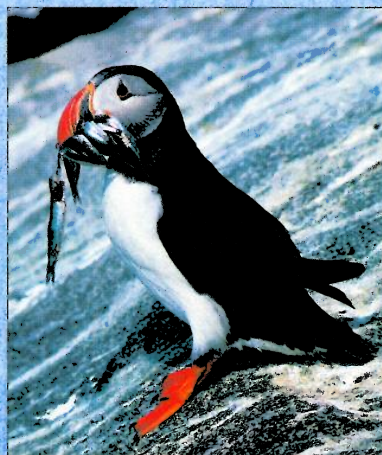
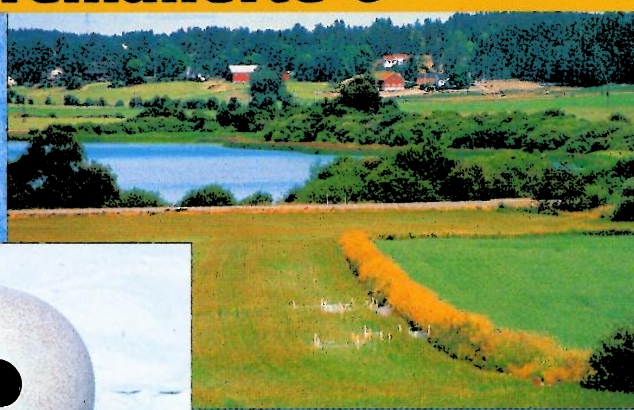
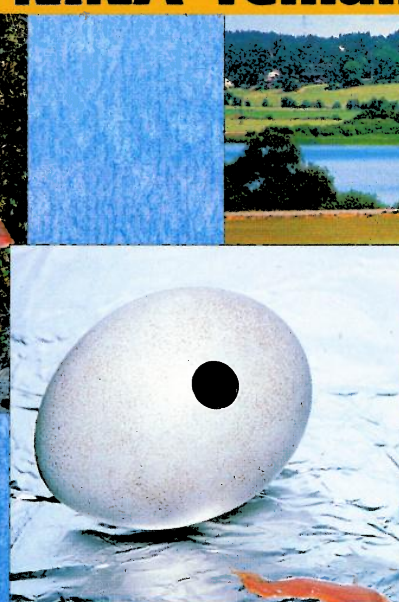


NINAs strategiske instituttprogrammer 1991-95

Innsjøers produktivitet Sluttrapport



NINA Temahefte 6



NINAs strategiske instituttprogrammer 1991-95:
Innsjærs produktivitet. Sluttrapport. NINA Temahefte 6: 1-48.

Trondheim, januar 1997

ISSN 0804-421X
ISBN 82-426-0721-4

Forvaltningsområde:
Norsk: Bærekraftig høsting, fisk
Engelsk: Sustainable harvesting; fish

Rettighetshaver ©:
NINA•NIKU Stiftelsen for naturforskning
og kulturminneforskning

Publikasjonen kan siteres fritt med kildeangivelse

Redaksjon:
Arnfinn Langeland
Bror Jonsson
NINA•NIKU

Design, layout og redigering:
Eva Marie Schjetne
Tegnekontoret NINA•NIKU

Sats: NINA•NIKU
Repro: Trondheim Repro AS
Trykk: Strindheim Trykkeri AL

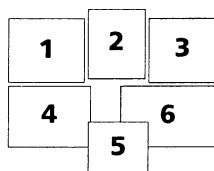
Opplag: 400

Trykt på miljøpapir

Kontaktadresse:
NINA•NIKU
Tungasletta 2
7005 Trondheim
Tel: 73 58 05 00
Fax 73 91 54 33

Foto:
Side 7: Olaug H. Nesheim
8: Arnfinn Langeland
14: Tor F. Næsje
21: Arnfinn Langeland
25: Trygve Hesthagen
44: Finn R. Gravem

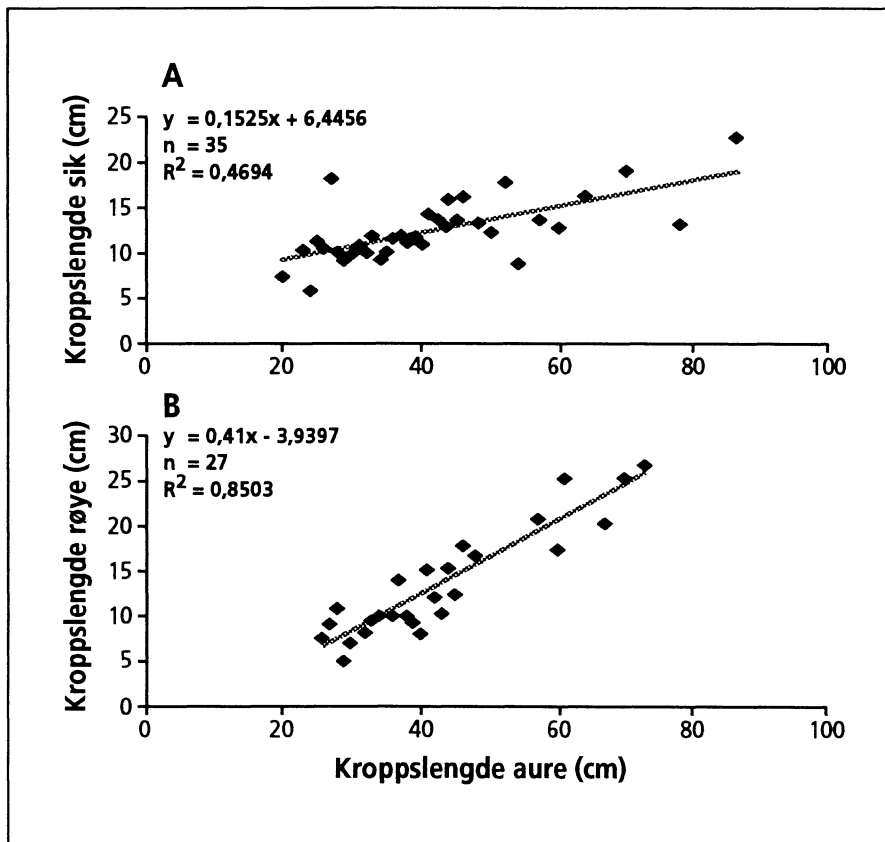
Omslag



1: Peter Kirkby
2: Tycho Anker-Nilssen
3: Oddvar Hanssen
4: Arnfinn Langeland
5: Torgeir Nygård
6: Gary Fry

Sitat på omslagets bakside:
"Ailifr algr bar fiska i Raudsio" betyr at Eilif Elg bar fisk opp i Rausjøen
(Østre Gausdal). Innskrift fra omkring år 1100 på runestein fra Gausdal.
Det eldste sikre vitnesbyrd om utsetting av fisk i opprinnelige tomme
fiskevann. (Aarsberetn. fra Foren. t. norske fortid.-merkers bevar. 1856,
s. 28.)

Retting av figur 3.3, side 17. Correction of figure 3.3, page 17.



NINAs strategiske instituttprogrammer
1991-95

Innsjøers produktivitet
Sluttrapport

NINA Temahefte 6

Norsk institutt for naturforskning

NINAs strategiske instituttprogrammer 1991-95

I perioden 1991-95 har NINA gjennomført seks instituttprogrammer. Programmene, som har bestått av langsiktig og målrettet forskning, framkom gjennom en dialog mellom NINA og Nasjonal komité for miljøvernforskning (NMF) under Norges allmennvitenskapelige forskningsråd (NAVF). Som strategiske programmer har programmene vært grunnleggende for opprettholdelse og videreutvikling av fagkompetanse i NINA rettet mot miljøforvaltningen. Hensikten har vært å styrke instituttets fagkompetanse innen områder der NINA tradisjonelt har vært sterke, og å utvikle kompetanse innen nye områder der forvaltningen trenger naturforskning. Dette har vært gjort både gjennom kompetanseoppbygging av egne forskere og ingeniører og rekruttering av nye medarbeidere, der dette har vært nødvendig og/eller ønskelig. I programmene har man lagt vekt på å publisere resultatene i internasjonale fora etterhvert som de har fremkommet, så vel som å gjøre dem kjente i relevante, nasjonale sammenhenger. På denne måten har programmene vært vesentlige for å sikre instituttets stilling i markedet spesielt, og styrke vår nasjonale kompetanse innen miljøforskning generelt.

De seks programmene har omhandlet innsjøers produktivitet, bevaring av genressurser, forurensningsøkologi, store rovdyns økologi, landskapsøkologi og kystøkologi. I tillegg har instituttet hatt et sjuende program om fritidsbruk av natur, som er avsluttet tidligere. I en rekke på seks rapporter gir vi herved en samlet fremstilling av hovedresultatene så langt. Forskning er imidlertid en langsiktig, intellektuell prosess. Selv om feltarbeid og analyser nå i hovedsak er avsluttet, venter vi at nye publikasjoner fortsatt vil komme, basert på de studier som her er utført. Fordi kunnskaps- og kompetanseoppbygging er en kontinuerlig prosess, skal man ikke se på disse sluttrapportene som endelige, selv om de markerer en nyttig avrunding av arbeidet så langt.

Programmene har vært viktige i NINAs nasjonale og internasjonale forskningssamarbeid, og forskere fra mange institusjoner og flere land har deltatt. Den økonomiske støtten har også vært flersidig. Mange av delprosjektene har fått ekstern økonomisk støtte, f.eks. fra forskningsråd, EU og/eller forvaltning, i tillegg til den støtten som har vært bevilget over programmene. Dette har økt omfanget av prosjektene, og gitt dem nyttig kvalitetssikring underveis, f.eks. ved søknads- og framdriftsevaluering. I tillegg har dette vært med på å sikre relevansen for samfunnet av den forskningen som har vært utført, både i nasjonalt og europeisk perspektiv. Denne flersidigheten ved finansieringen har vært vesentlig for å gi prosjektene det volumet som har vært nødvendig for gjennomføring av moderne miljøforskningsprogrammer i stor skala. Vi mener dette er en god modell som videreføres i de nye instituttprogrammene NINA nå har startet.

Det er vårt håp og tro at forvaltning og samfunn vil finne sluttrapportene nyttige og interessante. Ønsker man å gå dypere inn i enkeltresultatene, er det ved slutten av hver rapport et appendiks der referanser til de separate studiene er gitt. Dette er ment som inngangsport til videre fordykning i f.eks. metodikk, forsøksbetingelser eller statistiske analyser. Enkeltarbeidene gir også et bedre bilde av omfanget av arbeidet som ligger bak denne oppsummeringen, og sikkerheten i de konklusjonene som er trukket. Vi mener at dette kan være til god støtte ved bruken av rapportene.

Det er med glede vi gir denne oppsummeringen av de enkelte programmene, og retter en stor takk til alle som har bidratt til å gjøre dem vellykkede.

Eivin Røskaft
direktør

Referat

NINAs strategiske instituttprogrammer 1991-95: Innsjøers produktivitet. Sluttrapport. NINA Temahefte 6: 1-48.

Ressursfordeling mellom aure og røye reguleres av konkurranse om mat og plass, arvelige forskjeller med hensyn til preferanse for temperatur, lys og effektivitet ved næringsopptak og tilgjengelighet av byttedyr. Dette ble vist gjennom feltundersøkelser i sju innsjøer i Sør-Trøndelag. I den første levetiden holder røyeungene seg langs bunnen, ofte på dypt vann. Fra en viss terskelstørrelse begynner en del av dem å søke ut i de frie vannmassene, mens andre forblir i bunnære områder. Avgjørelsen om hvorvidt et individ skal vandre ut i vannmassene eller ikke, kan ses på som en avveining mellom fordelene ved å spise og faren for selv å bli spist, og resultatet bestemmes av størrelsen på fordelen i forhold til risikoen. Den nedre lengden for når røya vandrer ut i vannmassene, er ofte i nærheten av 15 cm, men den eksakte terskelstørrelsen avhenger av størrelsen på de potensielle predatorerne i innsjøen og hvor klart vannet er. Utfisking kan føre til at artenes habitatbruk midlertidig endres. I Songsjøen førte det til at røya kom inn på grunnområdene langs land og fortrengte auren til dypere områder. Tiltaket må imidlertid vedlikeholdes om man skal kunne oppnå varige endringer i habitatbruken. Tiltaket er derfor svært ressurskrevende.

Aure som fiskepredator ble studert ved feltundersøkelser i Femund, og ved felteksperimenter i Store Renne og Langvatn. I Femund tar auren røye og sik, i Store Renne tar den røye og i Langvatn røye og trepigget stingsild. Auren kan begynne å ete fisk fra en lengde på ca 20 cm, og fra ca 30 cm er fisk dominerende bytte. Byttefiskene er som oftest kortere enn 15 cm. Næringsopptaket hos fiskespisende aure er så stort at 2-3 predatorer pr ha innsjøareal trolig er nok til å regulere en bestand av småvokst røye. Utsetting av flere predatorer fører til at en del ikke finner byttefisk og vokser dårlig etter utsetting. I røye- og sikbestander med variabel rekruttering vil egnede byttefisker bare være tilgjengelig i år med god rekruttering. I slike bestander vil overlevelsen hos nyklekt sik- eller røyeungel ofte være omvendt proporsjonal med tettheten av voksen fisk av samme art. Hvis vi beskatter voksenbestanden av bytteartene riktig, kan vi sikre god næringstilgang for den fiskespisende auren.

Aure er ikke i stand til å beskatte tette bestander av mort. Dette ble undersøkt i to små, humusholdige innsjøer med dårlig siktedyp der potensielt fiskespisende, stor aure ble utsatt. Årsaken til at auren ikke greide å beskatte morten var at morten skjulte seg i vegetasjonen på grunt vann og i mørke, dype vannmasser, der auren ikke fikk tak i den. Etter ca 2 måneder begynte auren å forsvinne, og morten gjenopptok sitt vanlige atferdsmønster med beiting i de frie vannmassene. Gjørs kan være bedre egnet til å redusere mortebestander. I det eutrofe Tunevannet i Østfold, ble det satt ut 20 gjørs i perioden 1993-1995. Det er imidlertid for tidlig å stadfeste i hvilken grad gjørsen kan regulere bestanden av mort i Tunevannet.

Ifølge gjeldende teori for næringsopptak hos planktonspisende fisk, er den minste størrelsen av næringsdyr en fisk kan fange bestemt av avstanden mellom gjellegitterstavene som siler

næringspartiklene fra vannet. Våre undersøkelser tyder på at dette ikke er riktig. Selv om avstanden mellom gjellestavene varierte mellom ulike fiskearter og mellom ulike størrelser av fisk innen hver art, spiste de alle like små individer av zooplanktonet. Det foreslås derfor at andre mekanismer kan være av større betydning for fiskens opptak av små byttedyr enn avstanden mellom stavene i gjellegitteret.

Sterk beskatning av mellomstor fisk i Songsjøen førte til at det ble mer storvokst aure på grunn av økt overlevelse hos den store fisken. Beskatningen førte imidlertid ikke til redusert bestandstetthet eller økt veksthastighet. Hos røye derimot, førte beskatningen til redusert bestandstetthet og økt vekst.

Det ble foretatt undersøkelser av aurens næringsdyr i fem reguleringsmagasiner i Oppland: Storevatnet, Aursjøen, Tesse, Vinstervatna og Øyvattet. Fåbørstemark og fjærmygg-larver var de vanligste bunndyrgruppene. Begge gruppene omfatter hardføre arter som overlever over laveste regulerte vannstand. Den største tettheten av fjærmygg ble funnet i Storevatnet med 1300 individer pr. m² (30 m dyp), mens den største tettheten av fåbørstemark ble funnet i Aursjøen med 250 individer pr. m² (19 m dyp). Muslinger ble ikke registrert over laveste regulerte vannstand i noen av innsjøene. Størst tetthet av muslinger ble funnet på 20 m dyp i Tesse med 690 individer pr. m². Blant zooplanktonet var vannloppene mer tallrike enn hoppekrepsartene. Den største tettheten av vannlopper ble registrert i Aursjøen med 6876 individer pr. m³, med dominans av *Bosmina longispina* (5180 individer pr. m³). Tettheten av hoppekreps var størst i Vinstervatna med 3540 individer pr. m³. Av disse utgjorde *Cyclops scutifer* 2590 individer pr. m³. I Tesse dominerte de samme artene dyreplankton-samfunnet, som for 100 år siden.

Bruk av ulike habitater hos stedegen og fremmed aure ble undersøkt i fire reguleringsmagasiner. Det ble funnet stor variasjon i aurens habitatbruk mellom magasinene, og mellom aure av stedegen og fremmed stamme i samme magasin. Pelagisk aure var mest vanlig i magasiner med høy tetthet av vannlopper (*Daphnia* spp. og *Bythotrephes longimanus*). I magasiner med store bentiske krepsdyr som skjoldkreps og lav forekomst av vannlopper brukte auren de frie vannmassene lite. I magasinet med størst tetthet av vannlopper utnyttet den stedegne auren pelagialsonen mye mer enn det utsatt fisk av fremmede stammer (Tunhovdfjord- og Bjornesfjord-aure) gjorde. Disse to stammene kommer fra innsjøer med lite pelagisk aure.

Avkastningen av aure i det høytliggende reguleringsmagasinet, Tesse, ble undersøkt gjennom 14 år (1979-1992), og analysert i forhold til varierende antall utsatt aure. Avkastningen varierte mellom 850 og 3 500 kg (0,6-2,5 kg/hektar). Over 80 % av fangstutbyttet ble tatt med 35 mm settegarn mens det resterende ble tatt på oter. En økning fra 10 000 til 25 000 ensomrig settefisk økte ikke fangstutbyttet, fordi økningen i antall førte til redusert vekst og derved redusert fiskestørrelse. På den annen side førte reduksjon av utsettingene til en klar økning i fangst pr. garnnatt og total avkastning. Resultatene tyder på at fiskens vekst er tetthetsavhengig. Andelen stedegen fisk avtok med økning i utsettingene. Dette indikerer at utsettingene hadde negativ effekt på bestandens naturlige rekruttering.

Avkastning og vekst hos stedegen og utsatt aure av fremmed stamme ble undersøkt i et høyfjellsmagasin (Aursjøen) gjennom en 13-års periode (1981-93). Utsatt aure utgjorde ca 3/4 av fisken i høstbar størrelse, og den årlige avkastningen fra garnfiske har variert mellom 0,93-2,43 kg pr. hektar. Det var kun små forskjeller i tilveksten hos utsatt og naturlig rekruttert aure, noe som tyder på at den fremmede fisken var godt tilpasset de lokale miljøforholdene. Det var store, årlige variasjoner i fiskens tilvekst. Vanntemperaturen synes å kunne forklare en stor del av denne variasjonen, idet antall dager med vanntemperatur over 10 °C forklarte 61 % av årsvariasjonen i lengdevækst. Det var også positiv sammenheng mellom årlig fangst pr. garnnatt og antall dager med vanntemperatur over 10 °C. Vanntemperaturen i Aursjøen har vært relativt lav de siste årene, og derfor har både tilvekst og fangstutbytte vært under gjennomsnittet for perioden. Skjoldkrepssbestanden har blitt kraftig redusert i samme periode. Dette har trolig også virket negativt på aurens tilvekst.

Utsetting av to-somrig aure av fremmed stamme i et reguleringsmagasin med innførte bestander av sik og ørekyte ga dårlig effekt. Gode vekstforhold i anlegget gjorde at oppdrettsfisken ved utsetting var større enn stedegen auren på samme alder. Etter utsetting fikk imidlertid oppdrettsfisken lavere veksthastighet enn den stedegne fisken. I tillegg var overlevelsen dårligere, og bare en liten andel av settefisken oppnådde høstbar størrelse. Generelt var vekstforholdene for aure i magasinet dårlige. Dette skyldes trolig både redusert næringstilgang som følge av reguleringen, og innførselen av sik og ørekyte med nedbeiting av planktonsamfunnet og desimering av skjoldkrepssbestanden som følge.

Emneord: Biomanipulering - Høsting - Ressursbruk - Ernæring - Fiskeutsettinger - Konkurrans - Predasjon

Arnfinn Langeland, Zoologisk institutt, Norges teknisk naturvitenskapelige universitet, N-7055 Dragvoll.

Bror Jonsson, Norsk institutt for naturforskning, Dronningens gt 13, Postboks 736 Sentrum, N-0105 Oslo.

Abstract

NINAs strategiske instituttprogrammer 1991-95: Innsjøers produktivitet. Sluttrapport. NINA Temahefte 6: 1-48.

Resource use of sympatric brown trout and Arctic charr in lakes is influenced by competition for food and space, selective differences in temperature preference, visual acuity and ability to find food at low light intensities, feeding efficiencies and the availability of food. This was found in a field study in seven lakes in Sør-Trøndelag. Young charr dwell in epibenthic, usually deep areas. From a certain size, a part of the populations move into the pelagic where they feed on zooplankton. Whether or not an individual will leave epibenthic areas may be viewed as a trade-off between feeding profitability and the risk of being eaten by a predator. The relative size of the profit and cost is influenced by the size of the fish. The length threshold for pelagic living in Arctic charr is approximately 15 cm; the exact size is determined by the size of the potential predators and the visual properties of the water. Intense fishing resulted in a temporary change in the habitat use of the two species. The charr moved into the shallow littoral formerly used by the trout, whereas the trout moved into deeper epibenthic waters.

Fish eating brown trout (ferox trout) was studied in a field study in the Lake Femund, and field experiments in the Lakes Store Renne and Langvatn. The ferox trout feed on Arctic charr and whitefish in the Lake Femund, Arctic charr in the Lake Store Renne and Arctic charr and threespine stickleback in the Lake Langvatn. The trout became fish eating from a length of ca 20 cm, and from 30 cm onwards, fish was the main food item. The prey fish were usually shorter than 15 cm in length. Two to three ferox trout per ha is enough to regulate the population size of overpopulated charr lakes. In lakes with large annual variations in recruitment of the prey populations, the presence of suitable prey will vary accordingly. In such cases, there seem to be an inverse relationship between the size of the parent generation and that of the offspring of the prey species. Proper harvesting of adults of the prey species, however, may regulate the supply of suitable prey.

Ferox trout cannot regulate the population size of roach in lakes. This was tested in two small lakes where large brown trout were released. The roach moved into the littoral vegetation and hypolimnion by the presence of ferox trout, and in this way they were able to escape predation. After approximately two months, the ferox trout disappeared and the roach returned to the pelagic zone. Zander may be a more efficient roach predator. This is currently tested in the Lake Tunevatn.

It is generally assumed that gill raker spacing determine minimum prey size in planktivorous fish. However, it was found that minimum size of zooplankton eaten (ca 0.5 mm) was the same for different species and different size groups of the same species in spite of very different gill raker spacing. Thus, it is concluded that minimum prey size is determined by other mechanisms than gill raker spacing alone.

Intense exploitation of medium sized fish in the Lake Songsjøen, resulted in more large sized brown trout due to increased survi-

val of large fish. Neither reduced density nor increased growth rate were observed for brown trout. In Arctic charr, on the other hand, density decreased and the individual growth rate increased.

Fish populations and prey organisms were studied in five regulated lakes in the county of Oppland: Storevatn, Aursjøen, Tesse, Vinsteren and Vinstervatna. Oligochaeta and chironomid larvae were the most common zoobenthos. The Lake Storevatnet supported the largest amount of chironomids with a maximum density of 1 300 individuals per m² at a depth of 30 m. The highest density of Oligochaeta was found in Aursjøen (250 individuals per m² at 19 m depth). Molluscs were never found above the minimum water level of the impoundments. Greatest density of molluscs was found at 20 m depth in Tesse (690 individuals per m²). Cladoceran were more abundant than copepod zooplankton. The largest density of cladocerans was found in Aursjøen (6 876 individuals per m³), with *Bosmina longispina* as the dominant species (5 180 individuals per m³). Copepods were most abundant in Vintervatna (3 540 individuals per m³). The main species was *Cyclops scutifer* (2 590 individuals per m²). The Lake Tesse was dominated by the same zooplankters as 100 years ago.

The habitat use of brown trout varied among lakes in accordance with the distribution of the major food resources. Pelagic trout was most common in the lake with the highest density of cladocerans (*Daphnia* spp. and *Bythotrephes longimanus*). In reservoirs with relatively large crustaceans like *Lepidurus arcticus* and *Eurycerus lamellatus*, the trout were mainly epibenthic. The resource use of the trout was influenced by both environmental and genetic factors. Stocked hatchery reared brown trout originating from other lakes, exhibited a resource use different from the local stock and quite similar to that found in their habitat of origin.

Annual yield of brown trout in the Lake Tesse varied between 850 and 3 500 kg (0,6-2,5 kg/ha). An increase in number of stocked one summer old fry from 10 000 to 25 000 did not increase the trout catch in the lake. The reason was that individual growth rate and size of the fish decreased with the increased fish density. On the other hand, a decrease in stocking intensity increased the catch and total yield of trout. The trout stocking in Tesse appeared to affect negatively the natural recruitment of trout.

Yield and individual growth rate of local and stocked brown trout were studied through a 13-year-period in the mountain reservoir Aursjøen. Annual yield varied between 0,93 and 2,43 kg/ha, stocked trout constituted approximately 75 % of the fish. The growth rates of local and stocked fish were similar, indicating that the stocked trout was ecologically similar to the local population. The annual variation in annual length increment could largely be explained by variation in water temperature during the main growth season.

The profitability of trout stocking in reservoirs with introduced whitefish and minnow was poor. This is probably an effect of the regulation of the lake and the introduction of foreign fish species which grazed down the cladocerans and *Lepidurus arcticus*.

Forord

Innsjøers produktivitet er den første av i alt 6 sluttrapporter fra NINAs instituttprogrammer for perioden 1991-95. Ved etableringen av NINA med en egen avdeling for ferskvannsekologi, var det naturlig å igangsette et strategisk instituttprogram (SIP) om produksjonen i innsjøer med tyngdepunktet på innlandsfisk. Hensikten med programmet var flersidig; å forbedre forvaltningens kunnskapsgrunnlag for innlandsfiske, være en bærende søyle i NINAs kompetanseutvikling innen ferskvannsekologi og koordinere forskningoppgavene ved avdelingen.

Det er et håp at resultatene som fremlegges vil bli betraktet som nyttige for de som utnytter eller på andre måter har tilknytning til våre innlandsfiskeressurser. Instituttprogrammet har hatt stor betydning for kompetanseutviklingen i ferskvannsekologi og innlandsfiske ved NINA og tilført forskningsmiljøet ny kunnskap som vist i publikasjonene fra programmet, gitt i Appendiks A bakerst i rapporten.

Totalbudsjettet for perioden har vært ca 10 millioner kroner, med avtagende bevilgninger de siste årene. Programmet har vært tilført midler fra eksterne kilder. Av disse er Norges Forskningsråd (NFR) den største bidragsyteren. Samfinansieringen med NFR har ført til felles publisering av resultater med forskningsprogrammet "Fiskeforsterkningstiltak i norske vassdrag" og flere av prosjektene er også rapportert i sluttrapporten fra dette programmet (Borgstrøm et al. 1995).

Instituttprogrammet er i hovedsak gjennomført i samsvar med planleggingen i 1990 (NINA 1993). På grunn av reduserte bevilgninger mot slutten av programperioden er to planlagte prosjekter, et om humus og innsjøproduktivitet og et om taksonomi hos fjærmygg avsluttet, uten å ha kommet skikkelig igang.

I og med denne rapporten er programmet "Innsjøers produktivitet" sluttrapportert. Det vil imidlertid fortsatt komme vitenskapelige publikasjoner med grunnlag i det arbeidet som er utført i regi av programmet.

Deler av det arbeidet som ble initiert gjennom denne satsingen på studier av innlandsfiskeressurser videreføres gjennom NINAs nye strategiske instituttprogram om høsting. Andre deler er avsluttet, men det er min tro at elementer fra disse vil bli videreført som forskning finansiert fra eksterne kilder.

Trondheim, januar 1997

Arnfinn Langeland
programkoordinator

Innhold

NINAs strategiske instituttprogrammer 1991-95	2
Referat	3
Abstract	4
Forord	5
1 Programbeskrivelse	7
2 Habitatbruk og ernæring hos aure og røye	8
2.1 Innledning	8
2.2 Lokalteter, materiale og metoder	9
2.3 Resultater	9
2.3.1 Habitatbruk og konkurranse	9
2.3.2 Ernæring	9
2.3.3 Planktonpredasjon	10
2.3.4 Fiskepredasjon	11
2.3.5 Utfisking	12
3 Aure som predator	14
3.1 Innledning	15
3.2 Lokalteter og metodikk	15
3.2.1 Femund	15
3.2.2 Materialinnsamling	15
3.2.3 Aureutsettinger	15
3.2.4 Næringsanalyser	15
3.2.5 Estimering av næringsinntak	16
3.3 Resultater	16
3.3.1 Aurens diett i Femund	16
3.3.2 Byttefiskens habitatbruk: effekt av predator	17
3.3.3 Diett, vekst og næringsinntak hos utsatt aure	18
3.4 Diskusjon	19
3.4.1 Fiskepising	19
3.4.2 Systemeffekter	19
3.4.3 Forvaltningsrelevans	20
3.5 Konklusjoner	20
4 Biomanipulering	21
4.1 Innledning	21
4.2 Haukvatn og Kyvatn	22
4.2.1 Innsjøene	22
4.2.2 Planktonsamfunnet	22
4.2.3 Fiskebestandene	22
4.3 Tunevatn	23
4.3.1 Innsjøen	23
4.3.2 Planktonsamfunnet	23
4.3.3 Fiskebestandene	24
5 Næringsdyr, fisk og fiskeutsettinger i reguleringsmagasiner	25
5.1 Bunndyr og dyreplankton	25
5.1.1 Innledning	26
5.1.2 Lokalteter og metodikk	26
5.1.3 Næringsdyr	27
5.1.3.1 Bunnfauna	27
5.1.3.2 Dyreplankton	28
5.2 Habitatbruk hos stedegen og fremmed aure	29
5.2.1 Innledning	29
5.2.2 Materiale og metoder	29
5.2.3 Resultater og diskusjon	30
5.2.3.1 Habitatbruk	30
5.2.3.2 Ernæring	30
5.2.3.3 Er habitatutnyttelsen miljøbetinget eller stammeavhengig	31
5.3 Endringer i avkastning hos aure i Tesse i forhold til utsettinger	33
5.3.1 Innledning	33
5.3.2 Tesse	33
5.3.3 Naturlig rekruttering og fiskeutsettinger	33
5.3.4 Fangstutbytte	33
5.4 Dyreplankton som auremat: bedre enn sitt rykte?	35
5.4.1 Innledning	35
5.4.2 Metodikk	35
5.4.3 Resultater	35
5.4.3.1 Dyreplankton	35
5.4.3.2 Aurens næringsvalg	36
5.4.4 Diskusjon	36
5.5 Vanntemperatur: en viktig faktor for vekst og avkastning	38
5.5.1 Innledning	38
5.5.2 Metodikk	39
5.5.3 Resultater og diskusjon	39
5.5.3.1 Settefiskens dominerer	39
5.5.3.2 vanntemperaturen er viktig	39
5.5.3.3 Skjoldkrepsen har gått sterkt tilbake	40
5.5.3.4 Endringer i avkastning	40
5.6 Utsetting av aure i sikvann: en dårlig kombinasjon?	42
5.6.1 Innledning	42
5.6.2 Materiale og metoder	42
5.6.3 Resultater	42
5.6.3.1 Stedegen aure lever lenger og blir større enn settefiskens	42
5.6.3.2 Sik og ørekyte påvirker aurens næringsvalg	43
6 Hva er oppnådd	45
7 Litteratur	46
Appendiks A	inside omslag

1

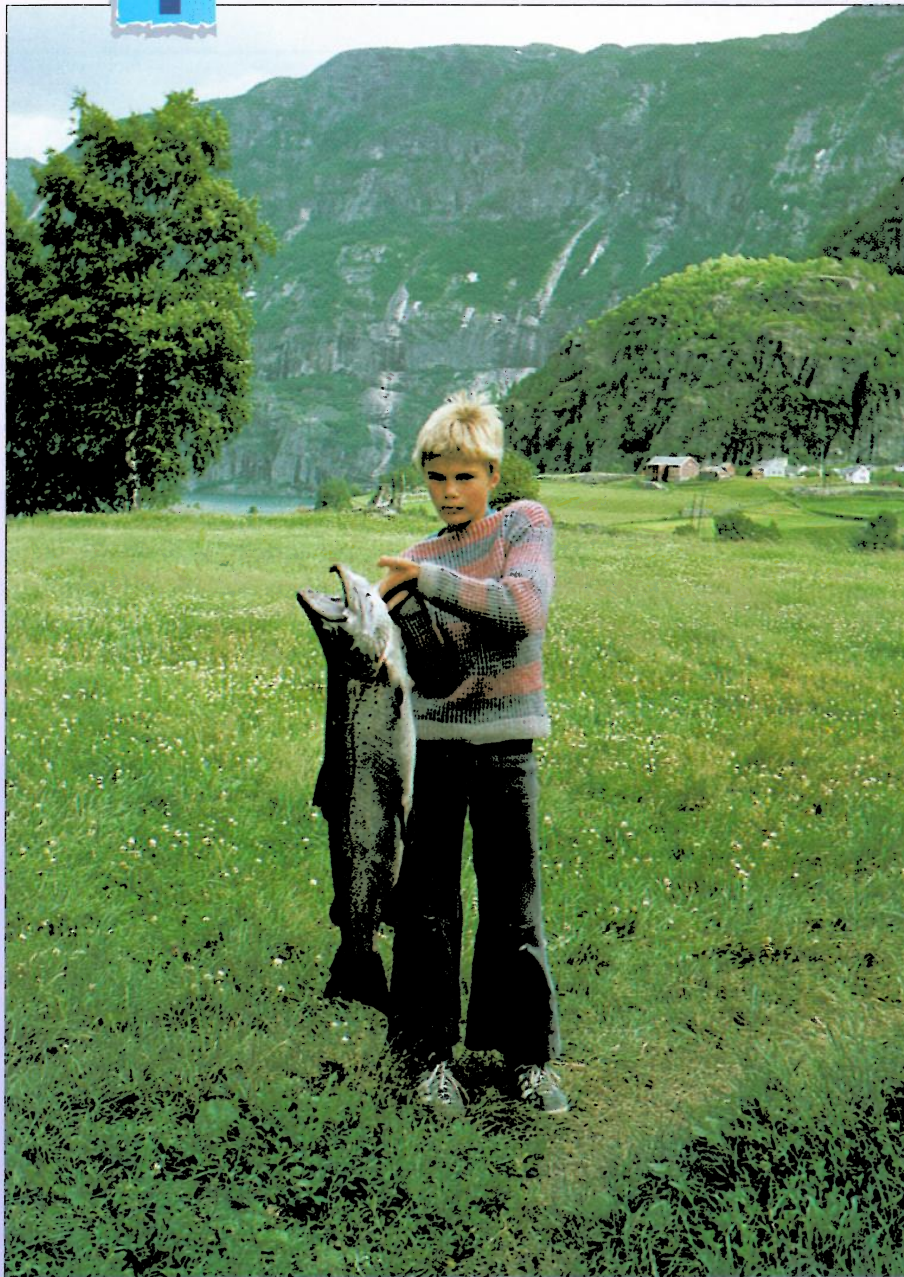
Instituttprogrammet

Bruk av vannressursene har påført disse overbelastning (eks. forurensningseffekter, fiske) og store endringer (eks. kraftutbygging). Økt press på vannressursene har økt kravet til konsekvensvurderinger og kunnskap om sammenhengen mellom fysisk/ kjemiske forhold og biologiske responser. Dette har ført til en rekke utfordringer i forvaltningen.

Hensikten med programmet "Innsjøers produktivitet" har vært å øke kunnskapsgrunnlaget om sammenhengen mellom produksjonsgrunnlaget og innlandsfiskebestandene, for på sikt å kunne bedre utnyttelsen av innlandsfiskeressursene. Det er også lagt vekt på å studere effektene av ulike tiltak som fiske, fiskeutset-

tinger og biomanipulering på miljø og ressursutnyttelse. Programmet har studert en rekke temaer omkring innsjøers produktivitet; vannkvalitet, planktonproduksjon, fiskepredasjon, fiskeutsetninger, konkurranse mellom fiskearter og biomanipulering. En utførlig programbeskrivelse er gitt i NINA (1993), og det vises til denne for ytterligere detaljering av programmet. Nedenfor følger en kort beskrivelse av delprosjektene mål og gjennomføring.

Habitatbruk og ernæring hos aure og røye er studert gjennom sammenlikning av fiskenes ressursbruk i flere innsjøer med bare aure og røye som fiskearter, og i enkelte innsjøer med bare røye. Det ble lagt vekt på å utforske betydningen av konkurranse, predasjon og tilpasninger til temperatur, lys og næringsopptak for artenes ressursbruk.



Spesielt kan nevnes at mekanismer for næringsopptak hos planktonspisende fiskearter ble undersøkt gjennom sammenlignende studier av fiskenes mageinnhold, tilgjengelighet av byttedyr og artenes gjellegitterstruktur.

Aure som predator ble undersøkt i flere innsjøer med ulike fiskearter som potensielle bytteorganismer som røye, sik og mort. Felteksperimenter er utført med utsetninger av stor aure, mens naturlig leve sett hos predatoraure er undersøkt hos den storvokste Femund-auren i Hedmark. Mulighetene for bruk av aure og gjøres til kontroll av mortebestander og bedring av vannkvalitet (biomanipulering) er studert ved utsetting av storaure i to små innsjøer i Trondheim Bymark

og utsetting av gjørs i det eutrofe Tunevannet i Østfold.

Effekter av aureutsetninger for vekst og avkastning er studert i flere regulerte innsjøer med aure som eneste fiskeart. Det var ønskelig å sette søkelys på behovet for og betydningen av slike utsetninger. Det stilles spørsmål om hvilke effekter utsetting av aure fra ikke-stedegne stammer har på den lokale aurebestanden. Nytteverdien av aureutsetninger i sik/ørrekyt-innsjøer ble undersøkt i to vann der sik og ørekyt var innført på 1970-tallet.

Resultatene fra programmet er gjennomgått i mer detalj nedenfor. For beskrivelse av metodikk vises til de separate artiklene som er referert i arbeidene og listet i Appendiks A til slutt i rapporten.

2 Habitatbruk og ernæring hos aure og røye

A. Langeland, J. H. L'Abée-Lund, B. Jonsson.

Ressursfordelingen mellom aure og røye er regulert av konkurranse om mat og plass, av arvelige forskjeller med hensyn til preferanse for temperatur, lys og effektivitet ved næringsopptak og tilgjengelighet av byttedyr. I røyebestander vil noen individer vandre ut i de frie vannmassene, mens andre lever langs bunnen. Utvandring fra bunnære områder eller ikke synes å være regulert som en avveining mellom fordelene ved å spise og faren for selv å bli spist, og resultatet bestemmes av størrelsen på fordelen i forhold til risikoen. Den nedre lengden for når røya vandrer ut i vannmassene, er avhengig av størrelsen på de største aurene i innsjøen, og hvor klart vannet er. I Songsjøen førte økt beskatning av mellomstor fisk til at det ble mer storvokst aure, mens effekten var mindre hos røye.

2.1 Innledning

Undersøkelsen har i hovedsak vært konsentrert om habitatbruk, ernæring, predasjon og fiske hos aure og røye. Prosjektet har hatt til hensikt å skaffe kunnskap om aure og røye for bedre å kunne utnytte fiskeressursene i innsjøer der småfallen fisk er et hinder for fangst. Undersøkelsene har vært konsentrert om vertikalfordelingen av røye og aure både i bunnære og pelagiske områder. Det er lagt vekt på å undersøke fiskens næringsvalg for å kunne sammenligne dette med forekomsten av næringsdyr i miljøet. De viktigste resultater er tidligere slutt rapportert i Borgstrøm et al. (1995). De viktigste nye resultatene er publisert i internasjonale tidsskrift, referert nedenfor. I det følgende gis en summarisk oversikt over de viktigste resultatene. For en mer uttømmende beskrivelse av metodikk og resultater viser vi til Langeland et al. (1991), L'Abée-Lund et al. (1992, 1993), Langeland (1995), Langeland & L'Abée-Lund (1995), Langeland & Nøst (1995).



2.2 Lokalteter, materiale og metoder

Undersøkelsen har vært gjennomført i fire innsjøer (Songsjøen, Våvatnet, Grøtvatnet og Benna) med både aure og røye (sympatriske bestander) og i tre innsjøer (Langvatnet og Øvre Stavåttjønn i Rennebu og Langvatnet i Melhus) med bare røye (allopatriske bestander). Innsjøenes dyp varierer fra 3 m til 92 m og siktedypet fra 4 m til 12 m. I den ene av de undersøkte innsjøene (Benna) ble krepsdyret *Mysis relicta* utsatt i 1964.

Forsøksfisket ble utført med bunngarn og flytegarn med maskestørrelsene 12,5; 16; 19,5; 24; 29 og 35 mm. Det ble også fisket med flytegarn i ulike dybdeskikt. Garna sto ute dag og natt og ble tømt for fisk morgen og kveld. Fiskematerialet er analysert for vekt, lengde, kjønnsmodning, alder og mageinnhold. Samtidig med fisket ble det samlet inn dyreplanktonprøver med en 5 l rørhenter. Blandeprøver i 5 m strata er tatt ned til 20 m dyp.

2.3 Resultater

2.3.1 Habitatbruk og konkurranse

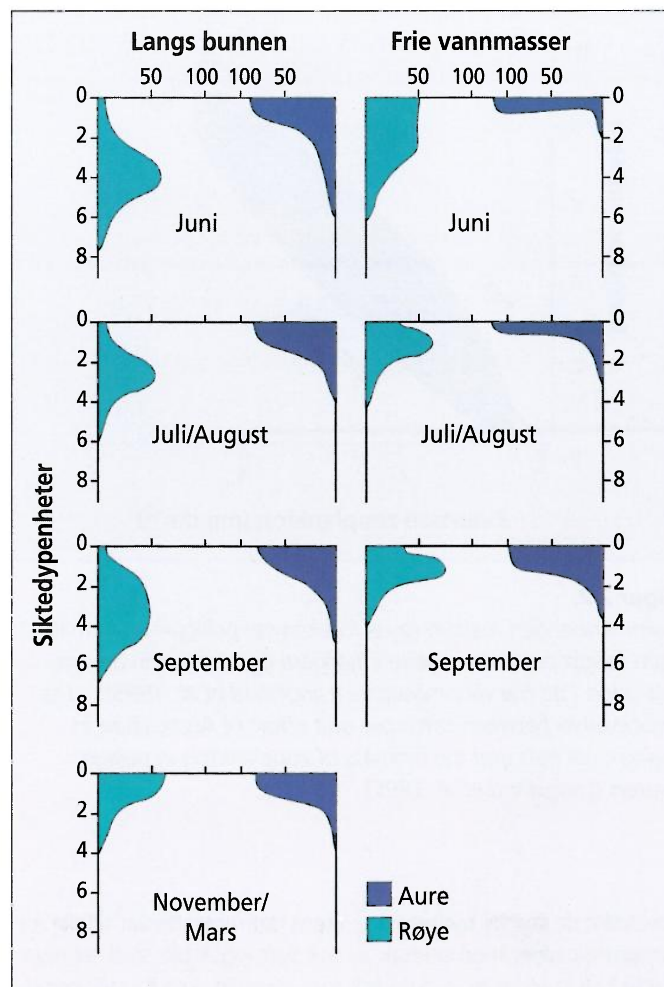
Fisken fordelte seg i dypet etter hvor langt ned lyset gikk (siktedypet), slik at siktedypet kunne brukes til å beskrive vertikalforordelingen av fisken (**figur 2.1**).

Auren var mest tallrik på grunt vann langs land (litoral), og forekom hovedsakelig ned til én siktedypenhet, selv om det også ble fanget enkelte individer helt ned til seks siktedypenheter. I pelagialsonen var auren enda mer konsentrert mot overflata, men fangstene ute i de frie vannmasser var små i alle innsjøene. Dette stemmer overens med tidligere undersøkelser av artens habitat (Haraldstad & Jonsson 1983, Jonsson 1989).

Røye, som levde sammen med aure (sympatriske røye), forekom i størst antall langs bunnen på dyp mellom to og fem siktedypenheter, men enkeltfisk ble fanget helt ned til åtte siktedypenheter. Pelagisk røye ble hovedsakelig fanget mellom én og to siktedypenheter. Det generelle fordelingsmønsteret brøt sammen om vinteren, da begge artene utnyttet grunnområdene i innsjøen. Når røya forekom som eneste fiskeart i en innsjø, var tettheten i litoralsonen størst fra overflata ned til to siktedypenheter. I pelagialsonen hadde allopatrisk røye samme dybdefordeling som sympatriske røye.

Den avvikende dybdefordelingen hos allopatrisk røye tyder på at arten i sympatri konkurrerer med auren om plass og mat. Sommerstid, når temperaturen i overflatevannet varierer mellom 12 og 16 °C, synes røya i samlevende bestander å bli fortrent nedover mot dypet av den mer aggressive auren (se også Hindar & Jonsson 1982).

Om sommeren når det var mye dyreplankton, skiftet en del av røya habitat fra bunnære til pelagiske deler av innsjøen. Fangsten var da positivt korrelert med mengden dyreplankton i vannmassene. Sammenhengen mellom røyefangstene i pelagialsonen og mengden dyreplankton kunne generelt beskrives ved en ellipse (**figur 2.2**). Den elliptiske formen betyr at det er en forsinkelse i habitatskiftet sammenlignet med variasjonen i næringstilbudet i de frie vannmassene. På forsommeren lå røyefangstene i de frie vann-



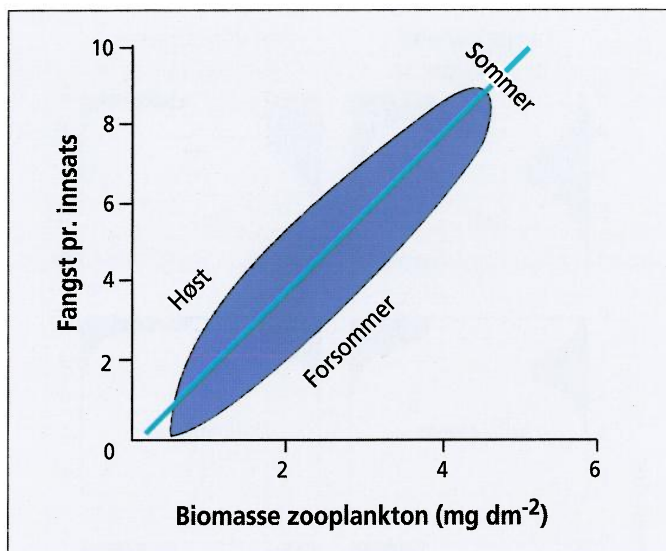
Figur 2.1.

Dybdefordeling hos aure og røye langs bunnen og i de frie vannmassene i forhold til vannets siktedyp. I den isfrie perioden utnytter røya gjennomgående dypere deler av innsjøen enn auren. Fordelingsmønsteret er basert på data fra sju midt-norske innsjøer (Langeland et al. 1991). - Depth distribution of brown trout (blue) and Arctic charr (green) in epibenthic and pelagic lake habitats relative to the Secchi disc transparency of the water. In the ice-free period, Arctic charr are generally living in deeper waters than brown trout. The illustration is based on data from 7 lakes in Mid-Norway (Langeland et al. 1991).

massene under det man kunne forvente på bakgrunn av tilgjengelig næring i vannmassene og danner undersiden i ellipsen, om høsten lå de over og utgjør den øvre delen. Det ser ut til at det er en forsinkelse på ca én uke mellom økningen av dyreplanktonbiomassen og røyas respons med utvandring til pelagialsonen i innsjøen. Ved reduksjonen av dyreplankton gjaldt det samme.

2.3.2 Ernæring

På grunnlag av resultatene fra de sju undersøkte innsjøene, er det laget en generell modell for næringsvalget til aure og røye om sommeren (**figur 2.3**). Byttedyrtypene er gruppert etter stigende størrelse mot høyre, med dyreplankton som de minste og fisk som de største. Aure som levde sammen med røye langs bunnen,



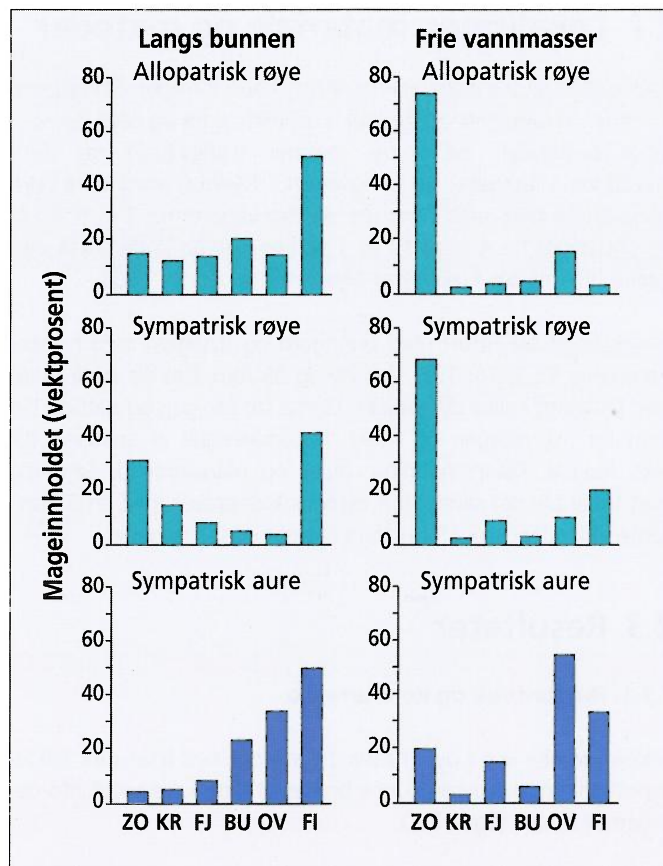
Figur 2.2.

Sammenhengen mellom røyas forekomst i pelagialsonen målt som fangst per anstrengelse i flytegarn og biomassen av dyreplankton i de frie vannmassene (Langeland et al. 1995). - The relationship between catch per unit effort of Arctic charr in pelagic gill nets and the biomass of zooplankton in pelagic waters (Langeland et al. 1995).

foretrakk de største byttedyrene, mens det motsatte var tilfelle for sympatrisk røye, med unntak av fisk som også ble spist av røye. Dette kan komme av at også fisk som stingsild, kan ha stor betydning for bunnlevende røye. I innsjøer der røya levde som eneste fiskeart (allopatrisk), hadde den en mer variabel diett. Pelagisk aure beitet hovedsakelig på overflateinsekter. Men i en av innsjøene, Våvatnet, tok den også noe dyreplankton og fisk. Pelagisk røye, både sympatrisk og allopatrisk, ernærte seg hovedsakelig av dyreplankton, men kan også ta en del overflateinsekter.

Næringsoverlappet, beregnet som Schoeners index, mellom sympatrisk aure og røye var generelt lavere enn 70 %. Schoeners index D varierer mellom 0 og 100, hvilket betyr henholdsvis ingen eller fullstendig næringsoverlapp. Et næringsoverlapp på mindre enn 70 % tolkes som at næringen mellom artene er vesentlig forskjellig. Næringsoverlappet mellom aure som lever sammen med røye (sympatrisk aure) og røye som lever som eneste art i en innsjø (allopatrisk røye) var mindre enn 70 % med ett unntak. Konklusjonen er at sympatrisk aure og allopatrisk røye kan ha forskjellig diett, spesielt ved at røya utnytter dyreplankton i større grad enn auren. Det er kjent at auren i betydelig grad kan utnytte dyreplankton som viktigste føde. Dette kan tyde på at konkurransen fra røye også kan virke begrensende på auren næringvalg.

Våre undersøkelser bekrefter bare i liten grad Nilssons klassiske undersøkelser av konkurranse mellom aure og røye i skandinaviske innsjøer. Artsspesifikke forskjeller innvirker i betydelig grad på artenes habitatbruk. Forskjellig preferanse for temperatur og lys, og ulik evne til å utnytte små og store byttedyr, er med å forklarer forskjellene i habitatbruk og næringsutnyttelse artene imellom. Konkurranse kan således bare forklare en liten del av



Figur 2.3.

Ernæring hos aure og røye langs bunnen og i de frie vannmassene. Fisk og overflateinsekter er viktige næringsdyrgrupper for auren. Dietten til bunnlevende røye er dominert av fisk og dyreplankton når den lever sammen med aure, og et videre spektrum av byttedyr når den ikke lever sammen med aure. Pelagisk røye tar mest dyreplankton. ZO = dyreplankton, KR = littorale krepsdyr, FJ = fjærmygglarver og -pupper, BU = andre bunndyr, OV=overflateinsekter, FI = fisk (Langeland et al. 1995). - Stomach contents of brown trout and Arctic charr in epibenthic and pelagic habitats. The diet of epibenthic charr in sympatry with brown trout is dominated by fish and zooplankton. Allopatric charr feed on a wider spectrum of food items. Pelagic charr feed chiefly on zooplankton. ZO = Zooplankton, KR = Littorale crustaceans, FJ = Chironomid larvae and pupae, BU = other zoobenthos, OV = Surface insects, FI = Fish (Langeland et al. 1995).

forskjellene i artenes realiserte nisje og er av langt mindre betydning enn det Nilsson (1955, 1965) hevdet.

2.3.3 Planktonpredasjon

Både aure og røye beiter selektivt på de største og mest synlige planktonartene. Undersøkelser hos to forskjellige arter, *Daphnia galeata* og *Bosmina longispina*, viste at både røye og aure spiste individer større enn 0,5 mm, på tross av at det fantes mye mindre individer i planktonet. Størrelsesfordelingen til de spiste individene av *Bosmina longispina* fra innsjøene Våvatn og Songsjøen var ikke forskjellig mellom røye og aure (figur 2.4).

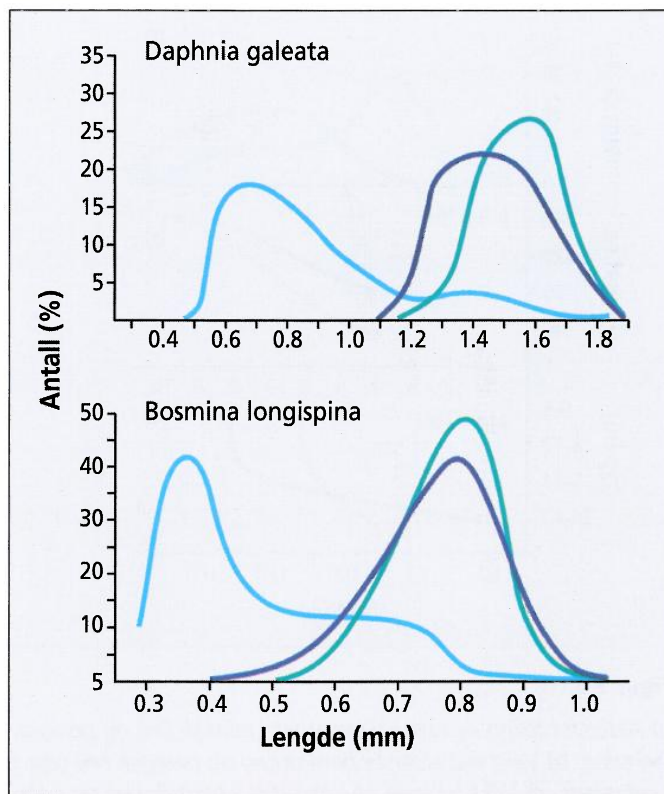
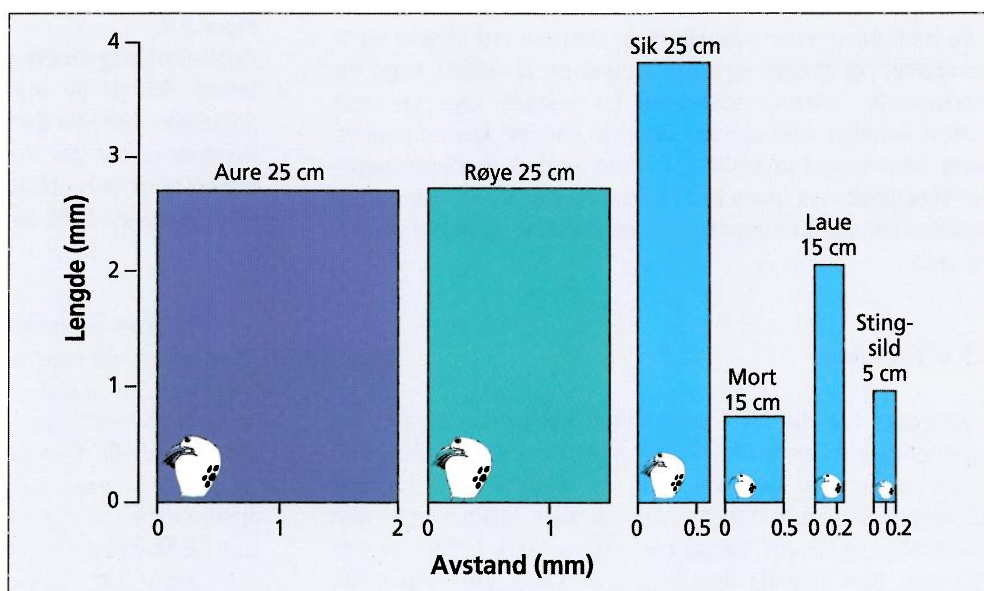
Den generelle hypotesen om planktonbeiting hos fisk sier at de små byttedyrene fanges enkeltvis og blir silt og holdt tilbake av gjellegitterstavene på oversiden av gjellene. Fisk med forskjellig avstand mellom gjellegitterstavene burde derfor spise ulike størrelser av små planktonbyttedyr. Denne hypotesen ble testet ved å foreta en sammenligning mellom antall gjellestaver og avstand og lengde av disse hos flere fiskearter (aure, røye, sik, mort, stingsild, laue) med størrelsen av byttedyrene i fiskenes mager og i miljøet (planktonet i innsjøen) (Langeland & Nøst 1995). Avstanden mellom gjellegitterstavene var størst hos aure med avtagende avstand hos følgende fiskearter røye, sik, mort, laue og stingsild. Vi fant at avstanden økte med fiskens lengde for alle fiskeartene. Det var stor uoverensstemmelse mellom arealet mellom gjellestavene for de fleste fiskeartene og størrelsen på byttedyret *Bosmina* (figur 2.5). På tross av forskjell i gjellegitteravstand mellom aure, røye og sik, spiste de samme størrelsesgrupper av byttedyrene. Små fisk og stor fisk selekterte også de samme størrelsesgruppene av byttedyrene uavhengig av avstand mellom gjellegitterstavene. På dette grunnlag ble den generelle teorien om gjellestavens betydning som filtreringsorgan for tilbakeholdelse av små byttedyr, forkastet. En mulig forklaring kan være at byttedyrene blir fanget i fiskens svelg og holdt tilbake (sedimentert) etter at de er tatt inn i munnen, men før vannet presses ut over gjellene.

2.3.4 Fiskepredasjon

Hos fisk som er utsatt for predatorer, er det konflikt mellom habitatvalg og effektivt næringsopptak på den ene siden og risikoen for å bli spist på den annen. I røyebestander vil noen individer vandre ut i de frie vannmassene, mens andre blir værende langs bunnen. Teorien om avveining mellom næringsopptak og predasjonsrisiko ble testet ved undersøkelser i 5 innsjøer med både aure og røye (L'Abée-Lund et al. 1993). Røye som vandret ut i pelagialsonen, var eldre enn de som levde i bentiske områder. Et eksempel på dette er vist for Grøtvatnet (figur 2.6). Den aldersspesifikke størrelsen for de yngste aldersgruppene (3-6-åringer) som ble fanget i pelagialen, var signifikant større enn for dem som ble fanget langs bunnen. Dette tyder på at det er

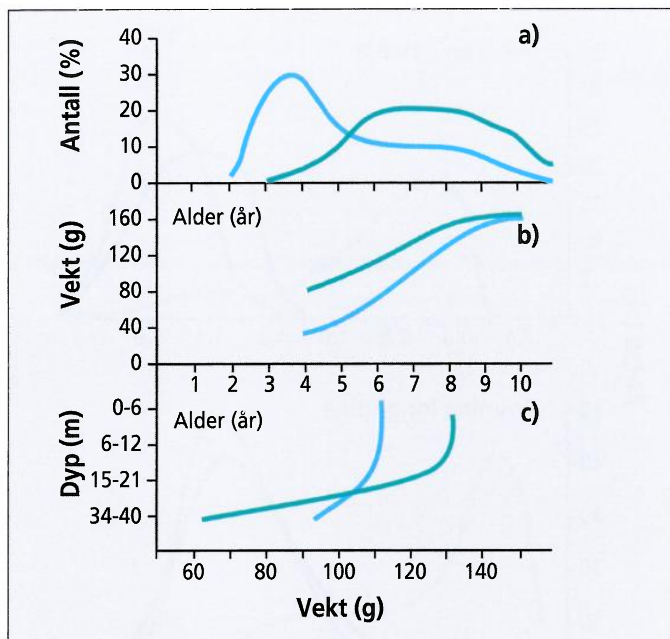
Figur 2.5.

Avstand og lengde (arealet) i gjellegitteret til aure, røye, sik, mort, laue og trepigget stingsild, og minimumstørrelsen av byttedyret *Bosmina longispina* funnet i magene til de tre første fiskeartene og *Bosmina longirostris* i magene til de tre siste (Langeland & Nøst 1995). - Gill raker spacing and length relative to the minimum size of *Bosmina longispina* found in stomachs of brown trout, Arctic charr and whitefish and *Bosmina longirostris* found in stomachs of roach, bleak and three-spine stickleback (Langeland & Nøst 1995).



Figur 2.4.

Lengdefordeling av *Daphnia galeata* og *Bosmina longispina* i Våvatnet i planktonprøver (light blue) og mageprøver hos aure (dark blue) og røye (teal) (Langeland et al. 1995). - Length distribution of *Daphnia galeata* and *Bosmina longispina* in zooplankton samples from the Våvatnet lake (light blue) and in the stomach contents of brown trout (dark blue) and Arctic charr (teal).



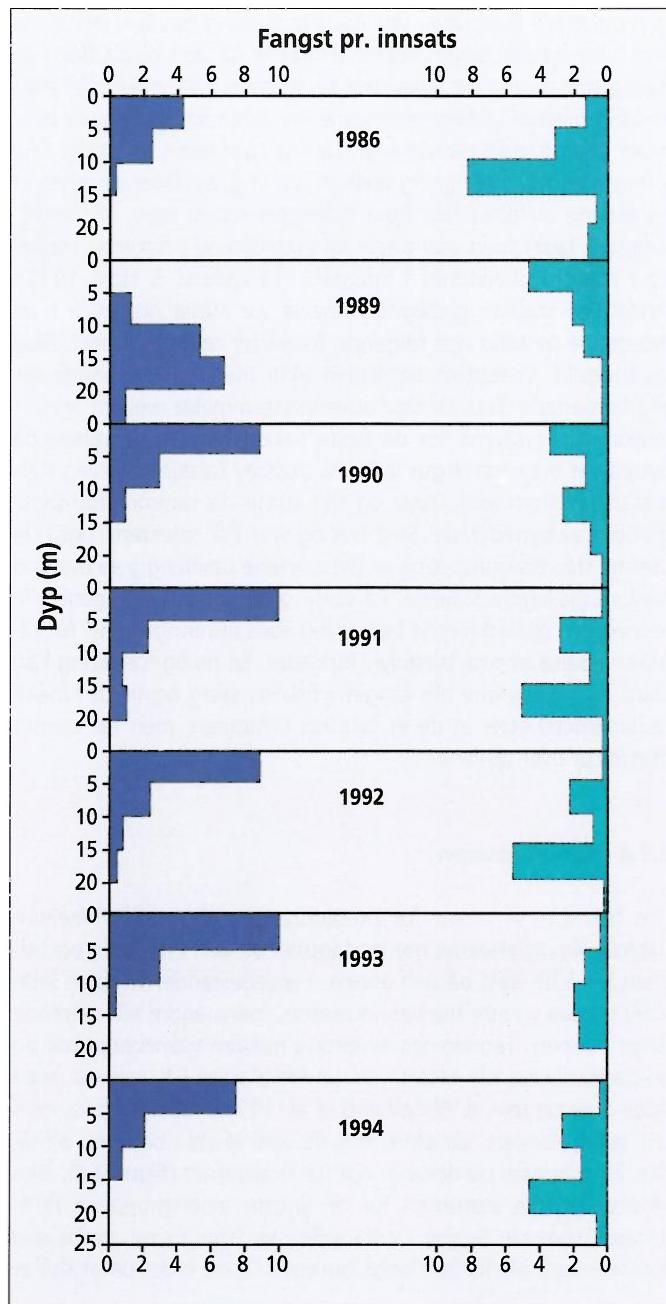
Figur 2.6.

a) Aldersfordeling av røye i Grøtvatnet i bentisk (—) og pelagisk (—) sone. **b)** Vekt ved alder av bentisk (—) og pelagisk (—) røye i Grøtvatnet. **c)** Vekt av røye på ulike dyp i bentisk (—) og pelagisk (—) sone i Grøtvatnet. - **a)** Age distribution of Arctic charr in epibenthic (—) and pelagic (—) waters of the Lake Grøtvatnet. **b)** Mass (g) of different aged Arctic charr in epibenthic (—) and pelagic (—) waters of the Lake Grøtvatnet. **c)** Mean weight (g) of epibenthic (—) and pelagic (—) Arctic charr caught at different depths of Lake Grøtvatnet.

de største fiskene innenfor hver årsklasse som først tar risikoen og vandrer ut i pelagialen. I tidligere undersøkelser er det påvist signifikant positiv sammenheng mellom predatorens lengde og byttfiskens lengde (L'Abée-Lund et al. 1992, Malmquist et al. 1992). I vår undersøkelse var det videre positiv sammenheng mellom minimumsstørrelsen for pelagisk røye i hvert vann og lengden til den største predatorauren (potensielle fiskespisere) fra samme vann. Røya er mindre ved utvandring til pelagialsonen i vann med liten enn i vann med stor aure. Vi tar dette som en indikasjon på at auren påvirker røyas størrelse ved utvandring til pelagialen, og at røye som har vandret ut, er relativt trygg for predatoraure. Minimumsstørrelsen for pelagisk røye var også positivt korrelert med vannets siktedyp. Vannets klarhet påvirker røyas størrelse ved utvandring. I uklare innsjøer er minstestørrelsen til pelagisk røye lavere enn i klarvannssjøer. Dette er antakelig fordi risikoen for å bli oppdaget av en predator er mindre når sikten avtar.

2.3.5 Utfisking

I Songsjøen har det vært gjennomført beskatning av aure og røyebestandene i perioden 1968 til 1984 med garn med maskevidder større enn 24 mm, uten at fiskestørrelsen har økt (Langeland & Jonsson 1990). Fisket har vært selektivt rettet mot fisk større enn 23 cm. Begge bestandene besto i 1984 av små fisk med dominerende lengdegrupper 13-25 cm. I perioden



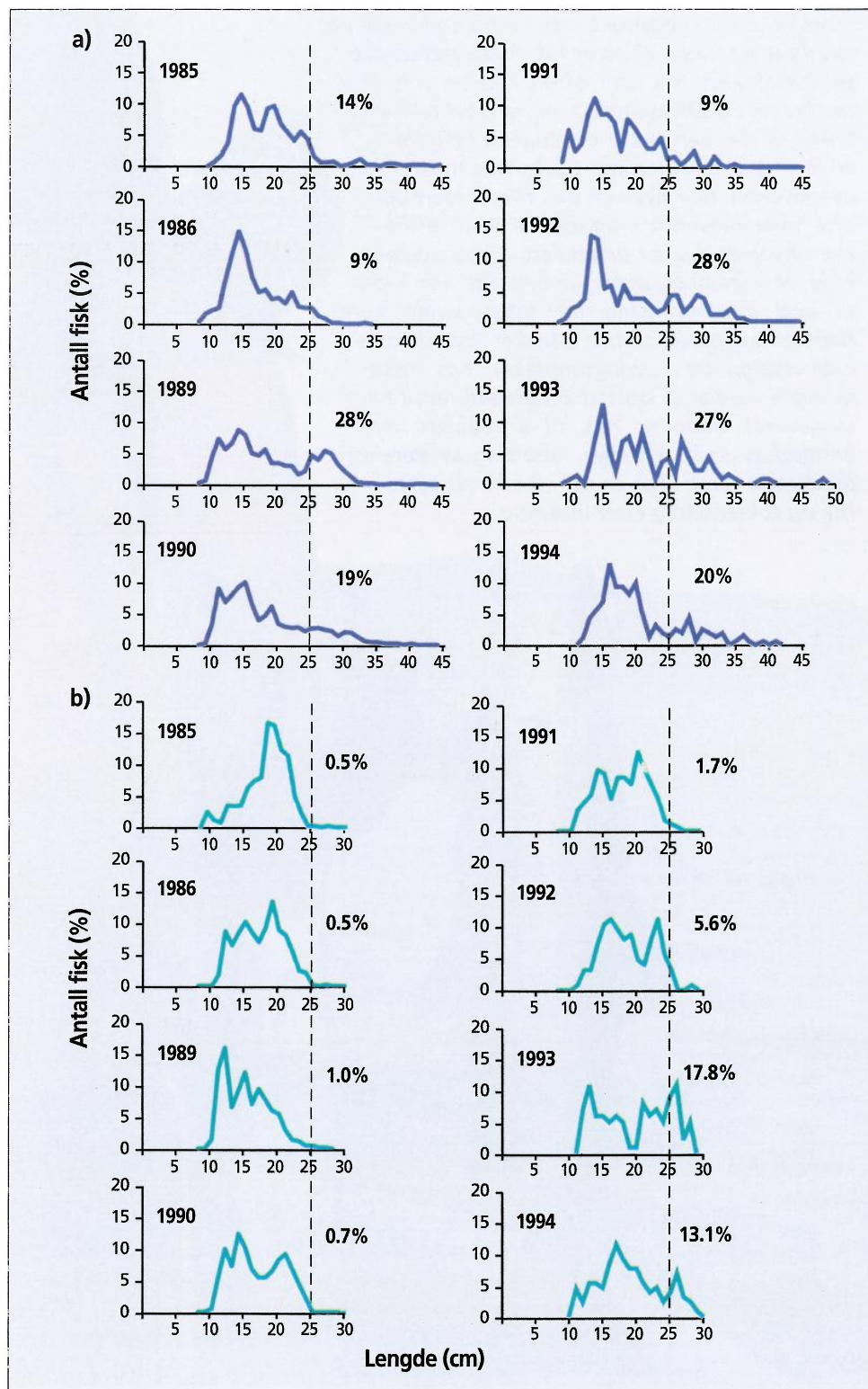
Figur 2.7.

Dybdefordeling (antall fisk fanget pr. 100 m² garnflate og 24 timers fiske) av aure (—) og røye (—) langs bunnen i Songsjøen 1986-94 (Langeland et al. 1995). - Depth distribution (number of fish per 100 m² gillnet area and 24 h fishing) of brown trout (—) and Arctic charr (—) in epibenthic areas of the lake Songsjøen 1986-94 (Langeland et al. 1995).

1985 til 1994 ble beskatningsstrategien endret til fiske på mellomstor aure og røye med hovedvekt på fiske i lengdegruppene 18-24 cm. Utfiskingen fant sted høsten 1988 og våren 1989. Habitatundersøkelsene i 1985-1986 viste at auren stort sett utnyttet grunne, bunnære områder, for det meste ned til 10 m dyp, mens røya hadde størst tetthet på 10-20 m dyp. Habitatstudiene i 1989 viste at habitatskillet mellom røye og aure brøt sammen etter utfiskingen, ved at røye og aure delvis byttet plass (**figur 2.7**). Røya dominerte i strandsonen, mens den stør-

ste tetthet av aure var på 10-20 m dyp. Året etter, i 1990, opptrådte både aure og røye i de grunne områdene. Aktivitetsstudier i Songsjøen i juli 1990 bekreftet at begge artene vandret inn på de grunne områdene midt på natta. Deretter (1991-1994), da effekten av utfiskingen delvis hadde fortatt seg, gjenopprettet artene den generelle delingen av habitatet som eksisterte før utfiskingen. Utfiskingen førte ikke til noen endring i bestandstetthet eller vekst hos auren. Hos røya ble det funnet en redusert bestandstetthet og bedret vekst. Utfiskingen av mellomstor fisk endret fiskestørrelsen både for aure og røye (figur 2.8).

Middellengden hos aure økte fra 17,8 cm i 1986 til 20,2 cm i 1989, men utviklingen de siste åra har vist en gradvis endring tilbake mot den opprinnelige størrelsesfordelingen i 1986. Innslaget av aure større enn 25 cm er derimot litt større. Røyas middellengde avtok fra 18,6 cm i 1986 til 16,6 cm i 1989. I de siste to årene er røye over 25 cm ikke uvanlig fangst, noe som var meget sjelden før utfiskingen. Erfaringene fra forsøket viser at det skal sterk og kontinuerlig utfisking til for å få varige endringer i fiskebestanden. For aure må slike tiltak samtidig følges opp med beskatning av gytefisk i bekker under gytevandring om høsten.



Figur 2.8.

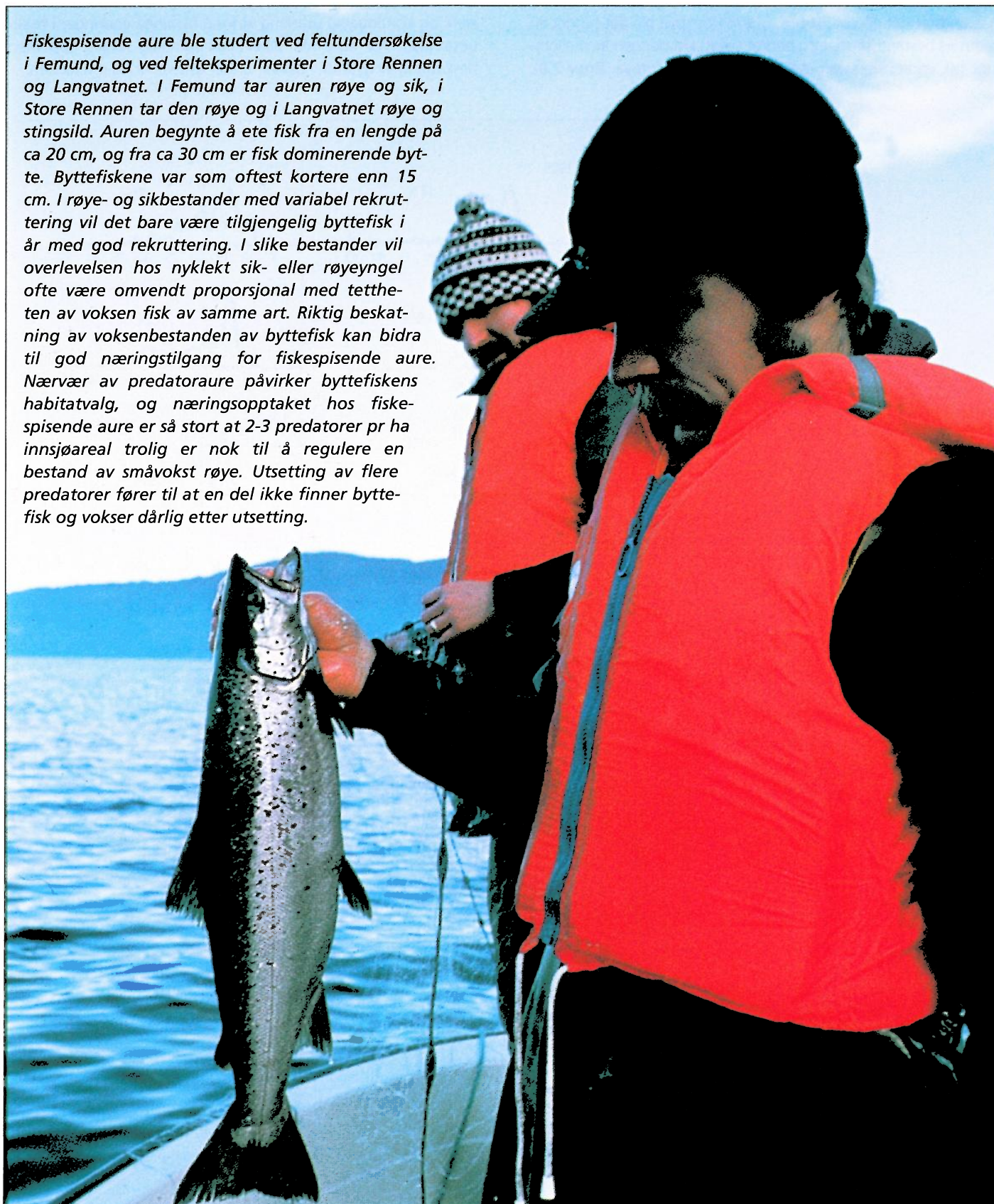
Lengdefordeling av aure (a) og røye (b) og andel fisk lengre enn 25 cm i Songsjøen i perioden 1985-94 (Langeland et al. 1995). - Length distribution of brown trout (a) and Arctic charr (b), and proportion of fish longer than 25 cm (Langeland et al. 1995).

3

Aure som predator

Odd Terje Sandlund, Tor F. Næsje, Torbjørn Forseth,
June Breistein og Randi Saksgård

Fiskespisende aure ble studert ved feltundersøkelse i Femund, og ved felteksperimenter i Store Renne og Langvatnet. I Femund tar auren røye og sik, i Store Renne tar den røye og i Langvatnet røye og stingsild. Auren begynte å ete fisk fra en lengde på ca 20 cm, og fra ca 30 cm er fisk dominerende bytte. Byttefiskene var som oftest kortere enn 15 cm. I røye- og sikbestander med variabel rekruttering vil det bare være tilgjengelig byttefisk i år med god rekruttering. I slike bestander vil overlevelsen hos nyklekt sik- eller røyeungel ofte være omvendt proporsjonal med tettheten av voksen fisk av samme art. Riktig beskatning av voksenbestanden av byttefisk kan bidra til god næringstilgang for fiskespisende aure. Nærvær av predatoraure påvirker byttefiskens habitatvalg, og næringsopptaket hos fiskespisende aure er så stort at 2-3 predatorer pr ha innsjøareal trolig er nok til å regulere en bestand av småvokst røye. Utsetting av flere predatorer fører til at en del ikke finner byttefisk og vokser dårlig etter utsetting.



3.1 Innledning

Predatorfiskens rolle i økosystemet bestemmes av et samspill mellom predatorens og byttefiskens økologi og atferd. Predatorens vekst og atferd i forhold til byttearten er avgjørende for dens effekt på byttebestandene (Milinski 1986). På den annen side er bytteartenes bestandsstruktur og atferd overfor predatorer avgjørende for tilgjengeligheten av byttefisk (L'Abée-Lund et al. 1993). Predatoren har en direkte effekt på bytteartenes bestandstetthet og -struktur på grunn av økt og selektiv dødelighet og en indirekte effekt ved at byttet endrer atferd i predatorens nærvær (se f.eks. Werner & Hall 1988).

For å forstå effekten av fiskespisende aure på fiskesamfunnet ønsker vi svar på følgende spørsmål:

- (1) Ved hvilken størrelse skifter auren diett fra invertebrater til fisk?
- (2) Betyr skiftet fra invertebrater til fisk en gradvis overgang i byttestørrelse, eller innebærer det et sprang fra små til store bytteorganismer?
- (3) Hvilke arter, størrelses- og aldersgrupper av byttefisk spises av auren, og hvilken effekt kan predasjonsdødeligheten ha på byttefiskbestandene?
- (4) Hvordan virker en bestand av stor aure på habitatbruken til byttefisk?
- (5) Hvilke faktorer påvirker auren til å bli fiskespiser?
- (6) Hva betyr predasjon fra aure på dødeligheten til byttefisk?

Spørsmål 1-3 belyses ved feltundersøkelser i et naturlig system med fiskespisende aure, mens spørsmål 4-6 blir forsøkt besvart gjennom felteksperimentene der vi kan studere forholdene før og etter utsetting av fiskespisende aure. Feltundersøkelsen ble gjennomført i Femund, og felteksperimentene i Store Rennen og Langvatnet i Trøndelag. Denne artikkelen setter resultatene fra disse to delprosjektene i sammenheng.

3.2 Lokalteter og metodikk

3.2.1 Femund

Femund er Norges nest største naturlige innsjø med et overflateareal på 204 km². Innsjøen ligger i Hedmark og Sør-Trøndelag, 662 m o.h., og er vernet mot vannkraftutbygging. I tillegg til aure er det sju fiskearter i Femund: røye, sik, gjedde, abbor, lake, harr og ørekyte. Sikbestanden består av tre morfologisk og genetisk forskjellige former (Næsje et al. 1992a).

Felteksperimentene med potensielt fiskespisende aure ble utført i Store Rennen og Langvatnet. Store Rennen ligger 312 m o.h. i Stjørdal kommune, Nord-Trøndelag, og har et overflateareal på 35 ha. Før forsøkene startet var fiskebestanden dominert av småvokst røye, med et lite innslag av aure som var for liten til å fungere som predator på røya. Langvatnet ligger 163 m o.h. i Melhus kommune, Sør-Trøndelag, og har et overflateareal på 43 ha. Ved forsøkets start var fiskebestanden dominert av røye. Innsjøen hadde et noe større innslag av aure enn Store Rennen. I tillegg er det stingsild i Langvatnet.

3.2.2 Materialinnsamling

I Femund ble det i perioden 1980-1994 tatt prøver av aure, sik og røye fanget ved prøvegarnsfiske (Sandlund & Næsje 1986), fra det kommersielle sikfisket (Næsje et al. 1992a, b) og fra husbehovsfisket etter røye (Sandlund & Næsje 1992). I Store Rennen og Langvatnet ble det i åra 1990-93 gjennomført prøvefiske med oversikts bunn- og flytegarn for å kartlegge habitatbruken til røye og aure (Bjørnu & Sandlund 1995).

Fiskens lengde, vekt, alder, kjønn, modningsgrad og mageinnhold ble registrert etter standard metoder (Jonsson og Matzow 1979). Aurens mageinnhold ble analysert ved hjelp av stereoskopisk mikroskop. I hver mageprøve ble antall individer av hver art/gruppe av næringsdyr telt og intakte individer ble målt (kroppslengde eller hodebredde). Det er utarbeidet likninger for omregning fra lengde/hodebredde til vekt for de ulike byttedyrgruppene (se Langeland et al. 1991).

3.2.3 Aureutsettinger

I Store Rennen ble det i juni 1991 satt ut 1284 individmerkete aurer av to stammer. Dette tilsvarer ca 34 fisk pr hektar innsjøareal. Stamfiskene var fra Fossbekk, lms i Rogaland, som ved utsetting var mellom 19 og 30 cm (modallengde 24 cm), og fra Tunhovdfjord, Telemark, som var mellom 20 og 37 cm (modallengde 30 cm). I løpet av 1991-94 ble 315 (24,5 %) av disse fiskene gjenfanget. Det var ingen forskjell i gjenfangst mellom de to stammene.

I Store Rennen ble det i juni 1992 utsatt 787 individmerkete aure av Fossbekkstammen. Dette tilsvarer ca 23 fisk pr ha. Av disse var 177 fisk før utsettingen trent til å ta levende byttefisk. Fisk fra begge gruppene var mellom 20 og 39 cm (modallengde 28 cm). I løpet av 1992-94 ble 359 fisk, det vil si 45,6 % av denne gruppen gjenfanget. Gjenfangsten var signifikant bedre av fisk som ikke var trent på levende fôr. Gjenfangsten var mye bedre fra utsettingen i 1992 enn i 1991. Årsaken til dette er ikke kjent.

I Langvatnet ble det i 1991 satt ut 891 individmerkete aurer av de samme to stammene. Lengden på Fossbekk-auren var fra 19 til 32 cm (modallengde 25 cm). Tunhovdfjord-auren var mellom 18 og 39 cm (modallengde 29 cm). I løpet av 1991-94 ble 31,1 % av disse gjenfanget. Det var ingen forskjell i gjenfangstprosent mellom de to stammene.

Ved utsetting i innsjøene ble auren spredt langs land.

3.2.4 Næringsanalyser

For å fastslå om auren hadde spist fisk ble flere metoder tatt i bruk. For det første ble mageprøver med bytterester analysert og andelen mager med fiskerester registrert. Hvis vi antar at fisk og invertebrater brytes ned like fort i auremagene, vil dette gi et riktig estimat for andelen fiskespisere. For det andre ble fiskespising vurdert på grunnlag av veksthastigheten. For gjenfanget fisk vil rask vekst siden utsetting indikere fiskediett. I en sjø med

tett røyebestand vil så stor aure som det her er tale om (over 20 cm), ikke finne nok bunndyr eller dyreplankton til å oppnå vekst av betydning. Ved vurderingen av fiskens vekst estimerte vi spesifikke vekstrate (G_w , prosent):

$$G_w = \frac{\ln W_2 - \ln W_1}{t} \cdot 100$$

der W_1 er vekt ved utsetting, W_2 er vekt ved gjenfangst, og t er antall dager siden utsetting. Ved beregning av t har vi gått ut fra at vekstsesongen varer fra 10. mai til 20. oktober.

3.2.5 Estimering av næringsinntak

Store Rennen ble rammet av det radioaktive nedfallet fra Tsjernobyl-ulykken, og fisk fra innsjøen hadde i studieperioden (1990-93) en radioaktivitet på 200-600 Bq pr kg våtvekt. Undersøkelse av radioaktiviteten ble brukt på to måter i vår undersøkelse: (1) som supplement til de andre metodene for å anslå andelen av utsatt fisk som blir fiskespisere, og (2) til å beregne næringsinntaket til den utsatte fisken. Vi fant at den utsatte auren i hovedsak hadde spist overflateinsekter eller smårøye, og at bunndyr bare i liten grad ble utnyttet. Overflateinsekter hadde svært lav radioaktivitet. Den utsatte fisken kan derfor bare bli målbar radioaktiv ved å spise bunndyr eller fisk, og aure som har høy radioaktivitet må hovedsakelig ha spist fisk. Resultatene fra radioaktivitetsmålingene kan deretter settes sammen med beregning av vekstrater og analyse av mageinnhold i en totalvurdering av hvilke av de fangete aurene det var som hadde spist fisk.

Når vi kjenner aurens radioaktivitet ved to tidspunkt og dens vektøkning i perioden, og i tillegg radioaktiviteten i føden og vanntemperaturen, kan næringsinntaket estimeres (Forseth et al. 1992). Fordi radioaktiviteten til auren ved utsetting var nær null, og fordi den har spist lite av andre radioaktive næringsemner enn røye, kan mengden røye konsumert fra utsetting til gjenfangst estimeres for det enkelte individ.

3.3 Resultater

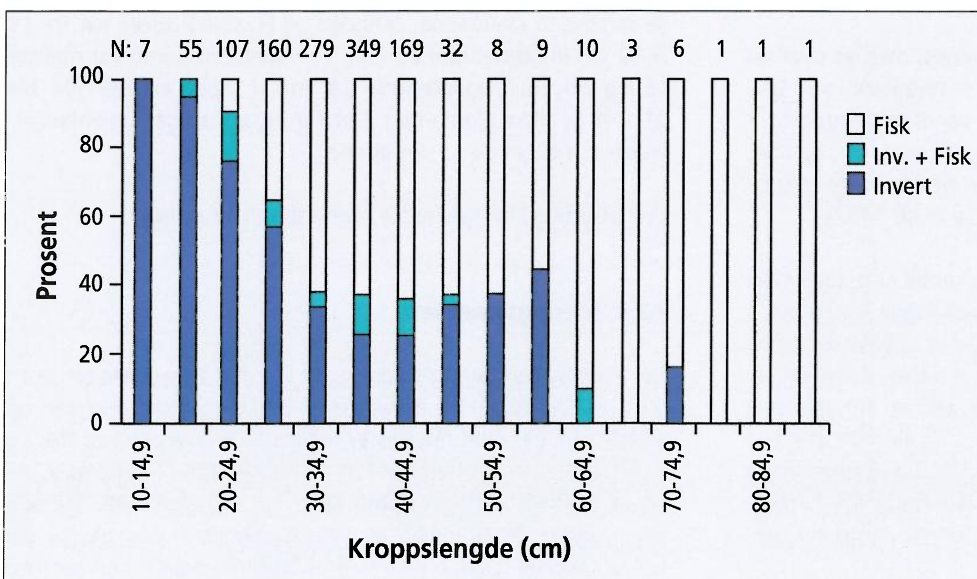
3.3.1 Aurens diett i Femund

Av de 1490 analyserte aurene (11-87 cm lengde) fra Femund (1986-94) hadde 1197 (80,3 %) rester av næringsdyr i magene. Blant disse økte betydningen av fisk som bytte med aurens størrelse (**figur 3.1**). Ingen aure kortere enn 15 cm hadde spist fisk. Av de som var lengre enn 30 cm, hadde mer enn 60 % bare fisk i magen. Få individer hadde både invertebrater og fisk i magen. De fleste av dem som hadde en slik blandet diett var mellom 20 og 25 cm i lengde.

Analyse av byttedyrstørrelse i forhold til predatorstørrelse viste at det var et stort sprang i diett fra invertebrater til fisk (**figur 3.2**). For samme predatorstørrelse innebar denne overgangen en økning i byttevekt på ca 10 000 ganger. Det er rimelig å anta at denne forskjellen er et resultat av et betydelig skifte i atferd. Videre syntes fisk som hadde begynt å spise fisk i liten grad å gå tilbake til å spise invertebrater. Dette støttes av at få fisk har begge typer byttedyr i magene, og et flertall av de over 30 cm hadde fisk i magen.

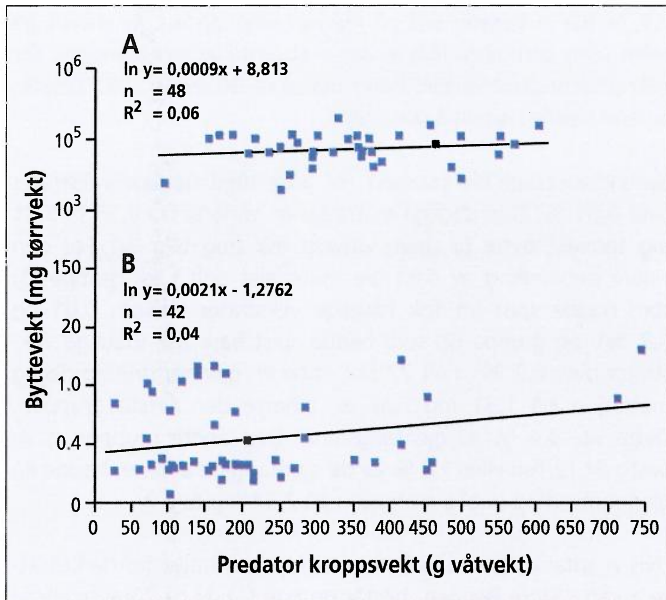
I Femund er det åtte fiskearter, og sju av disse er byttfisk for auren (**tabell 3.1**). Sik og røye er dominerende arter, men også lake er et vanlig bytte. Gjedde, abbor, harr og aure er bare registrert noen få ganger i auremagene. Byttfiskens kroppslengde er for det meste mindre enn 15 cm (**tabell 3.1**), men det tas også byttfisk som er over 25 cm lange. Lengden til byttesik og -røye som var spist økte med lengden til auren som hadde spist dem (**figur 3.3**). Aure på 25 cm tar i gjennomsnitt sik som er 10,3 cm (41 % av predatorens lengde) og røye som er 6,3 cm (25 %) lange, og aure med lengde på 60 cm tar sik som er 15,6 cm (26 %) og røye som er 20,7 cm (35 %) lange.

Femund-auren åt hovedsakelig ungfisk av både sik og røye (**figur 3.4**). Av siken var det mest de som holdt seg langs bunnen som ble tatt (Sandlund & Næsje 1986). Det samme gjaldt for røye og lake. Predatörauren oppholder seg for det meste dypere enn 8 m (Næsje et al. 1996), der siken opptrer i størst tetthet (Sandlund & Næsje 1986).

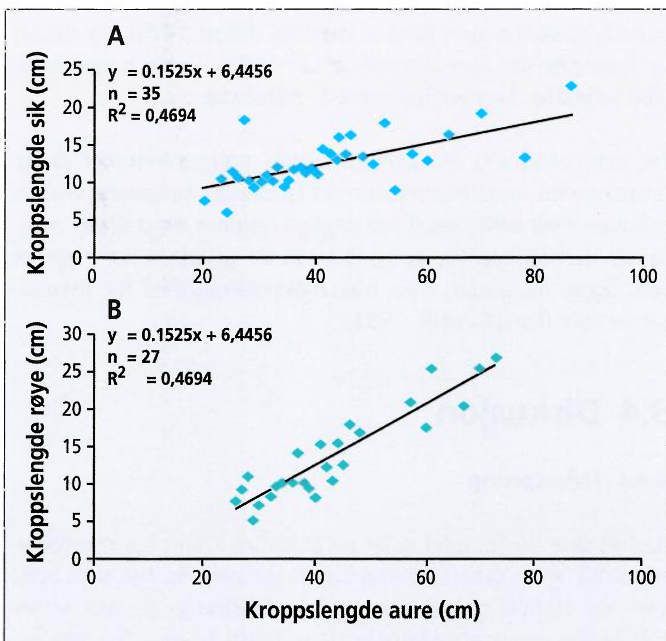


Figur 3.1.

Prosentvis fordeling av aure med invertebrater, invertebrater og fisk, og bare fisk i magene innen 5 cm lengdegrupper mellom 10 og 90 cm fra Femund (1986-1994). N = antall mager analysert i hver lengdegruppe. (Fra Næsje et al. 1996). - Percentage distribution of brown trout (10 to 90 cm in length) with invertebrates, invertebrates and fish, and fish only in the stomach. N = number of trout analysed (from Næsje et al. 1996).

**Figur 3.2.**

Forholdet mellom predatorvekt hos aure (x-aksen) og byttevekt (A: fisk, B: invertebrater (y-aksen)) hos aure fanget i 1990 i Femund. Dette innebærer at en aure på 400 g spiser invertebrater som i gjennomsnitt veier 0,64 mg og byttefisk som i gjennomsnitt veier 9633 mg (tørrvekt). - The relationship between brown trout predator weight (wet weight, g) and fish prey (A) and invertebrate prey (B) (dry weight, mg) from Femund, 1990. An example: a brown trout of 400 g body weight eats invertebrates weighing on average 0.64 mg and fish weighing on average 9633 mg (dry weight).

**Figur 3.3.**

Forholdet mellom predatorlengde (aure) og lengden til sik (A) og røye (B) i magen til aure fra Femund (fra Næsje et al. 1996). - Length of prey fish (A: whitefish and B: Arctic charr) on length of their predators, piscivorous brown trout, caught in the Lake Femund (from Næsje et al. 1996).

Tabell 3.1. Artsfordeling av byttefisk fra auremager i Femund (1986-92), og andel av byttefiskene med kroppslengde under 15 cm. (Fra Næsje et al. 1996). - The distribution of teleost prey species in the stomach contents of brown trout and the per cent of prey shorter than 15 cm (from Næsje et al. 1996).

Art	Antall	%	Antall målt	% < 15 cm
Sik	322	68,1	267	83,8
Røye	114	24,1	94	82,3
Lake	29	6,1	24	100
Aure	3	0,6	2	50
Gjedde	2	0,4	2	100
Abbor	2	0,4	1	100
Harr	1	0,2	1	100
Sum	473		391	

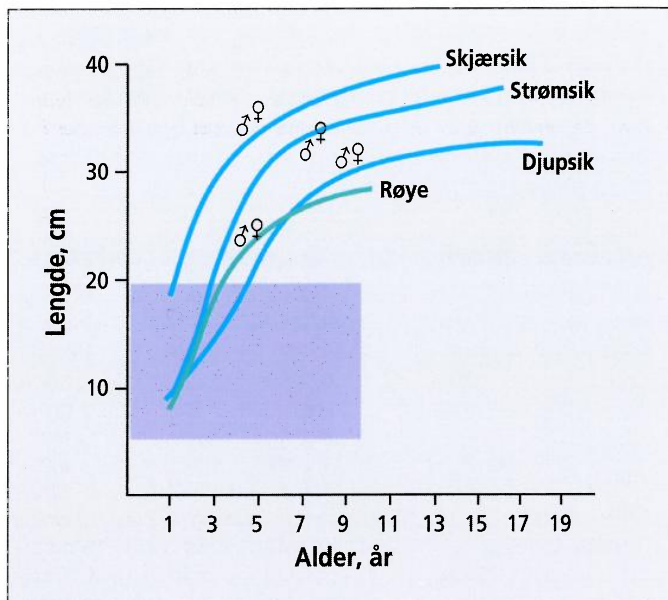
3.3.2 Byttefiskens habitatbruk: effekt av predator

Utsetting av potensielt fiskespisende aure i en sjø med små røye vil kunne vise om byttefiskens endrer atferd når det er en predator til stede. I fravær av stor aure utgjorde røye ca 93 % av fangstene i Store Rennan i 1990, resten av fangstene besto av småfallene aure (**figur 3.5**). Røya levde mest i strandsonen på 0-5 m dyp, men det forekom også en del røye i de frie vannmassene. På forsommeren 1991 og våren 1992 ble det satt ut i alt 2071 aurer, noe som naturlig nok førte til at innslaget av aure i fangstene økte sterkt, og utgjorde 32,5 % i 1992 og 21 % i 1993. En del av disse ble fanget i de frie vannmassene (pelagisk), men de fleste ble tatt langs bunnen. De fleste forekom i strandsona (0-5 m dyp). Etter den første utsettingen av aure gikk fangstene av røye i pelagialsonen umiddelbart ned, mens fangstene langs bunnen økte. Etter andre utsetting (i 1992) gikk tettheten av røye ned i alle habitater, men relativt sett ble røyetettheten nå størst langs bunnen dypere enn 5 m. Den samme fordelingen ble funnet i juni og august 1993. I september 1993 var det igjen mye pelagisk røye, og fordelingen langs bunnen var igjen som i 1990, med mest fisk i strandsona.

Et tilsvarende resultat fikk vi ved aureutsettinger i Langvatnet. Når mengden av aure gikk opp trakk røya vekk fra strandsona mot dypere vann.

I 1990, da det var nesten bare røye i Store Rennan, besto bestanden hovedsakelig av fisk under 20 cm i lengde. Den minste fisken levde langs bunnen. Fra en lengde på 13 cm trakk en del av dem ut i de frie vannmassene. Den pelagiske røya var stort sett mellom 3 og 7 år gamle, med dominans av 4 år gammel fisk (Sandlund & Forseth 1995). Røye av alle aldre forekom langs bunnen, men 5 år gammel fisk dominerte. Pelagisk røye hadde lavere kondisjonsfaktor enn bunnlevende røye på samme alder. Nærmere analyse av røyas kroppslengde viste at det var små, men statistisk holdbare forskjeller mellom den røya som levde langs bunnen og den røya som gikk ut i de frie vannmassene (Bjørø & Sandlund 1995).

Konklusjonen om at tettheten av røye gikk ned i Store Rennan som følge av predasjon fra aure bekreftes av lengdefordeling og



Figur 3.4. Skjematisk framstilling av vekstforhold hos de tre siktypene og røye i Femund, med markering av størrelse ved kjønnmodning og størrelse som spises av aure. (Fra Sandlund & Næsje 1992). - Schematic illustration of the individual growth of the three morphs of whitefish and Arctic charr in the Lake Femund, indicating length at sexual maturity and length group eaten by piscivorous brown trout (from Sandlund and Næsje 1992).

kondisjonsfaktor hos røya i 1993. Modallengden for røye (pelagisk og bentisk) økte med én cm fra 170-179 mm i 1990 til 180-189 mm i 1993. Kondisjonsfaktoren (K-faktoren) for fisk med lengde mellom 16 og 21 cm økte. I 1990 var K-faktoren (\pm standardavvik) 0,75 (0,04) i august og 0,79 (0,05) i september. I 1993 var tilsvarende verdier 0,82 (0,02) og 0,86 (0,02).

3.3.3 Diett, vekst og næringsinntak hos utsatt aure

I alt 194 aure fanget i Store Renne i 1992-93 hadde mageinnhold. I seks av disse (3,1 %) var det rester av fisk. Dette var kun røye. Mageanalysene for auren fanget i Langvatnet i 1992 og 1993 viste at 22 (13,2 %) av 167 aure hadde spist fisk. Av identifiserbare byttefisker i auremagene fra Langvatnet var 47,6 % stingsild, resten var røye.

Av det totale antall gjenfangster av aure i Store Renne i 1991-94 (674 fisk) hadde 4,4 % hatt en daglig spesifikk vekstrate på minst 0,1 %. Av utsettingene i 1991 hadde 3,3 % av de 121 gjenfangete Fossbekk-fiskene, og 7,2 % av de 194 gjenfangete Tunhovdfjord-fiskene hatt en vekstrate på minst 0,1%. Gjennomsnittlig vekstrate var henholdsvis 0,11 og 0,26 % (standardavvik henholdsvis 0,065 og 0,302). Det var altså en større andel av Tunhovdfjord-fisken som hadde vokst etter utsetting, og den hadde vokst bedre enn Fossbekk-fisken. Resultatene varierte noe mellom årene. Av de 359 gjenfangstene fra utsettingen i 1992 hadde 3,3 % hatt en vekstrate på minst 0,1 %. Gjennomsnittlig vekstrate var 0,35 % (standardavvik 0,297).

I Store Renne er andelen fiskespisere blant den utsatte auren

3,1 % når vi baserer oss på mageprøver, og 4,4 % basert på vekst etter utsetting. Hvis vi antar at dette er representativt for hele utsettingsmaterialet, betyr det at ca 80 av de 2071 utsatte aurene hadde begynt å spise røye.

Næringsinntaket ble estimert for aure med daglige vekstrater over 0,01 %. Den daglige matrasjonen varierte fra 0,15 til 5,21 mg tørrvekt bytte pr gram våtvekt fisk (mg tv/g vv). For den videre behandling av data ble materialet delt i to: gruppe (1) som hadde spist litt fisk (daglige vekstrater mellom 0,01 og 0,2 %), og gruppe (2) som hadde spist bare fisk (daglige vekstrater over 0,2 %). I alt 22 fisk, med en gjennomsnittlig daglig matrasjon på 1,31 mg tv/g vv, tilhørte den første gruppen. Dette var 3,4 % av gjenfangstene. Den andre gruppen, som besto av 12 fisk eller 1,8 % av de gjenfangete aurene, hadde en gjennomsnittlig daglig matrasjon på 2,54 mg tv/g vv.

Hvis vi antar at disse resultatene er representative for den utsatte auren i Store Renne, består gruppe (1) av ca 70 aure som i løpet av ett år til sammen spiser 25,5 kg røye, eller 2550 røye á 10 g. Den andre gruppen består av 12 individer som spiser 41,9 kg røye, eller 4190 røye á 10 g. Selv om bare en liten del av den utsatte fisken ble fiskespisere, kan de tilsammen ta mange byttefisker. I dette tilfellet har vi beregnet antallet til 7740 røye á 10 g. Dette tilsvarer 77,4 kg eller 2,2 kg pr ha i årlig konsum.

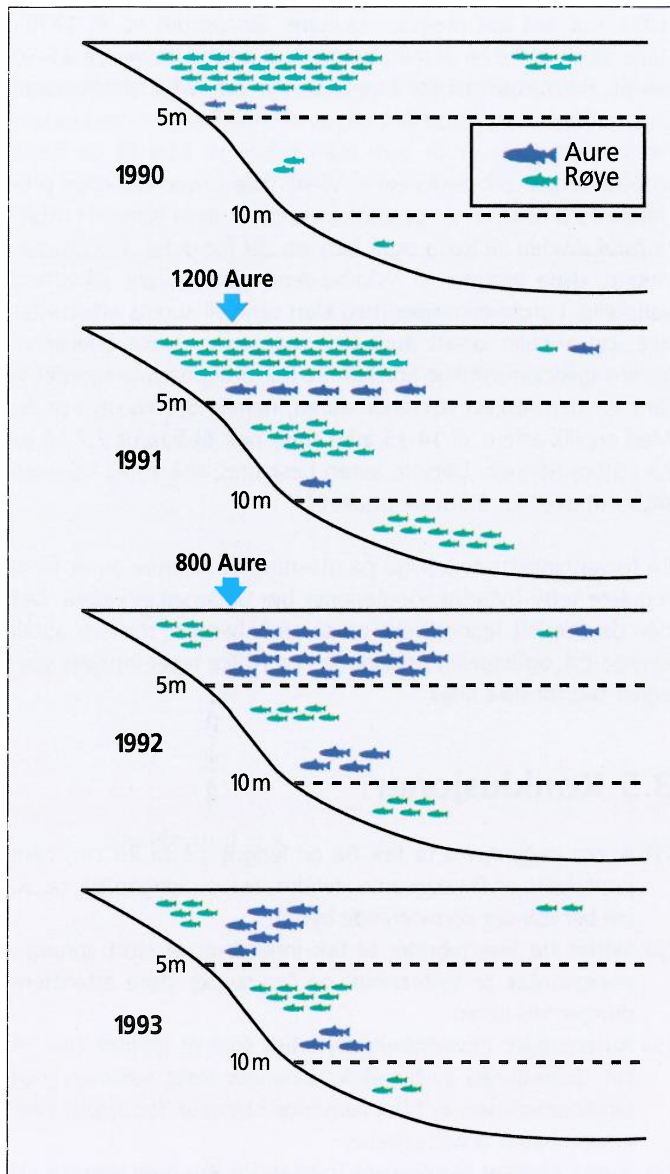
En av de gjenfangete aurene hadde spesielt god vekst. Mellom utsetting i juni 1992 og gjenfangst i september 1993 hadde denne fisken vokst mer enn 700 g, og spist 5,4 kg eller 540 røyer á 10 g. Veksteffektiviteten (vektøkningen dividert på næringsinntaket) for denne fisken var ca 13 %. Dette stemmer godt overens med resultater fra tidligere laboratoriestudier med bunndyrspisende aure foret til metthet (Elliott 1975), og studier av fiskespisende aure (Forseth et al. 1995). Dette bekrefter at våre estimater for næringsinntak er realistiske.

En sammenligning av gjennomsnittlig næringsinntak i de to gruppene og maksimalrasjonen fra laboratorieforskningene viser at gruppen med dårlig vekst har daglige rasjoner langt under maksimalt næringsopptak, mens den andre gruppen har rasjoner som ligger litt under, men nær maksimalrasjonen for fiskespisende aure (Forseth et al. 1992).

3.4 Diskusjon

3.4.1 Fiskespising

Resultatene fra Femund tyder på at skiftet i diett fra invertebrater til fisk er en dramatisk endring av matvanene. Fisk som bytte veier ca 10.000 ganger mer enn invertebrater. På den annen side er det mer kostnadskrevende pr bytte å fange fisk enn virvelløse dyr, men energigevinsten er trolig betydelig, i hvert fall for stor aure. Dette vises av det vekstomslaget predatorauren får når de begynner å spise fisk (Næsje et al. 1992a, 1996). Etter at auren har begynt å spise fisk synes få av dem å gå tilbake til annen næring (Damsgård & Mortensen 1995). Målingene av energiopptak hos den utsatte auren i Store Renne viser at fiskespisende aure i naturen kan være nær sitt maksimale energiopptak (Forseth et al. 1995).



Figur 3.5.

Skjematisk illustrasjon av endringer i bestandstetthet og habitatbruk hos røye i Store Renne, 1990-1993. I 1991 og 1992 ble det satt ut aure i potensielt fiskespisende størrelse. Antall fiskesymboler indikerer tetthet basert på gjennomsnittlig fangst pr innsats i august og september i de ulike habitatene. 1990: Før aureutsetting var det en tett bestand av småvokst røye som oppholdt seg i strandsona (0-5 m) og nær overflata i de frie vannmassene. En tynn bestand av småvokst aure utgjorde ingen predasjonsfare for røya. 1991: Etter utsetting av 1200 storvokste aure (tilsvarende 34 fisk pr ha) forsvant røya fra de frie vannmassene, og tettheten økte dypere enn 5 m langs bunnen. Auren gikk i strandsona og i de frie vannmassene. Det er ennå ikke merkbare endringer i totalbestanden av røye. 1992: Ett år etter første aureutsetting, og etter at ytterligere 800 aure (23 fisk pr ha) var satt ut, registrerte vi en kraftig nedgang i røyas bestandstetthet. Røyetettheten i strandsona er mindre enn på dypere vann. 1993: Etter to år med tett aurebestand er røyebestanden fremdeles relativt tynn, og det er størst tetthet dypere enn 5 m. På grunn av utfisking av aurebestanden var den redusert, og det var en svak økning av røye i de frie vannmassene. Effekten av utsetting av predatoraure er dermed todelt: først en umiddelbar forflytning fra det mest utsatte habitatet, deretter en uttynning av røyebestanden (Fra Sandlund & Forseth 1995). - Schematic illustration of changes in density and habitat use by Arctic charr in the Lake Store Renne, 1990-1993. In 1991-1993, potential ferox trout were released. Number of symbolized fish indicates fish density based on mean catch per unit effort in August and September in the various habitats. 1990: Before the release of 1200 large trout (34 individuals per ha), the Arctic charr dwelled in littoral areas (0-5 m) and in near surface waters of the pelagic zone. The small sized brown trout present, did not feed on Arctic charr. 1991: After the release of large sized brown trout, the Arctic charr disappeared from the pelagic. They moved to epibenthic areas deeper than 5 m. The brown trout stayed in the shallow littoral and near surface waters of the pelagic zone. The size of the charr population was unchanged. 1992: One year later, 800 more potentially piscivorous brown trout (23 individuals per ha) were released. Now, the density of Arctic charr decreased drastically. Most of the charr exploited the deeper parts of the lake. 1993: After two years with a dense population of brown trout, the abundance of Arctic charr is relatively low. Most fish live deeper than 5 m. Heavy exploitation of the brown trout resulted in a slow increase in density of Arctic charr. The effect of the release of piscivorous brown trout was two fold: (1) Arctic charr moved from the risky pelagic to a safer profundal habitat. (2) the density of the charr population decreased.

Tunhovdfjord-auren hadde litt større tendens til å spise fisk enn Fossbekk-auren. Tunhovdfjord-aurens opprinnelse er en storvokst predator på røye i Tunhovdfjord (Aass 1992, 1993), mens Fossbekk-auren fra lmsa i mindre grad tar fisk i sitt naturlige miljø. Dette kan tyde på et arvelig element i predatoratferden. Den høyere andelen aure med fisk i magene i Langvatnet tyder på at auren lettere skifter til fiskeføde i innsjøer der det finnes sting-sild, enn i rene røyebestander. Denne effekten er trolig uavhengig av aurestamme, og bekrefter betydningen av god tilgang på små byttefisk, for at auren skal bli fiskespiser.

3.4.2 Systemeffekter

Nærvær av predatoraure fører til at byttefisk skifter habitat. Dette viser seg ved endringer hos røya i Store Renne og Langvatnet etter utsetting av aure, og ved fraværet av små sik og røye i pelagialsonen i Femund. Det er vanlig at sik og røye under ca 15 cm ikke utnytter de frie vannmassene i innsjøer med predatoraure (Hindar & Jonsson 1982, Klemetsen 1989, Sandlund et al. 1995), men minstestørrelsen på den pelagiske

fisken øker med predatorens størrelse (L'Abée-Lund et al. 1993). Årsaken til dette er at byttestørrelsen øker med predatorens størrelse (Malmquist et al. 1992, L'Abée-Lund et al. 1992).

Resultatene av utsettingsforsøket i Store Renne viser at det etter utsetting av predatoraure i overtallige, småvokste røyebestander skjer tre ting i rekkefølge:

- (1) Først endrer røya habitatbruk og fjerner seg fra det mest utsatte habitatet, som er de frie vannmasser. Røyebestanden samler seg langs bunnen. Mengden fisk er omtrent uforandret i strandsona, mens mange går ned på dypt vann der mørket gir skjul. Denne endringen skjer kort tid etter at auren er satt ut.
- (2) Auren beiter ned røyebestanden. Når bestandsstørrelsen er redusert, unngår røya fremdeles de frie vannmassene, og det blir forholdsvis lite røye i strandsona. Denne endringen registreres året etter utsetting. Redusert bestandstetthet hos røya gir seg utslag i økt fiskestørrelse og høyere kondisjonsfaktor i bestanden.
- (3) Når predatorbestanden går tilbake begynner røya på ny å ta i bruk strandsona og de frie vannmassene.

Selv om få aure gikk over til å ete fisk, viste eksperimentet i Store Renne at dødeligheten var stor hos ungfisk av røye på grunn av predasjon. Bare ca 2 fiskepisende aure pr hektar innsjøareal hadde en påtakelig effekt. Predasjonseffekten er vanskelig å registrere i store innsjøer som Femund, men det er rimelig å tro at predasjon er en viktig dødelighetsfaktor i systemet.

Aurepredasjonen er størrelsesselektiv. Nesten bare byttefisk under 15 cm ble spist. Byttestørrelsen øker med økende aurelengde. Lengden til røya som blir spist er generelt 25-35 % av aurens lengde, for sik var den 26-41 % (Næsje et al. 1992a, 1996). Hvis dette gjelder generelt (L'Abée-Lund et al. 1992), må utsettingsaure på 20 cm ha tilgang på byttefisk på mellom 5 og 10 cm for å begynne å ete fisk.

Predatorarens næringsvalg i Femund (sik og røye) og i Langvatnet (stingsild og røye) kan gi inntrykk av selektiv beiting på enkelte byttearter. Dette kan imidlertid reflektere antall tilgjengelige fisker i riktig størrelse i de habitatene auren bruker. Det vil si at de minste bekkene, områder helt inne i strandsteinene og på dypt vann der det er mørkt, er refugier for beitefisk. Dominansen av sik i aurens diett i Femund skyldes trolig at sik er den tallmessig dominerende fiskearten (Sandlund & Næsje 1986, Næsje et al. 1992b), og det er forholdsvis jevn tilgang på små sik.

Hvorfor ble så få aure i Store Renne fiskepisende? Dette kan ha to årsaker. (1) Fiskepising kan i hvert fall delvis være genetisk betinget. Det er derfor mulig at bare et lite antall av de utsatte fiskene hadde arveanlegg som kan gjøre dem til fiskepredator (jfr Damsgård & Mortensen 1995). (2) Det er ikke plass til så mange fiskepisere i en slik innsjø. Predasjonseffekten av 70-80 aure kan være så stor at tilgangen på smårøye blir for lav til at flere klarer å fange dem. Det store konsumet av røye vi har kunnet beregne for auren ut fra omsetningen av radioaktivt cesium kan tyde på at den siste forklaringen i hvert fall delvis er riktig. De få fiskepisende aurene har tilsammen konsumert 77,4 kg røye pr år. Dette utgjør trolig en stor del av den totale røyeproduksjonen i innsjøen. Store Renne har en overflate på ca 35 ha, hvilket betyr at for hvert hektar innsjøoverflate blir 2,3 aure fiskepredator når forholdene ligger til rette for dette. Disse spiser ca. 2,2 kg røye pr. hektar i året.

3.4.3 Forvaltningsrelevans

I innsjøer med naturlige bestander av fiskepisende aure med sik eller røye som byttearter, er det viktig å beskutte byttefiskebestandene slik at tilgang på ungfisk er jevn. Hos både sik og røye er det konkurranse mellom voksen og ung fisk. Jevn rekruttering sikres gjennom relativt hardt fiske på bestandene av voksen fisk. Byttefiskenes bestandsstruktur er avgjørende for at auren skal kunne slå over til fiskeføde. Man må imidlertid passe på at beskatningen av bytteartene ikke nedfisker predatorbestanden eller ødelegger dens rekrutteringsgrunnlag.

Innsjøer dominert av småfallen røye er vanlig (Langeland & Jonsson 1990). Utsetting av fiskepisende aure gjøre disse innsjøene mer attraktive for fritidsfiskere. Alle utsettinger har imid-

lertid ikke gitt det ønskete resultatet (Borgstrøm et al. 1995). Våre forsøk tyder på at man trenger 2-3 predatoraurer på 25-30 cm pr. ha innsjøareal for å regulere en overtallig røyebestand. Det må likevel tas forbehold om at vi ennå ikke vet med sikkerhet om utsetting av få aure uten videre vil bety at de fleste utsatte aurene blir fiskepisere. Vi vet ikke i hvor stor grad predatoratferd hos aure er genetisk betinget. Lokale forhold i utsettingslokaliteten vil trolig også bety en del for dette. I humuspåvirkete, dype innsjøer vil lysforholdene gjøre aurens jaktatferd vanskelig. I grunne innsjøer med klart vann vil aurens effektivitet øke, og antallet utsatt aure kan reduseres. I slike tilfeller vil aurens gjennomsnittlige konsum av fisk trolig nærme seg det vi fant for den raskest voksende auren, nemlig 5,4 kg røye pr år. Med en slik atferd vil 14-15 aure spise nok til å ta ut 2,2 kg pr ha i Store Renne. Dersom auren beskattes, må antall fisk som settes ut økes for å tilsvare uttaket.

En forvaltningsstrategi bygd på utsetting av få store aurer for å regulere tette byttefiskpopulasjoner bør undersøkes videre. Det bør da spesielt legges vekt på sammenhengen mellom antall utsatte fisk og andelen fiskepisere, og hvilke typer innsjøer som egner seg for slike tiltak.

3.5 Konklusjoner

- (1) Auren begynner å ta fisk fra en lengde på ca 20 cm, bare unntaksvis er fiskepisere mindre. Fra en lengde på ca 30 cm blir fisk det dominerende byttet.
- (2) Skiftet fra invertebrater til fisk innebærer et stort sprang i energiinntak pr bytteenhet, og forutsetter store atferdsendringer hos auren.
- (3) Auren spiser hovedsakelig byttefisk som er mindre enn 15 cm. Seleksjonen av byttefiskart henger trolig sammen med tilgjengeligheten av fisk i passende størrelse. Predasjon øker dødeligheten til bytteartene.
- (4) Auren påvirker byttefiskens habitatvalg. De predasjonsutsatte størrelsesgruppene trekker vekk fra pelagialen og strandsona, og ned til dypere vann langs bunnen. Fordelingen av byttefisk og predatorer reguleres trolig av de lokale lys- og dybdeforholdene i innsjøen.
- (5) Aurens kroppsstørrelse synes å være den viktigste faktoren som bestemmer om den skal spise fisk. Ulik tendens til å ta fisk hos forskjellige auresammer tyder på at det mellom aurebestander er genetisk variasjon for denne atferden.
- (6) Ved store tettheter av predatoraure påvirkes røyas bestandsstruktur og kondisjonsfaktor. I naturlige bestander med mindre tetthet av aure er det vanskelig å måle effekter på bestandsstrukturen, men det er tydelige effekter på habitatvalget til de predasjonsutsatte størrelsesgruppene.

4 Biomanipulering

Arnfinn Langeland, Ann Kristin Lien Schartau, Terje Nøst og Randi Saksgård

Aure er en lite egnet art til å redusere tette bestander av mort i små humusholdige innsjøer med dårlig siktedyp. I to næringsfattige innsjøer i Trondheim bymark ble dette studert ved utsetting av predator-aure. Auren var ikke i stand til å spise mort. Morten skjulte seg i vegetasjonen på grunt vann og i mørke, dype vannmasser (hypolimnion). Etter ca 2 måneder begynte auren å dø og morten gjenopptok sitt vanlige atferdsmønster med beiting i de frie vannmassene. Gjørs kan være bedre egnet til å redusere mortebestander. I det eutrofe Tunevannet i Østfold, ble det satt ut 20 gjørs i perioden 1993-1995. Det er imidlertid gått for kort tid til at eventuelle langsiktige virkninger av dette kan påvises.

4.1 Innledning

Det er utført biomanipuleringsforsøk med utsetting av predatorfisk i tre innsjøer; to små oligotrofe innsjøer (Haukvatn og Kyvatn) i Trondheim bymark, Trondheim, og én eutrof innsjø, Tunevatn, i Sarpsborg kommune. Undersøkelser av vannkvalitet, fytoplankton, zooplankton og fisk er gjennomført i Tunevatn og Haukvatn i perioden 1991-95 og i Kyvatn i 1992-95. Det er også foretatt tilsvarende undersøkelser i et nærliggende vatn (Lianvatnet) i Trondheim bymark. Dette vannet er ikke blitt manipulert. En del resultater fra disse undersøkelsene er allerede publisert (Schartau et al. 1993, Langeland & Nøst 1994, Nøst & Langeland 1994, 1995, Langeland 1995, Langeland et al. 1995). En oppsummering av de viktigste resultatene er gitt nedenfor.

4.2 Haukvatn og Kyvatn

4.2.1 Innsjøene

Haukvatn og Kyvatn er næringsfattige innsjøer i Trondheim bymark, hver med et areal på 9 ha og maksimal dyp 16 m. Innsjøene ligger i samme nedslagsfelt, er omgitt av barskog og har lokal betydning som rekreasjonsområde. Det er en viss påvirkning av avløp fra nærliggende boligområder. Begge lokalitetene er rike på humus, slik at siktedypet er på 3,0 til 4,0 m



med et gjennomsnitt på 3,5 m i sommerhalvåret for Haukvatn og 2,5 til 3,5 m med et snitt på 3,0 m for Kyvatn. Totalt innhold av fosfor (data fra 1993) varierte mellom 5 og 15 $\mu\text{g l}^{-1}$ mens konsentrasjonen av løst, reaktivt fosfor varierte opp til 13 $\mu\text{g l}^{-1}$. Innholdet av nitrogen lå i intervallet 250- 320 $\mu\text{g l}^{-1}$ for Haukvatn og 270-370 $\mu\text{g l}^{-1}$ for Kyvatn. Mengden av fosfor og nitrogen i både Haukvatn og Kyvatn er høyere enn forventet for innsjøer som ikke er påvirket av menneskelige aktiviteter i nedbørsfeltet.

4.2.2 Planktonsamfunnene

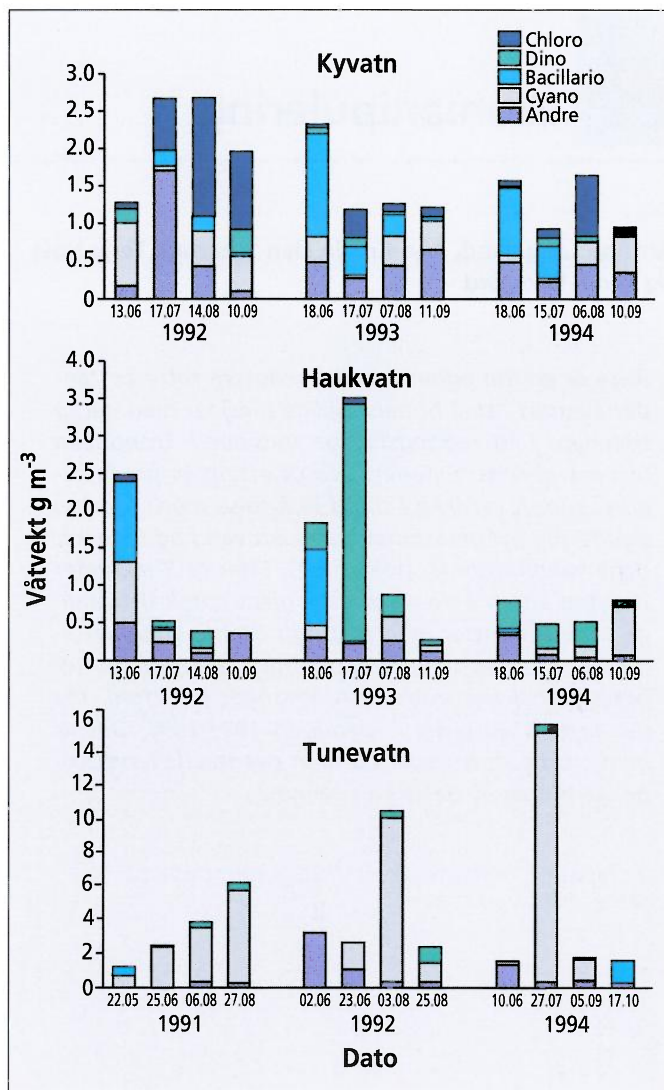
Fytoplanktonet i de to innsjøene besto hovedsakelig av blågrønnalger (Cyanophyceae), diatoméer (Bacillariophyceae) og mindre flagellater (Chrysophyceae og μ -alger) (figur 4.1). Grønnalgene (Chlorophyceae) utgjorde en betydelig andel av fytoplanktonet i Kyvatn i juli-september 1992 og august 1994 mens brunalgene (Dinophyceae) var en viktig algegruppe i Haukvatn i juli 1993 og i juni-september 1994. Fytoplanktonbiomassen i Haukvatn varierte mellom 0,28 og 3,42 g våtvekt m^{-3} mens variasjonene i Kyvatn var mindre uttalte (0,89 og 2,61 g våtvekt m^{-3}).

Zooplanktonet var influert av stor beiteaktivitet fra planktonspisende fisk. Blant cladoceren var *Bosmina longirostris* så og si enerådende i begge innsjøene. Unntaksvis ble *Daphnia longispina* og *Ceriodaphnia pulchella* påvist i Haukvatn, sistnevnte art ble også påvist i Kyvatn. *B. longirostris* er forøvrig den minste av *Bosmina*-artene, og dominerer ofte i vatn med mort som et resultat av sterk beitepress fra planktonspisere. Introduksjonen av mort i Haukvatn først på 1980-tallet, medførte at den større *Boamina*-arten *B. longispina*, gradvis ble erstattet av *B. longirostris* (Nøst & Langeland 1994). I Haukvatn domineres copepodeene av *Cyclops scutifer* og i Kyvatn av *Cyclops vicinus*. Forholdet mellom copepoder og cladocerer, med dominans av førstnevnte gruppe, er typisk for innsjøer med sterk plankton. Imidlertid tyder utviklingen for *C. scutifer* i Haukvatn på at populasjonen reduseres. Dette kan være et resultat av beitetrykk fra sik og/eller svikt i næringstilgangen. Zooplankton-biomassen i Haukvatn og Kyvatn varierte vanligvis mellom 20 og 60 mg tørrvekt m^{-3} , med de høyeste verdiene målt i 1992 (figur 4.2).

4.2.3 Effekten av aureutsettingene

Få gjenfangster av den utsatte auren (tabell 4.1) er blitt rapportert. Det dårlige resultatet av utsettingene i 1994 kan skyldes at en stor del av den utsatte fisken var soppinfisert. Ingen fisk ble gjenfanget under prøvafisken høsten 1994, mens 9 aure ble gjenfanget under prøvafisken høsten 1995, i tillegg er det rapportert én gjenfangst fra sportsfisker. Alle disse fiskene hadde minket i vekt, vekttapet var på ca 10-15 % på ca 3 måneder.

Kontinuerlig registreringer av fiskeatferd er utført i Haukvatn og Kyvatn med ekkolodd (Nøst & Langeland 1995). Metoden går ut på at senderen er plassert på bunnen av innsjøen. Dette gir god gjengivelse av ekkosignal fra fisk i de øverste vannlagene (figur 4.3). Ekkoregistreringene er utført sammenhengende i perioder på flere døgn, og dataene er lagret på en datamaskin montert i et hus ved vannet. Forbindelsen fra sender/mottaker og datamaskin er via lange kabler (200-300 m). Ekkoregistreringene i 1994



Figur 4.1.

Biomasse av planteplankton (g våtvekt m^{-3}) og relativ fordeling av algegrupper (Chlorophyceae, Dinophyceae, Bacillariophyceae, cyanophyceae og andre) i Tunevatn, Haukvatn og Kyvatn i 1991-94. Beregningene er gjort fra overflateprøver (Tunevatn: 0-4 m, Haukvatn og Kyvatn 0-1 m). - Biomass of phytoplankton (g wet mass m^{-3}) and relative weight distribution of algal groups in near-surface water of Tunevatn, Haukvatn and Kyvatn (Tunevatn: 0-4 m depth, Haukvatn and Kyvatn 0-1 m depth).

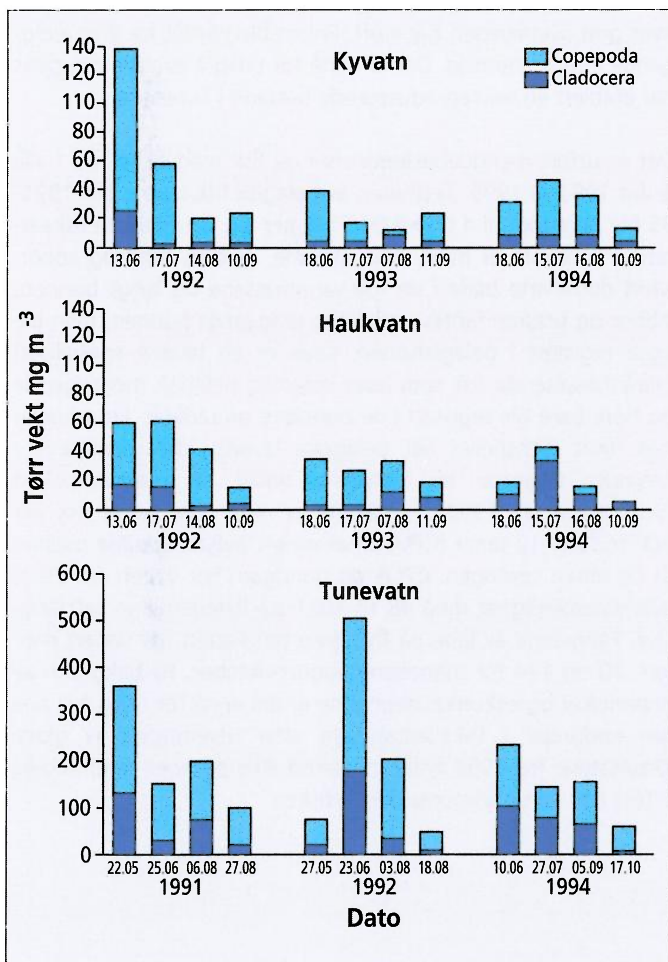
viste at morten unngikk auren i den første tiden etter utsetting. Imidlertid kom morten tilbake etter ca 2 måneder til pelagiske vannmasser i tettheter som før utsetting (figur 4.4). Lignende resultater ble funnet i begge vannene også i 1995. Redusert beitetrykk fra mort i pelagialen bekreftes av at andelen av store individer av krepsdyret *Bosmina longirostris* økte i tilsvarende periode som det ble registrert lav tetthet av mort (figur 4.5). Resultatene tyder på at auren har hatt en korttidseffekt på mortens atferd så lenge det meste av auren levde i innsjøene. Auren har ikke klart å fange mort da morten har funnet skjulesteder i vegetasjonen i gruntvannsonen og i dypere vannlag der det er mørkt. Auren synes derfor å være en dårlig fiskepredator på mort i humusholdige små innsjøer med lite siktedyp. Årsaken til stor dødelighet hos utsatt aure skyldes sannsynligvis næringsmangel.

I tillegg til mort finnes også sik og gjedde i Haukvatn. Etableringen av mordebstand i Haukvatn har hatt betydelig desimerende effekt på de største zooplanktonartene og sikbestanden (Nøst & Langeland 1994, Langeland & Nøst 1994). Sikbestanden er fortsatt i tilbakegang og forventes å bli utryddet. Dette har skjedd i nabovatnet, Lianvatnet, etter introduksjonen av mort.

4.3 Tunevatn

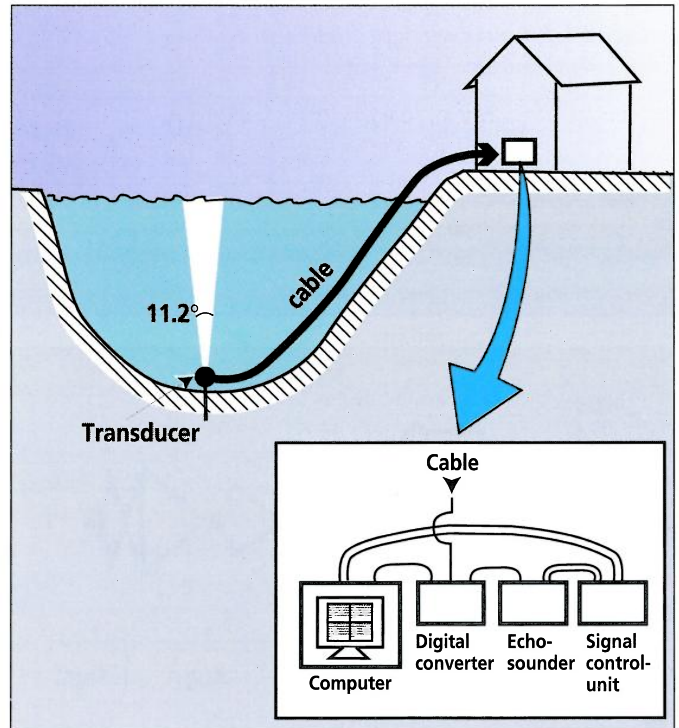
4.3.1 Innsjøen

Tunevatn (areal: 241 ha, maks. dyp: 12 m) er en næringsrik innsjø der barskog, dyrket mark og boligområder utgjør vesentlige deler av nedbørsfeltet. Innsjøen har regional betydning som rekreasjonsområde, og det drives et utstrakt fritidsfiske, først og fremst etter gjedde og abbor. I dag er de omkring 90 boligene i nedbørsfeltet tilknyttet et separat avløpsnett, men undersøkelser



Figur 4.2.

Biomasse av dyreplankton (mg tørr vekt m⁻³) og relativ fordeling av cladocerer og copepoder i Tunevatn, Haukvatn og Kyvatn i 1991-94. Beregningene er gjort fra blandprøver (Tunevatn: 0-4 m, Haukvatn og Kyvatn: 0-15 m). - Biomass of zooplankton (g dry mass m⁻³) and relative mass distribution of cladocerans and copepods at 0-4 m depth of Tunevatn and 0-15 m depth of Haukvatn and Kyvatn. The mass estimates are from mixed samples.



Figur 4.3.

Plassering av hydroakustisk utstyr ved ekkoloddregistreringer i Haukvatn og Kyvatn. - Location of hydroacoustic equipment used for registration of fish in Haukvatn and Kyvatn.

viser likevel at ønskelig vannkvalitet i innsjøen ikke er nådd med gjennomførte tekniske tiltak. Nedbørsfeltet er relativt lite og vannet har oppholdstid på flere år. Innsjøens siktedyp varierer mellom 1,5 og 2,5 m, med et gjennomsnitt for sommerhalvåret på 2,0 m. I juli 1994 ble siktedypet målt til 0,7 m pga. betydelig algeoppblomstring. Det totale fosfor-innholdet i vannet varierte mellom 20 og 40 µg l⁻¹ i perioden 1991-1992, der hovedmengden av fosforet er bundet til levende (alger) eller døde (leire) partikler. Konsentrasjonen av løst reaktivt fosfor er lav og ofte under deteksjonsgrensen på 1 µg l⁻¹. Det totale nitrogeninnholdet er høyt og varierte i perioden 1991-92 mellom 390 og 650 µg l⁻¹. Forholdet mellom nitrogen og fosfor sammen med dominans av blågrønnalger tyder likevel på at nitrogen kan være vekstbegrensende næringsstoff i Tunevatnet.

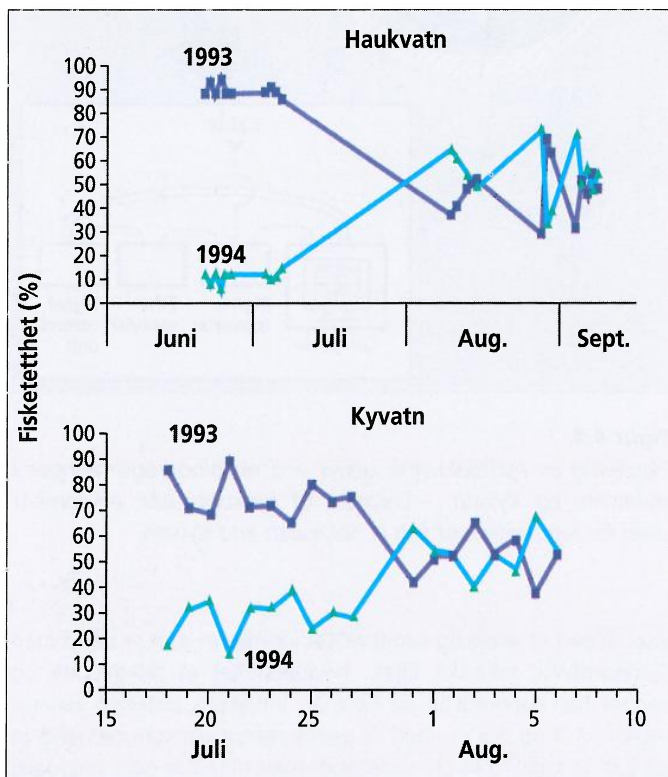
4.3.2 Planktonsamfunnet

Fytoplanktonets sammensetning og biomasse, fra utvalgte datoer i 1991-94, er vist i figur 4.1. Blågrønnalgene (Cyanophyceae) er den dominerende algegruppen i Tunevatn, med kun mindre mengder brunalger (Dinophyceae) og små flagellater (gruppen "andre"). Fytoplanktonbiomassen varierte mellom 1,25 og 15,75 g våtvekt m⁻³.

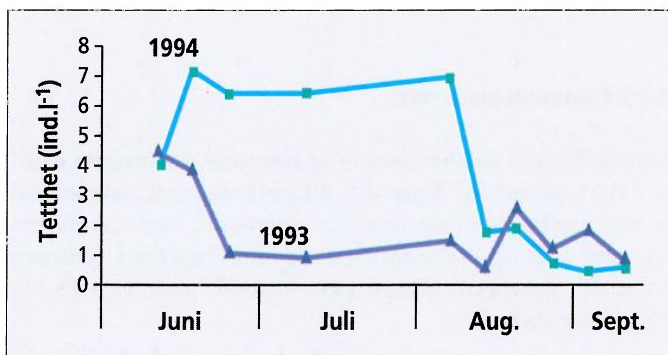
Zooplanktonsamfunnet var preget av hard nedbeiting fra planktonspisende fisk. Zooplanktonsamfunnet er dominert av små arter og små individer. De dominerende cladocere (vannloppe) var *Bosmina coregoni*, *B. longispina* og *Daphnia cucullata*, mens *Eudiaptomus gracilis*, *Mesocyclops leuckarti* og

Tabell 4.1. Aureutsettinger i Haukvatn og Kyvatn. - Stocking of piscivorous brown trout in the Lakes Haukvatn and Kyvatn.

År	Haukvatn	Kyvatn	Størrelse	Gjenfangst	Utsatt av
1993	ca 700	ca 500	100-200 g	30 stk	TOFA juni
1994	60	60	300-900 g	0	NINA 29.mai
1995	50	50	800-1200 g	10	NINA 27.juni



Figur 4.4. Ekkoloddregistreringer av tetthet av pelagisk fisk (% av fordeling mellom år basert på summert tetthet for 1993 og 1994) i 0-5 m dyp i Haukvatn og Kyvatn i 1993 og 1994. - Relative hydroacoustic density estimates of pelagic fish (percentage distribution between 1993 and 1994) at depth 0-5 m in Haukvatn and Kyvatn.



Figur 4.5. Tetthet av store (> 0,3 mm) *Bosmina longirostris* på 0-5 m dyp i Haukvatn i 1993 og 1994. - Density of large (> 0.3 mm) *Bosmina longirostris* at 0-5 m depth in Haukvatn 1993 and 1994.

Thermocyclops oithonoides var de mest vanlige copepodene (hoppekreps). Zooplanktonbiomassen var høy og varierte mellom 49,36 og 504,24 mg tørrvekt m^{-3} . Høyeste verdier ble målt i mai 1991 og juni 1992 (figur 4.2).

4.3.3 Fiskebestandene

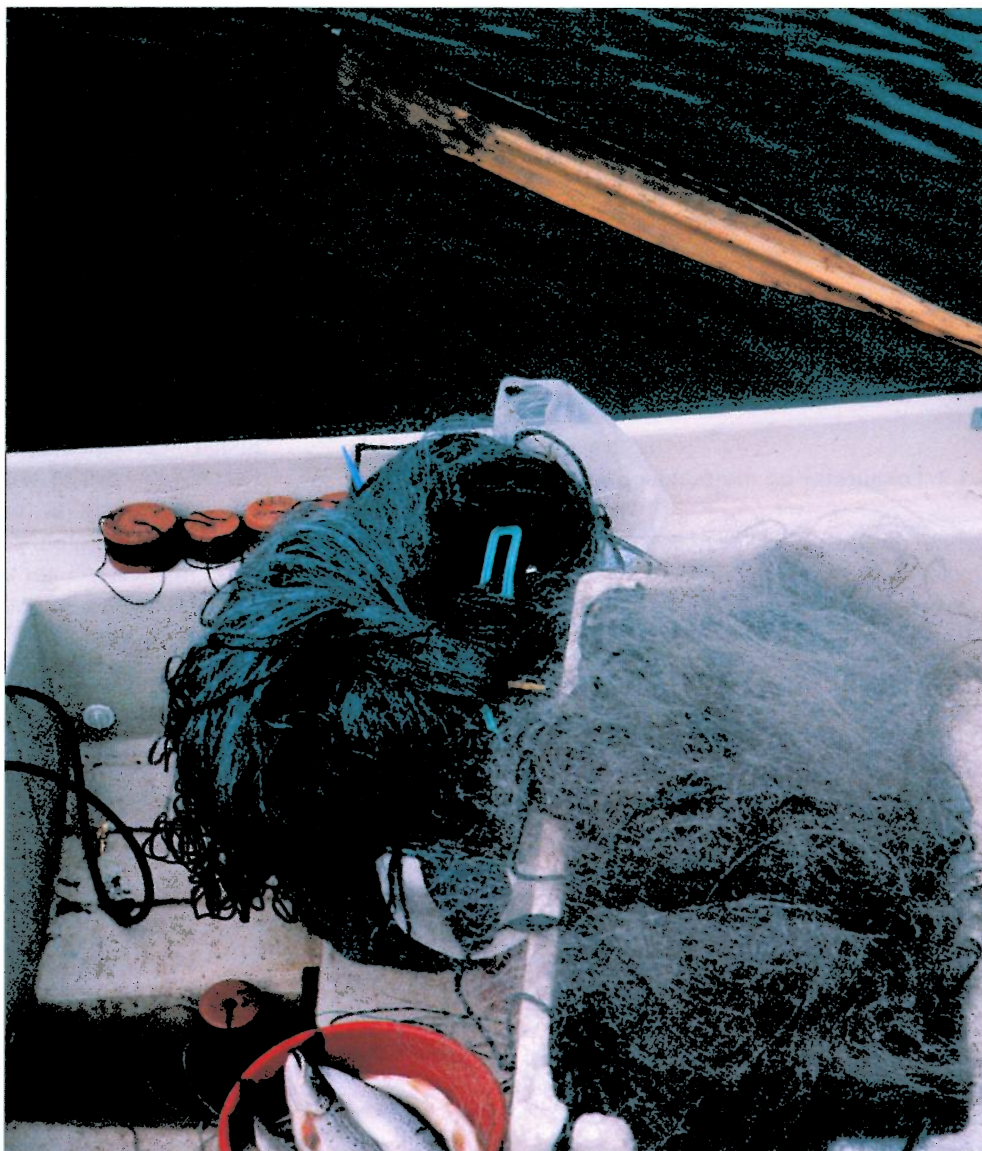
Forsommeren 1993-5 ble det satt ut 14 ca 1 kg tunge gjørs. Vi har ingen opplysninger om gjenfangster, slik at det er ukjent hvor god overlevelsen har vært. Fisken ble hentet fra en nærliggende innsjø, Vannsjø. Det er ennå for tidlig å avgjøre om gjørs har etablert en selvreproduserende bestand i Tunevatn.

Det er utført mengdebestemmelser av fisk med ekkolodd i alle år fra 1991 til 1995. Tettheten av pelagisk fisk i perioden 1991-95 ble beregnet til 4 000-9 000 fisk per ha. De viktigste fiskeartene i Tunevatn er mort, laue, brasme, gjedde, hork og abbor. Mort dominerte både i de frie vannmassene og langs bunnen. Abbor og brasme fantes i vesentlig grad langs bunnen, men ble også registrert i pelagialsonen. Laue er en relativt spesialisert planktonspisende fisk som lever vesentlig pelagisk mens gjedde og hork bare ble registrert i de bunnære områdene. Ernæringen hos mort gjenspeiler det pelagiske levevis, idet planktoniske krepsdyr utgjorde en betydelig andel av mageinnholdet (Schartau et al. 1993). Fangstene av mort som antall fisk per 100 m^2 per 12 timer (CPUE), har variert betydelig både mellom år og innen sesongen. CPUE på bunngarn har variert fra 29 til 424 sammenlignet med 48 til 1021 på flytegarn for nattfangster. Fangstene av laue på flytegarn om natten har variert mellom 20 og 174 for månedene august-oktober. På bakgrunn av prøvafisken og ekkoregistreringene er det ennå for tidlig å si noe om endringer i fiskebestandene etter utsettingen av gjørs. Resultatene fra 1995 tyder imidlertid ikke på noen øyeblikkelig effekt hos den planktonspisende fisken.

5

Næringsdyr, fisk og fiskeutsettinger i reguleringsmagasiner

Etter regulering av innsjøer ødelegges ofte gyteelver, og næringsproduksjonen i strandsonen blir redusert på grunn av tørrlegging i deler av året. Resultatet kan bli redusert produksjonen av bunndyr og fisk, mens zooplanktonproduksjonen blir mindre påvirket. Den reduserte aureproduksjonen forsøkes ofte kompensert gjennom utsetting av oppdrettsfisk. I det nedforstående summeres resultatene fra fem høyereliggende reguleringsmagasiner i Oppland. Disse tyder på at fiskeutsettinger i slike magasiner vanskelig lykkes, hvis det ikke er tilstede uutnyttede næringsressurser for fisken. Er konkurrerende fiskearter tilstede, blir ernæringsforholdene for settefisk enda vanskeligere. Ved valg av settefisk må man ta hensyn til settefiskens nedarvete temperaturtilpasning, habitatutnyttelse og næringsvaner for å få maksimal produksjon. Selv om auren til en viss grad er fleksibel og tilpasser seg de lokale forholdene, har den også nedarvete trekk som begrenser dens suksess ved utsetting i fremmede lokaliteter med forhold den på forhånd ikke er tilpasset.



5.1 Bunndyr og dyreplankton i reguleringsmagasiner

Randi Saksgård og Trygve Hesthagen

Undersøkelsen ble utført i fem reguleringsmagasiner i Oppland: Storevatnet, Aursjøen, Tesse, Vinsteren og Vinstervatna (Øyvatnet). Fåbørstemark og fjærmygglarver var de vanligste bunndyrgruppene. Begge gruppene omfatter hardføre arter som overlever over laveste regulerte vannstand. Den største tettheten av fjærmygg ble funnet i Storevatnet med 1300 individer pr. m² (30

*m dyp), mens den største tettheten av fåbørstemark ble funnet i Aursjøen med 250 individer pr. m² (19 m dyp). Muslinger ble ikke registrert over laveste regulerte vannstand i noen av innsjøene. Størst tetthet av muslinger ble funnet på 20 m dyp i Tesse med 690 individer pr. m². Blant dyreplanktonet var vannloppene mer tallrike enn hoppekrepsartene. Den største tettheten av vannlopper ble registrert i Aursjøen med 6876 individer pr. m³, med dominans av *Bosmina longispina* (5180 individer pr. m³). Tettheten av hoppekreps var størst i Vinstervatn med 3540 individer pr. m³. Av disse utgjorde *Cyclops scutifer* 2590 individer pr. m³. Dyreplanktonsamfunnet i Tesse var dominert av de samme artene som for 100 år siden.*

5.1.1 Innledning

De fleste reguleringsmagasiner er dannet med utgangspunkt i en naturlig innsjø, og reguleringer fører ofte til økning av bassengenes areal og volum. Generelt vil både antall arter og mengden bunndyr bli sterkt redusert etter en regulering (Grimås 1961, 1962). I reguleringsmagasiner blir det ofte dominans av fjærmygg og fåbørstemark, mens insektlarver, marflo og snegler får mindre betydning (Grimås 1964). Nedtapping av et magasin gjør at strandsonen blir tørrlagt i deler av året, med utvasking av bunnslam og næringssalter som resultat. I tillegg kan frysing av bunnen og endringer i sedimentsammensetningen redusere produksjon og mangfold av dyr og planter der. En regulering har størst negativ effekt på bunndyrfaunaen i høyfjellsvatn fordi slike lokaliteter har lavt innhold av næringssalter og kort produksjonssesong. Reguleringer kan ha positive effekter på produksjonen av dyreplankton i de første årene etter en regulering. Dette kan skyldes økt innsjøareal og økt tilgang på næringssalter til vannmassene (Borgstrøm 1993).

5.1.2 Lokaliteter og metodikk

Denne undersøkelsen omfatter fem regulerte innsjøer i Oppland: Storevatnet, Aursjøen, Tesse, Vinsteren og Vinstervatna (Øyvatnet) (**tabell 5.1**). Bortsett fra en mindre regulering av Aursjøen i 1919, ble disse innsjøene regulert i perioden 1943-65. Blant disse magasinene har Storevatnet den høyeste reguleringssonen (26 m), mens Vinsteren har den laveste (4 m). Den største vannstandssenkningen er i Tesse (**tabell 5.2**).

Tesse (853,9 m o.h.), som er best undersøkt, er lokalisert i Lom kommune, Oppland fylke. Innsjøen ble første gang regulert i 1943, og fram til 1963 varierte den årlige reguleringshøyden mellom 3,7 og 11,8 m. I 1963 ble andre trinn i reguleringen slutført ved at elva Veo ble overført til Tesse via den opprinnelige innløpselva Smådøla. Dette resulterte i at den årlige reguleringshøyden økte til ca 12,4 m med 0,9 m oppdemning. Tesse har overflatearealer på 937 og 1426 hektar ved henholdsvis laveste og høyeste regulerte vannstand. Veo er sterkt slamførende (Hesthagen & Fjellheim 1987), og siktedypet i Tesse ble etter overføringen redusert fra 8-10 m til 1,5-5 m (cf. Huitfeldt-Kaas 1906).

Aursjøen ble første gang regulert i 1919 med en oppdemning på 0,5 m og en senking på 1,25 m. I 1965 ble reguleringshøyden økt til 12,5 m, hvorav hevingen utgjorde 2,5 m. Arealet ved laveste og høyeste regulerte vannstand er henholdsvis 270 og 740 hektar. Største målte dyp i Aursjøen er 24 m, mens middeldypet er 7,4 m.

Vinstervatna danner et magasin på 1400 hektar ved høyeste regulerte vannstand (1019 m o. h.). Reguleringen økte vannstanden i både Øyvatnet og Kaldfjorden med 5,0 m, mens senkningene utgjør henholdsvis 0,5 og 0,4 m. Vinstervatna er relativt grunne med store områder mellom 5-10 m dyp. Innsjøene er svakt sure med pH-verdier mellom 6,0-6,5. Innholdet av næringssalter er lavt, ledningsevnen er på 13,8-19,5 $\mu\text{S}/\text{cm}$.

Vinstervatna er en fellesbetegnelse på flere innsjøer som ved regulering ble neddemt og omdannet til ett magasin. Våre data fra Vinstervatna er innsamlet i det som tidligere var Øyvatnet. Innsjøene har vært regulert i 30-50 år med unntak av Aursjøen, der en mindre regulering fant sted allerede tidlig på 1900-tallet. Reguleringsmagasinene dekker arealer på mellom 740-2800 hektar ved høyeste regulerte vannstand (HRV). Tesse er den desidert dypeste av magasinene (største dyp 64 m) mens Vinstervatna er grunnest (største dyp 17 m). Siktedypene var 1,5-5 m i Tesse, 5 m i Vinstervatna, og 10-12 m i Aursjøen og Vinsteren (målt i august). Aure var opprinnelig eneste fiskeart i alle fire magasinene. På begynnelsen av 1970 tallet kom sik og ørekyt til Vinstervatna og på 1980-tallet kom ørekyt til Vinsteren.

Bunndyrprøvene ble tatt med en van Veen grabb, som dekker et areal på 0,02 m². Det ble tatt 3-5 bunnsklipp fra hvert av dypene 1, 3, 5, 10, 15, 20, 30, 35 og 45 m, avhengig av dybdeforholdene i de forskjellige vatna. Bortsett fra i Aursjøen ble det i 1992 tatt prøver fra to stasjoner i hvert magasin. Prøvene fra hvert dyp ble silt gjennom en nettingduk på 0,5 mm og deretter overført til et glass og fiksert med etanol. Bunndyra ble senere sortert og telt. For 1992 er det estimert gjennomsnittlig antall individer i hvert dyp.

Dyreplanktonprøvene (1990-92) ble innsamlet med rørhenter (5 l) for hver meter fra 0-18 m dyp. I 1992 ble prøvene fra dybdeintervallene 0-6 m, 6-12 m og 12-18 m slått sammen i tre paralleller.

Tabell 5.1. Fysiske og morfometriske data for de fire reguleringsmagasinene. Fiskearter: A = aure, S = sik og Ø = ørekyt. *Gjelder Øyvatnet og Kaldfjorden, sistnevnte er senket 0,4 m. HRV og LRV angir henholdsvis høyeste og laveste regulerte vannstand. - *Physic and morphometric data of four regulated lakes. Fish species: A = brown trout, S = whitefish and Ø = minnow. *Øyvatnet and Kaldfjorden constitute parts of the reservoir Vinstervatna, the latter is lowered 0,4 m. HRV and LRV are maximum and minimum regulated water levels, respectively.*

Innsjø	Kommune	Max dyp (m)	Siktedyp	Høyde ved HRV (m)	Senket (m)	Hevet (m)	Areal (ha)		Fiskearter
							HRV	LRV	
Tesse	Lom	64	1,5	853,9	11,5	0,9	1426	937	A
Aursjøen	Skjåk	24	10-11	1097,5	10,0	2,5	740	270	A
Vinsteren	Øystre Slidre	30	10-12	1031,5	2,5	1,5	2800	2370	A, Ø
Vinstervatna*	N. & S. Fron	17	5	1019,0	0,5	5,0	1926	1304	A, S, Ø

Prøvene ble silt gjennom planktonduk med maskevidde på 45 μm og fiksert i lugol. I tillegg ble det tatt en kvalitativ prøve med planktonhåv (90 μm) fra 12- eller 18 m dyp og opp til overflaten. I 1989 ble det bare benyttet håv til innsamling av dyreplanktonprøvene. Antall individer i planktonprøvene ble senere telt.

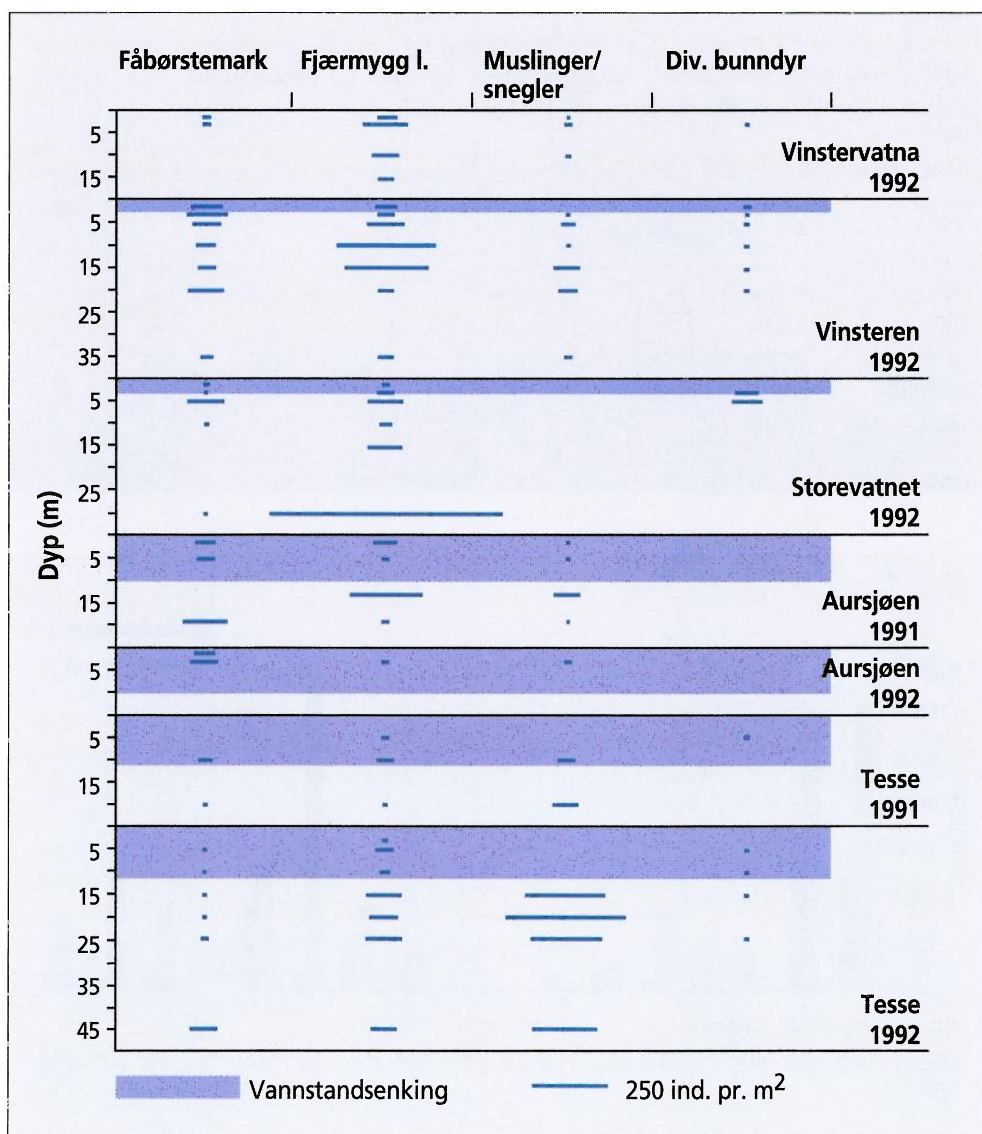
5.1.3 Næringsdyr

5.1.3.1 Bunnfauna

Det ble tilsammen registrert 10 bunndyrgrupper, hvorav muslinger/snegler ble samlet i en gruppe og seks andre bunndyrgrupper ble slått sammen til en diversegruppe (**figur 5.1**). Fjærmygglarver og fåbørstemark ble funnet i alle magasinene, og var antallsmessig de to største gruppene bortsett fra i Tesse hvor muslinger dominerte. På det meste ble det registrert 690 muslinger pr. m^2 i Tesse (1992, 20 m dyp). Snegler ble bare funnet i Vinsteren og da i svært lave tettheter (10 individer pr. m^2 på 3 og 15 m dyp). Både fjærmygg og fåbørstemark ble funnet over laveste regulerte vannstand i både Aursjøen og Tesse hvor senkningen av vannstanden er på henholdsvis 10,0 og 11,5 m. Undersøkelser i innsjøer over hele verden viser en dominans av

fjærmygg etter en regulering (Jensen 1988). Fjærmyggene er en hardfør og tilpasningsdyktig gruppe, og enkelte har overlevd i strandsonen i reguleringsmagasiner utsatt for uttørking og frost i 90 dager og mer (Nursall 1969, Paterson & Fernando 1969). Det er også rapportert at 80 % av bunndyra i reguleringssonen i Kultsjön i Sverige fremdeles var i live etter å ha ligget under isen i fire måneder (Grimås 1961).

Store insektlarver, marflo og snegler minker i mengde ved en regulering. Tettheten av muslinger over laveste regulerte vannstand i Tesse og Aursjøen var svært lav. I Vinsteren med en vannstandssenkning på 2,5 m, ble muslinger funnet på alle dyp fra 3 m og ned til 35 m. Følgelig tåler ikke muslinger tørrleggingen av reguleringssonen i magasinene. I 1978 ble det registrert både marflo, vårfluelarver og skjoldkreps i bunnprøver tatt med trekantrape i Vinsteren (Hålmoen 1980). Ernæringsundersøkelser fra denne innsjøen viste at disse bunndyra var svært viktig føde for auren. I bunndyrprøvene fra 1992 ble ingen av disse bunndyra registrert, men det betyr ikke at artene var borte fordi både marflo og skjoldkreps er vanskelig å få i grabbprøver. Skjoldkreps er fortsatt den dominerende arten i dietten hos auren i Vinsteren. Marflo ble registrert i Tesse før siste regule-



Figur 5.1.

Antallet (pr. m^2) av ulike bunndyr i Vinstervatna (Øyvatnet 1992), Vinsteren (1992), Storevatnet (1992), Aursjøen (1991, 1992) og Tesse (1991, 1992). - Number of different zoobenthos (per m^2) in the Lakes Vinstervatna (Øyvatnet 1992), Vinsteren (1992), Storevatnet (1992), Aursjøen (1991, 1992) and Tesse (1991, 1992).

ringen i 1963, men har siden ikke vært påvist (Hesthagen 1982). I magasin med en reguleringshøyde over 6 m, forsvinner som regel marfloen delvis eller helt (Grimås 1962, Aass 1969).

5.1.3.2 Dyreplankton

Vannloppene dominerte over hoppekrepsene i de fleste magasinene (figur 5.2). Generelt dominerte *Bosmina longispina* blant vannloppene i alle magasinene, mens *Cyclops scutifer* eller *Heterocope* sp. var de vanligste hoppekrepsartene. Blant både vannlopper og hoppekreps er det vanlig at en art dominerer i en lokalitet (Pennak 1957, Lötmarker 1964). Den største tettheten av vannlopper ble registrert i Aursjøen i 1991, mens den største tettheten av hoppekreps ble funnet i Vinstervatna der tettheten av vannlopper også var stor. I begge disse magasinene utgjorde *B. longispina* over halvparten av alle vannloppene.

I Storevatnet var tettheten av dyreplankton svært lav sammenlignet med de andre magasinene. Gelékreps, som var en av de vanligste vannloppene i de andre magasinene, ble ikke registrert i Storevatnet, og i 1991 ble det ikke funnet noen vannlopper her. Produksjonsforholdene for dyreplankton i dette høyfjellsmagasinet (1270 m o.h.) er marginale, med lavt innhold av

næringssalter og lav vanntemperatur (6-7 °C i overflatelaget om sommeren). I de andre magasinene var sommertemperaturen i overflatevannet 10-15 °C.

I noen magasinene er det påvist en økning i mengden dyreplankton i en periode etter reguleringen (Axelson 1961). Imidlertid synes det ikke å være vesentlige forskjeller i produksjon av dyreplankton i regulerede og uregulerede innsjøer (Lötmarker 1964). Uansett er det vanskelig å skille den direkte reguleringseffekten (vannstandsøkning/senking) på dyreplankton fra den indirekte (f. eks at fisk spiser mer plankton). På lang sikt er det lite sannsynlig at dyreplanktonsamfunnet blir særlig påvirket av en regulering. Huitfeldt-Kaas (1906) tok planktonprøver i Tesse i 1896 og fant de samme artene av vannlopper og hoppekreps som ble registrert i prøvene nærmere 100 år senere (1989-1992). Før århundreskiftet dominerte vannloppene *B. longispina* og *Daphnia galeata* og hoppekrepsen *Heterocope saliens* dyreplanktonsamfunnet i Tesse (Huitfeldt-Kaas 1906). Disse artene dominerer også i 1990-årene. Det må presiseres at tettheten av de ulike dyreplanktonartene varierer både fra år til år og innen samme år, og våre data gir derfor et statistisk bilde av både artssammensetning og tetthet og ikke et fast tall som beskriver det enkelte system.

Tabell 5.2. Reguleringshøyder for Storevatnet, Aursjøen, Tesse, Vinsteren og Vinstervatna. *= tallet gjelder for Øyvatnet. A = Aure, Ø = Ørekyt og S = Sik. - The height of the regulated zone of the lakes Storevatnet, Aursjøen, Tesse, Vinsteren og Vinstervatna. *for Øyvatnet only. A = brown trout, Ø = minnow and S = whitefish.

Innsjø	Høyde (HRV, m)	Regulerings- høyde (m)	Senking (m)	Heving (m)	HRV (ha)	LRV (ha)	Fisk
Storevatnet	1270,0	26,0	3,0	23,0	500	140	A
Aursjøen	1097,5	12,5	10,0	12,5	740	270	A
Tesse	853,9	12,4	11,5	0,9	1426	937	A
Vinsteren	1030,0	4,0	2,5	1,5	2800	2370	A, Ø
Vinstervatna	1019,0	5,5*	0,5	5,0	1926	1304	A, Ø, S

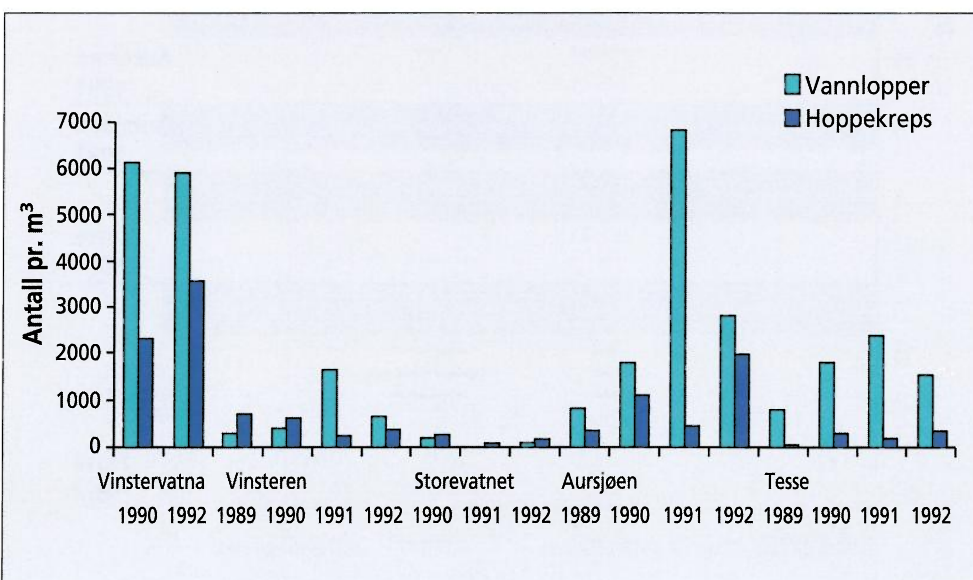


Figure 5.2.

Antallet (pr m³) dyreplankton i Vinstervatna (Øyvatnet 1990, 1992), Vinsteren (1989-92), Storevatnet (1990-92), Aursjøen (1989-92) og Tesse (1989-92). - Number of zooplankton m³ in the lakes Vinstervatna (Øyvatnet 1990, 1992), Vinsteren (1989-92), Storevatnet (1990-92), Aursjøen (1989-92) and Tesse (1989-92).

5.2 Habitatbruk hos stedegen og fremmed aure i reguleringsmagasiner

Trygve Hesthagen, Randi Saksgård og Ola Hegge

*Bruk av ulike habitater hos stedegen og fremmed aure ble undersøkt i fire reguleringsmagasiner. Det ble funnet stor variasjon i aurens habitatbruk mellom magasinene, og også mellom aure av stedegen og fremmed stamme i samme magasin. Pelagisk aure var mest vanlig i magasiner med høy tetthet av vannlopper (*Daphnia spp.* og *Bythotrephes longimanus*). I magasiner med store bentiske krepsdyr som skjoldkreps og lav forekomst av vannlopper brukte auren de frie vannmassene lite. I magasinet med størst tetthet av vannlopper utnyttet den stedegne auren pelagialsonen mye mer enn utsatt fisk av fremmede stammer (Tunhovdfjord - og Bjornesfjord-aure). Disse to stammene kommer fra innsjøer med lite pelagisk aure.*

5.2.1 Innledning

I innsjøer oppholder auren seg ofte langs land der den i stor grad eter bunndyr (Jonsson 1989, Langeland et al. 1991). Ved reguleringer reduseres næringstilbudet i strandnære områder med negative konsekvenser for aure. Tilbudet av dyreplankton blir derimot lite påvirket (Jensen 1988). I en del innsjøer kan imidlertid auren for en stor del leve pelagisk (Jonsson 1989, Schei & Jonsson 1989, Borgstrøm et al. 1992, Hegge et al. 1993, Hesthagen et al. 1995c). Dette er imidlertid sjelden i innsjøer med mer planktonspisende arter som røye, sik og lagesild (Svårdson 1976, Brabrand & Saltveit 1988).

Aureutsetting blir ofte brukt for å kompensere tapte rekrutteringsmuligheter etter en regulering. Settefisk er med få unntak avkom av ikke-stedegne foreldre. Det har blitt hevdet at utsatt aure vil tilpasse sitt næringsvalg etter tilbudet på samme måte som villfisk, og at utnyttelsen av de frie vannmassene er miljøbettinget og ikke stammeavhengig (L'Abée-Lund et al.

1995). Sammenlikning av ressursutnyttelsen til villfisk, utsatt avkom av villfisk og utsatt, ikke-stedegen aure i den regulerte innsjøen Tesse, tyder imidlertid på at dette ikke er helt riktig. Det var også en arvelig komponent i aurens ressursbruk (Hesthagen et al. 1995c).

Her vil vi sammenlikne forekomsten av stedegen og utsatt aure i de frie vannmassene og langs bunnen i fire reguleringsmagasiner. For å teste om leveviset til settefisk er miljø- eller arvelig betinget, ble de samme aurestammene satt ut i flere lokaliteter.

5.2.2 Materiale og metoder

Undersøkelsen ble gjennomført i fire reguleringsmagasiner i Oppland fylke: Tesse, Aursjøen, Vinsteren og Vinstervatna (se kap. 5.1.2; **tabell 5.1** og **5.2**).

Det ble satt ut finnekippet settefisk i en periode på minst tre år i hvert av magasinene mellom 1984 og 1991. I Tesse, Aursjøen og Vinsteren ble det utsatt ensomrig settefisk (Hesthagen et al. 1995a,b). I Vinstervatna ble det satt ut tosomrig aure (**tabell 5.3**).

I perioden 1989-1992 ble det satt lenker med garn langs bunnen og flytegarn i de frie vannmassene i alle fire magasinene (ikke data fra 1991 i Vinstervatna). Bunnarna var 25 x 1,5 m og flyte-garna 25 x 6,0 m. En garnserie besto av 8 garn med maskevidder mellom 16 og 45 mm. Bunnarna ble satt i lenker fra strandsona og ned mot dypområdene i magasinene. Flyte-garna ble satt i de frie vannmassene på 0-6 og 6-12 m dyp (også på 12-18 m dyp i Tesse) over innsjøenes dypområder. Forsøksfisket foregikk i august. Garn ble satt om kvelden og trukket etter 12 timers fiske. Fangst pr. innsats (CPUE) uttrykkes som antall individ fanget pr. 100 m² garnareal og 12 timers fiske. Fangstene på flyte-garna ble beregnet som det totale utbyttet på 0-6 og 6-12 m dyp.

Forholdet mellom fangstene av stedegen og fremmed fisk ble beregnet ut fra de årsklassene som hadde settefisk i det enkelte magasin. For Tesse benyttet vi materialet fra 1989 (24 timers fiske i juli og august måned) og 1990 (prøvefiske i mai-november, 12 timers fiske). Beregningene av fangst pr. anstrengelse (CPUE) bygger på fangstene i august.

Tabell 5.3. Utsetting av settefisk av forskjellig opprinnelse i Tesse, Aursjøen, Vinsteren og Vinstervatna. - Brown trout of different origin stocked in the Lakes Tesse, Aursjøen, Vinsteren and Vinstervatna.

Utsettingssted	Utsettingsstamme		
	Tesse	Tunhovd-/Bjornesfjord	Lemonsjø
Tesse	72 800	88 000	
Aursjøen	13 500		1 500
Vinstern		150 000	
Vinstervatna		23 129	
Totalt	86 300	261 129	1 500

5.2.3 Resultater og diskusjon

5.2.3.1 Habitatbruk

Auren i Tesse utnytter i større grad de frie vannmassene enn fisken i de andre magasinene (**figur 5.3**). Tettheten av bunnlevende aure var høyest i Aursjøen, mens den var av samme størrelsesorden i Tesse og Vinsteren. Laveste tetthet i begge habitatene hadde Vinstervatna. Dette skyldes med all sannsynlighet relativt høye tettheter av sik både i bunnære områder og i de frie vannmassene i dette magasinet, slik at auren delvis blir utkonkurrert.

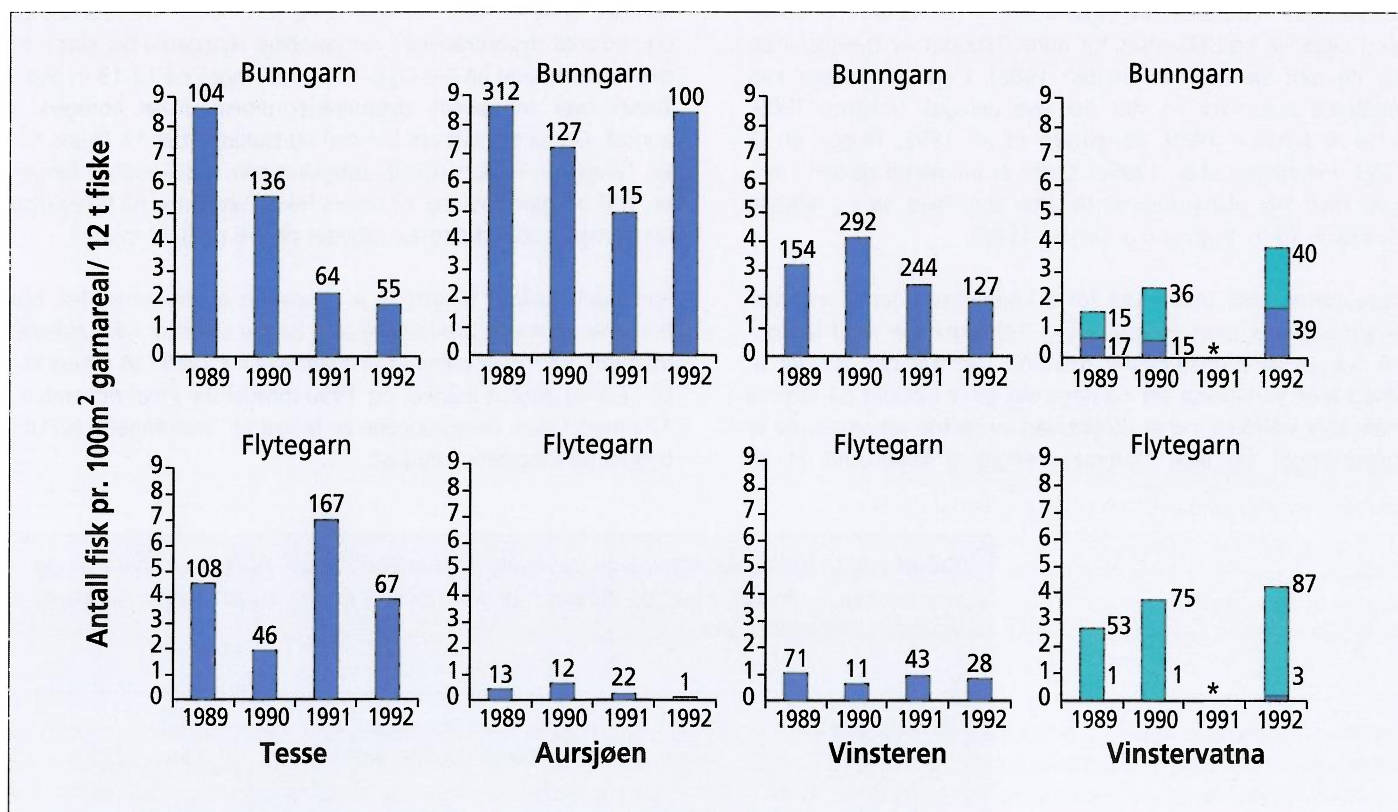
Hele 37 % av totalfangsten av stedegen aure i Tesse ble fanget i de frie vannmassene (**tabell 5.4**), og tallet for avkom av stedegen aure som er satt ut i Tesse, var enda høyere (49 %) (Hesthagen et al. 1995c). Derimot oppholdt den utsatte Tunhovdfjord- og Bjornesfjord-auren seg vesentlig i bunnære områder, og bare 8 % ble fanget i de frie vannmassene i Tesse. I Aursjøen og Vinsteren var det en relativt liten andel av både stedegen og utsatt aure som utnyttet pelagialsonen (10-14 %). I Vinstervatna ble det ikke fanget fremmed aure på flytegarn. Den pelagiske fangsten av stedegen fisk var også liten ($n = 5$).

Den pelagiske auren var generelt større enn de som ble tatt ved bunnen (**figur 5.4**). De største individene foretrekker trolig å oppholde seg pelagisk fordi det er ernæringsmessig lønnsomt,

samtidig som predasjonsfaren for store individer er liten (L'Abée-Lund et al. 1993). Mindre fisker søker trolig skjul mellom steiner på bunnen. Ved redusert siktedyp blir fordelene ved å skjule seg på bunnen redusert. I 1991 kom det mye brevann inn i Tesse slik at siktedypet ble reduserte til 1,5 m. Dette året ble det tatt uvanlig mye småaure på flytegarn i pelagialsonen, samtidig som mengden fisk i strandsona avtok kraftig (se **figur 5.3**). Mye av den småfisken som vanligvis oppholdt seg nær bunnen hadde vandret ut i de frie vannmassene.

5.2.3.2 Ernæring

I Tesse var dyreplankton det viktigste byttet både i bunnære og pelagiske områder, med dominans av vannloppene *Bythotrephes longimanus* og *Daphnia* spp. (**tabell 5.5**). I Aursjøen var derimot skjoldkreps og linsekreps de to viktigste artene i auren diett. I tillegg hadde aure i de frie vannmassene spist relativt mye overflateinsekter, mens dyreplankton betydde lite. Det store innslaget av litorale bunndyr i dietten hos Vinsteren-auren kan ha sammenheng med at denne innsjøen ikke er så sterkt regulert som de andre innsjøene. Det ble også registrert marflo i noen mageprøver selv om arten bare utgjorde en liten del av dietten. Skjoldkreps var det viktigste næringsdyret i Vinsteren (ca. 25 vekt % av dietten). Dette var uventet høyt ettersom det er vist at ørekyt kan beite hardt på skjoldkrepslarvene (Borgstrøm et al. 1985). Ørekyt er imidlertid ennå i en etable-



Figur 5.3.

Fangstutbytte av aure og sik på bunngarn og flytegarn (sik bare i Vinstervatna, grønne søyler) i Tesse, Aursjøen, Vinsteren og Vinstervatna, 1989-92. Tallene over hver søyle angir antall fisk. * prøvefiske ikke foretatt. - Catch of brown trout in benthic and pelagic gill nets (whitefish in the Vinstervatna only, green columns), in the lakes Tesse, Aursjøen, Vinsteren and Vinstervatna, 1989-92. The figures above the columns give sample sizes.

ringfase, og reduksjoner i skjoldkrepsbestanden kan muligens komme på et seinere tidspunkt. Auren fanget i de frie vannmassene i Vinsteren hadde spist mye *B. longimanus* samt overflateinsekter.

I Vinstervatna besto dietten til auren vesentlig av insektlarver (vårfluelarver), snegl og noe overflateinsekter. De få individene som ble fanget i de frie vannmassene hadde spist mest overflateinsekter og bunndyr. En undersøkelse ti år etter reguleringen i 1955, viste at skjoldkreps var det viktigste næringsdyret hos aure i Vinstervatna (Aass 1969). Det er ikke påvist skjoldkreps i løpet av de siste åra, og dette kan skyldes hardt beitetrykk på larvene fra ørekyt. Det var lite innslag av ørekyt i dietten hos aure i både Vinsteren og Vinstervatna.

Det er sik i Vinstervatna. Siken er en mer effektiv planktoneter enn auren (Nilsson & Pejler 1973, Svärdsen 1976). I Vinstervatna domineres planktonsamfunnet av forholdsvis små arter og arter

som i liten grad spises av aure. Dette er hoppekreps, gelékreps og *Bosmina longispina*. De store vannloppene *Daphnia longispina* og *Bythotrephes longimanus* synes å være nedbeitet og forekommer bare i svært lave tettheter.

5.2.3.3 Er habitatutnyttelse miljøbetinget eller stamme avhengig?

Store forskjeller i habitatbruk mellom stedegen aure og oppdrettet og utsatt avkom av stedegen og fremmed aure i Tesse, tyder på at habitatbruken til en viss grad er stammeavhengig, dvs arvelig betinget. Fra Irland er det vist at ulike aurestammer kan ha forskjellige leveområder (Ferguson 1986). Slike forskjeller kan skyldes tilpasning til lokale miljøforhold. Tesse er en relativt dyp innsjø med maksimum dyp på 64 m, og de frie vannmassene utgjør en stor del av det totale vannvolumet. Tettheten av store planktonkrepsarter (*Daphnia* spp. og *B. longimanus*) er mye høyere i Tesse enn i de tre andre magasinene. Det kan der-

Tabell 5.4. Antall stedegen og fremmed aure fanget på bunn garn (BG) og flyte garn (FG) og andelen av fangsten på flyte garn i de fire forsøkslokalitetene fra 1989-92. - Number of local and stocked foreign fish caught in benthic (BG) and pelagic (FG) gill nets, and the proportion of the catch taken in pelagic gill nets.

Innsjø	Stedegen			Fremmed			Utsatt stamme
	BG	FG	Andel på FG	BG	FG	Andel på FG	
Tesse	614	365	0,37	110	10	0,08	Tunhovdfjord/Bjornesfjord
Aursjøen	193	16	0,10	241	26	0,10	Tesse/Lemonsjø
Vinsteren	445	71	0,14	106	16	0,13	Tunhovdfjord
Vinstervatna	34	5	0,13	37	0	0,00	Bjornesfjord/Tunhovdfjord

Tabell 5.5. Forekomst av ulike byttedyr (vekt %) hos aure fanget på bunn garn og flyte garn i august måned i de fire forsøksmagasinene fra 1989-1992. - Presence of different prey items (weight per cent) in stomachs of brown trout caught in benthic and pelagic gill nets in four regulated lakes between 1989 and 1992.

Gruppe	På bunn garn				På flyte garn			
	Tesse	Aursjøen	Vinsteren	Vinstervatna	Tesse	Aursjøen	Vinsteren	Vinstervatna
Fisk				2,4				2,0
Overflateinsekter	14,0	10,3	6,2	41,1	3,3	27,7	15,3	53,8
Diverse bunndyr	10,6	11,9	7,9	36,3	3,2	14,4	7,5	41,2
Muslinger	0,1	1,0	2,6	17,8	1,1	0,4	+	2,0
Skjoldkreps		40,4	24,7			31,4	1,2	
Marflo			2,1					
<i>B. longimanus</i>	43,8	2,3	9,6	0,2	65,4	6,2	64,0	1,3
Linsekreps	2,1	29,1	44,2	1,4	5,7	17,9	5,7	1,8
Div. dyreplankton	29,3	4,9	2,5	0,7	21,1	1,7	4,0	
Antall mager	148	236	120	31	139	70	93	4

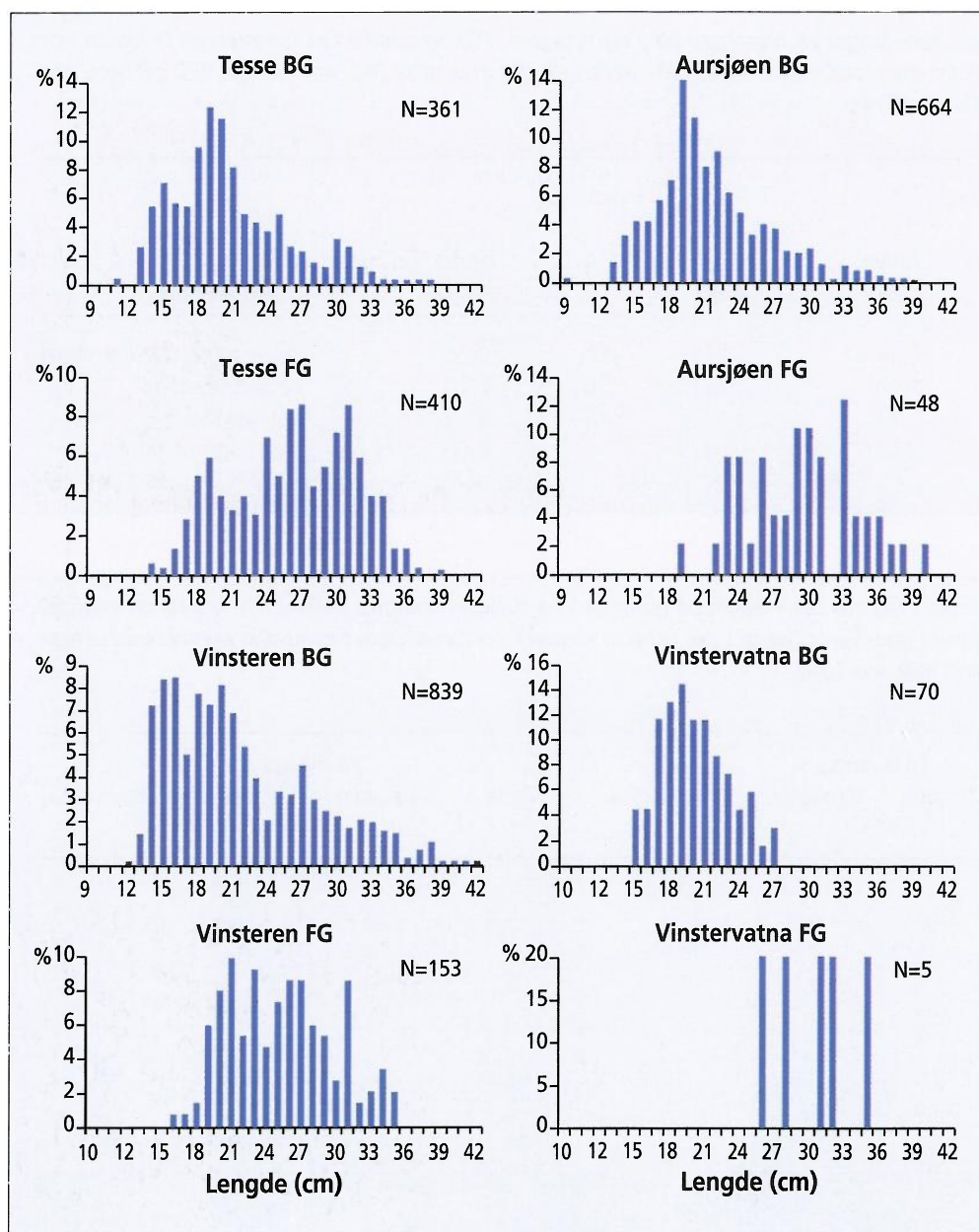
for være mer lønnsomt for auren å ete plankton der enn i de andre magasinene. Auren synes å ha vært i Tesse i minst tusen år, og er derfor tilpasset forholdene i denne innsjøen over lang tid. Den ikke-stedegne auren som er satt ut i Tesse, dvs Tunhovdfjord- og Bjornesfjord-aurer er ikke planktonspisende i de innsjøene de kom fra (L'Abée-Lund & Sægrov 1991, L'Abée-Lund et al. 1992), og de synes å ha beholdt den bunnlevende atferden også etter utsettingen i Tesse.

Habitatbruken hos aure synes også delvis å være miljøbetinget. Eksempelvis lever det meste av Aursjø-aurer langs bunnen. I denne innsjøen var også hovedmengden av den utsatte Tesse-aurer bunnlevende. Dette kan skyldes at ernæringsforholdene er best i bunnære områder, med forekomst av skjoldkreps og den halvplanktoniske linsekrepsen. I Aursjøen var næringsforholdene i vannmassene derimot dårlige, med lave tettheter av store vannlopper (*Daphnia spp.* og *B. longimanus*). Alternativet, at dødeligheten til Tesse-aurer med arveanlegg for pelagisk

atferd skulle være mye høyere enn for de med anlegg for bunnliv, finner vi mindre trolig.

Auren som ble fanget i pelagialsonen i Aursjøen, hadde tatt skjoldkreps (**tabell 5.5**). Dette tyder på at det er utveksling av fisk mellom bunnære og pelagiske områder i denne sjøen. En årsak til dette kan være at pelagialsonen og avstanden til bunnen er liten. En annen mulighet er at bunndyrtilbudet er så godt at fisken stadig søker mot bunnen etter mat. I Vinsteren er det få individ som lever helt pelagisk, bunndyr som skjoldkreps er et viktig byttedyr også for pelagisk fisk. I denne innsjøen er pelagialsonen mye større. Dette kan tyde på at fiskens atferd, i hvert fall delvis, er miljøbetinget.

Denne undersøkelsen tyder på at auren sine føde- og habitatvalg delvis er miljøbetinget, delvis stammeavhengig. Hvilke habitat som utnyttes bestemmes delvis av næringsforholdene i lokaliteten fisken kommer fra og delvis av forholdene der den utsettes.



Figur 5.4.

Lengdefordeling for aure fanget på bunn garn (BG) og flyte garn (FG) i Tesse, Aursjøen, Vinsteren og Vinstervatna, 1989-92. N = antall fisk. - Length distribution of brown trout caught in benthic (BG) and pelagic (FG) gill nets in the lakes Tesse, Aursjøen, Vinsteren and Vinstervatna, 1989-92. N = sample sizes.

5.3 Endringer i avkastningen hos aure i Tesse i forhold til utsetninger

Trygve Hesthagen

Avkastningen av aure i det høyereliggende reguleringsmagasinet Tesse ble undersøkt gjennom 14 år (1979-92), og analysert i forhold til varierende antall utsatt aure. Avkastningen varierte mellom 850 og 3 500 kg (0,6-2,5 kg/hektar). Over 80 % av fangstutbyttet ble tatt med 35 mm settegarn mens det resterende ble tatt på oter. En økning fra 10 000 til ca 25 000 ensomrig settefisk økte ikke fangstutbyttet, fordi økningen i antall førte til redusert vekst og derved redusert fiskestørrelse. På den annen side førte opphørlreduksjon i utsettingene til en klar økning i fangst pr. garnnatt og total avkastning. Resultatene tyder på at fiskens vekst er tetthetsavhengig. Andelen stedegen fisk avtok med økning i utsettingene. Dette indikerer at utsettingene hadde negativ effekt på bestandens naturlige rekruttering.

5.3.1 Innledning

Tesse har gjennom århundrene vært vurdert som et meget godt aurevatn (Hesthagen & Gunnerød 1980). På 1930-tallet var årlig fangst ca 9 000 kg aure, gjennom flere år. Dette tilsvarer en avkastning på hele 7,4 kg pr. hektar. Seinere har Tesse blitt regulert, og fisket gått sterkt tilbake. For å øke fangstutbyttet, ble det årlige utsetningspålegget økt fra 10 000 til 25 000 ensomrig settefisk i 1980/81.

På 1980-tallet har det vært foretatt bestandsundersøkelser for å belyse habitatvalg og eventuelle endringer i størrelse og vekst som følge av endringene i utsetningspålegget (Hesthagen et al. 1995c). Her rapporteres avkastningen av aure i Tesse fra 1979 til 1992, og hvordan utsettingene av settefisk påvirket fangstutbyttet.

5.3.2 Tesse

Reguleringsmagasinet Tesse er presentert i kap 5.1.2. Tidligere var det et fåtall grunneiere i Vårdalen, Garmo, som hadde fiske rett i Tesse. I dag omfatter fiskeretten alle grunneierne i bygda, og vatnet forvaltes av Vårdalen grunneigarlag. Grunneierne kan fiske med 30 garn pr. natt, mens dette er begrenset til 10 garn for andre innbyggere i Vårdalen. En liten del av Tesse er privat (deler av Ostjernet). Det er tillatt å fiske med garn fra 10. juni - 15. august og fra 21. - 31. oktober. Minste tillatte maskevidde på garn er 35 mm. I tillegg blir det fisket med oter.

I forbindelse med overføringen av Veo ble nedre del av Smådøla kanalisert og ødelagt som gyteelv for aure. Smådøla med sideløp representerte de viktigste gyteområdene for aure i Tesse før reguleringen, noe som det omfattende fisket etter gytefisk på utgang (sløfefiske) viser (Bjørgen & Hesthagen 1989). Utløpselva (Tessa) var også et viktig gyteområde for auren i Tesse før reguleringen (Simen Bjørgen pers. meddelelse). Det var i tillegg inn-

sjøgytende aure i Tesse, med gyteplasser på 2-4 m dyp i strandsonen (Sunde 1942). Den naturlige rekrutteringen av auren i Tesse synes nå å være begrenset til fire bekker: Ilva, Krokåtebekken, Nåvårsæterbekken og Silongsbekken.

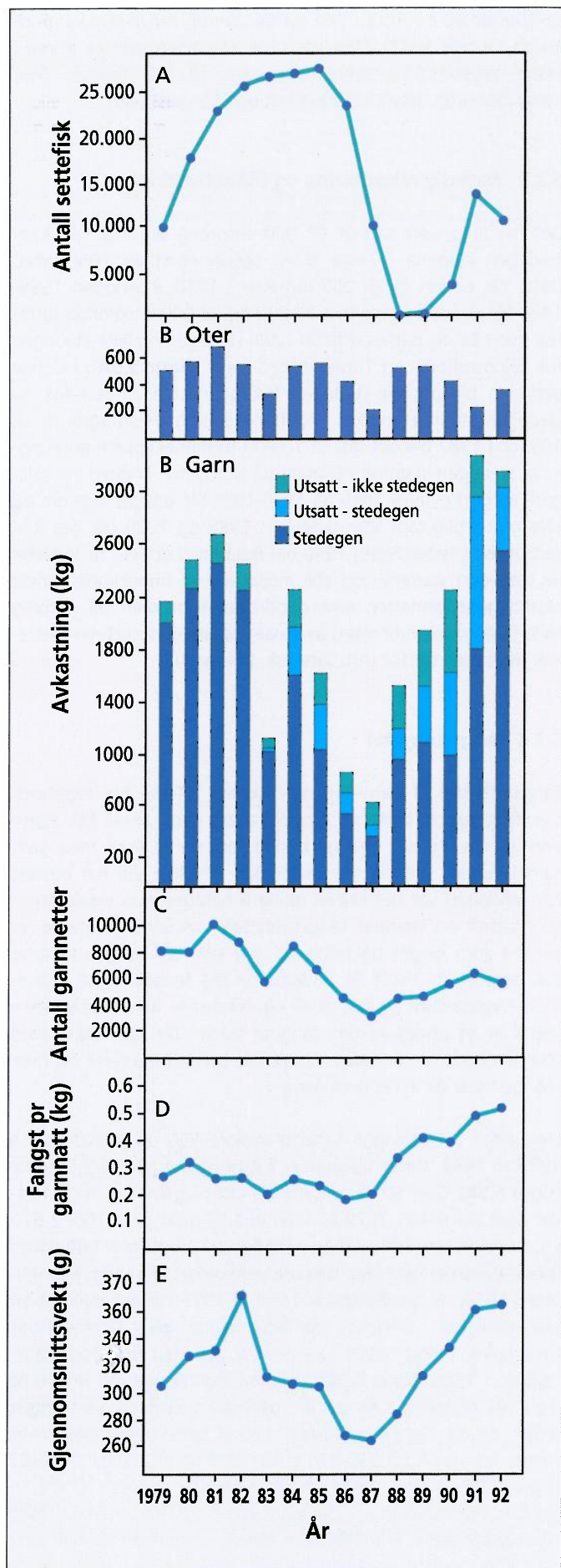
5.3.3 Naturlig rekruttering og fiskeutsetninger

Det har årlig vært satt ut 10 000 ensomrig settefisk av ikke-stedegen stamme i Tesse siden begynnelsen av 1950-tallet. Dette ble endret til 25 000 individer i 1980. I perioden 1980-1986 ble det satt ut mellom 17 800 og 28 000 ensomrige settefisk hvert år, og dette omfattet både stedegen og ikke-stedegen fisk (Bjornesfjord- og Tunhovdfjord-aure, **figur 5.5A**). I denne perioden ble all ikke-stedegen fisk og nesten all settefisk av stedegen stamme merket ved finneklipping (Hesthagen et al. 1995c). I 1987 ble det satt ut 10 000 fettfinneklippede aureunger av stedegen stamme i Erløken på Nordseter. Erløken var tidligere en god gyteelv, men på 1960-tallet ble utløpet lagt om og elva gikk trolig tapt som gyteelv. I 1988 og 1989 ble det ikke satt ut fisk i Tesse. Siden 1990 har det bare vært satt ut settefisk av stedegen stamme, og alle individene er finneklippet. Disse utsettingene omfatter aure oppdrettet i jorddam på naturlig føde (Bjønnaia i nærheten av Tesse) og anleggsprodusert settefisk føret med tørrfôr (A/L Settefisk, Reinsvoll).

5.3.4 Fangstutbyttet

Fangstutbyttet til garn- og oterfiskerne i Tesse ble registrert. Garnfiskerne ble bedt om å oppgi antall garn, antall fisk større enn 25 cm og hvor mange båtlag som de så fiske med garn samme dager som de selv fisket. Sjøl om ikke alle har besvart henvendelsen var det likevel mulig å beregne den totale fangstinnnsatsen og dermed fangstutbyttet. Avkastningsdataene er vurdert som meget pålitelige da mer enn 3/4 av garnfiskerne har rapportert. Hvert år undersøkte jeg lengde, vekt, kjønn, modningsstadium og tok skjell og øresteiner for aldersbestemmelse av et utvalg av den fangete fisken. De som fisket med oter ble bedt om å notere antall fisk uansett størrelse og hvor mange timer de fisket hver gang.

Den årlige avkastningen varierte mellom 850 og 3 500 kg fra 1979 til 1992. Dette tilsvarer et fangstutbytte på 0,6-2,5 kg/ha (**figur 5.5B**). Over 80 % av dette ble tatt på garn. Det var et relativt godt garnfiske i 1979-82 med et årlig uttak på 2 160- 2 670 kg. Andelen settefisk i denne perioden er ukjent fordi settefisk ikke ble merket før 1980, men den er vurdert til å utgjøre maksimum 10 % av totalfangsten. Fram til 1987 var det derimot en klar reduksjon i fangsten, og dette hadde delvis sammenheng med lavere fangstinnnsats i slutten av perioden pga Tsjernobylulykken i 1986 (**figur 5.5C**). I samme periode var det imidlertid også en nedgang i fangst pr. garnnatt basert på vekt (**figur 5.5D**), og det har sammenheng med at gjennomsnittsvekten av fanget fisk avtok fra 310-370 g fra 1979-85 til 270 g i 1986-87 (**figur 5.5E**). Auren i Tesse vokser til fangbar størrelse på 4-6 år, og den utsatte fisken er noe yngre ved fangst enn villfisk fordi den vokser bedre. Fra 1984 kom således settefisk for fullt inn i garnfangstene, og utgjorde fram til 1988 mellom 30-43 % av fangstene.



Etter 1988 økte avkastningen med høyeste utbyttet i 1991-92 (ca 3.500 kg pr. år). Dette skyldtes i hovedsak en økning i fiskestørrelsen. Utsatt fisk utgjorde i 1990 og 1991 henholdsvis ca 45 og 55 % av garnfangstene.

Den store økningen i mengde utsatt aure først på 1980 tallet synes altså ikke å ha gitt noen positiv effekt på fangstutbyttet. Dette skyldes at det samtidig skjedde en reduksjon i størrelsen på fisken, og det er grunn til å tro at størrelsesreduksjonen skyldes økt fisketetthet og redusert vekst på grunn av økt konkurranse om mat og plass. Tetthetsavhengig vekst er også tidligere påvist i flere innsjølevende aurebestander her i landet (Jensen 1977, Hesthagen & Johnsen 1992).

I Tesse oppholdt den ikke-stedegne settefisken seg hovedsakelig langs bunnen uansett alder (Hesthagen et al. 1995c). Over en minstestørrelse forlater imidlertid en stor del av den stedegne auren og den utsatte fisken av stedegen stamme bunnområdene for å ete i pelagialsonen om sommeren. I Tesse oppholdt de minste individene (< 10 cm) seg i strandsonen på grovkornet substrat der de søker skjul (Hegge et al. 1993a). Tilgangen på plass i strandsonen kan være en flaskehals for fiskeproduksjonen (Hegge et al. 1993b).

På slutten av 1980-tallet og fram til 1992 økte fangstutbyttet. Dette skjedde til tross for at tilgangen på settefisk var betydelig mindre enn årene før. Denne økningen har sammenheng med en økning i gjennomsnittsvekten, noe som trolig skyldes redusert fisketetthet. Det kan også ha skjedd en økning i overlevelsen av stedegen fisk i 1987- og 1988-årsklassen på grunn av redusert konkurranse fra settefisken. Avkastningen av stedegen fisk etter økningen i utsettingene nådde i 1992 samme nivå som tidlig på 1980 tallet. Stedegen fisk som var klekt i 1987 og 1988 utgjorde en stor andel av fangstene på 35 mm garn i 1992 (4+ og 5, + upubliserte data). Det er antatt at settefisken er konkurransemessig overlegen den naturlig rekrutterte yngelen fordi den er større. Det er derfor ikke usannsynlig at de store utsettingene fra 1980 til 1986 resulterte i økt dødelighet hos den stedegne yngelen. Det synes derfor som om disse utsettingene av femmede stammer virket negativt på aureproduksjonen i Tesse, idet andelen av stedegen fisk avtok med økningen i utsettingene. Dette er i samsvar med prøvofiskedata som viser at andelen stedegen fisk avtok klart i løpet av 1980-tallet (upubliserte data). Utsettingene kan ha resultert i økt avkastning i siste del av forsøksperioden, men det er mulig at den kunne vært på tilnærmet samme nivå uten utsettinger.

Figur 5.5.

A: Antall utsatt fisk, B: avkastning i kg på oter og garn (garnfangstene er fordelt på utsatt-ikke stedegen, utsatt-stedegen og stedegen fisk), C: antall garnnetter, D: fangst pr. garnnatt i kg og E: gjennomsnittlig vekt i garnfangstene i Tesse, 1979-92. - (A): Number of brown trout released, (B) the catch (kg) with otter and gill nets (divided between released brown trout of foreign origin, released brown trout of local origin and local brown trout), (C) number of net nights (number of nets times number of nights used), (D) catch per net night (kg) and (E) mean weight of net catches in the Lake Tesse 1979-92.

5.4 Dyreplankton som auremat: bedre enn sitt rykte?

Randi Saksgård og Trygve Hesthagen

Aure er eneste fiskeart i Tesse. De største individene i bestanden lever i de frie vannmassene der de hovedsakelig eter dyreplankton. Auren tar mest store vannlopper (cladocerere) med egg, og lengden av de individene fisken tar er større enn gjennomsnittsstørrelsen i vannmassene. Auren kan imidlertid også ete små individer, de minste var bare 0,46 mm lange. Planktonets synlighet og deres evne til å unngå fisk synes å være viktigst for hvilke arter og størrelsesgrupper som blir spist av aure.

5.4.1 Innledning

Regulering av innsjøer fører til reduksjon av bunnfaunaen (Grimås 1962), og derved næringsgrunnlaget for mange fiskearter slik som auren (se Langeland et al. 1991). Reguleringer har på den annen side liten innvirkning på produksjonen av dyreplankton (Jensen 1988). Dyreplanktonet kan derfor betraktes som en "næringsrefugie" for aure i mange reguleringsmagasiner (Brabrand & Saltveit 1988). Det er ofte observert at auren kan leve i de frie vannmassene (pelagisk) og for en stor grad ete dyreplankton etter en regulering (Borgstrøm et al. 1992). Auren er imidlertid en mindre effektiv dyreplanktonspiser enn mange andre arter som røye, sik og lagesild, og dyreplanktonet blir dermed mindre nedbeitet i rene auresjøer enn i vann med mer spesialiserte planktonetere.

Fiskens nedbeiting av de store planktondyra, og effekten dette har på dyreplanktonsamfunnet, er godt kjent (Brooks & Dodson 1965; Lynch 1979; Zaret 1980). I fattige planktonsamfunn beiter fisken på mange forskjellige størrelser av plankton, og ikke bare på de største dyra (Bartell & Kitchell 1978). I rikere samfunn blir seleksjonen av de største dyra sterkere, dvs intensiteten av fiskens beiting varierer proporsjonalt med byttedyrmengden. I Tesse lever auren i stor grad pelagisk, og ernærer seg av dyreplankton (Hesthagen et al. 1995c). Her studerer vi hvor godt auren utnytter dyreplanktonet i dette magasinet.

5.4.2 Metodikk

Dyreplankton ble innsamlet i Tesse (se kap. 5.1.2) med rørhenter (5 l) (1990-92). Det ble tatt tre parallelle prøver for hver meter, og prøvene fra dybdeintervallene 0-6, 6-12, 12-18 m ble slått sammen. Det ble i tillegg tatt kvalitative prøver med planktonhåv (90 µm maskevidde) fra 18 m dyp til overflata. I 1990 ble det tatt dyreplanktonprøver en gang pr. uke fra midten av mai til slutten av oktober. I 1991 og 1992 ble det tatt prøver to eller tre ganger hver måned. Planktonprøvene ble telt og fra hver prøve ble minst 20 dyr lengdemålt. Biomassen av hver art ble estimert på grunnlag av likninger som er utarbeidet for omregning fra lengde til vekt for de forskjellige artene (Bottrell et al. 1976, Langeland 1982).

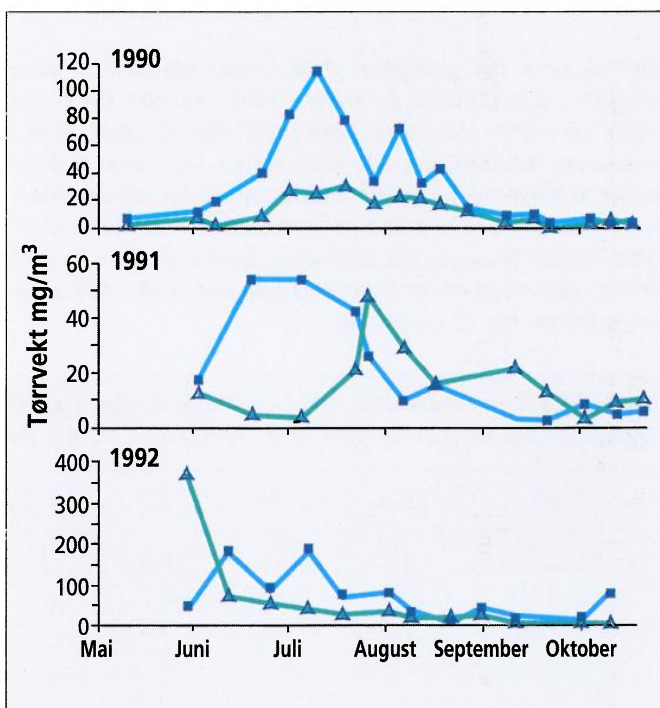
Det ble satt flytegarn i følgende tre dybdeintervaller: 0-6, 6-12 og 12-18 m over det dypeste området i sjøen, der også dyreplanktonprøvene ble tatt. Flytegarne var 25 m lange og 6 m dype, og en garnserie besto av åtte ulike maskevidder mellom 16 og 45 mm. I 1990 ble det fisket en gang i måneden, fra mai til november. I 1991 ble det fisket i juni og august, mens det i 1992 bare ble fisket i august.

De ulike næringsdyrene i mageprøvene ble identifisert, telt og intakte individer ble lengdemålt (kroppslengde eller hodebredde). Omregninger fra lengde til vekt for ulike insekter og larver er gjort på bakgrunn av likninger gitt i Hindar et al. (1988) og Langeland et al. (1991).

5.4.3 Resultater

5.4.3.1 Dyreplankton

I Tesse ble det funnet syv arter vannlopper (cladocerer) og tre arter hoppekreps (copepoder). *Bosmina longispina*, *Holopedium gibberum* (gelékreps) og *Daphnia galeata* var de vanligste cladocerene. *Daphnia longispina* ble også funnet, men forekom svært fåtallig. Mengden av copepoder var generelt lavere enn for cladocerene, og av de viktigste artene dominerte *Heterocope saliens*, bortsett fra i juni 1992, da biomassen av *Cyclops scutifer* var høy (371 mg/m³) (figur 5.6). *Diaptomus* sp. var den tredje copepoden. Den ble funnet ved ett tilfelle.



Figur 5.6.

Total biomasse (tørrvekt mg/m³) av cladocerer (fylte kvadrater) og copepoder (åpne trekant) i Tesse, 1990-92. - Total biomass (dry weight mg/m³) of cladocerans (filled squares) and copepods (open triangles) in the Lake Tesse, 1990-92.

5.4.3.2 Aurens næringsvalg

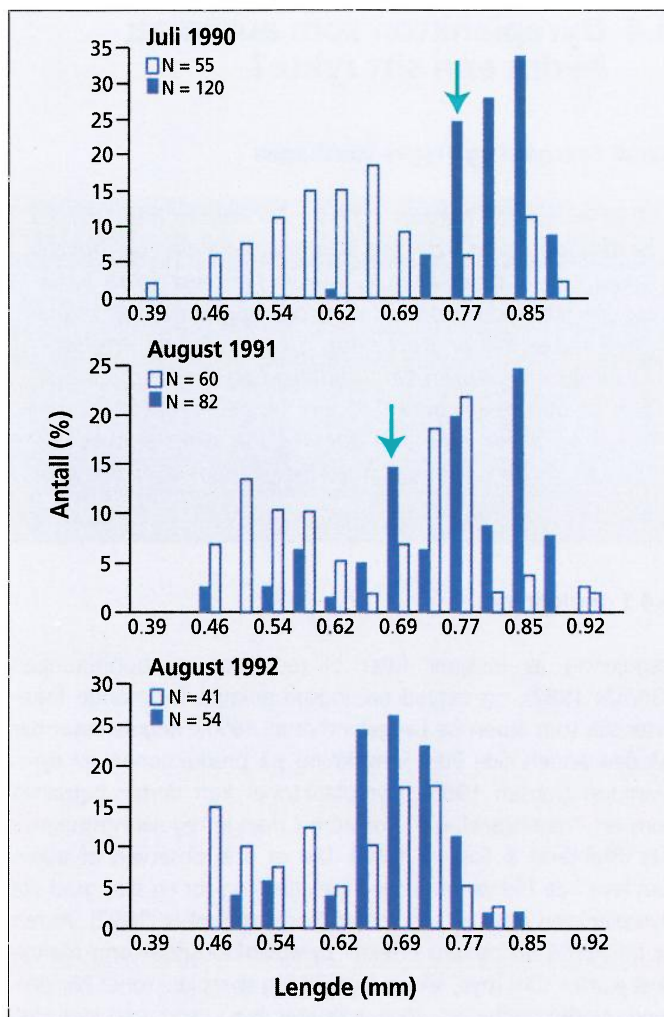
Auren i de frie vannmassene åt mest overflateinsekter og fjærmygglarver/-pupper tidlig på sommeren (**tabell 5.6**). Utover sommeren tok den mer vannlopper. *Bythotrephes longimanus*, som er en stor og lett synlig art, var det viktigste næringsdyret for den pelagiske auren i august i både 1991 og 1992, men også i august og september 1990 utgjorde *B. longimanus* omkring 50 % av aurens diett. *Daphnia* spp. var det viktigste næringsdyret sesongen 1990 sett under ett.

Både av *B. longispina*, *D. galeata* og *D. longispina* tok auren forholdsvis store dyr med egg (**figur 5.7** og **5.8**). Gjennomsnittslengden av cladocerer i fiskemagene var, bortsett fra *D. galeata* i august og september 1990, statistisk sett større enn gjennomsnittslengden i vannmassene. Den minste *B. longispina* som auren hadde spist var bare 0,46 mm, mens gjennomsnittslengden varierte mellom 0,69-0,81 mm. Den minste *D. longispina* og *D. galeata* som auren hadde tatt var henholdsvis 1,23 og 1,43 mm, og gjennomsnittslengden for disse to artene i mageprøvene varierte mellom 1,50-2,03 mm.

5.4.4 Diskusjon

Dyreplankton var viktig aurenæring utover sommeren i Tesse. Det er tidligere vist at auren i enkelte innsjøer kan ta store mengder dyreplankton. På 1960-tallet ble det antatt at dette var en spesiell tilpasning som forekom i enkelte innsjøer (Klemetsen 1967). Senere undersøkelser kan imidlertid tyde på at dette er mer vanlig i innsjøer der planktonproduksjonen er god og bunndyrproduksjonen mer begrenset (Schei & Jonsson 1989, Jonsson 1989).

Generelt synes den pelagiske, planktonspisende auren å være forholdsvis stor (Jonsson & Gravem 1985, Jonsson 1989). De yngste og minste individene holder seg ofte på grunt vann i strukturerte habitater, om slike forekommer. Man antar at dette skyldes at fisken må nå en viss minstestørrelse før utvandringen. Den vil ellers lett kunne bli tatt av fiender (L'Abée-Lund et al. 1993). Også i Tesse var det forholdsvis store individer som vandret ut i vannmassene for å ete. Den pelagiske fisken var hovedsakelig lengre enn 22 cm (87 %).

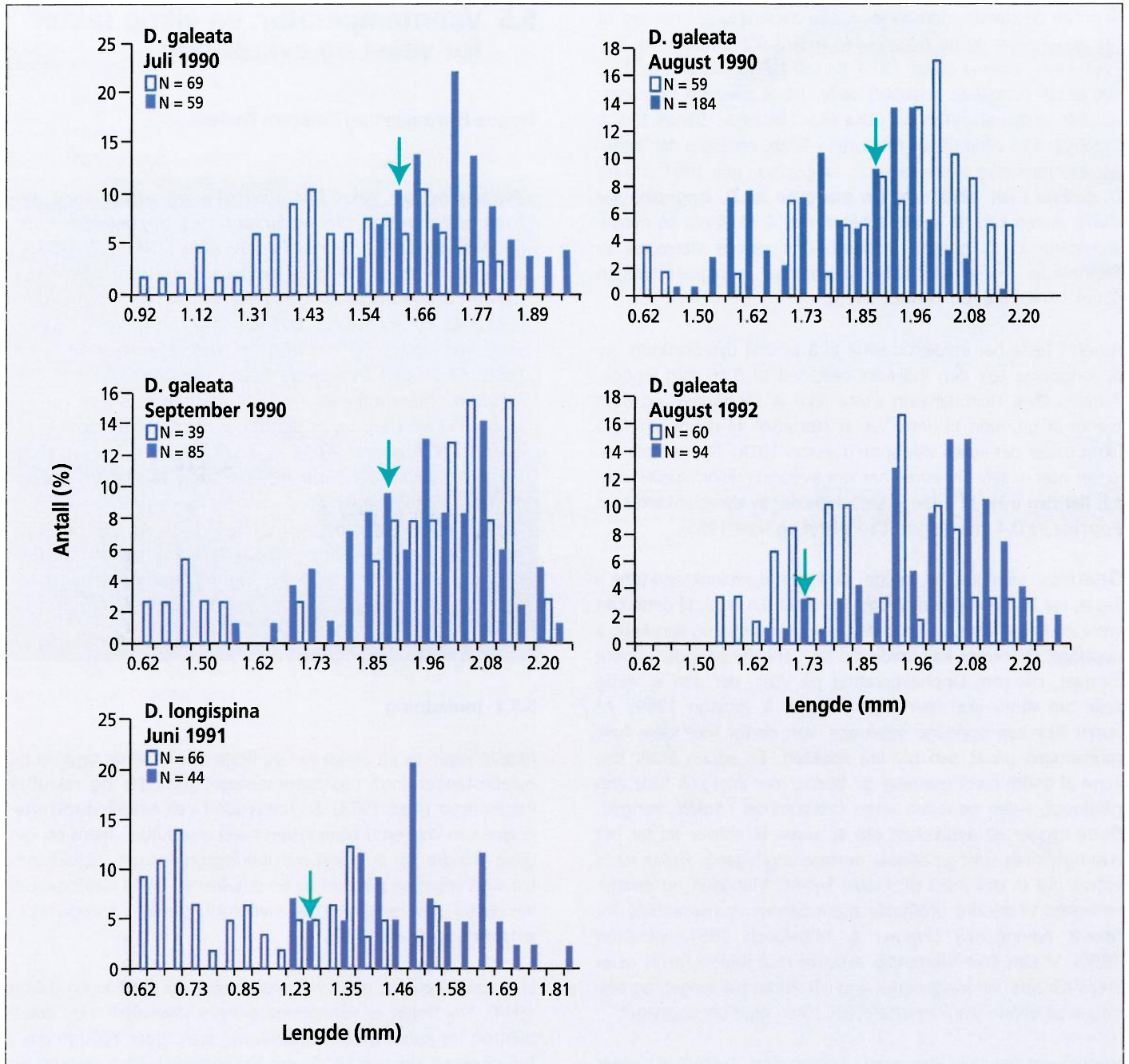


Figur 5.7.

Lengdefordeling av *Bosmina longispina* fra vannmassene (åpne stolper), og fra auremager (fylte stolper), fra juli 1990 og august 1991 og 1992. ↓ = minste hunn med egg. - Length distribution of *Bosmina longispina* sampled in the Lake Tesse (open columns), and from the stomachs of the brown trout (filled columns), from July 1990 and August 1991 and 1992. ↓ = Smallest females with eggs.

Tabell 5.6. Ernæring (vekt %) hos pelagisk aure i Tesse, 1990-1992. + = mindre enn 0.1 %. - Food consumed (weight per cent) by pelagic brown trout in the Lake Tesse, 1989-1992. + = less than 0.1 %.

Næringsdyr	Mai 1990	Juni 90	Juli 90	Aug 90	Sept 90	Okt 90	Nov 90	Juni 91	Aug 91	Aug 92
Overflateins.	2.6	18.9	30.0	2.1		0.3	0.1	38.1	1.5	4.2
Fjærmygg l,p	82.7	52.0	16.3	2.4			+	24.9	+	0.8
Vanninsekter l	6.0	2.6	2.2	5.3		2.6	5.5	2.7	+	
Muslinger	+	0.2	2.1				+	0.4		
Copepoder		2.8	0.3		0.4		1.6	4.1	4.6	0.7
<i>Daphnia</i> spp.	8.6	23.7	27.7	47.1	51.4	80.6	87.5	29.4	5.5	20.9
<i>B. longispina</i>			0.3	0.2	+			+	0.2	0.1
<i>H. gibberum</i>			4.3						0.2	+
<i>B. longimanus</i>			16.0	42.9	48.2	14.1	1.3	0.4	87.9	72.6
Andre			0.9			2.4	3.8	0.1	0.1	0.6
N (mager)	13	17	21	19	30	41	33	17	42	50



Figur 5.8.

Lengdefordeling av *Daphnia galeata* og *D. longispina* fra vannmassene (åpne stolper) og fra auremager (fylte stolper) i juli, august og september 1990, juni 1991 og august 1992. ↓ = minste hunn med egg. N = antall målinger - Length distribution of *Daphnia galeata* and *D. longispina* sampled in the lake Tesse (open columns), and in the stomachs of brown trout (filled columns), from July, August and September 1990 and August 1992. ↓ = Smallest females with eggs. N = number of measurements.

I pelagialsonen tok auren overflateinsekter, fjærmygglarver/pupper og dyreplankton (spesielt vannloppene *B. longimanus* og *Daphnia* spp.).

Auren tok forholdsvis mye *B. longimanus*. Den relative mengden av *B. longimanus* i auremagene var betydelig større enn i prøvene fra planktonsamfunnet. En årsak til dette kan være at arten, på grunn av sin mengde i vannmassene, størrelse, farge og næringsinnhold, er foretrukket og blir raskt spist opp av auren. Vi skal imidlertid ikke helt se bort fra muligheten for at

arten har evne til å unngå rørhenter og håv (Langeland 1972), slik at våre resultater gir et skjevt bilde av fiskens næringsseleksjon.

Blant dyreplanktonet valgte auren overveiende store dyr. Av *D. galeata* tok den mest hunner med egg. Dette stemmer bra overens med resultatene fra andre undersøkelser. Langeland & Nøst (1995) hevder at minste størrelse av cladocerer som blir spist av fisk, er som regel de minste kjønnsmodne hunnene. I juni 1991, da mengden av *D. longispina* var størst i Tesse, valg-

te auren de største individene. Andre undersøkelser har vist at fisk spiser mest av de store planktondyra når tettheten er høy (Ivlev 1961, Werner & Hall 1974, Bartell 1982). Det er også funnet at fisk (blågjellet solabbor) beiter på et snevrere størrelsesområde av dyreplankton når disse øker i mengde (Bartell 1982). Dette var ikke alltid tilfelle for auren i Tesse, ettersom den beitet på flere forskjellige størrelser av *D. longispina* i juni 1991 enn for *D. galeata* i juli 1990, selv om mengden av *D. longispina* var større. Auren kan ha vanskeligheter med å lokalisere de minste individene av *D. galeata* ettersom den synlige størrelsen av *Daphnia* sp. for en stor del er bestemt av øyepigmenteringen (Zaret 1978, Zaret og Kerfoot 1975).

Auren i Tesse har imidlertid evne til å ta små dyreplankton. Av *B. longispina* tok den individer helt ned til 0,46 mm lengde. Auren i Øvre Heimdalsvatn spiste ikke *B. longispina*, og man mente at grunnen til dette var at størrelsen til denne arten lå langt under det auren ville spise (Larsson 1978). Nyere undersøkelser viser at selv om auren har stor avstand mellom gjellestave, har den evne til å fange små individer av dyreplankton som *Bosmina* på 0,4 mm lengde (Langeland og Nøst 1995).

Gélekreps, som var en av de vanligste dyreplanktonartene i Tesse, var av liten betydning som auremat. En årsak til dette kan være at denne arten er forholdsvis gjennomsliktig og vanskelig å oppdage. Gélekreps kan imidlertid tas i enkelte perioder i andre innsjøer, slik som Oppheimsvatnet på Voss, der den er viktig føde om våren like etter isgang (Schei & Jonsson 1989). At auren ikke kan oppdage gélekreps, kan derfor ikke være hele forklaringen på at den blir lite selektert. En annen årsak kan være at andre næringsemner gir bedre, mer energirik føde enn gélekreps, i den perioden arten forekommer i størst mengde. Dette bygger på antakelsen om at auren til enhver tid tar det næringsemnet som gir største netto energitilgang. Fisken vil til enhver tid ta det mest profitable byttet. Mengden og energiinnholdet til mindre profitable næringsemner er uvesentlige for fiskens næringsvalg (Werner & Mittelbach 1981, Wootton 1990). Vi kan ikke fullstendig avskrive muligheten for at gélekreps blir tatt i andre perioder enn når auren ble fanget, og beitingen på denne planktonarten bare i liten grad ble oppdaget.

Hoppekreps inngikk i liten grad i aurens diett. Dette kan skyldes at den rake, hoppende måten de beveger seg på gjør dem til vanskelige bytter for fisk (O'Brien 1979). Dette blir støttet av at hoppekreps kan være viktig aurenæring som driv i rennende vann (Haraldstad et al. 1987). Der er planktonet fanget i strømmen og kan i liten grad unngå predatordisken.

Våre resultater viser at auren i Tesse kan spise små individer av dyreplankton, men som den eneste fiskearten i denne sjøen, synes den likevel ikke å kunne utnytte dyreplankton som byttedyr fullt ut. En viktig faktor for aurens valg av næringsdyr kan være hvor godt den ser de ulike dyrene, uavhengig av størrelsen på dem. Hvor flinke de ulike dyreplanktonartene er til å rømme unna ser også ut til å være en viktig faktor. I tillegg vil mengde og dybdefordeling (tilgjengelighet) av dyreplanktonet påvirke aurens valg og utnyttelse av byttedyr.

5.5 Vanntemperatur: en viktig faktor for vekst og avkastning

Trygve Hesthagen og Torbjørn Forseth

Avkastning og vekst hos stedegen og utsatt aure av fremmed stamme ble undersøkt i et høyfjellsmagasin (Aursjøen) gjennom en 13-årsperiode (1981-93). Utsatt aure utgjorde ca 70-75 % av fisken i høstbar størrelse, og den årlige avkastningen på garn har variert mellom 0,93-2,43 kg pr. hektar. Det var små forskjeller i tilveksten hos utsatt og naturlig rekruttert aure, noe som tyder på at den fremmede fisken var godt tilpasset de lokale miljøforholdene. Det har vært store årlige variasjoner i tilveksten, og antall dager med vanntemperatur over 10 °C forklarte 61 % av årsvariasjonen i vekst. Det var positiv sammenheng mellom årlig fangst pr. garnnatt og antall dager med vanntemperatur over 10 °C. Vanntemperaturen har vært relativt lav de siste årene, og derfor har både tilvekst og fangstutbytte vært under gjennomsnittet for perioden. Skjoldkrepsbestanden har blitt kraftig redusert de siste årene, og dette har trolig også virket negativt på veksten hos auren.

5.5.1 Innledning

Reguleringen av en innsjø vil i de fleste tilfeller virke negativt på aurebestander fordi næringsgrunnlaget forringes og rekrutteringen avtar (Aass 1973). En reduksjon i den naturlige rekrutteringen kan imidlertid kompenseres ved utsettinger, mens en kan gjøre mindre for å gjenskape næringsgrunnlaget. Skjoldkreps blir ikke vesentlig påvirket av en regulering. Dette næringsdyret har derfor stor betydning for aureproduksjonen i mange regulerede innsjøer (Aass 1969).

Vanntemperaturen påvirker aurens vekst og produksjon (Elliott 1994). Fra Norge er vanntemperaturens virkning f. eks. dokumentert for aure i Øvre Heimdalsvatn, som ligger 1090 m o.h. i Jotunheimen (Jensen 1977), der temperaturen på forsommeren ga en tydelig effekt. Det er også funnet at ulike aurestammer er tilpasset lokale temperaturforhold, og den temperaturen hvor fisken vokser best varierer fra 11 °C i høyfjellet til 16 °C i lavlandet i Sør-Norge (Forseth 1994).

Denne undersøkelsen ble foretatt i Aursjøen (1097,5 m over havet), en regulerte innsjø i Skjåk kommune, Oppland (for beskrivelse av Aursjøen, se kap. 5.1.2). Innsjøen har stedegen aurebestand. I tillegg har det vært foregått systematiske aureutsettinger gjennom minst 25 år av fremmed stamme (Hesthagen et al. 1995a). Aursjøen har skjoldkreps. Denne undersøkelsen omfatter studier av ernæring, tilslag hos settefisk, samt vekst og avkastning hos stedegen og utsatt aure, 1981-93. I tillegg blir det foretatt en analyse av sammenhengen mellom tilvekst og fangstutbytte hos aure (fangst pr. garnnatt) og vanntemperatur.

5.5.2 Metodikk

Settegarn er det viktigste fiskeredskapet i bruk. Før 1983 var det tillatt å bruke maskevidder på 35 mm og 40 mm (henholdsvis 8 og 10 garn pr. båtlag). Senere er dette begrenset til bare 40 mm (20 garn pr. båtlag). Garnfiske er tillatt fra 15. juli til 20. september. Det fiskes også noe med oter, men fangstene er relativt små.

Aurens naturlige rekruttering ble sterkt redusert ved at innsjøutløpet ble avstengt med en demning, og deler av innløpselva og flere tilførselsbekker ble neddemt som følge av reguleringen. Det ble derfor fastsatt et årlig utsetningspålegg på 4 000 ensomrig aureunger. Fra 1973 har det årlig vært satt ut mellom 4 000-6 700 fisk, tilsvarende 5,4-9,1 individ pr. hektar. Fra 1984-1986 ble 15 000 settefisk fettfinneklippet, og de hadde en gjennomsnittlig lengde på 49-56 mm. Bortsett fra 1 500 fisk av Lemonsjø-stammen som ble satt ut i 1984, har settefisk vært av Tesse-stammen. Settefisk er avkom av ville foreldre, og den ble oppdrettet i naturdammer på naturlig føde (Botn i Skjåk). Utsettingene skjer i begynnelsen av september hvert år, og fisken blir spredt langs land rundt hele innsjøen. Lemonsjøen og Tesse ligger i nabokommunene Vågå og Lom og er lokalisert henholdsvis 862 og 854 m over havet.

Fangstutbyttet for garnfiskerne i Aursjøen er blitt registrert. For hvert døgn de fisket ble fiskerne bedt om å oppgi antall garn, antall fisk større enn 25 cm og hvor mange andre båtlag som samtidig fisket med garn. På bakgrunn av dette ble fangstintensitet og avkastning beregnet. Fisken ble veid (g), målt (mm) og det ble tatt skjellprøver og øresteiner for aldersbestemmelse.

Temperaturen i Aursjøen ble målt ca en gang pr. uke i 1981, og fra 1984 til 1992.

For å kunne vurdere betydningen av vanntemperaturen for aurens vekst, har vi beregnet den teoretiske optimaltemperaturen for vekst, dvs den temperaturen der fisken vokser best (Forseth 1994). Vi antok at optimaltemperaturen var lik den gjennomsnittlige sommertemperaturen i aurens leveområde, i den perioden av sommeren da veksten var best. Dette var ca 12 °C. Antall dager med gunstig temperatur for vekst er antatt å være 2 °C over og under optimaltemperaturen, dvs. mellom 10 og 14 °C. Dette intervallet tilsvarer omtrent antall dager med varmere vann enn 10 °C. Veksten varierer hos ulike aldersgrupper, og vi valgte derfor å benytte tilbakeregnet vekst i siste leveår (4. leveår) hos femåringer fordi denne aldersgruppen dominerte i fangstene. Ved beregningene ble det antatt et lineært forhold mellom fiskens lengde og skjellradius. Videre antok vi at fisken har maksimumsrasjon av mat i den viktigste delen av vekstsesongen.

Sammenligningen av forholdet mellom stedegen og fremmed aure i bestanden er basert på materialet fra de årsklassene som ble supplert med settefisk, dvs 1984-1986 (figur 5.9).

5.5.3 Resultater og diskusjon

5.5.3.1 Settefisk dominerer

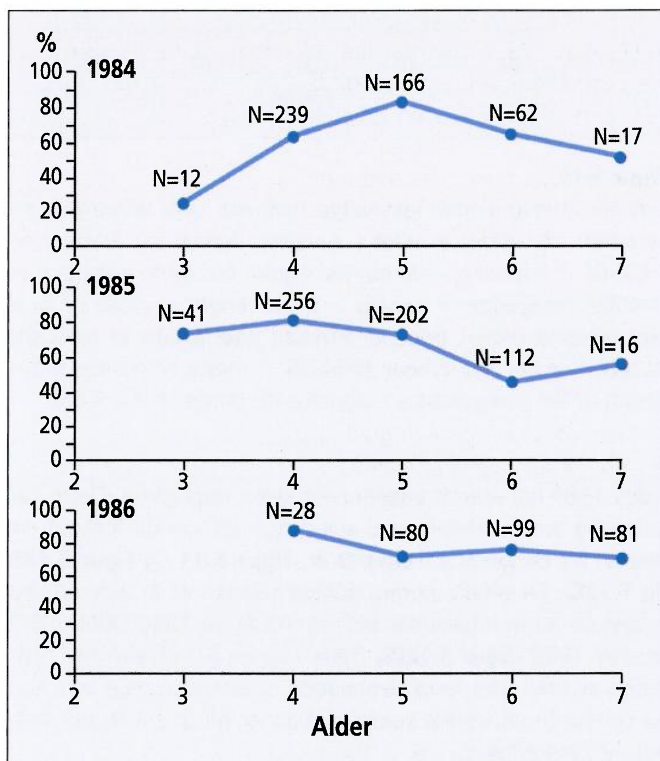
Utsatt fisk utgjorde 70-75 % av fangstene (figur 5.9). Andelen fremmed fisk avtok med økende alder. Det var forøvrig en

dominans av stedegen fisk blant 3-åringer i 1987, men materialet er lite (n = 12).

Det er tendens til at fremmed fisk vokser noe bedre enn den stedegne, men forskjellene er små (figur 5.10). Den årlige tilveksten varierte fra 5,0-7,5 cm, og etter seks år var auren mellom 34-36 cm lang. Aure fra Tesse og Lemonsjøen lever under klimatiske forhold svært lik de en har i Aursjøen, og de har derfor trolig ganske lik optimaltemperatur for vekst. Aure fra de to stammene synes derfor godt egnet til utsettinger i Aursjøen. Aurestammer som kommer fra like klimatiske forhold kan imidlertid ha ulike vekstpotensialer, og dette kan muligens forklare noe av forskjellen i vekst mellom stedegen og utsatt fisk i Aursjøen.

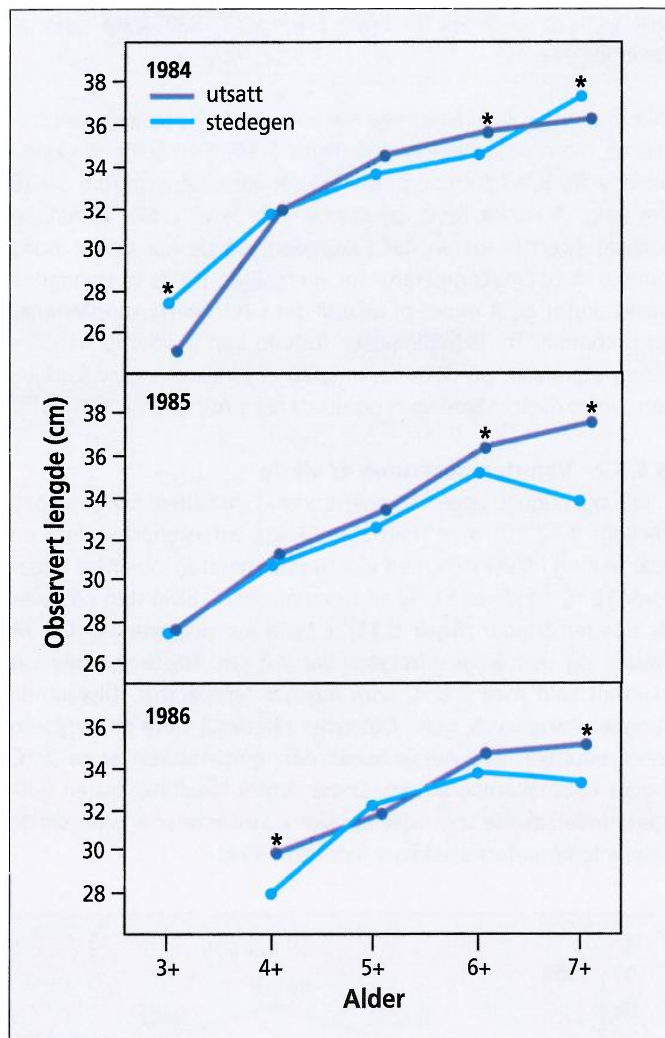
5.5.3.2 Vanntemperaturen er viktig

I juli og august ligger temperaturen i Aursjøen hovedsakelig mellom 8-12 °C, men med store årlige variasjoner. Vi fant en klar økning i tilveksten med økende temperatur, og antall dager over 10 °C forklarte 61 % av årsvariasjonen i tilveksten i 4. leveår hos femåringer (figur 5.11). I 1988 var det over 10 °C i 71 dager, og den årlige tilveksten var 7,8 cm. Neste sommer var derimot kald med 9,6 °C som høyeste temperatur. Tilsvarende lengdeøkning var 5,3 cm. Det synes således å være en betydelig vekstreduksjon hos Aursjø-auren når temperaturen er ca 2 °C under optimaltemperaturen. Dette støtter resultater fra en tidligere undersøkelse som viste at ulike aurestammer er tilpasset de lokale temperaturforholdene (Forseth 1994).



Figur 5.9.

Andelen (%) fremmed aure i ulike aldersgrupper i fangstene på 40 mm garn i Aursjøen fordelt på årsklassene 1984-86. N = antall fisk i hver aldersgruppe. - Proportion (%) of released brown trout of foreign origin in the various age groups caught in gill nets (40 mm bar mesh) in the Lake Aursjøen of the year-classes 1984-86.



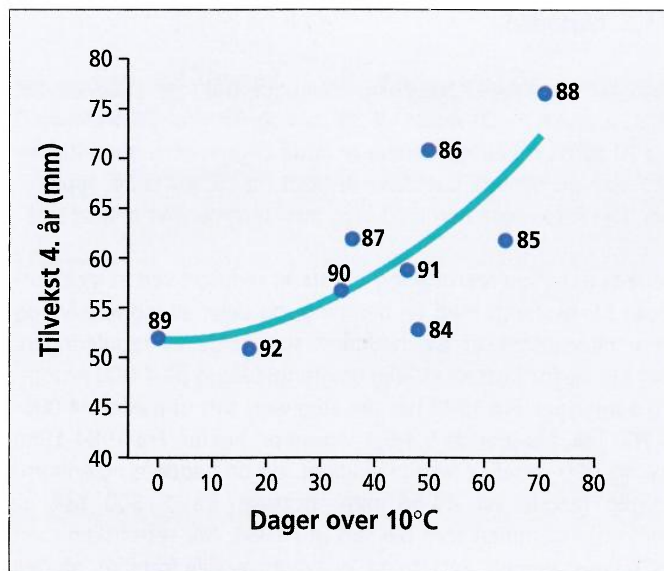
Figur 5.10.

Gjennomsnittlig lengde ved fangst (cm) hos ulike aldersgrupper av utsatt og stedegen aure i Aursjøen fordelt på årsklassene 1984-86. * viser at gjennomsnittslengden hos de to gruppene er statistisk forskjellige ($P < 0,05$). - Mean length at catch of local and released brown trout in different age groups in the Lake Aursjøen of the year-classes 1984-86. * shows where the mean length of the two groups are significantly different ($P < 0.05$).

Siden 1989 har aurens tilvekst i Aursjøen vært dårlig. Dette har antakelig sammenheng med ugunstige temperaturforhold (se tilvekst og temperatur i enkelte år, **figur 5.11** og **figur 5.12B** og **5.12C**). En effekt av den dårlige veksten er at alderen ved fangst på 40 mm garn har økt fra 4-5 år på 1980-tallet til 6-7 år etter 1990 (**figur 5.12D**). Dette kan ha gitt en økning i tettheten av fisk i ikke-fangbar størrelse i bestanden, noe som kan ha resultert i ytterligere vekstreduksjoner på grunn av økt tetthet av mindre fisker.

5.5.3.3 Skjoldkrepseren har gått sterkt tilbake

Aurens næringsgrunnlag har endret seg i løpet av de siste årene med en kraftig tilbakegang i skjoldkrepserbestanden (**figur 5.12A**). På 1980-tallet utgjorde skjoldkreps mellom 51-79 vekt % av aurens diett mot bare 7-11 % etter 1990. I de siste årene har auren i hovedsak ernært seg på den halvplanktoniske linsekrepseren. Tilbakegangen i skjoldkrepserbestanden kan ha sam-



Figur 5.11.

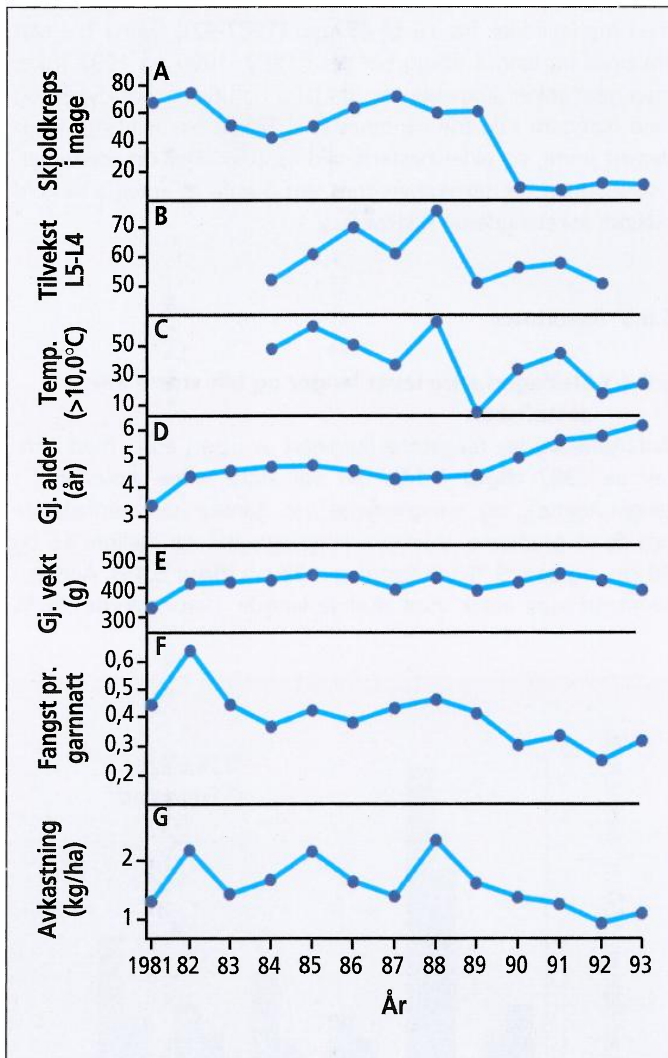
Sammenhengen mellom tilvekst i 4. leveår (V_4 , mm) hos femårig aure i Aursjøen og antall dager med en vanntemperatur over 10°C (d), 1984-92: $V_4 = 51,8 + 0,002d + 0,004d^2$, $R^2 = 0.61$. - The relationship between the length increment during the fourth year (V_4 , mm) of five year old brown trout in the Lake Aursjøen and number of days with water temperature above 10°C (d), 1984-92: $V_4 = 51.8 + 0.002d + 0.004d^2$, $R^2 = 0.61$.

menheng med dårlig klekkesuksess pga sen magasinfylling i 1990. Reduksjonen i skjoldkrepserbestanden har trolig også virket negativt inn på aurens vekstmuligheter. Dette skyldes at skjoldkrepseren er svært viktig næring (Lien 1978), og en markert tilbakegang får derved konsekvenser for fiskeproduksjonen. Alternative næringsdyr som linsekrepser har en betydelig mindre kroppsvekt (0,1-0,2 mg) enn skjoldkreps (1,2-6,0 mg). En slik reduksjon i byttedyrstørrelsen vil ha særlig negative energimessige konsekvenser. I Aursjøen utgjør stor fisk en vesentlig del av fiskeavkastningen. For å opprettholde veksten må auren gå over til gradvis større byttedyr ettersom den blir større. Hvis ikke dette er mulig vil veksten stagnere (Wootton 1990).

5.5.3.4 Endringer i avkastning

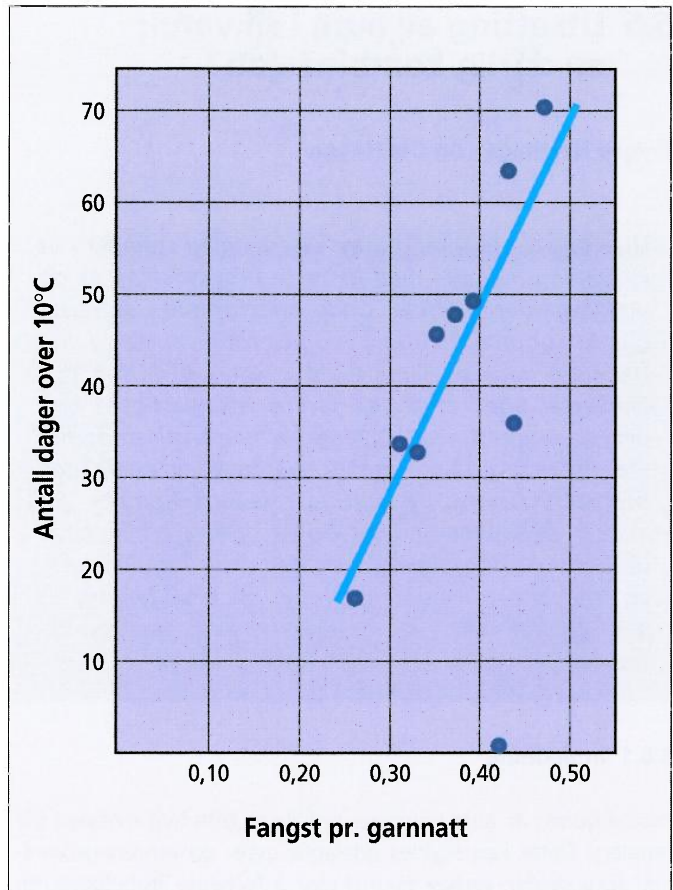
Auren i Aursjøen er av fin kvalitet med en kondisjonsfaktor på 1.1-1.2. Fisken som blir fanget på 40 mm garn har en gjennomsnittsvekt på 400-460 g (**figur 5.12E**). Fangstutbyttet har i løpet

av forsøksperioden variert mellom 0,26-0,47 individ pr. garnnatt (figur 5.12F), og fangsten øker med antall dager i året med vanntemperatur over 10 °C (figur 5.13). Dette skyldes antakelig at aurens fangbarhet øker ved økende temperatur på grunn av økende aktivitet. Avkastningen i forsøksperioden har variert mellom 0,93-2,43 kg pr. hektar med det laveste utbyttet i de siste årene (figur 5.12G). Denne nedgangen er trolig direkte eller indirekte et resultat av lavere vanntemperaturer gjennom redusert vekst og redusert fangbarhet. Det er mindre sannsynlig at reduksjonen i fangstutbyttet skyldes sviktende naturlig rekruttering fordi andelen stedege fisk hele tiden har vært stabil.



Figur 5.12.

A: Forekomst i vekt-% av skjoldkreps i dietten, B: Tilvekst (mm) i 4. leveår for femåringer, C: Antall dager med en vanntemperatur over 10 °C, D: Gjennomsnittlig alder for aure fanget på 40 mm garn, E: Gjennomsnittlig vekt (g) for aure fanget på 40 mm garn, F: Fangst pr. garnnatt og G: Avkastning (kg) i Aursjøen 1981-93. - (A) Weight per cent of *Lepidurus arcticus* in the diet of brown trout, (B) Length increment (mm) during the fourth year of five year old brown trout, (C) = Number of days with water temperature above 10 °C, (D) Mean age (years) and (E) mean weight (g) of brown trout caught in gill nets (40 mm bar mesh), (F) Catch per net night and (G) Yield (kg) in the Lake Aursjøen 1981-93.



Figur 5.13.

Sammenhengen mellom antall dager med en vanntemperatur over 10 °C (d) og fangst pr. garnnatt (F) hos aure i Aursjøen, 1984-92. Sammenhengen mellom de to variablene er uttrykt ved likningen: $F = 213,5d - 36,1$ ($R^2 = 0,67$). Resultatene fra 1989 er utelatt fra analysen fordi fangstutbyttet dette året var uvanlig høyt til tross for lave vanntemperaturer (punktet er vist på figuren). - The relationship between number of days with water temperature above 10 °C (d) and the catch per net night (F, number of brown trout) in the Lake Aursjøen, 1984-92: $F = 213,5d - 36.1$, $R^2 = 0.67$.

5.6 Utsetting av aure i sikvann: en dårlig kombinasjon?

Trygve Hesthagen og Ola Hegge

Utsetting av to-somrig aure av fremmed stamme i et reguleringsmagasin med innførte bestander av sik og ørekyt ga dårlig effekt. Gode vekstforhold i anlegget gjorde at oppdrettsfisken ved utsetting var større enn stedegen aure på samme alder. Etter utsetting fikk imidlertid oppdrettsfisken lavere veksthastighet enn den stedegne fisken. I tillegg var overlevelsen dårligere, og bare en liten andel av settefisken oppnådde høstbar størrelse. Generelt var vekstforholdene for aure i magasinet dårlige. Dette skyldes trolig både redusert næringstilgang som følge av reguleringen, og innførselen av sik og ørekyt med nedbeiting av planktonsamfunnet og desimering av skjoldkrepstanden som følge.

5.6.1 Innledning

Produksjonen av aure i innsjøer reduseres ofte hvis innsjøen blir regulert. Dette kan skyldes ødelagte gyte- og ernæringsområder. Ikke sjelden ønsker man derfor å forbedre forholdene for fisken etter en regulering, og bringe fiskeproduksjonen tilbake til det opprinnelige nivået. For aure i reguleringsmagasiner er det vanligste kompensasjonstiltaket utsetting av fisk. En vellykket fiskeutsetting forutsetter imidlertid at det finnes overskudd av næring i innsjøen som ikke utnyttes av den stedegne fisken.

I magasiner med flere fiskearter er sjansen for at utsettinger av ensomrig aure skal lykkes redusert, sammenliknet med systemer der auren lever som eneste fiskeart. Årsaken til dette er at aure er lite spesialisert ernæringsmessig slik at den lett utkonkurreres i deler av sin næringsnisje av mer spesialiserte arter (Svårdson 1976, Aass 1995). Arter som røye, sik og abbor beiter ofte ned næringsressursene til et nivå der de er vanskelige å utnytte for auren (Aass 1973, L'Abée-Lund et al. 1995). Overlevelsen av utsatt aure kan imidlertid økes dersom man i steden for ensomrig bruker eldre settefisk (Aass 1995). Stor aure kan være en bedre næringskonkurrent på grunn av sin aggressive atferd og utvidete habitatbruk (Jonsson 1989), og fra en lengde på 20-30 cm kan den også predatere ungfisk av eventuelle konkurrenter.

Her sammenligner vi overlevelse og vekst hos stedegen og fremmed aure i Øyvatnet og Kaldfjorden, Oppland. Disse to innsjøene utgjør deler av Vinstervatna-magasinet, som ble regulert i 1955 (se kap. 5.1.2). Aure var opprinnelig eneste fiskeart i disse innsjøene, inntil sik og ørekyt ble innført tidlig på 1970-tallet. Tapte naturlig rekruttering ble først forsøkt kompensert ved utsetting av ensomrig aure. I senere år har man gått over til tosomrig settefisk (Hesthagen et al. 1995b).

5.6.2 Materiale og metoder

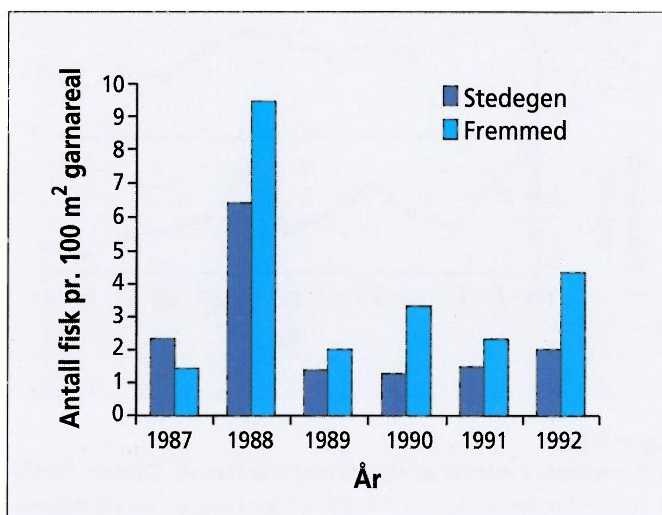
Det ble tilsammen satt ut 23 129 to-somrig aure i Øyvatnet og Kaldfjorden fra 1986-91. Fisken ble fettfinneklippet, i tillegg ble en bukfinne og deler av kjevebeinet klippet annethvert år, for at det skulle være lettere å skille mellom ulike årsklasser ved aldersbestemmelsen. Settefisken, som var av Tunhovdfjord- (bare 1986 og 1989) og Bjornesfjord-stammene, ble produsert i plastkar på kommersielt tørrfôr ved A/L Settefisk på Reinsvoll. De to stammene var avkom av henholdsvis andre og femte generasjons fisk (Stabell et al. 1988).

Gjenfangster av utsatt fisk ble foretatt med standard garnserier med maskevidder fra 16 til 45 mm (1987-92). Garna ble satt enkeltvis fra land. I tillegg ble det i 1989, 1990 og 1992 fisket med garnlenker langs bunnen fra land og utover mot dypet, og med flytegarn i de frie vannmassene. Fisken ble veiet (g), lengdemålt (mm), og aldersbestemt ved hjelp av skjell og øresteiner. Fiskelengden ble tilbakeberegnet ved å anta et lineært forhold mellom fiskelengde og skjellradius.

5.6.3 Resultater

5.6.3.1 Stedegen aure lever lenger og blir større enn settefisken

Antallsmessig ble fangstene dominert av utsatt aure, med unntak av 1987 (figur 5.14). Det var store årlige variasjoner i fangstutbyttet, og svingningene var ganske sammenfallende hos de to gruppene. Vanligste lengdegruppe var mellom 16 og 26 cm, og bare 9 % var større enn 28 cm (figur 5.15). Andelen fremmed aure avtok med økende lengde. Den utgjorde 75 %

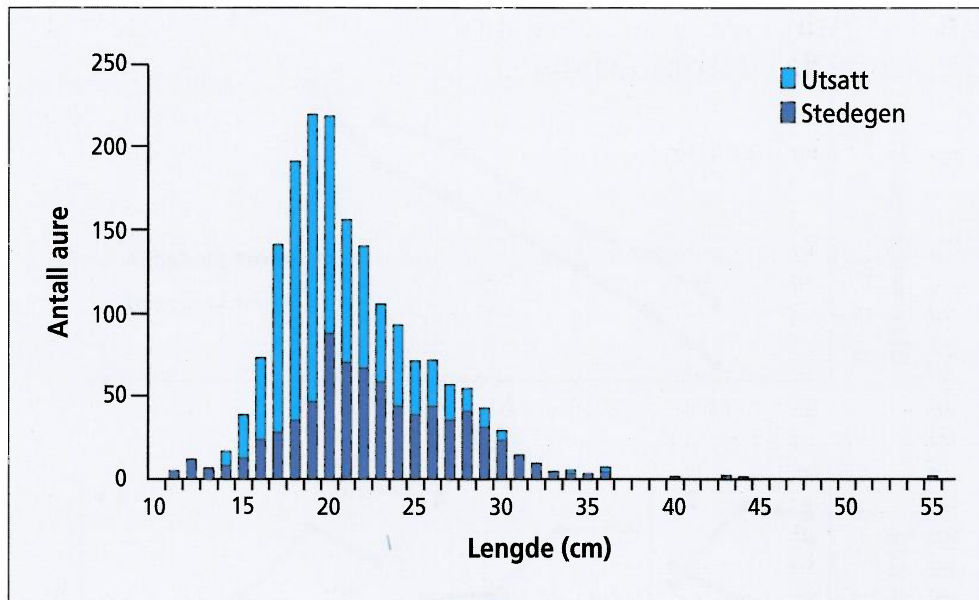


Figur 5.14.

Fangstutbyttet pr. 100 m² garnareal pr. natt for stedegen og fremmed aure i Øyvatnet/Kaldfjorden (Vinstervatna), 1987-92. - Catch of brown trout per 100 m² net area and night of local and released fish of foreign origin in the lakes Øyvatnet/Kaldfjorden (Vinstervatna), 1987-92.

Figur 5.15.

Lengdefordeling for stedegen og fremmed aure i prøvafiskefangstene fra Øyvatnet/Kaldfjorden (Vinstervatna), 1987-92. Gjenfangst av fremmed aure samme året som de ble satt ut er ikke inkludert. - Length distribution of brown trout of local and foreign origin in the test fishing in the lakes Øyvatnet/Kaldfjorden (Vinstervatna), 1987-92.



av fangstene under 20 cm og 25 % av de større enn 28 cm. Følgelig oppnådde bare en liten del av den fremmede auren høstbar størrelse (ca 30 cm), som tas med 32 mm garn. Dette er minste tillatte maskevidde i Øyvatnet og Kaldfjorden.

Den stedegne auren i Vinstervatna oppnådde høyere levealder enn utsatt fisk (**figur 5.16**). I prøvafisken ble settefisker fanget mest som to- og treåringer, mens det var dominans av fire- og femåringer blant den stedegne fisken. Den høyere levalderen hos stedegen fisk kan skyldes at den er bedre tilpasset de lokale miljøforholdene (temperaturregime, vannkvalitet etc.). Det er tidligere vist at vellykkete utsetninger er avhengig både av miljøforholdene og hvilke stamme som settes ut (Ayles 1975).

Siden så liten andel av settefisker nådde høstbar størrelse regner vi utsettingene som lite vellykkete. En kan heller ikke se bort fra at fremmed aure i Vinstervatna utkonkurrerer deler av den stedegne stammen. Hvis dette er riktig, virker utsettingene negativt på avkastningen av fisk. Dette er ikke usannsynlig fordi fremmed fisk dominerte blant yngre aldersgrupper, samtidig som de senere hadde en så høy dødelighet at bidraget til den høstbare delen av bestanden ble liten.

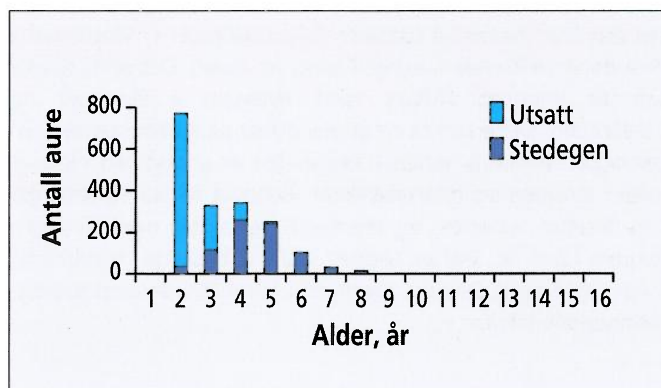
Årsaken til at de stedegne aurebestandene i Øyvatnet og Kaldfjorden er svake, er trolig mangel på egnete gyteområder. Den stedegne fisken er hovedsakelig rekruttert fra andre deler av magasinet, der det fortsatt er noe naturlig rekruttering.

Settefisker var større enn den stedegne på samme alder (**figur 5.17A**). Settefisker har gode vekstforhold i anlegget i første leveåret sammenliknet med den lokale fisken (lengden etter første vekstsesong er beregnet til henholdsvis 5,8-6,9 og 3,3-3,5 cm). Hos fremmed aure avtok imidlertid den årlige tilveksten med økende alder, mens det motsatte var tilfelle for stedegen fisk (**figur 5.17B**). Settefisker har generelt dårligere årlig tilvekst enn den lokale fisken, men begge gruppene vokste forholdsvis lite. Årlig tilvekst fra 3. til 5. leveår varierte fra 4,2-5,8 cm.

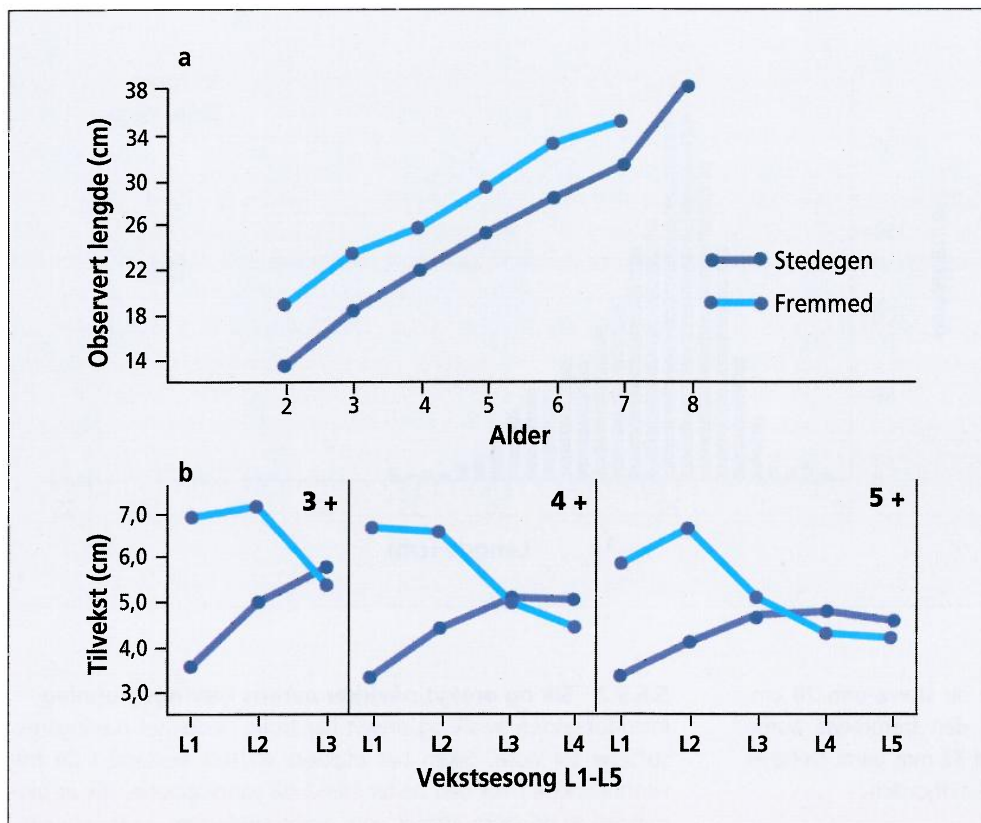
5.6.3.2 Sik og ørekyt påvirker aurens næringsgrunnlag

Introduksjonen av sik og ørekyt har trolig nedbeitet næringsressursene for aure. Siken har etablert en tett bestand i de frie vannmassene hvor den beiter sterkt på vannloppene, slik at biomassen av de store artene, som auren prefererer, er lav (se kap. 5.1 og 5.2). I tillegg er det høye tettheter av sik både i strandsonen og på dypere områder langs bunnen, der den er en effektiv næringskonkurrent til auren om bunndyrene.

Næringsanalyser fra 1965, dvs før sik og ørekyt ble innført til Vinstervatna, viste at skjoldkrepser var det viktigste næringsdyret for aure (Aass 1969). I de siste årene er imidlertid ikke dette krepsdyret påvist. Dette skyldes trolig at ørekyten har beitet kraftig på de planktoniske larvene til skjoldkrepsen, og derved desimert bestanden (cf. Borgstrøm et al. 1985). Selve regule-

**Figur 5.16.**

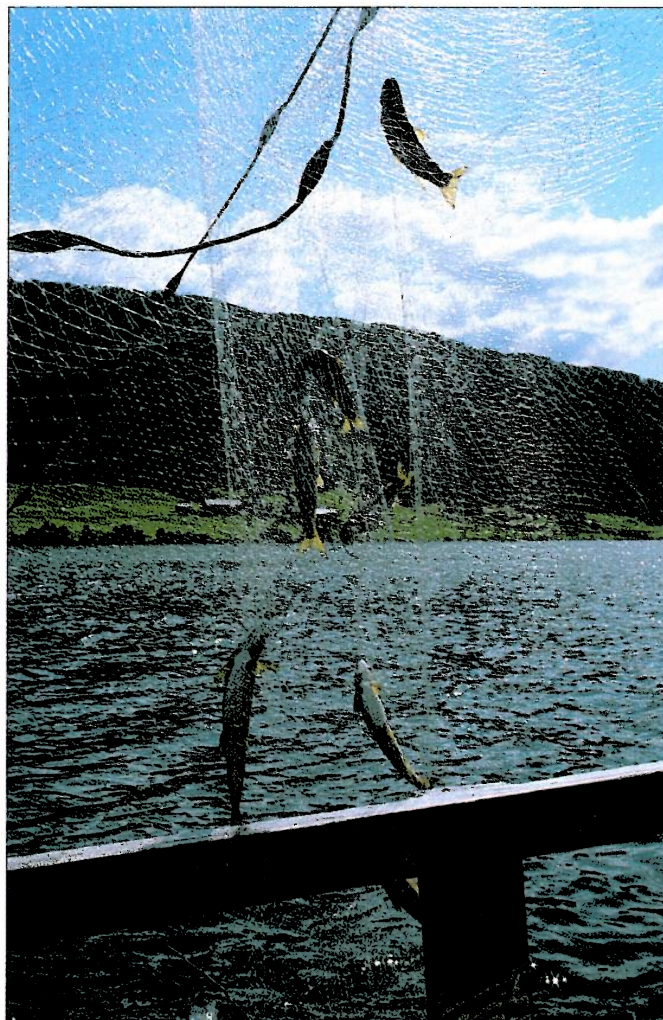
Aldersfordeling for stedegen og fremmed aure i prøvafiskefangstene fra Øyvatnet/Kaldfjorden (Vinstervatna), 1987-92. Gjenfangster av utsatt aure samme året som de ble satt ut er ikke inkludert i materialet. - Age distribution of brown trout of local and foreign origin in the test fishing in the lakes Øyvatnet/Kaldfjorden (Vinstervatna), 1987-92.

**Figur 5.17.**

A: Gjennomsnittlig lengde i ulike aldersgrupper. B: tilbakeberegnet årlig tilvekst hos tre, fire og fem år gammel stedegen og fremmed aure fanget ved prøvefiske i Øyvatnet/Kaldfjorden. - (A) Mean length (mm) of different aged brown trout, (B) Back calculated annual length increment of three, four and five year old brown trout of local and foreign origin caught in the test fishing in the lakes Øyvatnet/ Kaldfjorden.

ringen synes ikke å ha hatt noen særlig negativ effekt på skjoldkrepser. Dette skyldes at eggene som blir lagt i strandsona om høsten, klekkes neste vår når de settes under vann, selv om de kan ha vært tørrlagt og innefrosset i løpet av vinteren/våren (Borgstrøm & Larsson 1974, Borgstrøm 1975). Følgelig kunne skjoldkrepsen understøtte en bra aurebestand før introduksjonene av sik og ørekyt, til tross for reguleringen. Det er vist at dette krepsdyret er et svært viktig næringsdyr for aure i både regulerte og ikke-regulerte innsjøer (Aass 1969, Lien 1978).

Det har liten hensikt å fortsette fiskeutsettinger i Vinstervatna hvor det er sviktende næringstilgang for auren. Det er nå igangsatt et intensivt sikfiske med flytegarv i Øyvatnet og Kaldfjorden. Dette kan få en positiv effekt på aurebestanden. En bør også forsøke å redusere bestanden av ørekyt ved hjelp av ruser i innsjøen og tilførselsbekker. Behovet for aureutsettinger kan deretter vurderes, og eventuelt iverksettes med stedegen fisk om noen år. Det er spesielt viktig å beskytte restområder med naturlig rekruttering, eventuelt i kombinasjon med habitatforbedrende tiltak.



6 Mål og resultater

Hensikten med programmet var å øke kunnskapsgrunnlaget for bedre utnyttelse av innlandsfiskbestandene. Dette er gjort ved å studere sammenhenger mellom produksjonsgrunnlaget og fiskebestandene gjennom sammenlignende feltstudier og eksperimentelle fiskeutsettinger. Arbeidet har dekket de tre områdene:

- drift av aure- og røyevann,
- bruk av predatorfisk ved bestandsregulering og biomanipulering,
- aureutsettinger i reguleringsmagasiner.

Programmet har gitt resultater med konsekvenser for forvaltningen av innlandsfiskeressursene, og det er nå en utfordring for forvaltningen å innarbeide konsekvensene av disse i praktiske forsøk i innsjøer med varierende produksjonsforhold og fiske-samfunn.

Programmet har vist at aure og røye bare delvis konkurrerer og utnytter de samme ressursene (mat og plass) på grunn av nedarvede forskjeller mellom de to artene. Bedring av fiskestørrelsen i overtallige bestander av de to artene gjøres best gjennom økt beskatning, gjennom fiske, økt naturlig dødelighet eller habitatendringer. Det siste punktet er ikke vurdert i dette instituttprogrammet.

Hardt fiske på bestander i ernæringsområdet gir ikke nødvendigvis bedre størrelse og kvalitet på auren. Man må samtidig ta hensyn til bestandenes struktur og begrense rekrutteringen, for eksempel gjennom beskatning på kjønnsmoden fisk på gyteplassene. Hardt fiske vil ellers lett kunne føre til økt overlevelse av ungfisk slik at rekruttene raskt vil etterfylle uttaket, og lite vil egentlig være oppnådd vedrørende endring av fiskebestandens kvalitet som matressurs. For at utfisking skal virke, må tiltaket være intensivt og av varig karakter. Ikke lenge etter at fisket opphører, vil bestanden komme i balanse med miljøforholdene. Hvis gyte- og oppvekstforholdene er gode sammenliknet med ernæringsforholdene for eldre individer, vil bestanden igjen bli småfallen og av dårlig kvalitet.

Utsetting av predatoraure kan være et egnet tiltak for å bedre fiskestørrelsen og kvaliteten hos røye i overtallige bestander. Det er her verd å merke seg hvor mange byttefisker én storaure aleaner eter i løpet av en sesong. Våre resultater tyder på at to til tre fiskepisende aure på bare 25-30 cm lengde pr. ha er nok til å regulere overtallige røyebestander. Hvis auren er større, er tilstrekkelig antall predatorer enda lavere. De forsøkene som er gjort med utsetting av predatorfisk, har gitt så lovende resultat, at denne mulighetene bør utforskes videre og av forvaltningen utprøves i større skala.

For sikbestander er det funnet invers korrelasjon mellom gytebestandens størrelse og rekrutteringen. Dette betyr at bestandene får varierende årsklassestyrke. Først når en sterk årsklasse nesten er utdødd, er det rom for at en ny sterk årsklasse kan overta. Dette har effekter for storaure som predatorer sikbestander. Bare hver gang en sterk årskasse vokser opp, er det overflod av

byttefisker for auren. Deretter blir tilgangen på egnet bytte dårligere inntil en ny sterk årsklasse overtar. Naturlig regulert kan dette ta mange år. Årsaken til dette er at stor sik er et vanskelig tilgjengelig bytte for aure. Predatorens munnstørrelse er bestemmende for hvor stor sik den kan ta. Storauren eter hovedsakelig sik som er kortere enn 15 cm, og sik over 25 cm i lengde er normalt helt utenfor fare. Økt beskatning på gytesik vil korte tiden mellom hver sterk årsklasse og således fremme rekrutteringen. Ved forholdsvis hardt fiske på kjønnsmoden sik er det mulig at man kan sikre sikspisende aure kontinuerlig næringstilgang.

Storaure er ikke egnet til å regulere alle arter innlandsfisk. Auren er avhengig av synet for å finne byttet. Arter som gjemmer seg i sivet eller på dypt vann der lystilgangen er dårlig, kan unngå å bli tatt. Forsøk tyder på at morten benytter en slik taktikk for å unngå å bli tatt av aure. Resultatet er at storauren er uegnet til å kontrollere antallet i bestander av mort.

Utsetting er et vanlig tiltak for å forsterke aurebestander i reguleringsmagasiner. Slike utsettinger gir imidlertid ikke nødvendigvis økt avkastning. Aurens vekst og tetthet begrenses av næringstilgangen. Er det ikke et ubenyttet næringstilbud tilstede i magasinet, vil utbyttet av utsettingene bli dårlig. Videre kan aureutsettinger gi direkte skade på lokale aurebestander, ved at utsettingsfisker beiter på ressursgrunnlaget for villfisker. Resultatet blir at villfiskedødeligheten vil øke. Utsettingsfisker kan også gi genetiske effekter som i seg selv vil kunne være negative. Bestandseffekten av utsatt aure på den stedeagne bestanden vil øke med antallet som utsettes og den genetiske forskjellen mellom lokal og utsatt fisk.

I reguleringsmagasiner med sik og ørekyt synes ikke aureutsettinger å være lønnsomt. Dette skyldes at disse artene konkurrerer med auren om begrensede næringsressurser, og auren er vanligvis den tapende parten i en slik konkurranse. Våre resultater fra aureutsettinger i reguleringsmagasiner står i kontrast til den omfattende bruken av fiskeutsetting som foregår. Det synes derfor nødvendig å granske slike tiltak nærmere, og eventuelt avslutte utsettinger som er ulønnsomme og skadelige for den lokale bestanden. Man bør fortsette arbeidet med å utvikle gode kriterier for når fiskeutsettinger er et hensiktsmessig tiltak og når andre alternativer vil være bedre, for å sikre en god og levedyktig bestand av aure i en innsjø.

7 Litteratur

- Amundsen, P.A. 1988. Effects of an intensive fishing programme on growth and parasite infection of stunted whitefish in Stuurajavri, northern Norway. - Finn. Fish. Res. 9: 425-434.
- Axelsson, J. 1961. Zooplankton and impoundment of two lakes in northern Sweden (Ransaren and Kultsjön). - Rep. Inst. Freshw. Res. Drottningholm 42: 84-168.
- Ayles, G.B. 1975. Influence of the genotype and the environment on growth and survival of rainbow trout (*Salmo gairdneri*) in central Canadian lakes. - Aquaculture 6: 181-188.
- Bartell, S. M. 1982. Influence of prey abundance on size-selective predation by bluegills. -Trans. Am. Fish. Soc. 111: 453-461.
- Bartell, S. M. & Kitchell, J.F. 1978. Seasonal impact of planktivory on phosphorus release by Lake Wingra zooplankton. - Internat. Vereinigung für Theoret. und Angew. Limnol. Verhand. 20: 466-474.
- Bjørn, B. & Sandlund, O.T. 1995. Differences in morphology and ecology within a stunted Arctic char population. - Nordic J. Freshw. Res. 71: 163-172.
- Bjørngen, S. & Hesthagen, T. 1989. Sleofiske i Smådøla ved Tesse. - Heim og Bygd (Lom) 3: 24-31.
- Borgstrøm, R. 1975. Skjoldkreps, *Lepidurus arcticus* Pallas, i regulerte vann. I. Forekomst av egg i reguleringssonen og klekking av egg. - Lab. Ferskvannøkolog. Innlandsfiske, Rapp. 22-1975. 11s.
- Borgstrøm, R. 1993. Innlandsfisk. Inngrep i vassdrag, konsekvenser og tiltak. Norges Landbrukshøgskole: 280-310.
- Borgstrøm, R. & Larsson, P. 1974. The first three instars of *Lepidurus arcticus* Pallas, (Crustacea: Notostraca). - Norw. J. Zool. 22: 45-52.
- Borgstrøm, R., Brabrand, Å. & Solheim, J.T. 1992. Effects of litation on resource utilization and dynamics of allopatric brown trout, *Salmo trutta*, in a reservoir. - Environ. Biol. Fish. 34: 247-255.
- Borgstrøm, R., Garnås, E. & Saltveit, S.J. 1985. Interactions between brown trout, *Salmo trutta* L., and minnow, *Phoxinus phoxinus* (L.) for their common prey, *Lepidurus arcticus* (Pallas). - Verh. Internat. Verein. Limnol. 22: 2548-2552.
- Borgstrøm, R., Jonsson, B & L'Abée-Lund, J.H. (red.) 1995. Ferskvannsfisk, økologi, kultivering og utnytting. - Norges forskningsråd, Oslo. 268 s.
- Botrell, H.H., Duncan, A., Gliwicz, Z.M., Grygierek, E., Herzig, A., Hillbricht-Ilkowska, A., Kurasawa, H., Larsson, P. & Welenska, T. 1976. A review of some problems in zooplankton production studies. Norw. J. Zool. 24: 419-456.
- Brabrand, Å. & Saltveit, J. 1988. Feeding behaviour and habitat shifts in allopatric and sympatric populations of brown trout (*Salmo trutta* L.): effects of water level fluctuations versus interspecific competition. -Freshwater Ecology and Inland Fishery Laboratory Report 102. 13 s.
- Brooks, J.L., & Dodson S. I. 1965. Predation, body size and composition of the plankton. - Science 150: 28-35.
- Damsgård, B. & Mortensen, A. 1995. Ørret er en selektiv fiskepredator. - S. 86-92 i Borgstrøm, R., Jonsson, B. & L'Abée-Lund, J.H. (red.) Ferskvannsfisk: Økologi, kultivering og utnytting. Norges forskningsråd, Oslo.
- Elliott, J.M. 1975. The growth rate of brown trout (*Salmo trutta* L.) fed on reduced rations. - J. Anim. Ecol. 44: 823-842.
- Elliott, J.M. 1994. Quantitative ecology and the brown trout. Oxford Series in Ecology and Evolution, Oxford University Press, Oxford.
- Ferguson, A. 1986. Lough Melvin, a unique fish community. - Roy. Dublin Soc. Occas. Rap. Irish Sci. Tech. 1: 1-17.
- Forseth, T. 1994. Bioenergetics in ecological and life history studies of fishes. - Dr. scient. thesis, Zoologisk Institutt, Univ. i Trondheim.
- Forseth, T., Jonsson, B., Næumann, R. & Ugedal, O. 1992. Radioisotope method for estimating food consumption by brown trout (*Salmo trutta*). - Can. J. Fish. Aquat. Sci. 49: 1328-1335.
- Forseth, T., Jonsson, B. & Damsgård, B. 1995. Næringsopptak og vekst hos fiskeetende ørret. - S. 71-76 i Borgstrøm, R., Jonsson, B. & L'Abée-Lund, J.H. (red.) Ferskvannsfisk: Økologi, kultivering og utnytting. Norges forskningsråd, Oslo.
- Grimås, U. 1961. The bottom fauna of natural and impounded lakes in Northern Sweden (Ankarvattnet and Blåsjön). - Rep. Inst. Freshw. Res. Drottningholm 42:183-237.
- Grimås, U. 1962. The effect of increased water level fluctuation upon the bottom fauna in Lake Blåsjön, northern Sweden. - Rep. Inst. Freshw. Res. Drottningholm 44: 14-41.
- Grimås, U. 1964. Studies on the bottom fauna of impounded lakes in southern Norway. - Rep. Inst. Freshw. Res. Drottningholm 45: 94-104.
- Haraldstad, Ø. & Jonsson, B. 1983. Age and sex segregation in habitat utilization by brown trout in a Norwegian lake. - Trans. Am. Fish. Soc. 112: 27-37.
- Haraldstad, Ø. Jonsson, B., Sandlund, O.T. & Schei, T.A. 1987. Lake effect on stream living brown trout (*Salmo trutta*). - Archiv für Hydrobiologie 109: 39-48.
- Hegge, O., Hesthagen, T. & Skurdal, J. 1993a. Vertical distribution and substrate preference of brown trout in a littoral zone. - Environ. Biol. Fishes 36:17-24.
- Hegge, O., Hesthagen, T. & Skurdal, J. 1993b. Juvenile competitive bottleneck in the production of brown trout in hydroelectric reservoirs due to intraspecific habitat segregation. - Regulated Rivers: Res. & Manage. 8: 41-48.
- Hesthagen, T. 1982. A regional study on the environmental requirements of *Gammarus lacustris* G. O. Sars (Crustacea, Amphipoda) in Jotunheimen, southern Norway. - Fauna norv. Ser. A 3: 26-30.
- Hesthagen, T. & Fjellheim, A. 1987. Effects of transferring glacier-fed water to a clear-water mountain river on the production of food organisms of brown trout (*Salmo trutta* L.) in southern Norway. - Regulated Rivers: Res. & Manage. 1:161-170.
- Hesthagen, T. & Gunnerød, T.B. 1980. Fisket i Tesse i Lom kommune, Oppland, før og etter regulering. - DVF-Reguleringsundersøkelsene, Rapp. nr. 12-1980. 1-109.
- Hesthagen, T. & Johnsen, B.O. 1992. Effects of fish density and size on survival, growth and production of hatchery-reared brown trout (*Salmo trutta* L.) in lakes. - Fish. Res. 15:147-156.
- Hesthagen, T., Forseth, T., Fløystad, L. & Saksgård, R. 1995a. Effekten av aureutsettinger i Aursjø-magasinet. - NINA Oppdragsmelding 383: 1-31.
- Hesthagen, T., Hegge, O., Eriksen, H., Saksgård, R. & Fløystad, L. 1995b. Bestandsforholdene hos stedegen og utsatt aure i Vinstervatna-magasinet. - NINA Oppdragsmelding 377: 1-20.
- Hesthagen, T., Hegge, O., Skurdal, J. & Dervo, B. 1995c. Differences in habitat utilization among native, native stoc-

- ked, and non-native stocked brown trout (*Salmo trutta*) in a hydroelectric reservoir. - Can. J. Fish. Aquat. Sci. 52: 2159-2167.
- Hindar, K. & Jonsson, B. 1982. Habitat and food segregation of dwarf and normal Arctic charr (*Salvelinus alpinus*) from Vangsvatnet Lake, western Norway. - Can. J. Fish. Aquat. Sci. 39: 1030-1045.
- Hindar, K., Jonsson, B., Andrew, J.H. & Northcote, T. G. 1988. Resource utilization of sympatric and experimentally allopatric cutthroat trout and Dolly Varden charr. - Oecologia 74: 481-491.
- Huitfeldt-Kaas, H. 1906. Planktonundersøgelser i Norske vande. - Nationaltrykkeriet, Christiania.
- Hållimoen, O. 1980. Avkastning og fiskeribiologiske forhold i Vinstervatn, Øystre Slidre. Hovedfagsoppgave ved Norges Landbrukshøgskole, Institutt for naturforvaltning, Ås.
- Ivlev, V.S. 1961. Experimental ecology of the feeding of fishes. - Yale Univ. Press, New Haven.
- Jensen, J.W. 1988. Crustacean plankton and fish during the first decade of a subalpine, man made reservoir. - Nordic J. Freshw. Res. 64: 5-53.
- Jensen, K.W. 1977. On the dynamics and exploitation of the population of brown trout, *Salmo trutta*, L., in Lake Øvre Heimdalsvatn, Southern Norway. - Rep. Inst. Freshw. Res. Drottningholm 56: 18-69.
- Jonsson, B. 1989. Life history and habitat use in Norwegian brown trout (*Salmo trutta*). - Freshw. Biol. 21: 71-86.
- Jonsson, B. & Gravem, F.R. 1985. Use of space and food by resident and migrant brown trout, *Salmo trutta*. - Environ. Biol. Fish. 14: 281-293.
- Jonsson, B. & Matzow, D. (red.) 1979. Fisk i vann og vassdrag. - Aschehoug, Oslo.
- Klemetsen, A. 1967. On the feeding habits of the population of brown trout (*Salmo trutta* L.) in Jølster vann, West Norway. - Nytt Mag. Zool. 15: 50-67.
- Klemetsen, A. 1989. Takvassrøyas livskretsløp. - Ottar 176: 16-18.
- L'Abée-Lund, J.H. & Langeland, A. 1995. Recaptures and use of native and non-native brown trout released in a Norwegian lake. - Fisheries Management and Ecology 2: 135-145.
- L'Abée-Lund, J.H. & Sægvog, H. 1991. Resource use, growth and effects of stocking in alpine brown trout, *Salmo trutta* L. - Aquacult. Fish. Managem. 22: 519-526.
- L'Abée-Lund, J.H., Langeland, A. & Sægvog, H. 1992. Piscivory by brown trout *Salmo trutta* L. and Arctic charr *Salvelinus alpinus* (L.) in Norwegian lakes. - J. Fish Biol. 41: 91-101.
- L'Abée-Lund, J.H., Langeland, A., Jonsson, B. & Ugedal, O. 1993. Spatial segregation by age and size in Arctic charr: a trade-off between feeding possibility and risk of predation. - J. Anim. Ecol. 62: 160-168.
- L'Abée-Lund, J.H., Sægvog, H. & Lura, H. 1992. Resource partitioning and spatial segregation in native and stocked brown trout; *Salmo trutta*, and Arctic char, *Salvelinus alpinus* (L.), in a hydroelectric reservoir. - Aquacult. Fish. Managem. 23: 623-632.
- L'Abée-Lund, J.H., Sægvog, H. & Langeland, A. 1995. Overlevelse og habitatbruk hos utsatte aurestammer. - S 146-152 i Borgstrøm, R., Jonsson, B. & L' Abée-Lund, J.H. (red.) Ferskvannsfisk: Økologi, kultivering og utnytting. Norges Forskningsråd, Oslo.
- Langeland, A.L. 1972. A comparison of the zooplankton communities in seven mountain lakes near Lillehammer, Norway (1896 and 1971). - Norw. J. Zool. 20: 213-226.
- Langeland, A.L. 1982. Interaction between zooplankton and fish in a fertilized lake. - Holarctic Ecol. 5: 273-310.
- Langeland, A.L. 1995. Management of charr lakes. Nordic J. Freshw. Ecol. 71: 68-80.
- Langeland, A. & Jonsson, B. 1990. Management of stunted populations of Arctic charr (*Salvelinus alpinus*) and brown trout (*Salmo trutta*) in Norway. - S. 396-405 i van Densen, W.L.T., Steinmetz, B. & Hughes, R.H. (red.) Management of freshwater fisheries. Proc. of a symposium organized by EIFAC, Göteborg, Sweden, 31 May - 3 June, 1988. Pudoc, Wageningen, The Netherlands.
- Langeland, A.L. & L'Abée-Lund, J.H. 1995. Habitat use, size and age structure of sympatric brown trout (*Salmo trutta*) and Arctic charr (*Salvelinus alpinus*) stocks: resistance of populations to change following harvest. - Ecol. Freshw. Fish. 5: 49-58.
- Langeland, A. & Nøst, T. 1994. Introduction of roach (*Rutilus rutilus*) in an oligohumic lake: 1. Competition impacts on whitefish (*Coregonus lavaretus*). - Verh. Internat. Verein. Limnol. 25: 2113-2117.
- Langeland, A. & Nøst, T. 1995. Gill-raker structure and selective predation on zooplankton by particulate feeding fish. - J. Fish Biol. 47: 719-732.
- Langeland, A., L'Abée-Lund, J. H., Jonsson, B. and Jonsson, N. 1991. Resource partitioning and niche shift in Arctic charr *Salvelinus alpinus* and brown trout *Salmo trutta*. - J. Anim. Ecol. 60: 895-912.
- Langeland, A., Schartau, A.K. & Nøst, T. 1995. Biomanipulation experiments in three temperate lakes. - Verh. internat. Verein. Limnol (under trykking).
- Larsson, P. 1978. The life cycle dynamics and production of zooplankton in Øvre Heimdalsvatn. -Holarctic Ecol. 1: 162-218.
- Lien, L. 1978. The energy budget of the brown trout population of Øvre Heimdalsvatn. - Holarctic Ecol. 1: 279-300
- Lynch, M. 1979. Predation, competition and zooplankton community structure: An experimental study. - Limnol. Oceanogr. 24: 253-272.
- Lötmarker, T. 1964. Studies on planktonic crustacea in thirteen lakes in northern Sweden. - Rep. Inst. Freshw. Res. Drottningholm 45: 113-189.
- Malmquist, H.J., Snorrason, S.S., Skúlason, S., Jonsson, B., Sandlund, O.T. & Jónasson, P.M. 1992. Diet differentiation in polymorphic Arctic charr in Thingvallavatn, Iceland. - J. Anim. Ecol. 61: 21-35.
- Milinski, M. 1986. Constraints placed by predators on feeding behaviour. S. 236-252 i Pitcher, T.J. (red.) The behaviour of teleost fishes. Croom Helm, London.
- Nilsson, N.-A. 1955. Studies on the feeding habits of trout and char in Swedish lakes. - Rep. Inst. Freshw. Res. Drottningholm 36: 163-225.
- Nilsson, N.-A. 1965. Food segregation between salmonid species in the north Sweden. - Rep. Inst. Freshw. Res. Drottningholm 46: 58-78.
- Nilsson, N.-A. & Pejler, B. 1973. On the relation between fish fauna and zooplankton composition in North Swedish lakes. - Rep. Inst. Freshw. Res., Drottningholm 53: 51-77.
- NINA 1993. NINAs instituttprogrammer for perioden 1991-1995.

- Nursall, J. R. 1969. Faunal changes in oligotrophic man-made lakes: Experience on the Kananskis River system. - S. 163-175 i Obeng, L.E. (red.) Man-made lakes: The Accra symposium. Ghana Univ. Press, Accra.
- Næsje, T.F., Sandlund, O.T. & Saksgård, R. 1992a. Auren i Femund - vekst og ernæring. - NINA-Oppdragsmelding 153: 1-15.
- Næsje, T.F., Sandlund, O.T. & Saksgård, R. 1992b. Siken i Femund: effekter og anbefalinger etter ti års næringsfiske. - NINA-Oppdragsmelding 145: 1-24.
- Næsje, T.F., Forseth, T., Hårsaker, K., Saksgård, R., & Sandlund, O.T. 1996. Produksjon og forvaltning av storørret i Femund. Årsrapport for 1995. - NINA Oppdragsmelding 436: 37 pp.
- Nøst, T. & Langeland, A. 1994. Introduction of roach (*Rutilus rutilus*) in an oligohumic lake 2. Selective predation impacts on the zooplankton. - Verh. Internat. Verein. Limnol. 25: 2118-2122.
- Nøst, T. & Langeland, A. 1995. Continuous recording of fish behaviour in small lakes. - Verh. internat. Verein. Limnol. (under trykking).
- O'Brien, W.J. 1979. The predator-prey interaction of planktivorous fish and zooplankton. - Am. Sci. 67: 572-581.
- Paterson, C.G. & Fernando, H. 1969. The effect of winter drainage on reservoir benthic fauna. - Can. J. Zool. 47: 589-595.
- Pennak, R.W. 1957. Species composition of limnetic zooplankton communities. - Limnol. Oceanogr. 2: 222-232.
- Sandlund, O.T. & Forseth, T. 1995. Bare få ørreter kan bli fiskespisere. - S. 78-85 i Borgstrøm, R., Jonsson, B. & L'Abée-Lund, J.H. (red.) Ferskvannsfisk: Økologi, kultivering og utnytting. Norges forskningsråd, Oslo.
- Sandlund, O.T. & Næsje, T.F. 1986. Sikbestanden i Femund. Undersøkelser i 1982-84. - Rapport fra DN-Fiskeforskningen nr. 2: 1-51.
- Sandlund, O.T. & Næsje, T.F. 1992. Storørretens betydning i økosystemet. - S. 6-17 i Taugbøl, T., Skurdal, J. & Nyberg, P. (red.) Nordisk seminar om forvaltning av storørret. Lillehammer 1.-3. okt. 1991. DN-rapport nr. 4.
- Sandlund, O.T., T.F. Næsje & R. Saksgård 1995. Ecological diversity in whitefish *Coregonus lavaretus*: ontogenetic niche shifts and polymorphism. - S. 49-59 i Luczynski, M. (red.) Biology and Management of Coregonid Fishes. Arch. Hydrobiol. Spec. Issues Advanc. Limnol. 46.
- Schartau, A.K.L., Sandlund, T., Brabrand, Å., Breistein, J. & Saksgård, R. 1993. Ferskvannsbiologiske undersøkelser i Tunevannet 1991-92. Tiltak for å bedre vannkvaliteten. - NINA Oppdragsmelding 256: 1-24.
- Schei, T.A. & Jonsson, B. 1989. Habitat use of lake-feeding, allopatric brown trout in Lake Oppheimsvatnet, Norway. - S. 156-168 i Brannon, E. & Jonsson, B. (red.) Proceedings of the salmonid migration and distribution symposium. School of Fisheries, University of Washington, Seattle, Washington.
- Stabell, F.R., Hafsvund, F. & Skurdal, J. 1988. Rognstørrelse og rognantall for stamfisk av ørret *Salmo trutta* L. med ulik alder og avstamning. - A/L Settefisk, Reinsvoll, Rapp. Nr 1-1988.
- Sunde, S.E. 1942. Tessereguleringen og fisket. Overskjønnet 1942. Fiskesekretær for det Øst- og Sønnefjelske. - Landbruksdep. Stensilt rapport. 7s.
- Svårdson, G. 1976. Interspecific population dominance in fish communities of Scandinavian lakes. - Rep. Inst. Freshw. Res. Drottningholm 55: 144-171.
- Werner, E.E. & Hall, D. J. 1974. Optimal foraging and the size selection of prey by the bluegill sunfish (*Lepomis macrochirus*). - Ecology 55: 1042-1052.
- Werner, E.E. & Hall, D.J. 1988. Ontogenetic habitat shifts in bluegill: the foraging rate - predation risk trade-off. - Ecology 69: 1352-1366.
- Werner, E.E. & Mittelbach, G.G. 1981. Optimal foraging: field tests of diet choice and habitat switch. - Am. Zool. 21: 813-829.
- Wootton, R.J. 1990. Ecology of freshwater fishes. Fish and Fisheries Series 1, Chapman & Hall, London.
- Zaret, T.M. 1978. A predation model of zooplankton community structure. - Verh. Int. Ver. Limnol. 20: 2496-2500.
- Zaret, T. M. 1980. Predation and freshwater communities. - New Haven, Conn. Yale University Press, Yale.
- Zaret, T.M. & Kerfoot, W. C. 1975. Fish predation on *Bosmina longirostris*: body size selection versus visibility selection. - Ecology 56: 232-237.
- Aass, P. 1969. Crustacea, especially *Lepidurus arcticus* Pallas, as brown trout food in Norwegian mountain reservoirs. - Rep. Inst. Freshw. Res. Drottningholm 49: 183-202.
- Aass, P. 1973. Some effects of lake impoundments on salmonids in Norwegian hydroelectric reservoirs. - Acta Univ. Upsaliensis, Abstr. Uppsala Diss. Sci. 234: 1-14.
- Aass, P. 1992. Utsetting av storørret. Erfaringer og resultater fra Norge. - S. 106-119 i Taugbøl, T., Skurdal, J. & Nyberg, P. (red.) Nordisk seminar om forvaltning av storørret. Lillehammer 1.-3. okt. 1991. DN-rapport nr. 4.
- Aass, P. 1993. Tunhovdørreten. - S. 61-67 i: Skurdal, J., red. Innlandsfiske: næringsfiske og utfisking. Seminarreferat. DN-notat nr. 2.
- Aass, P. 1995. Ørret som settefisk. - S. 138-145 i Borgstrøm, R. Jonsson, B. & L'Abée-Lund, J.H. (red.) Ferskvannsfisk. Økologi, kultivering og utnytting. Norges Forskningsråd, Oslo.

Appendiks A

Publikasjoner i programmet

- Bjørn, B. 1994. Nisjeskift og fenotypisk variasjon i en småvokst røyebestand (*Salvelinus alpinus*). - Cand.scient.-oppgave, Univ. i Trondheim.
- Bjørn, B. & O.T. Sandlund 1995. Differences in morphology and ecology within a stunted Arctic char population. - Nordic J. Freshw. Res. 71: 163-172.
- Damsgård, B. & Langeland, A. 1994. Effects of stocking of piscivorous brown trout *Salmo trutta* L., on stunted Arctic char, *Salvelinus alpinus* (L.). - Ecology of Freshwater Fish 4: 59-66.
- Hegge, O., Hesthagen, T. & Skurdal, J. 1993. Juvenile competitive bottleneck in the production of brown trout in hydroelectric reservoirs due to intraspecific habitat segregation. - Regulated Rivers: Res. & Manage. 8: 41-48.
- Hegge, O., Hesthagen, T. & Skurdal, J. 1993. Vertical distribution and substrate preference of brown trout in a littoral zone. - Environ. Biol. Fishes 36: 17-24.
- Hesthagen, T. 1994. Utsettingsforsøk med naturdam - og karoppdrettet aure i en innsjø. - NINA Oppdragsmelding 289: 1-16.
- Hesthagen, T. & Hegge, O. 1992. Stranding of pond- and hatchery-reared juvenile brown trout, *Salmo trutta* L., during draw-down of a pond. - Aquaculture and Fisheries Management 23: 399-403.
- Hesthagen, T. & Johnsen, B.O. 1992. Effects of fish density and size on survival, growth and production of hatchery-reared brown trout (*Salmo trutta*) in lakes. - Fish. Res. 15:147-156.
- Hesthagen, T., Hegge, O. & Skurdal, J. 1992. Food choice and vertical distribution of European minnow, *Phoxinus phoxinus*, and young native stocked brown trout, *Salmo trutta*, in the littoral zone of a subalpine lake. - Nordic J. Freshw. Res. 67: 72-76.
- Hesthagen, T. & Johnsen, B.O. 1994. Settefiskforsøk med aure. - S. 64-73 i Sportsfiske og fritidsfiske. Norges Jeger- og Fiskerforbund., Rapp. Nr. 4-1994.
- Hesthagen, T. 1995. Settefisk fra kar eller naturdam?. - S. 154-156 i Borgstrøm, R., Jonsson, B. & L'Abée-Lund, J.H. (red) Ferskvannsfisk. Økologi, kultivering og utnytting. Norges Forskningsråd, Oslo.
- Hesthagen, T., Hegge, O., Skurdal, J. & Dervo, B.K. 1995. Differences in habitat utilization among native, native stocked and non-native stocked brown trout (*Salmo trutta*) in a hydroelectric reservoir. - Can. J. Fish. Aquat. Sci. 52: 2159-2167.
- Hesthagen, T., Hegge, O., Eriksen, H., Saksgård, R. & Føystad, L. 1995. Bestandsforholdene hos stedegen og utsatt aure i Vinstervatna-magasinet. - NINA Oppdragsmelding 377: 1-20.
- Hesthagen, T., Forseth, T., Føystad, L. & Saksgård, R. 1995. Effekten av aureutsettinger i Aursjø-magasinet. - NINA Oppdragsmelding 383: 1-29.
- L'Abée-Lund, J. H., Langeland, A. & Sæggrov, H. 1992. Piscivory by brown trout *Salmo trutta* L. and Arctic charr *Salvelinus alpinus* (L.) in Norwegian lakes. - J. Fish Biol. 41: 91-101.
- L'Abée-Lund, J.H., Langeland, A., Jonsson, B. & Ugedal, O. 1993. Spatial segregation by age and size in Arctic charr: a trade-off between feeding possibility and risk of predation. - J. Anim. Ecol. 62: 160-168.
- L'Abée-Lund, J. H. & Langeland, A. 1995. Recaptures and use of native and non-native brown trout released in a Norwegian lake. - Fisheries Management and Ecology 2: 135-145.
- Langeland, A. 1995. Management of charr lakes. - Nordic J. Freshw. Res. 71: 18-80.
- Langeland, A. & L'Abée-Lund, J.H. 1995. Habitat use, size and age structure of sympatric brown trout (*Salmo trutta*) and Arctic charr (*Salvelinus alpinus*) stocks: resistance of populations to change following harvest. - Ecology of Freshw. Fish 5: 49-58.
- Langeland, A., L'Abée-Lund, J. H., Jonsson, B. and Jonsson, N. 1991. Resource partitioning and niche shift in Arctic charr *Salvelinus alpinus* and brown trout *Salmo trutta*. - J. Anim. Ecol. 60: 895-912.
- Langeland, A. & Nøst, T. 1994. Introduction of roach (*Rutilus rutilus*) in an oligohumic lake: 1. Competition impacts on whitefish (*Coregonus lavaretus*). -Verh. Internat. Verein. Limnol. 25: 2113-2117.
- Langeland, A. & Nøst, T. 1995. Gill-raker structure and selective predation on zooplankton by particulate feeding fish. - J. Fish Biol. 47:719-732.
- Langeland, A., Schartau, A.K. & Nøst, T. 1995. Biomanipulation experiments in three temperate lakes. - Verh. internat. Verein. Limnol. (in press).
- NFR 1995. Ferskvannsfisk, økologi, kultivering og utnytting. Borgstrøm, R., Jonsson, B. & L'Abée-Lund, J.H. (red.) Norges Forskningsråd. 268 sider.
- NINA 1993. NINAs instituttprogrammer for perioden 1991-1995.
- Næsje, T.F., O.T. Sandlund & R. Saksgård 1992. Siken i Femund: effekter og anbefalinger etter ti års næringsfiske. - NINA Oppdragsmelding 145: 1-24.
- Næsje, T.F., O.T. Sandlund & R. Saksgård 1992. Auren i Femund - vekst og ernæring. - NINA Oppdragsmelding 153: 1-15.
- Nøst, T. & Langeland, A. 1994. Introduction of roach (*Rutilus rutilus*) in an oligohumic lake 2. Selective predation impacts on the zooplankton. - Verh. Internat. Verein. Limnol. 25: 2118-2122.
- Nøst, T. & Langeland, A. 1995. Continuous recording of fish behaviour in small lakes. - Verh. internat. Verein. Limnol. (in press).
- Sandlund, O.T. & T. Forseth 1995. Bare få ørreter kan bli fiskeettere. - S. 78-85 i: Borgstrøm, R., Jonsson, B. & L'Abée-Lund, J.H. (red.) Ferskvannsfisk. Økologi, kultivering og utnytting. Norges Forskningsråd, Oslo.
- Sandlund, O.T., T.F. Næsje 1992. Storørretens betydning i økosystemet. - S. 6-17 i: Taugbøl, T., Skurdal, J. & Nyberg, P. (red.) Nordisk seminar om forvaltning av storørret. DN-Rapport 4:195 pp.
- Sandlund, O.T. & T.F. Næsje 1996. A successful small-scale fishery cooperative in a high-cost country - a case study. - s. 49-57 i: R.A. Neal (ed.) International development. Proceedings of the World Fisheries congress, Theme 4. - Oxford & IBH Publishing Co., New Dehli.
- Sandlund, O.T., T.F. Næsje & R. Saksgård 1995. Ecological diversity in whitefish *Coregonus lavaretus*: ontogenetic niche shifts and polymorphism. - S. 49-59 i: M. Luczynski et al. (red.), Biology and Management of Coregonid Fishes. Arch. Hydrobiol. Spec Issues Advanc. Limnol. 46.
- Schartau, A.K.L., Sandlund, T., Brabrand, Å., Breistein, J. & Saksgård, R. 1993. Ferskvannsbioologiske undersøkelser i Tunevannet 1991-92. Tiltak for å bedre vannkvaliteten. - NINA Oppdragsmelding 256: 1-24.



"AILIFR ALGR BAR FISKA
I RAUDSIO"

ISSN 0804-421X
ISBN 82-426-0721-4