

Jo Vegar Arnekleiv, Jarl Koksvik,
Lars Rønning og Gaute Kjærstad

Tiltaksrettet fiskebiologisk undersøkelse i Selbusjøen og Nea 2001-2005





Norges teknisk-naturvitenskapelige universitet
Vitenskapsmuseet
Zoologisk rapport 2006-2

Tiltaksrettet fiskebiologisk undersøkelse i Selbusjøen og Nea 2001-2005

Jo Vegar Arnekleiv, Jarl Koksvik, Lars Rønning og
Gaute Kjærstad

Laboratoriet for ferskvannsøkologi og innlandsfiske (LFI, rapport nr. 127)
Trondheim, januar 2006

Utgiver: Norges teknisk-naturvitenskapelige universitet
Vitenskapsmuseet
Seksjon for naturhistorie
7491 Trondheim
Telefon: 73 59 22 80
Telefaks: 73 59 22 95
e-mail: zoo@vm.ntnu.no

Tidligere utgivelser i samme serie, se:
http://www.ntnu.no/vmuseet/nathist/nathist_publ.htm

Forsidebilde: Røye fra Selbusjøen. Foto: Jarl Koksvik

ISBN 978-82-7126-739-1
ISSN 0802-0833

REFERAT

Arnekleiv, J.V., Koksvik, J., Rønning, L. & Kjærstad, G. 2006. Tiltaksrettet fiskebiologisk undersøkelse i Selbusjøen og Nea 2001-2005. - NTNU Vitenskapsmuseet Rapp. Zool. Ser. 2006, 2: 1- 83.

Hydrografiske og vannkjemiske målinger i Selbusjøen viste næringsfattige vannmasser med pH nær nøytralt, siktedyp på 4,2-5,2 m og temperatursjiktning (sprangsjikt) i vannmassene i juli og august.

Total biomasse av zooplankton varierte fra 212 til 453 mg m⁻². Mengden vannlopper (Cladocera) som er fiskens viktigste næringsdyr var imidlertid lav til svært lav ved alle prøvetakingstidspunktene. *Holopedium gibberum* og *Bosmina longispina* var de mest tallrike vannloppene, i tillegg var det en del *Daphnia galeata* i 2004. Av hoppekreps (Copepoda) var det størst forekomst av *Cyclops scutifer* og *Heterocope appendiculata*, mens det i 2004 også ble registrert *Arctodiaptomus laticeps*. Total biomasse, forholdet mellom vannlopper og hoppekreps samt artsdiversiteten tyder på at mysis, sammen med fisk, fortsatt utøver et svært sterkt beitetrykk på bestanden av plankton i Selbusjøen.

Mengden *Mysis relicta* varierte fra 11-83 individer/m² overflate.

I Selbusjøen ble det totalt fanget 1282 ørret (52 %), 427 røye (17 %), 694 lake (28%), 64 ørekyte (3 %) og 2 gjedde på forsøksfisket med garn (alle garntyper) i fem perioder. I tillegg ble det fanget ca. 80 lake på krokline, og 241 lake ved isfiske.

Fangst av ørret ga størst utbytte på bunngarn satt enkeltvis i strandsona i alle periodene, og viser at ørreten oppholder seg mest i de strandnære områdene. Ørreten i Selbusjøen hadde til dels svært god vekst med en tilvekst over 5 cm (5-8 cm) for alle aldersgrupper. Kjønnsmodningen var sein og gytehunner kom inn i fangstene fra lengdegruppen 30-35 cm (17 %) og oppover. Ørreten var av god kvalitet med k-faktor 0,9-0,93 i august/september og all ørret over 30 cm hadde lyserød og rød kjøttfarge. Ørreten i Selbusjøen hadde utnyttet et bredt spekter av næringskategorier som varierte gjennom sommerhalvåret. Det ble registrert svært lave tettheter av ørret >0+ (0-4,2 ind. pr. 100 m²) ved elfiske i strandsona.

Røye hadde lavt utbytte (< 0,5 fisk/garnnatt) på alle maskevidder bunngarn satt enkeltvis, og utbyttet var lavt også på bunngarn i lenke og flytegarn. Røya hadde god vekst (6,6-5,7 cm/år) fram til en alder på 3 år hvorefter veksten stagnerte. Utbyttedata fra både bunngarn og flytegarn tyder på at røyebestanden har blitt ytterligere svekket siden prøvefisket i 1982-1984 og resultatene indikerer svikt i næringstilgangen for røyebestanden.

Lake hadde relativt lavt utbytte på garna i strandsonen (0-1,1fisk/garnnatt), men dominerte fangstene på seriegarnene og bunngarn i lenke, og viser lakens tilknytning til dypere bunnområder. Nær halvparten av all laken som ble fanget (48 %) lå i lengdegruppen 30-35 cm. Bunngarnfangstene indikerer en nedgang i lakebestanden fra 1980-tallet. Ørekyte har spredd seg til strandsona i hele Selbusjøen og ble registrert i til dels meget høye tettheter (1500 ind. pr. 100 m²) ved elfiske. To små gjedde ble fanget i bunngarn ved Selbustrand og er første dokumenterte funn av arten i Selbusjøen.

Fiskematerialet fra garnfiske i Nea bestod av 351 ørret, ca. 20 ørekyte og 4 lake. Utbyttet varierte mellom 0,3 og 2,9 fisk pr. garnnatt, og det var godt vektutbytte på 26-35 mm (gjennomsnitt 280-810 g pr. garnnatt). Ørreten i Nea blir relativt seint kjønnsmoden, og 25-64 % av ørreten >30 cm var gjellfisk. Ørreten vokste godt og gjennomsnittlig årlig tilvekst mellom 1 og 5 år varierte fra 5,3 til 7 cm. Ørreten i Nea utnyttet et bredt spekter av næringsdyr hvor fisk (ørekyte) utgjorde 12-17 % av mageinnholdet. Utbytte av småørret var imidlertid lavt spesielt helt nederst i Nea, og tettheten av ørretunger ved elfiske var også lavt (0 - 9,6 ørret pr. 100 m²). Tettheten av ørekyte var høy på mange lokaliteter (opptil 770 ind. pr. 100 m²).

Settefisk av ørret utgjorde i gjennomsnitt 15 % av ørretfangstene, og settefisken hadde god vekst, sein kjønnsmodning, god kondisjon og stor andel rødfarget kjøtt. Tilslaget var best for tosomrig ørret foran ettårig. Ensomrig settefisk ga lavt tilslag.

Rapporten gir en diskusjon omkring utviklingen i Selbusjøens økosystem, effekten av kraftverksreguleringene for fiskebnestandene og diskusjonen munner ut i anbefalinger om biotopjusterende tiltak i Nea og kompensasjonsutsetting av ettårig eller tosomrig ørret.

Emneord: Vassdragsregulering, dyreplankton, prøvefiske, ørret, røye, lake, ørekyte, settefisk

Jo Vegar Arnekleiv, Jarl Koksvik, Lars Rønning og Gaute Kjærstad, Norges teknisk-naturvitenskapelige universitet, Vitenskapsmuseet, Seksjon for naturhistorie, N-7491 Trondheim

ABSTRACT

Arnekleiv, J.V., Koksvik, J., Rønning, L. & Kjærstad, G. 2006. Studies on fish biology and measure oriented fish managements in Lake Selbusjøen and River Nea 2001-2005. – NTNU Vitenskapsmuseet Rapp. Zool. Ser. 2006, 2: 1- 83.

Measurements of hydrography and water chemistry showed oligotrophic conditions of Lake Selbusjøen, with pH close to neutral, secchi-depth of 4,2 - 5,2 m and thermocline occurring in July and August. The total biomass of zooplankton varied from 212 to 453 mg m⁻². However, the amount of cladocerans, the most important fish prey, was very low at all sampling periods. *Holopedium gibberum* and *Bosmina longispina* were the most abundant cladocerans in addition to some *Daphnia galeata* in 2004. The copepods were dominated by *Cyclops scutifer* and *Heterocope appendiculata*, whereas *Arctodiaptomus laticeps* was registered in 2004. Total biomass, the Cladocera:Copepoda-ratio and species diversity indicate that the mysid *Mysis relicta*, together with fish, still have a strong predation pressure on the zooplankton community of Lake Selbusjøen. The amount of *Mysis relicta* varied between 11-83 individuals/m² surface area.

The total yield of fish in Lake Selbusjøen, all gillnet-types included in all five periods, was 1282 brown trout (52%), 427 arctic char (17%), 694 burbot (28%), 64 minnows (3%) and two pikes. In addition approximately 80 burbot were caught with hook-line and 241 burbot by ice fishing.

Catch per unit effort (CPU) of brown trout was highest in bottom nets placed in the littoral zone, indicating that the trout mostly occupied areas relatively close to the shore. The growth of the brown trout in Lake Selbusjøen was high (yearly growth 5-8 cm) for all age classes. Females matured at relatively high age and entered the catches from length groups 30-35 cm (17%) and longer. The quality of the brown trout was good with a k-factor of 0,9-0,93 in August/September, and all brown trout had light red or red meat colour. The brown trout utilized a wide spectrum of prey categories, which varied through the summer half of the year. Electro fishing in the littoral zone showed low densities of brown trout older than 0+ (0-4,2 individuals per 100 m²).

The CPU of arctic char was low (< 0,5 fish/net/night) in all mesh sizes of single bottom gillnets, and the yield was also low in floating nets and in bottom gillnets at deep water.. The growth of the arctic char was high (6,6-5,7 cm) to the age of three years after which it declined. The CPU-data of both bottom gillnets and floating nets indicate a further decline in the amount of arctic char in the lake compared to the CPU-data of 1982-84, and the results indicate too small amounts of food organisms for the arctic char population.

The CPU of the burbot in the littoral zone was relatively low (0-1,1 fishes), whereas the species dominated the catches in the Nordic gillnets and bottom gillnets at deep water, indicating the burbot's association to deeper bottom areas. Almost half of the yield of the burbot (48%) was in the length group 30-35 cm. The yield of burbot in bottom gillnets indicates a decline of the burbot population since the 1980s. The minnow has dispersed to the entire littoral zone of Lake Selbusjøen, and was registered in high numbers (up to 1500 individuals per 100 m⁻²) by electrofishing. Two small pikes were caught by gillnets at Selbustrand, and is the first documented findings of the species in Lake Selbusjøen.

The test fishing catches of gillnets in River Nea consisted of 351 brown trout, approximately 20 minnows and four burbot. The CPU of brown trout varied from 0,3 to 2,9 fish/net/night, and the yield in weight at mesh sizes 26-35 was good (average 210-810 g/net/night). Females matured at relatively high age, and 25-64 % of the brown trout > 30 cm were not matured. The growth of the brown trout was high and yearly average growth between one and five year varied between 5,3-7 cm. The brown trout of River Nea utilized a broad spectrum of prey items were fish (minnows) made up 13-17% of the stomach content. The yield of small brown trout in net catches was, however, low, especially in the lower parts of River Nea. Also, the densities of juveniles were low (0-9,6 individuals per 100 m⁻²) as indicated by electrofishing. The density of minnow was high at many localities (up to 770 individuals per 100 m⁻²).

In average, cultivated brown trout made up 15% of the brown trout catches,, and the cultivated brown trout had high growth, fairly good condition and a high amount of red meat. The yield was best for two-summer fish followed by one-summer fish.

The report give a discussion on the changes of the ecosystem of Lake Selbusjøen, the effects of the regulation of River Nea on the fish communities and we recommend steps to be taken for biotope adjustments in River Nea and also recommend stockings of one-year or to-summer old brown trout as a compensatory effort.

Key words: river regulation, zooplankton, CPU, brown trout, arctic char, burbot, minnow, cultivated fish

Jo Vegar Arnekleiv, Jarl Koksvik, Lars Rønning and Gaute Kjærstad Norwegian University of Science and Technology, Museum of Natural History and Archeology, N-7491 Trondheim

INNHOOLD

REFERAT

ABSTRACT

FORORD.....	7
1 INNLEDNING	8
2 HENSIKT OG PROBLEMSTILLINGER	9
3 UTSETTING AV FORSØKSFISK.....	10
4 METODER OG MATERIALE.....	11
4.1 Selbusjøen	11
4.1.1 Hydrografi, mysis og dyreplankton	11
4.1.2 Forsøksfisket.....	12
4.1.3 Elektrisk fiske i strandsona	14
4.2 Nea	15
4.3 Brukerundersøkelse.....	16
4.4 Materiale	16
5 RESULTATER.....	20
5.1 Selbusjøen	20
5.1.1 Hydrografi og vannkjemi.....	20
5.1.2 Zooplankton (dyreplankton)	20
5.1.3 Mysis relicta.....	22
5.1.4 Fangst og utbytte av prøvefisket i Selbusjøen	22
5.1.5 Lengde og aldersfordeling	30
5.1.6 Fiskens vekst og kjønnsmodning	31
5.1.7 Fiskens kvalitet	33
5.1.8 Fiskens næringsvalg.....	35
5.1.9 Ungfiskundersøkelser i strandsona	35
5.1.10 Utvikling av fiskebestandene i Selbusjøen	37
5.1.11 Brukerundersøkelse	40
5.2 Nea	40
5.2.1 Utbytte av prøvefisket.....	41
5.2.2 Lengdefordeling og gytemodning.....	42
5.2.3 Vekst, kondisjon og næring	44
5.2.4 Ungfiskundersøkelsen.....	45
5.2.5 Utvikling i fiskebestandene	47
5.3 Settefisk.....	50
5.3.1 Settefiskens vekst i Selbusjøen og Nea.....	50
5.3.2 Kjønnsmodning.....	51
5.3.3 Settefiskens kvalitet og ernæring	52
5.3.4 Gjenfangst av merket ørret	54
5.3.5 Tilslaget av ulike typer settefisk	55
6 DISKUSJON	56
6.1 Selbusjøen	56
6.2 Nea	60
7 VURDERING AV TILTAK	63
7.1 Selbusjøen	63
7.1.1 Ørret.....	63
7.1.2 Røye.....	64
7.1.3 Andre fiskearter	65
7.2 Nea	66

8	SAMMENDRAG	67
8.1	Hydrografi, plankton og mysis.....	67
8.2	Tilstandsbeskrivelse av fiskebestandene i Selbusjøen	68
8.2.1	Ørret.....	68
8.2.2	Røye.....	69
8.2.3	Lake	70
8.2.4	Ørekyte og gjedde.....	70
8.3	Tilstandsbeskrivelse av fiskebestandene i Nea	70
8.4	Settefisk av ørret i Selbusjøen og Nea	71
8.5	Effekter av vannkraftutbygging og vurderinger av kompensasjonstiltak	72
9	LITTERATUR	73
	VEDLEGG 1-4.....	79

FORORD

I forbindelse med naturforvaltningens arbeid med fylkesvise, og etter hvert kommunale kultiveringsplaner for ferskvannsfisk, har det vært foretatt en rekke gjennomganger av fiskeutsettinger i regulerte vatn og elver. I Selbusjøen/Nea blir det årlig satt ut 20.000 ensomrig settefisk (ørret) som pålagt kompensasjonsutsetting i forbindelse med reguleringene. Det forelå imidlertid lite data om effekten av ørretutsettingene. Fylkesmannens miljøvernavdeling ønsket derfor svar på hvordan tilslaget av utsettingene har vært som et grunnlag for en gjennomgang av utsettingspålegget, eventuelt sett i sammenheng med andre tiltak. Etter flere møter mellom Fylkesmannen, Trondheim E-verk, Settefiskanlegget Lundamo, Selbu og Klæbu kommune og Vitenskapsmuseet, ble Laboratoriet for ferskvannsökologi og innlandsfiske (LFI) ved NTNU Vitenskapsmuseet bedt om å lage et forslag til undersøkelser. Disse ble framlagt i 1996, men revidert i 1998-2000. Med bakgrunn i de store endringene i innsjøens økosystem etter introduksjon av Mysis og spredningen av ørekyte, samt forestående revisjon av konsesjonsvilkårene for reguleringen av Selbusjøen, ble undersøkelsen utvidet til å omfatte en tilstandsbeskrivelse av fiskebestandene i Nea og Selbusjøen, samt gjenfangstfiske av ulike størrelsesgrupper settefisk. Stamfiske ble gjennomført av Selbu Jeger- og Fiskeforening i samarbeid med grunneierlagene, Settefiskanlegget Lundamo og LFI. Settefisk ble produsert ved det lokale anlegget i Selbu og ved Settefiskanlegget Lundamo. Feltundersøkelsen ble foretatt i perioden 2002-2004 med elektrofiske og et omfattende garnfiske i både Nea, Selbusjøen i Selbu og Selbusjøen i Klæbu.

En rekke personer og organisasjoner har vært involvert i prosjektet og takkes for bidrag og godt samarbeid. En spesiell takk til grunneierlagene i Selbu og Klæbu og til Selbu Jeger og fiskeforening v/ John Simonsen for godt samarbeid. Takk også til Settefiskanlegget Lundamo v/Thomas Weiseth for godt samarbeid. Videre takk til: Familien Dyrdal som gjennom isfiske skaffet oss lake i gytetida, enkeltpersonene som svarte på brukerundersøkelsen og leverte oss skjellprøver og til Sporten i Selbu v/Olav Nykkelmo som sto for informasjon og innsamling av rapporter. Takk også til Rune Øiangen for feltdeltagelse og bearbeiding av data og til Randi Krogh for rapportlayout. En spesiell takk til Frank Fredrich (Leibnitz Institute of Freshwater Research, Berlin) og hans studenter for aktiv deltagelse og mange diskusjoner om lakens ve og vel og for et utmerket samarbeid.

Trondheim Elektrisitetsverk finansierte prosjektet. Vi vil takke Trondheim E-verk ved Leif Nordseth og Børge Hansen for godt samarbeid og god tilrettelegging.

Trondheim, februar 2006

Jo Vegar Arnekleiv
prosjektleder

1 INNLEDNING

Selbusjøen har et overflateareal på 57,88 km², største dyp er 204 m og middeldypet 69 m (Holtan 1961). TEV har siden 1919 hatt tillatelse til å regulere Selbusjøen mellom kotene 150 og 161,3 m. Fra 1952 er imidlertid sjøen regulert mellom kotene 155,0 og 161,3, dvs 6,3 m. Selbusjøen er også påvirket av reguleringer i vassdraget ovafor, seinest ved byggingen av Nedre Nea kraftverk (se under). Nærmere beskrivelse av Selbusjøen, Nea og reguleringene finnes bl.a. i Langeland m.fl. 1986 og Arnekleiv 1992.

Utsettinger av krepsdyret *Mysis relicta* i 1973 fikk store konsekvenser for fisket og den økologiske balansen i Selbusjøen. Røyebestanden gikk kraftig tilbake mens lakebestanden økte sterkt ved tilgang på et nytt byttedyr (mysis). Ørreten har klart seg bra, og både ørret og noe røye utnytter mysis til en viss grad.

I de siste årene har ørekyte spredd seg nedover Neavassdraget til Selbusjøen, og ble påvist i strandsona i hele Selbusjøen i 2000 (Arnekleiv & Koksvik 2002). Denne spredningen er ansett som uheldig siden ørekyte betraktes som næringskonkurrent og predator på rogn/ungel av ørret og røye, den kan være vertsfisk for fiskesykdommer og parasitter og kan påvirke økologiske forhold på uforutsette måter.

For å kompensere for uheldige sider ved reguleringen og bedre fisket i Selbusjøen har flere tiltak vært utprøvd i ulik grad. Det er fra tidligere et utsettingspålegg på 20 000 ensomrig ørret, men virkningen av dette utsettingspålegget er dårlig dokumentert. Utsettinger av ettårig og tosomrig røye har også vært utprøvd, og ga relativt gode gjenfangstprosenter, uten at tiltaket er nærmere evaluert (Korsen 1996). Rusefiske og linefiske etter lake ble utprøvd i 1980-årene med tildels positive erfaringer, og det er diskutert biotopjusterende tiltak i strandsona uten at slike har vært utprøvd. Utviklingen av fiskebestandene er dokumentert gjennom flere undersøkelser siden 1973, og det har skjedd klare endringer i Selbusjøens fiskesamfunn og økosystem (Langeland m.fl. 1986, 2001). Med reguleringseffekter, virkninger av mysis, og nå sist innvirkning av ørekyte, vil Selbusjøen være et ustabilt ferskvannssystem hvor det forventes at alle populasjonene vil gjennomgå svingninger. Dette vil være styrt av både biotiske faktorer (konkurranse mellom og innen fiskearter, næringsdyr, algeproduksjon m.v) og abiotiske faktorer (vannstandsvariasjoner, temperatur m.v). Innsjøen vil gjennom disse endringene sannsynligvis innstille seg på et nytt produksjonsnivå med tanke på de ulike trofiske nivåene og fiskeartene (planteplankton, dyreplankton, invertebrater, fisk).

Om fiskeutsettinger skal bidra til å styrke enkelte bestander må det være tilgjengelig habitat og næring for dem. Settes det ut fisk i miljøer hvor bæreevnen allerede er fullt utnyttet (god rekruttering), vil den utsatte fisken bare konkurrere med naturlig produsert fisk uten at en får noen økt produksjon eller avkastning. I slike situasjoner kan andre tiltak, f.eks. biotopjusteringer, endringer av fysiske forutsetninger (vannstand, manøvrering) være riktigere. Eventuelt kan slike tiltak utføres i kombinasjon med utsetting av fisk forutsatt at en øker habitattilbudet og forutsetningene for å huse en større bestand. Med de endringer som skjer i Selbusjøen, vil det være viktig at undersøkelsen utover å måle tilslaget av settefisk gir en god fiskebiologisk tilstandsbeskrivelse for å kunne vurdere behovet for tiltak. Vurdert ut fra dagens kunnskap om settefisk i naturlige bestander vil en på biologisk bakgrunn anbefale fiskeutsettinger først og fremst der det er en rekrutteringssvikt, der bestander er utryddingstruet eller der en ønsker å reetablere tapte bestander (jf. Strand m.fl. 2000). Andre formål kan være å sette ut fisk for å opprettholde et fiske.

Nea er den største tilløpselva til Selbusjøen og ei viktig gyteelv. Nea ble valgt som en av flere elver for ferskvannsbioologiske undersøkelser i Terskelprosjektet (1975-1980). Det ble utført bunndyrundersøkelser på strykstrekninger og fiskeundersøkelser (prøvefiske med garn og el-fiske) både i gamle terskelbassenger og på strykstrekninger (Langeland & Haukebø 1979, Langeland 1981a). Undersøkelsene ble fulgt opp i Biotopjusteringsprogrammet med undersøkelse av fiskebestandens utvikling og egenskaper på strykstrekninger og i terskelbassenger, og ørretens vandringer (Arnekleiv 1988). I forbindelse med byggingen av Nedre Nea kraftverk ble det utført både før- og etterundersøkelser som fokuserte på bunndyr og vannkvalitet, ørretens utvikling og egenskaper før og etter regulering og terskelbygging og vandringer (Langeland 1981b, Arnekleiv m.fl. 1991, 1997, Arnekleiv 1992, Bongard m.fl. 1990, 1994). Undersøkelsene ble gjort på oppdrag fra Trondheim E-verk.

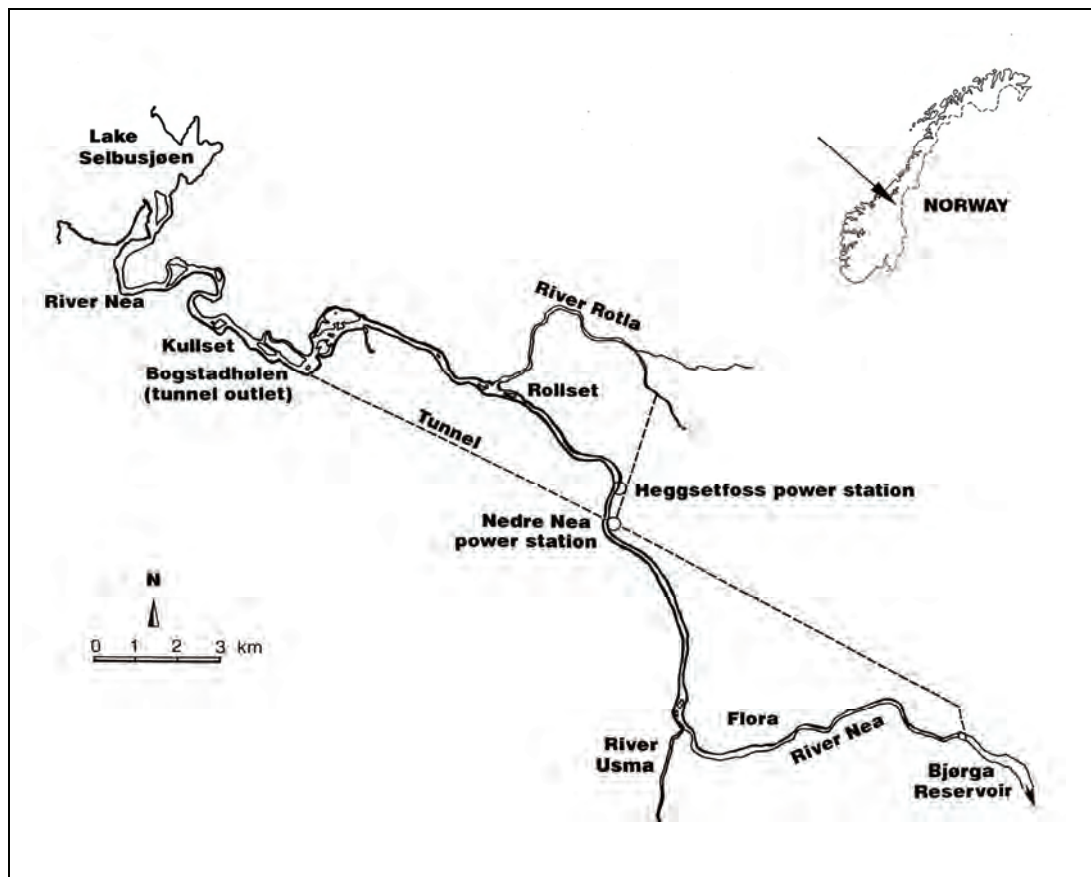
Fra før byggingen av Heggsetfoss kraftverk (før 1962) var det kjent at storørret kunne vandre flere mil oppover Nea, og lange gytevandring er også dokumentert fra 1980-tallet (Arnekleiv 1988). I 1992 og 1993 ble det utført vandringsstudier på stor ørret i Nea ved hjelp av radiotelemetri (Arnekleiv & Kraabøl 1994, Arnekleiv & Rønning 2004). Undersøkelsen viste at ørretbestanden i Nea består både av stasjonær elvefisk og ørret som vandrer mellom gyte- og oppvekstområder i Nea og Selbusjøen. Med bygging av Nedre Nea Kraftverk fikk ytterligere 11 km av Nea redusert vannføring, slik at i dag har ca. 25 km av de ca. 34 km elv mellom Selbusjøen og Heggsetdammen sterkt redusert vannføring (figur 1). Middelvannføringen i Nea ved utløp i Selbusjøen er ca. 70 m³/s. Pålagt minstevannføring på strekningen Bogstadhølen-Heggsetdammen er 1,5 m³/s om sommeren (1.5 – 1.10), mens det ikke er pålagt vannslipp i vinterhalvåret. Det er imidlertid bygd i alt 34 terskler på strekningen for å kompensere for ulemper og skader relatert til kraftutbyggingen. Fiskebestandene blir videre påvirket av en utpreget døgn- og ukemanøvrering av Nedre Nea kraftverk. Undersøkelser umiddelbart etter reguleringen munnet ut i flere forslag til tiltak for å sikre gytevandring, ivareta storørreten og kompensere for antatt svakere rekruttering (Arnekleiv 1992). En del av disse tiltakene er gjennomført, men i etterkant har det også skjedd endringer i Nea, bl.a. ved etablering av ørekyte. For å kunne gi en faglig begrunnet anbefaling av tiltak (eks. utsetting av fisk og settefiskmengde, biotopjusterende tiltak) var det behov for en oppdatert tilstandsbeskrivelse av de fiskebiologiske forholdene i Nea siden siste undersøkelse for 10 år siden.

2 HENSIKT OG PROBLEMSTILLINGER

Hensikten med undersøkelsen har vært tredelt:

1. Fiskebiologisk tilstandsbeskrivelse av forholdene i Selbusjøen og nedre Nea i dag som grunnlag for vurdering av tiltak
2. Undersøke tilslaget av ulike størrelsesgrupper settefisk i både Nea og Selbusjøen som grunnlag for en revurdering av nåværende utsettingspålegg
3. På bakgrunn av pkt.1 og 2 foreslå og vurdere fiskefremmende tiltak (settefisk og/eller biotopjusteringer etc.) for å kompensere for eventuelle tap etter reguleringene og bedre fisket etter de endringene som har skjedd i økosystemene

Det kan settes opp flere problemstillinger med basis i undersøkelsen, med mål å klargjøre, eventuelt konkretisere hypoteser om årsakssammenhenger mellom de ulike fiskeartenes bestandsparemetre og næringsressurser. Hovedmålet er imidlertid å gi en så god tilstandsbeskrivelse av fiskebestandene at en på bakgrunn av dataene og bestående kunnskap kan foreta en faglig begrunnet vurdering av utsettingspålegget og eventuelt andre fiskefremmende tiltak.



Figur 1. Oversikt over nedre del av Nea med kraftverk, tunneller, og strekninger med terskler.

3 UTSETTING AV FORSØKSFISK

For å evaluere tilslaget av nåværende utsettingspålegg og sammenligne med tilslag av utsetting av større ørret ble det gjennomført et utsettingsprogram for 2001 - 2004 hvor all settefisk satt ut i Nea og Selbusjøen ble merket ved finneklipping. I tillegg til fettfinne, ble venstre /høyre bukfinne klippet på noen grupper. Stamfiske ble gjennomført av Selbu Jeger og Fiskeforening, i all hovedsak i Nea hvor det fra 2002 ble brukt ei storruse. Befrukta rogn ble lagt inn på det lokale klekkeriet i Selbu, og seinere overført som øyerogn til Settefiskanlegget Lundamo, hvor fisken ble føret fram til utsetting som ensomrig, ettårig eller tosomrig settefisk. Settefisken ble hvert år fordelt på i alt fire utsettingslokaliteter i Nea og fire i Selbusjøen. I tillegg ble det satt en pulje ettårig fisk i Selbusjøen i Klæbu. Nedenfor gis en oversikt over utsettingsprogrammet:

2001

- 10 000 ensomrig settefisk og 5 000 tosomrig settefisk ble satt ut i like store puljer på fire områder i Nea og fire områder i Selbusjøen, Selbu. Alle gruppene var fettfinneklippet.

2002

- 10 000 ettårig settefisk satt ut i Selbusjøen, Brøttem i Klæbu, i mai/juni. Kun fettfinneklippet.

- 20 000 tosomrig ørret satt ut i Selbusjøen, Selbu og i Nea i september. I tillegg til fettfinneklipping (all fisk) ble fisken delt i to puljer a 10 000
 - en pulje klippet venstre bukfinne (utsatt i Selbusjøen, Selbu)
 - en pulje klippet høyre bukfinne (utsatt i Nea)
- 10 000 utsortert ensomrig (stor ensomrig) satt ut i september i samme periode som den tosomrige. Delt i to puljer a 5 000
 - en pulje fettfinneklippet og klippet venstre bukfinne (Selbusjøen, Selbu)
 - en pulje fettfinneklippet (Nea)

2003

- 5 000 ensomrig fordelt på 2 500 fettfinneklippet satt i Nea og 2 500 fettfinne + venstre bukfinne satt i Selbusjøen, Selbu
- 10 000 ensomrig satt i Selbusjøen (Selbu), fettfinneklippet
- 5000 tosomrig fordelt på 2 500 fettfinneklippet i Nea og 2 500 fettfinne + venstre bukfinne i Selbusjøen, Selbu

2004

- 10 000 ettårig Selbusjøen (Selbu), fettfinneklippet.

4 METODER OG MATERIALE

Fiskeundersøkelsen ble lagt opp slik at den både skulle gi en god tilstandsbeskrivelse av fiskebestandene i Selbusjøen og i Nea, og samtidig gi et gjenfangstfiske av utsatt fisk slik at fiskeutsettingene kunne evalueres.

4.1 Selbusjøen

4.1.1 Hydrografi, mysis og dyreplankton

Hydrografiske data, zooplankton og mysis ble innsamlet fra to stasjoner i Selbusjøen (Pl 1 og Pl 2, figur 2). De hydrografiske dataene ble innsamlet i felt. Siktedypet ble målt mot hvit Secchi skive, mens vannfargen ble målt mot samme skive på halvt siktedyp. Temperaturen på de forskjellige dyp ble registrert ved hjelp av en vannhenter (1,5 l, type Tamm) påmontert termometer. Ledningsevne ble målt med et feltinstrument (HANNA HI 9033) og pH ble målt med pHmeter (polymetron 55M).

Kvantitative prøver av dyreplanktonet ble tatt med en en meter lang plexiglass rørhenter fra hver av de to stasjonene. Prøvene ble tatt på hver meter fra overflata og ned til 20 meters dyp og prøver fra fem meters vertikale sjikt ble blandet og senere behandlet som en prøve. Det ble i tillegg tatt to vertikale håvtrekk per stasjon (en prøve fra 20-0 m og en prøve fra en meter over bunnen og opp til overflata). Prøvene ble tatt for å sikre nok materiale til lengdemåling av individer for videre beregning av biomasse. Innsamlede prøver ble fiksert på Lugol's løsning (fytofix) og seinere bearbeidet på lab.

Mysisprøver ble innsamlet om natta og det ble benyttet håv med åpning på 1 m² og maskevidde 0,5 mm. Håven ble senket med åpningen først og deretter trukket vertikalt opp igjen. Den fanget følgelig både på vei ned og opp igjennom vannmassene. Prøvene ble tatt fra like

over bunnen til overflata. Dyrene ble fiksert i en blanding av Lugol's løsning (fytofix) og sprit og senere talt under stereolupe på lab.

4.1.2 Forsøksfisket

Prøvefisket ble utført i Selbusjøen, Selbu i området mellom Hammar-Selbustrand-Tømra-Neaset (figur 2) i totalt fem perioder i 2003-2004 (tabell 1). Det ble også prøvefisket i Selbusjøen i Klæbu i august begge årene (tabell 1). Prøvefisket ble utført med både standard bunn-garn, Nordiske seriegarn (multigarn) og 6 m dype flytegarn i lenke for å fange fisk som be-nyttet ulike habitater: strandsonen (littoralsonen), fri vannmasser (pelagialen) og dypere bunnområder (profundalsonen).

Tabell 1 . Oversikt over redskapsbruk og datainnsamling i felt fordelt på de ulike områdene, måneder og år. Verdiene i tabellen angir datoer for innsamlingen

Redskapstype	2002	2003					2004	
	Okt.	Mai	Juni	Aug.	Sept.	Okt.	Juni	Aug/Sept.
Prøvefiske								
Selbu								
Bunn-garn, enkeltvis	-	26.-30.	-	04.-06. 07.-08.	-	13.-16	07.-10.	30.-02.
Bunn-garn, lenke	-	27.-29.	-	04.-07.	-	13.-14. 15.-17.	07.-10.	30.-02.
Seriegarn, lenke	-	27.-29.	-	04.-07.	-	13.-14. 15.-17.	07.-11.	30.-03.
Flytegarn	-	26.-30.	-	06.-08.	-	14.-17.	07.10.	30.-02.
Krokline						14.-17		
Klæbu								
Bunn-garn enkeltvis	-	-	-	11.-14.	-	-	-	23.-24. 25.-26.
Bunn-garn, lenke	-	-	-	11.-14.	-	-	-	-
Seriegarn, lenke	-	-	-	-	-	-	-	-
Flytegarn	-	-	-	11.-14.	-	-	-	23.-24. 25.-26. -
Nea								
Bunn-garn enkeltvis	-	-	02.-04.	04.-06.	-	21.-22.	-	-
Elfiske								
Selbu	02.-04.		-	-	-	14.-20.	-	-
Klæbu	08.		-	-	-	-	-	-
Nea	02.-04.		-	-	-	09.-13.	-	-
Zooplankton								
Mysis				07.	02.	-	-	-
					01.	15.	-	-

Bunngarn

Det ble benyttet standard bunngarnserier (KWJ-serien), hver serie bestående av 7 garn (hvert garn 1,5 x 25 m) med følgende maskevidde i mm (omfar): 45 (14), 39 (16), 35 (18), 29 (22), 26 (24) og 2 x 21 (30). For å kunne få noe mer data på mengden småfisk (rekrutter), ble serien utvidet med to småmaska garn, 15,5 mm (40 omfar) og 12,5 mm (50 omfar) pr. serie. Garna ble satt tilfeldig og enkeltvis fra land, og oftest i et dybdeintervall fra 1 til ca. 25 m dyp. Det ble foretatt dybdemålinger for hvert garnsett i enkelte perioder ved bruk av en dybdemåler type HONDEX PS-7. Garna stod ute fra kvelden til neste morgen. I hver periode ble det fisket en natt med to garnserier på hvert av områdene Hammar-Neaøset, Neaøset-Tømra og Selbusstrand (figur 2). I tillegg ble det satt bunngarn på begge sider av Selbusjøen i Klæbu (figur 3).

Bunngarn satt enkeltvis vil gi data om fiskens bruk av strandsona. På stasjon Bergsneset (jf. figur 2) ble en garnserie knyttet sammen i lenke og satt vinkelrett ut fra land til et dyp på ca. 60-80 m (se også Seriegarn)

Seriegarn

Fem Nordiske seriegarn ble knyttet sammen i ei lenke og satt vertikalt fra land og utover på to stasjoner: ved Almenningen og ved Peder Morset Folkehøgskole (figur 2). Hvert enkelt seriegarn var 28 x 1,5 m og bestod av 9 ulike maskevidder; 8-10-12,5-15,5-19,5-24-29-35-43 mm. Lenkene ble satt fra land og ned til et dyp på ca. 60 m og 25 m for henholdsvis Almenningen og Peder Morset folkehøgskole. Disse garnlenkene ble benyttet for å få data om fiskens vertikale bruk av bunnområdene. Det ble foretatt dybdemålinger for hvert garn ved hver garnsetting. I enkelte perioder ble seriegarnene også benyttet på dagtid for å gi data om natt- og dagaktivitet til lake, men dagfangsten er holdt utenfor i materialet for tilstandsbeskrivelsen. Resultatene fra bruken av disse garnene er ikke nærmere kommentert i denne rapporten, men vil bli rapportert/publisert i andre sammenhenger. Fisker som ble tatt inngår imidlertid som en viktig del av det totale grunnlagsmaterialet for rapporten bl.a. i analysene av vekst, kjønnsmodning, k-faktor og kvalitet.

Flytegarn

Flytegarnserien som ble benytta bestod av seks garn, hvert garn 25 x 6 m, med maskeviddene 10-15,5-19,5-26-29-35 mm. Flytegarnlenka ble satt på et dypt parti godt ut for Fløneslandet slik at de fanget fisk som oppholdt seg i de frie vannmassene (figur 2). I Klæbu ble lenka satt på sørsida utenfor Bjørklímárka (figur 3). Flytegarnlenka stod også ute på dagtid, men eventuell dagfangst ble holdt utenfor materialet til tilstandsbeskrivelsen.

Krokline og isfiske

For å samle inn mer data om lake, ble det satt ei krokline bestående av 66 kroker egnet med nedfrosset fisk. Krokline ble satt på 1-35 m dyp på Fløneslandet i retning Innbygda (Garberg) og på 1-65 m dyp ved Almenningen. Krokline ble bare benytta i oktober 2003 (tabell 1).

I tillegg fikk vi god lokal hjelp til fangst av lake på gyteplass på en grunne ut for Fløneslandet i perioden februar-mars 2004. Laken ble fanget på isfiske med agn. Dataene fra kroklinefangst og isfiske vil inngå i en detaljert studie på lake, og omtales bare oversiktlig i denne rapporten.

Analyser

Fiskematerialet ble analysert med hensyn på fiskeart, utbytte, lengdefordeling, vekst, ernæring, kjøttfarge, kjønn, gonadenes utvikling og parasitter.

Fiskene ble målt til nærmeste mm fra snutespiss til enden av sammenklemt halefinne (maksimal lengde), og klassifisert som kjønnsmodne når gonadene var utviklet for gyting samme høst. Skjellprøver til alders- og vekstbestemmelse ble tatt fra et område langs fiskens sider mellom rygg og fettfinne. Det ble tatt mageprøver for ernæringsanalyser hvor næringsdyrene ble vurdert volummessig i prosent (Hynes 1950).

Fiskens kondisjonsfaktor er beregnet etter Fultons formel:

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

Alderen til ørret ble bestemt ved analyse av skjell, mens alderen til røye ble bestemt ved hjelp av otolitter. Tilbakeberegning av lengde ble foretatt etter Lea-Dahls metode, og den årlige lengdeveksten ble deretter beregnet.

All merket fisk (gjenfangster) ble registrert, og det ble tatt skjellprøver og analyse av de fleste av disse. I tillegg ble et utvalg skjellprøver fra merket fisk i sportsfiskefangstene analysert.

4.1.3 Elektrisk fiske i strandsona

Vi benyttet elfiske i strandsona i Selbusjøen både for å få et inntrykk av tilslaget av settefisk på ulike områder, men vel så viktig for å få gode data om fiskebestandene i de miljøene settefisk settes i (jf. konkurranse med andre arter). Ørekyte har vist seg vanskelig å fange på garn (jf. Langeland m.fl. 2001), mens en kan få gode tetthetstall ved elfiske på høsten (Arnekleiv og Koksvik 2002). Det ble opprettet faste stasjoner i strandsona både i Selbu og Klæbu (figur 2 og 3):

SELBUSJØEN SELBU

St. 10 Hammar – Sjøbygda. Vik på SØ-sida. Forbygging. *Fiskeutsetting*

St. 11 Vikvarvet – innerst i bukta ved sagbruket. *Fiskeutsetting*

St. 12 Båthavna Mebonden – kanalen. *Fiskeutsetting*

St. 13 Haverneset v/ Selbustrand Hotell. Flatt, langgrunt. (*Fiskeutsetting 2000*)

St. 14 Fløneset – v/ privat hytte. *Fiskeutsetting*

St. 15 Selbustrand v/ Folkehøgskolen/renseanlegg. Begge sider av bekkeutløp. *Fiskeutsetting*

SELBUSJØEN KLÆBU

St. 17 Tangvollvika

St. 18 Trongsundet. *Settefisk utsatt ”innafor Trongsundet” mai 2002 (ettårig)*

St. 19 Bjørsjøen v/ Storvassbekken

Elfiske ble gjennomført i henhold til Bohlin m.fl. (1989), og det ble benyttet et elfiskeapparat av type FA-2 (Paulsen) med et 15 Ah batteri, og en 15 cm diameter anode.

Det ble fisket på faste oppmålte arealer på hver lokalitet og egentlige fisketettheter av de ulike artene ble beregnet basert på tre overfiskinger pr. lokalitet og periode (Zippinestimat). Ungfiskundersøkelsen ble gjennomført i oktober i 2002 og 2003.

4.2 Nea

Bunngarn

I Nea ble det satt bunngarn av samme type og maskevidder (12,5-45 mm) som beskrevet for Selbusjøen. Det ble fisket i naturlige holer og terskeldammer på hele strekningen Neaoset-Flora. Garna ble alltid satt med strømrretningen for i størst mulig grad å unngå tiltetting av garnet. Forholdene for garnfiske var jevnt over gode, men i enkelte perioder etter regnvær var fangsteffektiviteten dårligere på enkelte garn på grunn av algedrift.

Garnfisket ble utført i fire ulike soner (områder) i Nea (jf. figur 4):

Sone 1: Neaoset – Bogstadhølen (nedafor utløp Nedre Nea kraftverk)

Sone 2: Bogstadhølen – Heggsetfoss kr.v. (nye terskler fra 1990)

Sone 3: Heggsetfoss – Usma (terskler fra 1978)

Sone 4: Flora (terskler fra 1962 og 1978)

Fiskematerialet ble analysert som beskrevet for Selbusjøen.

Elfiske

I Nea er det stor usikkerhet knyttet til rekruttering og oppvekst av ørret. Kraftverket har nå vært i drift i 10 år siden siste undersøkelse og ørekyta har etablert seg i elva. Vi har elfiske-data fra en rekke lokaliteter i Nea fra tidligere år, og har benyttet noen av disse stasjonene og i tillegg oppretta noen nye, totalt 11 stasjoner (figur 4):

St. 0 AUSA- betongfabrikken. Forbygging. Fiskeutsetting

St. 1 Selbu kirke – ovafor brua. *Fiskeutsetting*

St. 2 Kulsetbrua – nordsida, fra ca. 20 m nedafor bru til 20 m ovafor, mot limnigrafen. *Fiskeutsetting*

St. 3 Bogstadhølen – terskelkrone-stryk ovafor kr.v.utløpet v/låve og ovafor utløp Trondstadbekken.

St. 3B Litjevja – stryk. *Fiskeutsetting*

St. 3B Litjevja – terskel (ovafor stryk). *Fiskeutsetting*

St. 4 Hyttbakken – stryk, sørsida, på oversida av brua. Strykparti på nedsida av terskel

St. 4B Hyttbakken – terskel, sørsida ovafor brua. *Fiskeutsetting*

St. 7 Heggsetfoss – stryk utløp terskel nedafor gml. Heggsetfoss kr.stasjon.

St. 7B Heggsetfoss – kulp, terskeldam nedafor utløpet av Heggsetfoss kraftstasjon. *Fiskeutsetting*

St. 9 Mellom Langsmoen og Langsetenget – strykparti nedstrøms terskel – elva deler seg i to løp. Stasjonen i løpet nær vegen.

Elfiske ble gjennomført som beskrevet for Selbusjøen i oktober 2002 og 2003.

4.3 Brukerundersøkelse

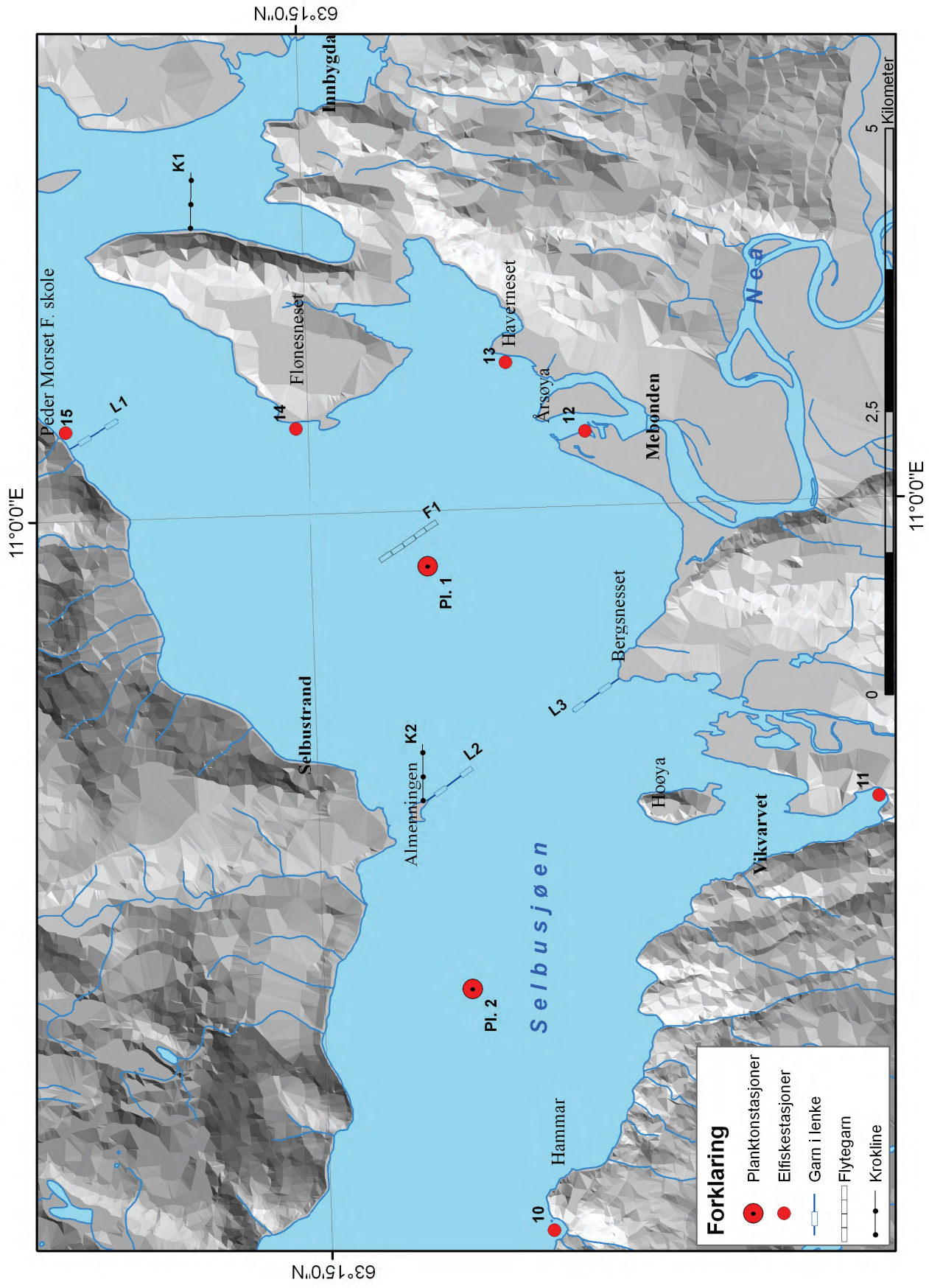
Skjellkonvolutter og fangstskjema (vedlegg 3) ble delt ut til enkeltfiskere, Selbu Jeger og Fiskeforening og Selbusjøen grunneierlag, og det ble oppfordret til å organisere fangstrapportering og innsamling av skjellprøver både gjennom egne informasjonsmøter, kontakt mot fiskekortselgere og via informasjon i Selbyggen. I 2003 ble det dessuten utlyst en konkurranse om innsending av fangstoppgaver med trekning av gavekort på kr. 1 000.

Hensikten med fangstrapportering og skjellprøveinnsamling var å få inn opplysninger om andel merket fisk i sportsfiskefangstene samt gi et bedre grunnlag for analyse av merket fisk fra ulike utsetninger. Selbusjøen er en stor innsjø, og det var usikkert hvor stort materiale av merkefisk vi ville få gjennom eget forsøksfiske. Brukerundersøkelsen ble derfor vurdert som et mulig verdifullt supplement til eget prøvefiske, også siden en ville få inn data fra hele sesongen.

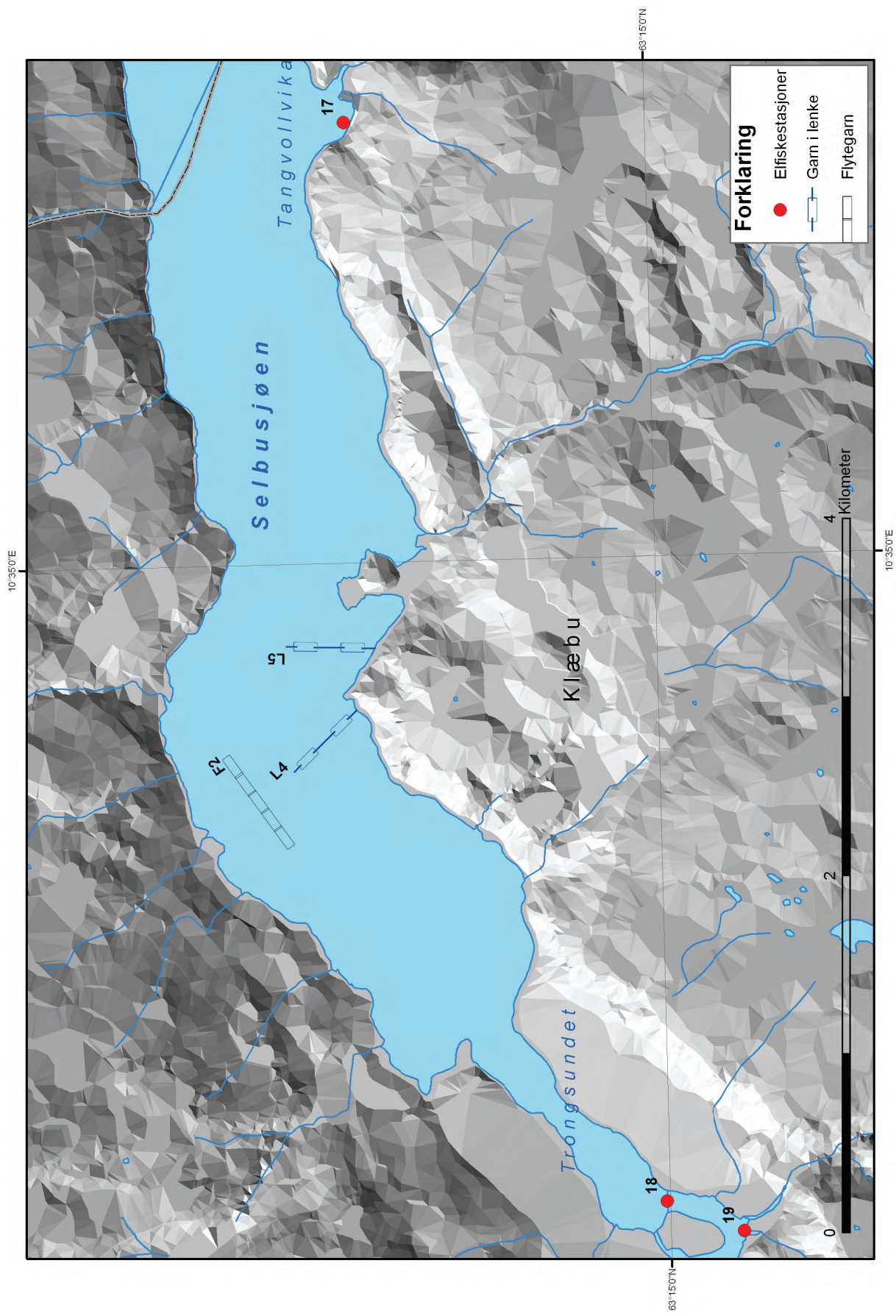
4.4 Materiale

Fiskematerialet fra garnfiske i Selbusjøen bestod av totalt 2549 fisk, fordelt på 1597 i 2003 og 952 i 2004. Det ble totalt fanget 1282 ørret, 427 røye, 694 lake, 64 ørekyte og 2 gjedde på forsøksfisket med garn (alle garntyper). I tillegg ble det fanget ca. 80 lake på krokline, og 241 lake ved isfiske.

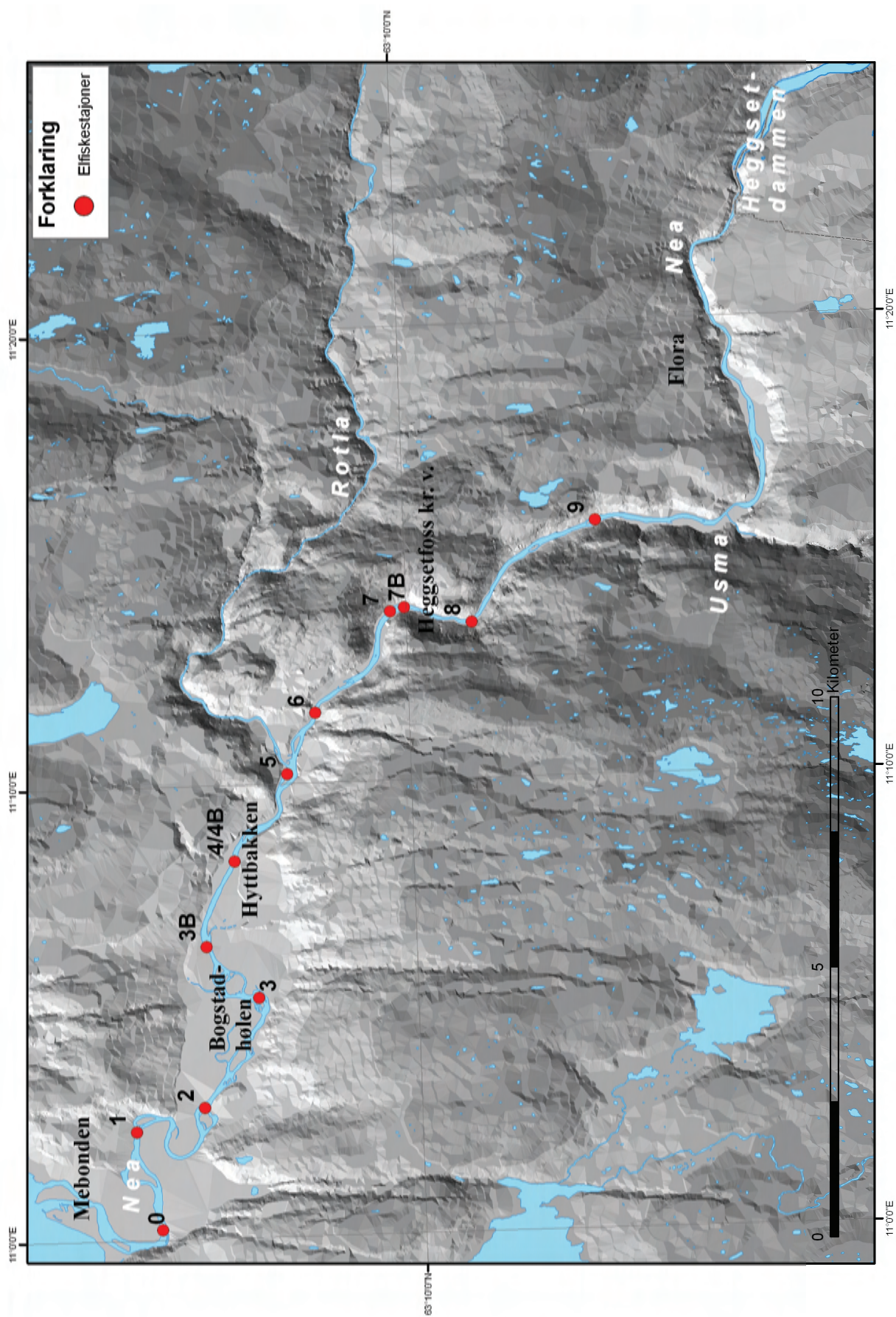
Fiskematerialet fra garnfiske i Nea bestod av 351 ørret, ca. 20 ørekyte og 4 lake.



Figur 2. Kart over Selbusjøen, Selbu, med angivelse av prøvetakingslokaliteter.



Figur 3. Kart over Selbusjøen, Klæbu, med angivelse av prøvetakingslokaliteter



Figur 4. Kart over Nea med angivelse av elfiskestasjoner

5 RESULTATER

5.1 Selbusjøen

5.1.1 Hydrografi og vannkjemi

Prøver av overflatevannet i Selbusjøen på tre stasjoner viser vannmasser med gjennomsnittlig konduktivitet på 22-26 $\mu\text{S}/\text{cm}$ og pH nær nøytralt (pH 7,0-7,1) (tabell 2). Prøver av bunnvann (40-80 m dyp) viste bare små avvik i verdier fra overflaten (litt lavere verdier for pH og konduktivitet). Gjennomsnittlig siktedyp varierte fra 4,2 til 5,2 m på de tre stasjonene, og innsjøfargen var grønnlig gul til brunlig gul. Vertikalmålinger av temperaturen på de tre stasjonene fra juni til oktober viser at det ble utviklet en temperatursjiktning (sprangsjikt) i vannmassene i juni og august, mens det var full omrøring i september og oktober (figur 5).

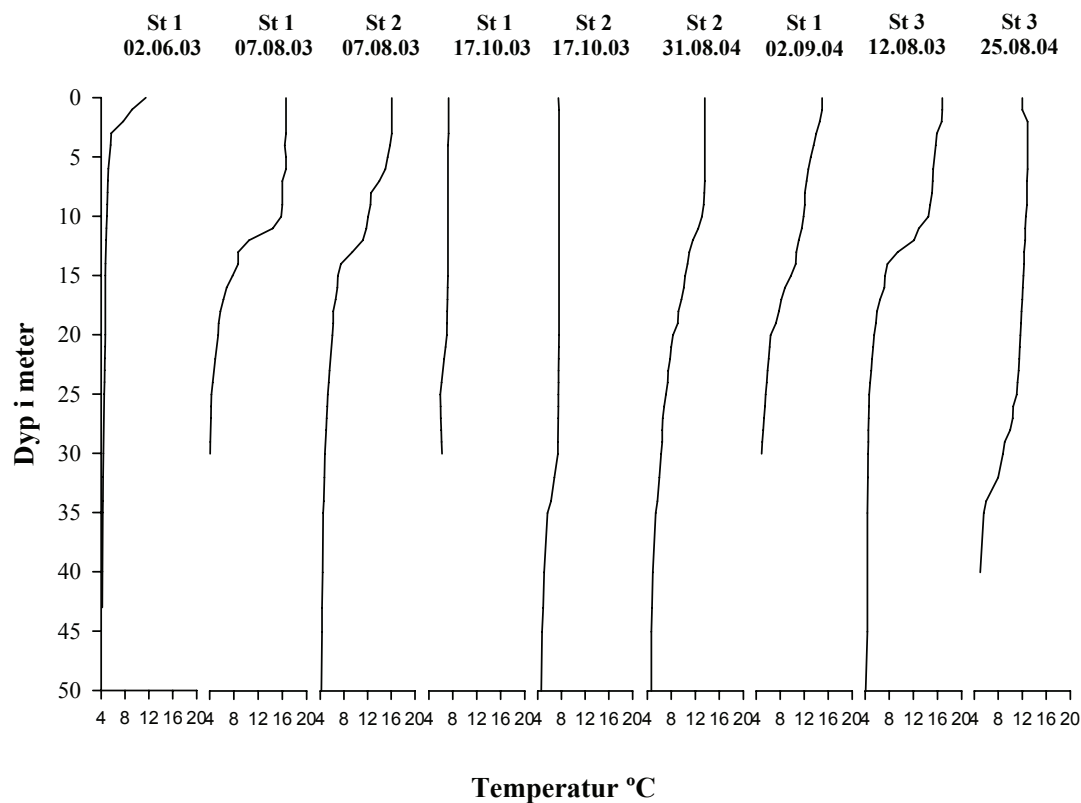
Tabell 2. Hydrografiske data fra tre stasjoner i Selbusjøen i 2003 og 2004

Stasjon	Dato	pH	K ₂₅ ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	Siktedyp (m)	Innsjøfarge
1	07.08.2003	7,2	26,3	3,5	Brunlig gul
	17.10.2003	6,9	25,5	3,5	Brunlig gul
	02.09.2004	7,1	23,4	5,0	Grønnlig gul
2	07.08.2003	7,2	20,2	4,0	Brunlig gul
	17.10.2003	7,0	17,9	4,5	Brunlig gul
	02.09.2004	7,1	28,4	5,9	Grønnlig gul
3	12.08.2003	7,2	25,8	5,0	Gul
	25.08.2004	7,1	26,1	5,5	Brunlig gul

5.1.2 Zooplankton (dyreplankton)

Total biomasse av zooplankton varierte fra 212 til 453 mg m^{-2} (tabell 3). Størst var biomassen i august 2003, mens de laveste verdiene ble registrert tidlig i september 2004. Dette skyldes en naturlig utvikling av zooplanktonsamfunnet som gjerne har en topp i august og som gradvis svekkes utover ettersommeren og høsten avhengig av predasjon og fysiske faktorer. Totalt kan biomassen av zooplanktonet i Selbusjøen sies å være moderat til middels i det biomasser på 400-500 mg m^{-2} er regnet som middels verdier i oligotrofe (næringsfattige) sjøer. Mengden vannlopper (Cladocera) som er fiskens viktigste næringsdyr var imidlertid lav til svært lav ved alle prøvetakingstidspunktene. I august 2003 var *Holopedium gibberum* og *Bosmina longispina* de mest tallrike vannloppene, mens det i 2004 var størst andel *Daphnia galeata* i tillegg til *B. longispina*. I 2004 var det også noe *H. gibberum* (st 1), samt noe *Daphnia longispina*. *Bythotrephes longimanus* som kan være et viktig byttedyr både for røye og ørret ble kun registrert på st. 1 i 2003. Av hoppekreps (Copepoda) var det i 2003 størst forekomst av *Cyclops scutifer* og *Heterocope appendiculata*, mens det i 2004 også ble registrert *Arctodiaptomus laticeps* i tillegg til *C. scutifer* og *H. appendiculata*.

Total biomasse, forholdet mellom vannlopper og hoppekreps samt artsdiversiteten funnet i denne undersøkelsen er svært lik de resultater man fant etter at mysis etablerte seg i Selbusjøen på slutten av 1970-tallet (Langeland m.fl. 1986). Dette tyder på at mysis, sammen med fisk, fortsatt utøver et svært sterkt beitetrykk på bestanden av plankton i Selbusjøen.



Figur 5. Temperaturvertikaler fra tre stasjoner i Selbusjøen i 2003 og 2004.

Tabell 3. Artsutvalg og biomasse (mg m^{-2}) av dyreplankton i Selbusjøen (Selbu) i 2003 og 2004

Zooplanktonkategorier	2003		2004	
	St.1 07.08.03	St. 2 07.08.03	St.1 02.09.04	St.2 02.09.04
Cladocera (vannlopper)				
<i>Holopedium gibberum</i>	11,4	89,1	20,6	-
<i>Daphnia galeata</i>	8,2	9,7	41,8	52,5
<i>Daphnia longispina</i>	10,6	6,1	1,3	15,0
<i>Bosmina longispina</i>	31,1	60,6	28,7	38,8
<i>Bythotrephes longimanus</i>	12,0	-	-	-
Copepoda (hoppekreps)				
<i>Cyclops scutifer</i>	123,2	161,7	41,8	30,8
<i>Heterocope appendiculata</i>	138,0	24,0	12,0	6
<i>Heterocope saliens</i>	-	6,0		
<i>Arctodiaptomus laticeps</i>	9,6	4,8	32,0	14,4
<i>Acanthodiaptomus denticornis</i>				
Diaptomidae cop ind.	28,3	11,9	2,1	
Diaptomidae nauplii ind.	0,1		-	
Cyclopidae cop.ind.	40,8	84,6	32,8	23,7
Cyclopidae nauplii ind.	8,4	18,2	32,7	30,6
Cladocera totalt	73,3	165,5	92,4	106,3
Copepoda totalt	348,3	287,2	153,4	105,5
Zooplankton totalt	421,6	452,7	245,8	211,7

5.1.3 *Mysis relicta*

Resultatene av mysisprøvene viste at mengden mysis varierte noe mellom prøvetakingstidspunktene (tabell 4). For begge stasjonene var det lavere individtall pr. m² overflate i oktober enn hva var tilfelle tidlig i september. Spesielt var forskjellen stor på stasjon 1 hvor gjennomsnittlig antall dyr per m² overflate var 83 stk. i september og 11 stk i oktober. Sammenlignet med tidligere resultater fra tidlig 80-tallet, hvor verdiene lå fra 78-217 dyr pr. m² overflate (Langeland m.fl. 1986), så lå verdiene, med unntak av st. 1 i oktober, litt lavere i 2003. I en hovedfagsoppgave ved NTNU i 2002 ble det imidlertid registrert betydelig lavere verdier med et snitt på kun 12 mysis pr. m² overflate, noe som ga grunnlag for antagelser om at mysis ikke lenger beiter i pelagialen (Jørgensen 2002). Med unntak av våre registreringer på stasjon 1 i oktober støtter våre funn ikke opp under disse antagelsene. Større svingninger i tettheten av mysis er imidlertid kjent fra bl.a. Jonsvatnet ved Trondheim (Koksvik, upubliserte data), og det kan ikke utelukkes at mysisbestanden i Selbusjøen også har gjennomgått betydelige bestandssvingninger.

Mengden mysis i Selbusjøen ligger omtrent på nivå med Snåsavatnet i Nord-Trøndelag som på mange måter (bl.a. trofigrad og fiskesamfunn) kan sammenlignes med Selbusjøen (Arnekleiv m.fl. 2004).

Tabell 4. Beregnet tetthet av *Mysis relicta* basert på vertikale håvtrekk i Selbusjøen

Dato	Stasjon	Prøve nr	Dyp (m)	Antall dyr/m ² overflate	Antall dyr/m ³
01.09.03	1	1	30	102	3,40
01.09.03	1	2	30	81	2,70
01.09.03	1	3	30	67	2,22
Gjennomsnitt (std.avvik):				83 (17,6)	2,77 (0,59)
01.09.03	2	1	90	69	0,76
01.09.03	2	2	90	68	0,76
01.09.03	2	3	90	50	0,55
Gjennomsnitt (std.avvik):				62 (10,7)	0,69 (0,12)
15.10.03	1	1	30	10	0,33
15.10.03	1	2	30	11	0,37
15.10.03	1	3	30	12	0,40
Gjennomsnitt (std.avvik):				11 (1,0)	0,37 (0,04)
15.10.03	2	1	90	37	0,41
15.10.03	2	2	90	50	0,56
15.10.03	2	3	90	49	0,54
Gjennomsnitt (std.avvik):				45 (7,2)	0,50 (0,08)

5.1.4 Fangst og utbytte av prøvefisket i Selbusjøen

Den totale fangsten av fisk i Selbusjøen under prøvefisket i 2003 og 2004 var på 2549 fisk (tabell 5 og 6). Sett uavhengig av innsats og fiskemetode dominerte ørret fangstene begge år med andeler på 46 % og 57 % i henholdsvis 2003 og 2004. Av dette utgjorde settefisk fra settefiskanlegget på Lundamo en andel på 15,2 % i 2003 og 15,5 % i 2004. Røye var representert med 19 % av den totale fangsten i 2003, mens andelen i 2004 var på 13 %. Andelen lake var i 2003 på 34 % og i 2004 på 24 % (jf. bilde 1).



Bilde 1. Vanlige fiskearter i Selbusjøen: røye, ørret, lake og ørekyte.

En oversikt over fangsten tatt på de ulike garntypene (uavhengig av innsats) viser at ørret inngikk i fangstene på alle garntyper begge år med unntak av bunngarn satt i lenke i august/september 2004 (tabell 5 og 6). De fleste ørretene ble imidlertid tatt på bunngarn satt enkeltvis fra land, noe som viser artens sterke tilknytning til strandpartiene (littoralsona). Røye inngikk også i fangstene på stort sett alle garntyper med unntak av et par metoder i mai 2003 (bunngarn enkeltvis og flytegarn). Flytegarn og bunngarn satt i lenker (både seriegarn og standard bunngarn) hadde de største fangstene. Totalt sett må imidlertid fangstene av røye sies å være lave, med unntak av flytegarnefangsten i Klæbu i 2003 hvor det ble tatt 142 røyer (se vedlegg 1 for utbytte). I 2004 var flytegarnefangsten av røye på samme sted på kun 2 røyer (riktignok med en natts mindre innsats). Med unntak av flytegarn ble det tatt lake på alle garntyper ved alle runder i begge år. De fleste lakene ble tatt på garn som ble satt på dypere vann, dvs lenkene med seriegarn og vanlige bunngarn satt i lenke. Det ble også tatt ca. 80 laker ved bruk av krokline satt ned til 65 m dyp i oktober 2003.

Av andre arter ble det tatt noe ørekyte på seriegarn både i 2003 (9 stk.) og i 2004 (55 stk). Seriegarne minste maskevidde er på 8 mm (80 omfar) og det var denne maskestørrelsen som fanget arten. I 2004 ble det også benyttet et fåtalls seriegarn med 6 mm maskevidde. Dette er trolig årsaken til at det ble en økning i antall ørekyte i fangstene dette året.

I 2004 ble det tatt 2 små gjedder ved Selbustrand (jf. bilde 2-3). Dette var de første sikre og dokumenterte funnene av arten i Selbusjøen. Siden er det kommet rapporter om flere fangster. Det er også tidligere hevdet at det er tatt gjedde i sjøen, men dette er altså ikke dokumentert (se for øvrig kap. 6 Diskusjon).



Bilde 2-3. Garngreing under prøvefisket, og første dokumenterte gjeddefangst i Selbusjøen.

Hva angår størrelsen på fisken så var gjennomsnittsvekta på ørreten (villfisk, alle garntyper) på 149 g. For røye og lake var gjennomsnittsvekta på henholdsvis 148 g og 188 g. Ser man bort fra de småmaska garna (dvs. < 21 mm) var gjennomsnittsvekta for villfisk av ørret på 198 g og for røye og lake på 179 g og 198 g.

Største fisk i garnfangstene var en ørret tatt på flytegarn i Klæbu på 3464 g. Dette var imidlertid den eneste ørreten som ble tatt i Selbusjøen på over 1 kg. Totalt ble det tatt 31 ørret med vekt mellom 0,5 kg og 1 kg. Største røye veide 400 g, mens den største laken tatt på garn veide 802 g. På krokline egnet med fisk tok vi imidlertid laker på 4060 g, 3100 g, 2200g (2 stk) og 1900 g (jf. bilde 4-5).



Bilde 4-5. Frank Fredrich med stor lake tatt på krokline, og analyse av lakefangst tatt på bunngarn.

Tabell 5. Total fangst ved prøvefiske i Selbusjøen i **2003** fordelt på de ulike garntypene og krokline. Redskap som ikke har vært i bruk i de enkelte periodene er merket med *

Redskap	Ørret villfisk	Ørret settefisk	Røye	Lake	Ørekyte	Gjedde	Totalt
Selbu							
Mai							
Bunngarn satt enkeltvis 12,5-45 mm	123	22	-	10	-	-	155
Bunngarn satt i lenke 12,5-45 mm	10	2	5	26	-	-	43
Flytegarn 10-35 mm	1	-	-	-	-	-	1
Seriegarn (lenke) 8-43 mm	19	6	10	53	-	-	88
Dagfangst (bunn-, serie- og flytegarn)	3	0	-	19	-	-	22
Krokline	*	*	*	*	*	*	
August							
Bunngarn satt enkeltvis 12,5-45 mm	132	24	6	24	-	-	186
Bunngarn satt i lenke 12,5-45 mm	3	-	2	21	-	-	26
Flytegarn 10-35 med mer	13	2	9	-	-	-	24
Seriegarn (lenke) 8-43 mm	8	1	12	49	9	-	79
Dagfangst (bunn-, serie- og flytegarn)	1	-	10	3	-	-	14
Krokline	*	*	*	*	*	*	
Oktober							
Bunngarn satt enkeltvis 12,5-45 mm	103	22	20	48	-	-	193
Bunngarn satt i lenke 12,5-45 mm	6	3	2	21	-	-	32
Flytegarn 10-35 med mer	23	1	5	-	-	-	29
Seriegarn (lenke) 8-43 mm	13	2	30	158	-	-	203
Dagfangst (bunn-, serie- og flytegarn)	7	2	7	10	-	-	26
Krokline	-	-	-	ca.80			ca.80
Totalt Selbu	465	87	118	519	9	0	1198
Klæbu (Brøttem)							
August							
Bunngarn satt enkeltvis 12,5-45 mm	142	23	5	16	-	-	186
Bunngarn satt i lenke 12,5-45 mm	10	-	9	10	-	-	29
Flytegarn 10-35 med mer	9	3	142	-	-	-	154
Seriegarn (lenke) 8-43 mm	*	*	*	*	*	*	
Dagfangst (bunn-, serie- og flytegarn)	1		29	-	-	-	30
Krokline	*	*	*	*	*	*	
Totalt Klæbu	162	26	185	26	0	0	399
Sum totalt	627	113	303	545	9	0	1597

Tabell 6. Total fangst ved prøvefiske i Selbusjøen i **2004** fordelt på de ulike garntypene og krokline. Redskap som ikke har vært i bruk i de enkelte periodene er merket med *

Redskap	Ørret villfisk	Ørret settefisk	Røye	Lake	Ørekyte	Gjedde	Totalt
Selbu							
Juni							
Bunngarn satt enkeltvis 12,5-45 mm	117	31	11	6	-	1	166
Bunngarn satt i lenke 12,5-45 mm	8	2	23	16	-	-	49
Flytegarn 10-35 med mer	7	1	4	-	-	-	12
Seriegarn (lenke) 8-43 mm	29	7	13	28	13	-	90
Dagfangst (bunn-, serie- og flytegarn)	8	-	3	10	1	-	22
Krokline	*	*	*	*	*	*	
August/september							
Bunngarn satt enkeltvis 12,5-45 mm	124	25	7	10	-	-	166
Bunngarn satt i lenke 12,5-45 mm	-	-	4	45	-	-	49
Flytegarn 10-35 med mer	2		42				44
Seriegarn (lenke) 6-43 mm	17	1	10	101	41	1	171
Dagfangst (bunn-, serie- og flytegarn)	*	*	*	*	*	*	
Krokline	*	*	*	*	*	*	
Totalt Selbu	312	67	117	216	55	2	769
Klæbu (Brøttem)							
August							
Bunngarn satt enkeltvis 12,5-45 mm	141	17	5	13	-	-	176
Bunngarn satt i lenke 12,5-45 mm	*	*	*	*	-		
Flytegarn 10-35 med mer	5	-	2	-	*	*	7
Seriegarn (lenke) 8-43 mm	*	*	*	*	*	*	
Dagfangst (bunn-, serie- og flytegarn)	*	*	*	*	*	*	
Krokline	*	*	*	*	*	*	
Totalt Klæbu	146	17	7	13	0	0	183
Sum totalt	458	84	124	229	55	2	952

For å få et bilde av hvilke maskevidder som fanget best under prøvefisket, er utbyttet av fisk beregnet som antall fisk per garnnatt på de enkelte maskeviddene, gitt i figur 6. I Selbu var utbyttet av ørret (villfisk) på garn satt enkeltvis i strandsona relativt likt for maskeviddene 12,5-29 mm med utbytter fra 2,5 fisk/garnnatt (15,5 mm) til 3,1 fisk/garnnatt (26 mm). For de største maskeviddene sank utbyttet av ørret med økende maskestørrelse fra 1,1 fisk/garnnatt (35 mm) til 0,5 fisk/garnnatt (45 mm.) Røye hadde lavt utbytte (< 0,5 fisk/garnnatt) på alle garnmaskevidder satt enkeltvis. Lake hadde også relativt lavt utbytte på garna i strandsonen med høyeste utbytte på 26 og 29 mm garn med henholdsvis 1,1 og 0, 8 fisk/garnnatt.

På bunngarn satt i lenke i Selbu var utbyttet av lake totalt sett større enn for både ørret og røye (figur 6). De fleste lakene ble tatt på maskevidder mellom 21 og 35 mm, og med klart størst utbytte på 26 mm (4,2 fisk/garnnatt). Ørret ble registrert på 5 av de 8 maskeviddene brukt i lenkene, men i små mengder. Størst utbytte hadde ørret på 21 mm (0,7 fisk/garnnatt). Røye

ble registrert i relativt lavt antall på alle maskeviddene med unntak av den groveste (45 mm) som ikke hadde fangst, og som for øvrig ikke fanget fisk fra noen av artene. Det største utbyttet av røye ble registrert på de minste maskestørrelsene med 1 fisk/garnnatt på 12,5 mm garn som den høyeste. Til tross for lave fangster hadde røye høyest utbytte av alle de tre artene på de to minste maskeviddene på denne typen garnsett.

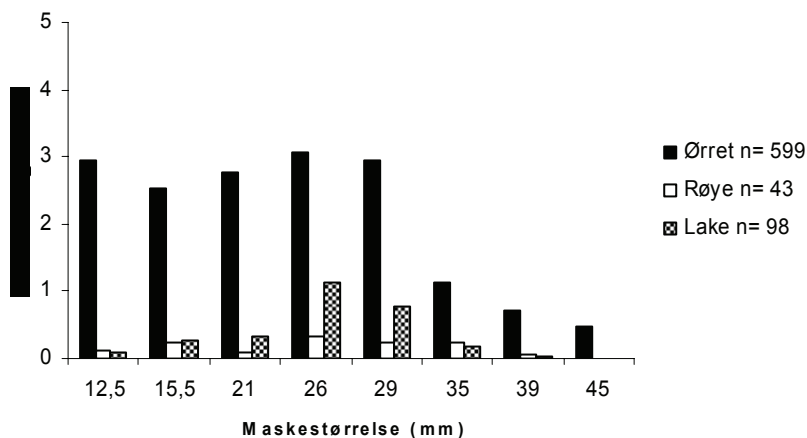
På flytegarna satt i Selbu ble det totalt tatt noe mer røye enn ørret, men fangstene var lave. Begge arter hadde høyest utbytte på 26 mm (røye: 1,8 fisk/garnnatt; ørret: 1,1 fisk/garnnatt) og 29 mm garn (røye: 1,7 fisk/garnnatt; ørret: 1,2 fisk/garnnatt) (figur 6). De andre maskeviddene av flytegarn fanget relativt lite fisk av begge arter med utbytter på under 0,5 fisk/garnnatt.

I Klæbu var utbyttet av ørret (villfisk) på bunngarn satt enkeltvis høyest for de tre minste maskeviddene (12,5-21 mm), med høyest utbytte på 12,5 mm (5,3 fisk/garnnatt) (figur 7). Også 26 mm og 29 mm garn hadde brukbart utbytte med 2,4 og 1,6 fisk/garnnatt. De groveste maskeviddene hadde et utbytte av ørret fra i underkant av 1 fisk/garnnatt (35 mm og 39 mm) til 0,2 fisk/garnnatt (45 mm). Røye ble kun tatt på enkeltgarna på maskevidder mellom 15,5 mm og 29 mm og i lavt antall. Høyest var utbyttet på 26 mm (0,4 fisk/garnnatt). Også lake ble tatt i betydelig mindre mengder enn ørret på bunngarn satt enkeltvis. Størst utbytte hadde lake på 26 mm garn med 1,1 fisk/garnnatt.

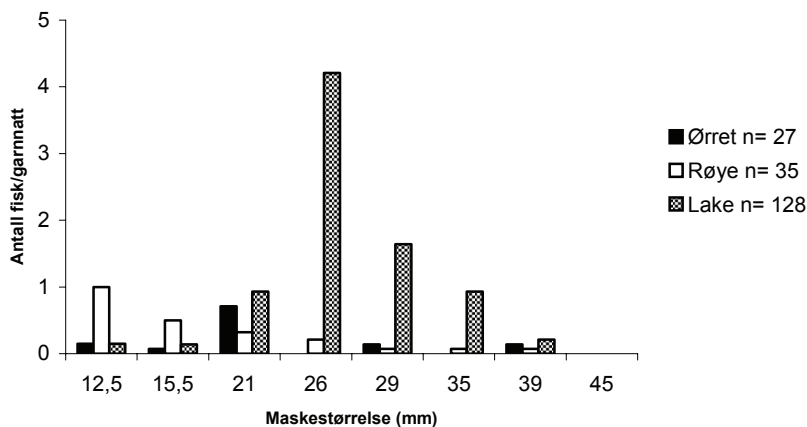
Bunngarn satt i lenke ble kun satt i tre netter i Klæbu og fangstene var relativt lave (jf. tabell 5-6). De få ørretene som ble tatt ga høyest utbytte på 15,5 mm garn (2 fisk/garnnatt, figur 7). Røye hadde høyest utbytte på 12,5 mm garn (1,7 fisk/garnnatt), mens utbyttet av lake var høyest på 26 mm garn (2 fisk/garnnatt). Garn med maskevidde 29 mm hadde nest høyest utbytte for alle de tre artene (0,7 fisk/garnnatt for både ørret og røye, 1 fisk/garnnatt for lake).

Det ble tatt relativt få ørret på flytegarna i Klæbu. Høyest var utbyttet på 26 mm garn (1 fisk/garnnatt). To av de nettene det ble fisket i Klæbu i 2003 ga svært gode fangster av røye på flytegarna. Det var spesielt 26 mm og 29 mm garn som fisket godt, noe som ga totale utbytter (2003+2004) på henholdsvis 13 fisk/garnnatt og 15 fisk/garnnatt. I tillegg til disse maskeviddene ble det kun tatt røye på 21 mm (0,6 fisk/garnnatt).

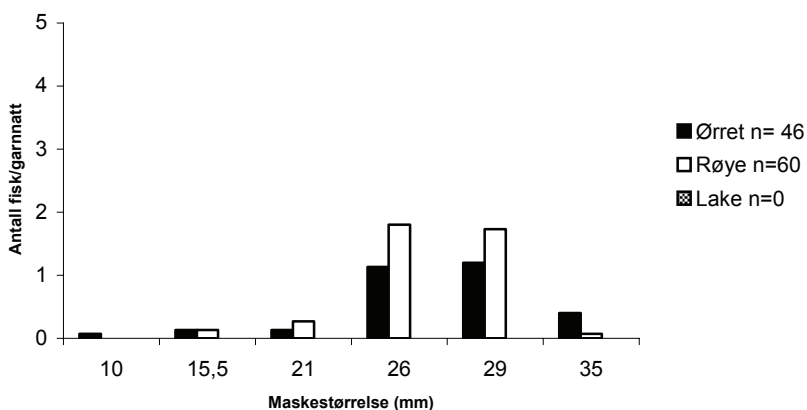
Bunngarn enkeltvis - Selbu



Bunngarn i lenke - Selbu

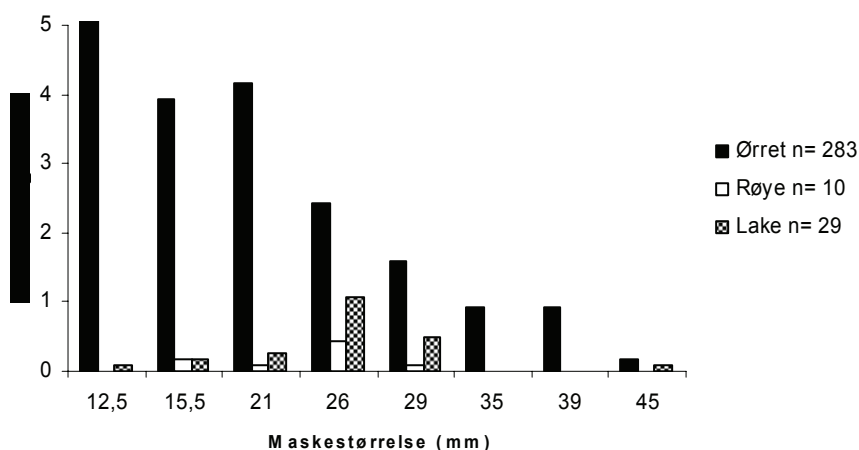


Flytegarn - Selbu

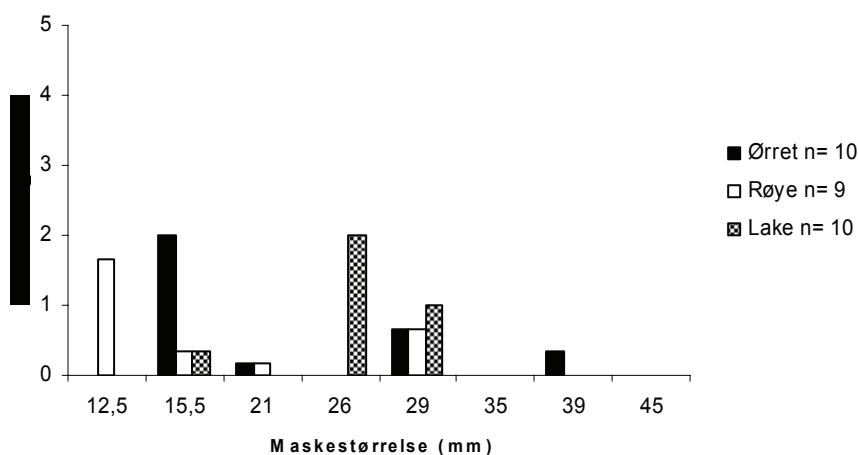


Figur 6. Gjennomsnittlig antall fisk pr. garnnatt av ørret, røye og lake på de ulike maskestørrelsene av bunngarn satt enkeltvis, bunngarn satt i lenke og flytegarn i Selbu. Materialet fra de ulike månedene samt 2003 og 2004 er slått sammen. Settefisk av ørret er holdt utenfor.

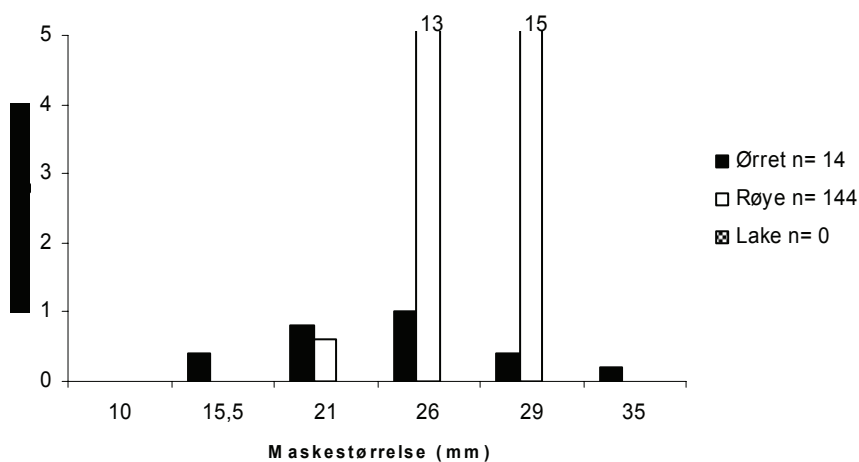
Bunngarn enkeltvis - Klæbu



Bunngarn i lenke - Klæbu



Flytegarn - Klæbu

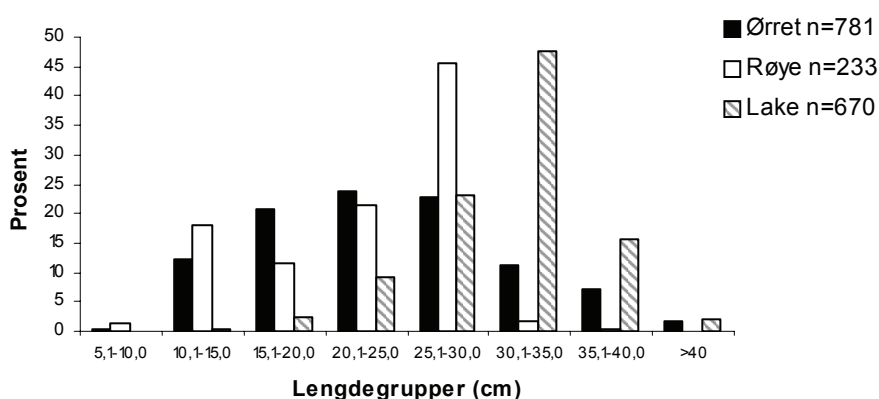


Figur 7. Gjennomsnittlig antall fisk pr. garnnatt av ørret, røye og lake på de ulike maskestørrelsene av bunngarn satt enkeltvis, bunngarn satt i lenke og flytegarn i Klæbu. Materialet fra de ulike månedene samt 2003 og 2004 er slått sammen. Settefisk av ørret er holdt utenfor.

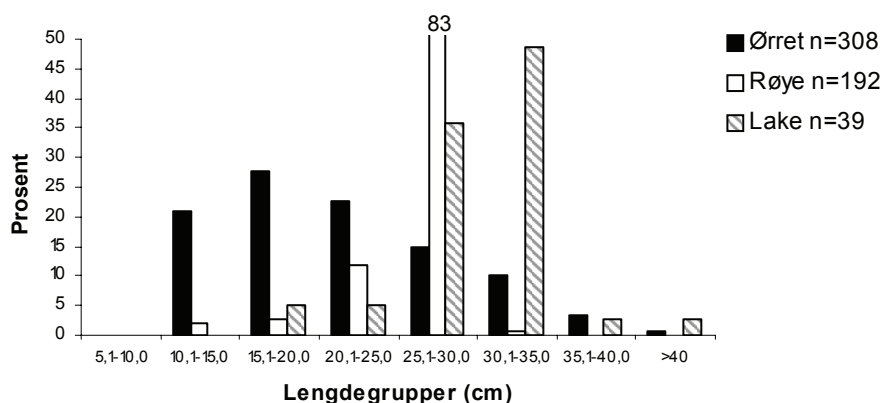
5.1.5 Lengde og aldersfordeling

Lengdefordelingen av fisk tatt i Selbu viste at det meste av den fangede ørreten lå på lengder mellom 15 og 30 cm, med en liten topp for lengdegruppen 20,1-25,0 cm (24 %) (figur 8). Mindre fisk (5-15 cm) utgjorde totalt en andel på 13 %, mens større ørret (> 40 cm) utgjorde en liten del av totalen, dvs. på 2 %. Røye fanget i Selbu lå fra 8,3 cm til 38,5 cm, og med en klar topp for lengdegruppen 25,1-30,0 cm (46 %). Lengdefordelingskurven hos lake viste at denne lå lengre mot høyre på lengdeaksen enn hos både ørret og røye. Nær halvparten (48 %) av alle lakene som ble fanget lå innenfor lengdegruppen 30,1-35,0 cm.

Selbu



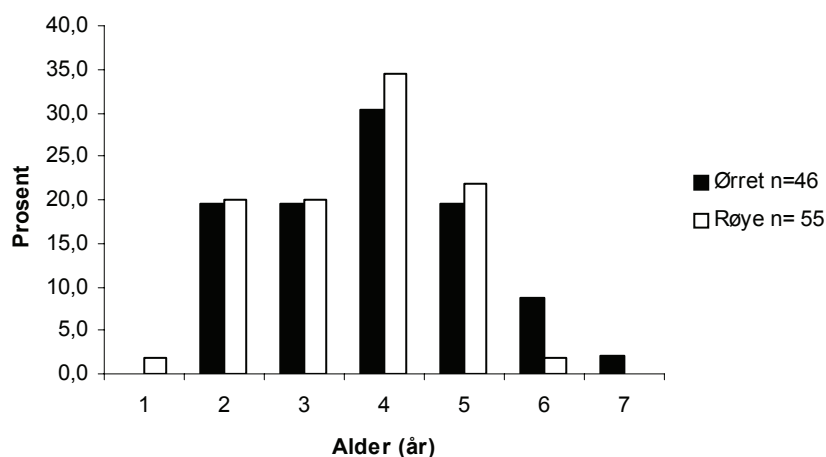
Klæbu



Figur 8. Prosentvis lengdefordeling hos ørret, røye og lake i Selbu- og Klæbuenden av Selbusjøen. Materialet fra ulike garntyper er sammenslått. Settefisk av ørret er holdt utenfor.

Lengdefordelingskurvene hos fisken fanget i Klæbu viste at det meste av ørreten her lå på mellom 10 og 25 cm. Størst andel utgjorde fisk innenfor lengdegruppen 15,1-20,0 cm (28 %). Mindre ørret (5-15 cm) utgjorde en andel av totalen på 21 %, mens ørret > 40 cm var beskjedent representert med knappe 1 % (0,6 %). Når det gjaldt røya i Klæbu så lå 95 % av fisken innenfor lengdene 20-30 cm, og med en klar topp på 83 % for lengdeintervallet 25,1-30,0 cm. De få lakene som ble tatt i Klæbu fordelte seg stort sett mellom lengdegruppene 25,1-30,0 cm og 30,1-35,0 cm, med flest fisk i sistnevnte (49 % av totalen).

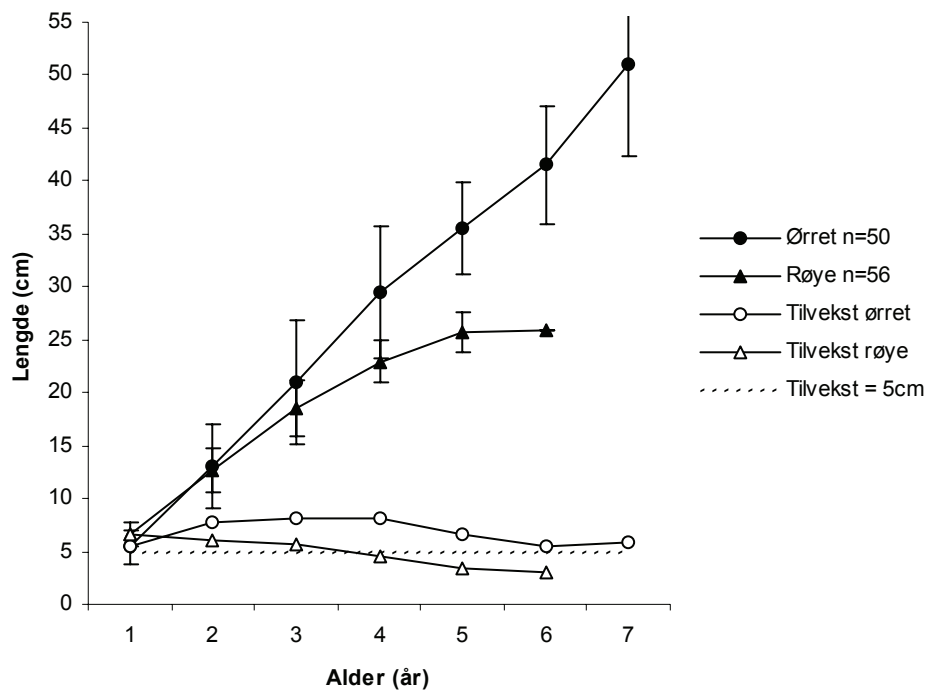
Aldersfordelinga for et representativt utvalg av ørret og røye i Selbusjøen viser at det var størst andel 4 år gammel fisk i fangstene hos begge arter (ørret: 31 %, røye: 35 %) (figur 9). Hos begge arter var det også relativt like andeler 2, 3 og 5 år gammel fisk (ørret: 19,6 % for alle tre aldersklasser; røye: 20 % (2 og 3 år) - 22 % (5 år). Blant ørret ble det også registrert en del 6-åringer (9 %) og noen 7-åringer (1,8 %). Røya hadde også en liten andel 6-åringer og noen 1-åringer, begge med andeler på 2 %.



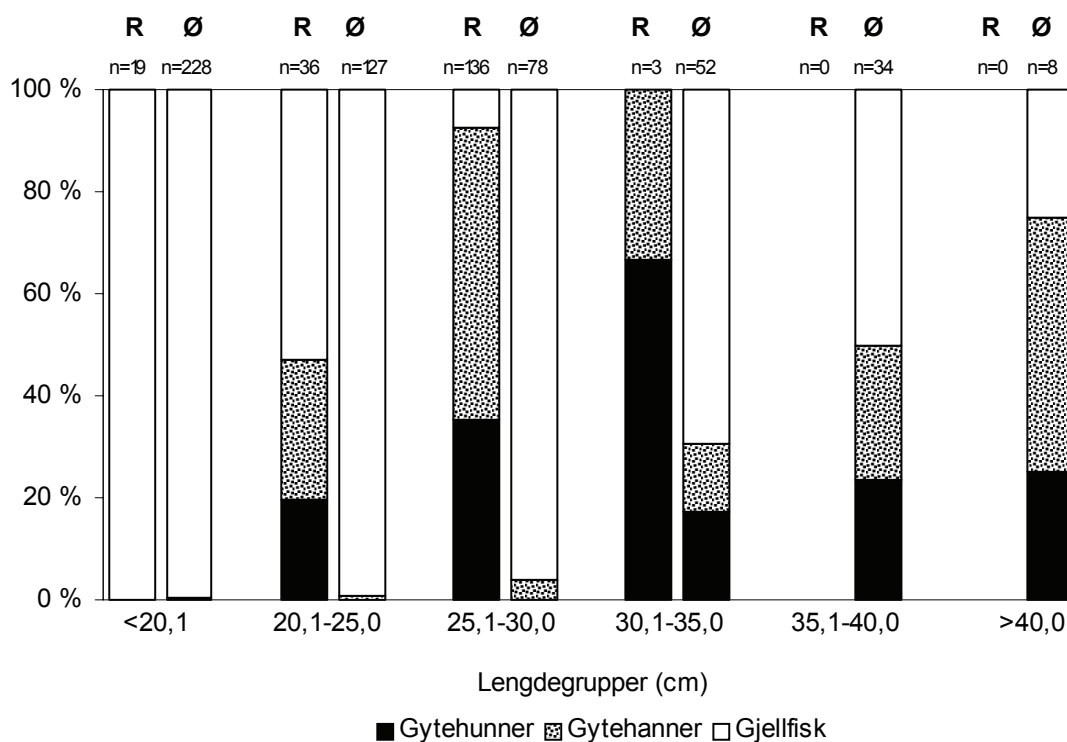
Figur 9. Prosentvis fordeling av alder hos ørret og røye i Selbusjøen. Materialet for Selbu og Klæbu er sammenslått. Settefisk av ørret er holdt utenfor.

5.1.6 Fiskens vekst og kjønnsmodning

Ørreten i Selbusjøen hadde til dels svært god vekst (figur 10). For fisk i aldersgruppene 2-4 år lå den gjennomsnittlige årlige tilveksten på godt over 5 cm/år og ingen av de registrerte aldersklassene hadde lavere tilvekst enn 5 cm/år. Høyest var den årlige tilveksten for aldersklassene 3 og 4 år som begge lå på litt over 8 cm/år. Relativt høye standardavvik viser imidlertid at veksten innenfor disse aldersklassene varierte en del. Røya hadde god vekst (6,6-5,7 cm/år) fram til en alder på 3 år hvoretter veksten lot til å stagnere. Hos 4 åringene, som utgjorde størst andel av den fangede røya (jf. figur 10), var den gjennomsnittlige tilveksten 4,5 cm/år. Hos 5 åringene var tilveksten nede i 3,4 cm/år. En avtagende vekst rundt 4-5 år kan sees i sammenheng med at røya i Selbusjøen kjønnsmodnes ved lengder på 20-25 cm (figur 11) og som tilsvarer fiskelengden ved 4-5 år. Andelen kjønnsmodne hunner i totalmaterialet av røye steg fra 20 % i lengdegruppen 20,1-25,0 cm til 35 % i lengdegruppen 25,1-30,0 cm. I lengdegruppen 30,1-35,0 cm var to av de tre fiskene (alle kjønnsmodne) som ble fanget hunner. Blant røye under 20 cm var all fisk gjellfisk (ikke kjønnsmoden). Kjønnsmoden fisk hos ørret ble ikke registrert i særlig antall før ved en lengde på 30-35 cm. Kjønnsmodne hunner utgjorde da en andel på 17 %. Denne andelen steg til 24 % og 25 % i de neste to lengdeintervallene. Det var imidlertid andelen gjellfisk som dominerte i lengdeintervallet 30,1-35,0 cm (69 %) og for fisk mellom 35 og 40 cm utgjorde også gjellfisk 50 % av fangsten. En nærmere analyse av disse fiskene viste at hunner utgjorde 64 % av gjellfisken i lengdegruppen 30,1-35,0 cm og 29 % av fisken i lengdeintervallet 35,1-40,0 cm. Blant de største fiskene (> 40 cm) var en av de to gjellfiskene hunner.



Figur 10. Gjennomsnittlig vekst (cm $\pm$ SD) og årlig tilvekst hos ørret og røye i Selbusjøen. Settefisk av ørret er utelatt.

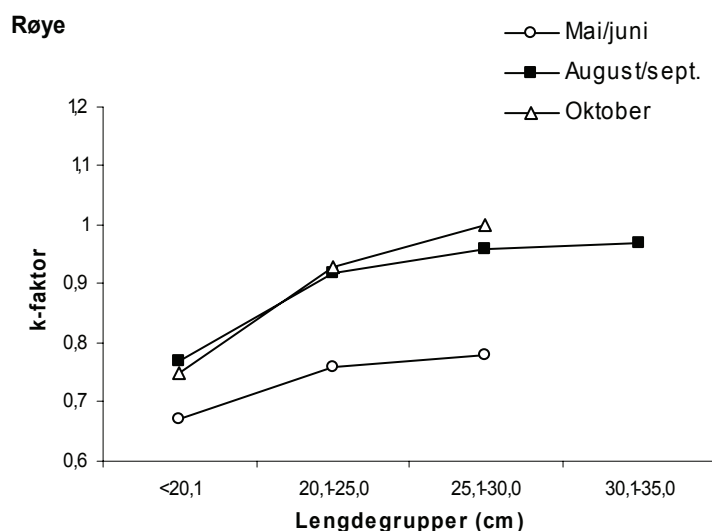
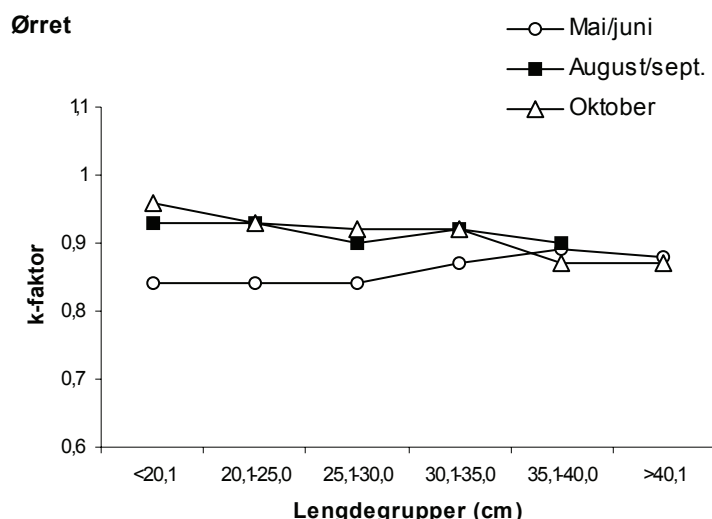


Figur 11. Prosentvis fordeling av gytehunner, gytehanner og gjellfisk hos ørret (Ø) og røye (R) i Selbusjøen. Materialet fra august og september er lagt til grunn og settefisk av ørret er holdt utenfor.

5.1.7 Fiskens kvalitet

Kondisjonsfaktor (k-faktor), kjøttfarge og grad av parasittisme er brukt til vurdering av fiskens kvalitet. K-faktor er et mål for fiskens vekt i forhold til lengde (jf. kap. 4 Metoder og materiale). Med bruk av totallengde, som i denne undersøkelsen, vil ørret med en k-faktor på 0,90-1,0 betegnes som normal til feit fisk. K-faktoren for middels feit røye er som regel noe lavere enn for ørret, ca. 0,85-0,95. Større røye oppnår gjerne betydelig høyere k-faktor enn små fisk da den med økende størrelse gjerne vokser mer i høyden og bredden sett i forhold til lengden. Dette er et forhold som også langt på vei gjelder for ørret.

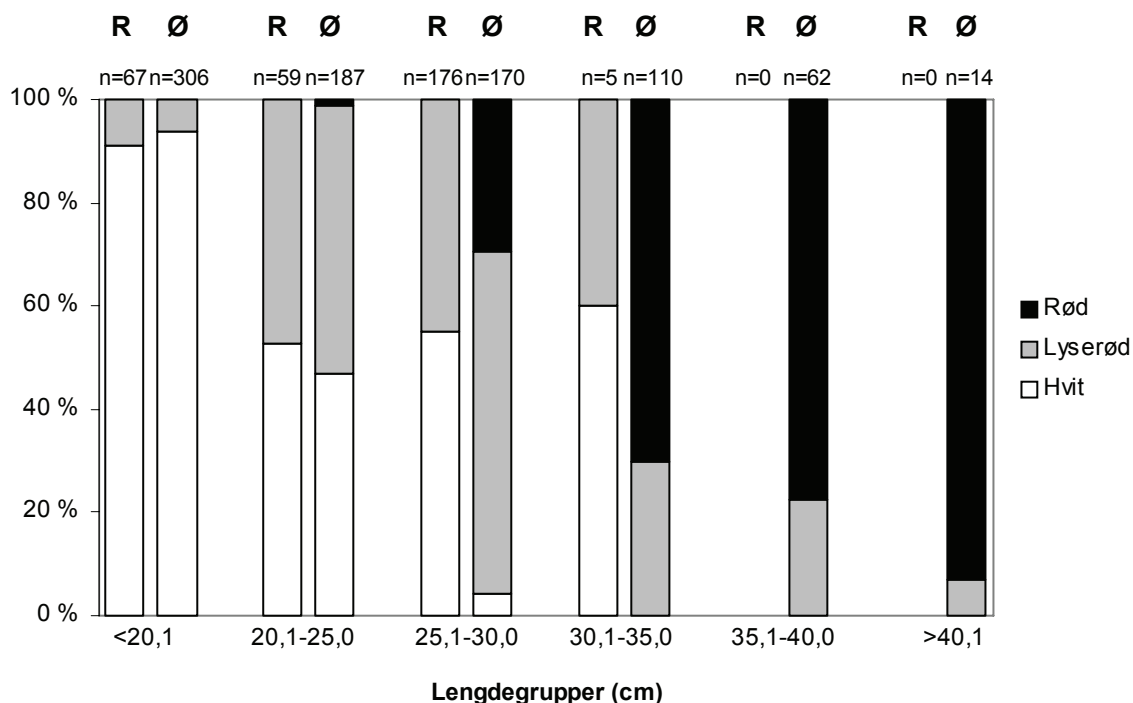
K-faktoren hos ørreten og spesielt hos røya var lavere i mai/juni enn i de andre periodene (figur 12). Unntaket var for ørret i lengdegruppene 35,1-40,0 og for fisk > 40,1 cm hvor k-faktoren i mai/juni lå litt over oktobermaterialet. Gjennomsnittsverdiene for ørreten varierte i mai/juni fra 0,84-0,89. I august/september hadde verdiene steget til 0,9 (25,1-30,0 cm og 35,1-40,0 cm) -0,93 (< 20,1 og 20,1-25,0). I oktober hadde den minste ørreten høyest k-faktor (0,96), mens fisk i de to største lengdegruppene hadde noe lav k-faktor (0,87). Dette skyldes trolig at de største fiskene nylig hadde deltatt i gytinga. Med unntak av de to nevnte aldersklassene var oktober, delvis sammen med august, den måneden hvor ørreten innenfor alle lengdegrupper hadde høyest k-faktor. En relativt jevn k-faktor med økende lengde hos ørret kan tyde på jevnt gode næringsforhold for alle størrelsesgrupper fisk.



Figur 12. Gjennomsnittlig k-faktor for ulike lengdegrupper av ørret og røye i Selbusjøen. Lengdegrupper med $n < 3$ samt settefisk av ørret er utelatt i framstillingen.

Røyas k-faktor i mai/juni var lav og lå fra 0,67 (fisk < 20,1 cm) til 0,78 (25,1-30 cm). I august/september hadde k-faktoren steget innenfor alle lengdegruppene. Høyest verdi denne måneden ble registrert i lengdegruppen 30,1-35,0 (0,97), mens de minste fiskene hadde den laveste gjennomsnittsverdien (0,78). Også i oktober hadde den minste lengdegruppen lavest k-faktor relativt til de andre størrelsesgruppene (0,75). Høyest gjennomsnittlig k-faktor hadde de største fiskene (25,1-30,0 cm) med verdi på 1,0. Trolig var dette gytemoden fisk med rogn eller melke.

Registreringer av fiskens kjøttfarge viste at de fleste individene av både ørret og røye på under 20 cm hadde hvitt kjøtt (figur 13). Andelen fisk med farget fiskekjøtt økte med kroppstørrelsen, men hos røye var det over 50 % av fisken som var hvit i kjøttet også innenfor de største lengdegruppene. Ingen av røyene ble gradert til å ha rødt fiskekjøtt. Hos ørreten økte andelen fisk med farget fiskekjøtt sterkt med økende fiskelengde. Andelen fisk med rødt kjøtt fulgte samme mønster. Innenfor lengdegruppene 30,1-35,0 cm, 35,1-40,0 cm og > 40,1 cm var andelen rødt kjøtt på henholdsvis 70 %, 77 % og 93 %.



Figur 13. Prosentvis fordeling av kjøttfarge innen ulike lengdegrupper hos ørret og røye i Selbusjøen.

Graden av innvollsparasittisme vurderes etter en skala fra 0-3 hvor 0 betyr ingen parasitter og 3 står for sterk parasittering. Ved svak infisering vil det kun være enkeltcyster på innvollene (spesielt mage og tarm), mens ved sterk infiseringsgrad vil også kjøttet i bukhula være angrepet. Ved kraftig infisering kan innvollene ofte være sammenvokst med kjøttet (bukhuleveggen).

Ørreten i Selbusjøen var moderat til lite parasitert (tabell 7). Totalt 32 % av ørreten hadde parasitter, hvorav de fleste hadde parasitteringsgrad 1. Kun 2 % hadde parasitteringsgrad 3. Røya var sterkere parasitert enn ørreten. Totalt hadde 61 % av røyene parasitter. Også her var det flest fisk med parasitteringsgrad 1 (38 %), men det var også en del individer med parasitteringsgrad 2 (15 %) og 3 (8 %). Blant lake var 86 % av fisken uten parasitter, mens 14 % hadde parasitteringsgrad 1. Her er imidlertid utvalget av analysert fisk foreløpig noe lavt.

Tabell 7. Grad av parasittisme hos ørret, røye og lake i Selbusjøen gitt i prosent. N angir antall fisk som er analysert

Art	N	Grad av parasittisme			
		0	1	2	3
Ørret	848	68	25	5	2
Røye	306	39	38	15	8
Lake	22	86	14	0	0

5.1.8 Fiskens næringsvalg

Ørreten i Selbusjøen hadde utnyttet et bredt spekter av næringskategorier som varierte gjennom sommerhalvåret (tabell 8). I mai var vårfluer (27,3 %) og luftinsekter (25,3 %) de kategoriene som utgjorde størst andeler av magefyllingene. Disse kategoriene utgjorde også en del av næringa i juni, men det var mysis (44,2 %) som var det klart viktigste byttet for ørreten denne måneden. I august/september var dyreplankton (43,7 %), sammen med luftinsekter (18,2 %) og mysis (16,4 %) de mest utnyttede kategoriene. I oktober var igjen mysis (45,7 %) det mest dominerende byttet, men det marflolignende krepsdyret pallasea (*Pallasea quadrispinosa*) utgjorde også en relativt høy andel med 29,1 %.

Røye varierte i antall i fangstene (jf. tabell 5-6) og ikke alle fiskene hadde mageinnhold. I mai hadde de tre røyene som hadde næring i magen spist mest fjærmygg (45 %). I juni hadde også røya spist mye fjærmygg (26 %), men som hos ørreten utgjorde mysis den største andelen av magefyllingen (35 %). I august/september og i oktober var plankton viktigste næringskategori med volumandeler på henholdsvis 91,3 % og 63,1 %. I oktober hadde røya i tillegg spist en del pallasea (18,4 %) og mysis (14,9 %).

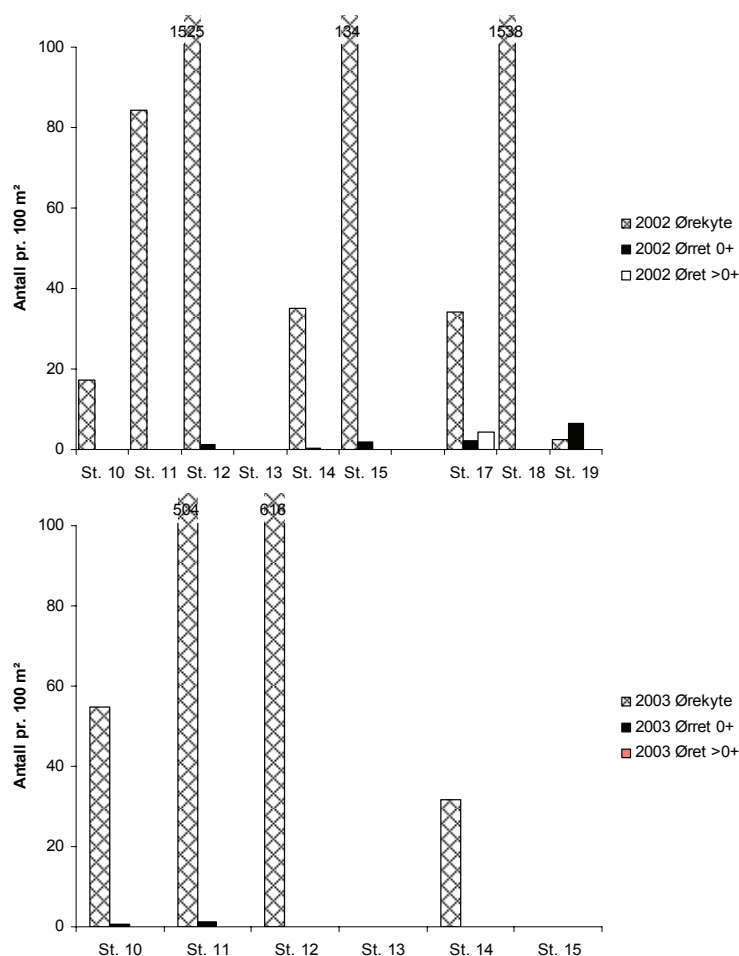
Lakens diett var i hele sommerhalvåret dominert av mysis. I tillegg hadde laken spist noe pallasea og fjærmygg. I vintermaterialet var imidlertid fiskeegg (27 %), fåbørstemark (17,2 %) og fjærmygg (14,8 %) artens viktigste næringskategorier. Dette henger nok sammen med at disse fiskene ble tatt på ei gytegrunne for arten. Eggenes størrelse viste klart at disse var lake, noe som tyder på en utpreget predasjon av "egne" egg under gytinga. Når det gjelder fåbørstemarken som ble funnet i magene stammet disse, ut fra bla størrelse og form, trolig fra agnet brukt under selve fisket. Mysis (10 %) utgjorde en til dels betydelig mindre andel av totalen hos fisken fanget på gytegrunnene enn i de andre periodene. Kategorien "diverse" utgjorde også en betydelig andel hos laken i flere måneder. I denne kategorien er ulike gjenstander (småstein, barnåler, mose etc.) samlet opp. Disse er trolig ikke aktivt plukket opp av fisken, men har havnet i magesekken under søket etter ulike byttedyr langs bunnen.

5.1.9 Ungfiskundersøkelser i strandsona

I strandsona i Selbusjøen ble det utført tre omgangers elektrisk fiske på faste stasjoner i begynnelsen av oktober i 2002 og 2003 (jf. fig. 2 og 3). Det ble registrert svært lave tettheter av ørret. Tettheten av årsyngel av naturlig produsert ørret varierte mellom 0 og 6,4 pr. 100 m² (figur 14). Ørret > 0+ ble bare registrert på stasjon 17 med en tetthet på 4,2 pr. 100 m². I 2003 ble det ikke registrert naturlig produsert ørretunger eldre enn årsyngel på noen stasjon. Selv om en inkluderer ørret som stammer fra utsettingene, var tetthetene lave (0-7 ørret pr. 100 m²). Tettheten av ørekyte varierte svært mye (figur 14), fra 0 individer til en tetthet på vel 1500 pr. 100 m² på stasjon 12 og 18.

Tabell 8. Gjennomsnittlig volumprosent for ulike byttedyr registrert i mager hos ørret (Ø), røye (R) og lake (L) i Selbusjøen i 2003 og 2004. Ulike garmtyper og fangstredskaper er slått sammen. Lakemagene fra februar og mars stammer fra isfiske

Næringskategorier	Mai			Juni			August/september			Oktober			Feb./mars		
	Ø	R	L	Ø	R	L	Ø	R	L	Ø	R	L	Ø	R	L
	n=65	n=3	n=68	n=22	n=14	n=22	n=239	n=124	n=91	n=89	n=16	n=82	n=79		
Mysis (<i>Mysis relicta</i>)	9,3	15,0	68,3	44,2	35,0	76,3	16,4	3,4	58,5	45,7	14,9	58,2	10,0		
Dyreplankton	-	-	-	1,6	10,7	-	43,7	91,3	6,5	2,2	63,1	-	-		
Linsekreps (<i>Eurycerus l.</i>)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
Pallasea (<i>Pallasea quadrispinosa</i>)	4,9	4,9	1,8	2,8	0,4	5,3	3,7	0,9	4,1	29,1	18,4	16,1	5,6		
Luftinsekter	25,3	-	0,3	11,3	12,9	-	18,2	3,4	0,1	5,6	0,1	-	0,1		
Fjærmygg (Chironomidae)	8,8	45,0	2,3	5,3	26,1	5,4	2,4	0,5	3,7	1,2	0,3	3,4	14,8		
Døgnfluer (Ephemeroptera)	4,1	1,7	0,3	3,3	-	-	0,8	-	0,8	0,1	0,3	1,0	-		
Steinfluer (Plecoptera)	4,1	16,7	0,1	4,0	2,1	0,6	0,1	-	-	0,2	-	-	-		
Vårfluer (Trichoptera)	27,3	-	2,0	13,9	-	3,9	1,6	-	0,7	5,6	0,1	1,3	-		
Sviknott (Ceratopogonidae)	0,6	-	-	0,5	-	0,9	0,4	-	-	-	-	-	-		
Knott (Simuliidae)	0,4	-	-	0,3	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
Stankelbein (Tipulidae)	0,5	-	0,2	3,1	-	-	0,1	-	-	1,5	-	1,6	0,5		
Biller (Coleoptera)	3,2	3,3	-	-	-	-	3,1	-	0,1	0,1	1,3	-	-		
Buksvømmere	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,1	-		
Snegler (Lymnaeidae)	4,8	-	0,8	-	-	1,1	1,5	-	2,0	2,1	-	0,9	0,4		
Snegler (Planorbidae)	3,0	-	-	4,3	-	0,1	3,6	-	1,6	1,5	-	-	0,4		
Muslinger (Sphaeriidae)	2,1	15,0	0,1	-	8,6	2,4	0,5	0,2	0,9	0,1	1,9	1,3	1,9		
Fåbørstemark (Oligochaeta)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1,5	-	0,2	17,2		
Fisk	1,4	-	1,2	4,6	-	-	3,1	-	-	2,1	-	1,2	0,6		
Smågnagere	-	-	-	-	-	-	0,4	-	-	-	-	-	-		
Frosk	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1,5	-	-	0,6		
Fiskeegg	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	27,0		
Diverse	0,4	3,3	22,7	1,1	4,3	4,1	0,3	0,2	21,0	0,2	-	14,7	20,0		



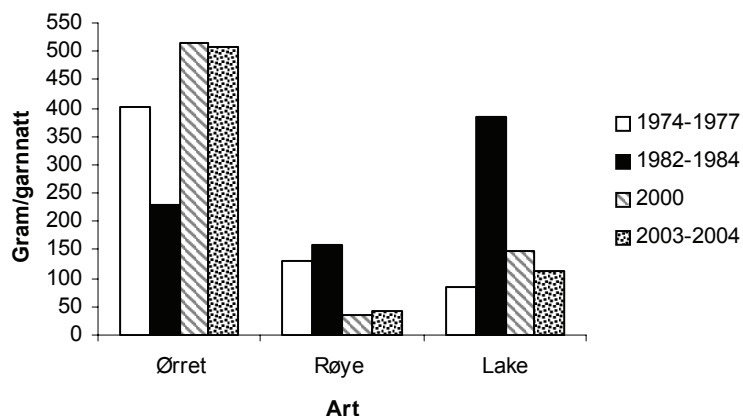
Figur 14. Tettheter (N/100 m²) av ørekyte, ørret årsyngel og eldre ørret på ulike lokaliteter i strandsona i Selbusjøen i 2002 (øverst) og 2003. Utsatt (merket) ørret er utelatt.

5.1.10 Utvikling av fiskebestandene i Selbusjøen

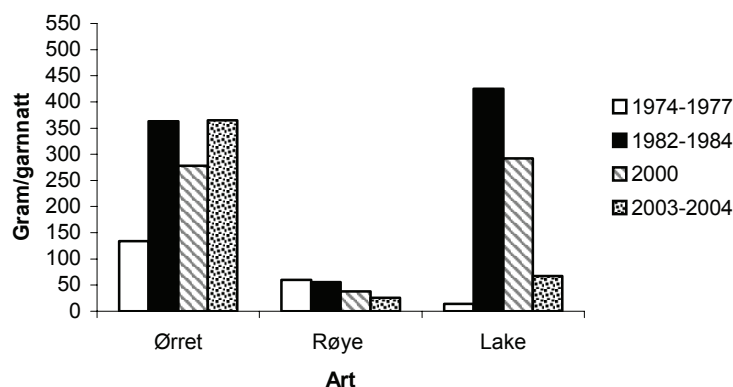
Utbyttet av ørret tatt på bunngarn i Selbu viser at bestanden har fortsatt å utvikle seg positivt over tid og at fangstene ved de to siste kjente prøvefiskene var svært lik med et gjennomsnittlig utbytte for garn med maskevidde 26-35 mm på rundt 500 g/garnnatt. Utbytte av røye på bunngarn i Selbu ser imidlertid ut til å ha blitt ytterligere svekket siden prøvefisket i 1982-1984, noe som ga et utbytte i både 2000 og 2003/2004 på knappe 40 g/garnnatt (figur 15). Etter en voldsom oppsving i lakebestanden på tidlig 80-tallet kan populasjonen hos denne arten nå se ut til å ha stabilisert seg på et noe lavere nivå, i alle fall dersom man legger bunn-garndataene til grunn. I 2000 og 2003/2004 ble det tatt henholdsvis 147 og 114 g/garnnatt av lake, mens det til sammenligning i 1982/1984 ble tatt 386 g/garnnatt.

Utviklingen i Klæbu følger i grove trekk den i Selbu (figur 15). Hovedforskjellen ut fra dataene synes å være at ørretbestanden har holdt seg relativt stabil siden undersøkelsen på 80-tallet i motsetning til den relative økningen registrert i Selbuenden. Den negative utviklingen av røyebestanden synes å være den samme, noe som også gjelder for lake. For lake var det imidlertid en vesentlig forskjell i utbytte av fisk mellom 2000 og 2003/2004. Da det begge årsperioder var et begrenset antall netter med garnfiske som her ligger til grunn, anses plasseringen av garnene i forhold til dyp etc. å være den viktigste årsaken til variasjonen mellom årene heller enn en faktisk negativ utvikling i bestanden.

Selbu



Klæbu



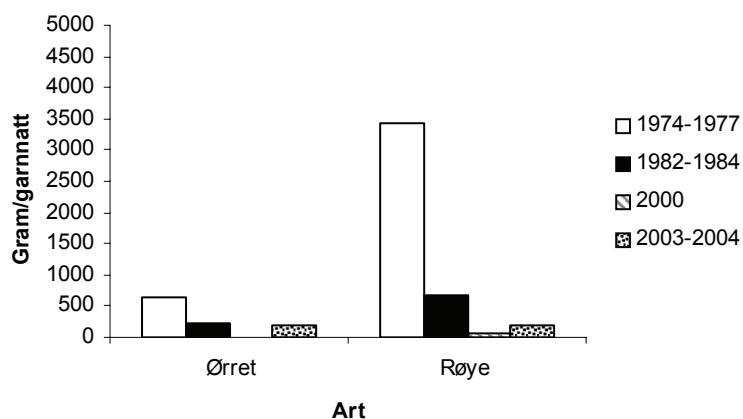
Figur 15. Utbytte av ørret, røye og lake på 26-35 mm bunngarn (satt enkeltvis) i Selbu- og Klæbuenden av Selbusjøen i fire årsperioder. Settefisk av ørret tatt i 2003-2004 er utelatt.

Sammensetningen av flytegarlenkene hva angår garntyper og maskevidder har variert noe mellom de ulike periodene med prøvefiske. For perioden 1974-1977 ble det fisket med 8 korte garn (6x4 m) med maskevidder fra 45 mm (14 omfar) – 19,5 mm (32 omfar). Etter som det fra 1977 og fram til i dag er blitt vanlig å bruke 25 m lange og 6 m dype flyetgarn, ble de innsamlede dataene fra før 1977 multiplisert med 6 for å kompensere for forskjellene i garnareal (jf. Langeland m.fl. 1986). Ved prøvefisket på 1980-tallet ble det ikke brukt 35 mm (18 omfar), 15,5 mm (40 omfar) eller 10 mm (60 omfar) garn som i vår undersøkelse. I denne perioden inngikk imidlertid garn med 31 mm (20 omfar) og 22,5 mm (28 omfar) eller 24 mm (26 omfar) (1980 og 1983). I 2000 ble det i tillegg til våre maskevidder benyttet 24 mm (26 omfar), samt at den minste maskevidden var på 12,5 mm (50 omfar). Til tross for at sammensetningen av flytegarlenka brukt i de ulike undersøkelsene i Selbusjøen har variert en god del, har vi på lik linje med Langeland m.fl. 1986 og Langeland m.fl. 2000, valgt å sette opp en sammenligning også for disse garnene. Bruken av gode maskevidder for fangst av pelagiske røye (24 mm (26 omfar) – (29 mm (22 omfar) har da også, med noen unntak, vært relativt stabil.

Ørret tatt på flytegarna i Selbu har variert noe, men utbyttet later til å ha holdt seg lavt i alle år spesielt etter introduksjonen av mysis (figur 16). De store fangstene av røye som ble tatt på flytegarn og som gikk så drastisk ned etter etableringen av mysis, ser ut til å ha blitt ytterligere desimert. I 1970-åra var utbyttet av røye på flytegarn i Selbu på hele 3429 g/garnnatt. Dette sank til 679 g/garnnatt i 1982/84, mens utbyttet i 2000 og 2003/2004 var på henholdsvis 60 og 180 g/garnnatt (figur 16).

I Klæbu har det stort sett vært lik utvikling av utbyttet på flytegarna som i Selbu for begge arter. Noe spesielt er det imidlertid at det her i 2003 ble tatt en god del røye på flytegarna (jf. kap. 5.1.4), noe som ga et relativt godt utbytte (1271 g/garnnatt). Dette er imidlertid bare en fjerdedel av hva som ble tatt i 1974/1977 og prøvefisket i 2004 ga et helt annet resultat (jf. tabell 6). Dette kan tyde på at de gode fangstene i 2003 var en tilfeldighet. Fangstene i 2000 var da også relativt lave med 227 g/garnnatt.

Selbu



Klæbu



Figur 16. Utbytte av ørret og røye på flytegarn (19,5-35 mm) i Selbu- og Klæbuenden av Selbusjøen i fire årsperioder. Settefisk av ørret tatt i 2003-2004 er utelatt.

Ørekyte danner stimer i strandsona og er vanskelig å beskatte på garn. Ved lav temperatur på høsten lever også ørekyta mer skjult i substratet og lar seg fange med elektrisk fiskeapparat. Undersøkelsen viser at ørekyta nå har etablert seg i strandsonen i hele Selbusjøen, og at den her danner til dels tette bestander.

Gjedde er en ny art for Selbusjøen, og fangsten av to umodne små individer tyder på at den er i etableringsfasen. En må forvente at gjedda ekspanderer kraftig i de grunnere delene av Selbusjøen etter hvert som individene gytmodnes og rekrutteringen øker.

5.1.11 Brukerundersøkelse

Til tross for informasjonen var fangstrapporteringen liten, og vi fikk inn totalt 9 fangstopp-gaver fra kun 6 personer i de to årene (2003-2004). Det ble imidlertid samlet inn bra med skjellprøver av merket fisk, totalt 113 prøver. Resultatet av brukerundersøkelsen er oppsum-mert i tabell 9.

Tabell 9. Innrapportert fangst (antall fisk av hver art) på sportsfiske (garn, stang og oter) i Selbusjøen, og andel merkefisk i fangstene 2003-2004

	Ant. ørret	Ant. merket	% merket	Ant. røye	Ant. lake	Ant. skjell- prøver
Selbusjøen, Selbu	365	66	18	320	72	39
Selbusjøen, Klæbu	326	75	23	383	69	74

Andelen merket ørret i fangstene var om lag 20 %. Dette er noe høyere enn andelen merket ørret i garnfangstene under forsøksfisket (totalt 15 %, jf. pkt 5.3). Det var for øvrig overras-kende at det ble fanget om lag like mye røye som ørret i sportsfiskefangstene. På grunn av liten innrapportering er det usikkert om tallene er representative for fordeling av fisk i sports-fiskefangster generelt. I tillegg vil det sannsynligvis være forskjeller i fangsttinnsatsen på ulike redskapstyper, og ulike redskapstyper har ulik fangstteffektivitet på de ulike fiskeartene. Inn-leverte fangstopp-gaver viser at det ble fisket med både garn, stang (bl.a. marklokke) og oter, men vi antar at hovedmengden innrapportert fangst er tatt på garn (bunngarn og flytegarn).

5.2 Nea

Tilstandsbeskrivelsen av fiskebestandene i Nea er basert på prøvafiske med bunngarn i juni, august og oktober i 2003 og i august og oktober i 2004. Elektrisk fiske på faste stasjoner har vært utført i oktober både i 2002 og 2003. Tilstandsbeskrivelsen er basert på villfisk, og gjenfangst av utsatt fisk (merket settefisk) er ikke inkludert. Tilslaget av settefisk etc. er omtalt i eget kapittel (jf. kap. 5.3).

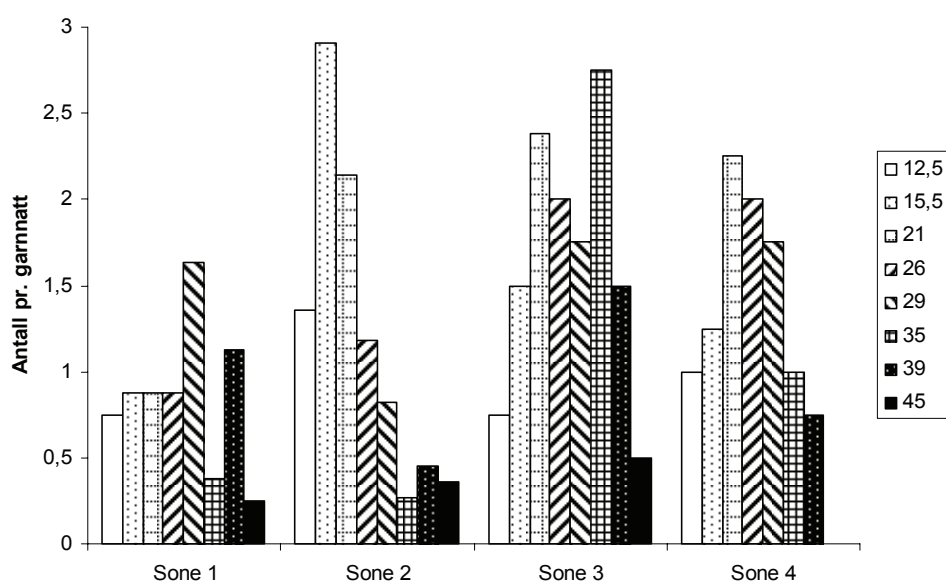
Totalfangsten på garnfisket i Nea var 351 ørret, ca. 20 ørekyte og bare 4 lake (tabell 10).

Tabell 10. Total fangst (antall) ved prøvefiske med bunngarn 12,5-45 mm i ulike deler av Nea i 2003 og 2004. Sone 1: Neaøset – Bogstadhølen. Sone 2: Bogstadhølen – Heggsetfoss kr.v. Sone 3: Heggsetfoss – Usma. Sone 4: Flora

Soner og datoer	Ørret villfisk	Ørret settefisk	Lake	Ørekyte	Røye	Totalt
Sone 1						
3.-4.06.2003	13	0	-	-	-	13
5.-6.08.2003	25	5	-	-	-	30
22.10.2003	23	6	2	-	-	31
Sone 2						
3.-4.06.2003	48	11	-	-	-	59
5.-6.08.2003	26	7	-	ca.20	-	33
11.-13.08.2004	36	9	-	-	-	45
19.-20.10.2004	18	5	-	-	-	23
Sone 3						
11.-13.08.2004	25	1	-	-	-	26
19.-20.10.2004	41	2	1	-	-	44
Sone 4						
11.-13.08.2004	19	-	-	-	-	19
19.-20.10.2004	30	1	1	-	-	32
Sum	304	47	4			355

5.2.1 Utbytte av prøvefisket

Utbytte av ørret på de ulike maskeviddene og i de ulike sonene for alle periodene er vist i figur 17.



Figur 17. Utbytte (antall fisk pr. garnnatt) av ørret på de ulike maskeviddene (mm) og i ulike soner i Nea for totalmaterialet 2003-2004.

Garnfisket ga fangst av ørret på alle maskeviddene i alle sonene med unntak av 45 mm garn i sone 4. Utbyttet varierte mellom 0,3 og 2,9 fisk pr. garnnatt, og det var godt vektutbytte på typiske ”matfiskgarn” (26-35 mm) i alle sonene (gjennomsnitt 280-810 g pr. garnnatt). På småmaska garn (12,5-21 mm), var utbyttet lavt i sone 1 (gjennomsnitt 0,8 fisk pr garnnatt) og signifikant lavere enn i de andre sonene (gjennomsnitt 1,5-2,4 fisk pr. garnnatt).

Gjennomsnittsvektene for ørret på garnserien 21-45 mm var 317 g i 2003 og 305 g i 2004. Begge år sett under ett ble det tatt 31 ørret mellom 0,5 og 1 kg, og 8 fisker var over 1 kg, med største ørret på 3,2 kg (jf. bilde 6).

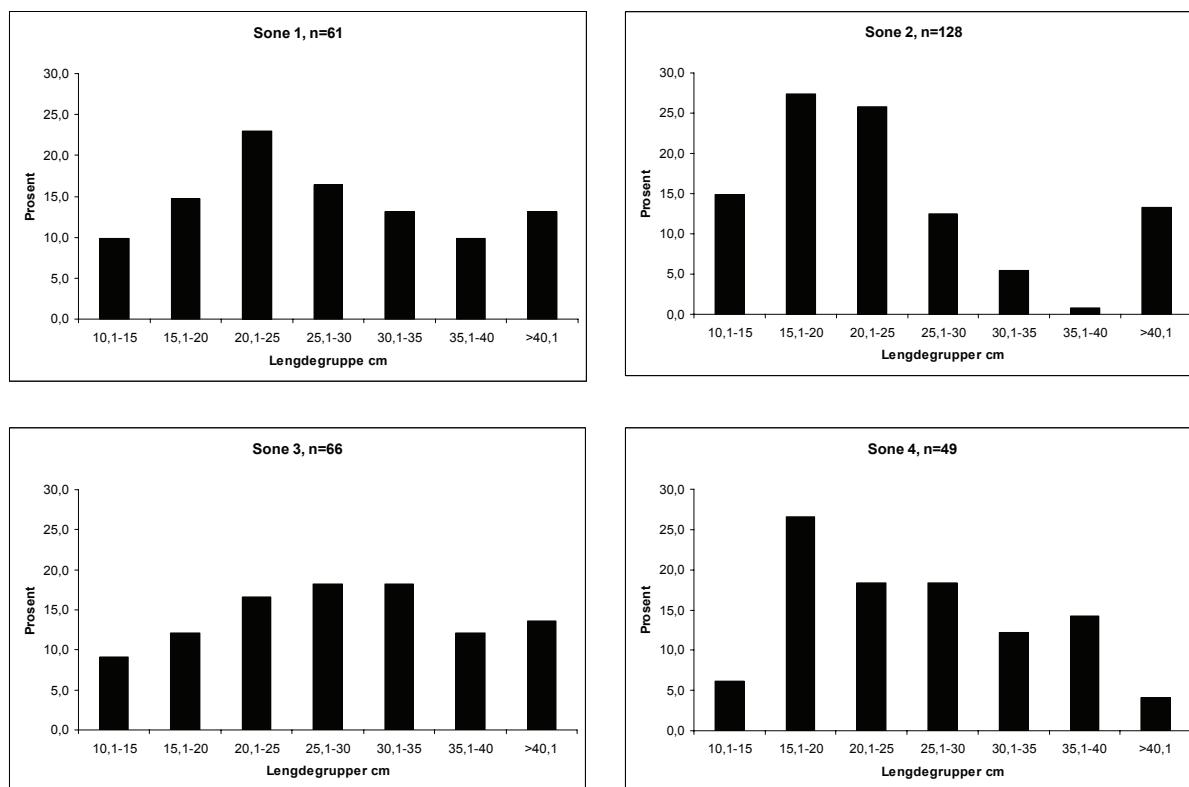


Bilde 6. Lars Rønning med storørret (3,2 kg) tatt ved prøvefiske i Nea.

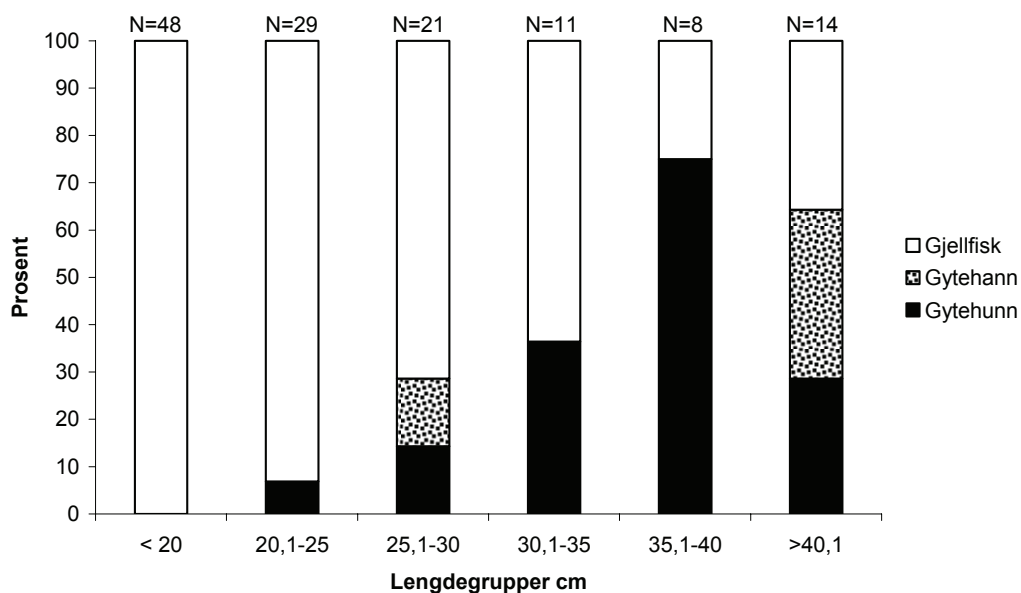
5.2.2 Lengdefordeling og gytemodning

Ser en på totalfangsten var det ørret i alle lengdegruppene i alle de fire delområdene (sonene) i Nea (figur 18). Andelen av stor fisk > 30 cm varierte mellom 20 og 44 %, med lavest andel i sone 2 og høyest andel i sone 3. Det er spesielt med såpass høy andel stor ørret i et innlands-elvesystem. Det var lavest andel småfisk < 20 cm i sone 1 og 3 hvor andelen lå på 21-24%.

Ørreten i Nea blir relativt seint kjønnsmoden, og 25-64 % av ørreten > 30 cm var gjellfisk (figur 19). Andelen gytefisk i lengdegruppene 20-25 cm og 25-30 cm var bare henholdsvis 7 % og 28 %. Det ble registrert gytehunner i lengdegruppen 20-25 cm, men gytehunnene kommer først inn i fangstene i større grad fra 30-35 cm lengde (figur 19).



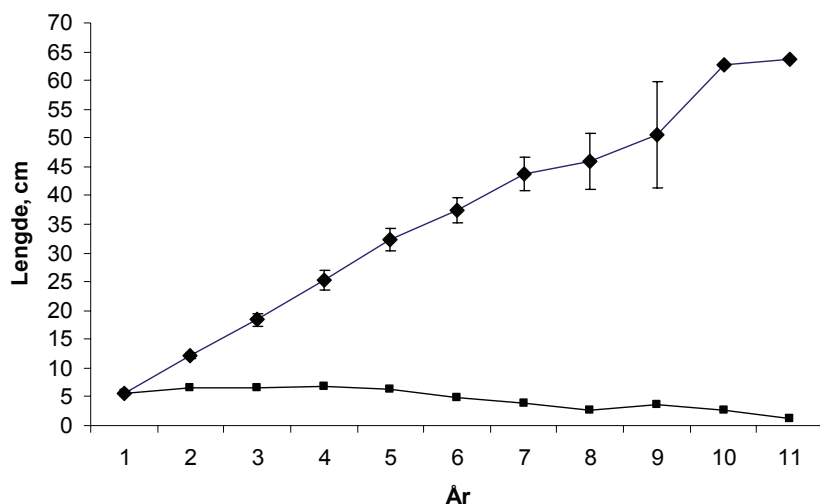
Figur 18. Lengdefordeling (prosent) av garnfanget ørret på bunngarn 12,5-45 mm i ulike deler av Nea, basert på prøvfiske i 2003 og 2004 (totalmaterialet).



Figur 19. Kjønnsmodning (prosent) hos ørret i prøvfisket i Nea i august 2003 og 2004.

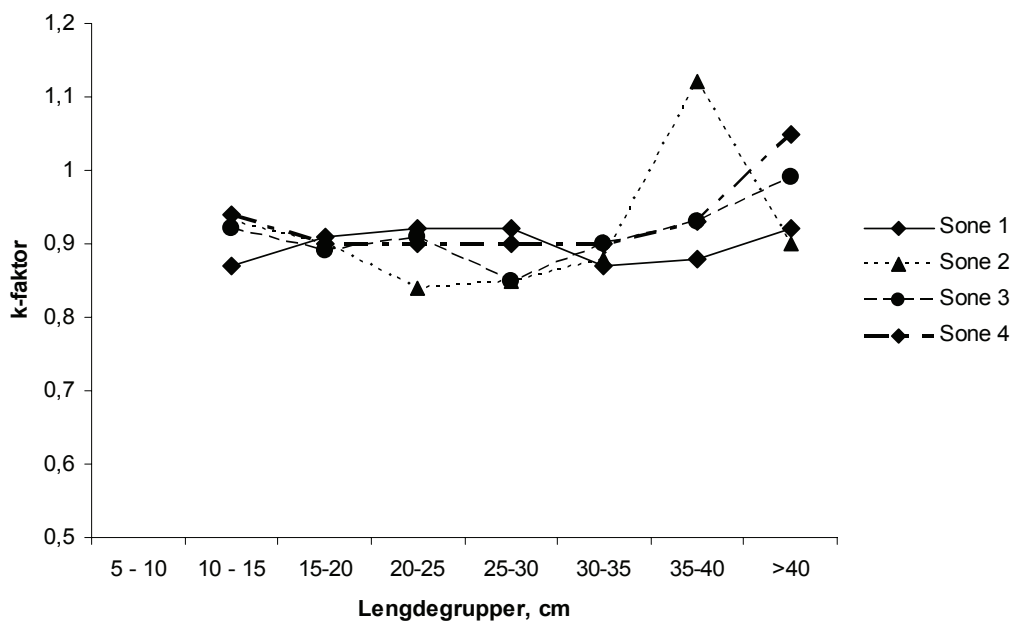
5.2.3 Vekst, kondisjon og næring

Fiskens lengdevekst basert på skjellanalyser viser at ørreten vokser godt i hele Nea. Figur 20 viser at ørreten i Nea når en gjennomsnittslengde på 25 cm som fireåring og 44 cm som sjuåring. Gjennomsnittlig årlig tilvekst mellom 1 og 5 år varierte fra 5,3 til 7 cm, noe som er meget god vekst for ørret i elv.



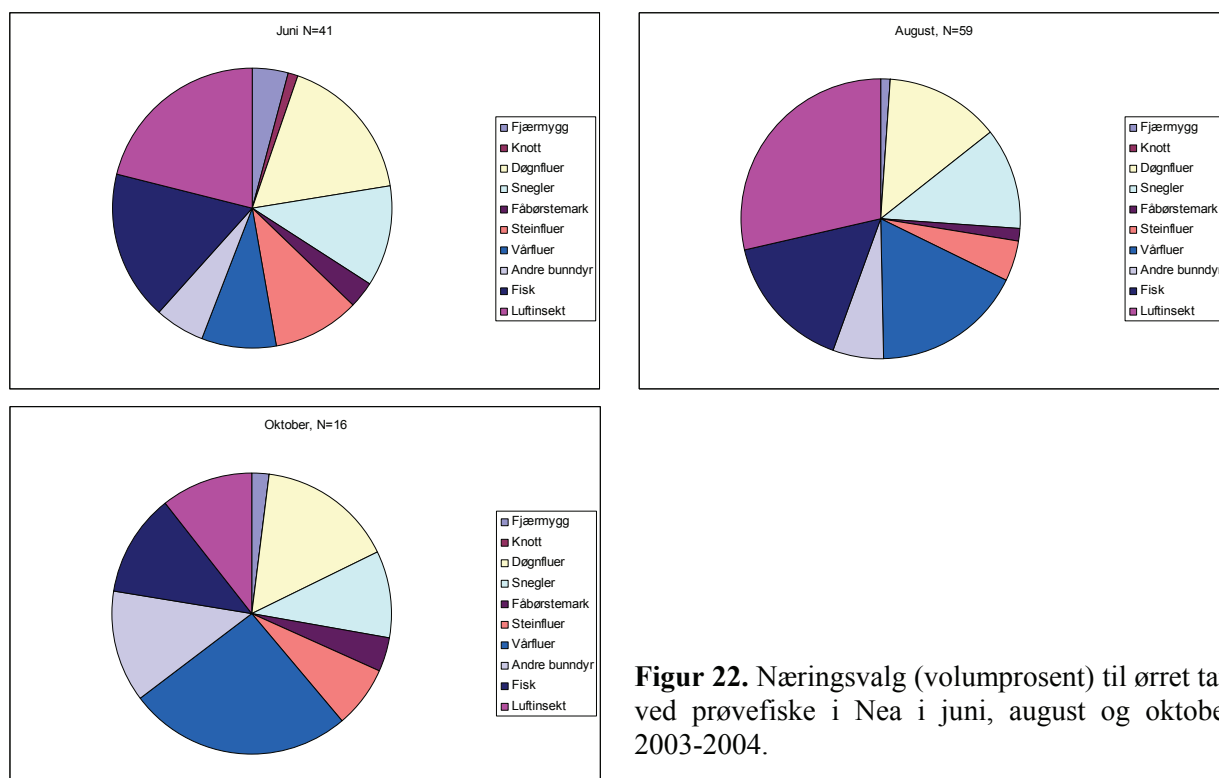
Figur 20. Tilbakeberegnet lengdevekst (cm $\pm$ SE) og årstilvekst hos ørret i Nea basert på analyse av skjell (N=30).

Kondisjonsfaktoren er et forholdstall mellom lengde og vekt, og k-faktoren vil variere gjennom sesongen (jf. kap. 4.1.2. og 5.1.7). Gjennomsnittlig k-faktor for ørret i Nea varierte mellom 0,90 og 0,93 for de ulike sonene basert på garnfangst i august-september 2003-2004. Kondisjonsfaktoren varierte lite med lengden (figur 21), men det var en tendens til økning i k-faktor for ørret over 35 cm.



Figur 21. Kondisjonsfaktor hos ørret i ulike lengdegrupper fanget i ulike soner i Nea, august 2003 og 2004.

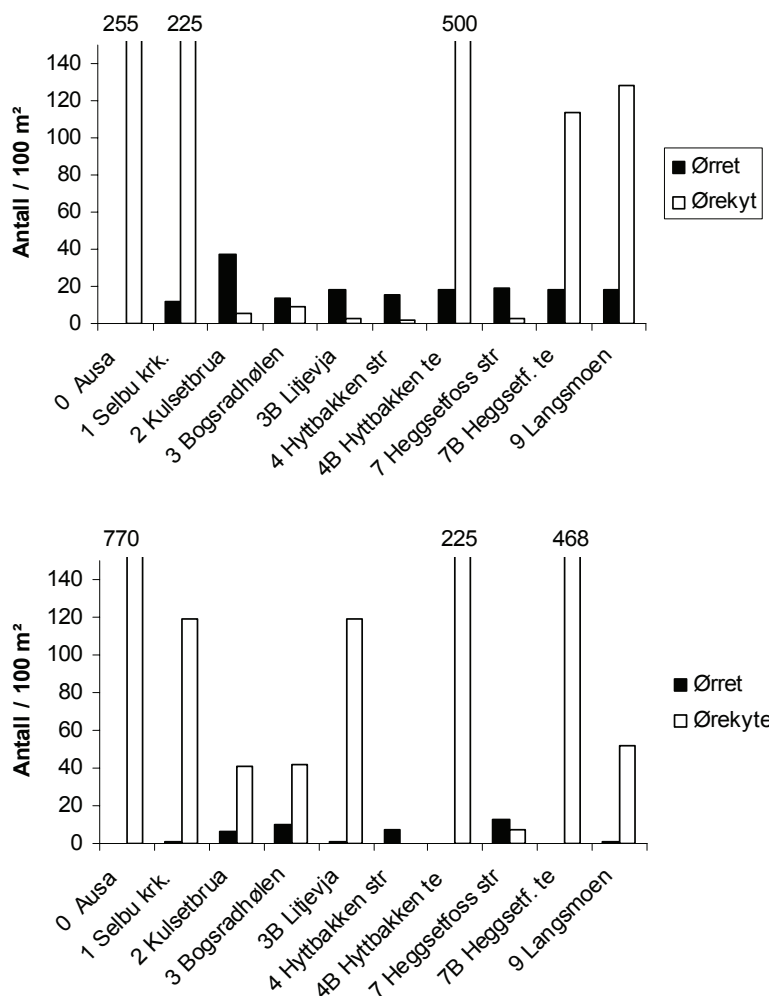
Ørreten i Nea utnyttet et bredt spekter av næringsdyr i juni, august og oktober. I juni hadde ørreten beita på 16 ulike næringskategorier (taksa), hvorav døgnfluer, steinfluer, snegler, fisk og luftinsekter utgjorde størst volumandel (figur 22). I august var døgnfluer, vårfluer, fisk og luftinsekter de mest betydningsfulle næringsobjektene volummessig, mens i oktober utgjorde vårfluer, døgnfluer, fisk og luftinsekter størst andel. Totalt hadde ørreten beitet på i alt 20 ulike taksa denne måneden. Bare i få tilfeller lot fisk som var i mageprøven seg artsbestemme, men i alle tilfellene var det ørekyte. Vi regner derfor med at ørekyte var den fiskearten som i overveiende grad ble predatert av ørret, og volummessig utgjorde fisk 12-17 % av mageinnholdet de ulike periodene.



Figur 22. Næringsvalg (volumprosent) til ørret tatt ved prøvefiske i Nea i juni, august og oktober 2003-2004.

5.2.4 Ungfiskundersøkelsen

Ørekyte har etablert seg i hele Nea og hadde sterkt variable, men også svært høye tettheter på enkelte stasjoner. Størst var tetthetene i stilleflytende elvepartier eller terskler, men også på enkelte strykstrekninger som ved Litjevja (St. 3B) og ved Langsmoen (St. 9) var tetthetene høye i ett av årene (figur 23, bilde 7-8). Den totale tettheten av ørret (villfisk og settefisk, alle aldersgrupper) varierte mellom 12 og 37 individer pr. 100 m² på de ulike stasjonene, noe som karakteriseres som relativt lave tettheter (figur 23). Spesielt i 2003 var tetthetene av ørret lave.



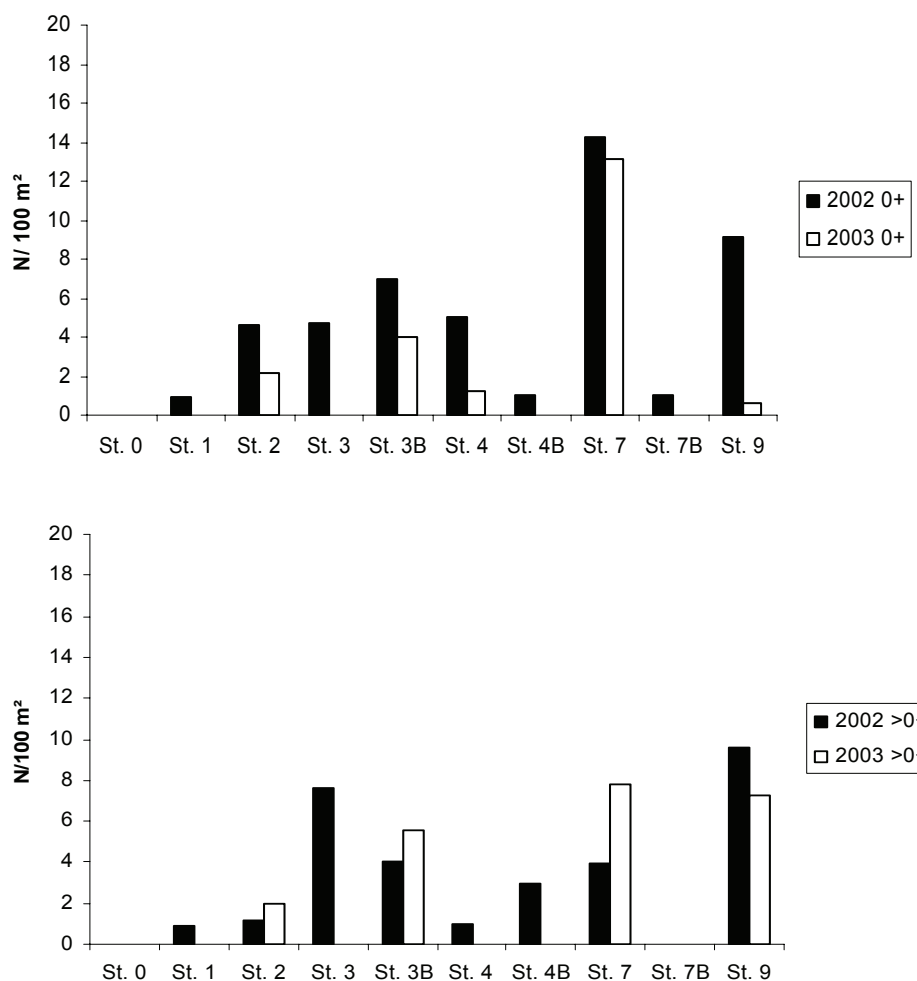
Figur 23. Tetthet av ørret (villfisk og settefisk, alle aldre) og ørekyte i 2002 (øverst) og 2003 (nederst) basert på tre ganger elfiske på faste stasjoner i Nea.



Bilde 7-8. Ørekyte danner nå tette stimer i tersklene i Nea (bilde til venstre) og i strandsona i Selbusjøen. Bildet til høyre viser ørekyte i gytedrakt (Foto: J.V. Arnekleiv).

Dersom en ikke regner med utsatt fisk (merket) var tettheten av naturlig produsert ørret (>0+) meget lav (0-9,6 ørret pr. 100 m²) når en tar i betraktning at flere av områdene ble vurdert som gode habitater for eldre ørretunger (figur 24). Også tettheten av naturlig produsert årsyngel var lav (0-14 ind. pr. 100 m²), og bare stasjon 7 hadde en tetthet over 10 ørretyngel pr. 100 m² (figur 24).

På alle lokalitetene hvor det ble satt ut ørret, var det gjenfangster av merket fisk ved elfisket, utenom st. 0, Ausa. Andelen merket fisk varierte mellom 18 % og 100 % på lokalitetene hvor det var satt ut fisk, unntatt st. 0 (ingen gjenfangst). På den øverste lokaliteten, St. 9, ble det ikke satt ut fisk, og det ble heller ikke registrert settefisk i elfiskefangstene her.



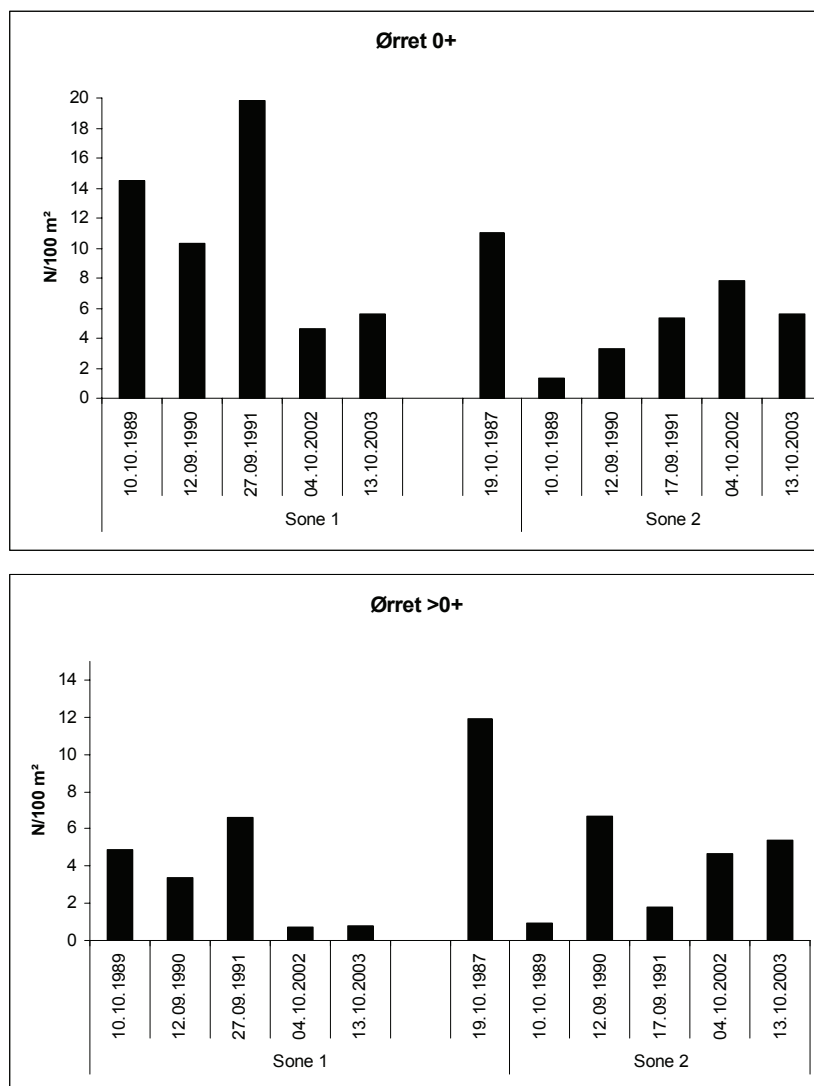
Figur 24. Tetthet av 0+ ørret villfisk (øverst) og >0+ ørret villfisk (nederst) på faste stasjoner i Nea i 2002 og 2003.

5.2.5 Utvikling i fiskebestandene

Ungfiskbestand og rekruttering

De fleste av de undersøkte lokalitetene i 2002 og 2003 er også undersøkt tidligere, bl.a. i 1987 og i 1989-91 (Arnekleiv 1992, + upublisert). For å undersøke om det har vært endringer i ungfisktettheter over tid, har vi sammenlignet tetthetene på de samme stasjonene fra to strek-

ninger; sone 1 fra Selbusjøen til Bogstadhølen (utløpet fra Nedre Nea kraftverk), og sone 2 fra Bogstadhølen til Heggsetfoss kraftverk. Resultatene viser at det i 2002 og 2003 ble registrert betydelig lavere tettheter av ørret, både årsyngel og eldre i sone 1 sammenlignet med tidligere år (figur 25). I sone 2 har tetthetene variert mer, og tetthetene i 2002 og 2003 var på samme nivå eller noe høyere enn i perioden 1989-91, men lavere enn i 1987 hvor det ble registrert høyere tettheter av både årsyngel og eldre (figur 25).



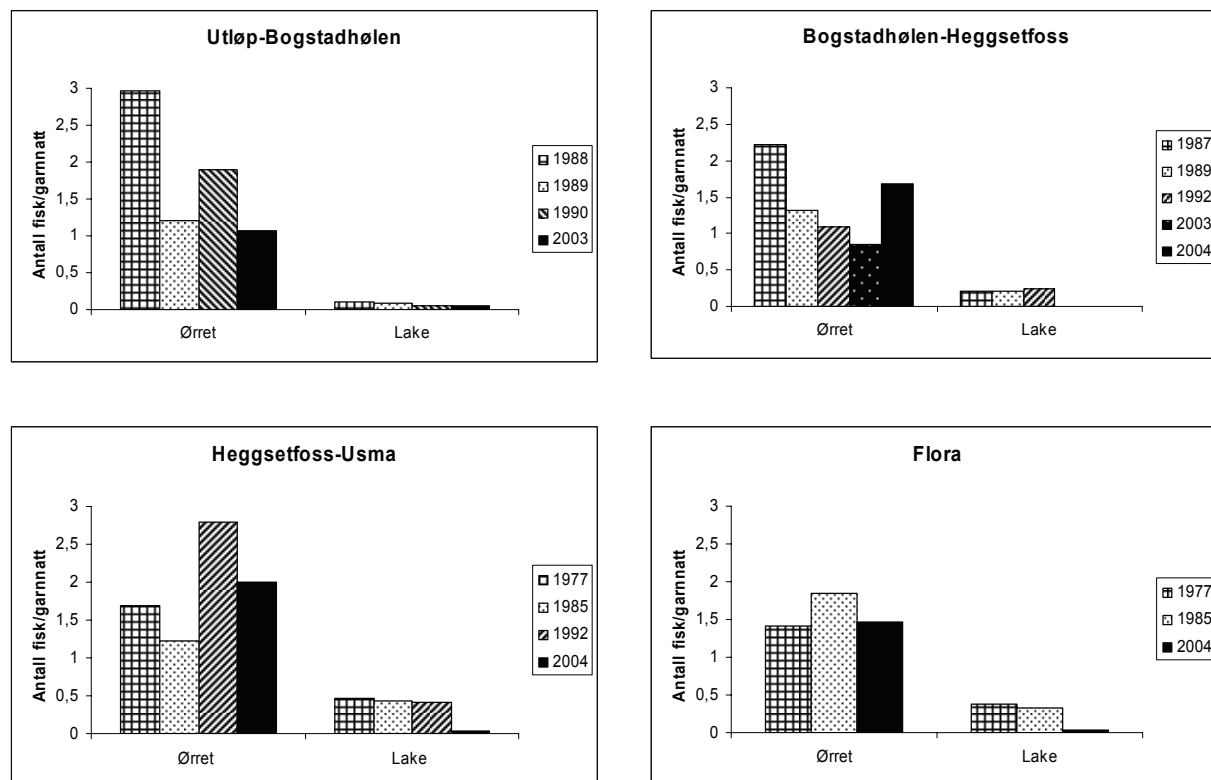
Figur 25. Beregnet tetthet (antall pr. 100 m²) av ørret årsyngel (0+) og eldre (> 0+) på to strekninger i Nea i 1989-91 og 2002-03, basert på tre omgangers elfiske av de samme stasjonene.

Fra sone 2 finnes det også data om ungfisktettheter fra dels de samme lokalitetene fra 1974/75 (Langeland 1981). Langeland fisket imidlertid bare én omgang, og oppga observerte tettheter. Med tre omgangers fiske og beregning av tettheten (Zippinestimat) som utført i denne undersøkelsen, vil tetthetene normalt ligge høyere. Langeland fant i gjennomsnitt en tetthet på 17 ørret pr. 100 m², hvorav 10 ørret > 0+ pr. 100 m². Tatt i betraktning at det er fisket bare 1 omgang, kan dette tyde på at tetthetene i 1974/75 var minst like store som registrert i 1987, og høyere enn i årene etterpå.

Fra strekningene ovafor Heggsetfoss kraftverk finnes det data om ungfisk fra 1977 og 1985/86 (Langeland 1981, Arnekleiv 1988). Langeland (1981) beregnet en gjennomsnittstetthet på 44 ørret pr. 100 m² (0+ og eldre slått sammen) på strykstrekninger i dette elveavsnittet i 1977, mens Arnekleiv (1988) beregnet en gjennomsnittlig ungfisktetthet på 17,6 ørret > 0+ pr. 100 m² i 1985/86. Ved vår undersøkelse ble det bare fisket på én lokalitet (st. 9) på denne strekningen. Tettheten av ørret > 0+ var 9,6 og 7,3 pr. 100 m² i henholdsvis 2002 og 2003, mens tettheten på samme lokalitet var 20,9 ørret (> 0+) i 1985/86. Det kan derfor tyde på at ungfisktetthetene av ørret var betydelig lavere på denne strekningen i 2002/2003 enn på 1970- og 80-tallet.

Bestanden av voksen fisk

Tidligere prøvefiske med bunngarn i Nea viser at elva har hatt, og fortsatt har en god ørretbestand med til dels storvokst ørret. Utbytte på bunngarnserien 21-45 mm har ligget mellom 1 og 3 ørret pr. garnnatt i de ulike år og områder, uten at vi kan peke på noen trend i utviklingen. Gjennomsnittsvekta har variert mye, noe som til dels skyldes varierende grad av stor ørret i fangstene.



Figur 26. Utbytte (antall fisk pr. garnnatt) av prøvefiske med bunngarnserien 21-45 mm på ulike områder i Nea i ulike år.

Det er heller ikke store forskjeller i lengdefordeling, vekst, kondisjon og kjønnsmodning hos ørret fra prøvefisket med bunngarnserien i 1987-89 (jf. Arnekleiv 1992) sammenlignet med prøvefisket i 2003-2004. Dette kan tyde på at ørretbestanden i terskelområdet i Nea har holdt seg relativt stabil.

Utbytte av lake varierte mellom 0,2 og 0,5 fisk pr. garnnatt mellom Bogstadhølen og Flora ved prøvefiske i 1987-89 (figur 26), og var enda høyere ved prøvefiske i 1985 i samme område (0,4-1,1 pr. garnnatt, Arnekleiv 1988). Det er påfallende at utbyttet av lake var nær 0 (kun 4 lake på totalt 245 garnnetter) i 2003 og 2004. Tidligere erfaringer viser at lakefangstene i både Nea og Nidelva har vært størst på høsten, i september-oktober. Prøvefiske i oktober både i 2003 og 2004 ga altså bare 4 lake. Dette kan tyde på en reduksjon i bestanden av lake i Nea de siste 10-20 årene. Laken har en sirkumpolar utbredelse, og i både Europa og USA-Canada rapporteres det om tilbakegang for arten i elvene, mens bestanden ser ut til å holde seg relativt stabil i kalde, store innsjøer (Anon., Frank Fredrich pers.medd.). Årsaken til tilbakegangen i elvene er ikke kjent.

5.3 Settefisk

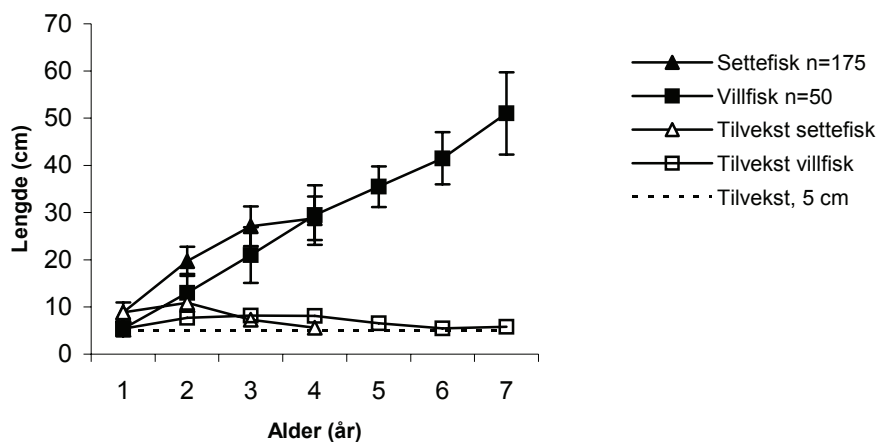
I Selbusjøen og Nea ble det totalt satt ut 85000 finneklippet settefisk i perioden 2001-2004 (jf. kap. 3). Settefisken inngikk i garnfangstene i både Selbusjøen og i Nea og er behandlet separat i analysene av fiskematerialet.

5.3.1 Settefiskens vekst i Selbusjøen og Nea

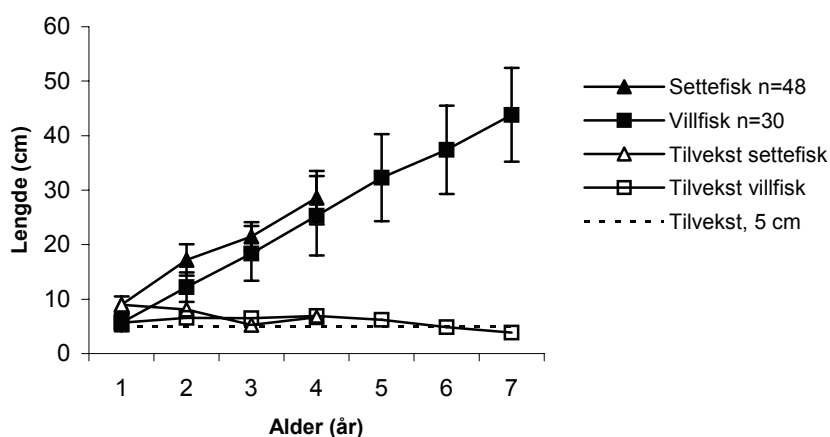
Settefisken i både Selbusjøen og Nea hadde relativt god vekst (figur 27). Den årlige tilveksten var naturlig nok best hos de to yngste aldersgruppene da disse direkte gjenspeiler veksten den ensomrige og tosomrige settefisken oppnådde under føring på settefiskanlegget. Selv om veksten sank noe hos 3 og 4 år gammel fisk, som da minimum hadde vært to eller tre vintrer i sjøen/elva etter utsetting, så kan veksten fortsatt sies å være god. Sammenlignet med villfisk lå den riktignok litt lavere, men denne var som tidligere nevnt til dels svært bra. Normalt regnes en årlig tilvekst på 5 cm som god i en gjennomsnittlig midtnorsk innsjø. I Selbusjøen var gjennomsnittlig årlig tilvekst hos 3-årig settefisk på 7,3 cm, mens den hos villfisk var på 8,2 cm. For 4 åringer var veksten hos settefisken på 5,6 cm mot 8,1 cm hos villfisk. Gjennomsnittsverdien hos 4-årig settefisk er imidlertid basert på kun 5 fisk, noe som gjør dataene sårbar for individer med avvikende vekstmønster. Utvalget, heller enn nedsatt vekst, kan derfor være forklaringen til forskjellen i vekstmønster mellom 4 åringer av settefisk og villfisk.

I Nea var den gjennomsnittlige årlige tilveksten hos 3-årig settefisk på 5,3 cm, mens den hos villfisk med samme alder var på 6,5 cm (figur 27). Tilveksten for fireåringene var på 6,7 cm og 6,9 cm for henholdsvis settefisk og villfisk. Ved nærmere analyser viste det seg at det trolig var noe redusert vekst hos enkelte 2-somrig settefisk satt i 2002 som forårsaket forskjellen i vekst hos 3 åringer. Årsakene til dette kan være mange, og kan skyldes både fysiske og biologiske faktorer. Det er imidlertid lite som tyder på at det er et generelt problem for settefisken å oppnå god vekst i Nea da veksten for de andre utsettingspuljene (2002 utelatt) ved tre år var på 6,3 cm. Veksten hos 4 åringer (settefisk) var da også som nevnt på 6,7 cm, men her var det et noe begrenset utvalg (n=5). Settefisken var generelt ung ved fangst, og en vil oppnå en sikrere vekstkurve for settefisken ved eventuelt uttak over flere år.

Selbusjøen



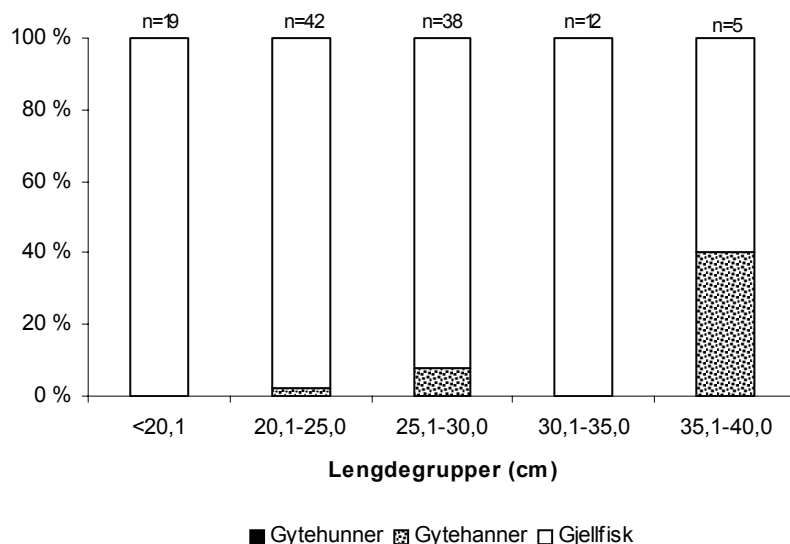
Nea



Figur 27. Gjennomsnittlig vekst (cm $\pm$ SD) og årlig tilvekst hos settefisk og villfisk i Selbusjøen og Nea.

5.3.2 Kjønnsmodning

Totalt ble det analysert 116 settefisk i august/september med tanke på kjønnsmodning. Av disse var det 65 hunner og 51 hanner. Resultatene viste at andelen settefisk som skulle delta i gytinga samme høst som de var fanget var lav (figur 28). Riktignok var to av fem fangede fisker i den største lengdegruppen (35,1-40,0 cm) gytehanner, men ellers ble det kun registrert gytefisk i lengdegruppen 20,1-25,0 cm (2,4 %) og 25,1-30,0 cm (7,9 %). Alle disse var hanner og det ble følgelig ikke registrert gytehunner i materialet. Under gode vekstbetingelser er det imidlertid vanlig at hunnfisk utsetter kjønnsmodningen. Det er senere gjort en sikker registrering av en kjønnsmoden settefiskhunn i ruseinnretninga for fangst av stamfisk i Nea. Denne fisken hadde god kondisjon og hadde en vekt på ca. 600 g (John Simonsen pers.medd).



Figur 28. Prosentvis fordeling av gytehunner, gytehanner og gjellfisk hos settefisk av ørret. Materialet fra Selbusjøen og Nea er slått sammen.

5.3.3 Settefiskens kvalitet og ernæring

K-faktoren hos settefisken i både Selbusjøen og Nea var middels god til god (tabell 11). Det er imidlertid naturlig å anta at fisk som er fanget nært opptil utsetting vil være med på å trekke opp den gjennomsnittlige k-faktoren da settefisk ved utsetting normalt er i svært godt hold. Vi hadde imidlertid få undersøkelsesrunder like etter utsetting. I tillegg antas verdiene å jevnes noe ut ved at det i tabellen ikke er skilt mellom fisk tatt på for- og ettersommeren, noe man vet har betydning for k-faktoren (jf figur 12). Settefisken innenfor alle lengdegruppene later seg til å være i godt hold både i Selbusjøen og i Nea. Til sammenligning hadde villfisken i Selbusjøen k-faktorverdier på 0,88-0,94 og i Nea 0,87-0,94, sett uavhengig av fangstmåned.

Tabell 11. Fordelingen av k-faktor og andelen med farget kjøtt i de ulike lengdegruppene av settefisk i Selbusjøen og Nea

	Lengdegrupper (cm)				
	<20,1	20,1-25,0	25,1-30,0	30,1-35,0	35,1-40,0
Selbusjøen	n=25	n=52	n=47	n=25	n=5
K-faktor	0,92	0,94	0,95	0,91	1,02
Hvit kjøttfarge	88 %	46 %	4 %	0 %	0 %
Lyserød kjøttfarge	8 %	54 %	68 %	36 %	40 %
Rød kjøttfarge	4 %	0 %	28 %	64 %	60 %
Nea	n=24	n=18	n=3	n=0	n=1
K-faktor	0,94	0,91	0,96		1,00
Hvit kjøttfarge	100 %	89 %	100 %		0 %
Lyserød kjøttfarge	0 %	11 %	0 %		0 %
Rød kjøttfarge	0 %	0 %	0 %		100 %

Når det gjelder andelen av rødfarget kjøtt hos fisken så henger dette nøye sammen med næringsinntaket. Laksefisk som ørret, røye og laks utvikler rødt fiskekjøtt ved inntak av næringsdyr som er rike på karotenoider. Krepsdyr, i tillegg til enkelte arter av fjærmygg, er rik på dette og er den viktigste årsaken til at fisken oppnår rødlig kjøttfarge i våre vatn. I Selbusjøen hadde en stor del av settefisk oppnådd farget kjøtt og andelen økte med størrelsen. I lengdegruppen 30,1-35,0 cm hadde hele 64 % av fisken kraftig rødt kjøtt, mens resten (36 %) var lyserød. Blant de minste fiskene hadde 12 % (8 % lyserød, 4 % rød) av fiskene farget kjøtt. Dette er naturlig da evnen til å omdanne karotenoider til kjøttfarge er positivt korrelert med størrelse og alder. Kjøttfargen hos settefisk i Selbusjøen viser at krepsdyr er en viktig del av dietten. På lik linje med villfisk ser man da også at mysis, plankton og pallasea er viktige næringsdyr (tabell 12). Andelen fisk med farget kjøtt i Nea var lav og kun en mindre andel (11 %) av fisken i lengdegruppen 20,1-25,0 cm hadde antydning til rødlig kjøttfarge (lyserød). I elver som Nea er tilbudet av store krepsdyr sjelden på høyde med innsjøer, og det kanskje viktigste krepsdyret i Selbusjøen, mysis, danner ikke elvelevende bestander. Mageinnholdet til settefisk i både Selbusjøen og Nea viste ellers at fisken stort sett hadde utnyttet de samme næringskategoriene som villfisk. Dette er i samsvar med resultatene fra andre undersøkelser som viser at settefisk av ørret etter kort tid viser samme nærings- og habitatvalg som villfisk (Johnsen & Ugedal 1985, 1988, 1989).

Vekstanalysene og parametrene som brukes for å vurdere fiskens kvalitet viser at settefisk vokser bra, har fin kvalitet og en bra kondisjonsfaktor. Dette tyder på at det er nok næring og at konkurransen med villfisk ikke er for stor. Valget av et bredt spekter av næringsdyr tyder da også på at settefisk har mulighet til å utnytte de samme habitatene som naturlig produsert fisk, og at den har evnen til å utnytte tilgjengelig næring. Den lave andelen gytefisk, og da spesielt hunner, antas å være et resultat av de gode forholdene, noe som også ble registrert hos villfisk. Fekunditeten hos hunnfisk er avhengig av kroppstørrelsen og gode nærings og vekstforhold medfører gjerne senere kjønnsmodning.

Tabell 12. Gjennomsnittlig volumprosent for ulike byttedyr registrert i mager hos settefisk av ørret i Selbusjøen og Nea. Fisk fra ulike innsamlingsperioder er slått sammen

Næringskategorier	Selbusjøen n=91	Nea N=31
Mysis (<i>Mysis relicta</i>)	26,1	-
Dyreplankton	17,3	-
Linsekrep (Eurycerus l.)	<0,1	-
Pallasea (<i>Pallasea quadrispinosa</i>)	5,5	-
Luftinsekter	18,2	24,2
Fjærmygg (Chironomidae)	2,3	1,0
Døgnfluer (Ephemeroptera)	0,7	12,9
Steinfluer (Plecoptera)	0,3	4,8
Vårfluer (Trichoptera)	10,0	31,3
Sviknott (Ceratopogonidae)	0,1	-
Knott (Simuliidae)	-	-
Stankelbein (Tipulidae)	-	1,2
Biller (Coleoptera)	3,6	1,0
Snegler (Lymnaeidae)	4,0	2,4
Snegler (Planorbidae)	3,4	10,0
Muslinger (Sphaeriidae)	3,5	-
Fåbørstemark (Oligochaeta)	-	1,6
Fisk	4,3	3,2
Diverse	0,7	6,4

5.3.4 Gjenfangst av merket ørret

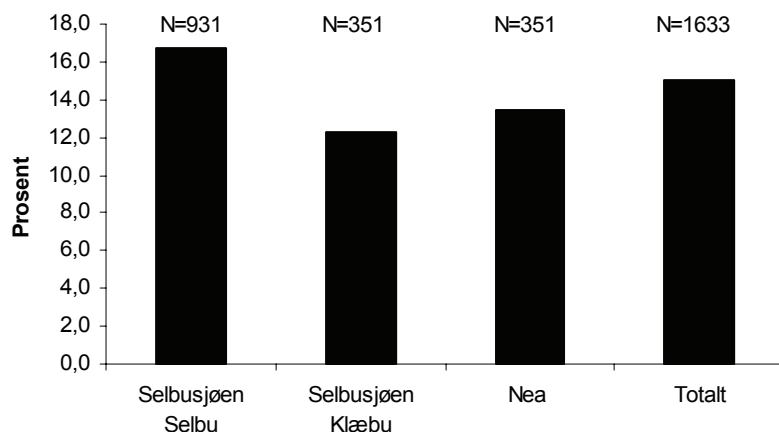
Totalt utgjorde merket ørret 15 % av fangsten ved prøvefisket i 2003 og 2004. I de innrapporterte sportsfiskefangstene var andelen settefisk på ca. 20 % (jf. kap. 5.1.10). I de ulike periodene og områdene av Selbusjøen og Nea varierte fangstene av settefisk fra 8,2 % til 20,7 % av total ørretfangst (tabell 13). Andelene settefisk må betraktes som relativt jevne når en tar i betraktning variasjonen i utsettingsmengde og størrelse de ulike år. Dette tyder på at settefisk har spredd seg godt. I Klæbu ble det kun satt ut ettårig settefisk, men vi hadde også en liten gjenfangst her av tosomrig settefisk som var satt ut i Selbuenden. Likeså hadde vi flere gjenfangster i Selbusjøen av ørret som var satt ut i Nea. Dette er i overensstemmelse med andre undersøkelser i bl.a Våvatnet og Ångårdsvatnet som viser at settefisk sprer seg, men at spredningen kan være noe avhengig av om fisken er satt klumpvis eller spredt. Typen habitat fisken settes i har også vist å kunne påvirke spredningen (Johnsen 1994, L'Abée-Lund m.fl. 1995).

Tabell 13. Andel (%) settefisk i ørretfangstene ved prøvefisket i de ulike periodene 2003-2004. Totalantallet ørret i fangstene er gitt i parentes

	Mai/juni 2003	August 2003	Oktober 2003	Juni 2004	Aug./Sept. 2004	Oktober 2004
Selbusjøen, Selbu	16,1 (186)	15,2 (184)	16,5 (182)	19,5 (210)	15,4 (169)	
Selbusjøen, Klæbu		13,8 (188)			10,4 (164)	
Nea	15,3 (72)	19,0 (63)	20,7 (29)		11,1 (90)	8,2 (97)

Gjennomsnittlig andel merka fisk i garnfangstene fra de ulike prøvefiskeområdene varierte mellom 12,3 % og 16,7 % (figur 29). I de områder utsettinga har foregått utgjør settefisk en betydelig del av ørretbestanden. Undersøkelser av settefisks tilslag i flere regulerte vann med flerarts fiskesamfunn har vist at andelen settefisk i fangstene varierer med bl.a. størrelsen på de lokale fiskebestandene, settefisks størrelse ved utsetting og tettheten av settefisk. I Savalen som har røye og ørekyte foruten ørret, var det 30 % andel settefisk i fangstene etter utsetting av tosomrig ørret i en tetthet på 1,5 pr. ha (Aass 1995). Utsatt ørret (ettårig settefisk) utgjorde 4-14 % av fangstene ett til to år etter utsetting i Våvatnet, men deretter utgjorde gjenfangstene en liten del (L'Abée-Lund m.fl. 1995). En skal imidlertid være forsiktig med å sammenligne prosentandelen av fangst i ulike lokaliteter da denne vil være sterkt avhengig av mengden villfisk i vatna. Mange andre undersøkelser har imidlertid også vist at storparten av gjenfangstene blir gjort i løpet av de to første årene etter utsetting.

Sterk næringskonkurranse kan gi redusert overlevelse til settefisk, og spesielt tette bestander av ørret og røye sammen med predatorfisk kan gi dårlig overlevelse. Ved sterk næringskonkurranse har stedegen stamme vist seg å klare seg bedre enn fremmed stamme etter utsetting (L'Abée-Lund m.fl. 1995).



Figur 29. Andel (%) settefisk i totalfangsten av ørret i de ulike områdene. Tall over søylene angir totalfangst ørret.

5.3.5 Tilslaget av ulike typer settefisk

Fangbarheten til den utsatte fisken vil variere med settefiskens størrelse og tidspunktet for gjenfangstfiske. I tillegg var det vanskelig å ta igjen settefisken fra de mange utsettingspuljene gjennom skjellanalysene siden det var små vekstforskjeller mellom settefisk og villfisk og dels lik merking mellom utsettingspuljene. Det er derfor noen usikkerheter i gjenfangstprosenten for de ulike aldersgruppene settefisk. Det er likevel tydelig at gjenfangsten var størst for tosomrig settefisk (tabell 14). Gjenfangstprosentene er overraskende lave sett i sammenheng med den betydelige andelen settefisk i ørretfangstene. Antall fisk gjenfanget av totalt utsett vil imidlertid ha en sterk sammenheng med fangsttinnssatsen. Vår fangsttinnssats med aktuelle maskevidder for gjenfangst blir i denne sammenhengen bare en stikkprøve. Det er mange som fisker i Selbusjøen, og dersom andelen settefisk i fangstene er ca. 20 % som indikert i brukerundersøkelsen, vil en god del av settefisken hele tiden bli tatt ut i sportsfiskefangstene. Disse er ikke inkludert i vår gjenfangstprosent. I tillegg har vi prøvafiske fra bare to år, mens mange undersøkelser over gjenfangstprosent baseres på gjenfangstfiske over flere år etter utsetting. De presenterte gjenfangstprosentene er derfor på ingen måte et bilde av den totale gjenfangstprosenten, men kan, sammen med fangstandelene, gi et inntrykk av gjenfangsten til de ulike gruppene settefisk. I Selbusjøen, Klæbu ble det satt ut kun ettårig settefisk (10 000) våren 2002, og andelen av denne fisken i ørretfangstene i august 2003 og 2004 var 12,3 %. Gjenfangstprosenten var 0,37, men tar en med gjenfangstene til én sportsfisker som oppga fangstdata, blir gjenfangstprosenten doblet. Til sammenligning var gjenfangstprosenten av 15 000 tosomrig ørret i Selbusjøen, Selbu 0,84. Tar en med tosomrig ørret satt i Nea faller den totale gjenfangstprosenten for tosomrig ørret til 0,58 (tabell 14). Gjenfangsten av ensomrig settefisk og stor ensomrig settefisk var klart lavest, henholdsvis 0,10 % og 0,16 % i våre fangster. En tilsvarende fordeling i gjenfangst mellom ulike aldersgrupper settefisk er for øvrig i overensstemmelse med resultater fra settefiskundersøkelser i en rekke regulerte vann med flerarts fiskesamfunn (Aass 1995, L'Abée-Lund m.fl. 1995). Ifølge Aass (1995) må det slippes 2-6 ensomrig ørret for å få samme gjenfangst som én ettårig, mens det er liten forskjell i gjenfangst mellom ettårig og tosomrig settefisk av ørret. Tidligere forsøk med ensomrig settefisk i Selbusjøen ga meget dårlig resultat, mens forsøk med utsetting av tosomrig Tunhovd-ørret ga meget godt tilslag ved en undersøkelse i 1968, men dårligere ved et forsøk i 1985-87 (referert i Korsen 1996). Våre undersøkelser i Selbusjøen tyder også på at tosomrig fisk gir langt bedre tilslag enn ensomrig fisk og også bedre enn ettårig fisk, men andelen ettårig sette-

fisk i Klæbu var også bra. Riktignok var gjenfangstprosenten noe lavere enn for tosomrog ørret (0,37 mot 0,58), men ettårig fisk ble kun satt ett år i et antall av 10 000 mot tre utsetninger av tosomrig, totalt 30 000. Dette gjør at tosomrig fisk har fått stadig ”påfylling” til systemet og som har økt mulighetene for fangst, mens fangsten av ettårig gradvis har gått ned med uttaket over tid. Samtidig vil tosomrig ørret trolig ha større fangbarhet på garna like etter utsetting på grunn av størrelsen.

Med bakgrunn i konkurransen settefiskene møter i ei utvasket strandsone med ørekyte og etter hvert gjedde, vil vi anbefale at ettårig eller helst tosomrig ørret benyttes som settefisk.

Tabell 14. Gjenfangstprosenten av ulike typer settefisk i våre fangster

Type settefisk	Selbusjøen, Selbu	Selbusjøen, Klæbu	Nea	Totalt
Ensomrig	0,11		0,07	0,10
Stor ensomrig	0,16		0,16	0,16
Ettårig	0,01	0,37		0,38
Tosomrig	0,84	0,02	0,21	0,58

6 DISKUSJON

6.1 Selbusjøen

Undersøkelser utført i Selbusjøen fra 1970-tallet og fram til i dag har vist at fiskesamfunnet har vært i stor endring, hovedsakelig grunnet utsetting av ca. 100 000 individer av krepsdyret *Mysis relicta* fra Blåsjøen i Sverige i 1973 (Langeland 1976, Garnås & Gunnerød 1983, Langeland m.fl. 1986, Langeland & Moen 1992, Langeland m.fl. 2001). Sammenstillingen av utbyttet av fisk i ulike år (jf. figur 15) viser en økning i ørretbestanden fra 1980-tallet og fram til i dag. Både i Selbuenden og i Klæbuenden av sjøen later det nå til å være en stabilt god bestand om man legger de siste års fiskeundersøkelser til grunn. Den positive utviklingen i ørretbestanden skyldes sannsynligvis mange faktorer, men ørreten har til forskjell fra røya klart å utnytte de ”nye” næringsdyrene mysis og pallasea. Ressursfordelingen mellom ørret og røye er regulert av konkurranse om mat og plass og av ulik preferanse for temperatur, lys og tilgjengeligheten av byttedyr. En redusert røyebestand har derfor også trolig bidratt til økte muligheter for ørreten. Utviklingen i ørretbestanden er i tråd med det en har sett i en del andre innsjøer med utsatt mysis, bl.a. i Bangsjøene (Arnekleiv & Koksvik 1986, Arnekleiv 1991) og i Snåsavatnet (Arnekleiv m.fl. 2004).

Røyebestanden, som fikk en kraftig knekk etter etableringen av mysis, later fortsatt til å være kraftig desimert selv om enkeltnetter ga god fangst (jf. flytegarnefangst i Klæbu). Det var spesielt de store forekomstene av den pelagiske røya (fisk som oppholdt i de frie vannmassene) som fikk problemer etter introduksjonen. Årsaken til dette var at mysis viste seg å beite kraftig på røyas viktigste byttedyr, dyreplankton (bl.a. Langeland m.fl. 1986, Koksvik & Arnekleiv 1988, Koksvik m.fl. 1991, Nesler & Bergersen 1991), samtidig som mysis klarte å unngå predasjon fra pelagisk røye, trolig på grunn av sine vertikale vandringer gjennom døgnet (bl.a. Koksvik m.fl. 1995). Dermed ble mysis en sterk næringskonkurrent, samtidig som den altså i liten grad inngikk i den pelagiske røyas diett. Mengden mysis og sammensetningen

av dyreplanktonsamfunnet, slik det ble registrert i denne undersøkelsen, viser at forekomsten av mysis har holdt seg relativt stabil, og at den fortsatt, sammen med den resterende bestanden av røye, utøver et sterkt predasjonstrykk på dyreplanktonet. Tilstanden til den gjenværende populasjonen av røye viser en normal lengde- og aldersfordeling og kvaliteten er bra. Det ser imidlertid ut til at fisken får problemer med å oppnå en lengde på over 30 cm som tilsvarer en alder på ca. 5 år. Små røye kan ofte være vanskelig å fange på garn (Jensen 1979, Koksvik & Arnekleiv 1998, Koksvik 2000, 2002) og innslaget av en del mindre røye i fangstene i denne undersøkelsen tyder følgelig på at arten trolig ikke har noe stort rekrutteringsproblem. Til tross for at røya klarer å bygge opp en bra k-faktor utover sommeren, er nok fortsatt næringstilgangen den begrensende faktoren for arten. I en studie av fiskens fettinnhold i Selbusjøen viste det seg da også at verdiene av fett gjennom året totalt sett var lave (Kjøsnes 2003). Til tross for begrenset tilgang på det viktige dyreplanktonet er det også slik at røye i perioder utnytter andre byttedyr, inklusive mysis. Mysis utgjorde bl.a. en viktig del av næringa til røye i juni og oktober, selv om plankton var viktigst i sistnevnte periode. Det er også tidligere kjent at røye kan utnytte en del mysis i både Selbusjøen (Langeland m.fl. 1986, Aasen 2005) og i andre lokaliteter (bl.a. Arnekleiv & Haug 1996, Koksvik 2000). I enkelte vatn er det også registrert at enkeltindivider av røye kan spesialisere seg på å beite mysis langs bunnen i grunnere områder. Mengden av denne røya og viktigheten av mysis som bytte generelt vil imidlertid aldri nå opp mot de planktonbeitende stimene av røye man hadde før introduksjonen av mysis. Dette på grunn av energitapet ved å innføre et ekstra ledd i næringskjeden.

Lakebestanden økte kraftig etter etableringen av mysis, men ser nå ut til å ha stabilisert seg på et noe lavere nivå enn hva tilfellet var på 1980-tallet. Fangbarheten av lake på garn har imidlertid vist seg å være bare halvparten så god som for ørret og røye (Jensen 1986) slik at bestanden ved alle undersøkelsene trolig har vært betydelig høyere enn hva de ulike resultatene har gitt uttrykk for. Bestandsøkningen etter utsetting av mysis skyldes sannsynligvis at laken, mer enn noen av de andre artene har vært i stand til å beite på mysis. Forklaringen ligger i at dens levested som bunnfisk i stor grad overlapper med den bentiske (bunnlevende) fraksjonen av mysispopulasjonen og at den trolig har evnen til å utnytte andre sanser enn synet i sitt næringssøk. Dette er en tilpasning til dens preferanse for dypere leveområder, noe som tydelig gikk fram av vår undersøkelse hvor det meste av laken ble tatt på garnlenker satt på dypt vann. En slik vertikalfordeling mellom artene er i tillegg til i denne undersøkelsen funnet i flere andre studier (Langeland et al. 1986, Langeland et al. 2001, Arnekleiv et al. 2004) og kan være temperaturavhengig (Fredrich et al. 2004). Den økte lakebestanden har trolig også påvirket forekomsten av røye da den er funnet å være en sterk eggpredator på røyas gyteplasser (Eggan 1990). I utgangspunktet kan dette synes uheldig. Røye er imidlertid kjent for å ha et stort reproduksjonspotensiale, og for tette bestander sett i forhold til næringsgrunnlaget er vanlig (overbefolkta bestander). Lakens eggpredasjon kan følgelig ha hatt en positiv reguleringsseffekt på røyebestanden i Selbusjøen gjennom å ha bidratt til å holde bestanden på et nivå som er bedre tilpasset det reduserte næringsgrunnlaget (dyreplanktonet) man fikk etter utsettingen av mysis.

Trondheim Elektrisitetsverk ble ved Kongelig resolusjon av 06.06.1919 gitt tillatelse til regulering av Selbusjøen mellom kotene 150 m o.h. og 161, 3 m o.h., men etter 1952 ble det ikke lenger søkt om full utnyttelse av hele reguleringen. I dag reguleres sjøen mellom kotene 155,0 og 161, 3 m o.h., dvs. 6,3 m. Innsjøreguleringer har en rekke dokumenterte effekter. For økosystemet i en innsjø er tørrlegging med frysing og stadig utvasking av strandsonen klart blant de mest negative effektene. Tørrleggingen og utvaskingen medfører en utarming av strandom-

rådene som gjør dem mindre produktive og dermed mindre gunstige som leveområder for både invertebrater og fisk. Spesielt er det ørreten som blir skadelidende ved regulering.

Reguleringssonen i Selbusjøen er moderat (6 m) og fangsten av ørret på enkeltgarna satt i strandsona viste at arten gjerne utnytter de grunne områdene. Ørretens k-faktor var også normal og veksten var til dels svært god; noe som til sammen tyder på gode næringsforhold. Til tross for dette er det imidlertid, med bakgrunn i en rekke tidligere studier, sannsynlig at reguleringa i Selbusjøen har hatt negativ effekt på produksjonen av nettopp ørret. Tidligere undersøkelser i sjøen, før etableringen av mysis, har da også antatt at det var en sammenheng mellom vannstandsvariasjoner og fiskeavkastning (Langeland 1976). Spesielt vil disse reguleringseffektene kunne virke negativt inn på de yngste aldersklassene etter at disse slipper seg ut i sjøen etter 1-3 år på elv eller bekk. Ungfisken oppholder seg gjerne nær strandsona hvor tilgangen på skjul er god, men hvor altså reguleringseffekten er størst. Under el.fisket langs land ble det registrert svært lave tettheter av de yngste aldersklassene av ørret. Utbyttet av fisk på de småmaska garna, som fanger litt eldre fisk, må betraktes som middels godt. Langeland (1976) skriver at et utbytte av ørret på 4-5 fisk/garnnatt på 19,5 mm (32 omfar) til 22,5 mm (28 omfar) garn i regulerte innsjøer, trolig gir en god nok rekruttering for optimal utnyttelse av den tilgjengelige næringa. Dagens prøvefiske serier inneholder ikke lenger disse garna, men utbyttet på garn med nærliggende maskestørrelser (15,5 mm (40 omfar) og 21 mm (30 omfar)) lå på til sammen 5,2 ørret/garnnatt i Selbu og 8,1 ørret/garnnatt i Klæbu. Totalt sett for Selbusjøen ligger altså utbyttet på disse garna noe høyere enn hva Langeland (1976) antok kunne være naturlig å forvente i regulerte sjøer. Tatt i betraktning av at Selbusjøen har fått et tilskudd av næringsdyr gjennom mysis og pallasea, og som ørreten ser ut til å utnytte, er nok dette som forventet. Et naturlig spørsmål blir da om produksjonen av ørret i Selbusjøen kunne ha vært enda bedre om ikke man hadde hatt reguleringen og dens effekter? Den positive effekten man synes å ha fått i ørretproduksjonen etter at mysis etablerte seg kan tyde på at rekruttering tidligere ikke var noen begrensende faktor for produksjonen. Derimot kan det synes som om bestandsstørrelsen var regulert av tilbudet og konkurransen om næring. Et forhold det altså er naturlig å anta at reguleringseffektene gjennom utvasking og tørrlegging har vært med på å påvirke i negativ retning.

I tillegg til denne antatte negative reguleringseffekten har også økosystemet i Selbusjøen i de senere år blitt påvirket av to nye forhold, nemlig etableringen av ørekyte og gjedde. Ørekyte er kjent som en svært tilpasningsdyktig art, med stor variasjon innen bla vekst og alder ved kjønnsmodning (Mills 1988). Ofte etablerer den seg raskt etter nyintroduksjoner og danner tette bestander. Det finnes imidlertid også flere eksempler på at ørekyte av ulike årsaker (konkurranse, predasjon, parasittering etc) ikke har klart å etablere noen sterk bestand (Taugbøl m.fl. 2002). El. fiskedataene utført i strandsonen i Selbusjøen og i Nea levner ingen tvil om at ørekyta her har etablert en stor bestand (jf. kap. 5.1.8, figur 14), og en undersøkelse i 1999 viste at arten da forekom i stor tetthet i strandsona (upubliserte data). Problemet med ørekyte er at den utnytter de samme næringskategoriene som ørret og at den dermed ofte blir en sterk næringskonkurrent. Det er rapportert om tilbakegang og rekrutteringssvikt hos flere ørretbestander etter introduksjon av ørekyte (Borgstrøm m.fl. 1996, Garnås m.fl. 1996, Mykeltvedt og Mørk 1995). I Øvre Heimdalsvatn ble mengden av viktige næringsdyr for ørret som marflo (*Gammarus lacustris*), skjoldkreps (*Lepidurus arcticus*) og enkelte andre bunn-dyr betydelig redusert etter at ørekyte første gang ble registrert i 1969 (Lien 1981, Brittain m.fl. 1988, 1995, Bruun 1988, Hansen 1988). Marflo og skjoldkreps finnes ikke i Selbusjøen, men ørekyta vil utnytte de invertebratgruppene som til en hver tid er tilgjengelig, på lik linje med ørreten. Pallasea som ble satt ut i Selbusjøen sammen med mysis, ligner mye på marflo og forholdet mellom ørekyte og utnyttelsen av pallasea og mysis er dårlig kjent. På sommeren

danner ørekyta gjerne tette stimer som oppholder seg på grunne områder. Dette er som tidligere nevnt også de viktigste oppvekstområdene for ørreten. I Selbusjøen har dermed ørretungene gjennom etableringen av ørekyte fått en sterk næringskonkurrent i de strandnære områdene hvor en må anta at næringsforholdene altså trolig allerede er negativt påvirket av reguleringa.

Når det gjelder gjedda har det flere ganger vært antydnet at det har vært tatt individer av arten i Selbusjøen, men dette har ikke vært nærmere dokumentert. Våre to fangster er derfor, så vidt oss bekjent, de første sikre registreringer av arten. Etter dette er det tatt flere individer også på sportsfiskeredskap (Brynjar Dahlø pers. medd.). Hvordan gjedde har kommet til Selbusjøen er uvisst, men en sannsynlig forklaring er at den har spredt seg fra Lille Drakstsjøen som ligger nord for Selbusjøen og som drenerer til sjøen gjennom Drakstelva. Det er også to mindre tjønner i Nordmarka i Klæbu (Develtjønnå og Bustadvolltjønnå) hvor det skal være gjedde og som drenerer til Selbusjøen (Korsen 2004). Gjedda er en utpreget fiskespiser og kannibalisme er vanlig. De minste gjeddene (< 20 cm) tar ofte små krepsdyr og ulike grupper av innsektlarver. Også større individer kan ta en del invertebrater, men fisk dominerer dietten ved økende størrelse (Pethon 1989). Veksten hos arten varierer sterkt, men relativt til andre fiskearter så er den rask. Middelverdier fra svenske undersøkelser viste at fiskens lengde etter 1 år var 12-20 cm. Fisk på 35-50 cm (ca. ½ kg) var 3 år gammel, mens den etter 5 år i snitt var 50-55 cm med en vekt på 1 kg (Pethon 1989). I innsjøer i Akershus er det funnet at gjedda i løpet av første leveår kan bli 20-25 cm (Borgstrøm 1992). De to gjeddene vi tok under prøvefisket var på henholdsvis 15,4 cm og 23,6 cm. Ut fra de nevnte undersøkelsene tilsvarende dette 1 - 2 år gammel fisk. Om fangst av såpass ung fisk tyder på at det har foregått vellykket gyting i sjøen er uvisst, men det synes ikke usannsynlig siden fiskene, ut fra dokumentert veksthastighet, må betraktes som ganske jevnstore (samme aldersklasse?), ble tatt i samme område, et område som lå ca. 10 km fra nærmeste mulige spredningskilde. Det finnes en rekke eksempler på at ørret og gjedde går dårlig sammen. Lokalt har bl.a. ørretbestanden i Foldsjøen i Malvik gått drastisk tilbake etter etablering av gjedde (Arnekleiv m.fl. 1997) og i Lille Jonsvatn er trolig forekomsten av gjedde årsaken til at ørret ikke klarer å etablere enn sterk bestand til tross for at næringsgrunnlaget burde ligge til rette for det (Koksvik 2000). Det finnes imidlertid også eksempler på bestander av gjedde, ørret og røye hvor de to sistnevnte har klart seg relativt godt, for eksempel Sølensjøen i Hedmark. Hvordan forholdet vil bli på sikt i Selbusjøen er vanskelig å forutsi, men det er naturlig å tro at gjedda har fått lettere for å etablere en sterk bestand i sjøen etter at ørekyta slo til. Gjennom ørekyta har den fått tilgang på en ny byttefisk som forekommer i store mengder på gruntvannsområdene hvor den selv har sine viktigste oppholdssteder.

Økt predasjon fra gjedde og sterkere konkurranse fra ørekyte i en allerede utvasket strandsone vil nok utvilsomt gjøre det vanskeligere å være ungfisk i strandsona. Vi antar da også at det er overlevelsen til de tidlige årsklassene av ørret som eventuelt kan komme til å bli en mulig framtidig flaskehals for en fortsatt god produksjon av ørret i sjøen. Gitt at gjedde og ørekyte ikke i vesentlig grad påvirker forekomsten av mysis og eventuelt pallasea, vil næringsgrunnlaget fortsatt trolig kunne opprettholde en god bestand av større ørret. Ørekyte vil, til tross for at den i stillestående vann har en tendens til å unnsnippe ørret gjennom oppholdssted og adferd, også til en viss grad kunne inngå som byttefisk for storørreten.

Når det gjelder røye og lakebestanden, så antar vi at disse i mindre grad enn ørreten vil komme i konflikt med gjedde og ørekyte. For røyas del finner man i innsjøer med ørret ofte røyeungene på dypt vann. På den måten vil arten trolig unngå noe av næringskonkurransen fra ørekyta samtidig som predasjonen fra gjedde her vil være mindre. For lakens del vil yngelen,

som trekker inn mot strandområdene en periode etter klekking, kunne bli direkte påvirket i denne perioden. Ellers oppsøker laken i stor grad dyp hvor ørekyte og gjedde ikke har sine naturlige leveområder. Siden et innsjøkosystem er et fintbalanserende system hvor alle ledd henger nøye sammen, vil imidlertid eventuelle store framtidige endringer forårsaket av ”nykommerne” trolig også påvirke disse artene. Det er imidlertid lite som tyder på at det vil skje større økologiske omveltninger i Selbusjøen, men situasjonen med en forholdsvis nyetablert ørekytebestand, oppbyggingen av en ny gjeddebestand og derav endra konkurranseforhold mellom fiskeartene og endringer i næringsbalansen bør overvåkes.

6.2 Nea

Tetthetsberegninger basert på elfiske er beheftet med flere feilkilder, og en skal være varsom med å sammenligne tettheter mellom lokaliteter og år. Spesielt vil tettheten av årsyngel kunne variere ettersom små fisk er mindre fangbar med elfiskeapparat og følgelig lettere blir påvirket av fysiske forhold som vannføring og temperatur. Prøvelokalitetenes nærhet til gytegrøper de ulike årene, vil også kunne virke inn, siden årsyngelen sprer seg lite første sommeren. Det er likevel en påfallende stor nedgang i tetthetene av eldre ørretunger om en sammenligner perioden 1989-91 med 2002-03 i sone 1, og tilsvarende tyder resultatene på en lavere tetthet av ungfisk i 2002-03 sammenlignet med registrerte tettheter på slutten av 1970-tallet og midt på 80-tallet.

Vannføringa i sone 1 (Selbusjøen-Bogstadhølen) er påvirket av kjøringen av Nedre Nea kraftverk. Kraftverket opererer med utpreget uke- og døgnkjøring til alle årstider, noe som medfører hyppige og raske variasjoner i vannføringa med påfølgende veksling i tørrlegging og vanddekke av store bunnarealer (se bilde 9-11). Et nylig avslutta forskningsprosjekt som bl. a utførte undersøkelser i Nidelva, viste at slike brå stans i kraftverket medførte stor dødelighet på grunn av stranding, spesielt for årsyngel, og med størst dødelighet under effektkjøring om vinteren og da spesielt på dagtid (Saltveit m.fl. 2001). Effekten av en slik hurtig senkning i vannstanden vil være størst nærmest kraftverksutløpet, og vil utjevnes nedover vassdraget etter hvert som flere tilløpselver kommer inn. Dødeligheten ved stranding vil derfor sannsynligvis være størst nærmest kraftverksutløpet og avta noe nedover vassdraget. Når utløpet med effektkjøring ble flyttet nedover i Nea fra Heggsetfoss til Bogstadhølen, forventet vi en økt dødelighet nedenfor Bogstadhølen. Den observerte nedgangen i ungfisktettheter på denne strekningen i Nea er derfor forenlig med en slik negativ effekt av kraftverksdriften. Det har ikke skjedd andre endringer i vassdraget på denne strekningen som kan forklare en reduksjon i ungfisktetthetene som vist under resultatkapitlet.

Samtidig har den regulerte strekningen mellom Heggsetfoss og Bogstadhølen fått betydelig redusert vannføring, noe som spesielt merkes på strykstrekningene, mens stilleflytende områder er opprettholdt på grunn av terskelbygging. Ungfisktetthetene har variert mye i dette området, men eldre data fra slutten av 70-tallet og midt på 80-tallet (Langeland 1981, Arnekleiv 1986) kan tyde på større ungfisktettheter i denne perioden enn seinere. Hva som eventuelt er årsak til en slik utvikling vites ikke. Undersøkelser ved terskelbygging i Teigdalselva og Modalselva på Vestlandet viste at årsyngelen fikk et dårligere habitat ved redusert vannføring og terskelbygging, men at dette ble oppveiet av bedre habitat for eldre ørretunger, og det ble påvist en økning i ørretbestanden etter terskelbygging (Fjellheim m.fl. 2003, Kirkhorn m.fl. 2005). Også undersøkelser i flere andre regulerte elver med terskelbygging tyder på en stor nok naturlig rekruttering til å fylle opp terskelbassengene med fisk, og at det snarere skjer en ”overbefolkning” med ørret i forhold til redusert bæreevne etter regulering (Arnekleiv m.fl.



Bilde 9-11. Strekningen rett nedstrøms utløpet fra Nedre Nea kraftverk ved Bogstadhølen under drift i kraftverket og ved stans i kraftverket (øverst). Tørrlagt elvestrekning ved øvre Morsethølen under stans i Nedre Nea kraftverk (nederst). Foto: J.V. Arnekleiv.

2006). Dette har imidlertid ikke skjedd i Nea og forholdene her er spesielle ved at mange terskler er bygd butt i butt slik at arealet med strykstrekninger er sterkt redusert. Dette har påvirket både mengden egnete gytearealer og oppvekstarealer for årsyngel. Det er ikke pålagt minstevannføring i vinterhalvåret hvor tilsiget fra restfeltet er på sitt laveste. Det er derfor betydelig bunnfrysing og små vanddekte arealer på de gjenværende strykstrekningene. Vi antar at vinterdødeligheten kan være betydelig på disse strekningene. Data fra elfiske og dels fra prøvefisket tyder på små mengder ungfisk i 2003 og 2004, mens bestanden av eldre ørret synes å være god, og ørreten har meget god vekst og god kondisjon.

Nea er sannsynligvis den viktigste rekrutteringselva for ørret til Selbusjøen, og etter siste regulering har ca. 80 % av elvestrekningen nedstrøms Hegsetdammen sterkt redusert vannføring. Bygging av totalt 37 terskler på strekningen har hatt en positiv virkning ved å skape oppholdsplasser for den stasjonære ørretbestanden, særlig på lave vannføringer. Bestanden er karakterisert av god vekst og kondisjon, og bra forekomst av også større fisk (> 30 cm). Det er imidlertid vanskelig å fastslå hvor stor del av denne bestanden som er vandrende fisk fra Selbusjøen og usikkert hvordan virkningen av reguleringen har vært for den storvokste, vandrende delen av bestanden og for rekrutteringen. Telemetriundersøkelsen tyder på at bestanden av storvokst ørret (> 800 g) består av om lag lik andel stasjonær ørret og gytevandrende ørret fra Selbusjøen. Det meste av vandringskjeden skjedde på økende vannføring, og ørretene passerte da 2- 30 terskler og en strekning på opp til 30 km før de nådde gyteplasser i terskelområdet. På lav vannføring virket både tunnelutløpet fra Nedre Nea kraftverk og terskler forsinkende på oppvandringen (Arnekleiv & Rønning 2004). Hvorvidt ørret hindres i å nå gyteplassene er usikkert, men ikke usannsynlig i år med lite tilsig i oppvandringsperioden (tørrår). Det er også kjent at både laks og sjøørret kan bli forsinket i oppvandring forbi terskler og tunnellutløp, men den biologiske betydningen av forsinket oppvandring er usikker så sant fisken når gyteplassene før gytetiden (Thorstad m.fl. 2005). Redusert vannføring og vandringshinder har i

flere tilfeller påvirket fordelingen mellom stasjonær og vandrende del av ørretpopulasjoner med det resultat at den vandrende del av bestanden er blitt sterkt redusert (Hindar m.fl. 1991, Northcote 1992, Morita m.fl. 2000). Eksempelvis har det skjedd en reduksjon i bestanden av stor langtvandrende ørret i Glomma hovedsakelig grunnet kraftutbygging og dårlig fungerende fisketrapper (Linløkken 1993). Langtvandrende, storvokst ørret fra Selbusjøen er dessuten særlig utsatt for beskatning, og en kan ikke utelukke at det har skjedd og fortsatt vil skje en utvikling mot en større andel stasjonær elvefisk i Nea på grunn av reguleringen. I tillegg vil mengden förfisk være bestemmende for bestanden av storvokst ørret. Vi antar at den pelagiske røya i utgangspunktet har vært den viktigste næringa for stor ørret i Selbusjøen, og med desimering av røyebestanden er denne næringsressursen omtrent borte. Hvorvidt stor ørret kompenserer noe av næringstapet ved å beite lake og ørekyte har vi liten kunnskap om, men vi finner at Selbusjøen og Nea fortsatt har en bestand av storvokst, langtvandrende ørret.

Ved siden av at tersklene har bidratt til å opprettholde et vannspeil og egnet habitat for voksen, stasjonær ørret, har tersklene i tillegg virket gunstig for spredning og etablering av ørekyte. Ørekyte ble første gang påvist i vassdraget mellom Nesjøen og Sylsjøen i 1974 (Koksvik og Langeland 1975). Deretter har den spredd seg nedover vassdraget til Stuggusjøen (1980-tallet), Flora i Nea i 1988 (egne data) og til Selbusjøen i 1993. Undersøkelser i Nea-Selbusjøen-Nidelva i 1999 og 2000 viste at ørekyta da fantes i hele Selbusjøen, også i utløpet til Nidelva ved Brøttem (upubliserte data), og den er nå etablert i hele vassdraget til lakseførende del i Nidelva hvor den ble påvist i 2003 (Koksvik 2004).

Spredningen av ørekyte har vært spesielt stor de 10-20 siste årene, sannsynligvis mest ved menneskelig hjelp bl.a ved at den er brukt som agnfisk (Hesthagen og Sandlund 1997, Hesthagen 1995, DN 1995). Denne spredningen er ansett som uheldig siden ørekyte konkurrerer med andre arter, kan være vertsfisk for smitte og parasitter og kan beite ned bunndyrbestander og slik være en næringskonkurrent til småørret. Det ble ikke tatt bunndyrprøver i Nea for denne undersøkelsen, og vi vet ikke hvorvidt bestanden av ørekyte har påvirket bunnfaunaen og dermed næringsgrunnlaget for ørreten. Vitenskapsmuseet har også utført undersøkelser av bunnfaunaen i området tidligere (Langeland & Haukebø 1979, Arnekleiv 1988, 1992, Arnekleiv m.fl. 1991, 1997), slik at det er mulig å sammenligne bunnfaunaen før og etter introduksjon av ørekyte ved en eventuell oppfølgingsundersøkelse.

Tidligere arbeider tydet på at ørreten i liten grad beitet på ørekyte (Lien 1981, Myllyla m.fl. 1983, Saltveit & Brabrand 1992), men nyere undersøkelser viser at ørreten predatorer ørekyte først og fremst i gyteperioden for ørekyta på våren, og at ørreten kan begrense populasjonsstørrelsen av ørekyte ved predasjon (Museth 2002). I Nea fant vi at ørreten også predatorer ørekyte i juni, august og oktober. I rennende vann foreligger det lite data om habitatvalg og konkurranse mellom ørekyte og andre arter (jf. Hesthagen og Sandlund 1997, Saltveit & Sættem 1991). Ørekyta er antatt å være en konkurransesvak art på rennende vatn, men i mer stilleflytende elvepartier har en sett store tettheter, bl.a. i Glomma (Borgstrøm m.fl. 1975), i nedre deler av Gudbrandsdalslågen (upubliserte data) og i Nea (denne rapporten). Våre data viser dessuten at ørekyta også etablerer seg i strykområdene. Det er også vist at ørekyte og ørret benytter de samme områdene i elver (Ass 1995). Siden det er antatt at forekomst av ørekyte får særlig stor effekt på rekrutteringen til ørret der det er små oppvekstarealer for ungfish (Borgstrøm m.fl. 1995), er det sannsynlig at en slik utvikling er i gang i Nea. Det lave antallet rekrutter på strykområdene i 2003 og 2004 og dels lav andel rekrutter i garnfangstene kan skyldes en kombinasjon av konkurranse fra ørekyte om plass og næring sammen med effektene av en svært liten vintervannføring som begrenser både gyte- og oppvekstarealene i Nea.

Prøvefiske med garn i Nea viser at ørretbestanden består av fisk i alle lengdegruppene, og med en betydelig andel stor fisk. Ørreten vokser godt og utnytter et bredt spekter av næringskategorier. Selv om det ikke er noen stor rekrutteringssvikt for den stasjonære ørretbestanden, så viser undersøkelsen at det er en svak rekruttering og helt klare negative effekter av kraftverksdriften i nederste del av Nea. Dette medfører sannsynligvis betydelig dødelighet på ungfiskbestanden av ørret. Mangel på minstevannføring om vinteren og reduserte strykstrekninger har medført reduserte gytearealer og reduserte oppvekstarealer for årsyngel, mens habitatet for eldre ørret synes å være bra ivaretatt gjennom terskelbygging. I tillegg til å rekruttere ørret til den stasjonære bestanden i terskelbassengene, skal også Nea bidra med rekrutter til ørretbestanden i Selbusjøen. Også i Selbusjøen synes det å være et uutnyttet næringspotensiale for ørret (jf. kap. 6.1), og kraftutbyggingen i Nea har utvilsomt også rammet rekrutteringen av ørret til Selbusjøen. Utover de klart negative effektene av kraftutbyggingen i Nea, er det usikkerhet knytta til effekten av konkurranse med ørekyte og vandringsmulighetene for stor, gytevandrende ørret fra Selbusjøen. Reguleringen, seinest med byggingen av Nedre Nea kraftverk, har derfor medført negative virkninger både i forhold til gyte- og oppvekstarealer (rekruttering) og i forhold til oppvandring av fisk fra Selbusjøen.

7 VURDERING AV TILTAK

7.1 Selbusjøen

Reguleringen av Nea og Selbusjøen samt introduksjonen av artene mysis, ørekyte og gjedde er i denne rapporten påpekt som viktige påvirkningsfaktorer for produksjonen av ørret og røye i Selbusjøen. I det følgende vil mulige kompensierende tiltak for å øke produksjonen av ørret og røye bli diskutert. Eventuelle tiltak for å begrense innflytelsen fra arter som har negativ påvirkning vil også bli belyst.

7.1.1 Ørret

Reguleringen av Nea og hevingen og senkningen av vannstanden i Selbusjøen er antatt å ha negativ innvirkning på ørretbestanden gjennom påvirkning av både gytevandringene og oppveksten av ungfisk (rekrutteringen). Resultatene fra prøvefisket viste på sin side at den ørretpopulasjonen man har i Selbusjøen i dag består av fisk med til dels meget god vekst, god k-faktor, sein kjønnsmodning, fin kvalitet, samt at den utnytter et bredt spekter av næringsdyr. Disse parametrene gir et godt bilde av hvordan fiskebestandens størrelse er i forhold til næringsgrunnlaget. I motsetning til i en hovedfagsoppgave ved NTNU hvor det ble funnet vekstreduksjon hos ørret eldre enn 4 år, noe som videre ledet til en antagelse om en mulig begrenset næringstilgang for eldre fisk (Kvam 2002), viste våre studier det motsatte, dvs. at næringstilgangen synes å være meget god. Dette gjelder også for eldre ørret og er antatt å være et resultat av tilgangen på mysis og pallasea som byttedyr. Tilveksten, som ligger godt over hva som karakteriserer et godt midtnorsk ørretvatn, og ikke minst den sene kjønnsmodninga hos hunnfisken, er begge resultater som peker i retning av at produksjonspotensialet for arten trolig ikke er utnyttet fullt ut. Med en naturlig utvikling og god rekruttering i bestanden, uten negative innvirkninger fra reguleringa og med et jevnt fangsttrykk, ville vi i dag trolig ha hatt en større bestand med noe lavere vekst og en tidligere kjønnsmodning.

Når det gjelder aktuelle kompensierende tiltak med hensikt å øke bestanden, så bør i utgangspunktet justeringer som kan forbedre den naturlige rekrutteringen og overlevelse prioriteres. Habitatforbedrende tiltak i strandsonen for å øke skjul og oppvekstområdene for de yngste aldersgruppene av ørret kan i prinsippet være aktuelle tiltak som kompensasjon mot negative regulerings effekter. Avsnøring av grunne viker som opprettholder vannspeilet ved nedtapping av innsjøer har vært forsøkt i noen reguleringsmagasiner med godt resultat (eksempelvis Gjersvika i Limingen og vika ved innløpselva i Innerdalsvatnet) (Aass 1973, Eie m.fl. 1995). Disse tiltakene har imidlertid vært utført rett etter regulering, før områdene ble helt utvasket. I Selbusjøen, som nå har vært regulert siden 1919, ville slike tiltak trolig hatt liten effekt. Ikke utenkelig kunne imidlertid slike tiltak ha fått motsatt virkning på ørreten ved at grunne, skjerma viker ville blitt meget gode gjeddehabitater med gode gyte- og oppvekstforhold for arten. Ørekyta ville trolig også ha profittert på slike områder. Et annet tiltak kan være utlegging av stein for å bedre oppveksthabitatene. Lokalt kan dette muligens virke positivt, men vi fikk lite ørretunger også på grovt substrat i strandsona i Selbusjøen. Slike tiltak vil arealmessig bli små og disse områdene vil på lik linje med resten av strandsona være gjenstand for utvasking over tid. I tillegg vil de også trolig tjene som oppholdssteder for både ørekyte og smågjedde. Det mest aktuelle tiltaket i selve Selbusjøen med tanke på å styrke ørretbestanden synes derfor å være fiskeutsetting.

Ved utsetting av fisk er tilgjengeligheten av essensielle ressurser som næring et vesentlig punkt i vurderingen av om utsetting kan være et mulig kompensierende tiltak for å øke produksjonen. En utsetting i en lokalitet hvor fiskepopulasjonen allerede utnytter næringsgrunnlaget fullt ut har lite for seg og kan i verste fall ha en negativ innvirkning på fiskens størrelse og kvalitet. I Selbusjøen tyder våre resultater på at det er godt med næring for ørreten og at produksjonspotensialet ikke er fullt utnyttet. Det bør følgelig være gode betingelser for å kunne øke produksjonen av ørret noe gjennom utsetting. Våre merkeundersøkelser bygger opp under dette ved at settefisk oppnådde god vekst etter utsetting, var normalt feit og av fin kvalitet, samtidig som den utgjorde en vesentlig del av garnfangstene under prøvefisket.

Når det gjelder hvilken type settefisk det bør satses på viser denne undersøkelsen, sammen med andre lignende studier (jf kap. 5.3), at eldre settefisk bør prioriteres. I Selbusjøen synes dette som spesielt viktig da man i de strandnære områdene i tillegg til negative regulerings effekter har både næringskonkurranse fra ørekyte og et antatt økende predasjonstrykk fra gjedde. Større settefisk vil kunne redusere noen av disse interaksjonene ved at den allerede ved utsetting er stor nok til å kunne utnytte større deler av sjøen enn små settefisk (ensomrig) som gjerne søker skjul i strandsona. Videre vil også større settefisk komme tidligere inn i fangstene og dermed være gjenstand for mindre naturlig dødelighet. I Selbusjøen anbefaler vi følgelig å bruke ettårig og/eller tosomrig settefisk.

7.1.2 Røye

Reduksjonen av røye i Selbusjøen etter introduksjonen av mysis har vært betydelig. Resultatene i denne studien og i flere andre undersøkelser viser at bestanden fortsatt er svært lav sammenlignet med hva den en gang var. I den forbindelse, og senest i Langeland m.fl. (2001), har det vært foreslått å gjennomføre utsettingsforsøk med røye for å vurdere om dette kan øke bestanden. Et utsettingsforsøk er tidligere gjort i regi av Fylkesmannen i Sør-Trøndelag, noe som ga en god gjenfangstprosent spesielt for utsetting av tosomrig fisk (15,7 %) (Korsen 1996). Til tross for god gjenfangst i dette forsøket, er det liten tvil om at den begrensende faktoren for røya etter etableringen av mysis ligger i næringstilgangen. Med mysis som kon-

kurrent om dyreplanktonet er det ikke lenger mat nok til de store forekomstene av røye man tidligere hadde i de frie vannmassene. Samtidig viser analyser av fisken fra den beskjedne bestanden man i dag har, at røya har normalt god vekst de første årene og at kvaliteten stort sett er bra. Riktignok ser det ut til at arten får problemer med å oppnå størrelser på over 30 cm og det er funnet at fettprosenten gjennom året totalt sett er lav (Kjøsnes 2003). Alt i alt kan det imidlertid tyde på at den beskjedne bestanden faktisk er i relativt god balanse med det sterkt reduserte næringsgrunnlaget. Ved å innføre utsettinger av røye vil denne balansen kunne forskyves i feil retning. Siden røye er en fleksibel og tilpasningsdyktig art vil mer fisk gjennom utsetting trolig kunne medføre en større bestand, men med individer som får dårligere vekst og kvalitet som resultat. En kan selvfølgelig stille spørsmål om hvorfor røya, som er kjent for å ha et stort reproduksjonspotensiale, ikke allerede har utviklet en tettere og mer småfallen bestand i Selbusjøen. Svaret ligger trolig i den økte forekomsten av lake som gjennom sin predasjon på røyerogn har holdt rekrutteringa nede på et nivå som altså er i relativt god balanse med den næringa som er tilgjengelig. Eventuelt økt mengde røye i de fri vannmassene vil oppleve næringsmangel, og i bunnområdene og strandsona vil røya sannsynligvis være konkurransesvak i forhold til lake, ørret og ørekyte.

Med utgangspunkt i disse forholdene anses utsetting av fisk som et ugunstig og lite aktuelt tiltak for å bedre røyeopulasjonen i Selbusjøen.

Forsøk med næringsanrikning har vist at dette kan gi gunstig effekt på fiskebestander gjennom at det generelle produksjonsgrunnlaget har økt. Forslag om slike tiltak er også fremmet i Langeland m.fl. (2001). Siden mysis er konkurransemessig overlegen i forhold til røya når det gjelder næring vil imidlertid en økning i dyreplanktonbestanden gjennom gjødsling trolig i første rekke komme mysis til gode. Videre vil den økte algemengden man oppnår gjennom gjødslinga lokalt kunne nå et uheldig nivå (forurensningsproblem), siden dyreplanktonet, som er vannmassenes filterorganismer, blir nedbeitet av en sannsynligvis økt mysisbestand. I Lille Jonsvatn i Trondheim, som er betydelig næringsanriktet fra jordbruk, fikk man en slik økning i algemengde da mysis ble overført fra Selbusjøen (Koksvik m.fl. 1991).

Så lenge konkurranseforholdet mellom mysis og røye holder seg stabilt, er det følgelig slik vi ser det, lite som kan gjøres for å øke størrelsen på bestanden av røye. Ved å tilpasse beskatningstrykket gjennom riktig bruk av garnstørrelse etc kan man imidlertid oppnå å få mest mulig ut av bestanden (jf. Langeland m.fl. 2001).

7.1.3 Andre fiskearter

Ørekyte kan ha betydelig negativ innvirkning på ørret gjennom konkurranse om næring (jf. kap. 6.1), men kan også være byttefisk for ørret. Den danner ofte tette bestander og utfisking med ruser for å holde bestanden nede har vært prøvd i en rekke lokaliteter. Hovedkonklusjonen fra disse utfiskingsforsøkene er at rusefangst på ørekyte som regel ikke har noen effekt på ørretbestanden (Taugbøl m.fl. 2002). Det finnes imidlertid et par unntak fra Hol i Buskerud hvor utfisking i to mindre tjern (Svartesteinstjern og Geilotjern) reduserte ørekytebestanden med 95 % i løpet av en sommer med en innsats på 5 ruser per ha. Dette er imidlertid små og grunne lokaliteter og hvor rusene synes å ha vært svært effektive. Med utgangspunkt i resultatene fra de fleste utfiskingsforsøkene hvor tiltaket altså ikke har gitt noen effekt, og tatt i betraktning Selbusjøens størrelse, synes utfisking av ørekyte her å være et umulig prosjekt.

Tiltak for å unngå videre uheldig spredning av ørekyte bl.a. til ørretens gytebekker kan være bygging av vandringshindre som slipper forbi ørret, men ikke ørekyte (> 40 cm høyde) (Holthe m.fl. 2002). Blant de viktigste gyteelvene for ørreten i Selbusjøen så har Nea utviklet en tett bestand av ørekyte, mens det er usikkert hvordan arten har spredt seg til andre aktuelle gytelokaliteter. Siden ørekyta allerede har vært i sjøen i over ti år er det imidlertid sannsynlig at den har funnet fram til de fleste gunstige habitatene. Det skal imidlertid ikke utelukkes at det finnes gode gytelokaliteter for ørreten, men hvor ørekyte fortsatt ikke har etablert seg. En nærmere kartlegging av artens utbredelse rundt vatnet må gjennomføres før en kan vurdere om slike tiltak kan være aktuelle.

Informasjon om artens uheldige virkninger på naturlige fiskebestander er viktig på lokalt plan for å unngå videre spredning til nye lokaliteter. Med sitt levesett på grunt vann er den relativt lett å få tak i, og uvitenhet kan føre til at den bringes til nye områder.

Gjedde, som er en utpreget rovfisk, kan få negative konsekvenser for produksjonen av spesielt ørret. Utfisking med garn er i teorien et mulig tiltak for å holde bestanden på et begrenset nivå. I praksis har dette, som ved de fleste andre utfiskingsforsøk, vist seg å være svært arbeidskrevende og på sikt lite gjennomførbart. Lokalt, dvs i større viker og bukter, kan dette kanskje på kort sikt kunne gi merkbare resultater, men for Selbusjøens bestand i sin helhet og sett over et lengre tidsperspektiv, vil dette være en nesten umulig oppgave. Eventuell lokal utfisking bør imidlertid prøve å beskatte relativt små gjedde, dvs. like før den når kjønnsmoden alder. Stor beskatning på storgjedde har på grunn av dens utprega innslag av kannibalisme vist seg å være uheldig. Ved å ta ut de store individene tar man også bort en viktig bestandsregulerende effekt som disse individene har vist seg å ha (Åge Brabrand pers.medd.). Resultatet kan derfor bli en økt rekruttering av smågjedde.

Laken er antatt å kunne ha negativ innvirkning på spesielt røye gjennom sin predasjon på rogn og som har vært forsterket gjennom en økende bestandsstørrelse. Det har tidligere vært forsøkt utfisking uten at dette har gitt resultater. Som nevnt i denne rapporten er det imidlertid slik at lakens innvirkning på røya muligens ikke er så negativ dersom man tar dagens næringsstilgang med i betraktningen. Lakens predasjon er trolig med på å regulere røyebestanden til et nivå som passer bedre med det reduserte næringsgrunnlaget. I tillegg vil lakens predasjon på mysis også kunne ha en effekt på produksjonen av dyreplankton. Videre tyder resultatene fra prøvefisket på at lakebestanden er noe redusert etter den sterke veksten i bestanden i årene etter mysisetableringen.

Fiskebestandene i Selbusjøen vil trolig variere i styrke i årene framover som følge av konkurransen om begrensede ressurser mellom artene. På lang sikt vil forsøk på utfisking/reduksjon i bestanden av ørekyte, gjedde eller lake trolig ha liten effekt på denne balansen. Skulle man på tross av dette være villig til å forsøke iverksettingen av bestandsregulerende tiltak, bør en nøye vurdering av effekten ligge til grunn før man investerer for mye tid og ressurser.

7.2 Nea

Tidligere (Arnekleiv 1992) er det gitt anbefalinger om oppfølginger og tiltak i Nea, bl.a. å bevare gjenværende strykstrekninger og samle vannet for å lette oppvandring og skape gyteplasser (biotopjusterende tiltak). Dette bør videreføres gjennom befaringer og planer for å detaljfeste slike tiltak på hele strekningen Neaoset - Heggsetdammen. Slike tiltak som sikrer best

mulig naturlig rekruttering og oppvekst bør prioriteres, men kan ikke erstatte de negative effektene av en sterkt redusert vannføring. I dag foreligger sannsynligvis ingen tiltak som kan settes inn for å redusere konkurransen mellom ørekyte og ørretunger. Utfisking av ørekyte vil ikke fungere i et så stort system som Nea, men utfisking og oppgangssperrer kan forsøkes i mindre gytebekker.

Det er flere negative effekter av kraftverksdriften som først og fremst kan bedres gjennom økt vannslipp og endring i manøvreringen. At det ikke er pålagt vannslipp om vinteren medfører reduserte gyte- og oppvekstarealer og sannsynligvis stor vinterdødelighet på disse arealene. Frivillig vannslipping av minimum samme vannslipp som pålagt om sommeren er sannsynligvis et enkelttiltak som vil ha god effekt på vinteroverlevelsen til ungfisk.

Forsøk i bl.a. Nidelva viste at de negative effektene av døgnregulering kan reduseres ved at kraftverket stoppes (kjøres ned) over et lengre tidsrom slik at vannstanden reduseres med maks. 13 cm pr. time. En jevnere drift i Nedre Nea kraftverk med langsom stans og oppstart i kraftverket vil være et viktig avbøtende tiltak for å redusere ungfiskdødelighet ved stranding. I tillegg vil kjøring av kraftverket i gyteoppvandringstida for ørret kunnet lette oppvandringa forbi tunnelutløpet ved Bogstadhølen og ved tersklene.

Med dagens driftsforhold og manøvreringsreglement er imidlertid fiskeutsetting sammen med de foreslåtte biotopjusteringene, det mest aktuelle tiltaket for å kompensere de negative effektene av kraftutbyggingen på ungfiskproduksjonen i Nea. Med bakgrunn i ørretens gode vekst, sein kjønnsmodning og varierte næringsvalg synes Nea å kunne ha en noe tettere ørretbestand. Data fra utsettingsforsøket tilsier i så fall at en også her bør sette ut større fisk enn ensomrig. Også stranding og ungfiskdødelighet ved effektkjøring av kraftverk har vist seg særlig stor på de minste ørretungene. Det anbefales derfor å benytte minimum ettårig settefisk, alternativt tosomrig ørret, og all settefisk bør finneklinges for å gi mulighet til en evaluering av tiltaket seinere. Med usikkerheten for den videre utviklingen i ørretbestanden både i forhold til kraftverksdriften og etableringen av ørekyte, anbefales det en ny tiltaksrettet undersøkelse om ca. fem år.

8 SAMMENDRAG

8.1 Hydrografi, plankton og mysis

Hydrografiske og vannkjemiske målinger i Selbusjøen i 2003 og 2004 viser næringsfattige vannmasser med pH nær nøytralt, siktedyp på 4,2-5,2 m og temperatursjiktning (sprangsjikt) i vannmassene i juli og august.

Total biomasse av zooplankton varierte fra 212 til 453 mg m⁻². Mengden vannlopper (Cladocera) som er fiskens viktigste næringsdyr var imidlertid lav til svært lav ved alle prøvetakingstidspunktene. *Holopedium gibberum* og *Bosmina longispina* var de mest tallrike vannloppene, i tillegg var det en del *Daphnia galeata* i 2004. Av hoppekreps (Copepoda) var det størst forekomst av *Cyclops scutifer* og *Heterocope appendiculata*, mens det i 2004 også ble registrert *Arctodiaptomus laticeps*. Total biomasse, forholdet mellom vannlopper og hoppekreps samt artsdiversiteten funnet i denne undersøkelsen er lik de resultater man fant etter at mysis etablerte seg i Selbusjøen på slutten av 1970-tallet (Langeland m.fl. 1986). Dette ty-

der på at mysis, sammen med fisk, fortsatt utøver et svært sterkt beitetrykk på bestanden av plankton i Selbusjøen.

Resultatene av mysisprøvene viste at mengden mysis varierte mellom prøvetakingstidspunktene (11-83 dyr pr. m² overflate). Sammenlignet med tidligere resultater fra tidlig 80-tallet, hvor verdiene lå fra 78-217 dyr pr. m² overflate, så lå verdiene jevnt over litt lavere i 2003. Det er ikke usannsynlig at mysisbestanden har variert en del siden 1980-tallet, men for å beskrive slike bestandssvingninger trengs årlig prøvetaking i mange år.

8.2 Tilstandsbeskrivelse av fiskebestandene i Selbusjøen

Prøvefisket ble utført i Selbusjøen, Selbu i totalt fem perioder i 2003-2004.

Prøvefisket ble utført med både standard bunngarn, Nordiske seriegarn (multigarn) og 6 m dype flytegarn i lenke for å fange fisk som benyttet ulike habitater: strandsonen (littoralsonen), fri vannmasser (pelagialen) og dypere bunnområder (profundalsonen). Det ble også fisket to perioder i Selbusjøen i Klæbu. Vi benyttet elfiske i strandsona på i alt 9 lokaliteter i Selbusjøen både for å få gode data om fiskebestandene i de miljøene settefisk spres i og et inntrykk av tilslaget av settefisk på ulike områder.

I Selbusjøen ble det totalt fanget 1282 ørret (52 %), 427 røye (17 %), 694 lake (28 %), 64 ørekyte (3 %) og 2 gjedde på forsøksfisket med garn (alle garntyper). I tillegg ble det fanget ca. 80 lake på krokline, og 241 lake ved isfiske.

8.2.1 Ørret

Fangst av ørret ga størst utbytte på bunngarn satt enkeltvis i strandsona i alle periodene, og viser at ørreten oppholder seg mest i de strandnære områdene. For maskeviddene 12,5-29 mm var utbyttet på bunngarna relativt likt (2,5-3,1 fisk/garnnatt). For de største maskeviddene sank utbyttet av ørret med økende maskestørrelse fra 1,1 fisk/garnnatt (35 mm) til 0,5 fisk/garnnatt (45 mm).

På bunngarn satt i lenke i Selbu var utbyttet lavt og de fleste ørretene ble fanget på garna som stod grunnest. På flytegarna satt i Selbu ble det totalt tatt noe mer røye enn ørret, men fangstene var lave. Begge arter hadde høyest utbytte på 26 mm og 29 mm garn (1,1 - 1,8 fisk/garnnatt). Prøvefisket i Klæbu viste noe høyere utbytte på de tre minste maskeviddene bunngarn (12,5-21 mm) enn i Selbu, for øvrig lå utbyttet på bunngarna i samme størrelse. Det ble tatt relativt få ørret på flytegarna i Klæbu.

For bunngarnserien 21-45 mm var gjennomsnittsvekta for ørret 198 g. Største fisk i garnfangstene var en ørret på 3464 g. Totalt ble det tatt 31 ørret med vekt mellom 0,5 kg og 1 kg.

Lengdefordelingen viste at det meste av den fangede ørreten var mellom 15 og 30 cm, med en liten topp for lengdegruppen 20,1-25,0 cm (24 %). Aldersfordelinga for et representativt utvalg av ørret i Selbusjøen viser at det var størst andel 4 år gammel fisk i fangstene (31 %).

Ørreten i Selbusjøen hadde til dels svært god vekst. For fisk i aldersgruppene 2-4 år lå den gjennomsnittlige årlige tilveksten på godt over 5 cm/år og ingen av de registrerte aldersklas-

sene hadde lavere tilvekst enn 5 cm/år. Høyest var den årlige tilveksten for aldersklassene 3 og 4 år som begge lå på litt over 8 cm/år. Ørreten i Selbusjøen blir seint kjønnsmoden, og gyte hunner kom inn i fangstene fra lengdegruppen 30-35 cm (17 %). Andelen kjønnsmodne hunner steg til 24 % og 25 % i de neste to lengdeintervallene, men andelen gjellfisk var høy (50 %) også i lengdegruppen 35-40 cm.

Gjennomsnittlig k-faktor for ørreten varierte i mai/juni fra 0,84-0,89. I august/september hadde verdiene steget til 0,9-0,93, og i oktober hadde den minste ørreten høyest k-faktor (0,96). En relativt jevn k-faktor med økende lengde hos ørret kan tyde på jevnt gode næringsforhold for alle størrelsesgrupper fisk.

Registreringer av fiskens kjøttfarge viste at de fleste ørretene under 20 cm hadde hvitt kjøtt, men andelen fisk med farget fiskekjøtt økte med kroppstørrelsen og all ørret over 30 cm hadde lyserød og rød kjøttfarge. Ørreten i Selbusjøen hadde utnyttet et bredt spekter av næringskategorier som varierte gjennom sommerhalvåret. I strandsona i Selbusjøen ble det utført tre omgangers elektrisk fiske på faste stasjoner i begynnelsen av oktober i 2002 og 2003. Det ble registrert svært lave tettheter av ørret $>0+$ (0-4,2 ind. pr. 100 m²).

Utbyttet av ørret tatt på bunngarn i Selbu viser at bestanden har fortsatt å utvikle seg positivt over tid og at fangstene på garn med maskevidde 26-35 mm lå på rundt 500 g/garnnatt i 2000 og 2003-2004. Ørretbestanden er karakterisert ved meget god vekst, sein kjønnsmodning, god kondisjon og utnytting av et bredt spekter med næringsdyr.

8.2.2 Røye

Røye hadde lavt utbytte ($< 0,5$ fisk/garnnatt) på alle maskevidder bunngarn satt enkeltvis, og også på bunngarn satt i lenke var utbyttet lavt. Flytegarnfangstene i Selbu var også lave, mens to av nettene med flytegarn i Klæbu i 2003 ga svært gode fangster av røye på 26 mm og 29 mm flytegarn. Det var imidlertid meget liten fangst igjen på flytegarna her i 2004. Gjennomsnittsvekten for røye på bunngarnserien var 179 g, og største røye veide 408 g.

Aldersfordelinga for et representativt utvalg røye i Selbusjøen viser at det var størst andel 4 år gammel fisk i fangstene (35 %). Røya hadde god vekst (6,6-5,7 cm/år) fram til en alder på 3 år hvorefter veksten stagnerte.

Røyas k-faktor i mai/juni var lav (0,67-0,78), men økte utover sommeren til 0,97-1,0 for røye over 25 cm i august-oktober (stor andel gytefisk). Små røye hadde lavest k-faktor ($< 0,8$) i alle periodene. Andelen fisk med farget fiskekjøtt økte med kroppstørrelsen, men hos røye var det over 50 % av fisken som var hvit i kjøttet også innenfor de største lengdegruppene. Røyas næringsvalg varierte mindre enn hos ørreten, og røye utnyttet mest dyreplankton, mysis og pallesea i august og oktober.

Utbyttedata fra både bunngarn og flytegarn tyder på at røyebestanden har blitt ytterligere svekket siden prøvefisket i 1982-1984. I 1970-åra var utbyttet av røye på flytegarn i Selbu på hele 3429 g/garnnatt. Dette sank til 679 g/garnnatt i 1982/84, mens utbyttet i 2000 og 2003/2004 var på henholdsvis 60 og 180 g/garnnatt. Resultatene indikerer svikt i næringstilgangen for røyebestanden som også er utsatt for en viss predasjon fra lake.

8.2.3 Lake

Lake hadde relativt lavt utbytte på garna i strandsonen med høyeste utbytte på 26 og 29 mm garn med henholdsvis 1,1 og 0,8 fisk/garnnatt. Laken dominerte imidlertid fangstene på seriegarnene og bunngarn i lenke, og viser lakens tilknytning til dypere bunnområder. Nær halvparten av all laken som ble fanget (48 %) lå i lengdegruppen 30-35 cm. Gjennomsnittsvekta hos lake på bunngarnserien var 198 g, og den største laken tatt på garn veide 802 g. På krokline egnet med fisk tok vi imidlertid laker på 4060 g, 3100 g, 2200g (2 stk.) og 1900 g.

Lakens diett var i hele sommerhalvåret dominert av mysis. I tillegg hadde laken spist noe pallasea og fjærmygg. I vintermaterialet var imidlertid fiskeegg og fjærmygg artens viktigste næringskategorier.

Etter en sterk økning i lakebestanden på tidlig 80-tallet kan populasjonen hos denne arten nå se ut til å ha stabilisert seg på et noe lavere nivå vurdert ut fra bunngarndataene. I 2000 og 2003/2004 ble det tatt henholdsvis 147 og 114 g/garnnatt av lake, mens det til sammenligning ble tatt 386 g/garnnatt i 1982/1984.

8.2.4 Ørekyte og gjedde

Undersøkelsen viser at ørekyta nå har etablert seg i strandsonen i hele Selbusjøen, og at den her danner til dels tette bestander. Tettheten av ørekyte ved elfiske i strandsona varierte svært mye, fra 0 individer til en tetthet på vel 1500 pr. 100 m².

Gjedde er en ny art for Selbusjøen, og fangsten av to umodne, små individer (15,4 og 23,6 cm) tyder på at den er i etableringsfasen. En må forvente at gjedda ekspanderer i de grunnere delene av Selbusjøen etter hvert som individene gytmodnes og rekrutteringen øker.

8.3 Tilstandsbeskrivelse av fiskebestandene i Nea

I Nea ble det satt bunngarn av samme type og maskevidder (12,5-45 mm) som beskrevet for Selbusjøen i juni, august og oktober i 2003 og i august og oktober i 2004. Det ble fisket i naturlige holer og terskeldammer på hele strekningen Neaoset-Flora. I tillegg ble det gjennomført ungfiskundersøkelser med elfiske på totalt 11 stasjoner mellom Ausa og Langsetenget i oktober 2002 og 2003.

Fiskematerialet fra garnfiske i Nea bestod av 351 ørret, ca. 20 ørekyte og 4 lake. Garnfisket ga fangst av ørret på alle maskeviddene i alle sonene med unntak av 45 mm garn i sone 4 (Flora). Utbyttet varierte mellom 0,3 og 2,9 fisk pr. garnnatt, og det var godt vektutbytte på typiske ”matfiskgarn” (26-35 mm) i alle sonene (gjennomsnitt 280-810 g pr. garnnatt). På småmaska garn (12,5-21 mm), var utbyttet lavt i sone 1 (gjennomsnitt 0,8 fisk pr. garnnatt) og signifikant lavere enn i de andre sonene (gjennomsnitt 1,5-2,4 fisk pr. garnnatt).

Gjennomsnittsvektene for ørret på garnserien 21-45 mm var 317 g i 2003 og 305 g i 2004. Begge år sett under ett ble det tatt 31 ørret mellom 0,5 og 1 kg, og 8 fisker var over 1 kg, med største ørret på 3,2 kg. Ser en på totalfangsten var det ørret i alle lengdegruppene i alle de fire delområdene (sonene) i Nea. Andelen av stor fisk > 30 cm varierte mellom 20 og 44 %, med lavest andel i sone 2 og høyest andel i sone 3. Det er spesielt med såpass høy andel stor ørret i

et innlandselvesystem. Ørreten i Nea blir relativt seint kjønnsmoden, og 25-64 % av ørreten > 30 cm var gjellfisk. Fiskens lengdevest basert på skjellanalyser viser at ørreten vokser godt i hele Nea. Ørreten i Nea når en gjennomsnittslengde på 25 cm som fireåring og 44 cm som sjuåring. Gjennomsnittlig årlig tilvekst mellom 1 og 5 år varierte fra 5,3 til 7 cm, noe som er meget god vekst for ørret i elv. Gjennomsnittlig k-faktor for ørret i Nea varierte mellom 0,90 og 0,93 for de ulike sonene basert på garnfangst i august-september 2003-2004. Kondisjonsfaktoren varierte lite med lengden, men det var en tendens til økning i k-faktor for ørret over 35 cm. Ørreten i Nea utnyttet et bredt spekter av næringsdyr i juni, august og oktober. Volummessig utgjorde fisk 12-17 % av mageinnholdet de ulike periodene og sannsynligvis var dette i overveiende grad ørekyte.

Ørekyte har etablert seg i hele Nea og hadde sterkt variable, men også svært høye tettheter på enkelte stasjoner. Dersom en ikke regner med utsatt fisk (merket) var tettheten av naturlig produsert ørret (> 0+) meget lav (0 - 9,6 ørret pr. 100 m²) når en tar i betraktning at flere av områdene ble vurdert som gode habitater for eldre ørretunger. Også tettheten av naturlig produsert årsyngel var lav (0-14 ind. pr. 100 m²). Resultatene viser at det i 2002 og 2003 ble registrert betydelig lavere tettheter av ørret, både årsyngel og eldre i sone 1 (strekningen Nea-øset-Bogstadhølen) sammenlignet med tidligere år.

Prøvefiske med bunngarn i flere perioder samt vandringsstudier i Nea viser at elva har hatt, og fortsatt har en god ørretbestand med til dels storvokst ørret, hvor en del av bestanden er vandrende gytefisk fra Selbusjøen. Utbytte av voksen ørret på bunngarnserien 21-45 mm, vekst, kondisjon og kjønnsmodning har vært relativt stabilt, uten at vi kan peke på noen trend i utviklingen. Utbyttet av småørret var imidlertid lavt spesielt helt nederst i Nea, og tettheten av ørretunger ved elfiske var meget dårlig i 2002-2003.

Tidligere erfaringer viser at lakefangstene i både Nea og Nidelva har vært størst på høsten, i september-oktober med utbytter på 0,4-1,1 lake pr. garnnatt på bunngarnserien i Nea. Prøvefiske i oktober både i 2003 og 2004 ga bare 4 lake (0,04 fisk/garnnatt). Det ble ikke fanget lake på elfiske. Dette kan tyde på en reduksjon i bestanden av lake i Nea de siste 10-20 årene.

8.4 Settefisk av ørret i Selbusjøen og Nea

I Selbusjøen og Nea ble det totalt satt ut 85 000 finneklippet settefisk i perioden 2001-2004. Settefisken inngikk i garnfangstene i både Selbusjøen og i Nea og ble behandlet separat i analysene av fiskematerialet.

I en brukerundersøkelse fikk vi inn bare 9 fangstoppgaver fra kun 6 personer for 2003-2004. Andelen merket ørret i fangstene var om lag 20 %. Det var for øvrig overraskende at det ble fanget om lag like mye røye som ørret i sportsfiskefangstene, men det er usikkert om dette er representativt for sportsfisket i Selbusjøen, og kan skyldes et intensivt fiske med flytegarn.

Settefisken i både Selbusjøen og Nea hadde relativt god vekst etter utsetting, men noe lavere enn villfisken. Gjennomsnittlig årlig tilvekst hos 3-årig og 4-årig settefisk var på henholdsvis 7,3 og 5,6 cm. Det var en lav andel gytefisk blant settefisken liksom hos villfisken, men det ble registrert en gytemoden settefisk hunn i stamfisket.

K-faktoren hos settefisken i både Selbusjøen og Nea var middels god til god (0,9-1,02) innenfor alle lengdegruppene. I Selbusjøen hadde en stor del av settefisken oppnådd farget kjøtt og

andelen økte med størrelsen. I lengdegruppen 30,1-35,0 cm hadde hele 64 % av fisken kraftig rødt kjøtt, mens resten (36 %) var lyserød. Kjøttfargen hos settefisk i Selbusjøen viser at krepsdyr er en viktig del av dietten. På lik linje med villfisken ser man da også at mysis, plankton og pallasea er viktige næringsdyr.

Vekstanalysene og parametrene som brukes for å vurdere fiskens kvalitet viser at settefisk vokser bra, har fin kvalitet og en bra kondisjonsfaktor. Dette tyder på at det er nok næring og at konkurransen med villfisken ikke er for stor. Valget av et bredt spekter av næringsdyr tyder da også på at settefisk har mulighet til å utnytte de samme habitatene som naturlig produsert fisk, og at den har evnen til å utnytte tilgjengelig næring.

Totalt utgjorde merket ørret 15 % av fangsten ved prøvefisket i 2003 og 2004. Gjennomsnittlig andel merka fisk i garnfangstene fra de ulike prøvefiskeområdene varierte mellom 12,3 % og 16,7 %. Fangbarheten til den utsatte fisken vil variere med settefisks størrelse og tidspunktet og gjenfangsten for de ulike aldersgruppene er derfor beheftet med noe usikkerhet. Gjennfangstprosenten for de ulike utesttingsgruppene var lav, men er et resultat av at prøvefisket kun er en stikkprøve av kort varighet sammenlignet med fiskens levealder og det kontinuerlige beskatningsstrykket fisken er utsatt for. Det kommer likevel tydelig fram at gjenfangsten var størst for tosomrig framfor ettårig settefisk som også ga langt bedre tilslag enn ensomrig fisk.

8.5 Effekter av vannkraftutbygging og vurderinger av kompensasjonstiltak

Selbusjøen er regulert 6 m, og tidligere undersøkelser i sjøen, før etableringen av mysis, har antatt at det var en sammenheng mellom vannstandsvariasjoner og fiskeavkastning (Langeland 1976). Spesielt vil reguleringseffektene kunne virke negativt inn på de yngste aldersklassene av ørret etter at disse slipper seg ut i sjøen etter 1-3 år på elv eller bekk. Ungfisken oppholder seg gjerne nær strandsona hvor tilgangen på skjul er god, men hvor altså regulerings-effekten er størst. Under elfisket langs land ble det registrert svært lave tettheter av de yngste aldersklassene av ørret. Utbyttet av fisk på de småmaska garna, som fanger litt eldre fisk, må betraktes som middels godt. I tillegg til denne antatte negative regulerings-effekten har også økosystemet i Selbusjøen vært i sterk endring grunnet utsetting av mysis og pallasea, og i de senere år blitt påvirket av to nye forhold; etableringen av ørekyte og gjedde. I Selbusjøen tyder våre resultater på at det er godt med næring for ørreten som bl.a utnytter mysis og pallasea, og at produksjonspotensialet ikke synes å være fullt utnyttet. Det bør følgelig være betingelser for å kunne øke produksjonen av ørret noe gjennom økt naturlig rekruttering eller utsetting. Våre merkeundersøkelser bygger opp under dette ved at settefisk oppnådde god vekst etter utsetting, var normalt feit og av fin kvalitet, samtidig som den utgjorde en vesentlig del av garnfangstene under prøvefisket. Settefisk utsettes for konkurranse og predasjon fra mange andre fiskearter, og tilslaget var best for den største settefisk. I Selbusjøen anbefaler vi følgelig å bruke ettårig og/eller tosomrig settefisk som kompensasjonsutsetting for reguleringskader.

Undersøkelsen tyder på at røyebestanden i Selbusjøen er ytterligere redusert de senere åra, og det er svikt i næringsgrunnlaget til røye. Eventuelt økt mengde røye i de fri vannmassene vil oppleve næringsmangel, og i bunnområdene og strandsona vil røya sannsynligvis være konkurransesvak i forhold til lake, ørret, ørekyte og etter hvert gjedde. Med utgangspunkt i disse forholdene anses utsetting av fisk som et ugunstig og lite aktuelt tiltak for å bedre røye-populasjonen i Selbusjøen.

I Nea er vannføringa i sone 1 (Selbusjøen-Bogstadhølen) påvirket av kjøringen av Nedre Nea kraftverk. Kraftverket opererer med utpreget uke- og døgnkjøring til alle årstider, noe som medfører hyppige og raske variasjoner i vannføringa med påfølgende veksling i tørrlegging og vanndekke av store bunnarealer. Et nylig avslutta forskningsprosjekt viste at slike brå stans i kraftverk medførte stor dødelighet på grunn av stranding, spesielt for årsyngel, og med størst dødelighet under effektkjøring om vinteren og da spesielt på dagtid (Saltveit m.fl. 2001). Den observerte nedgangen i ungfisktettheter på denne strekningen i Nea er derfor forenlig med en slik negativ effekt av kraftverksdriften. Etter siste regulering (Nedre Nea kraftverk) har ca. 80 % av elvestrekningen nedstrøms Hegsetdammen sterkt redusert vannføring. Bygging av totalt 37 terskler på strekningen har hatt en positiv virkning ved å skape oppholdsplasser for den stasjonære ørretbestanden, særlig på lave vannføringer. På lav vannføring virket imidlertid både tunnellutløpet fra Nedre Nea kraftverk og terskler forsinkende på oppvandringen (Arnekleiv & Rønning 2004). Ungfisktetthetene har variert mye i dette området. Det er betydelig bunnfrysing og små vanndekte arealer på de gjenværende strykstrekningene. Vi antar at vinterdødeligheten kan være betydelig på disse strekningene.

Prøvefiske med garn i Nea viser at ørretbestanden består av fisk i alle lengdegruppene, og med en betydelig andel stor fisk. Ørreten vokser godt og utnytter et bredt spekter av næringskategorier. Selv om det ikke er noen stor rekrutteringssvikt for den stasjonære ørretbestanden, så viser undersøkelsen at det er en svak rekruttering og helt klare negative effekter av kraftverksdriften i nederste del av Nea. Dette medfører sannsynligvis betydelig dødelighet på ungfiskbestanden av ørret. Også i Selbusjøen synes det å være et uutnyttet næringspotensiale for ørret, og kraftutbyggingen i Nea har utvilsomt også rammet rekrutteringen av ørret til Selbusjøen. Utover de klart negative effektene av kraftverksdriften og redusert vannføring på ungfiskbestanden, er det usikkerhet knytta til effekten av konkurranse med ørekyte og endringer i vandringsmulighetene for stor, gytevandrende ørret fra Selbusjøen. Reguleringen, seinest med byggingen av Nedre Nea kraftverk, har derfor medført negative virkninger både i forhold til gyte- og oppvekstarealer (rekruttering) og sannsynligvis i forhold til oppvandring av fisk fra Selbusjøen.

Med dagens driftsforhold og manøvreringsreglement er fiskeutsetting sammen med allerede foreslåtte biotopjusteringer, de mest aktuelle tiltakene for å kompensere de negative effektene av kraftutbyggingen på ungfiskproduksjonen i Nea. Med bakgrunn i ørretens gode vekst, sein kjønnsmodning og varierte næringsvalg synes Nea å kunne ha en noe tettere ørretbestand. Data fra utsettingsforsøket tilsier i så fall at en bør sette ut ettårig og/eller tosomrig ørret som også vil være mindre utsatt for stranding enn mindre fisk.

9 LITTERATUR

- Anon. 2000. Office of Endangered Species, Fish and Wildlife Service. United States Department of Interior. Idaho Conservation League, February 2000. Notat 20 s.
- Arnekleiv, J.V. 1988. Fiskebestand og bunndyr i Nea etter bygging av terskler. NVE- Vassdragsdirektoratet. Biotopjusteringsprosjektet – Terskelprosjektet. Informasjon nr. 28: 1- 35.
- Arnekleiv, J.V. 1991. Reguleringsvirkninger på fisk og fiske i Bangsjøene. Fiskerisakkyndig uttalelse til overskjønn, juni 1991. Notat. 18 s.

- Arnekleiv, J.V. 1992. Fiskebestanden i Nedre Nea 1987-90 og vurdering av skadevirkninger av Nedre Nea kraftverk. – Vitenskapsmuseet Rapp. Zool. Ser. 1992, 1: 1-41.
- Arnekleiv, J.V. & Haug, A. 1996. Økologisk tilstandsrapport for Gjevilvatnet 1986-89, med hovedvekt på plankton, mysis, bunndyr og fisk. – Vitenskapsmuseet Rapp. Zool. Ser. 1996, 5: 1-63.
- Arnekleiv, J.V. & Koksvik, J.I. 1986. Fisk, zooplankton og *Mysis relicta* i Bangsjøene 1983-1985. – Vitenskapsmuseet Rapp. Zool. Ser. 1986, 3: 1-23.
- Arnekleiv, J.V. & Koksvik, J.I. 2002. Leirfossene kraftverk – konsekvensutredninger for ferskvannsbiologi og fisk. – Vitenskapsmuseet Rapp. Zool. Ser. 2002,3: 1-60.
- Arnekleiv, J.V. & Kraabøl, M. 1994. Gytevandring til innsjølevende aure i Gudbrandsdalslågen og Nea. – Fiskesympoiet 1994. EnFO Publikasjon nr. 26: 99-118.
- Arnekleiv, J.V. & Rønning, L. 2004. Migratory patterns and return to the catch site of adult brown trout (*Salmo trutta* L.) in a regulated river. – River Research & Applications 20: 929-942.
- Arnekleiv, J.V., Haug, A. & Rønning, L. 1997. Fiskeribiologiske suppleringsundersøkelser i Homlavassdraget, Sør-Trøndelag, 1997. – NTNU Vitenskapsmuseet Zoologisk notat 1997, 6: 1-22.
- Arnekleiv, J.V., Koksvik, J.I. & Brodtkorb, E. 1997. Fiskebestandene i Nidelva ovenfor lakseførende del, 1984-1995. – Vitenskapsmuseet Rapp. Zool. Ser. 1997, 7: 1-31.
- Arnekleiv, J.V., Koksvik, J. & Koksvik, J.I. 2004. Økologisk tilstandsrapport for Snåsavatnet år 2000, med vekt på plankton, mysis og fisk. – NTNU Vitenskapsmuseet, Rapp. Zool. Ser. 2004, 1: 1-49.
- Arnekleiv, J.V., Hellesnes, I., Lindstrøm, E.A. & Bongard, T. 1997. Vannkvalitet, begroing og bunndyr i Nea 1993-1995. Del II. Forholdene etter regulering. – Vitenskapsmuseet Rapp. Zool. Ser. 1997, 10: 1-46.
- Arnekleiv, J.V., Raddum, G.G., Sandnæs, T.O., Fjellheim, A. & Fergus, T. 2006. Evaluering av terskler som avbøtende tiltak i et utvalg vassdrag i Midt- og Vest-Norge.– NVE, Rapport Miljøbasert vannføring 2006 (i trykk).
- Bohlin, T., Hamrin, S., Heggberget, T.G., Rasmussen, G. & Saltveit, S.J. 1989. Electrofishing. Theory and practice with special emphasis on salmonids. – Hydrobiologia 173: 9-43.
- Bongard, T., Arnekleiv, J.V. & Solem, J.O. 1994. Bunndyr og fisk I Rotla før og etter regulering. II Etter regulering. – Vitenskapsmuseet Rapp. Zool. Ser. 1994, 9: 1-29.
- Borgstrøm, R. 1992. Gjeddefamilien. I: Norges Dyr. Fiskene bind 1. Red: Jonsson, B. & Johanssen, A.S. J.W. Cappelen's Forlag.
- Borgstrøm, R., Brittain, J.E., Hasle, K. & Skjølås, S. 1995. Reduserer ørekyt rekrutteringen til aurebestander? – I: Spredning av ferskvannsorganismer. Seminarreferat. – DN-notat 1995-4: 139-145.
- Borgstrøm, R., Brittain, J.E., Hasle, K., Skjølås, S & Dokk, J.G. 1996. Reduced recruitment in brown trout *Salmo trutta*, the role of interactions with the minnow *Phoxinus phoxinus*. – Nordic J. Freshw. Res. 72: 30-38.
- Brittain, J.E., Brabrand, Å. & Saltveit, S.J. 1995. Effekt på fisk og næringsdyr ved introduksjon av ørekyt – I: Spredning av ferskvannsorganismer. Seminarreferat. – DN-notat 1995-4: 146-148.
- Brittain, J.E., Brabrand, Å., Saltveit, S.J., Bremnes, T. & Røsten, E. 1988. The biology and population dynamics of *Gammarus lacustris* in relation to the introduction of minnows, *Phoxinus phoxinus*, into Øvre Heimdalsvatn, a Norwegian subalpin lake. – Rapp. Lab. Ferskv. Økol. Innlandsfiske 109: 1-30.

- Bruun, P.D. 1988. Populasjonskarakterer og ernæring hos ørret i øvre heimdalsvatn 1985: effekter av økt populasjonstetthet og introduksjon av ørekyt. Cand. scient. oppgave. Biologisk Institutt, Universitetet i Oslo. 51 s.
- Eggan, G. 1990. Lake i Selbusjøen. Ernæring og bestandsvariabler i 1988 og 1982/83. – Vitenskapsmuseet Rapp. Zool. Ser. 1990, 1: 1-21.
- Eie, J.A., Brittain, J.E. & Eie, J.A. 1995. Biotopjusteringstiltak i vassdrag. – NVE, Kraft og miljø 21: 1-79.
- Fjellheim, A., Barlaup, B.T., Gabrielsen, S.E. & Raddum, G.G. 2003. Restoring fish habitat as an alternative to stocking in a river with strongly reduced flow. – Ecohydrology and Hydrobiology 3: 17-26.
- Fredrich, F., Arnekleiv, J.V., Staaks, G. & Rønning, L. 2004. Temperature and food – the finally limiting factors in population dynamics of burbot, *Lota lota* (L.) – Behaviour and Ecology of Freshwater Fish: Linking ecology and individual behaviour. International Conference 22-26 August 2004, Silkeborg, Denmark. Abstract.
- Garnås, E. & Gunnerød, T.B. 1983. Fiskeribiologiske undersøkelser i 1980-1982 i tre sjøer med utsatt *Mysis relicta* i Sør-Trøndelag 1983-12: 1-56.
- Garnås, E., Mykkeltvedt, K. & Tysse, Å. 1996. Spredning og tiltak mot ørekyte (*Phoxinus phoxinus*) i høgfjellsområder i Buskerud. – I: Seminar og Workshop, Biologien til karpefisk i Norge. – Zool. Inst., Univ. I Bergen.
- Hansen, H. 1988. Ernæring hos ørekyt, *Phoxinus phoxinus* (L.) i Øvre Heimdalsvatn og mulige forandringer i zooplanktonsamfunnet som følge av introduksjon av ørekyt. Cand. scient. oppgave. Biologisk Institutt, Universitetet i Oslo. 62 s.
- Hesthagen, T. 1995. Årsaker til spredning av ørekyt og mulige tiltak for å begrense utbredelsen. – I: Spredning av ferskvannsorganismer. Seminarreferat. – DN-notat 1995-4: 133-138.
- Hesthagen, T. & Sandlund, O.T. 1997. Endringer i utbredelse av ørekyte i Norge: årsaker og effekter. – NINA Fagrapport 03: 1-16.
- Hindar, K., Jonsson, B., Ryman, N. & Ståhl, G. 1991. Genetic relationships among landlocked, resident, and anadromous Brown Trout, *Salmo trutta*, L. – Heredity 66: 83-91.
- Holtan, H. 1961. Selbusjøen og Jonsvatnet. En limnologisk undersøkelse. – Norsk Institutt for Vannforskning. Rapport. 1-158.
- Hothe, E., Lund, E. & Finstad, B. 2002. Tiltak for å hindre spredning av ørekyt og for å sikre ørretungenes oppvekstområder. – NINA Oppdragsmelding 735: 1-21.
- Hynes, H.B.N. 1950. The food of freshwater sticklebacks (*Gasterosteus aculeatus* and *Pygosteus pungitius*), with a review of methods used in studies of the food of fishes. – J. Anim. Ecol. 19: 36-58.
- Jensen, J.W. 1979. Utbytte av prøvafiske med standardserier av bunngarn i norske ørret- og røye vann. – Gunneria 31: 1-36.
- 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.
- Johnsen, B.O. 1994. Gjenfangst, vekst og spredning hos ensomrig settefisk utsatt samlet og spredt i to regulerte innsjøer. – NINA, oppdragsmelding 270: 1-24.
- Johnsen, B.O. & Ugedal, O. 1985. Næringsopptak hos ettårig/tosomrig settefisk utsatt i bekk vår, sommer og høst. Settefiskprosjektet, delprosjekt 1.1. – Direktoratet for naturforvaltning, Reguleringsundersøkelsene, rapport 14: 1-51.
- Johnsen, B.O. & Ugedal, O. 1988. Ernæring hos tosomrig settefisk utsatt i innsjø vår, sommer og høst. Settefiskprosjektet, delprosjekt 2.4. – Direktoratet for naturforvaltning, Reguleringsundersøkelsene, rapport 11: 1-23.
- Johnsen, B.O. & Ugedal, O. 1989. Feeding by hatchery-reared brown trout, *Salmo trutta* L. released in lakes. – Aquacult. Fish. Managem. 20: 97-104.

- Johnsen, B.O. & Ugedal, O. 1990. Feeding by hatchery- and pond-reared brown trout, *Salmo trutta* L., fingerlings released in a lake and in a small stream. – Aquacult. Fish. Managem. 21: 253-258.
- Jørgensen, F. 2002. Interaksjoner mellom *Mysis relicta* og zooplankton i Selbusjøen. Cand. scient. oppgave. Zoologisk institutt, NTNU. 33 s.
- Kirkhorn, T., Gabrielsen, S-E. & Barlaup, B. 2005. Habitatprosjektet i Modalen – bruk av datamodeller for å optimalisere fiskeproduksjonen ved terskelbygging i regulerte vassdrag. BKK Rådgivning, Dokument-ID: 10218776: 1-46 + vedlegg.
- Kjøsnes, A.J. 2003. Energiinnhold hos ørret (*Salmo trutta*), røye (*Salvelinus alpinus*) og lake (*Lota lota*) gjennom ett år i Selbusjøen. Hovedfagsoppgave. Institutt for biologi, NTNU. 39 s.
- Koksvik, J. 2000. Prøvefiske i Lille Jonsvatn, Trondheim kommune, 1999. – NTNU Vitenskapsmuseet Rapp. Zool. Ser. 2000, 1: 1-21.
- Koksvik, J. 2002. Prøvefiske i Prestbuvatnet og Mjovatnet, Meldal kommune. – Vitenskapsmuseet Rapp. Zool. Ser. 2002, 1: 1-34.
- Koksvik, J. & Arnekleiv, J.V. 1998. Fiskebiologiske undersøkelser i Storvatnet, Rissa og Leksvik kommuner, Sør-Trøndelag. – Vitenskapsmuseet Rapp. Zool. Ser. 1998, 3: 1-25
- Koksvik, J.I. 2004. Ørekyta har etablert seg i Nidelva. TOFA Årbok 2003/2004: 40-41.
- Koksvik, J.I. & Arnekleiv, J.V. 1988. Zooplankton, *Mysis relicta* og fisk i Snåsavatn 1984-87. – K norske Vidensk. Selsk. Mus. Rapport Zool. Ser. 1988, 3: 1-50.
- Koksvik, J.I. & Langeland, A. 1975. Nye funn av ørekyt, *Phoxinus phoxinus* L., i Tallsjøen (Nord-Østerdal) og Neavassdraget (Tydal) sommeren 1974. – Fauna 28: 20-22.
- Koksvik, J.I., Næsje, T.F. & Grossnickle, N.E. 1995. *Mysis relicta* kan endre innsjøens økosystem. I: Ferskvannsfisk. Økologi, kultivering og utnytting. Red: Borgstrøm, R., Jonsson, B., L'Abée-Lund, J.H. – Norges forskningsråd 1995.
- 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*. Ss. 115-125 I: Nesler, T.P. & Bergersen, E.P. – Mysids in Fisheries: Hard Lessons from Headlong Introductions. American Fisheries Society Symposium 9: 199 s.
- Korsen, I. 1996. Forsøksutsetting av rør i Selbusjøen. Notat. 8 s.
- Korsen, I. 2004. Ferskvannsfisk – problemarter i Sør-Trøndelag. – Fylkesmannen i Sør-Trøndelag, Miljøvern avdelingen Rapport 2004-2: 1-25.
- Kvam, J.S. 2002. Innvirkningen *Mysis relicta* og regulering har på røye (*Salvelinus alpinus*), ørret (*Salmo trutta*) og lake (*Lota lota*) i Selbusjøen. Cand. scient. oppgave. Institutt for biologi, NTNU. 41 s.
- L'Abée-Lund, J.H., Sægvog, H. & Langeland, A. 1995. Overlevelse og habitatbruk hos utsatte ørretstamer. I Borgstrøm, R., Jonsson, B. & L'Abée-Lund, J.H. (red.). Ferskvannsfisk. Økologi, kultivering og utnytting. – Norges Forskningsråd 1995: 146-152.
- Langeland, A. 1976. Fiskeribiologiske undersøkelser i Selbusjøen 1973-75. – Det kgl. Norske vidensk. Selsk. Rapp. Zool. Ser. 1976, 5: 1-74
- Langeland, A. 1981 a. Prøvefiske i terskelbassenger i Nea i 1979 og 1980. – Intern rapport, Terskelprosjektet. 1-20.
- Langeland, A. 1981 b. Vurdering av konsekvenser for fiske og fiskebestand ved planlagt bygging av Nedre Nea kraftverk. – LFI-rapport nr. 48: 1-19.
- Langeland, A. & Haukebø, T. 1979. Ørret, lake og bunndyr i Nea før bygging av terskler. – Terskelprosjektet Informasjon nr. 9: 1-44.
- Langeland, A. & Moen, V. 1992. Røyas tilstand og framtid i mysissjøer i Norge. – NINA Forskningsrapport 22: 1-21.

- Langeland, A., Koksvik, J.I. & Nydal, J. 1986. Reguleringer og utsettinger av *Mysis relicta* i Selbusjøen – virkninger på zooplankton og fisk. – K. Norske Vidensk. Selsk. Mus. Rapport Zool. Ser. 1986, 2: 1-72.
- Langeland, A., Jørgensen, F., Kjøsnes, A.J., Kvam, J. & Aasen, O.M. 2001. Fiskebestanden i Selbusjøen i år 2000 27 år etter Mysisutsettingen. – NTNU Zoologisk institutt. Rapport. 30 s.
- Lien, L. 1981. Biology of minnow *Phoxinus phoxinus* and its interactions with brown trout *Salmo trutta* in Øvre Heimdalsvann, Norway. – Holart. Ecol. 4: 191-200.
- Linlokken, A. 1993. Efficiency of fishways and impact of dams on the migration of Grayling and Brown trout in the Glomma river system, South-eastern Norway. – Regulated Rivers: Research and management 8: 145-153.
- Mills, C.A. 1988. The effect of extreme northerly climatic conditions on the life history of the minnow *Phoxinus phoxinus* (L.) – J.Fish Biol. 33: 545-561.
- Morita, K., Yamamoto, S. & Hoshino, N. 2000. Extreme life history change of white-spotted char (*Salvelinus leucomaenis*) after damming. – Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 57: 1300-1306.
- Museth, J. 2002. Dynamics in European minnow *Phoxinus phoxinus* and brown trout *Salmo trutta* populations in mountain habitats: effects of climate and inter- and intraspecific interactions. Dr. scient. Thesis. 2002: 29. Norges landbrukshøgskole. Institutt for biologi og naturforvaltning.
- Mykkeltvedt, K. & Mørk, S.E. 1995. Prosjekt Ørekyt i Geilotjern, Svartesteinstjern, mellolliggende bekkesystem og Ustedalsvassdraget 1992-1994. – Hol kommune, rapport: 1-23.
- Myllyla, M., Torssonen, M., Pullianen, E. & Kuusela, K. 1983. Biological studies on the minnow, *Phoxinus phoxinus*, in northern Finland. – Aquilo Ser. Zool. 22: 149-156.
- Nesler, T.P. & Bergersen, E.P. 1991. Mysids and Their impact on Fisheries: An introduction to the 1988 Mysid-Fisheries Symposium. – American Fisheries Society Symposium 9: 1-4.
- Northcote, T.G. 1992. Migration and residency in stream salmonids - some ecological considerations and evolutionary consequences. – Nordic Journal of Freshwater Research 67: 5-17.
- Pethon, P. 1989. Aschehougs store fiskebok. 2. utg. Aschehoug, Oslo. 447 s.
- Saltveit, S.J. & Brabrand, Å. 1992. Ørekyt – konkurrent eller næring? Fiskesympoiset februar 1992. Presenterte foredrag: 259-277.
- Saltveit, S.J. & Sættem, L.M. 1991. Ørekyte i Lærdalselva, Sogn og Fjordane. Utbredelse og forslag til tiltak. – Rapp. Lab. Ferskv. Økol. Innlandsfiske 126: 1-16.
- Saltveit, S.J., Halleraker, J.H., Arnekleiv, J.V. & Harby, A. 2001. Field experiments on stranding in juvenile Atlantic salmon (*Salmo salar*) and brown trout (*Salmo trutta*) during rapid flow decreases caused by hydropeaking. – Regul. Rivers: Res. Mgmt. 17: 609-622.
- Strand, R., Fleming, I.A. & Johnsen, B.O. 2000. Utsettinger av laksefisk. Arbeidsmøte Kongsvoll 2000. – NINA Fagrapport 045: 1-49.
- Taugbøl, T., Hesthagen T., Museth, J., Dervo, B. & Andersen, O. 2002. Effekter av ørekyt-introduksjoner og utfiskingstiltak – en vurdering av kunnskapsgrunnlaget. – NINA Oppdragsmelding 753: 1-31.
- Thorstad, E.B., Fiske, P., Aarestrup, K., Hvidsten, N.A., Hårsaker, K., Heggberget, T.G. & Økland, F. 2005. Upstream migration of Atlantic salmon in three regulated rivers. In Spedico, M.T., Lembo, G. & Marmulla, G. (eds). Aquatic telemetry: advances and applications. Proceedings of the Fifth Conference on Fish Telmetry held in Europe. Rome, FAO/COISPA 2005: 111-121.

- Aasen, O.M. 2005. Habitatbruk og ernæring hos aure (*Salmo trutta*), røye (*Salvelinus alpinus*) og lake (*Lota lota*) i Selbusjøen gjennom året. Cand. scient. oppgave. Institutt for biologi, NTNU. 41 s.
- Aass, H. 1995. Habitatsegregering mellom ørret og ørekyt i rennende vann. I: Spredning av ferskvannsorganismer. Seminarreferat. – DN-notat 1995-4: 149-156.
- Aass, P. 1973. Some effects of lake impoundments on salmonids in Norwegian hydroelectric reservoirs. – *Acta Universitatis Uppsaliensis* 234: 1-14.
- Aass, P. 1995. Ørret som settefisk. I Borgstrøm, R., Jonsson, B. & L'Abée-Lund, J.H. (red.). *Ferskvannsfisk. Økologi, kultivering og utnytting*. – Norges Forskningsråd 1995: 138-145.

Vedlegg 1. Utbytte gitt som antall (til venstre) og gram (til høyre) per garnnatt av ørret, røye og lake tatt på **bunngarn satt enkeltvis** fordelt på Selbu-og Klæbuenden i 2003 og 2004. Settefisk er ikke med i oversikten. Redskap som ikke har vært i bruk er merket med *

År, lokalitet og art	Maskevidder (mm)							
	12,5	15,5	21	26	29	35	39	45
2003 Selbu								
Mai								
Ørret n = 123	1,1 - 66	1,4 - 59	1,5 - 152	4,3 - 734	4,9 - 1174	1,6 - 645	0,7 - 247	0,6 - 389
Røye n = 0	-	-	-	-	-	-	-	-
Lake n = 10	-	-	0,1 - 32	-	0,7 - 145	0,4 - 139	-	-
August								
Ørret n = 132	3,0 - 122	4,7 - 316	4,5 - 472	1,8 - 429	1,7 - 423	0,8 - 336	0,3 - 167	0,7 - 322
Røye n = 6	-	-	0,3 - 23	0,5 - 87	-	-	-	-
Lake n = 24	-	1,0 - 45	0,3 - 20	2,0 - 320	0,3 - 72	0,2 - 46	-	-
Oktober								
Ørret n = 103	1,2 - 102	2,2 - 71	1,8 - 183	4,5 - 744	2,7 - 537	1,7 - 611	1,2 - 515	0,2 - 82
Røye n = 20	0,7 - 12	0,2 - 7	0,2 - 15	0,5 - 112	0,3 - 66	1,0 - 206	0,3 - 108	-
Lake n = 48	0,2 - 4	0,2 - 8	1,0 - 116	3,2 - 589	2,2 - 509	0,2 - 61	0,2 - 83	-
2003 Klæbu								
August								
Ørret n = 142	5,2 - 157	4,3 - 240	3,8 - 355	3,0 - 565	2,0 - 491	0,7 - 252	1,0 - 314	-
Røye n = 5	-	-	0,2 - 26	0,5 - 95	-	-	-	-
Lake n = 16	-	0,2 - 6	0,3 - 26	1,2 - 176	0,8 - 177	-	-	-
2004 Selbu								
Juni								
Ørret n = 117	1,8 - 72	2,8 - 134	3,8 - 399	2,2 - 438	2,8 - 711	1,2 - 407	0,5 - 235	0,5 - 221
Røye n = 10	-	0,7 - 74	0,1 - 14	0,2 - 19	0,7 - 118	-	-	-
Lake n = 6	-	-	-	0,3 - 79	0,5 - 104	0,2 - 51	-	-
August/sept								
Ørret n = 124	7,8 - 226	1,7 - 63	2,4 - 219	2,3 - 392	2,3 - 658	0,3 - 156	0,8 - 460	0,5 - 333
Røye n = 7	-	0,3 - 38	-	0,5 - 100	0,2 - 27	0,2 - 43	-	-
Lake n = 10	0,3 - 10	0,2 - 5	0,3 - 31	0,3 - 62	0,2 - 43	-	-	-
2004 Klæbu								
August								
Ørret n = 141	5,5 - 209	3,5 - 244	4,6 - 404	1,8 - 334	1,2 - 274	1,2 - 314	0,8 - 379	0,3 - 49
Røye n = 5	-	0,3 - 8	-	0,3 - 67	0,2 - 45	-	-	-
Lake n = 13	0,2 - 30	0,2 - 6	0,3 - 22	1,0 - 159	0,2 - 28	-	-	0,2 - 134

Vedlegg 2. Utbytte gitt som antall (til venstre) og gram (til høyre) per garnnatt av ørret, røye og lake tatt på **bunngarn satt i lenke** fordelt på Selbu-og Klæbuenden i 2003 og 2004. Settefisk er ikke med i oversikten. Redskap som ikke har vært i bruk er merket med *

År, lokalitet og art	Maskevidder (mm)							
	12,5	15,5	21	26	29	35	39	45
2003 Selbu								
Mai								
Ørret n = 10	1,0 - 17	-	1,5 - 178	-	1,0 - 219	-	-	-
Røye n = 5	1,5 - 21	-	-	-	0,5 - 73	0,5 - 35	-	-
Lake n = 26	1,0 - 203	-	0,8 - 98	6,5 - 1121	1,5 - 318	1,0 - 307	1,5 - 258	-
August								
Ørret n = 3	-	0,3 - 42	-	-	-	-	0,7 - 279	-
Røye n = 2	-	0,3 - 22	-	-	-	-	0,3 - 120	-
Lake n = 20	-	0,3 - 18	0,3 - 36	5,3 - 934	-	0,3 - 102	-	-
Oktober								
Ørret n = 6	-	-	1,0 - 54	-	-	-	-	-
Røye n = 1	-	0,3 - 9	-	-	-	-	-	-
Lake n = 21	-	0,3 - 42	0,8 - 81	1,7 - 320	1,0 - 247	2,3 - 756	-	-
2003 Klæbu								
August								
Ørret n = 10	-	2,0 - 85	0,2 - 9	-	0,7 - 170	-	0,3 - 70	-
Røye n = 9	1,7 - 39	0,3 - 60	0,2 - 9	-	0,7 - 122	-	-	-
Lake n = 10	-	0,3 - 16	-	2,0 - 321	1,0 - 213	-	-	-
2004 Selbu								
Juni								
Ørret n = 8	-	-	1,3 - 116	-	-	-	-	-
Røye n = 23	2,3 - 38	1,7 - 116	1,5 - 129	0,7 - 106	-	-	-	-
Lake n = 16	-	-	0,3 - 32	3,0 - 499	1,3 - 293	0,3 - 127	-	-
August/sept								
Ørret n = 0	-	-	-	-	-	-	-	-
Røye n = 4	1,0 - 20	-	-	0,3 - 48	-	-	-	-
Lake n = 45	-	-	2,3 - 238	5,3 - 1001	4,3 - 1040	0,7 - 199	-	-
2004 Klæbu								
August								
Ørret n = *	*	*	*	*	*	*	*	*
Røye n = *	*	*	*	*	*	*	*	*
Lake n = *	*	*	*	*	*	*	*	*

Vedlegg 3. Utbytte gitt som antall (til venstre) og gram (til høyre) per garnnatt av ørret, røye og lake tatt på **flytegarn** fordelt på Selbu-og Klæbuenden i 2003 og 2004. Settefisk er ikke med i oversikten. Redskap som ikke har vært i bruk er merket med *

År, lokalitet og art	Maskevidder (mm)					
	10	15,5	19,5	26	29	35
2003 Selbu						
Mai						
Ørret n = 1	-	-	-	0,3 - 41	-	-
Røye n = 0	-	-	-	-	-	-
Lake n = 0	-	-	-	-	-	-
August						
Ørret n = 13	-	-	-	4,0 - 801	2,0 - 791	0,5 - 167
Røye n = 9	-	-	0,5 - 47	3,5 - 741	0,5 - 104	-
Lake n = 0	-	-	-	-	-	-
Oktober						
Ørret n = 23	-	-	-	2,0 - 365	4,0 - 1069	1,7 - 546
Røye n = 5	-	0,7 - 47	0,7 - 59	0,3 - 35	-	-
Lake n = 0	-	-	-	-	-	-
2003 Klæbu						
August						
Ørret n = 9	-	0,7-135	1,0 - 231	0,7 - 139	0,7 - 156	-
Røye n = 142	-	-	1,0 - 105	21,3 - 3619	25,0 - 4631	-
Lake n = 0	-	-	-	-	-	-
2004 Selbu						
Juni						
Ørret n = 7	0,3 - 4	0,7 - 100	0,7 - 116	0,3 - 45	0,3 - 73	-
Røye n = 4	-	-	-	0,3 - 56	1,0 - 181	-
Lake n = 0	-	-	-	-	-	-
August/sept						
Ørret n = 2	-	-	-	0,3 - 66	0,3 - 83	-
Røye n = 42	-	-	0,3 -54	6 - 1058	7,3 - 1468	0,3 - 88
Lake n = 0	-	-	-	-	-	-
2004 Klæbu						
August						
Ørret n = 5	-	-	0,5 - 95	1,5 - 327	-	0,5 - 211
Røye n = 2	-	-	-	-	1,0 - 177	-
Lake n = 0	-	-	-	-	-	-



Fisker (navn):
Telefonnr.:
Adresse:
.....

1. Hvor mange fisk fikk du av hver art i 2003 (totalfangst)?

- ørret
- røye
- lake

2. Hvor mange av ørretene var merket med

- klipt fettfinne
- klipt fettfinne og høyre bukfinne
- klipt fettfinne og venstre bukfinne
(se tegning bak på arket)

3. Jeg har fisket i

- Selbusjøen ☐
- Nea ☐

4. Hva slags redskap ble brukt?

- garn ☐
- stang ☐
- andre ☐

5. Skjellprøver tatt av

(NB! Ta prøver av all merka fisk og oppgi lengde, vekt, dato)

- stk. merka ørret
- stk. umerka ørret over 800 g

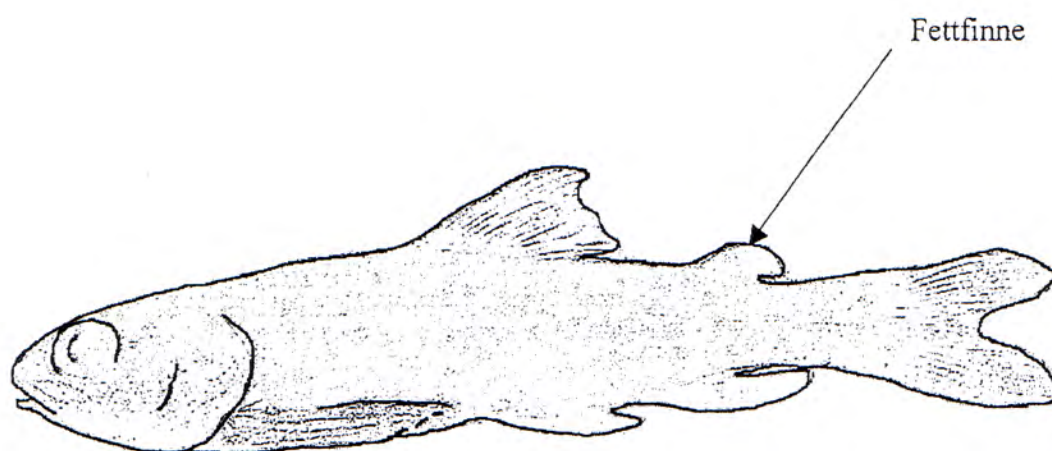
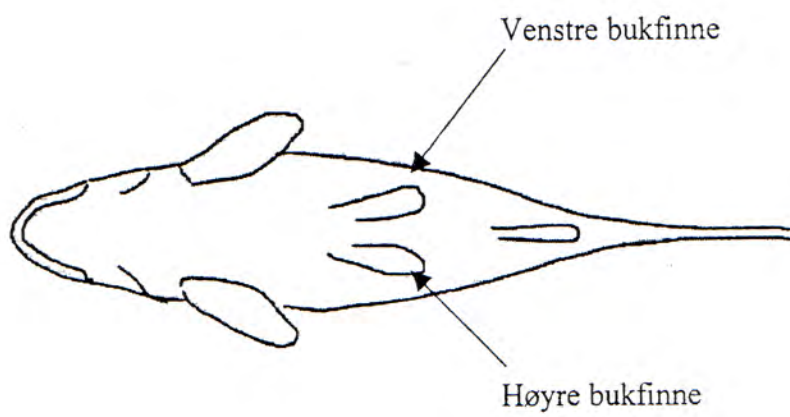
De som leverer utfylte skjema blir med på lodd-trekning av fiskeutstyr til kr 1 000,-.

Takk for hjelpa!

Jo Vegar Arnekleiv
Prosjektleder

Skjemaet sendes: Jo Vegar Arnekleiv
NTNU Vitenskapsmuseet
7491 Trondheim

eller leveres på Sporten i Selbu



Rapportserien

«Norges teknisk-naturvitenskapelige universitet, Vitenskapsmuseet Rapport zoologisk serie» er en videreføring av »Vitenskapsmuseet Rapport Zoologisk Serie» og presenterer stoff fra de zoologiske fagområdene ved Vitenskapsmuseet. Serien bringer i hovedsak arbeider fra oppdragsprosjekter og andre undersøkelser og forskning ved Seksjon for Naturhistorie. Serien er ikke periodisk og antall numre varierer pr. år. Serien startet i 1974 og det finnes parallelle botaniske og arkeologiske rapportserier ved Vitenskapsmuseet. Mindre arbeider og utredninger som av ulike grunner trenger en rask publisering og distribusjon presenteres i en egen notatserie: »Norges teknisk-naturvitenskapelige universitet, Vitenskapsmuseet Zoologisk notat».

Til forfatterne

Manuskripter

Manuskripter bør leveres som papirutskrift og som tekstfil i Word. Vitenskapelige slekts- og artsnavn kursiveres. Manuskripter til rapportserien skal skrives på norsk, unntatt abstract (se nedenfor). Unntaksvis, og etter avtale med redaktøren, kan manuskripter på engelsk bli tatt inn i serien. Tekstfilen(e) skal inneholde en ren «brødtekst», dvs. med færrest mulig formateringskoder. Hovedoverskrifter skal skrives med store bokstaver, de øvrige overskrifter med små bokstaver. Manuskriptet skal omfatte:

1. Eget ark med manuskriptets tittel og forfatterens/forfatternes navn. Tittelen bør være kort og inneholde viktige henvisningsord.
2. Et referat på norsk på maksimum 200 ord. Referatet innledes med bibliografisk referanse og avsluttes med forfatterens/forfatternes navn og adresse(r).
3. Et abstract på engelsk som er en oversettelse av det norske referatet.

Manuskriptet bør for øvrig inneholde:

4. Et forord som ikke overstiger en trykkside. Forordet kan gi bakgrunnen for arbeidet det rapporteres fra, opplysninger om eventuell oppdragsgiver og prosjekt- og programtilknytning, økonomisk og annen støtte, institusjoner og enkeltpersoner som bør takkes osv.
5. En innledning som gjør rede for den faglige problemstillingen og arbeidsgangen i undersøkelsen.
6. En innholdsfortegnelse som viser stoffets inndeling i kapitler og underkapitler.
7. Et sammendrag av innholdet. Sammendraget bør ikke overstige 3 % av det øvrige manuskriptet. I spesielle tilfeller kan det i tillegg også tas med et «summary» på engelsk.
8. Tabeller og figurer leveres på separate ark og skrives i egne filer. I teksten henvises de til som «Tabell 1», «Figur 1» osv.

Litteraturhenvisninger

En oversikt over litteratur som det er henvist til i manuskriptteksten samles bakerst i manuskriptet under overskriften «Litteratur». Henvisninger i teksten gis som Haftorn (1971), Arnekleiv & Haug (1996) eller, dersom det er flere enn to forfattere, som Sæther *et al.* (1981). Om det blir vist til flere arbeider, angis det som «som flere forfattere rapporterer (Haftorn 1971, Thingstad *et al.* 1995, Arnekleiv & Haug 1996,)), dvs. forfatterne nevnes i kronologisk orden, uten komma mellom navn og årstall. Litteraturlisten ordnes i alfabetisk rekkefølge: det norske alfabetet følges: aa = å (utenom for nederlandske, finske og etniske navn), ö = ø osv. Flere arbeid av samme forfatter i samme år angis ved a, b, osv. (Elven 1978a, b). Ved lik alfabetisk prioritet går to forfattere foran tre eller flere («*et al.*»).

Eksempler:

Tidsskrift/serie

Slagsvold, T. 1977. Bird song activity in relation to breeding cycle, spring weather, and environmental phenology. – *Ornis Scand.* 8: 197-222.

Arnekleiv, J.V. & Haug, A. 1996. Fiskebiologiske undersøkelser i Holmvatnet og Rundtuvatnet, Rana kommune, Nordland, 1995. – *Vitenskapsmuseet Rapp. Zool. Ser.* 1996, 3: 1-22.

Kapittel

Nilsson, S.G. & Ericson, L. 1992. Conservation of plants and animal populations in theory and practice. s. 71-112 i Hansson, L. (red.). *Ecological principles of nature conservation.* – Elsevier Appl. Sci., London.

Monografi/bok

Urke, H. A. 2001. Utvikling av sjøtoleranse og vandringsatferd hos Atlantisk laks (*Salmo salar* L.) med og utan oppdrettsbakgrunn. – Cand.scient. oppgave i akvakultur. Norges teknisk-naturvitenskapelige universitet, Zoologisk institutt. 79 s. Upubl.

Haftorn, S. 1971. *Norges Fugler.* – Universitetsforlaget, Oslo. 862 s.

Illustrasjoner

Figurer (i form av fotografier, tegninger osv.) leveres separat, på egne ark, dvs. de skal ikke inkluderes eller monteres i brødteksten. På papirutskriften av manuskriptet skal det i venstre marg angis hvor i teksten figurene ønskes plassert. Strekfigurer, kartutsnitt o.l. figurer skal være trykkeferdige fra forfatterens hånd. Skal rapporten inneholde fargebilder, bør også disse leveres som jpg-filer.

Opplag

Rapporten trykkes vanligvis i et opplag på 150-300 eksemplarer.

ISBN 978-82-7126-739-1
ISSN 0802-0833