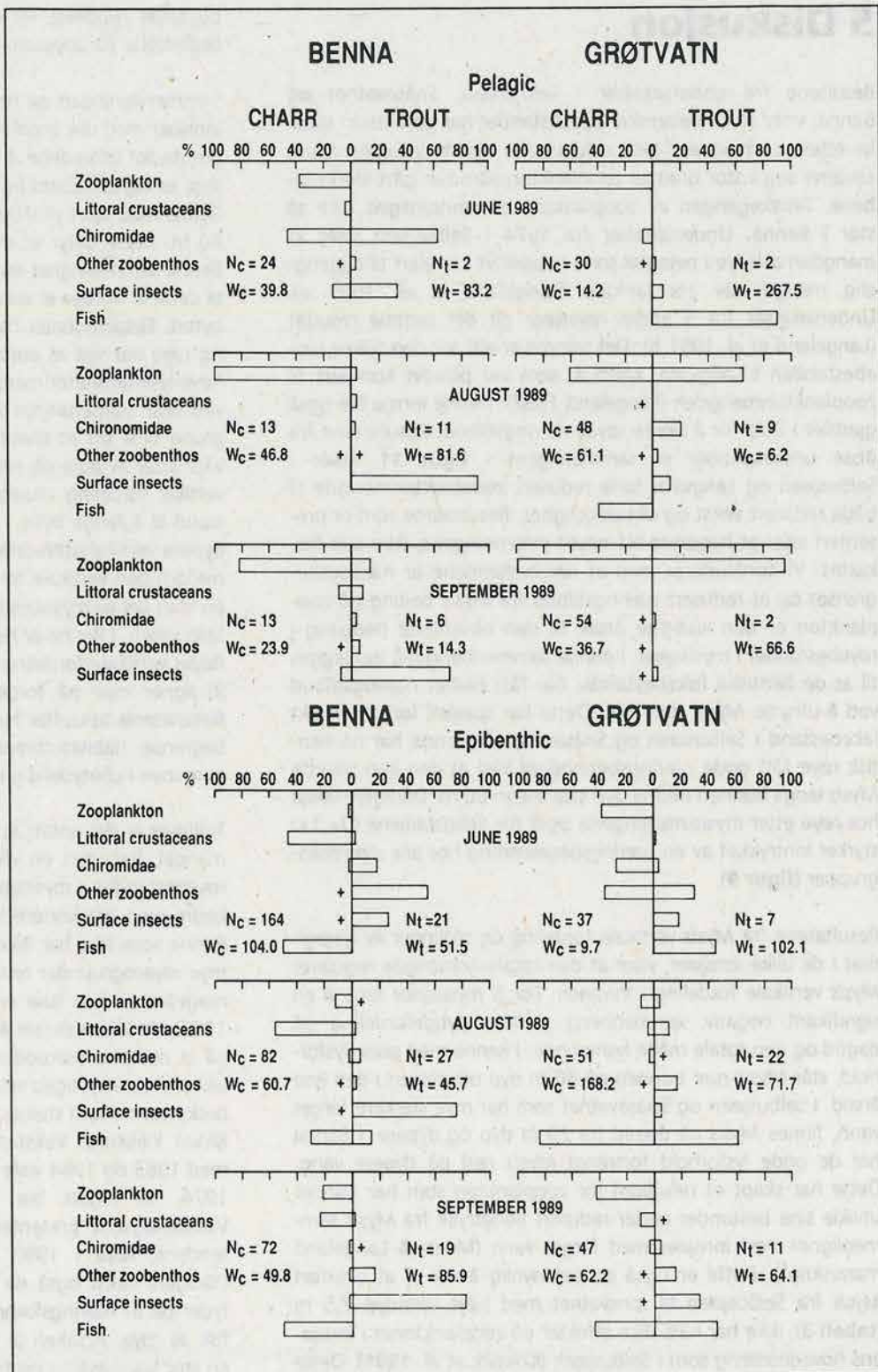




Figur 9. Tilbakeberegnet vekst hos røye i Selbusjøen i 1974 (svart) og 1990 (hvit). - Back-calculated growth (cm) of Arctic char in Lake Selbusjøen in 1974 (black) and 1990 (white).

sjoner i alle de nevnte innsjøer med *Mysis*. For bentisk røye har imidlertid *Mysis* blitt et viktig byttedyr.

Både i Selbusjøen og Snåsavatnet har nå *Mysis* fått større betydning for lake sammenlignet med røye. Dette gjelder både med hensyn til volummessig betydning som er mer enn 50 % og den større vertikale habitatutbredelse (Koksvik & Arnekleiv 1988, Langeland et al. 1991 a).



Figur 10. Ernæring hos røye og aure fanget på bunngarn og flytegarn i Benna og Grøtvatn i 1989. - Food of Arctic char and brown trout caught on benthic and floating gill-nets in the lakes Benna and Grøtvatn in 1989.

5 Diskusjon

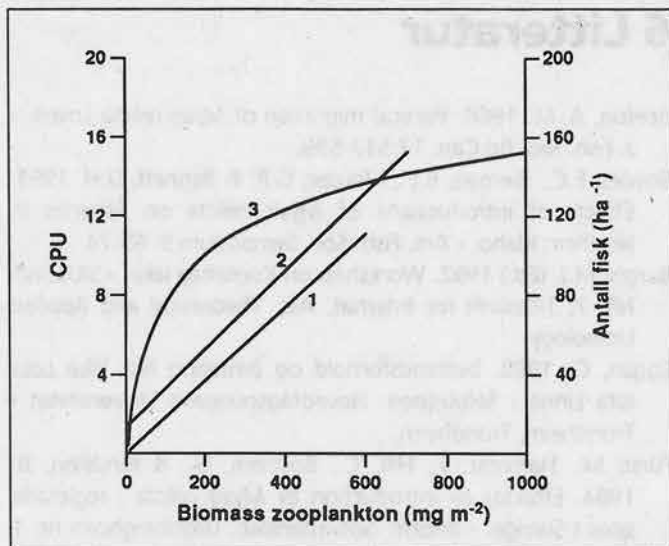
Resultene fra undersøkelser i Selbusjøen, Snåsavatnet og Benna, viser at de pelagiske røyebestander har gått sterkt tilbake etter utsetting av *Mysis relicta* i alle nevnte innsjøer. *Mysis* ernærer seg i stor grad av zooplankton som har gått sterkt tilbake. Tilbakegangen av zooplankton er sannsynligvis ikke så stor i Benna. Undersøkelser fra 1974 i Selbusjøen viser at mengden av røye i pelagisk sone er positivt korrelert til tilgjengelig mengde av zooplankton (Langeland et al. 1991 a). Undersøkelser fra 5 andre røyesjøer gir det samme resultat (Langeland et al. 1991 b). Det samme er vist for den totale røyebestanden i Langvatn, Melhus, som var positivt korrelert til zooplanktonmengden (Langeland 1982). Denne innsjø ble også gjødslet i 2 år for å bedre røyas næringstilbud. Resultatene fra disse undersøkelser er sammenlignet i **figur 11**. Både i Selbusjøen og Langvatn førte redusert zooplanktonmengde til både redusert vekst og økt dødelighet. Resultatene som er presentert viser at hypotese H1 nevnt innledningsvis, ikke kan forkastes. Vi konkluderer med at røyebestandene er næringsbegrenset og at redusert næringstilbud fra *Mysis* beiting på zooplankton er den viktigste årsak til den observerte nedgang i røyebestander i mysissjøer. I denne sammenheng må det legges til at de bentiske fiskebestander har fått bedret næringstilbud ved å utnytte *Mysis* som mat. Dette har spesielt ført til en økt lakebestand i Selbusjøen og Snåsavatnet. I Benna har nå bentisk røye fått gode næringsbetingelser ved at den kan utnytte *Mysis* langs bunnen ned til dyp større enn 60 m. Dårligere vekst hos røye etter mysisutsettingene også for tidligstadiene (0+,1+) styrker inntrykket av en næringsbegrensning hos alle størrelsesgrupper (**figur 9**).

Resultatene fra *Mysis* vertikale fordeling og målinger av lysregimet i de ulike innsjøer, viser at den totale lysmengde regulerer *Mysis* vertikale fordeling i innsjøen. For 5 mysissjøer fant vi en signifikant negativ sammenheng mellom dybdefordeling på dagtid og den totale målte lysmengde. I Benna med gode lysforhold, står *Mysis* nær bunnen på 80 m dyp om dagen i den lyse årstid. I Selbusjøen og Snåsavatnet som har mye sterkere farget vann, finnes *Mysis* på dagtid fra 20 m dyp og dypere. I Benna har de gode lysforhold fortrent *Mysis* ned på dypere vann. Dette har skapt et refugium for zooplankton som har kunnet utvikle sine bestander under redusert beitetrykk fra *Mysis* sammenlignet med innsjøer med farget vann (Moen & Langeland manuskript). Dette er også en sannsynlig årsak til at overført *Mysis* fra Selbusjøen til Jonsvatnet med høyt siktedyp 7,5 m (**tabell 3**), ikke har hatt slike effekter på zooplanktonet i innsjøens hovedbasseng som i Selbusjøen (Koksvik et al. 1991). Dette

bekrefter hypotese H2 om at godt siktedyp kan virke som en beskyttelse for zooplankton mot hard beiting fra *Mysis*.

Sammenligningen av røyas vertikale fordeling i bentisk sone i innsjøer med ulik lysforhold, viser at lyset begrenser røyas nedre grense for utbredelse. I innsjøer som Selbusjøen med lavt siktedyp, er røyas habitat begrenset fra øvre vannlag til 30 m dyp. I Benna med stort siktedyp, er røya utbredt ned til største dyp på 80 m. Dette betyr at mye mer *Mysis* er tilgjengelig for røya i Benna sammenlignet med Selbusjøen og Snåsavatnet. Grunnen til dette er at røya er en visuell predator og må ha lys for å fange byttet. Eksperimenter med kanadiske nærstående arter av aure og røye har vist at auren er mer effektiv til å fange bytte ved høye lysintensiteter mens røya var i stand til å lokalisere byttedyr ved lave lysintensiteter (Henderson & Northcote 1985). Det er grunn til å tro at tilsvarende tilpasning til lys gjelder også for våre arter av aure og røye og derfor kan forklare den forskjell i vertikal fordeling observert mellom aure og røye. Laken er i stand til å fange bytte i mørke som forklarer at den kan ha en dypere vertikal utbredelse enn røye og aure. En sammenligning mellom den vertikale fordeling hos *Mysis* og røye, viser at bare en liten del av mysisbestanden er tilgjengelig som mat for røya i Selbusjøen. I Benna er hele mysisbestanden tilgjengelig for røya. Røyas vertikale fordeling i Jonsvatnet med godt siktedyp (**tabell 3**) ligner mye på fordelingen i Benna (Næsje et al. 1991). Resultatene bekrefter hypotese H3 om at lysforhold i innsjøen begrenser habitatutbredelsen (nedre dybdegrense) for røye og aure men i ubetydelig grad for lake.

Tidligere er det antatt at predasjon fra lake, i tillegg til næringsmangel, har vært en viktig faktor for å forklare nedgangen i røyebestanden i mysissjøer. Røyebestanden i Selbusjøen vokser bedre men har kortere levetid sammenlignet med bestanden i Benna som ikke har lake. Samtidig er det kjent at laken spiser mye røyerogn under røyas gyting i oktober mens andelen fisk i mageprøver hos lake er liten (Eggan 1988, Langeland et al. 1986). At laken slutter å spise rogn når gytingen er slutt tyder på at det er overskuddsrogn som blir spist. Dette er rogn som allikevel sannsynligvis ville gå til grunne mens rogn som er godt beskyttet mellom steiner eller er gravd ned vil gjennomføre vellykket klekking. Vekstanalyser av røye i 1974 sammenlignet med 1983 og 1984 viste at røya hadde signifikant bedre vekst i 1974 før *Mysis* ble satt ut (Langeland et al. 1986). Vekstanalysene presentert i denne rapporten bekrefter denne tendens; røya i 1990 hadde dårligere vekst enn i 1974. Dårligere vekst også de første 2 levår når røya lever bentisk, tyder på at næringsforholdene er blitt dårligere også for ung-fisk av røye. Årsaken til dette er sannsynligvis konkurranse fra en stor lakebestand og fra *Mysis*. Dersom den økte lakebestan-



Figur 11. Sammenhengen mellom zooplankton biomasse og CPU= fangst pr. anstrengelse i 1) 5 ulike innsjøer (L'Abée-Lund et al. 1991, 2) Selbusjøen (Langeland et al. 1991 a) og 3) Langvatnet (Langeland 1982). - Comparison between zooplankton biomass and CPU=catch per unit effort in 1) 5 different lakes (L'Abée-Lund et al. 1991), 2) Lake Selbusjøen (Langeland et al. 1991 a) and 3) Lake Langvatn (Langeland 1982).

den i Selbusjøen nå er begrensende faktor for røyebestandens rekruttering, skulle dette ha slått ut i tynnere bestand med bedret vekst. Dette er ikke tilfelle. Det er en generell biologisk regel at vekst er tetthetsavhengig. L'Abée-Lund et al. (1992) har vist at tilgjengelig bytte for aure er mindre enn 30 % av predatorens størrelse. Lakebestanden i Selbusjøen er stor men består mest av lake mindre enn 35 cm (Langeland et al. 1986). En kritisk grense for røye vil være under 10-12 cm dersom den skal være tilgjengelig som føde for lake. Det er aldri observert yngel av røye i lakemager. Små fangster av stor lake tyder også på at det er liten tilgang på förfisk for lake. En bedret vekst hos røye i Selbusjøen kan bare oppnås enten ved å redusere bestanden ytterligere eller øke tilgangen på mat. Vi konkluderer derfor med at predasjon fra lake har mindre betydning enn antatt, hypotese H4 nevnt innledningsvis. Selv om laken er antatt å være en konkurransesvak art, vil vi anta at økt konkurranse fra en stor lakebestand om mat kan ha virket negativt inn på røyas vekst.

Nedgangen i pelagiske fiskebestander observert i Selbusjøen og Snåsavatnet etter utsetting av *Mysis relicta*, er i overensstemmelse med tilsvarende resultater fra andre innsjøer referert til i inn-

ledningen. I Kooteney lake i Canada er nå situasjonen dramatisk for stillehavslaksen kokanee og en rekke tiltak vurderes for å redde bestanden (Burgis 1992). Slike tiltak er gjødsling, utsetting av fisk for å beite ned mysisbestanden og fysiske tiltak for å tvinge *Mysis* over en terskel til den grunne (maksimum 13 m) vestre delen av innsjøen.

De viktigste faktorer for å vurdere konsekvensene for fisket i myssissjøer er I) innsjøens morfologi (dype kontra grunne), II) Siktedyp og vannfarge, III) næringssaltinnhold og IV) fiskesamfunnets sammensetning. Amerikanske og kandiske undersøkelser i myssissjøer har vist at økt produktivitet (økt næringssaltinnhold) kan øke antall nisjer og interaksjoner mellom organismene i innsjøen og føre til reduserte konsekvenser for zooplankton og fisk (Morgan et al. 1981, Burgis 1992). Selbusjøen og Snåsavatnet har mange odds mot seg ved å være dype innsjøer med dårlig siktedyp og lav produktivitet. Mengde og sammensetning av zooplanktonet i en kanadisk innsjø med naturlig forekommende *Mysis* var til forveksling lik zooplanktonet i Selbusjøen etter mysisutsettingene (Langeland et al. 1991 c). Dette sammenholdt med 20-40 års erfaringer etter mysisutsettinger, viser at tilstandene i Selbusjøen og Snåsavatnet vil bli varige dersom ikke forholdene i innsjøene forandres. Årlige svingninger vil imidlertid forekomme i bestander av næringsdyr og fisk som følge av variasjoner i lokale miljøforhold i innsjøen og omgivelsene.

Aktuelle tiltak som er gjennomførbare i Selbusjøen og Snåsavatnet er I) bedring av siktedypet, II) utsetting av 10-12 cm stor røye og III) utsetting av Kanadarøye. Våren 1990 var siktedypet i Selbusjøen dårlig, 4,3 m, som en følge av en uheldig vannstand som vasket i leirområder. En hensiktsmessig vannstand på forsommeren og redusert sommergjennomstrømming, vil gi vatnet muligheter for å klarne og bedre siktedypet. Dette vil tvinge *Mysis* ned på dypere vann og redusere beitingen på zooplanktonet og utvide røyas habitat vertikalt. Laken gyter på grunt vann i januar-februar og klekking skjer sannsynligvis i april-mai. Ved å holde høy vannstand under gytingen vil dette lokke laken til å legge rogn på grunt vann i reguleringssonen. Sterk nedtapping i klekkeperioden i april vil kunne føre til stor skade på klekking av lakero gn og muligens bidra til å redusere lakebestanden. Vi anbefaler at det gjennomføres en utredning om mulighetene for å tilpasse det eksisterende manøvreringsreglement for å bedre siktedypet og redusere lakebestanden i Selbusjøen. Siktedypet i Snåsavatnet er det vanskelig å gjøre noe med da innsjøen reguleres bare ca 1 m. Overføringen av humusholdig/brunt vann fra Bangsjøene til Snåsavatnet, bidrar til å redusere siktedypet og derved forsterke effeten av *Mysis* på zooplankton.

I Selbusjøen er det nå planlagt forsøksutsetninger av 2-årig røye. Dersom predasjon fra lake på røye under 12 cm er av stor betydning, forventes slike utsetninger å øke røyebestanden. Da røyas vekst er gått tilbake, må en økt røyebestand ytterligere føre til redusert vekst. Dette kan imidlertid motvirkes ved at økt tetthet av røye fortrenger noe røye over i marginale habitater på dypere vann og øke utnyttelsen av *Mysis*. Bare forsøk kan avgjøre om utsetninger av røye isolert sett har noe for seg, da det strider mot det som tidligere er diskutert om lakens predasjon og lysets betydning for røyas habitatutstrekning.

Utsetting av kanadarøye synes å være et lovende tiltak for å øke utnyttelsen av *Mysis* og bringe en bedre balanse mellom de ulike fiskearter og mellom fisk og næringsdyr. Dette er vurdert i en egen rapport (Langeland 1992 a). Det er godt kjent at *Mysis* er et viktig byttedyr for kanadarøye de 3-5 første leveår inntil den går over til å bli fiskepiser ved en størrelse på 20-30 cm (Langeland 1992 a). Etter overgang til fiskepising er lake et vanlig og viktig byttedyr for kanadarøye. Utsetninger av kanadarøye i Stora Tjulträsket i Sverige, viste at dens viktigste fiskeføde var lake og røye under 20 cm (Gönczi & Nilsson 1983). Røyas vekst økte også sterkt etter utsettingene. Det forventes derfor at utsatt kanadarøye i mysissjøer i stor grad vil beite på *Mysis* da begge arter har sammenfallende levested som er de dypere bunnområder i innsjøen. Ved overgang til fiskeføde vil den begynne å spise lake som er lettest tilgjengelig og sannsynligvis også røye. Utsetninger av kanadarøye i Rømmervatna og Kvesjøen i Lierne har vært vellykket hvor den nå formerer seg naturlig (Langeland 1992 b). I Kvesjøen har nå fiskerne muligheten for å fange stor fisk på over 7 kg som er tatt de siste årene. Dersom kanadarøya i Kvesjøen spiser røye kan ikke dette spores i for tynn røyebestand. Førfisk i Kvesjøen er sannsynligvis lake, harr og røye. Utsetting av kanadarøye vil redusere konkurransen fra lake og *Mysis* i overlappingssonen med røye. Samtidig vil den bli et nytt tilbud til fiskerne om muligheter for å fange storfisk på 5-10 kg.

6 Litteratur

- Beeton, A. M. 1960. Vertical migration of *Mysis relicta* Loven. - J. Fish. Res. Bd Can. 17:517-539.
- Bowles, E.C., Rieman, B.E., Mauser, G.R. & Bennett, D.H. 1991. Effects of introductions of *Mysis relicta* on fisheries in Northern Idaho. - Am. Fish. Soc. Symposium 9: 65-74.
- Burgis, M.J. (Ed.) 1992. Workshop on Kootenay lake. - SILNEWS NR. 7, Tidsskrift for Internat. Ass. Theoretical and Applied Limnology.
- Eggan, G. 1988. bestandsforhold og ernæring hos lake *Lota lota* Linné i Selbusjøen. Hovedfagsoppgave Universitetet i Trondheim, Trondheim.
- Fürst, M., Hammar, J., Hill, C., Bostrøm, U., & Kindsten, B. 1984. Effekter av introduktion av *Mysis relicta* i reglerade sjöar i Sverige. - Inform. Sötvattenslab. Drottningholm nr. 1 1984, 84 s.
- Garnås, E. 1986. Changes in the diet of charr *Salvelinus alpinus* L. after introduction of *Mysis relicta* Lovén in two subalpine reservoirs in Norway. - Fauna Norwegica Series A 7:17-22.
- Gunnerød, T. B. 1977. Utsetting av *Mysis relicta* i Selbusjøen og Stugusjøen i Neavassdraget og i Gjevilvatnet (Driva) i Oppdal. - Direktoratet for Vilt og Ferskvannsfisk, Reguleringsteamet, Trondheim, Rapport 1977:1.
- Gönczi, A.P. & Nilsson, N.-A. 1983. Results of the introduction of lake trout (Lake charr, *Salvelinus namaycush*) into Swedish lakes.- Inform. Sötvattenslab., Drottningholm nr. 2: 68-74.
- Henderson, M.A. & Northcote, T.G. 1985. Visual prey detection and foraging in sympatric cutthroat trout (*Salmo clarki clarki*) and Dolly Varden (*Salvelinus malma*). - Can J. Fish. Aquatic Sci. 39: 785-790.
- Koksvik, J. I. & Arnekleiv, J. V. 1988. Zooplankton, *Mysis relicta* og fisk i Snåsavatn 1984-1987. - Universitetet i Trondheim, Videnskapsmuseet, Rapport Zool. Ser. 1988-3, 50 s.
- Koksvik, J.I., Reinertsen, H. & Langeland, A. 1991. Changes in plankton biomass and species composition in Lake Jonsvatn, Norway, following the establishment of *Mysis relicta*. - Am. Fish. Soc. Symposium 9: 115-125.
- L'Abée-Lund, J.H., Langeland, A. & Sæggrov, H. 1992. Piscivory by brown trout *Salmo trutta* L. and Arctic charr *Salvelinus alpinus* (L.) in Norwegian lakes. - J. Fish. Biol. (in press).
- Langeland, A. 1982. Interactions between zooplankton and fish in a fertilized lake. - Holarctic Ecology 5: 273-310.
- Langeland, A., Koksvik, J. I. & Nydal, J. 1986. Reguleringer og utsetting av *Mysis relicta* i Selbusjøen - virkninger på zooplankton og fisk. - K. norske Vidensk. Mus. Rapport Zool. Ser. 1986-2, 72 s.

- Langeland, A. 1992 a. Kanadarøye (*Salvelinus namaycush*) - biologi og konsekvenser ved utsetting i Norge. - NINA Forskningsrapport 23.
- Langeland, A. 1992 b. Kanadarøye og røye i Kvesjøen og Rømmervatna i Lierne. - NINA Forskningsrapport 24.
- Langeland, A., Koksvik, J. I. & Nydal, J. 1991 a. Impact of the introduction of *Mysis relicta* on the zooplankton and fish populations in a Norwegian lake. - Am. Fish. Soc. Symposium 9: 98-114.
- Langeland, A., L'Abée-Lund, J.H., Jonsson, B. & Jonsson, N. 1991 b. Resource partitioning and niche shift in Arctic char *Salvelinus alpinus* and brown trout *Salmo trutta*. - J. Anim. Ecol. 60: 895-912.
- Langeland, A., Carl, L. M., Hicks, F.J. & Monroe, B. 1991 c. Impact of predation by *Mysis relicta* and fish on zooplankton in four oligotrophic, north temperate lakes. - Am. Fish. Soc. Symposium 9: 88-97.
- Moen, V. & Langeland, A. 1989. Diurnal vertical and seasonal horizontal distribution pattern of *Mysis relicta* in a large Norwegian lake. - J. Plankton Res. 11: 729-745.
- Morgan, M.D., Goldman, C.R. & Richards, R.C. 1981. Impact of introduced populations of *Mysis relicta* on zooplankton in oligotrophic subalpine lakes. - Verh. Internat. Verein. Limnol. 21: 339-345.
- Neslen, T.P. & Bergersen, E.P. (Eds.) 1991. Musids in fisheries. Hard lessons from headlong introductions. - Am. Fish. Soc. Symposium 9: 1-199.
- Næsje, T. F., Jensen, A., Moen, V. & Saksgård, R. 1991. Habitat use by zooplankton, *Mysis relicta*, and Arctic char in Lake Jonsvatn, Norway. - Am. Fish. Soc. Symposium 9: 75-87.
- Rikstad, A., Paulsen, L.I. & Kinderås, K. 1988. Fisket i Snåsavatnet i perioden 1983-87. - Fylkesmannen i Nord-Trøndelag Miljøvernavdelingen, Rapport nr. 5-1988, 20 s.
- Spencer, C.N., McClelland, B.R. & Stanford, J.A. 1991. Shrimp stocking, salmon collapse, and egle displacement. Cascading interactions in the food web of a large aquatic ecosystem. - Bioscience 41: 14-21. Figurtekst

022

nina
forsknings-
rapport

ISSN 0802-3093
ISBN 82-426-0188-7

Norsk institutt for
naturforskning
Tungasletta 2
7004 Trondheim
Tel. (07) 913020 58050