

NINAs strategiske instituttprogrammer 1996-2000

Virkninger av fysiske naturinngrep
- systemøkologisk innretting
Sluttrapport



NINA Temahefte 16



NINAs strategiske instituttprogrammer
1996-2000

Virkninger av fysiske naturinngrep
- systemøkologisk innretting
Sluttrapport

NINA Temahefte 16

Norsk institutt for naturforskning

NINAs strategiske instituttprogrammer 1996-2000: Virkninger av fysiske naturinngrep - systemøkologisk innretning. Sluttrapport. - NINA Temahefte 16: 1-98.

Trondheim, februar 2001

ISSN 0804-421X
ISBN 82-426-1162-9

Forvaltningsområde:
Naturinngrep

Rettighetshaver ©:
NINA•NIKU Stiftelsen for naturforskning
og kulturminneforskning

Publikasjonen kan siteres fritt med kildeangivelse

Redaksjon:
Thrine Moen Heggberghet
Bror Jonsson
NINA•NIKU

Design, layout og redigering:
Eva Marie Schjetne
Kari Sivertsen
Tegnekantoret NINA•NIKU

Trykk:Trykkerihuset Skipnes

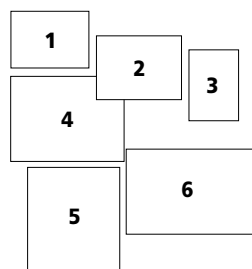
Opplag: 400

Trykt på miljøpapir

Kontaktadresse:
NINA•NIKU
Tungasletta 2
7485 Trondheim
Tel: 73 80 14 00
Fax 73 80 14 01
<http://www.ninaniku.no>

Omslagsfoto:

- 1: Torgeir Nygård
- 2: Dag H. Karlsen
- 3: Gunn Paulsen
- 4: Dag H. Karlsen
- 5: Christina Skarpe
- 6: Bjørn Ove Johnsen



NINAs strategiske instituttprogrammer 1996-2000

I perioden 1996-2000 har NINA gjennomført tre instituttprogrammer. Programmene, som har bestått av langsiktig og målrettet forskning, framkom gjennom dialog mellom NINA, Basisbevilgningsutvalget under Norges Forskningsråd og Direktoratet for naturforvaltning (DN). For NINA er de strategiske programmene grunnleggende for opprettholdelse og videreutvikling av fagkompetansen rettet mot miljøforvaltningen. Gjennom programmene styrkes fagkompetansen innen områder der NINA tradisjonelt har vært sterke. De gir også mulighet til å videreutvikle kompetansen innen nye områder der forvaltningen trenger naturforskning. Dette har vært gjort både gjennom kompetanseoppbygging av egne forskere og teknisk ansatte og rekruttering av nye medarbeidere der dette har vært nødvendig eller ønskelig. I programmene har man lagt vekt på å publisere resultatene i internasjonale fora etterhvert som de har framkommet, 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 tre programmene har omhandlet systemøkologiske virkninger av naturinngrep, bevaringsbiologi og høsting fra naturlige dyrebestander. Gjennom en rekke på tre rapporter gir vi herved en samlet framstilling 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 studiene 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 er viktige i NINAs nasjonale og internasjonale forskningssamarbeid. Den økonomiske støtten har også vært flersidig. Mange av delprosjektene har fått ekstern økonomisk støtte, f.eks. fra Forskningsrådet, EU og/eller forvaltningen i tillegg til den støtten som programmene har gitt. Dette har økt omfanget av prosjektene, og gitt dem nyttig kvalitetssikring underveis 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 internasjonalt perspektiv. Denne flersidigheten ved finansieringen har vært vesentlig for å gi prosjektene det volumet som har vært nødvendig for gjennomføringen av moderne miljøforskningsprogrammer. Vi mener dette er en god modell som har vært brukt i alle de instituttprogrammene NINA har drevet.

Det er vårt håp og tro at forvaltningen og samfunnet for øvrig vil finne sluttrapportene nyttige og interessante. Ønsker man imidlertid å gå dypere inn i enkeltresultatene henvises det til de vitenskapelige publikasjonene som kommer ut fra programmene. Rapportene er gitt en populær form, og man har i liten grad valgt å gå inn på metodikk, forsøksbetingelser og statistisk analyser. Dette blir bare gitt i de separate artiklene som publiseres fra delprosjektene.

Koordinator for igangsetting, gjennomføring og rapportering av de strategiske instituttprogrammene i NINA er forskningssjef Bror Jonsson.

Det er med stor glede NINAs forskere gir denne oppsummeringen, og de vil samtidig rette en stor takk til alle de som har bidratt til å gjøre prosjektene vellykket.

Tor G Heggberget
direktør

Referat

NINAs strategiske instituttprogrammer 1996-2000: Virkninger av fysiske naturinngrep - systemøkologisk innretting. Sluttrapport. - NINA Temahefte 16: 1-98.

Programmet "Virkninger av fysiske naturinngrep – systemøkologisk innretting", populært kalt "Inngrepsprogrammet", har hatt som mål å øke kunnskapen om hvordan den levende naturen reagerer på sentrale typer av naturinngrep, og på våre forsøk på å rette opp uheldige virkninger. Programmet skulle bidra til bedre muligheter for å forutse og avverge de mest konfliktfylte inngrepene, og begrense konfliktene ved inngrep som gjennomføres. Prosjektene i programmet har omhandlet følgende temaer:

- Stabilisering av elveløp – virkninger på dyrelivet.
- Vintervannføring og smoltproduksjon.
- Metoder for utsetting av fisk i reguleringsmagasin.
- Kan biologisk produksjon og fiskeutbytte i reguleringsmagasin styrkes?
- Inngrep i skog – biologi og kulturminner.

Effekter av naturinngrep i vassdrag var et av programmets hovedtemaer. Virkningene av stabilisering av elveløp var både positive og negative, avhengig av dyreart, hvordan stabiliseringen ble utført, og hvordan rehabiliteringsprosessen etter stabiliseringen var.

Undersøkelsene viste at kanalisering og steinsetting av Kirkeselva i Målselv i Troms har hatt negative konsekvenser for vannspissmus, og vannfugler og vadere som horndykker, siland, brunnakke og strandsnipe. Noen andre fuglearter fikk også tilbakegang i studieperioden, noen av dem både i studieområdet og i kontrollområdet. For enkelte arter synes dette derfor å være en generell endring av faunaen i undersøkelsesperioden, men for fossekall, gulerle og dvergspett kan nedgangen forklares med habitatendringene i Kirkeselva. En art, stokkand, økte i antall. Tiltagende tilslamming i meandersystemet etter kanaliseringen forbedret næringsforholdene for den.

Økologiske virkninger av steinsetting av både elvebunn og elvebredder ble studert i Gråelv-vassdraget, en sidegren av Stjørdalselva i Nord-Trøndelag. Variasjon og reduksjon i blakking av vannet, som en følge av inngrepet, syntes å være viktigere enn forandringene i bunnsubstrat for fordeling, tetthet og produksjon av de fleste invertebratene. Ørretungene i Gråelv-vassdraget utnyttet både steinsatte og ikke-steinsatte områder i elva, men tettheten varierte med substrat og med ungenes størrelse og alder. Like etter klekking i juni var tettheten av yngel høyest på de ikke-steinsatte områdene øverst i vassdraget, med en gjennomsnittlig tetthet på hele 490 ind. pr. 100 m². Tettheten avtok nedstrøms. På de steinsatte områdene var tilsvarende tettheter 3 ind. pr. 100 m², og helt nederst i vassdraget ble ingen yngel fanget i juni. Undersøkelsen viste at ørreten bare gyter i de øvre, ikke-steinsatte delene, og at ungene etter hvert sprer seg nedover i systemet. Utover sommeren var tettheten fortsatt høy i gyteområdene, men økte gradvis nedstrøms på grunn av innvandring til de steinsatte områdene. Tettheten av ett- og toåringer var ikke vesentlig høyere på de ikke-steinsatte enn på de steinsatte områdene i elva. Ørreten foretrakk steinet substrat, og preferanse for grovere bunnsubstrat økte med størrelsen på fisken.

Årlig produksjon av ørretunger var høyest i gyteområdene med 1,63 kg pr 100 m² og lavest nederst i Gråelva med 30 g pr 100 m². I løpet av ett år spiste ørretungene ca. 560 g tørrvekt næringsdyr pr 100 m², tilsvarende 2250 g våtvekt av næringsdyr. Av tørrvekten utgjorde døgn-, stein- og vårfluer samt fjærmygg vel halvparten (51,5%). Blant ørretens viktigste næringsdyr var 3 arter døgnfluer, 3 arter vårfluer samt fjærmygg. Biomassen i tørrvekt av disse var 63,5 g pr. 100 m². Regner vi produksjonen som fire ganger biomassen blir totalproduksjonen av disse insektlarvene ca. 250 g pr. 100 m² i året. Årsproduksjonen av bunndyr i elva er således beregnet til 12% mindre enn det ørretungene spiste i løpet av ett år. Dette betyr at områdene ovenfor bidrar med næring samt at en del av næringsdyrene var i drift nedover elva og befant seg i vannmassene og ikke på bunnen der innsamlingene foregikk. Dette betyr at næringstilbudet for fisken er høyere enn det estimatene av bunndyrproduksjonen kunne tyde på. Like fullt bør en merke seg at ørreten omsetter en meget stor del av de egnede næringsdyrene.

Steinsettingen syntes også å påvirke habitatbruken til oter og mink som begge er ørretpredatorer i vassdraget. Begge artene unngikk en nylig steinsatt del av Gråelva i en periode på ett og et halv år etter inngrepet. Dette kan imidlertid ha sammenheng med dyrenes næringstilbud da fisken forsvant fordi elva ble tørrlagt i en kort periode. Dyrenes hi, soveplasser og skjul langs elva forsvant også i forbindelse med steinsettingen. Ellers i vassdraget kunne vi ikke påvise endringer i disse predatorenes bruk av eldre, mer rehabiliterte, steinsatte områder og naturlige deler av vassdraget. Dette kan ha sammenheng med at de større fiskeungene som ble foretrukket som bytte, fordelte seg nokså likt på steinsatte og ikke-steinsatte elvestrekninger.

Minkpredasjonen på fiskebestanden i vassdraget er liten, mens oteren tar mye fisk. Arten kan høste omtrent halvparten av ett-årige og eldre ørretunger i elva. Man forsøkte å lage hiplasser for oter ved å legge opp hauger med stor sprengstein ved steinsatte deler av elva. Disse haugene ble i liten grad oppsøkt av oter og mink. Antakelig var de for åpne til å fungere som hiplasser.

Endringer i vannføringsmønsteret kan påvirke tettheten av laksunger i elver. En langtids-serie i den regulerte elva Orkla viste at minimumsvannføringen om vinteren påvirket smoltproduksjonen. Lav vintervannføring ga økt juvenil dødelighet, og høy minstevannføring om vinteren ga økt overlevelse. For treårig smolt ble overlevelsen påvirket av vannføringen alle de tre forutgående vintrene. Totalt forklarte vintervannføringen 44% av variasjonen i smoltproduksjonen. Trolig har derfor smoltproduksjonen nedenfor utløpet fra kraftverket i Orkla økt etter reguleringen, som følge av økt vintervannføring.

Howdan tapt ørretproduksjon som følge av vassdragsreguleringer kan kompenseres var et annet av programmets hovedområder. I Norge har det foregått utstrakt oppdemming og regulering av innsjøer i forbindelse med vannkraftproduksjon. Ørret er den dominerende fiskearten i mange slike innsjøer, og reguleringen reduserer ofte artens muligheter til naturlig reproduksjon. Ørretutsettinger i vannkraftmagasiner er vanlig for å kompensere for tapte gytemuligheter. Utsettingsmetoder og effekten av å sette ut fisk ble studert på flere måter.

Et utsettingeksperiment i Tesse med ørretunger av stedegen opprinnelse viste at de som var oppdrettet i jorddammer hadde høyere overlevelse enn de som var oppdrettet i kar. Det viste seg at ørretunger som kom fra kar holdt seg mer langs bunnen etter utsettingen i Tesse, mens de som kom fra dammer holdt seg mer i de frie vannmassene på samme måte som villfisken. Utsettingseksperimentet i Ångårdsvatnet og Fjølvikbotn i Trøndelag viste at det har liten betydning for overlevelsen hvor i en innsjø settefiskene settes ut, bortsett fra at utsetting på finkornet substrat ga redusert overlevelse. Fiskens skjul og ernæringsmuligheter er antakelig dårlig der. Stor settefisk har høyere overlevelsesrate enn mindre individer på samme alder, men forskjellen er ikke større enn at god settefiskkvalitet kan kompensere for liten størrelse i sammenlignende forsøk.

Effekter av ørretutsettinger på avkastningen av fisket ble undersøkt i tre hovedmagasiner i Sør-Norge: Tesse, Vinstern og Aursjøen. Settefisk, hovedsakelig av alder 0+, har vært satt ut i disse magasinene i flere ti-år.

I perioden 1979-99 var gjennomsnittlig avkastning for ørret i Tesse reguleringsmagasin i Jotunheimen 2682 kg eller 1,88 kg/ha. Antallet utsatte fisk varierte mye mellom år. Det har vært satt ut opptil 28 000 en-somrige ørretunger i Tesse årlig, og utsatt ørret har utgjort mellom 16 og 56 % av fangsten. Det var ingen sammenheng mellom andelen settefisk i fangstene og avkastningen samme år, og mengden utsatt fisk synes ikke å være viktig for fangstutbyttet i Tesse. Før reguleringen (1929-1934) ble det fisket minst 8300 kg eller 6,9 kg/ha i året, dvs nærmere 4 ganger høyere enn etter reguleringen.

Årlig har det vært satt ut et stort antall en-somrige ørretunger i reguleringsmagasinet Vinsteren, Oppland. Bestanden beskattes med settegarn (vesentlig 35 mm) og oter, og fangstutbyttet har gitt en gjennomsnittlig årlig avkastning på 3389 kg eller 1,28 kg/ha i perioden 1979-99. Avkastningen har økt på 1990-tallet. Dette skyldes vesentlig økt vekst og størrelse hos fisken, og som en konsekvens har en del fiskere brukt noen garn med 40 mm maskevidde i stedet for 35 mm. Det var liten sammenheng mellom årlige variasjonen i fangstutbyttet, fangsttinningsraten med garn og utsettingen av ørretunger. Fordi utsettingene ikke har hatt avgjørende betydning for fangstutbyttet, er de nå midlertidig stoppet.

Avkastningen av ørret i Aursjomagasinet (1097,5 m over havet) i Ottavassdraget avtok fra 1,3-2,4 kg/ha på 1980-tallet til ca 0,1 kg/ha på slutten av 1990-tallet. Dette skyldtes antakelig en sterk reduksjon av skjoldkrepsbestanden i innsjøen på 1990-tallet. På 1980-tallet utgjorde skjoldkreps mellom 50 og 70 % av ørretens næring, mot under 1 % fra 1996 til 1999. Samtidig vokste fisken betydelig dårligere slik at gjennomsnittsalderen til fangbar ørret (fanget på 40 mm garn) økte fra 4,6 til 7,0 år. Produksjonen og fangstutbyttet av ørret i høyfjellsmagasin er ofte svært avhengig av forekomsten av skjoldkreps, og det er viktig at antall settefisk tilpasses den rådende nærings situasjonen slik at næringsgrunnlaget ikke blir nedbeitet.

Den biologiske produksjonen i strandsonen til kraftverksmagasiner er ofte liten. Dette skyldes at reguleringssonen blir erodert som følge av nedtappingen av magasinene slik at strandsonen

blir ødelagt. Kan flytende, kunstige strandsoner kompensere for tapt produktivitet i strandsonen i regulerte innsjøer? To flåter med kunstig strandvegetasjon (hengende tau og bånd) på 108 og 72 m² ble laget, og effekten på ulike trofiske nivå studert. Hittil har primærproduksjonen i den kunstige vegetasjonen utgjort 2-3 ganger så mye som i kontrollområdene. Planteplanktonet har endret seg lite, og produksjonsøkningen skyldes nyetablerte påvekstalgler, primært grønnalger og kiselalger, på tauene. Videre har en rik fauna av litorale krepsdyr og bunndyr dominert av fåbørstemark og fjærmygg etablert seg på tauene, mens mengden av dyreplankton har gått ned. Typiske planktonarter har gått tilbake, mens forekomsten av litorale krepsdyr har økt parallelt med økningen i påvekstalgene. Ingen økning er hittil observert verken av bunndyr på innsjøbunnen under flåtene eller av fisk. Sedimentasjonen om sommeren er nær fordoblet under flåtene sammenliknet med åpent vann. Artsforekomst og dominans i den kunstige vegetasjonen likner ellers på det som finnes i den naturlige strandsonen. Den foreløpige mangelen på store invertebrater på 2. og 3. trofiske nivå kan gjøre at den økte primærproduksjonen ikke kanaliseres videre til fisk.

Effekter av inngrep i skog har også vært undersøkt. I mange norske skoger har intens skogsdrift i de senere år, med effektiv, mekanisert snauhogst over store arealer, forårsaket forstyrrelser og dyptgripende habitatforandringer. Ulik beslaglegging av skogsterreng så vel som skogsdrift setter også kulturminner som er fredet etter kulturminneloven i fare. Disse kulturminnene er i seg selv gamle naturinngrep, og gir mulighet for å studere kulturpåvirkninger i et langt tidsperspektiv.

Hønsehauken er nært knyttet til gammel skog. Arten har vært en av Norges tallrikste rovfugler, men har gått sterkt tilbake, og moderne skogsdrift med store hostflater, intens drift og store maskiner antas å være en viktig årsak til dette. Plasseringen av kjente hønsehaukreir i forhold til fordelingen av gammel skog og hogstflater i Trøndelag viste at de fleste reirene som var i bruk, lå i områder der det er større, sammenhengende arealer av barskog og lite hogstflater. Hønsehauker som hekket i kulturmarksområder benyttet imidlertid mindre leveområder i hekketida enn de som hekket i mer utpregede barskogsområder. For hønsehauker som hekket i områder der det ble foretatt hogst eller veibygging i studieperioden, var den gjennomsnittlige kullstørrelsen større før enn etter inngrepet.

Kulturminner er sårbare landskapskomponenter, men også verdifulle indikatorer på områder som har vært kultivert og forandret av mennesker i lang tid. Kartografiske modeller basert på nåværende fordeling av geografiske og biologiske variabler ble benyttet til å forutsi beliggenheten av uregistrerte kulturminner. For vegetasjonen i et område er kulturminnenes type og alder av liten betydning i forhold til nåværende bruk av områdene.

Gjennom studier av arter og økosystemer i krise, som et inngrep ofte kan føre til, har programmet gitt generell, økologisk kunnskap. Resultatene fra programmet poengterer avhengigheten mellom de forskjellige nivåene i næringskjeder (trofiske nivå), og levende organismers avhengighet av fysiske forhold. Resultatene viser at inngrep forandrer livsbetingelsene for mange arter, og at dette gir kaskade-effekter i systemet. Det fokuseres ofte på arters avhengighet av næringsgrunnlaget, men høyere trofiske

nivåer kan også ha sterk innvirkning på de lavere. Når man vurderer effektene av naturinngrep er det viktig å huske at arter er innbyrdes avhengige, og at de ikke kan eksistere hvis leveområdet ødelegges, eller dersom habitatendringen går raskere enn hva organismene klarer å tilpasse seg i den nye situasjonen. Fysiske forandringer i forbindelse med inngrep er imidlertid ikke alltid en belastning på levende organismer, men kan også favorisere arter eller livsstadier. Avhengigheten mellom komponentene i naturen er like viktig i forbindelse med tiltak som har til hensikt å avbøte virkninger av inngrep, men tiltakene har ofte vært planlagt med for snever synsvinkel. Programmet har forsøkt å løfte noen problemstillinger opp fra artsnivå til samfunnsnivå, men det er fortsatt stort behov for en mer systemøkonomisk tilnærming til denne typen problemstillinger.

Abstract

NINA Strategic Institute programmes 1996-2000: Effects of man-made physical habitat disturbance – systems ecology. Final Report. - NINA Temahefte 16: 1-98.

The strategic research program "Effects of man-made physical habitat disturbance – systems ecology" sought to increase our knowledge about reactions of the living nature to common types of technical habitat disturbances, both effects of physical impacts and attempted restoration initiatives. The program aimed at increasing the possibilities to forecast and avoid the most serious conflicts, and limit the conflicts where disturbance can not be avoided. The following themes were studied:

- Stabilising river courses – faunal effects.
- Water discharge in winter and smolt production.
- Methods for supplementary stocking with fish in regulated lakes.
- Can biological production and fish yield in regulated lakes be enhanced?
- Disturbance in forests - biology and cultural heritage sites.

Channelisation and the construction of loose-stone river embankments along the river Kirkeselva in Målselv, Troms county, has had negative effects for the European water shrew *Neomys fodiens*, and also for wildfowl and waders such as Slavonian grebe *Podiceps auritus*, redbreasted merganser *Mergus serrator*, widgeon *Anas penelope* and common sandpiper *Tringa hypoleucos*. Several other bird species also declined during the study period, some of them both in the study area and in the control area. However, a decline in the populations of dipper *Cinclus cinclus*, yellow wagtail *Motacilla flava thunbergi* and lesser spotted woodpecker *Dendrocopus minor* could be explained by the habitat changes along Kirkeselva. In contrast, an increase in silt and mud deposition in the meander system after the channel was established has improved the feeding condition for mallard ducks *Anas platyrhynchos*.

The ecological effects of river management practices (RMP), in this case stabilising the river's course by constructing loose-stone riverbeds and embankments, were also studied in the Gråelva watercourse in Nord-Trøndelag. Variation and reduction in the turbidity of the water appeared to be more important than the changes in substrate for the distribution, density and production of most invertebrates. Juvenile brown trout utilised both natural and modified parts. Trout density varied with size of stones in the bottom substrate and with the size and age of the juveniles. After emergence in June, the density of age-0 trout was higher in the spawning areas situated in the upper natural parts of the river (mean density 490 ind. per 100 m²) than further downstream in the modified area (3 ind. per 100 m²). In June no age-0 trout were caught downstream from the modified areas, close to the river mouth. During summer the density of fry remained high in the spawning areas, whereas the density increased in the modified areas downstream. The density of older fish (1 and 2 years) did not differ between natural and modified areas downstream.

The annual production of juvenile brown trout was highest in the spawning areas (1.63 kg per 100 m²) and lowest in the lowest natural part of the Gråelva River (30 g per 100 m²). Annual food

consumption in dry weight was approx. 560 g per 100 m². The corresponding figure in wet weight was 2250 g. In dry weight, mayflies, stoneflies, caddis flies and chironomids made up 51.5% of the total food consumption. The most preferred food items were 3 species of mayflies, 3 species of caddis flies and chironomids. The biomass (dry weight) of these items was 63.5 g per 100 m². If we predict that the production is four times higher than the standing biomass, the annual production of these insect larvae is approx. 250 g per 100 m². The annual production of insect larvae is estimated to be 12% less than the annual food consumption of juvenile brown trout. This means that the trout also fed on drifting food items not covered by the biomass estimates of zoobenthos, but also indicate a strong interdependence between the populations of these insect larvae and the trout production.

Both Eurasian otter and feral American mink avoided a new RMP modified part of the river for one-and-a-half years following the construction period. The riverbed was dry in this part of the river for a short time during the construction period. The fish and the riverbank plant cover disappeared temporarily, while previous dens and daybeds were permanently eradicated. No clear difference in the use by otters and mink of the older, partly rehabilitated RMP stretches compared to the natural stretches of the river was demonstrated. This was probably related to the relatively even distribution of the larger brown trout juveniles that were preferred as prey. The effects of mink predation on the fish population appeared small, while the predation from otters was considerable, as estimated from diet composition, daily energy requirements, and video monitoring of the activity of mink and otter along the river, in combination with information on the fish population. Otters may have harvested about half the population of one-year-old and older trout juveniles. Mounds of large blocks of rock deposited along RMP modified parts of the river, as substitutes for natural dens, were not much visited by otters or mink.

A long time series of salmon smolt densities from the regulated river Orkla was tested for density independent variables. The lowest water discharge during the winter influenced salmon smolt estimates. Low winter discharge resulted in increased juvenile mortality and high minimum winter discharge resulted in increased survival. All three winters before smoltification and descent influenced juvenile survival. In total the water flow explained 44% of variation in salmon smolt densities. Thus, in Orkla, the smolt production is likely to have increased downstream from the power plant discharge after regulation of the river.

In Norway, damming of lakes are extensively carried out to produce hydroelectric power. Brown trout are the dominant species of fish in these lakes, and these encroachments reduce to some extent the natural recruitment for this species. Thus, supplementary stocking with young hatchery-reared brown trout is extensively carried out in Norway, to compensate for reduced natural propagation in hydroelectric reservoirs. Stocking methods and effects of stocking were studied in several ways.

A stocking experiment in Lake Tesse with offspring of native fish showed that pond-reared individuals, reared on natural food organisms, had a higher survival rate than hatchery-reared fish. Furthermore, pond-reared fish utilised the pelagic zone more frequently than hatchery-reared fish, which were caught in higher

numbers in the epibenthic zone. Pond-reared fish had a habitat utilisation similar to that found for native fish.

Stocking experiments in the lakes Ångårdsvatnet and Fjølvikbotn in central Norway showed that release site was of minor importance to survival, except that release on fine-grained substrate without hiding places for the fish, may result in reduced survival. Large fingerlings may survive better than smaller individuals, but good quality of the stocking material may compensate for small size.

Effects of brown trout stocking on fish yield were evaluated in three mountain reservoirs in southern Norway: lakes Tesse, Vinsteren and Aursjoen. Young, mainly of age 0+, have been stocked in these reservoirs for several decades.

In Lake Tesse, the catches of brown trout on gill-nets (35 mm mesh size) averaged 2682 kg per year, (1,88 kg/ha) during the study period, 1979-99. The number of fish released in this lake has varied considerably over the past 20 years. There was no relationship between the fraction of hatchery-reared fish in the gill-net catches and the annual yield. Thus, the number of fish released does not seem to be important for the yield of brown trout in this reservoir. Total annual yield (kg/ha) of brown trout in Lake Tesse in a period prior to the regulation (1929-34) was about four times higher than that after the regulation.

In Lake Vinsteren, the fraction of hatchery-reared brown trout among fish of harvestable size was evaluated on the basis of marked individuals in the cohorts that were supplied with marked fish (1985, 1986 and 1987). The mean proportion of hatchery-reared fish in the three cohorts was 14 %. Catches of brown trout, mainly in gill-nets of 35 mm mesh size, ranged between 1650 and 5653 kg, equivalent to 0.62-2.13 kg ha⁻¹ (1979-99). The annual variation in the catches can largely be explained by the size of harvestable fish (46 %), and to a lesser degree by the exploitation rate (10 %) and the number of fish stocked six years earlier (8 %). On the basis of these results, the stocking process has been temporarily stopped.

In Lake Aursjoen, the annual yield of benthic gill-nets (40 mm mesh size) decreased from 1,3-2,4 kg/ha during the 1980s to about 0,1 kg/ha in the late 1990s. This is related to a strong reduction in the abundance of the main food resource for brown trout, *Lepidurus arcticus*. During the 1980's, this phyllopod constituted about 50-70 % of the diet of brown trout, as opposed to less than 1,0 % between 1996-99. Simultaneously, brown trout experienced a strong reduction in population growth rate, and the mean age of fish in harvestable size increased from about 4,6 to 7,0 years. Thus, *L. arcticus* is an important food resource in such mountain lakes, and it is important that the number of stocked fish is adjusted to the prevailing food condition.

The regulation zone in lakes regulated for production of hydroelectric power becomes eroded, and loses most of its potential for biological production. Can floating, artificial littoral zones be applied as a compensation for the loss of littoral production in the regulation zone in waterpower impoundment? Two areas of floating artificial littoral vegetation of respectively 108 and 72 m² have been constructed, and the effects at the different trophic

levels have been studied. So far, the primary production inside the artificial littoral area has increased 2-3 fold relative to controls. The phytoplankton production has changed very little. The increase in production is caused by the newly established periphyton, primarily of Chlorophyceae and Bacillariophyceae. Competition between the phytoplankton and periphyton for nutrients is indicated. A rich fauna of littoral crustaceans and a "benthic" fauna, dominated by Oligochaeta and Chironomidae, has been established on the artificial plants (hanging ropes), while the amount of zooplankton has decreased. The density of the typical planktonic species is reduced, and that of the littoral species has increased in parallel with the increase in periphyton. No increase in either benthic fauna beneath the floating vegetation or fish has yet been observed. The sedimentation rate during summer has nearly doubled under the floating vegetation compared with open water. The species occurrence and dominance in the artificial vegetation are generally similar with what is found in the littoral zone. The temporary lack of macroinvertebrates on the second and third trophic level may restrict the transfer of the increased primary production onto fish.

Forest areas are subject to a number of technical developments, traditionally being less protected from such impoundment than e.g. arable land. Many Norwegian coniferous forests are also heavily exploited for timber production. The practice in recent years of efficient, mechanised clear-cutting over large areas creates disturbance and profound habitat changes.

The goshawk, a species closely associated with old-growth forest, was once among the most common birds of prey in Norway. The population has declined markedly in recent years. The intensive forestry practice with large clear-cuts, forest road construction and huge machinery is suspected to be a major cause of the decline. The location of goshawk nests in relation to the distribution of old-growth forest and clear-cuts showed that most nests were positioned in locations with relatively large continuous areas of coniferous forest. However, goshawks with a high proportion of agricultural areas inside their home ranges had smaller breeding home ranges than goshawks in typical forest areas. The mean clutch size was smaller in years before than after disturbance among goshawks nesting in location where clear-cutting or road construction happened during the study period.

Various disturbance of forest areas as well as forestry practices jeopardise legally protected, but often obscure, cultural heritage sites in forest. Such sites in themselves represent ancient impoundment of natural habitats and give an opportunity to study impacts in a very long time perspective. Cultural heritage sites are vulnerable components of our environment yet valuable indicators of areas that have been managed and altered by man over a long time. Cartographic (map) models based on the current distribution of geographic and biological variables were used to predict the position of unregistered cultural heritage sites. Type and age of cultural heritage sites seemed to have little significance for the variation in local vegetation compared with present land use.

Through studies of species and ecosystems in crisis, as may often result from man-made habitat disturbances, this program has provided general ecological knowledge. The results from the program emphasise the interdependence of trophic levels in food chains, and the dependence of living organisms on physical conditions. The results demonstrate how physical disturbance may change the living conditions of a number of species, and create cascade effects through a system. Foraging conditions are more often emphasised in ecological studies, but organisms at higher trophic levels may have considerable impact on organisms at lower levels. When evaluating effects of habitat disturbance, it is important to consider changes in the interactions among species, as well as habitat destruction and the rate of habitat change, which may occur faster than the organisms are able to adapt to. However, physical habitat disturbance does not always represent a strain on living organisms, and may also have beneficial effects on some species or life stages. The interdependence of ecological components is equally important to consider when attempting to restore habitats or compensate for habitat loss or disturbance. Such initiatives have frequently been planned with too narrow scope. The program has attempted to lift some of the approaches to the problems of biological responses to man-made habitat disturbances from the species level to the systems level. The need for a more systems ecological approach to these kinds of problems is still pressing.

Forord

Bakgrunnen for planlegging og igangsetting av Instituttprogrammet "Virkninger av fysiske naturinngrep – systemøkologisk innretning" var en økende frustrasjon over at naturfaglige konsekvensutredninger (KU) som grunnlag for beslutningsprosessen ved planlagte naturinngrep ofte er for dårlig. Slike utredninger er ikke sjelden basert på mangelfull og foreldet informasjon om det berørte området og de generelle virkningene av inngrepet. Gjennom konsekvensutredningene blir relevant kunnskap for inngrepene i liten grad oppdatert, og beslutninger om inngrep fattes derfor ofte på unødvendig svakt grunnlag. Naturforvaltningen hadde behov for å styrke sitt grunnlag for å uttale seg i slike saker og NINA som forskningsinstitusjon hadde behov for å videreutvikle seg som rådgiver for naturforvaltningen og styrke sitt kvalitetsfortrinn i konkurransen om å få utføre KU- oppdrag. Planleggingen av mål og ramme for programmet ble utført i samarbeid mellom NINA og Direktoratet for naturforvaltning.

Inngrepsprogrammet har hatt en ambisiøs faglig ramme selv om det bare har hatt en liten økonomiske ramme sammenlignet med flere av de andre instituttprogrammene i NINA. På grunn av budsjettnedskjæringene var det selvfølgelig umulig å realisere alle planlagte mål, men svært mange av målsetningene er nådd. Programmet har for eksempel dratt fordel av lange dataserier, innsamlet gjennom mange år, som allerede eksisterte. Dette har muliggjort studier av langtidsvirkninger av inngrep og avbøtende tiltak. Flertallet av forskere i NINA er zoologer. I systemøkologisk sammenheng kan kanskje dette virke snevert, men ved å kombinere flere personers ulike kompetanse, greide man å gjennomføre systemøkologiske studier av næringskjeder og dyresamfunn. Kulturhistoriske verneaspekter, i relasjon til landskapstype og botaniske forekomster, er også inkludert.

Jeg vil med dette takke alle som har bidratt faglig og økonomisk SOLBERG til planlegging og gjennomføring av programmet. Mange av prosjektene har hatt økonomisk støtte fra andre kilder enn instituttprogrammet, hovedsakelig fra vassdragsregulanter, NVE, Direktoratet for naturforvaltning og Norges forskningsråd.

Trondheim, september 2000

Thrine Moen Heggberget
koordinator

Innhold

Referat	4
Abstract	6
Forord	9
1 Instituttprogrammet	11
2 Stabilisering av elveløp – virkninger på dyrelivet	13
2.1 Elveforbygging i Kirkeselva	14
2.1.1 Flommarksskoger – en særpreget naturtype i sterk tilbakegang	14
2.1.2 Sterk tilbakegang også i nord	15
2.1.3 Elveforbygging i Kirkeselva	15
2.1.4 Hvordan påvirkes faunaen av elveforbyggingen? .	15
2.1.5 Inngrepets målbare effekter på kort sikt	17
2.2 Hvordan påvirker steinsetting av elvebunnen ørret og bunndyr?	18
2.2.1 Navnet skjemmer ingen?	18
2.2.2 Slam og dyreliv	19
2.2.3 Hvorfor steinsetting?	20
2.2.4 Hva ønsket vi å undersøke?	21
2.2.5 Hvilke bunndyr finnes?	21
2.2.6 Døgnfluene – et kortvarig liv?	21
2.2.7 Navnet forteller om levestedet	21
2.2.8 Vårfluer, klekker de om våren?	22
2.2.9 Fjærmyggen, mest tallrik av alle	22
2.2.10 Forskjell på steinsatt og ikke- steinsatte områder .	22
2.2.11 Hvor stor er bunndyrproduksjonen?	23
2.2.12 Ørretens habitat og tetthet	23
2.2.13 Hvor stor var yngelen?	25
2.2.14 Ørretproduksjon	25
2.2.15 Hva spiste ørreten?	26
2.2.16 Hvor mye spiste ørretungene?	27
2.2.17 Steinsetting, en fordel eller ulempe for ørret? .	27
2.2.18 Forvaltningsmessig relevans	29
2.3 Oter og mink i en steinsatt sjø-ørretelv	32
2.3.1 Gråelva som levested for oter og mink før steinsetting	32
2.3.2 Steinsettingen skal forebygge leirras	33
2.3.3 Steinsetting og restituering i prosjektperioden .	34
2.3.4 Oter og mink bruker vassdraget forskjellig	34
2.3.5 Ny steinsetting var lite attraktiv	36
2.3.6 Oteren spiste mest ørret, minken litt av hvert, begge likte frosk	37
2.3.7 Gråelv-vassdraget er spisskammer, men ikke heltidsbolig	37
2.3.8 Hva har predasjon fra oter og mink å si for fiskebestanden?	38
3 Vintervannføring og smoltproduksjon	39
3.1 Vintervannføringen påvirker produksjonen av laksesmolt	40
3.1.1 Laksesmolt i Orkla	40
3.1.2 Høy, men variabel smoltproduksjon	41
4 Metoder for utsetting av fisk i reguleringsmagasin	43
4.1 Oppdrettsbakgrunn hos aure påvirker gjenfangst	44
4.1.1 Innledning	44
4.1.2 Utsatt fisk vokste bedre enn stedegen fisk	45
4.1.3 Aure fra naturdam ga best overlevelse	45

4.1.4	Aure fra naturdam oppholdt seg mer i de frie vannmassene enn aure oppdrettet i kar	45	6.1.4	Noen hønehauker blir i hekkeområdet om vinteren, mens andre drar ut	83
4.2	Utsetting av en-somrig settefisk i innsjø.	47	6.1.5	Troster utgjorde basisføden i hekketida	84
4.2.1	Innledning	47	6.1.6	Lave byttedyrtettheter om vinteren	85
4.2.2	Er det viktig å finne gode utsettingssteder for settefisken?	48	6.1.7	Unge hønehauker foretrekker kulturlandskapet	86
4.2.3	Gir stor settefisk bedre gjenfangst enn liten settefisk?	49	6.1.8	De fleste hønehauker dør unge	86
4.2.4	Konklusjon	50	6.1.9	Er hønehaukbestanden mindre enn antatt?	86
			6.1.10	Anbefalinger om forvaltningstiltak	87
5	Kan biologisk produksjon og fiskeutbytte i reguleringsmagasin styrkes?	51	6.2	Natur, fornminner og inngrep i skog	89
5.1	Betydelig reduksjon i fangstutbyttet hos aure i Tesse etter reguleringen	52	6.2.1	Ukjente fornminner i skog	89
5.1.1	Bakgrunn	52	6.2.2	Utvikling av en GIS-basert modell for lokalisering av fornminner	90
5.1.2	Fiskeutsettinger	53	6.2.3	Oppsummering	96
5.1.3	Auren i Tesse har svært god vekst og er av fin kvalitet	53			
5.1.4	Store årlige variasjoner i fangstutbyttet på settegarn og oter	54	7	Konklusjon	97
5.1.5	Ingen sammenheng mellom avkastningen og andelen settefisk i høstbar størrelse	55			
5.1.6	Avkastningen i Tesse betydelig redusert etter reguleringen	55			
5.2	Avkastning av aure i et reguleringsmagasin ble lite påvirket av omfattende utsetninger	56			
5.2.1	Bakgrunn	56			
5.2.2	Auren i Vinsteren vokser langsomt og beskattes ved en relativt høy alder	56			
5.2.3	Auren i Vinsteren med en klar vekstøkning på 1990-tallet	59			
5.2.4	Stedegen fisk dominerer blant individ i høstbar størrelse	59			
5.2.5	Fangstutbytte per garnnatt er uvanlig lavt i Vinsteren	60			
5.2.6	Avkastningen i Vinsteren har økt på 1990-tallet	61			
5.2.7	Utsatt fisk har bidratt lite til avkastningen i Vinsteren	61			
5.3	Næringssvikt hos aure i et høyfjellsmagasin	62			
5.3.1	Bakgrunn	62			
5.3.2	Skjoldkrepsen mistet sin betydning som næringsdyr for aure på 1990-tallet	63			
5.3.3	Store endringer i veksthastighet og alderssammensetning i bestanden	63			
5.3.4	En dramatisk nedgang i fangstutbyttet på 1990-tallet	64			
5.4	Kunstig strandsone	66			
5.4.1	Bakgrunn	66			
5.4.2	Hva er gjort?	67			
5.4.3	Hvordan gjorde vi det?	67			
5.4.4	Hva fant vi?	68			
5.4.5	Oppsummering	76			
6	Inngrep i skog – biologi og kulturminner	78			
6.1	Hønehauken i skogbrukslandskapet	79			
6.1.1	Bestanden av hønehauk har gått tilbake	79			
6.1.2	Fysiske inngrep påvirker hønehaukens hekkevilkår	80			
6.1.3	Hønehauken trenger store områder	81			

1

Instituttprogrammet



Foto: Gunnar Halvorsen

Det aller meste av norsk natur er påvirket av flere menneskepåførte, fysiske inngrep. Programmet "Virkninger av fysiske naturinngrep – systemøkologisk innretning", populært kalt "Inngrepsprogrammet", har hatt som mål å øke kunnskapen om hvordan den levende naturen reagerer på sentrale typer av naturinngrep, og på våre forsøk på å rette opp uheldige virkninger. Konsekvensutredningene som utbygger pålegges forut for det enkelte inngrepet, gir som regel svært begrenset, ny kunnskap av denne typen. Etterundersøkelser pålegges og utføres i begrenset omfang og har gjerne en snever faglig ramme. Uten en mer uavhengig og langsiktig forskning på økologiske virkninger av naturinngrep, vil det derfor skje en forelding av det kunnskapsgrunnlaget som forvaltningsvedtak blir fattet på. Programmet skulle bidra til å bøte på dette, slik at muligheten øker for å forutse og avverge de mest konfliktfylte inngrepene, og begrense konfliktene ved inngrep som gjennomføres.

Virkninger av inngrep er hovedtema i Kapittel 2 og 3, mens tiltak for å avbøte virkninger av inngrep er hovedtema i Kapittel

4 - 6. Inngrepsstypene som programmet omhandler, er stabilisering av elveløp, regulering av vassføring i elv, reguleringsmagasin for vannkraftproduksjon og tekniske inngrep i skog. Temaene som tas opp er:

- **Stabilisering av elveløp – virkninger på dyrelivet**

Avhengig av hvordan stabilisering av en elv utføres, kan det ha mange ulike effekter i stor og liten skala på plante- og dyreliv i og ved elva. Kapittel 2 viser effekter på dyrelivet av to ulike inngrep av denne typen, der vi følger virkningene gjennom en akvatisk – terrestrisk næringskjede. Virkningene var både positive og negative, avhengig av dyreart, hvordan stabiliseringen ble utført, og hvordan rehabiliteringsprosessen etter stabiliseringen var.

- **Vintervannføring og smoltproduksjon**

Vannføringen i mange norske elver er regulert for å produsere vannkraft. Forandringene medfører store forandringer i vannføeringsregime over året. Dette kan representere store påkjenninger på vannlevende organismer, men alle forandringer er ikke alltid negative. Les mer om dette i Kapittel 3.

- **Metoder for utsetting av fisk i reguleringsmagasin**

I Norge har det foregått en utstrakt oppdemming og regulering av innsjøer i forbindelse med vannkraftproduksjon. Ørret er den dominerende fiskearten i disse innsjøene, og reguleringene reduserer den naturlige reproduksjonen hos ørret. Det settes ut ørret i slike vannkraftmagasiner, for å kompensere for tap av gytemuligheter. Resultater i Kapittel 4 viser at fiskeyngelens opphav, oppvekstvilkår før utsetting og skjulmuligheter på utsettingsstedet har betydning for hvor vellykket utsettingen blir.

- **Kan biologisk produksjon og fiskeutbytte i reguleringsmagasin styrkes?**

Reguleringssonen i innsjøer som er regulert for kraftproduksjon, gjennomgår en sterk erodering av bunnsubstratet. Med tiden kan derfor produktiviteten og artsdiversiteten i hele innsjøen bli betydelig redusert. En sterkt varierende vannstand kan dessuten skape problemer for rekrutteringen av bekkegytende ørret, og av den grunn har det vært gitt pålegg om utsetting av ørretunger i reguleringsmagasiner. Kapittel 5 viser at utsetting av fisk i reguleringsmagasin kan ha nøytral eller negativ virkning på avkastningen av fisk i høstbar størrelse dersom fisketettheten ikke avpasses etter produksjonen av næringsdyr. Det er for tidlig å si om produksjonen av fisk i reguleringsmagasin kan økes ved hjelp av kunstige, flytende "strandsoner", men primærproduksjonen økte i slike "strandsoner".

- **Inngrep i skog – biologi og kulturminner**

Skogsområder utsettes for mange tekniske inngrep, og har tradisjonelt dårligere beskyttelse mot slik bruk enn for eksempel jord-

bruksområder. I mange norske skoger er det en intens skogsdrift, og senere års effektive, mekaniserte snauhogst over store arealer forårsaker forstyrrelser og dyptgripende habitatforandringer. Ulik beslaglegging av skogstereng så vel som skogsdrift, setter i fare kulturminner som er fredet etter kulturminneloven, men som ofte er vanskelige å oppdage for folk flest. Disse kulturminnene er i seg selv gamle naturinngrep, og gir mulighet for å studere kulturpåvirkninger i et langt tidsperspektiv. I Kapittel 6 vises det at høstehauker kan reagere forskjellig på hogst og forstyrrelser ved reiret. Kapitlet presenterer også en lovende metode for å lokalisere upåaktede kulturminner i skogstereng.

Gjennom studier av arter og økosystemer i krise, som et inngrep ofte kan føre til, har programmet gitt generell, økologisk kunnskap. Det er ingen tilfeldighet at spørsmål knyttet til vassdragsregulering har fått stor plass i programmet. NINA har lenge hatt spisskompetanse på dette feltet, særlig i tilknytning til laksefisk, en viktig fiskefamilie i vårt samfunn. Det finnes derfor lange tidsreiser med data for laksefisk. Selv om perioden med store, nye vassdragsutbygginger ligger bak oss, er langtidsvirkningene høyst aktuelle, og programmet har bidratt til å videreføre og analysere slike serier. NINA har mindre tradisjon for systemøkologiske studier, særlig når makrofauna er involvert, men programmet viser at en tilnæringsmåte til dette kompliserte og ressurskrevende feltet kan være å samlokalisere og samordne studier av forskjellige trofiske nivåer i næringskjeder. Programmet har bidratt til økt samarbeid mellom avdelinger i NINA-NIKU og mellom fagpersoner med ulik kompetanse.

2

Stabilisering av elveløp - virkninger på dyrelivet



Foto: Hans Mack Berger

Uregjerlige elver temmes ofte med kanalisering og steinsetting. Hus og heim, gård og grunn, og i noen tilfeller menneskeliv, skal beskyttes. Steinsetting mot vann er også vanlig i mindre dramatiske situasjoner, for eksempel ved veibygging. De fleste større norske elver har større og mindre steinsatte partier. Vi vet likevel lite om de biologiske virkningene av steinsetting. Hvor tolerant er dyresamfunnet i og ved vassdraget for de forandringene som skjer ved omfattende inngrep av denne typen?

2.1

Elveforbygging i Kirkeselva - konsekvenser for fugleliv og vannspissmus

Karl-Birger Strann

Elveforbyggingen i Kirkeselva har hatt negative konsekvenser for vannspissmus og vannfugler som horndykker, siland, brunnakke og strandsnipe. Enkelte andre fuglearter har også vist tilbakegang, men bare bestandsreduksjoner hos fossekall, gulerle og dvergspett tilskrives inngrepet. Økt tilslamming etter forbyggingen har forbedret næringsforholdene for stökkand.

Flere uavhengige undersøkelser som er foretatt i Sør-Norge har vist at disse skogene har et stort biologisk mangfold og er rike på spurvefugl.

Siden denne skogstypen ofte vokser i flate områder med meget god jordkvalitet, er de godt egnet til oppdyrking. Elvene i slike områder får et slyngende løp og sørger for at arealene stadig endres ved at elva legger igjen materiale i innersvingene og graver i yttersvingene.

2.1.1 Flommarksskoger – en særpreget naturtype i sterk tilbakegang

Våre flommarksskoger langs vann og vassdrag har begrenset areal. De ligger gjerne sentralt i nedre deler av større dalfører eller i forbindelse med elveutløp. Disse skogene kalles gråor-heggeskog etter treslagene som dominerer. Gråor-heggeskogene er rike, med frodig undervegetasjon, rikt busksjikt og ofte mye dødved.

Et slikt levende elvelandskap har mange elveleier. Noen løp ligger tørre store deler av året og brukes kun i flomperiodene vår og høst. Andre er avsnørte kroksjøer som kan gjenkjennes som større eller mindre hesteskoformede tjern og vann uten tilknytning til dagens elveløp. De eldste elveløpene kan være i ferd med å gro igjen og ses kun som drag i elvas nærområder.

Svært mange steder har slike aktive elveområder blitt forbygget med steinsetting i yttersvingene for å "temme" elva og sikre de



Foto: Karl-Birger Strann

tilgrensende arealene. Slike forbygginger har mange formål, men det vanligste er å sikre dyrkamark eller veier som går langs elva mot flom og graving.

2.1.2 Sterk tilbakegang også i nord

Flommarksskogene på Østlandet og i Trøndelag har for det meste forsvunnet på grunn av menneskelige inngrep. Mindre enn 10% av det opprinnelige areal er tilbake i disse to områdene. Gråorheggeskogen er også utbredt nordover i landet til 70°N, og i de store dalførene i Nord-Norge har den også vært et betydelig innslag. Også mange av disse skogsområdene er sterkt redusert av menneskelig aktivitet, om enn ikke i samme grad som i Sør-Norge.

2.1.3 Elveforbygging i Kirkeselva

Langs Målselva i Indre Troms finnes en av landsdelens største forekomster av flommarksskog. Også her er de opprinnelige arealene redusert gjennom oppdyrking og forbygging for sikring av jordbruksarealer.

Vår og sommer 1996 korrigererte Norges Vassdrags- og elektrisitetsvesen (NVE) elveløpet og lagde en forbygging i Kirkeselva i Målselv. Kirkeselva er den nest største sideelva til Målselva, og de nedre delene har lite fall og bukker seg sterkt i de flateste partiene. Inngrepsområdet ligger mellom Haugset og Lium, i den nedre delen av Kirkesdalen. Elva i dette området er omgitt av flommarksskog, stedvis av dyrkamark samt blandingsskog av furu og løvtrær.

Inngrepet resulterte i at det ble lagt et helt nytt elveleie med forbyggingsvegger av stein og reduksjon av vannføringen i det opp-

rinnelige meanderområdet, særlig i vinterperioden (**figur 2.1.1**). Under vår- og sommerflommen var det en viss vanngjennomstrømning i meandret, men bunnen ble etter hvert dekket av et betydelig lag med slam, silt og sand. I deler av området begynte elvekantene å rase ut og slammet til bunnen ettersom den reduserte gjennomstrømningen ikke lenger kan føre massene videre nedover elva. Tilslamming var ugunstig for fiskene og insektlivet i denne delen av elva.

2.1.4 Hvordan påvirkes faunaen av elveforbyggingen?

Fra 1996 til 1999 studerte vi om forbyggingen resulterte i endringer i fuglefaunaen og bestanden av vannspissmus. I 1996 forelå det allerede en del data på fugle- og dyrelivet fra det aktuelle området fra årene før inngrepet (1988-1995).

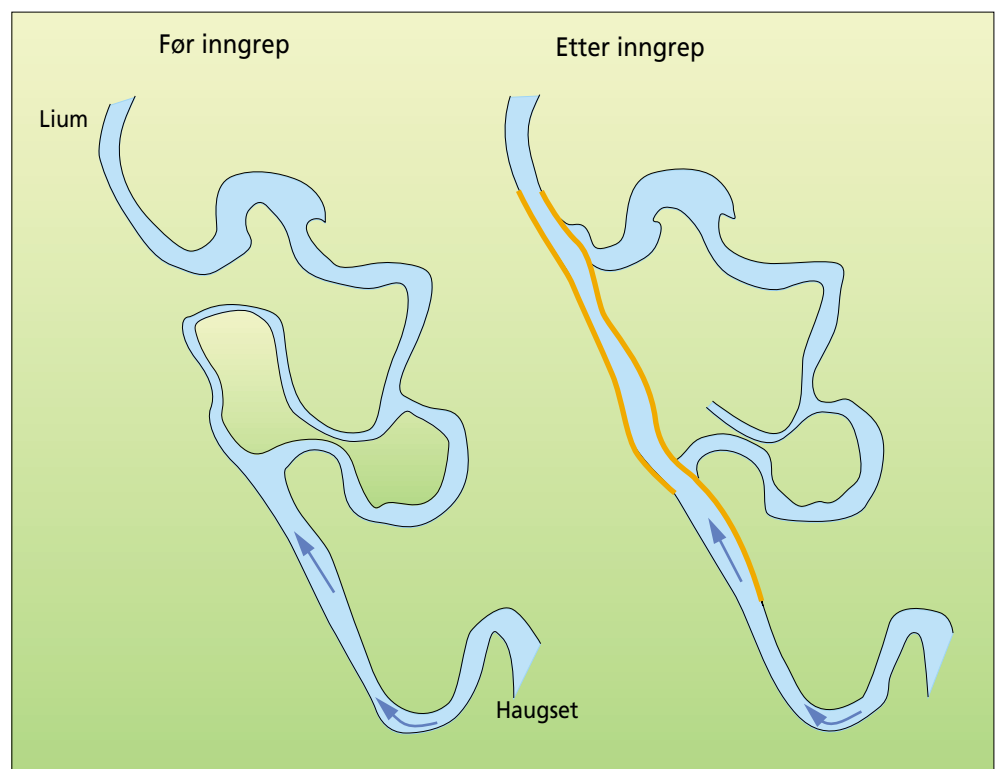
2.1.4.1 Vannspissmusa går tilbake

Vannspissmusa lever i stor grad av smådyr som den finner i eller nært vann og liker seg i områder med rik undervegetasjon og mange større og mindre bekker og dammer med god biologisk produksjon. Vi vet svært lite om denne arten i Norge og det er ikke gjennomført studier som har sett på arten i forbindelse med endringer i vannstanden etter regulering eller andre større inngrep i dens leveområde.

Fra 1996 til 1997 viste vannspissmus en svak tilbakegang og en økt nedgang i 1998 og 1999. I kontrollområdet på Iselvmoen inntil Kirkeselva, ble det funnet en liten nedgang mellom 1997 og 1998, men sett under ett var bestanden av vannspissmus stabil i denne gråorskogen (**figur 2.1.2**). Selv om vi ikke med sikkerhet kan fastslå årsaken til dette, er det sannsynlig at den sterke til-

Figur 2.1.1

Undersøkellesområdet i Kirkeselva før og etter inngrepet i 1996. – The study area in the river Kirkeselva before and after the construction of the river wall in 1996.



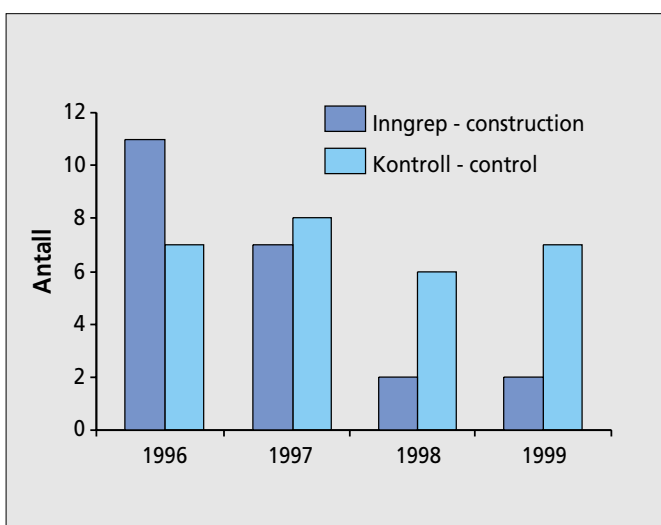
slammingen av det avstengte meandret har redusert næringstilgangen for vannspissmusa. Det faktum at bestanden i kontrollområdet ikke ble redusert i tilsvarende periode og at forstyrrelsen fra forskerne var lik for områdene, er det nærliggende å tro at det endrede vannregimet kan være årsaken til at bestanden gikk tilbake.

En indirekte effekt av forbyggingen som kan ha påvirket vannspissmusa, var at villminken slo seg til i steinfyllingene etter etableringen av steinveggene. Antallet observasjoner av villmink økte mellom 1996 og 1999. Unger ble sett sammen med voksent dyr i 1998, så det var minst en yngling i forbyggingen. Minst tre ulike voksne dyr ble sett under matsøk i det avstengte meandret i 1997 og det tilsvarende antallet i 1998 og 1999 var henholdsvis tre og fire.

2.1.4.2 Endringer i vannfuglfaunaen

Bestandene av ekte vannfugler som horndykker, ender og vade-fugl forandret seg på ulike måter i løpet av undersøkelsen. Både horndykker, brunnakke og siland hekket i området før inngrepet ble igangsatt. Disse artene ble ikke påvist hekkende etter 1997-sesongen. I kontrollområdet hekker ikke horndykker, men siland og brunnakke fortsatte å hekke etter at de hadde forsvunnet fra inngrepsområdet (figur 2.1.3).

Hva denne tilbakegangen skyldes vet vi ikke, men en mulighet er endret næringstilgang i meandret siden tilgangen på fisk kan ha blitt redusert på grunn av tilslammingen. En annen årsak kan være den økte villminkbestanden. Artene legger reiret sitt i vegetasjonen helt i vannkanten (horndykker) eller inne i tett undervegetasjon ikke langt fra elva (flere reir funnet i perioden). Både egg og rugende fugler kan ha blitt tatt av minken. Det er kjent fra kysten at i områder med bakkehekkende vannfugl som ærfugl, toppskarv og teist skyr disse artene områdene straks etter at villminken har dukket opp og begynt å ta egg, unger og rugende fugl.



Figur 2.1.2

Antall vannspissmus fanget i inngreps- og kontrollområdet i perioden 1996-1999. – Number of water shrews (*Neomys fodiens*) trapped in the construction area and in the control area.

Stokkandbestanden økte i inngrepsområdet. Den økte fra ett par i 1996 til fem par i 1999 (figur 2.1.3). Tilsvarende økning ble ikke påvist i kontrollområdet der det i hele undersøkelsesperioden bare hekket ett par. Økningen i inngrepsområdet skyldes antakelig en forbedring av næringsforholdene. Stokkand beiter i stor grad på smådyr som den finner i mudderbunn på grunt vann. Reirene legger den lengre unna selve elveløpene enn de forannevnte vannfuglene gjør, gjerne inne i tørt gress på brakklagte enger eller på åpne myrområder. Dette gjorde at stokkanda unngikk trykket fra den økte villminkbestanden.

Enkeltbekkasinbestanden har vært stabil både i inngrepsområdet og i kontrollområdet. Den er ikke direkte knyttet til selve elveløpene og hekker inne på mindre fuktige områder i skogen og på myråpninger. Strandsnipa som i mye større grad er knyttet til selve elvesonen for beiting, gikk klart tilbake i inngrepsområdet. I 1995 før inngrepet ble igangsatt, hekket seks par i inngrepsområdet. Allerede i 1996 gikk den tilbake og fra og med 1997 har det kun hekket ett par i hele området. I kontrollområdet har antall hekkende par ligget stabilt på rundt fire-fem par i hele undersøkelsesperioden.

2.1.4.3 Spurvefugl er lite berørt, men fossekall og gulerle gikk tilbake

Som tetet dominerte spurvefuglene fullstendig i både artsantall og i totalt antall. Rundt 50 arter ble registrert og ca 40 av disse hekket. Fuglebestandene i våre nordlige løvskoger utviser store årlige variasjoner, og disse variasjonene er i stor grad styrt av vær og klima under trekk og ved begynnelsen av hekkesesongen. Det var derfor svært viktig å sammenligne resultatene fra inngrepsområdet med kontrollområdet lenger opp i dalen.

De aller fleste spurvefuglene viste lite eller ingen endring i antall etter inngrepet. Unntaket er fossekall som forsvant helt allerede i 1996. Dette skyldes at reirplassen som paret hadde brukt i mange år ble ødelagt av selve forbyggingen og paret forsvant uten å finne ny reirplass innenfor undersøkelsesområdet. Det vil være interessant å følge opp om arten vil tilpasse seg den nye elvestrekningen og vende tilbake ettersom elveleiet er forbedret med flere terskler og dannelsen av kulper. Dette har imidlertid ikke skjedd fra 1996 til og med 1999-sesongen.

Gulerla gikk sterkt tilbake fra 1996 og bestanden har siden vært liten i inngrepsområdet (figur 2.1.3). Dette er i sterk kontrast til både kontrollområdet ved Iselva og andre lokaliteter i Målselvdalen der bestanden har holdt seg stabil i hele undersøkelsesperioden. Den viktigste årsaken til tilbakegangen skyldes også her at reir- og beiteområdene som i hovedsak lå i området der selve forbyggingen foregikk, ble ødelagt. Ett par hekket før inngrepet også inne langs det stengte meandret, men dette paret forsvant fra og med 1998-sesongen. Dette siste kan skyldes det økte presset fra villmink. Gulerlas hekkemønster i Indre Troms er at de kan hekke veldig tett i gunstige lokaliteter og nesten danne løse kolonier. På grunn av inngrepet fikk flere av parene sine hekkelasser ødelagt, og kolonien forsvant. Vi har observert noen gulerler i området tidlig i hekkesesongen, men ingen par i hekketiden.

Hagesangeren hadde et bunnår i 1996, men har i ettertid tatt seg noe opp og er nå nesten tilbake på samme nivå som før inngrepet. Ettersom denne nedgangen i 1996 ikke ble observert i kon-

trollområdet antar jeg at forstyrrelsene fra selve anleggsvirksomheten var hovedårsaken til tilbakegangen. Arten er knyttet til de tette oreskogene helt inntil elveløpene og har etter all sannsynlighet blitt forstyrret av anleggsmaskiner og personell i starten av hekkingen og trukket ut fra de nærmeste områdene dette året.

2.1.4.4 Nedgang hos gråtrost og blåstrupe var ikke et resultat av inngrepet

Gråtrosten var den vanligste spurvefuglen i 1996 med over 100 hekkende par innenfor undersøkelsesområdet. Fra og med 1997-sesongen gikk arten sterkt tilbake og hekket deretter i lave antall. Dette mønsteret ble funnet både i kontrollområdet og i flere andre løvskogsområder i Målselvdalen og er derfor ikke et resultat av inngrepet. Det må ses på som en generell nedgang som ble observert i de indre strøkene av Troms i denne perioden. Arten viste derimot en sterk økning i deler av kyststrøkene med nyetablering av mange store kolonier. Dette er et typisk trekk for gråtrost i Troms, enkelte år er den mye langs kysten, andre år i indre områder og i enkelte år jevnt fordelt. Vi vet lite om hva som styrer dette, men i enkelte år er det klart at mye snø og sen snøsmelting gjør at fuglene søker seg til områder med lite snø.

Blåstrupen gikk kraftig ned i studieområdet i 1997 og 1998. Det samme mønsteret ble registrert i kontrollområdet og i store deler av Troms fylke i samme periode. Vi antar derfor at det er utenforliggende årsaker til denne tilbakegangen. Dette styrkes ytterligere av at arten i 1999 økte noe både i inngreps- og kontrollområdet samt hadde en betydelig økning i flere andre områder i Troms der vi har data.

2.1.4.5 Dvergspetten flyttet

Flommarksskogene er dvergspettens viktigste leveområde i Nord-Norge. I inngrepsområdet har det gjennom hele undersøkelsesperioden hekket ett par, og til tross for at de flyttet noe vekk fra det gamle hekkeområdet så har de gjennomført bra hekkesesonger

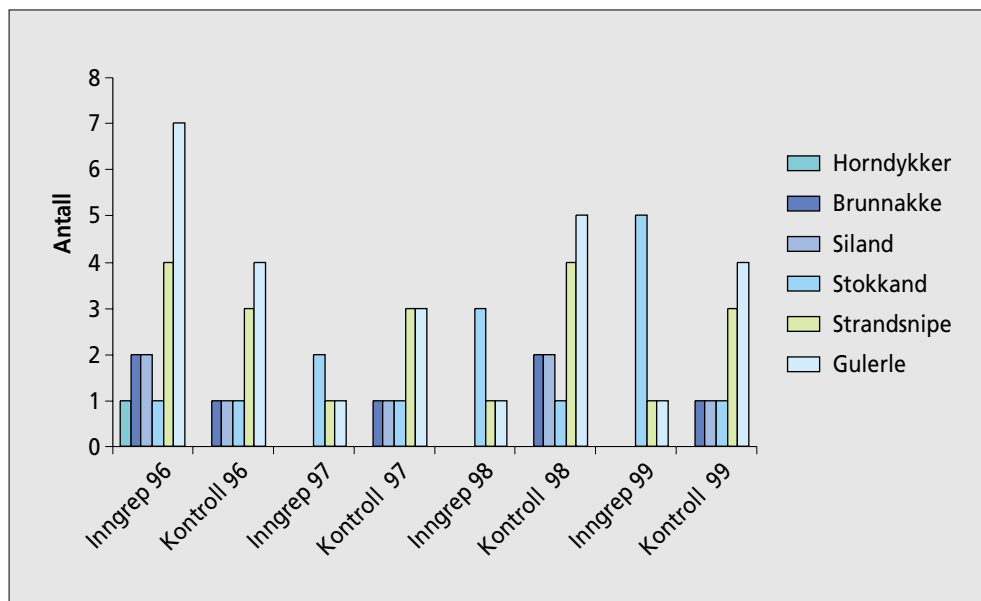
hvert år etter inngrepet i 1996. Paret har fått fram 4 eller 5 flyvedyktige unger i alle årene etter inngrepet noe som viser at selve inngrepet ikke synes å ha hatt innvirkning på parets produksjon av unger. Opprinnelig hekket de i et område dominert av gråor helt inntil der det ble bygd steinvoller. Det er sannsynlig at det var anleggsaktiviteten i seg selv som fikk paret til å flytte noe vekk derfra til et nærliggende skogsområde med mindre forstyrrelser. Dvergspetten står oppført på den norske rødlista og en bør utvise særlig forsiktighet med artens leveområder. Det er derfor en art som en må være spesielt oppmerksom på i planleggingsarbeidet hvis en ønsker å forbygge elver i områder med flommarksskog. Særlig er dette viktig i områder der beltet med flommarksskog er smalt langs elva og der det er begrensede områder som spetten kan flytte til ved forstyrrelser i forbindelse med inngrepet.

2.1.5 Inngrepets målbare effekter på kort sikt

Våre studier av faunaen etter forbyggingen av Kirkeselva har vist at en art som vannspissmus og flere av vannfuglartene har hatt en klar negativ utvikling etter inngrepet. Flere av spurvefuglene har også vist en negativ utvikling, men det er kun to arter der en kan knytte tilbakegangen direkte til inngrepet. Noen av effektene er direkte knyttet til det fysiske inngrepet der hekke- eller beiteområder er blitt endret. Andre effekter er indirekte, som for eksempel økt predasjon ved at inngrepet har resultert i mer villmink. En annen årsak er at sterk tilslamming har endret beiteforholdene for noen arter. Imidlertid har dette også resultert i bedre beitebetingelser for enkelte andre arter. Noen av de negative effektene på enkeltarter ser ut til å kunne forklares av årsaker som ligger utenfor inngrepsområdet og har ikke noe med inngrepet å gjøre

Figur 2.1.3

Bestandsendringer hos fugl som følge av elveforbyggingen i Kirkesdalen. – Population changes among bird species, related to the construction of a river wall.



2.2

Hvordan påvirker steinsetting av elvebunn ørret- og bunndyrfaunaen i et vassdrag?

Nina Jonsson, Kaare Aagaard, Bror Jonsson, Terje Bongard, Oddvar Hanssen og Hans Mack Berger

Stor slamføring kan redusere produksjonen av bunndyr og fisk i elver. I Gråelva i Nord-Trøndelag har man ved steinsetting stabilisert bunnen for å hindre utglidning og redusere slamtransporten i elva. Under steinsettingen på 1990-tallet så man fra ingen til svak reduksjon i ørretproduksjonen. De steinsatte områdene ble brukt som ernæringsområde for ørret, men ikke til gyting. Ørreten gytte ikke på de steinsatte områdene fordi det ble brukt sprengstein. Disse har skarpe kanter som er uegnet som gytesubstrat. Forekomst av bunndyr, i både arts- og individantall, var omtrent det samme på steinsatte og ikke-steinsatte områder. Det var en tendens til færre arter og lavere individantall nedover i elva. Dette skyldtes antakelig leirtransporten som utgjør en betydelig stressfaktor for mange av de bunnlevende organismene.

2.2.1 Navnet skjemmer ingen?

Gråelva bærer sitt navn med rette, i alle fall til enkelte tider av året. I forbindelse med store nedbørmengder og ved flom blir vannet helt grått, og i de nedre delene av vassdraget er vannet alltid mer eller mindre gråblakket. I de øvre sideelvene som Hofstadelva og Råelva, derimot, er vannet relativt klart og rent, med unntak i ekstreme flomperioder (**figur 2.2.1**).

Hvorfor er vannet i Gråelva grått? Skjelstadmarka i Stjørdal kommune i Nord-Trøndelag har store forekomster av kvikkleire. Gråelva, som er et sidevassdrag til Stjørdalselva, drenerer området og graver stadig i de ustabile leirmassene. Utvasking av leire fra store marine avsetninger i nedbørsfeltet fører til at vannet blir blakket. Elva graver i de ustabile leirmassene og store utglidninger og ras har forekommet. Slampartiklene i vannmassene sedimenterer nedover og avsetter seg på bunnen og dekker steiner og vegetasjon.



Foto: Thrine M. Heggberget

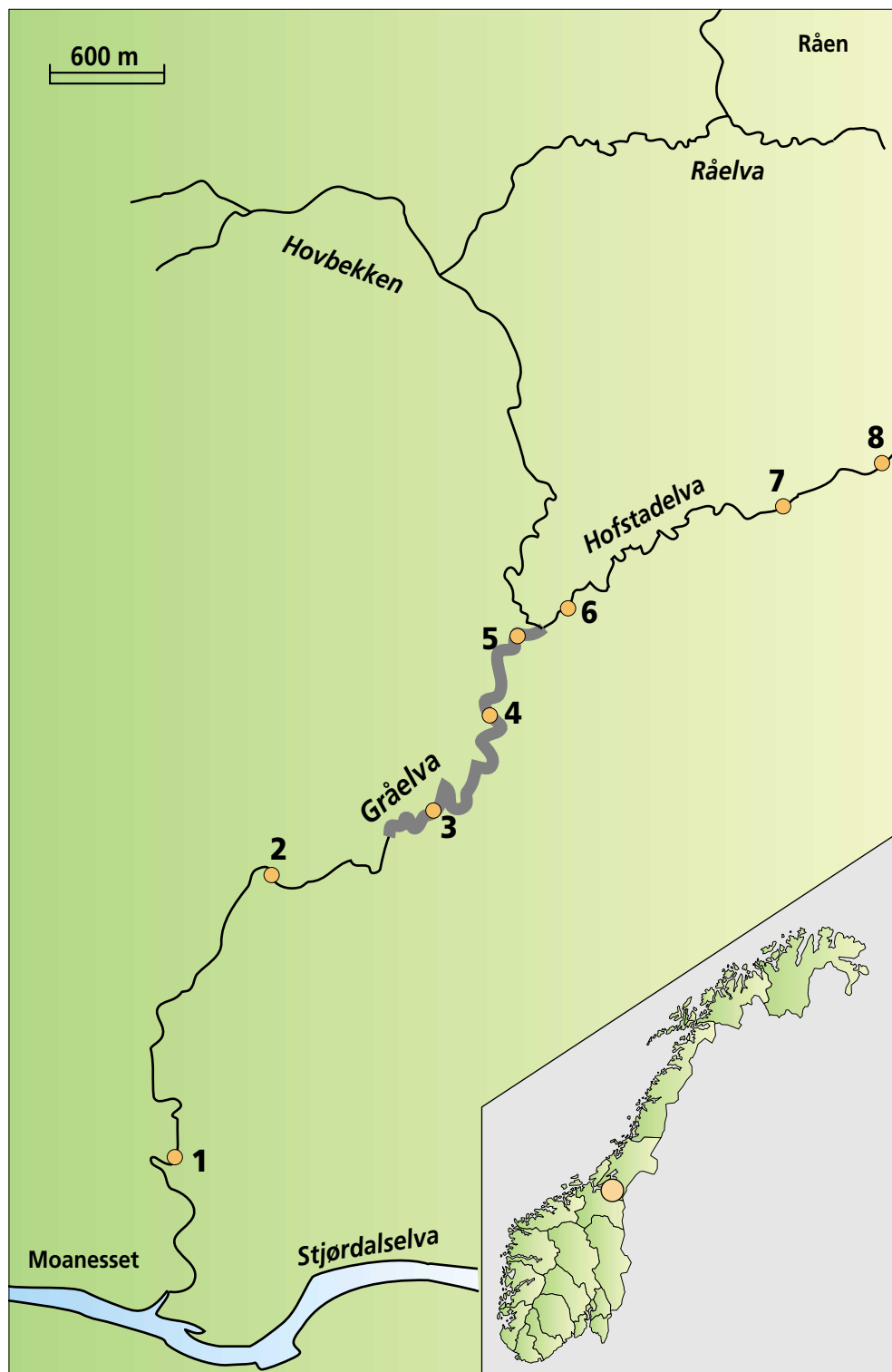
2.2.2. Slam og dyreliv

Mye slam i vannet kan påvirke dyrelivet i elva. Slammet dekker porer og hulrom i bunnsubstratet, og enkelte virvelløse dyr kan få redusert overlevelse på grunn av for mye slam. Dette gjelder spesielt insekter som bruker nett til å fange næringspartikler og insekter og skalldyr som lever av å filtrere næringspartikler ut av vannet. Generelt blir leveområdets kvalitet redusert fordi de ikke kan gå ned i substratet for å skjule seg på samme måte som på steinbunn i klare elver.

Høyt slaminnhold kan også føre til problemer for fisk. Spesielt laksefisk er følsomme for partikler og slam. Dette gjelder både egg, yngel og ungfisk. Laksefisk graver eggene ned i elvegrusen. Der som rommene mellom steinene fylles med leire, silt og sand vil gjennomstrømningen av oksygenrikt vann avta og eggene kan dø. Høye partikkelkonsentrasjoner i vannet (som 25 mg pr l) kan føre til fysiske skader på gjellene hos fisk og medføre økt dødelighet på grunn av redusert oksygenopptak. Fisk kan imidlertid overleve kortere perioder ved slike høye konsentrasjoner. Laksefiske- ne, som er avhengig av synet for å fange byttedyr, får økte pro-

Figur 2.2.1

Gråelvvassdraget med prøvestasjoner avmerket. Området som er markert med tykkere strek, er steinsatt. - The Gråelva watercourse with sampling sites indicated. Thick line indicates area with stone cover management.



blemer med å finne mat ved spesielt høye partikkelkonsentrasjoner. Likeledes vil fisketettheten bli redusert om næringsdyrene blir skadelidende på grunn av elvas høye slamføring.

2.2.3 Hvorfor steinsetting?

I august 1992 startet NVE steinsettingen av Gråelva. Steinsettingen stabiliserer leirmassene og redusere faren for ras langs elva. Til nå er om lag 2,5 km av totalt 9 km av de mest rastruede områdene forbygd. På disse områdene er elvebunnen dekket med 1-2 m tykt lag av steinblokker. Disse blokkene er knust stein, sprengt ut av fjellet. Forbyggingen vil minke utvaskingen av slam og dermed redusere mengden leirpartikler i vannmassene. Dette vil gi bedre vannkvalitet og endrete livsvilkår for fisk og andre ferskvannsdyr.

Hvordan er elvebunnen og kantvegetasjonen på steinsatte og ikke-steinsatte områder? I Hofstadelva, som ikke er steinsatt, består bunnen gjennomgående av grus og stein opptil 20 cm i diameter. Større blokker finnes enkelte steder, for eksempel i nærheten av de to bruene som krysser elva. Under normale vannføringsforhold er elva 2-3 m bred, vanddybden maksimalt 20-30 cm og vannet klart og rent. Store deler av Hofstadelva har overheng av løvskog og bringebærbusker (**figur 2.2.2a**). I de steinsatte områdene i Gråelva er bunnen dekket av store, kantete blokker med diameter opptil 80 cm. Elva er omkring 8-15 m bred og vanddypet er de fleste steder under 20 cm. Enkelte steder er det dypere kulper. Leirinnholdet i vannet varierer, og er høyest i flomperioder. På de forbygde områdene er elva noen steder dekket av overhengende løvskog, mens elvebredden på andre steder er parkaktig med mose- og gressbunn (**figur 2.2.2b**). I den nederste delen av Gråelva, som ikke er steinsatt, er substratet grovt med



Figur 2.2.2

(a) Hofstadelva uten steinsetting. (b) Steinsatt område i Gråelva. - (a) Natural areas in the river Hofstadelva. (b) Areas with stone cover managements in the river Gråelva.



runde elvesteiner på 15-30 cm. Blokker på opptil 70 cm i tverrmål forekommer. Elva er 5-14 m bred og maksimalt vanddyb ved normal sommervannføring er 50 cm. Elva er dekket av overhengende løvskog.

2.2.4 Hva ønsket vi å undersøke?

Målet var å undersøke i hvilken grad steinsetting påvirker produksjonen av ørret og bunndyr i vassdraget. Ørret er den dominerende fiskearten i vassdraget, mens laks forekommer bare på de nederste delene i Gråelva. Derfor begrenset vi fiskeundersøkelsen til ørret. I 3 år (1996-1998) ble bunndyr og ørretunger innsamlet etter standard metoder i steinsatte og ikke-steinsatte områder i Gråelvasvassdraget. Vi fisket på 2 stasjoner nedenfor steinsatt område (stasjon 1 og 2, **figur 2.2.1**), 3 stasjoner i steinsatt område (stasjon 3, 4 og 5) og 3 stasjoner ovenfor steinsatt område (stasjon 6, 7 og 8). Bunndyra ble innsamlet på de samme strekningene. Vi ønsket å (1) undersøke bunndyrfaunaen og ørretungenes størrelse, tetthet og diett på steinsatte og ikke-steinsatte områder, (2) beregne produksjonen av ørret og bunndyr og (3) undersøke ressursgrunnlaget og estimere den energimessige næringsoverføringen fra næringsdyr til ørret.

2.2.5 Hvilke bunndyr finnes?

Insektlarver dominerte bunndyrfaunaen i Gråelva. De viktigste gruppene var døgnfluer, steinfluer, vårfluer og fjærmygg, som alle forekommer vanlig i de fleste norske elver og bekker (**figur 2.2.3**). Hvilke arter som forekommer, hvor mye det er av dem og hvor i elva de kan leve, påvirkes av faktorer som strømhastighet, bunnforhold, massetransport av uorganisk og organisk materiale, og oksygenforhold. Larvene til de ulike artene har kroppsbygning og levevis som gjør dem tilpasset forskjellige levesteder.



Figur 2.2.3

Larver av vårfluer og døgnfluer var en viktig del av fiskens næring i Gråelva. - Larva of caddisflies and nymphes of mayflies were found to be important parts of the fish food in Gråelva

2.2.6 Døgnfluene – et kortvarig liv?

Som navnet sier lever de voksne døgnfluene kun kort tid. De voksne hannene lever kortest, ofte bare noen få timer, mens hunnene kan leve inntil 2-3 uker. Selv om de voksne lever kort, lever larvene lenger, vanligvis ett eller to år i ferskvann. Døgnfluene tar ikke til seg næring som voksne. Larvene derimot lever av alger eller små planterester. Enkelte arter er rovdyr eller predatorer, som det også heter.

Døgnfluelarvene kan grupperes etter levevis, og vi deler dem i svømmere, gravere og krypere. Til den første gruppen hører slekten *Baetis*. Antallsmessig var dette den dominerende døgnflue-slekten i Gråelva. Larvene har en nesten perfekt strømlinjeformet kropp og er gode svømmere og klatrere. De lever dels av å samle drivende organiske partikler, men skraper også organisk materiale av bunnlaget, og synes å ha tilpasset seg godt de nye bunnforholdene i elva. *B. rhodani* var den dominerende arten i Gråelva, men også artene *B. fuscatus*, *B. scambus* og *B. subalpinus* var vanlig. *B. muticus*, som kan grave seg mer ned i bunnsstratet, var mindre vanlig i Gråelva.

En annen vanlig slekt i midt-norske vassdrag er *Heptagenia*. Den var imidlertid sjelden i Gråelva. Larvene har en karakteristisk flattrykt kroppsform og klamrer seg gjerne fast under en stein eller på andre litt skjermete steder hvor den sterke vannstrømmen dempes ved turbulens. Det er mulig at knust stein mangler slike passe avrundede overflater som naturstein kan tilby, og tettheten av disse artene ville muligens øke dersom det ble brukt en større andel elvestein i det øvre dekklaget. Artene har lignende næringsvalg som *Baetis*-artene.

En vanlig slekt i Midt-Norge er *Ephemerella*. Denne lever på steiner, men vil gjerne ha vegetasjon i form av større alger eller mose. Et slikt vegetasjonsdekke er ennå ikke utviklet i de steinsatte områdene, og var heller ikke tilstede på den ustabile leirbunnen, og slekten ble bare funnet i lavt antall. *Ephemerella danica* ble litt overraskende funnet i lavt antall på flere stasjoner. Arten lever nedgravet og kan tydeligvis utnytte de ustabile organiske avsetningene som allerede finnes. Men både *Heptagenia* og *Ephemerella* ville sannsynligvis vært mer vanlig i Gråelva dersom det ble lagt til rette for et mer variert habitat med rolige loner og stryk i deler av elveløpet.

2.2.7 Navnet forteller om levestedet

Steinfluelarvene lever under stein eller vegetasjon i elva. Gruppen deles i to; den ene består av store individer hvor larvene er rovdyr. Til den andre gruppen hører små til middels store individer, hvor larvene er vegetarianere. I Gråelva ble det påvist mer enn 12 arter steinfluer, men antall larver i bunnprøvene var relativt lavt. Dette kan i første rekke skyldes den store transporten av leire i elva. De svært få individene som ble funnet nederst i Gråelva på ikke steinsatte områder, bar tydelig preg av miljøstress. De var dekket med slampartikler og var trege i bevegelsene. Det ble funnet flest arter steinfluer i flygefellene som sto ved bredden av Gråelva, og mange av disse har mest sannsynlig klekket i de mindre bekkene som renner ut i Gråelva. En meget vanlig art som predatoren *Diura nanseni* ble bare funnet i ett eksemplar. Vanligst var artene

Capnopsis schilleri, *Capnia atra*, *Leuctra hippopus*, *L. fusca*, *Amphinemura borealis*, *Taeniopteryx nebulosa* og *Isoperla difformis*. Alle disse artene er vanlige i Midt-Norge. Det generelle inntrykket fra Gråelva er at steinfluefaunaen er sparsom med få arter og lav tetthet av hver art.

2.2.8 Vårfluer, klekker de om våren?

Den tredje viktige bunndyrgruppen i Gråelva var vårfluene. Til tross for navnet er det bare et fåtall arter i denne gruppen som klekker om våren. Larvene blir delt i to hovedtyper: husbyggende og frittlevende. Huset blir bygget av løv, stein, sandkorn, små pinner og til og med av sneglehus. Disse larvene kan se ut som bevegelige pinner på elvebunnen. Noen larver er rovdyr, med kraftige, bitende munddeler, mens andre er vegetarianere og lever av å suges ut celleinnholdet hos grønngalger.

De to vanligste vårflueartene i Gråelva var *Rhyacophila nubila* og *Polycentropus flavomaculatus*. Den førstnevnte er en frittlevende predator, og er sannsynligvis Midt-Norges vanligste vårflue. *P. flavomaculatus* er også en frittlevende predator, men spinner et nett som fungerer både som skjulested og som fangstredskap for drivende bytte. Dette leveviset kan være en årsak til at den er lite tilgjengelig som fiskemat. Videre ble det funnet store antall av *Silo pallipes*. Dette er en husbyggende art som er svært vanlig i rennende vann hvor den "beiter" på algedekket.

Det ble funnet flere arter vårfluer i flygefellene enn i bunnprøvene. Dette kan skyldes følgende faktorer: (1) Flere av disse artene holder til i temporære dammer og/eller andre ferskvannshabitater i området. (2) Husbyggende vårfluer blir generelt underrepresentert i bunnprøver fordi husene ikke blir fanget opp i prøven. (3) Vårfluer er gode flygere, og oppstrømsflukten gjør at individer fra hovedvassdraget kan fly langt opp i sideelver som Gråelva.

Det generelle inntrykket fra Gråelva er at elva har et lite antall, sparsomt forekommende arter. Til tross for stor fangstinnstans manglet mange av de vanlige midt-norske artene.

2.2.9 Fjærmyggen, mest tallrik av alle

Fjærmygg var den mest tallrike bunndyrgruppen, både når det gjelder antall individer og arter. I Gråelva har vi identifisert over tretti taxa, og antall arter er sannsynligvis mer enn dobbelt så høyt som dette.

I bunnprøvene dominerte larver av slektene *Eukiefferiella*, *Orthocladius*, *Rheocricotopus*, *Cricotopus*, *Paratrichocladus*, *Thienemanniella*, *Corynoneura*, *Cladotanytarsus*, *Rhetanytarsus* og *Micropsectra*. Alle disse slektene omfatter arter som lever i selve elveløpet.

Av slektene *Eukiefferiella* og *Tvetenia* ble minst fem arter funnet i Gråelva. Larvene lever hovedsakelig i rennende, oksygenrikt vann og forekommer gjerne i de øverste 10 cm av overflatesedimentene. De finnes i store mengder frittlevende blant mose og annen vegetasjon. En annen artsrik fjærmyggslekt var *Orthocladius*. Larvene lever ofte i hurtigrennende vann. Slekten omfatter mange

små arter som kan være viktig startfôr for ørretungene i rennende vann. Videre ble det funnet en eller to arter av *Rheocricotopus*. Larvene hos disse artene lever i slamrør som de bygger på steiner og vegetasjon. *Cricotopus* er en artsrik slekt med larver som ofte lever på eller lager ganger inne i ferskvannsplanter inkludert ferskvannsalger. *C. trifasciatus*, som ble påvist i Gråelva, kan leve på blader av tjønnaks.

Blant de andre fjærmyggene fant vi *Paratrichocladus skirwithensis*. Arten er regnet som en kaldtvannsform som lever i overflatelaget på bunnsedimentene. Slektene *Thienemanniella* og *Corynoneura* er kjent fra de fleste typer elver og bekker. *Corynoneura* lever i sprekker mellom steiner på bunnen, hvor deres beskjedne størrelse gjør dem i stand å greie seg selv om vannet renner hurtig over. De fleste *Thienemanniella*-artene lever i øvre del av bunnsedimentene. *Rhetanytarsus*-artene lager tubeformede hus av fine sandkorn som festes til steiner i rennende vann. Herfra lager de et transformert silkenett som fanger opp drivende næringspartikler, som de bruker både som mat og til husbygging. *Micropsectra*-larvene er karakteristiske for mudderavsetninger i stilleflytende partier av bekker og elver.

Fjærmyggfaunaen i bekker og elver er utsatt for regelmessige "katastrofer", og må derfor være tilpasset skiftende forhold i vannstand, vannhastighet, samt bevegelig og skiftende bunnsstrat. Tilpasninger til dette miljøet er ulike festeanordninger til substratet, evnen til å utnytte hulrom mellom steiner og bevege seg opp og ned i vannmassene. Det er mye som tyder på at nykoloniseringen av blottlagte bunnområder etter en flom skjer raskt, og at situasjonen med kunstig påkjørt grus ligner denne naturlige prosessen. Det er også grunn til å anta at de ulike artene veksler en god del i mengde, og at mange arter til sammen gir en slags stabilitet i den samlede biomassen og dermed tilgjengelig fiskeføde.

2.2.10 Forskjell på steinsatt og ikke-steinsatte områder

Det innsamlede bunndyrmaterialet ga få eller ingen holdepunkter for ulikheter når det gjaldt forekomst av arter eller antall individer pr art mellom steinsatt og ikke-steinsatt område. Det var imidlertid en tendens til færre arter og lavere individantall nedover i vassdraget. Dette skyldes antakelig leirtransporten, som utgjør en betydelig stressfaktor for mange av de bunnlevende organismene.

En analyse av artsinventaret i forhold til funksjonelle grupper (skrapere, samlere, gressere, algesugere, filterere og predatorer) viste at det er få predatorarter tilstede. Disse utgjøres av vårfluene *R. nubila*, *P. flavomaculatus*, steinflua *I. difformis* og til dels døgnflua *E. danica*. Til gjengjeld er særlig de to førstnevnte til stede i relativt stort antall. Den dominerende gruppa, både arts- og antallsmessig, utgjøres av skrapere og samlere. Filterere er gruppen knott (*Simuliidae*) og vårfluene *P. flavomaculatus*, *Hydropsyche pellucidula* og *Arctopsyche ladogensis*. De to siste artene er bare sporadisk tilstede, den siste er bare funnet i flygefeller.

2.2.11 Hvor stor er bunndyrproduksjonen?

De fleste insektlarver i ferskvann er små og vi må ned på milligram-skalaen for å veie bunndyr. Fjærmygglarver veier ofte ikke mer enn 1 til 5 mg selv i siste stadium før klekking. Mange døgnfluer og steinfluer veier 2 til 10 mg mens noen få litt større arter av døgnfluer og vårfluer kan veie 50 til 100 mg.

Til tross for liten vekt kan enkelte insektarter danne stor biomasse på en lokalitet, fordi de forekommer i høyt antall. Ved å multiplisere gjennomsnittsvekten med antallet for eksempel pr 100 m² kan vi beregne biomassen av en art eller gruppe. Som vist i Rammeartikkel 2.2.1 kan vi gjennom en serie med biomassemålinger komme frem til et mål for sekundærproduksjonen av den aktuelle arten.

To av de viktigste bunndyrene og næringsdyrene for ørret i Gråelva var døgnfluen *B. rhodani* og vårfluen *R. nubila*. Vi har funnet store tettheter av *B. rhodani* i de steinsatte områdene. Produksjonen av denne arten i dette området har vi funnet til å være ca 200 g (våttvekt) pr 100 m². Nedenfor steinsetningen i Gråelva er produksjonen mindre og ned mot 60 g pr 100 m². Årsaken til dette kan være mye slam i elva. Resultatet for de øvre delene er det dobbelte av dette ca 120 g.

Den relativt store vårfluelarven *R. nubila* kan bli opp mot 60 mg men opptre i noe mindre antall enn *B. rhodani*. Beregnet produksjon av denne arten var 150 g i de øvre delene, 60 g i de steinsatte områdene og 45 g i de nederste delene, alt gitt som våttvekt pr 100 m². En annen vanlig vårflue er *P. flavomaculatus*. Produksjonen av denne arten oversteg ikke 6–10 g på nederste stasjon og var rundt 70 g i de steinsatte områdene. Arten var ikke vanlig i de øvre områdene i Hofstadelva.

To andre døgnfluer i slekten *Baetis*, artene *B. muticus* og *B. scambus* (som kan være vanskelig å skille fra søsterarten *B. fuscatus*) stod for en mindre produksjon, rundt 5–6 g i de nederste områdene og 5–12 g både i de midtre steinsattedele av Gråelva og i Hofstadelva.

Summen av disse viktige artene utgjør rundt 125 g nedenfor steinsetningen, og 350 g til 300 g i og ovenfor steinsetningen, dvs ikke særlig forskjellig i de steinsatte og de naturlige områdene. Den lave produksjonen i elvas nedre deler ser ut til å være en følge av den naturlige gråblakkingen som fører til en større endring i bunndyrsamfunnet enn den vi kan påvise mellom kunstig steinsatte og naturlige deler av elvas øvre løp.

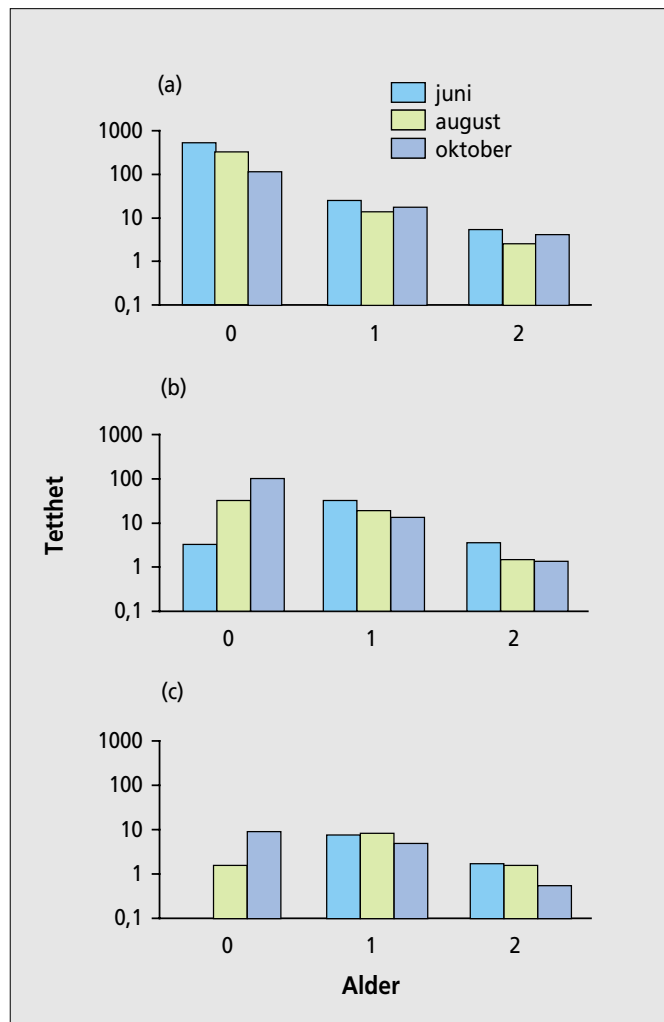
I tillegg til disse artene omfatter bunnfaunaen et lite antall larver av andre døgnfluer og vårfluer og dessuten et beskjedent antall larver av flere steinfluearter. Til sammen utgjør disse artene rundt 10 g i produksjon.

Det er imidlertid et stort antall fjærmygg og fåbørstemark på alle stasjoner. Tetthetene pr m² varierte fra rundt 100 larver på den nedre, ikke steinsatte stasjonen, til 2000 til 3000 larver på den steinsatte og den øvre stasjonen. Et foreløpig overslag gir et tillegg i produksjon på henholdsvis 30 g på nedre og 600 til 900 g på de øvre stasjonene, igjen som våttvekt pr 100 m² bunnareal.

Det samlede overslaget for sekundærproduksjonen målt i våttvekt per 100 m² i Gråelva blir opp mot 200 g nedenfor steinsetningen og 1000 g til 1200 g i og ovenfor steinsetningen. Omregnet til tørrvekt blir det henholdsvis 40 g og 200 til 250 g.

2.2.12 Ørretens habitat og tetthet

Ørretungene utnyttet både de steinsatte og ikke-steinsatte delene av Gråelvassdraget, men tettheten varierte med substratet. Det gjorde også fordelingen av ungenes størrelse og alder. Ovenfor steinsatt område i Hofstadelva, som er et viktig gyteområde for ørreten i vassdraget, var tettheten (antall individer pr arealenhet) av yngel (0+ år) usedvanlig høy. Gjennomsnittlig tetthet i juni (alle år samlet), like etter at yngelen hadde kommet opp av grusen etter klekking, var 490 individer pr 100 m² (figur 2.2.4). Tettheten varierte fra år til år, men den var høy i alle tre årene. I juni 1996 var den 686 individer pr 100 m² og i 1997 og 1998 hen-



Figur 2.2.4

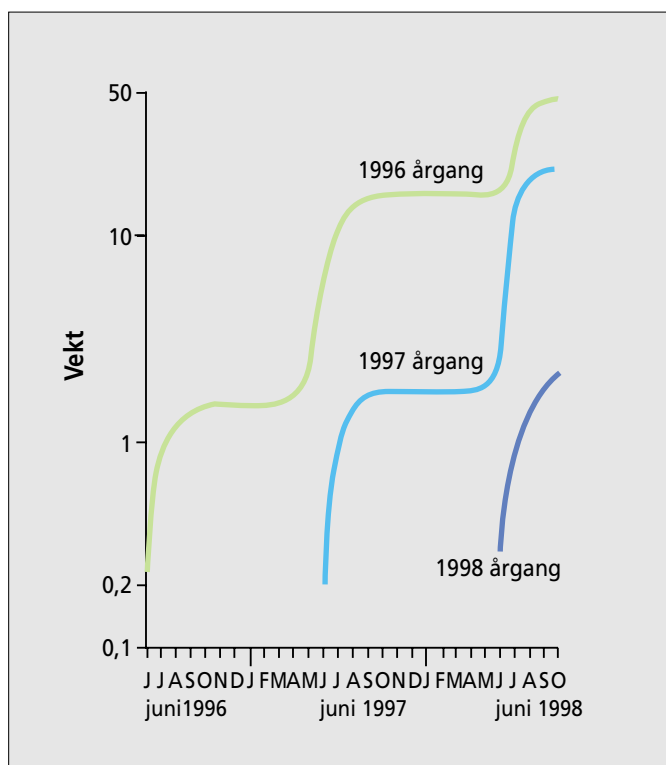
Tetthet (antall individer pr 100 m²) av 0-, 1- og 2- årige ørretunger fra 1996-1998 (a) ovenfor steinsatt område, (b) på steinsatt område og (c) nedenfor steinsatt område. - Density (individuals 100 m²) of juvenile brown trout aged 0, 1 and 2 years in (a) natural areas, (b) areas with stone cover management and (c) natural areas.

holdsvis 404 og 381 individer pr 100 m². Høyest tetthet ble målt på den øverste stasjonen i vassdraget i juni 1996, med 1327 yngel pr 100 m². I juni var tettheten av yngel veldig lav nedover i vassdraget. På steinsatte områder var tettheten 3 yngel pr 100 m², mens nedenfor steinsettingen ble det ikke fanget yngel ved innsamlingen i juni.

Ørretyngelen foretrekker stille, grunne områder i elva, gjerne langs bredden, der de lett kan skjule seg blant steiner eller nede i elvemosen. I det første leveåret er ørretyngelen ofte stedbunden til det området der den ble født. I vår undersøkelse forklarer denne atferden hvorfor tettheten av årsyngel utover sommeren og høsten var langt høyere ovenfor steinsatt enn i steinsatt område (**figur 2.2.4**). Tettheten av årsyngel ovenfor steinsettingen i august var 303 individer pr 100 m², mens den på steinsatte områder på samme tidspunkt var 31 individer pr 100 m².

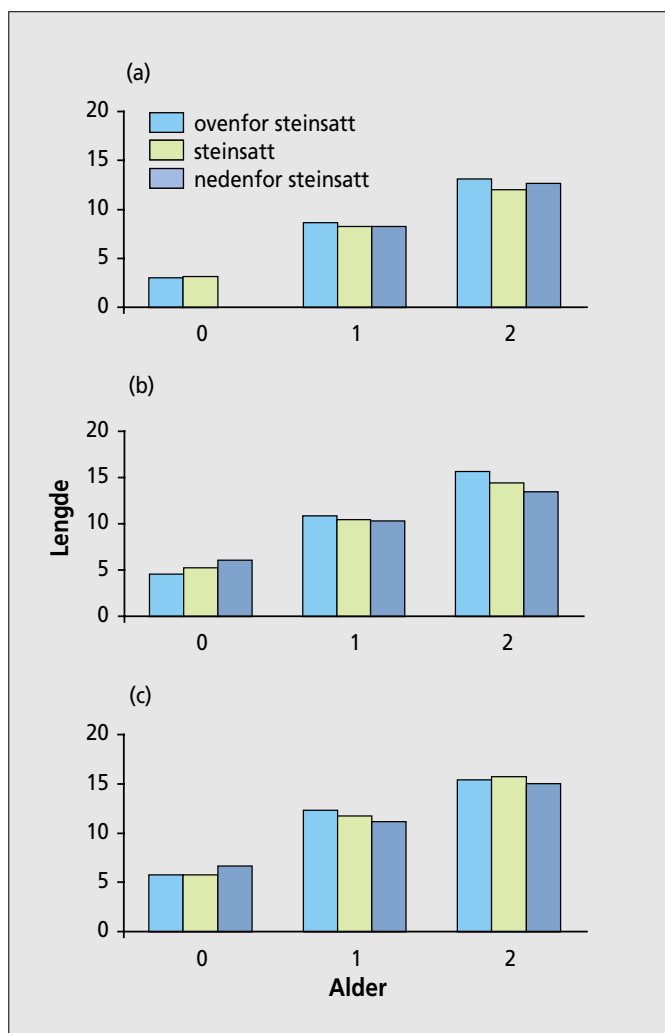
Ettersom yngelen vokste ble bestanden uttynnet på grunn av plassmangel. Dette skjer dels gjennom dødelighet, dels gjennom vandring av unger fra gyteområdene ovenfor steinsettingen og ut i de steinsatte områder i Gråelva. Allerede etter kort tid begynner ungene å opptre aggressivt mot sine konkurrenter og hevde området sitt (revir). Dersom en inntrenger nærmer seg det stedet der ungen oppholder seg, ruser den fram og angriper inntrengerer umiddelbart. De utvandrende ungene er fisk som ikke er sterke nok til å holde og forsvare et revir i elva, eller fisk som ikke får tilfredsstillt sitt behov for mat og søker nye og forhåpentligvis rikere områder nedstrøms. På denne måten spres ungene fra gyteområdet til de steinsatte og ikke-steinsatte områdene nedstrøms, men mange av de

små og svake fiskene som presses ut vil dø. I Gråelvassdraget kan denne dødeligheten/utvandring av unger fra gyteområdene sees ved at tettheten av årsyngel ble gradvis redusert i gyteområdet utover sommeren og høsten (490 individer pr 100 m² i juni og 103 individer pr 100 m² i oktober) og ved at tettheten økte i de steinsatte områdene nedstrøms i samme tidsrom (3 individer pr 100 m² i juni og 92 individer pr 100 m² i oktober). Ørreten i Gråelva er sjøørret, og som smolt 2-4 år gamle, vil de vandre til havet. Men vi så at bevegelsen nedover elva startet tidligere enn dette. Tettheten av 1 og 2 år gamle unger var faktisk nesten like høy nedenfor det steinsatte området som høyere opp i elva. Disse nederste delene av Gråelva ble imidlertid i mindre grad benyttet som oppvekstområde for yngelen, med lav tetthet i alle månedene (**figur 2.2.4**). Årsaker til dette kan være at slamlaget var tykt og produksjonen av egnet næring liten. Den høye tettheten av eldre unger tydet på at disse var i stand til å skaffe seg et tilstrekkelig næringsgrunnlag. Dette var for en stor del næringsdyr som kom drivende med strømmen.



Figur 2.2.5

Veksten (g) hos ørretunger i Gråelvassdraget født i 1996, 1997 og 1998. - Juvenile growth (g) of brown trout born in 1996, 1997 and 1998 in the Gråelva watercourse.



Figur 2.2.6

Gjennomsnittlig lengde (cm) til ørretungene i (a) juni, (b) august og (c) oktober 1996-1998 ovenfor, på og nedenfor steinsatt område i Gråelvassdraget. - Mean body length (cm) of juvenile brown trout in (a) June, (b) August and (c) October 1996-1998 in natural areas in the river Hofstadelva and in areas with stone cover management and natural areas in the river Gråelva.

Hvordan påvirket steinsettingen tettheten av unger? Tettheten av årsyngel på steinsatte områder var meget lav, spesielt i juni med gjennomsnittlig 3 individer pr 100 m². Dette viste at ørreten ikke benyttet disse områdene til gyting. Årsaken syntes innlysende: substratet egnet seg dårlig som gytesubstrat. Til steinsettingen av elva er det blitt benyttet sprengstein. Disse steinene har skarpe kanter, og blokkene er for store til at ørreten kan grave gytegrøper. Etter som yngelen vokser kan de imidlertid benytte de steinsatte områdene som oppvekstområder. Det er hulrom mellom blokkene og mulighetene for skjul for fiskeungene er gode.

Tettheten av ett- og toåringer var ikke vesentlig høyere i områdene ovenfor steinsettingen enn i de steinsatte områdene. Som kjent foretrekker ørreten steinet substrat, og preferansen for grovere bunnssubstrat øker med størrelsen på fisken. Blokker og store steiner er viktig i ørrethabitatet fordi disse fungerer som skjul. Store steiner og blokker i elva gjør også at fiskene ikke så lett oppdager hverandre. Dette reduserer aggressiviteten og gjør territoriene mindre.

2.2.13 Hvor stor var yngelen?

Ved fangst i juni varierte yngelens gjennomsnittsstørrelse mellom 0,2 og 0,29 g og fram til høsten økte gjennomsnittsstørrelsen fra 1,5 til 2,3 g i de tre årene undersøkelsen pågikk (**figur 2.2.5**). Fisken var minst i 1996, som var en kald sommer, og størst i 1998 da vanntemperaturen var middels og lavere enn i 1997 som var spesielt varm.

Lengden på yngelen (0+) økte nedover i vassdraget. Den var minst i områdene ovenfor steinsettingen og størst i områdene nedenfor (**figur 2.2.6**). Ser vi på alle årene samlet var yngelen i august 4,5 cm øverst i vassdraget og 6,0 cm nederst. I oktober var tilsvarende lengder 5,7 cm og 6,6 cm. Trenden var den samme alle 3 årene når vi undersøkte hvert år for seg. Hos ettåringene, derimot, syntes trenden å være motsatt. I juni var disse 8,6 cm øverst i vassdraget og 8,2 cm nederst. Tilsvarende verdier i august var 10,8 cm og 10,3 cm og i oktober 12,3 cm og 11,1 cm. Dette betyr at de fiskene som vandret ut først og slo seg til nedover var blant de mest hurtigvoksende i bestanden. De små som ble presset ut fordi de ikke fikk revir i gyteområdet døde muligens senere på grunn av matmangel. Når fisken ble ett år eller eldre flyttet de igjen på seg. De øverste, klare områdene i elva syntes å være preferert siden vi fant mange av de største ungene der.

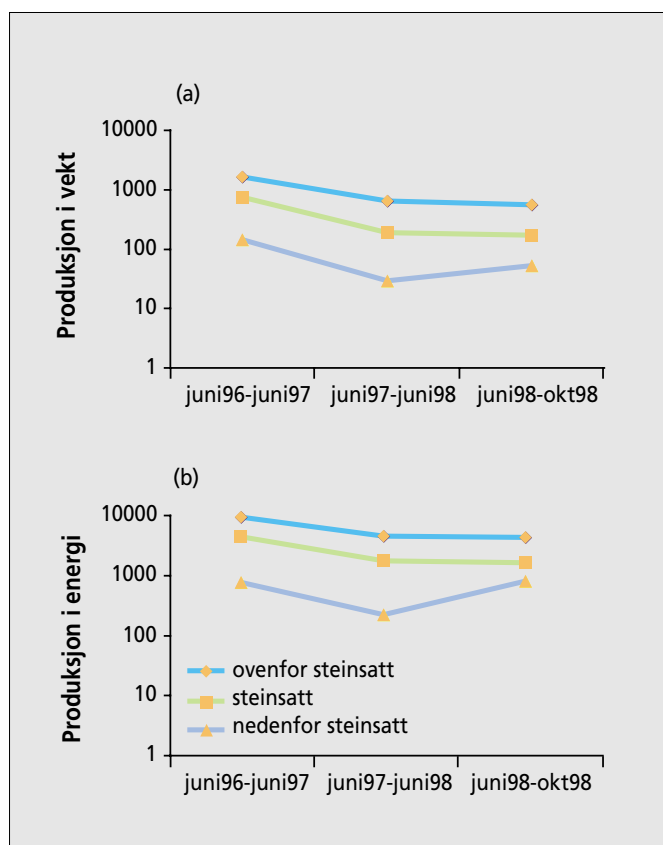
2.2.14 Ørretproduksjon

Årlig produksjon av 0-2 år gamle ørretunger (i våtvekt) var høyere ovenfor enn i steinsatte områder, og lavest nedenfor steinsettingen (**figur 2.2.7 a, b**). Produksjonen syntes å være fallende fra 1996-1998. Dette skyldtes delvis at produksjonen var liten i 1997 og innsamlingen i 1998 ble avsluttet i oktober, og ikke i juni året etter slik vi gjorde tidligere år. Den høyest målte årlige produksjon var i områdene ovenfor steinsettingen fra juni 1996 til juni 1997 med 1,63 kg ørretunger pr 100 m². Dette tilsvarte en energi på 9200 kJ (**figur 2.2.7 b**). Laveste produksjon var i tidsrommet juni 1997 til juni 1998 nedenfor steinsatt område med ca. 30 g eller 220 kJ pr 100 m². Sommeren 1997 var det stor graveaktivitet og

steinsetting høyere opp i Gråelva slik at slamføringen var spesielt stor og sikten dårlig. Dette kan være en årsak til den lavere produksjonen av fisk i 1997.

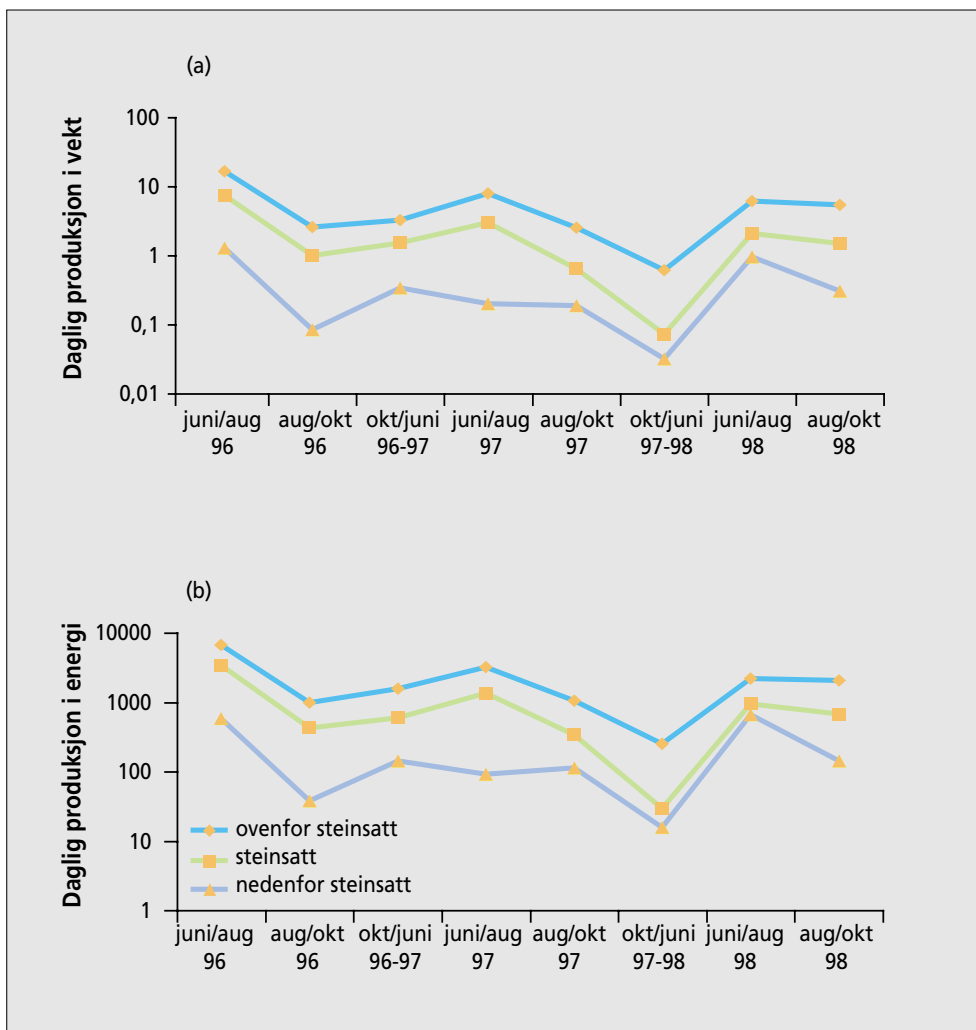
Ser vi på produksjonen av fisk pr dag (konf. rammeartikkel 2.2.2) var den høyest om sommeren og lavest høst og vinter (**figur 2.2.8 a,b**). Spesielt lav var den vinteren 1997/98. Da var den bare 0,6 g pr 100 m² pr dag, selv i de rikeste områdene ovenfor steinsettingen. Dette tilsvarer i energi 250 kJ pr 100 m² pr dag.

Årlig ørretproduksjon i elver er funnet å variere mellom 14 g og 5,5 kg pr 100 m², men vanligvis er den under 3 kg. Fra danske elver er ørretproduksjonen funnet å være mellom 1,4 og 3,3 kg pr år. Vi anser derfor produksjonen i Hofstadelva som meget god for breddengraden (63 °N). Vi har bare målt produksjonen av unger (0-2 år) og tallet ville vært høyere om kjønnsmodne individer hadde vært inkludert. Årsaken til at vi har sett bort fra disse er at bestanden i Gråelva også omfatter individer som vandrer ut i Stjørdalselva og Trondheimsfjorden. Det er således vanskelig å



Figur 2.2.7

Årlig produksjonen (pr 100 m²) av ørretunger (0-2 år) i (a) g våtvekt og (b) kJ ovenfor, på og nedenfor steinsatt område i Gråelva. Produksjonen for juni 1998 - oktober 1998 er beregnet over en periode på ca. 4 måneder og mangler vårproduksjonen i 1999 for å være sammenliknbare med de to foregående årene. - Annual production (per 100 m²) of juvenile brown trout (0-2 years old) in (a) g wet weight and (b) kJ in natural areas in the river Hofstadelva, and in areas with stone cover management and natural areas in the river Gråelva. The spring production in 1999 is missing in the estimation of yearly production between June 1998 and October 1998.

**Figur 2.2.8**

Daglig produksjonen (pr 100 m²) av ørretunger (0-2 år) i (a) g våtvekt og (b) kJ ovenfor, på og nedenfor steinsatt område i Gråelva. - Daily production (per 100 m²) of juvenile brown trout (0-2 years old) in (a) g wet weight and (b) kJ in natural areas in the river Hofstadelva, and in areas with stone cover management and natural areas in the river Gråelva.

bestemme hvor stor del av produksjonen av voksne fisk som hadde foregått i Gråelva og hvor stor del som var produsert nedstrøms. Ørretproduksjonen i Gråelva var dårlig, spesielt nedenfor det steinsatte området. Verdiene der nærmer seg de laveste som er publisert annensteds fra. Dette har sammenheng med at næringsproduksjonen der er lav.

Biomassen av fisk (fisketetthet multiplisert med gjennomsnittlig fiskevekt) var svært variabel både mellom lokaliteter og innsamlingsstidspunkter (**figur 2.2.9**). Dette hadde antakelig sammenheng med varierende livsbetingelser i forhold til vann- og slamføring, samt vanntemperatur. Den eneste noenlunde klare tendensen var samvariasjon mellom de forskjellige lokalitetene på samme tidspunkt. Høye fangster ovenfor steinsatt område samsvarte således med høye fangster i steinsatt område, og motsatt. Dette tyder på at det er overordnede miljøbetingelser for hele vassdraget som bestemmer biomasseutviklingen og ikke bare lokale forhold. Dette gjaldt spesielt temperatur og vannføring. I områdene ovenfor steinsettingen var biomassen høyest i oktober 1996 med 1,24 kg pr 100 m², og lavest i oktober 1997 med 0,27 kg pr 100 m² (**figur 2.2.9 a**).

2.2.15 Hva spiste ørreten?

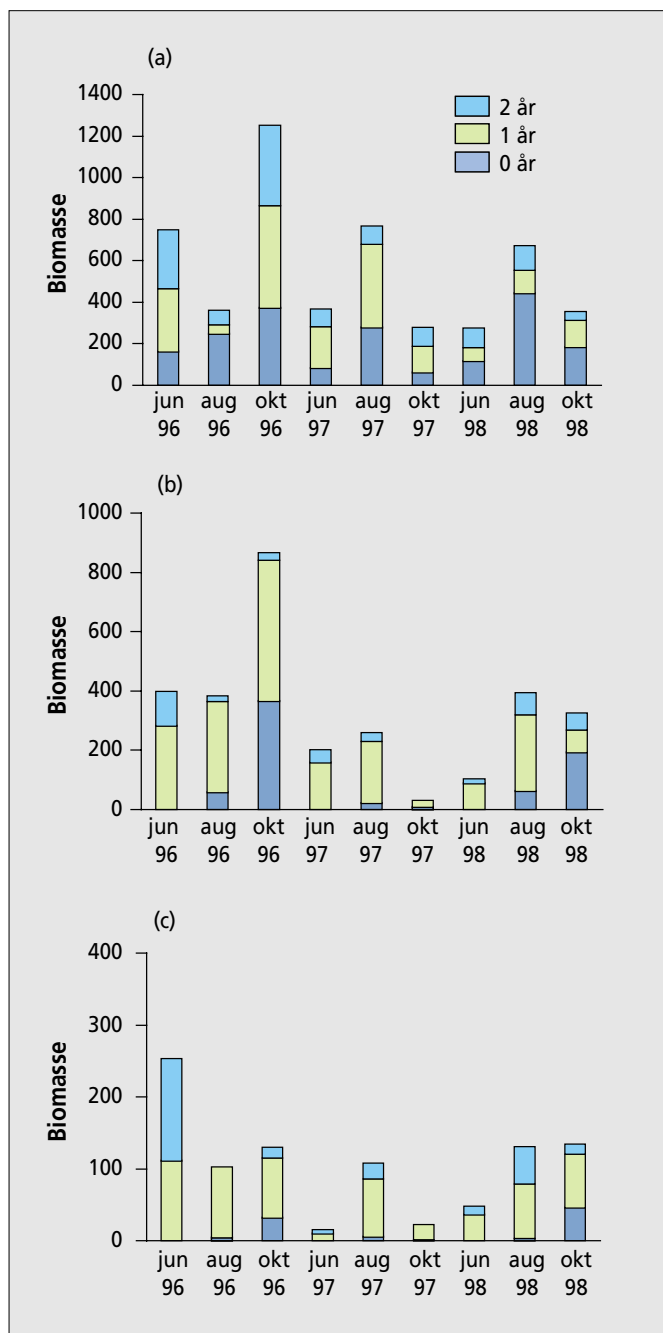
Yngelens favorittmat var larver av fjærmygg, vårfluer og døgnfluer, og andre dyr som den fant på bunnen som for eksempel muslinger, snegl, rundormer, midd, edderkopper, meitemark og sommerfugllarver. Hvor mye yngelen spiste av de ulike næringsgruppene varierte med næringstilbudet. I juni var fjærmygglarver viktig næring, iblandet døgn- og vårfluelarver. Dette gjaldt både steinsatte og ikke-steinsatte områder (**figur 2.2.10 a**).

I august var dietten til yngelen forskjellig på de 3 undersøkte "delene" av elva. På områdene ovenfor steinsettingen spiste ørreten først og fremst fjærmygg med smådyr som rundormer og sommerfugllarver som attåtnæring. På de steinsatte områdene var larver av vårfluer (40%) og fjærmygg (35%) viktigst. Nedenfor steinsettingen var døgnfluer (38%) viktig. Denne forskjellen mellom steinsatte og ikke-steinsatte områder i vassdraget kan skyldes forskjellig næringstilbud. Om høsten åt yngelen bunndyr på både steinsatte og ikke-steinsatte steder (**figur 2.2.10 c**).

Hva spiste 1- og 2-åringene? I juni besto 60-70% av dietten av bunndyr, som meitemark, rundormer, insekterlarver og edderkopper, på ikke-steinsatte områder (**figur 2.2.10 d**). På de steinsatte områdene, derimot, åt ungene hovedsakelig fjærmygglarver med innslag av vårflue- og døgnfluelarver. I august åt de en god

del bunndyr (40%) på de ikke-steinsatte områdene, men andelen vårfluelarver var også stor (20-30%). På steinsatte områder besto 75% av dietten av vårfluelarver. Om høsten var bunndyr igjen ettertraktet mat. På de steinsatte områdene utgjorde denne gruppen 60% av næring. Ungene som levde i gyteområdene ovenfor steinsatt område, spiste også en god del rogn (50%) i oktober.

Var dietten forskjellig hos yngel og eldre ørretunger? Ovenfor steinsatte områder i juni og august var hovednæringen til yngelen fjærmygglarver, mens eldre unger foretrakk andre bunndyr. Det



Figur 2.2.9
Biomassen (g pr 100 m²) av ørretunger (0, 1 og 2 år) (a) ovenfor (b) på og (c) nedenfor steinsatt område i Gråelva. - Biomass (g per 100 m²) of juvenile brown trout in (a) natural areas in the river Hofstadelva, and (b) in areas with stone cover management and (c) natural areas in the river Gråelva.

te er større organismer som foretrekkes mer ettersom fisken vokser og blir flinkere til håndtere store næringsdyr. I mageprøvene fra 3 små ørret (0+) ble det funnet larver av 15 ulike fjærmyggtaxa. Disse var fra blant annet slektene *Rheocricotopus*, *Paratrichocladius*, *Eukiefferiella*, *Corynoneura* og trolig *Orthocladius*. I to av disse mageprøvene var *Corynoneura* tilstede som den mest tallrike slekten. Artene i denne slekten utgjør de minste fjærmyggene i vår fauna, men har trolig likevel stor betydning som fôr for fiskeyngel. Om høsten var den viktigste forskjellen i næringsvalget mellom yngel og eldre unger at de eldste ungene spiste fisk i august og rogn i oktober.

Ørreten bruker synet når den er på jakt etter mat. Den kan derfor ha problemer med å fange mat når sikten er dårlig, som den er til enkelte tider i Gråelva. Generelt innen gruppene døgn-, stein- og vårfluer spiste ørreten de mest eksponerte, svømmende artene som det var flest individer av. Det vil si døgnfluen *B. rhodani* og vårfluen *R. nubila*.

Variasjoner i næringstilbudet skapte også variasjon i fiskens diett. For eksempel besto fiskens kosthold i august 1996 av store mengder av vårfluene *Hydroptila spp.* (Dette er små arter som ikke kan artsbestemmes på larvestadiet.) Disse artene er såkalte algesugere, og har en livsytus tilpasset algeoppblomstringen som gjerne kommer på sensommeren. En jevn forekomst av bunndyrarter med ulike tider for vekst og klekking er viktig for å opprettholde en stabil næringstilgang for fisk. Et tynt artsspekter slik som i Gråelva, kan være et varsel om at mattilgangen i perioder kan være utilfredsstillende og det kan oppstå sesongvariasjoner i næringsopptaket.

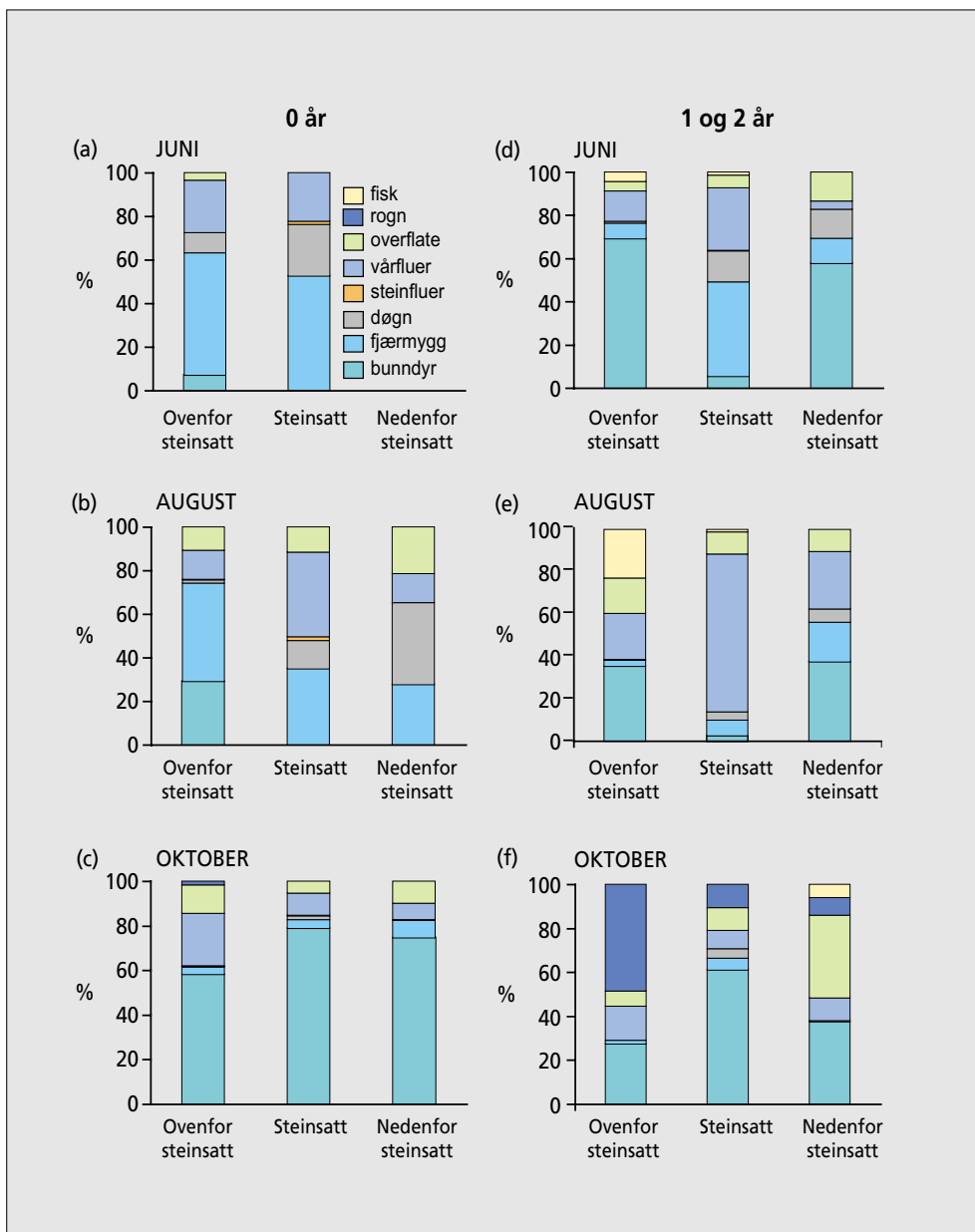
2.2.16 Hvor mye spiste ørretungene?

I løpet av ett år, fra juni 1997 til juni 1998, spiste ørretungene, 2 år og yngre, ca. 560 g tørrvekt av næringsdyr pr 100 m² (figur 2.2.11), tilsvarende 2250 g våtvekt av næringsdyr. I energi utgjorde dette ca. 11 000 kJ. Av tørrvekten utgjorde døgn-, stein- og vårfluer samt fjærmygg 51,5%.

Blant ørretens viktigste næringsdyr var 3 arter døgnfluer av slekten *Baetis*, 3 arter vårfluer og fjærmygg. Biomassen i tørrvekt av disse var 63,5 g pr. 100 m². Regner vi produksjonen som fire ganger biomassen blir totalproduksjonen av disse insektlarvene ca. 250 g pr 100 m² i året. Produksjonen av bunndyr i elva er således beregnet til 12% mindre enn det ørretungene spiste i løpet av ett år. Vårt resultat, at ørreten spiste mer enn det som ble produsert av næringsdyr på den samme strekningen i elva, skyldtes at en stor del av næringen som ørreten tok kom drivende. Dette betyr at områdene ovenfor bidro med næring. Dessuten befant en del av næringsdyrene seg i vannmassene og ikke på bunnen der innsamlingen foregikk. En tredje årsak til at ørreten tok mer enn den beregnede produksjonen av næringsdyr er at den også åt andre dyr enn det bunndyrproduksjonen ble beregnet utfra.

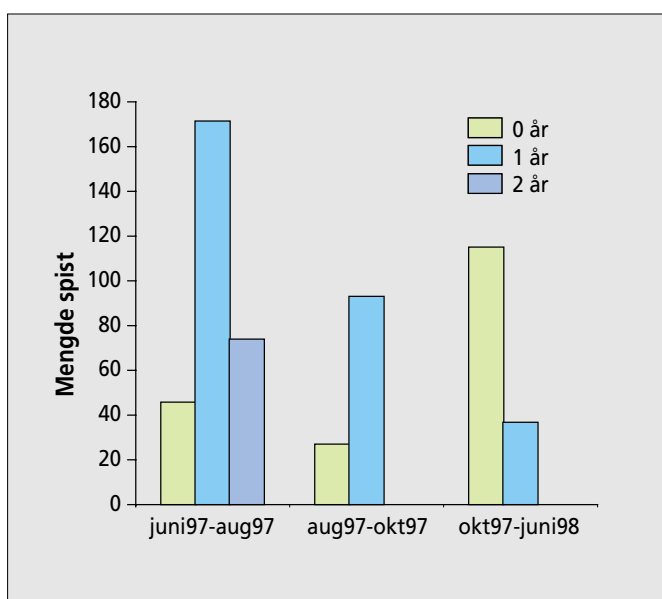
2.2.17 Steinsetting, en fordel eller ulempe for ørret?

Steinsettingen av Gråelva har ført til redusert utvasking av leire. Dette har ført til klarere vann og mindre slam på vegetasjon og



Figur 2.2.10

Ernæring (vektprosent) hos (0 og 1-2 årige) ørretunger ovenfor, på og nedenfor steinsatt område i Gråelvassdraget i juni, august og oktober 1996-1997. - Stomach content (per cent dry weight) of juvenile brown trout aged 0, 1 and 2 years sampled in areas with stone cover management in the Gråelva watercourse in June, August and October 1996-1997.



steiner i elva. Reinere vann bedrer livsvilkårene for både fisk og bunndyr. Men selv om vannet er blitt klarere kan endringer i habitatet som følge av forbyggingen, virke negativt på dyrelivet. Ved steinsettingen blir det benyttet store, spisse sprengstein med skarpe kanter. Disse steinene egner seg dårlig som gytesubstrat, fordi blokkene er for store til at ørreten kan grave gytegrøper der. Dersom disse blokkene dekkes med "gytegrus" vil imidlertid ørreten benytte disse områdene til gyting.

Ørret er meget sky, og skjul er derfor viktig for valg av leveområde. Overheng og store steiner i elva er derfor viktig i et ørrethabitat. I de steinsatte områdene er overhengende trær og annen kantvegetasjon fjernet. Dette fører til at mye sollys slippes inn og

Figur 2.2.11

Næringsdyr spist (g tørrvekt) pr. 100 m² av ørretunger (0, 1 og 2 år) fra juni 1997 til juni 1998. - Food consumption (g dry weight per 100 m²) by juvenile brown trout aged 0, 1 and 2 years between June 1997 and June 1998.

ørretungene blir mer eksponert. Steinsetting med blokker, slik som i Gråelva, kan muligens bøte noe på dette ved at det er hulrom mellom steinene hvor ørretungene kan skjule seg, men nedfallet av næringsdyr fra omkringstående vegetasjon blir sterkt redusert.

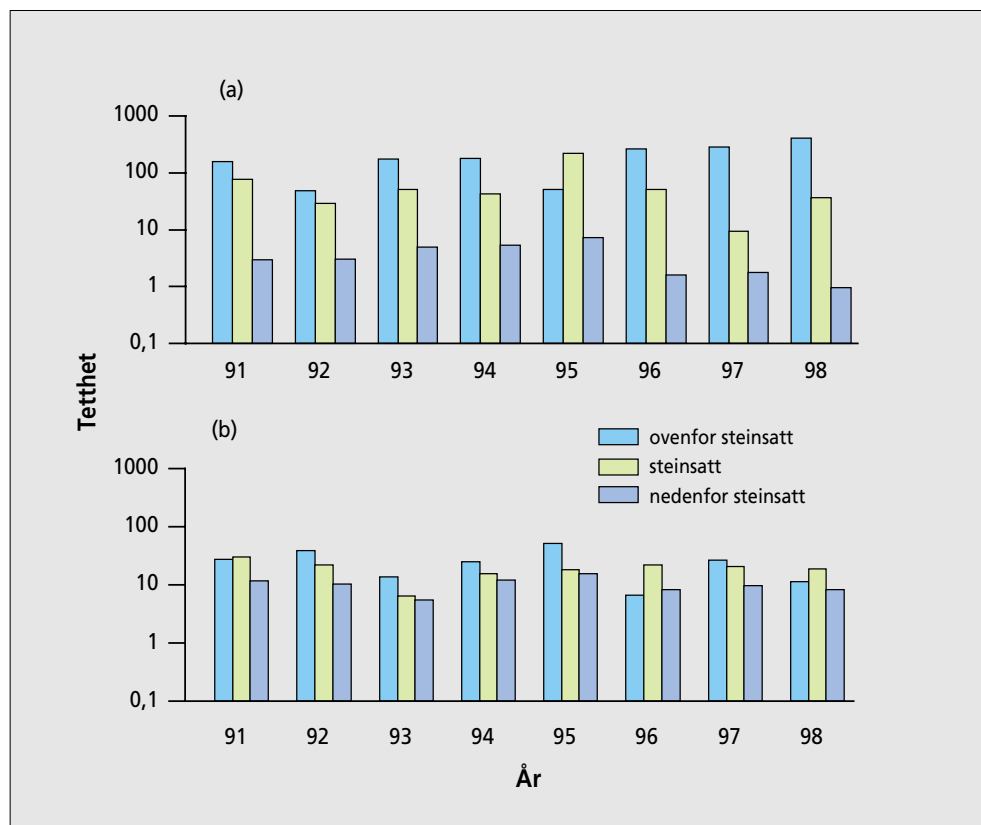
Er tettheten av ørret i Gråelvasdraget endret som følge av steinsettingen? I områdene ovenfor steinsettingen, synes tettheten av yngel å være uendret eller svakt økende (**figur 2.2.12**), mens tettheten av 0+ på de steinsatte områdene var noe lavere etter steinsettingen, bortsett fra i 1995. Dette året var tettheten av 0+ ekstremt høy på steinsatte steder i Gråelva med 211 individer pr 100 m². Årsaken til dette er ikke kjent. På områdene nedenfor steinsettingen syntes tettheten av yngel å være uendret.

Tettheten av eldre unger (≥ 1 år) ovenfor steinsatt område, varierte mye (**figur 2.2.12**). Før steinsettingen tok til var tettheten henholdsvis 26 og 36 individer pr 100 m² i 1991 og 1992. I årene etter steinsetting har tettheten variert mellom 6 og 25 individer pr 100 m², med unntak av 1995 hvor tettheten av eldre unger var veldig høy (48 individer pr 100 m²). Ser vi bort fra dette året synes tettheten av eldre unger å være noe redusert på gyteområdene ovenfor steinsettingen. Det samme synes å være tilfelle på de steinsatte områdene. Tetthetene av eldre unger før steinsetting var henholdsvis 29 og 21 individer pr 100 m² i 1991 og 1992. Etter steinsettingen varierte den mellom 6 og 21 individer pr 100 m². Nedenfor steinsatt område syntes tetthet av eldre unger å være omtrent uendret.

Tetthetene ovenfor ble beregnet ut fra innsamlinger i august/ september 1991-1995 og i august 1996-1998. Dette gir sammenliknbare tall for perioden før og etter steinsetting.

Figur 2.2.12

Tetthet (individer pr 100 m²) av ørretunger (a) 0 år og (b) ≥ 1 år i august/september før steinsetting (1991-1992) og under steinsettsperioden (1993-) ovenfor steinsatt område, på områder som har blitt steinsatt og nedenfor steinsatt område. - Density (individuals per 100 m²) of juvenile brown trout (a) 0 and (b) ≥ 1 years in August/September in natural areas before the stone cover management period (1991-1992), and in natural areas in Hofstadelva and areas with and without stone cover management in the river Gråelva (1993-).



2.2.18 Forvaltningsmessig relevans

Prosjektet har gitt grunnlag for å trekke følgende forvaltningsrettede konklusjoner:

1. Stor slamføring og leirtilførsel i elver reduserer produksjonen av næringsdyr og ørret.
2. Steinsetting for stabilisering av bunnen og reduksjon av slamføringen har stimulerende effekt på den biologiske produksjonen. Steinsatte områder fungerer som oppvekstområde for yngel. Ørretungene finner skjul og mat mellom steinblokkene.
3. Steinsetting med sprengstein fungerer ikke som gyteområde for ørret. Steinene er store, spisse og skrape og uegnet som gytesubstrat.
4. Skal steinsatt område fungere som gyteområde, er det nødvendig å bruke naturlig elvegrus der steinene er avrundede i formen og av varierende størrelse mellom 0,5 og 10 cm i diameter. De store steinene er nødvendig sentralt i gytegroppa. De gir et stabilt skjul for eggene. Den mindre grusen brukes til å dekke eggene etter gytingen.
5. Selv stor ørret gyter i små bekker. Det er derfor viktig å ta vare på bekken i kulturlandskapet. Ved eventuelle inngrep er det nødvendig å passe på at substratet er riktig og at kanaliseringen holdes på et minimum. Kantvegetasjon bør også beskyttes. Denne gir skjul og næringstilførsel.
6. Årlig produksjon av ørretunger (0-2 år) ble beregnet til opptil 1,6 kg pr. 100 m². Etter norske forhold er dette god produksjon som viser Gråelvasdragets potensiale som ørretproducent. Dette sidevassdraget er av stor betydning for sjørørreten i Stjørdalsvassdraget.

Rammeartikkel 2.2.1

Hva er sekundærproduksjon ?

Produksjonen av biologisk materiale i naturen styres av sollyset og de organismene som kan omgjøre energien i sollyset til organisk materiale. Planter og alger som står for denne fotosyntesen kalles produsenter eller mer presist primærprodusenter - altså førstehåndsprodusenter.

Dyr (og sopp) kan ikke produsere organisk materiale fra uorganisk materiale. Dyrene er avhengig av å ta inn næring i form av alger, planter, sopp eller andre dyr og omdanne denne næringen dels til energi for å opprettholde livsfunksjonene, dels til egen vekst. Summen av all vekst (vektøkning) som individene i en artsbestand står for kaller vi artens "sekundærproduksjon". Denne måler vi ofte som endring i tørrvekt per kvadratmeter og år. Det er viktig å merke seg at vi ikke sier noe om at denne sekundærproduksjonen blir utnyttet av neste næringsnivå eller om den går inn i nedbrytningskjeden. Vi er bare opptatt av hvor mye "organisk materiale" arten har produsert ved egen vekst.

For å forklare hvordan vi kan beregne denne sekundærproduksjonen ved en metode som kalles "Allen -kurve metoden" vil vi beskrive følgende eksempel: Vi lar 100 fiske-egg klekke i en lukket tank og fører yngelen. Etter en tid tar vi ut 10 fisk pr uke i 7 uker. Vekten av disse fiskene vil øke litt fra uke til uke og regnestykket for å beregne "sekundærproduksjonen" av disse 70 fiskene vil bli: summen av de 10 første fiskene ganget med middelvekten deres pluss de 10 neste ganget med middelvekten deres osv.

Etter det siste uttaket svikter oksygentilførselen til fisketanken og de resterende 30 fiskene dør og må kastes. Vi veier også disse 30 fiskene og legger til slutt sammen vekten av det vi tok ut til mat pluss det som måtte kastes. Denne vekten tilsvarer bestandens sekundærproduksjon.

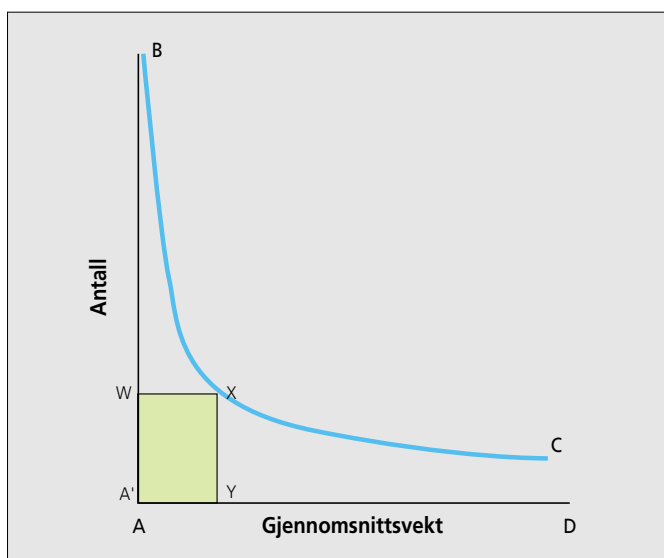
Ved produksjonsstudier av en art ute i naturen kan vi ikke kontrollere hvor mye som blir spist eller hvor mye som går tapt på annen måte. Vi kan bare telle hvor mange individer en bestand består av og vekten deres på utvalgte tidspunkt. Hos mange insektarter klekker de fleste individene fra eggene i løpet av en kort periode og larvene vokser omtrent like fort. De utgjør da en generasjon og vi kan enkelt beregne sekundærproduksjonen ved å plote inn individenes middelvekt og antall individer i en "Allen-kurve" (figur 2.2.13).

Under hvert tidspunkt på kurven (C) kan vi tegne en firkant som representerer biomassen av arten ved det aktuelle tidspunktet. Firkantens areal får vi ved å gange middelvekten med antall individer, dette blir vekten av alle individene på det tidspunktet eller det vi kaller biomasse

Arealet over denne firkanten tilsvarer vekten av de individene som er "tatt ut" tidligere og arealet til høyre for denne firkanten tilsvarer den vektøkningen bestanden får ved at overlevende individer blir tyngre enn de er på dette tidspunktet. Summen av disse tre arealene eller hele arealet under kurven representerer artens sekundærproduksjon.

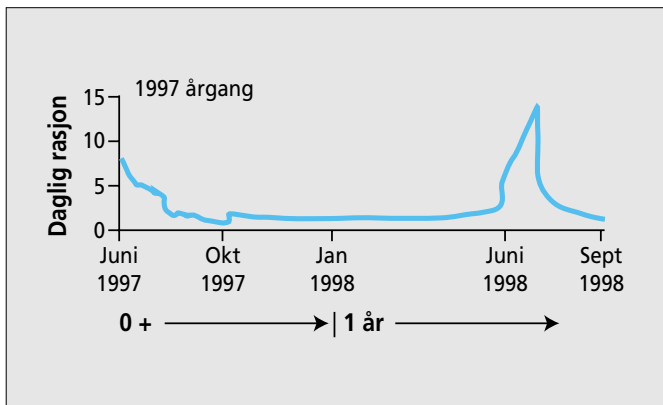
Dersom vi ønsker å regne om sekundærproduksjonen til tørrvekt kan vi som oftest dele våtvekten på 5 fordi mange organismer inneholder ca 80 % vann. Vider må vi justere beregningen slik at svaret kan gies for et bestemt areal og en bestemt tidsperiode, som oftest kvadratmeter og år.

Allen kurve metoden kan brukes for alle organismer som vokser noenlunde jamt i skilte generasjoner. Dette gjelder mange fisk og bunndyr, mens andre arter som den meget vanlige døgnfluen *Baetis rhodani* har så uklart definerte generasjoner at den er vanskelig å tilpasse en Allen kurve fordi den klekker over et meget langt tidsrom.



Figur 2.2.13

Allen kurven , vekst - overlevelsesutviklingen for en cohort (aldersklasse). Produksjonen blir arealet ABCD, biomassen i tidspunktet X er $\hat{A}WXY$. - The Allen curve, growth -survivorship for a cohort. Production is area ABCD; standing stock at point X is area $\hat{A}WXY$.



Figur 2.2.14

Daglig rasjonsstørrelse (tørrvekt) i prosent av kroppsvekten (våtvekt) for ørretunger født i 1997 og ettåringer i 1998. - Daily food rations (dry weight) in per cent of the body weight (wet weight) of juvenile brown trout born in 1997.

Rammeartikkel 2.2.2

Cesium som sporstoff til bruk for beregning av ørretens næringsopptak

Ørretens næringsopptak ble beregnet ved hjelp av stabilt cesium. Cesium forekommer naturlig i vassdrag i små mengder. Disse konsentrasjonene er for små til at det kan brukes som sporstoff i næringsberegninger. Vi slapp derfor ut stabilt cesiumsalt i elva. Fire kilo salt ble løst i 400 l vann og sluppet ut i løpet av 24 timer øverst i Hofstadelva. Ved munningen av Hofstadelva ble ytterligere 2 kg salt sluppet ut. Næringsopptaket ble beregnet på bakgrunn av fiskens innhold av cesium i kjøtt og mageinnhold. Cesiuminnholdet i næringsdyrene i Gråelva ble også undersøkt.

Metoden forutsetter at vi kjenner opptakseffektiviteten og utskilleleshastigheten for stoffet i fisken. Fordi Gråelva er sterkt leirførende blir opptaket av cesium i fisk og bunndyr lavere enn det ville vært i en klar elv. Vi har beregnet opptakseffektiviteten til ca. 10% av effektiviteten i rent vann. Årsaken til dette er at leire effektivt binder cesium slik at ca. 90% blir holdt tilbake i sedimentet.

Ved denne metoden beregnet vi fiskens daglige næringsopptak. Dette avhenger av vanntemperatur, sesong og fiskestørrelse. I juni spiste yngelen en næringsmengde (tørrvekt) som tilsvarte 8% av kroppsvekten sin pr dag (våtvekt). Rasjonene avtok utover høsten og var lave hele vinteren (<1-2 %). Når temperaturen igjen steg i juni, økte matinntaket. Ett-åringene spiste daglig en næringsmengde tilsvarende 13 % av kroppsvekten (våtvekt) når matinntaket var på sitt høyeste om sommeren (**figur 2.2.14**).

Vi takker Ola Ugedal, Torbjørn Forseth og Syverin Lierhagen for hjelp med cesiumanalysen.

2.3

Oter og mink i en steinsatt sjørret-elv

Thrine Moen Heggberget, Hans Mack Berger*,
Kirsti Kvaløy*, Anders Lamberg*

* Alfabetisk rekkefølge

Steinsetting der land møter vann er et svært vanlig naturinngrep som utføres i flere sammenhenger og på ulike måter. I Gråelva utføres det full steinsetting av både elvebunnen og elvebreddene for å forhindre at elva graver i rasfarlig kvikkleire. Steinsettingen reduserte rovdyraktiviteten i den tiden den pågikk, og oteren tok ikke anleggsområdet i bruk igjen før etter halvannet år. Virkningen av minkpredasjonen på fiskebestanden synes liten, mens effekten av oterpredasjonen var betydelig. Denne arten kan høste omtrent halvparten av bestanden av de ett-årige ørretungene.

2.3.1 Gråelva som levested for oter og mink før steinsetting

Gråelva er en av mange mindre sideelver i Stjørdalselva, et av de store vassdragene i Trøndelag. Stjørdalselva renner gjennom

jordbruksområder på store marine leireavsetninger før utløpet i Trondheimsfjorden, og på denne strekningen munner Gråelva ut i Stjørdalselva, omkring en mil fra fjorden (**figur 2.3.1**). Omkring 6 km opp i Gråelva deler elva seg. Den mindre, østlige greinen kalles Hofstadelva.

Den nedre delen av vassdraget, med et stort antall sidebekker, har gravd en forgreinet ravine i løsmassene. Ravinen er for det meste skogkledd, men det er også noe beitemark. Granskog finnes i de mer stabile skråningene og dominerer omkring Hofstadelva. Resten av skogen er blandingsløvskog, dominert av gråor. Grunnen i de bratte sidene av ravinen er svært ustabil. Trær mister ofte fotfestet, kommer på skakke eller går over ende. Større og mindre ras legger leira åpen her og der, og ender i et virvar av falne trær i bunnen av ravinen eller uti elva. En frodig vekst av høystauder bidrar ytterligere til et villniss som for det meste har fått være i fred for folk, selv om ravinen er omgitt av gårdsbruk, og dessuten brukes en del av beitedyr. Ravinen ender ovenfor



Foto: Thrine M. Heggberget

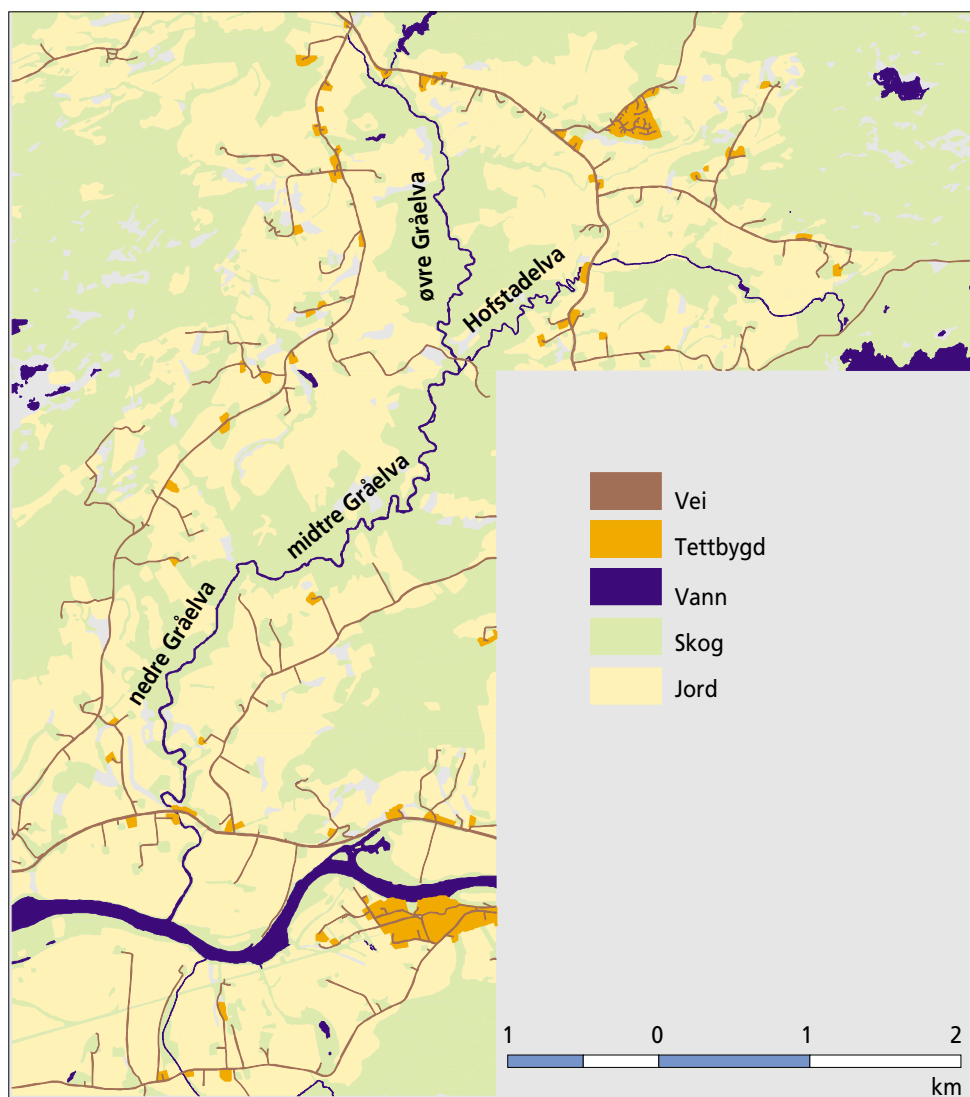
E14. Nedenfor denne veien renner Gråelva mer i nivå med et flatt jordbrukslandskap. Her er det bare en smal stripe av kantløvskog. Vegetasjon, jordsmonn og topografi bestemmer om oter og mink kan etablere hi, og om de finner skjul og uforstyrrede kvileplasser.

Oterens bruk av vassdraget var blitt kartlagt ved en befaring like etter at anleggsarbeidet i vassdraget begynte. Bygging av anleggsvei var da i gang, men steinsettingen var ikke begynt. På det tidspunktet var det spor tegn etter oter langs hele den nedre delen av Gråelva. Ved den mindre Hofstadelva ble det funnet færre spor tegn. Mink var ikke mål for denne tidlige undersøkelsen, men det ble likevel funnet spor tegn etter mink. Leirgrunnen i ravinen er lite egnet for utgraving av hi, men det ble funnet et fåtall hi som var brukt av oter, under rotsystemet av grantrær ved elva. Dessuten hadde oter benyttet hulrommet under rester av betonggulvet fra en gård som ble tatt av leirras og havnet ved Gråelva.

Særlig Hofstadelva er et godt gyteområde for sjørret, og tettheten av ørretunger i vassdraget var høy også før steinsettingen. En og annen laks gyter også i vassdraget, men innslaget av laksunger er lite. Den tette bestanden av ørretunger, og gytende sjørret i en kort høstsesong, burde gi et godt tilbud av mat for oter og mink. Ørreten i vassdraget er omtalt i et eget kapittel i rapporten.

Figur 2.3.1

Gråelv-vassdraget, med delene av prosjektområdet markert. – The Gråelva watercourse, subdivisions of the study area indicated.



2.3.2 Steinsettingen skal forebygge leirras

Vannet i Gråelva graver i leira og innholdet av leire er høyt og sikten ofte svært liten. I noen partier av elva er det naturlig steinbunn, men der elva graver mest dannes det vertikale elvebredder av åpen leire. Fra disse leirveggene kan det rase store leirblokker ut i elva. Hofstadelva har mer steinet elvebunn og klarere vann, men begge elvene og sidebekkene går gjennom områder med kvikkleire. Risikoen for større leirras er derfor høy i Skjølstadmarka. I 1960-åra gikk det et ras som tok med seg et gårdsbruk, og et barn omkom.

Steinsettingen skal stoppe elvenes og bekkenes graving i de mest rasfarlige leirmassene, for å stabilisere området og redusere risikoen for større ras. Elveløp, bekkeløp og elvebredder har blitt plastret med et tykt lag av sprengstein i lange strekninger. På breddene ble det deretter lagt på noe jordsmonn. Gjenveksten ble hovedsakelig overlatt til naturen. Like etter steinsetting var det derfor en bred, snau sone omkring elva. Gjenveksten har vist seg å skje raskt, først av høg, grasdominert vegetasjon, deretter av lauvskog.

Blokker av sprengstein som var for store til steinsettingen er deponert i spredte hauger noen steder langs elva.

2.3.3 Steinsetting og restituering i prosjektperioden

Høsten 1996 var steinsettingen av ca 2 km fullført i den midtre delen av Gråelva, opp til samløpet med Hofstadelva. Gras og urtevegetasjon hadde hatt tid til å etablere seg, men det var ingen skog på de steinsatte breddene. I løpet av prosjektperioden skjøt det opp et kratt av gråor.

Videre oppover i Gråelva fra samløpet med Hofstadelva pågikk det steinsetting høsten 1996. Elveleiet her var stykkevis tørrlagt en periode denne høsten. Vannet rant under steinsettingen, og kom opp i dagen igjen ovenfor samløpet med Hofstadelva. Anleggsarbeidet her ble fullført før utløpet av 1996. Disse elvebreddene var nærmest snaua i hele prosjektperioden.

I nesten hele 1997 pågikk det anleggsarbeid ved den midtre, delvis restituerte, delen av Gråelva, nedenfor samløpet med Hofstadelva (**Figur 2.3.1**). Sidebekkene ble nå steinsatt. Dessuten ble steinsettingen utvidet nedover på en kort strekning i selve Gråelva. Herfra ble det også laget en provisorisk veg ca 1 km nedover ved elva. I 1998 var det ikke anleggsarbeid i vassdraget.

Steinsettingen ble utført slik at elva fortsatt fulgte sitt gamle, slyngende løp. Langs hele den steinsatte delen var det ny anleggsvei, i noe avstand fra elvebredden. Hofstadelva var urørt i hele prosjektperioden, med unntak av utløpet i Gråelva, som var steinsatt.

For di deler av elva alt var steinsatt da prosjektet begynte, valgte vi å sammenlikne områder med og uten steinsetting, og ovenfor og nedenfor steinsettingen. Hofstadelva representerte området ovenfor steinsettingen.

2.3.4 Oter og mink bruker vassdraget forskjellig

Foretrakk oter eller mink spesielle deler av vassdraget og påvirket anleggsarbeid eller steinsetting dyrenes aktivitet langs vassdraget? I tillegg til rekker av spor i snø, jord eller sand er ekskrementer det viktigste beviset på at et område blir brukt av oter eller mink. Disse artene plasserer ekskrementer slik at de er lette å finne, på framtreddende, godt synlige, faste plasser. Ekskrementene fungerer da som duftsignal. Periodevis overvåket vi også deler av elvene med videokamera kombinert med infrarød belysning.

2.3.4.1 Oter

Mengden sportegn etter oter varierte mye med tiden (**figur 2.3.2**). Som oftest var det mye sportegn, men ved registreringer i oktober 1997 var det lite og i februar 1998 fant vi ingenting. Dyp snø og stor vannføring i åpen elv kan ha gjort det vanskelig å finne spor i oktober, men i februar var det svært gode sporingsforhold. En gaupe hadde da krysset elva langt ned i vassdraget. Kanskje kan det ha hatt betydning, men forholdet mellom disse predatorer er uklart.

Det var forskjell i tettheten av sportegn etter oter mellom de forskjellige delene av vassdraget. Tettheten var høyest i nedre Gråelva, der landskapet veksler mellom et flatt, åpent jordbruksområ-

de, og en ravine med et tett villniss. I midtre Gråelva der elva var restituert etter steinsetting, var det forholdsvis jevnt med sportegn, til tross for anleggsvirksomhet gjennom hele 1997, men tettheten var lavere enn lengre ned i elva. Ved øvre Gråelva fant vi de første sportegnene halvannet år etter at anleggsarbeidet var ferdig der. Ved Hofstadelva varierte tettheten av sportegn mye. Det kunne være mye sportegn om høsten, men i mange tilfeller fant vi ingenting. En god forklaring på denne variasjonen kan være at Hofstadelva, som er det viktigste området for gytende ørret, var mest attraktiv om høsten når det var gytetisk der. Forøvrig hadde Hofstadelva også den høyeste tettheten av de minste fiskeungene, som forklart i **Kapittel 2.2**, men som vi senere skal se var de nyklekte ungene lite attraktive som otermat.

Video-opptakene ga interessante opplysninger. Vi gjorde opptak samtidig både i nedre og midtre Gråelva og i Hofstadelva, i 9 døgn av gangen på ulike tider av året, fem ganger i 1997 og tre ganger i 1998. Kameraposisjonene var tilfeldige innenfor hver av de tre delene av vassdraget og forskjellige fra gang til gang, for å unngå at observasjonene avspeilte helt lokale preferanser. Opptakene viste at oter fisket i alle områdene. På video-opptakene fra mars i 1997 så vi en oterhunn med en ganske stor unge både i nedre Gråelva og i den steinsatte, men restituerte, midtre delen av Gråelva. I disse dagene var det noe anleggsaktivitet i denne delen av elva, et lite stykke unna der vi hadde videokameraet. Det kan ha vært de samme to dyra i vi så begge steder. I så fall passerte de partiet der anleggstrafikken pågikk. I midtre Gråelva viste video-opptakene også en oterhunn med unge i februar 1998. Da hadde det ikke vært anleggsvirksomhet i vassdraget siden september året før. Oterunger kan holde sammen med mora til de er omkring et år gamle, men ungens størrelse viste at det ikke kunne være den samme ungen vi så begge år, så dette må ha vært en ny familie.

Video-opptakene antyder at det kunne gå mange døgn mellom hver gang et tverrsnitt av vassdraget ble passert av oter, men oter kan ha passert kameraene usett i vannet når det var dårlige lysforhold, eller under vann. Oter boltrer seg i vannet, svømmer mer enn de går langs et vassdrag og er ofte mer under enn over vann. Gjennomsnittlig ble det gjort opptak av oter hvert 12. døgn, men oteropptakene var ujevnt fordelt i tid.

2.3.4.2 Mink

Ved våre registreringer var det en tendens til at tettheten av minkspor økte oppover i vassdraget, når vi ser bort fra den nylig steinsatte øvre Gråelva hvor det var mindre aktivitet enn ellers i vassdraget. De registrerte forskjellene var ellers ikke så store at vi kan påstå at minkaktiviteten generelt var forskjellig fra øverst til nederst i vassdraget. Men det var nok lettere for mink å fiske i den grunne, relativt klare Hofstadelva enn i de grumsete strekningene og periodene i Gråelva, for minken har en annen fiske-teknikk enn oteren. Minken hopper ut i vannet for å ta en fisk som den har sett fra land.

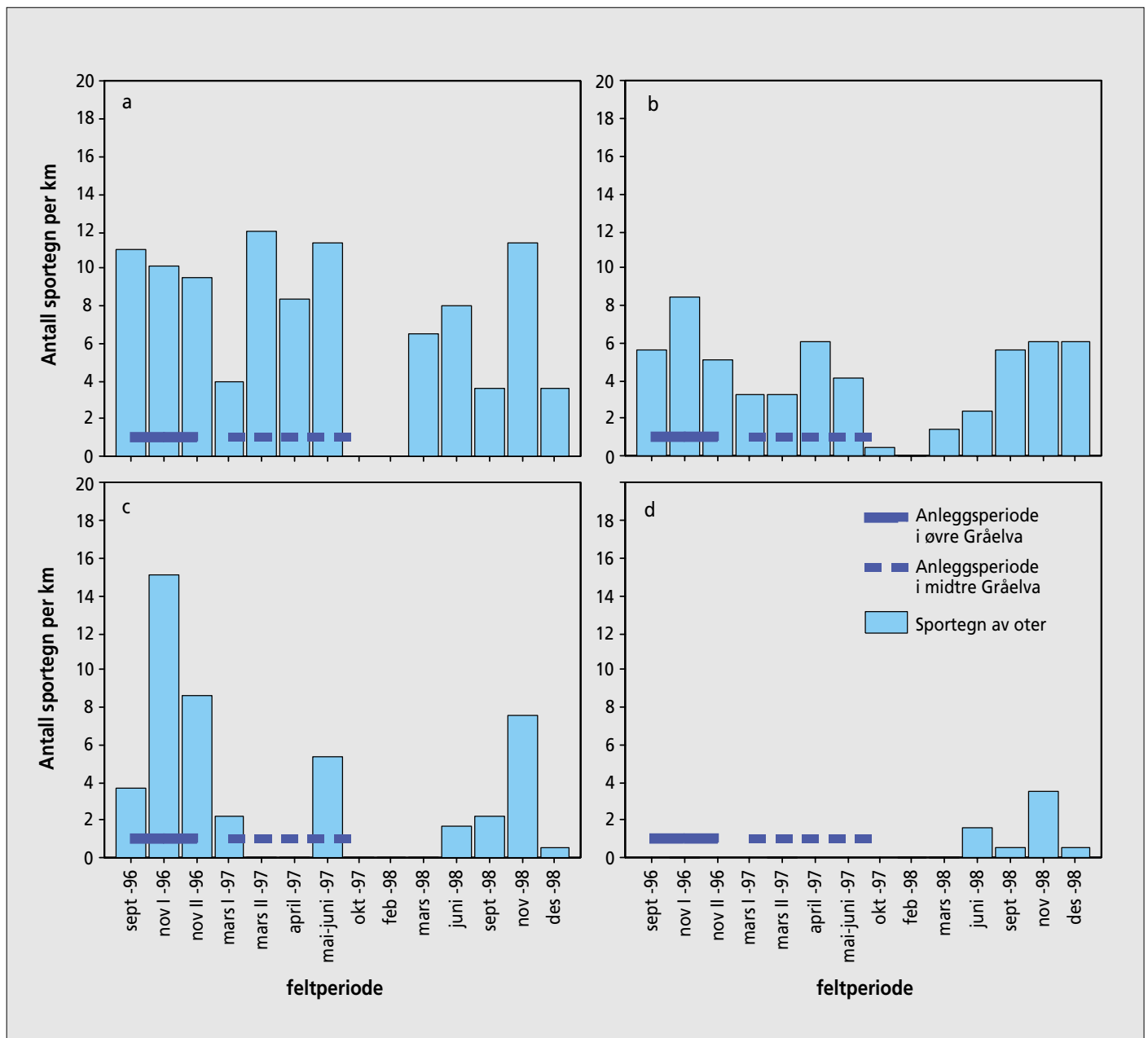
Minkaktiviteten hadde en topp på seinvinteren både i 1997 og 1998 (**figur 2.3.3**). Det kan ha sammenheng med at dyra ble mer aktive omkring parringstida for mink, som er på den tida av året.

Som regel fant vi flere sportegn etter oter enn etter mink, men ikke alltid (**figur 2.3.2** og **2.3.3**). I februar 1998 fant vi bare mink-

spor i vassdraget. Forskjellen kan delvis skyldes at den mindre og lettere minken ikke setter like mye spor etter seg som oteren. Men minkens aktivitetstid i vassdraget var kortere enn oterens, selv om antall døgn med observasjoner av mink var omtrent det samme som for oter.

Vi så aldri mer enn en mink om gangen, men det behøver ikke bety at det ikke var mink-familier i vassdraget. Minkens familieliv er forskjellig fra oterens. Minkungene skiller lag med mora mye tidligere, og ferdes sammen med henne bare første sommeren.

Også for minken gikk det lang tid mellom hver gang et visst tverrsnitt av vassdraget ble passert. Det ble gjort opptak av mink hvert 11. døgn i gjennomsnitt, men ujevnt fordelt i tid. Minken var nesten alltid på elvebredden eller på iskanten, sjelden i vannet. Selv om den er nært knyttet til vassdrag og selv om fisk kan være en viktig del av mink-dietten, er den en klart dårligere svømmer enn oter. Den ser heller ikke ut til å være like glad i å svømme, og svømmer ikke så mye under vann som oteren. Derfor er det liten sjanse for at mink har passert kameraene usett.



Figur 2.3.2

Mengden av spor tegn (ekskrementer og rekker av potespor) etter oter ved hver registrering, for hver del av prosjektområdet. Anleggsperiodene i midtre og øvre Gråelva er markert. a. Nedre Gråelva (nedstrøms steinsettingen). b. Midtre Gråelva (rehabiliteret steinsatt del). c. Hofstadelva (oppstrøms steinsettingen). d. Øvre Gråelva (steinsatt i studieperioden). - Amount of otter signs (faeces and rows of footprints) per survey in each subdivision of the study area. Construction periods indicated. a. Lower Gråelva (downstream from the construction area). b. Middle Gråelva (rehabilitated construction area). c. Hofstadelva (upstream from the construction area). d. Upper Gråelva (loose stone river embankment constructed during the study period).

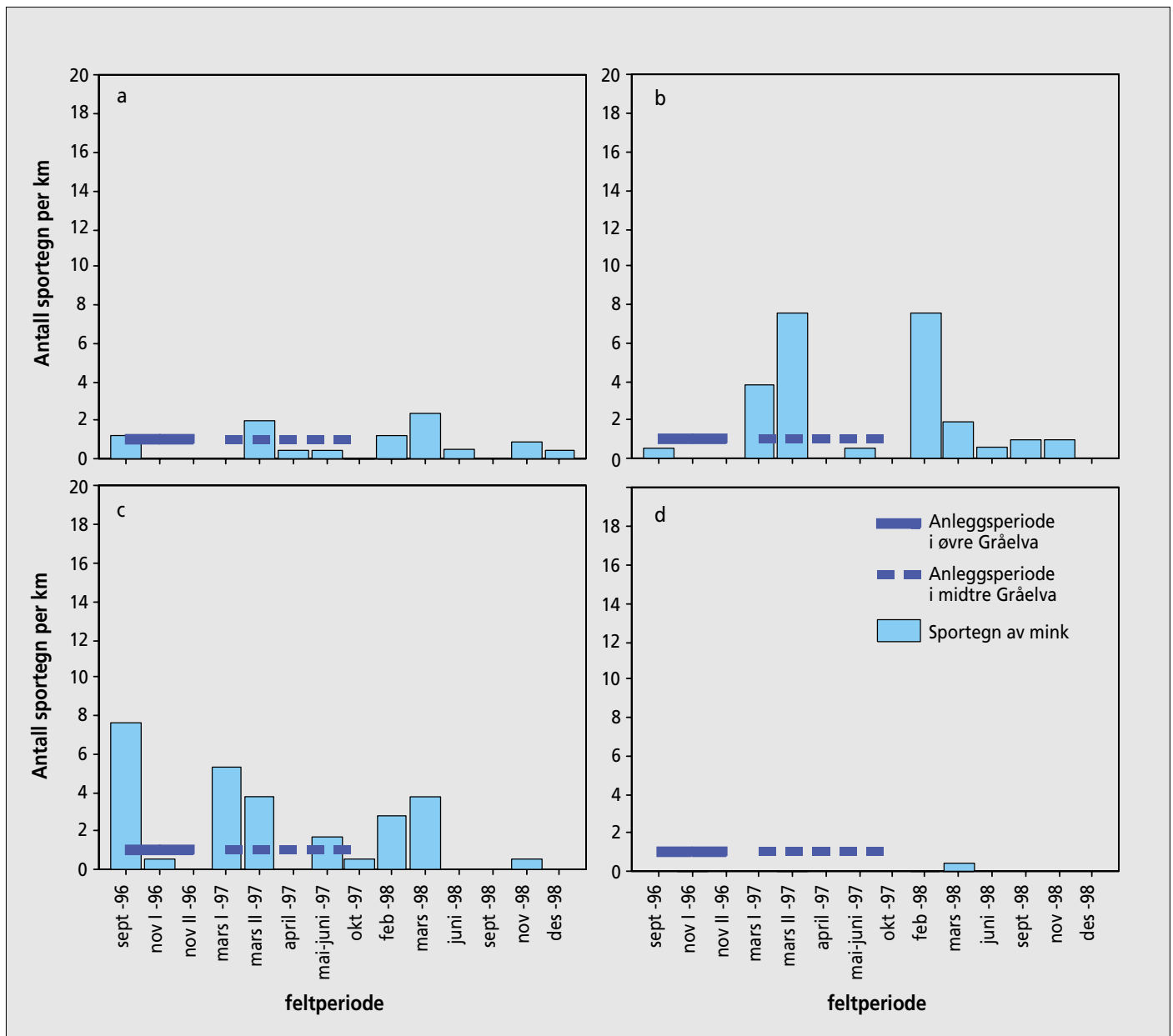
2.3.5 Ny steinsetting var lite attraktiv

Den nylig steinsatte øvre delen av Gråelva så ut til å være ubrukbar som leveområde for både oter og mink. Før anleggsarbeidet begynte var det mye spor tegn der, og det ble også funnet kvileplasser under grantrær og hi under granrøtter. Tre-vaser som kan hope seg opp i en elv under flom er attraktive kvileplasser for mink, og slike var det flere av før steinsettingen. Etter steinsetting var de gamle hiene, kvileplassene og tre-vasene borte. Vannet rant tidvis skjult under steinsettingen, og det kan ikke ha vært fisk der, hvilket også gjorde området ubrukbart for artene. Det er derfor ikke rart at området var lite brukt av oter og mink. De fåtallige spor tegnene som dukket opp halvannet

år etter at arbeidet med steinsettingen var ferdig indikerer at først da hadde området begynte å bli rehabilitert.

Både sporing og video-overvåking viste at den midtre delen av Gråelva, med eldre steinsetting, var i bruk av oter og mink gjennom hele prosjektperioden. Vi kunne ikke påvise at det begrensete anleggsarbeidet som pågikk i denne delen av elva i 1997 hadde noen virkning på oter- og minkaktiviteten.

De steinsatte breddene av vassdraget er for det meste for kompakte til at hi kan etableres direkte i fyllingen, men oter hadde gått inn i de fåtallige hulrommene vi fant. Langs de steinsatte



Figur 2.3.3

Mengden av spor tegn etter mink (ekskrementer og rekker av potespor) ved hver registrering, for hver del av området. Anleggsperiodene i midtre og øvre Gråelva er markert. a. Nedre Gråelva (nedstrøms steinsettingen). b. Midtre Gråelva (rehabilitert steinsatt del). c. Hofstadelva (oppstrøms steinsettingen). d. Øvre Gråelva (steinsatt i perioden). - Amount of mink signs (faeces and rows of footprints) per survey in each subdivision of the study area. Construction periods indicated. a. Lower Gråelva (downstream from the construction area). b. Middle Gråelva (rehabilitated construction area). c. Hofstadelva (upstream from the construction area). d. Upper Gråelva (loose stone river embankment constructed during the study period).

delene av Gråelva ble det deponert noen hauger av sprengsteinblokker ved elva som potensielle hiområder for oter og mink. En slik haug ved midtre Gråelva ble lite benyttet, mindre enn en kunne vente siden de fåtallige gamle hiene og kvileplassene var borte. Det kan ha vært for store, åpne hulrom i fyllingen på grunn av at steinblokkene var svært store. Sprengstein med skarpe kanter og ujevne flater er vel heller ikke ideelt å ferdes på. Vi kunne ikke påvise at steinhaugene ved øvre Gråelva var tatt i bruk i løpet av prosjektperioden.

Klarere vann i vassdraget som resultat av steinsettingen burde forbedre fiske-forholdene for mink, som er avhengig av å oppdage byttet fra land. Oter lokaliserer bytte mens den selv er i vannet. Det er også vist at oter er i stand til å fange byttet uten å se det, trolig fordi det kan lokaliseres ved hjelp av oterens stive følehår som omgir hele snuten. Antakelig har innholdet av leire i vannet derfor ikke like stor betydning for oterens som for minkens fiskelykke.

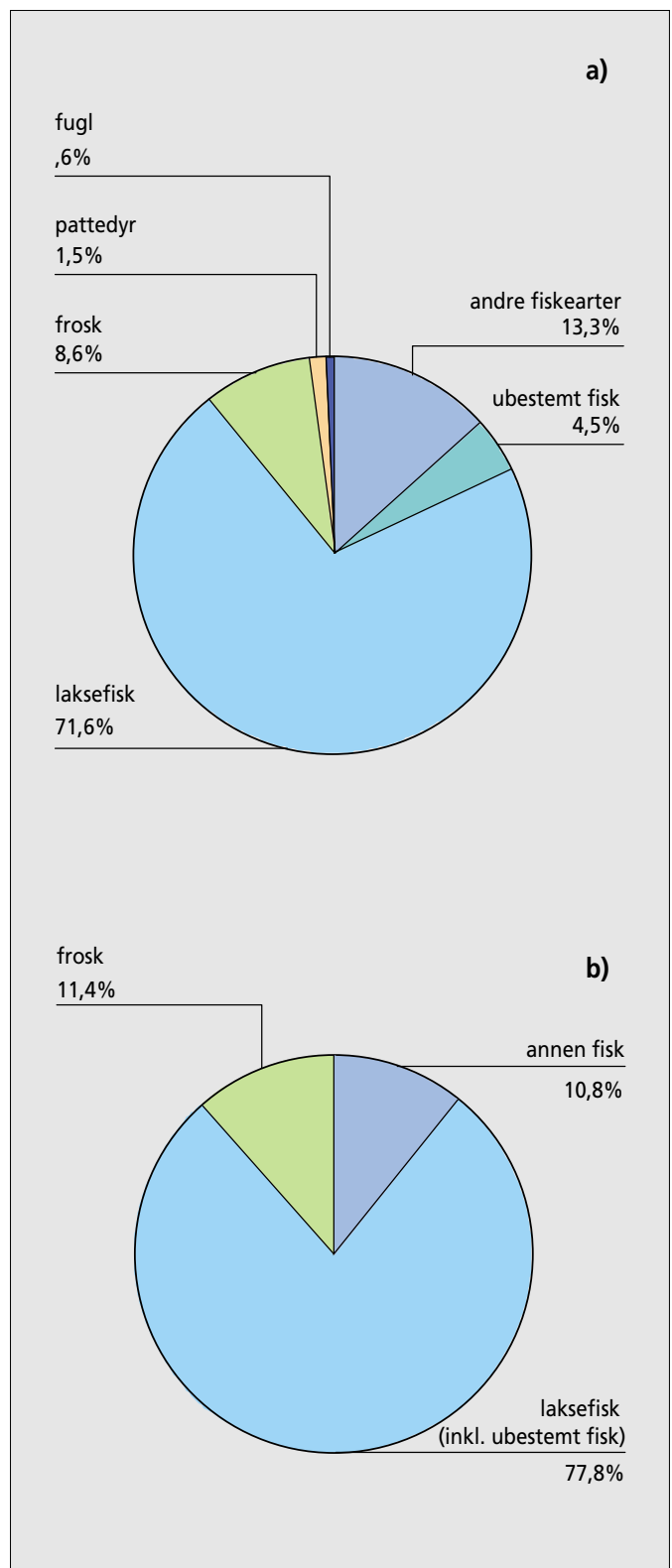
2.3.6 Oteren spiste mest ørret, minken litt av hvert, begge likte frosk

Vi undersøkte dietten til oter og mink fra skjellett-rester av byttedyra som vi fant i ekskrementene. Ved hjelp av fiskevirvlens størrelse beregnet vi dessuten lengde og vekt av de spiste fiskene. Oterene hadde hovedsakelig spist laksefisk (**figur 2.3.4 a, b**). Fordelingen blant de som kunne bestemmes til art indikerte at ca 90 % av de spiste laksefiskene var ørret og ca 10 % var laks. Rester av store fisker som var vanskelige å bestemme fordi virvlene var tygd i stykker var nok for det meste sjørøret som gikk opp for å gyte, siden de fleste var spist om høsten. I vektfordelingen av byttedyr ble disse store fiskene derfor slått sammen med laksefiskene. I antall utgjorde da laksefisk 70-80 % og i vekt 80-90 % av oterdietten. Andre fiskearter (stingsild, flyndre og ål) utgjorde 13% av antallet og 11 % av vekten. Frosk hadde også en viss betydning, mens fugl og pattedyr var ubetydelige som byttedyr for oter.

Minkens diett var mer variert (**figur 2.3.5**), slik typisk er for mink. Fisk utgjorde omkring 60 % av antallet byttedyr, og laksefisker utgjorde det meste av dette. Fugl var den nest største byttedyrgruppen. Pattedyr og frosk ble også tatt. Fordi en så stor del av minkens diett besto av arter som vi ikke kunne beregne vekten av har vi ikke kunnet gi vektfordeling av minkens byttedyr.

2.3.7 Gråelv-vassdraget er spisskammer, men ikke heltidsbolig

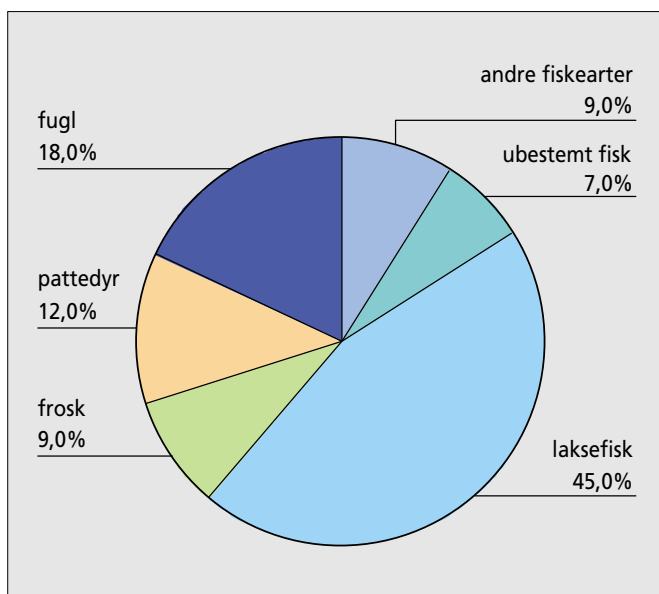
Hvor mange aktivitetstimer har oter og mink langs de 8 km av vassdraget som ble studert? For oter tilsvarte resultatet gjennomsnittlig 2,7 timer per døgn og for mink 0.7 timer per døgn på årsbasis. Registrering av aktiviteten til radiomerkede individer andre steder har vist at både oter og mink er på farten minst 3 timer, og kan være i aktivitet atskillig mer per døgn. Variasjon i matbehov og i tilgjengeligheten av byttedyr er med på å bestemme hvor mye de er i aktivitet. Ett enkelt dyr kan altså ventes å ha flere aktivitetstimer per døgn enn det vi fant ved Gråelva. En forklaring er at vassdraget periodevis var fritt for oter eller mink, siden vi ikke alltid fant sportegn langs vassdraget. Dyra som holdt til her kan dessuten ha lagt en del av sin daglige aktivitet til steder utenom elva.



Figur 2.3.4
Oterdiett basert på ekskrementer innsamlet i prosjektområdet. a) Frekvensfordeling av byttedyrtyper. b) Vektfordeling av de viktigste byttedyrtyperne, beregnet som 35 g per frosk, og ved hjelp av regresjons-likninger som forbinder fiskevirvlens størrelse med lengde og vekt av fisken. – Otter diet based on prey remains in faeces, sampled in the study area. a) Frequency distribution of prey types, sampled in the study area. b) Weight distribution of the main prey types, calculated as 35 g per frog, and from regression equations relating the size of fish vertebrae to fish length and weight.

På denne bakgrunnen var det en overraskelse å oppdage at minst 9 forskjellige otrer hadde vært innom vassdraget i løpet av 1998, og minst 2 eller 3 i løpet av perioder på et par dager. Av disse var det 3 eller 4 hunner og 5 eller 6 hanner. Det fant vi ut ved en metode for genetisk analyse av oterceller i ferske oter-ekskrementer som ble kjent i 1998. Dette betyr at mange otrer tilbrakte ganske lite tid hver ved vassdraget. En oters leveområde kan omfatte mange km med elver og bekker. Slik sett var det ikke urimelig at Gråelva og Hofstadelva utgjorde en del av et eller flere leveområder, men antallet oterindivider som benyttet området var interessant. Fordelingen av sportegn i vassdraget tyder på at otrer tok kortere og lengre turer opp i vassdraget fra Stjørdalselva. I ett av oter-ekskrementene var det rester av en torskefisk som må ha vært fanget i saltvann eller brakkvann. Det tyder på at dette dyret hadde vært langt nede i Stjørdalselva eller ved fjorden i løpet av siste døgn, for et otermåltid passerer gjerne fordøyelseskanalen i løpet av få timer. Forøvrig liknet fordelingen av rester etter laks- og ørretunger i ekskrementene på fordelingen av laks- og ørretunger i Gråelva. Det tyder på at måltidene som ekskrementene representerte hovedsakelig var fanget i Gråelva, og ikke i Stjørdalselva som er en mer utpreget lakseeelv.

Vi kunne ikke gjøre noen tilsvarende genetisk bestemmelse av antall mink-individer. For mink er det vist tidligere at voksne individer av samme kjønn har atskilte leveområder. Disse leveområdene kan variere fra 1 til 5 km elvestrekning, og er mindre enn oterens leveområder. I likhet med oteren er minken nokså knyttet til vann og vassdrag, men minken kan også inkludere områder som har god tilgang på andre byttedyr enn fisk. I Gråelv-vassdraget er det sannsynlig at minken brukte en del av aktivitetstida si på å jakte smågnagere i grasmark omkring vassdraget. Etter utbetaling av fellingspremier for mink å dømme var det lite mink i Stjørdal i prosjektperioden.



Figur 2.3.5
Minkdiett basert på ekskrementer innsamlet i prosjektområdet. Frekvensfordeling av byttedyrtyper. – Mink diet based on prey remains in faeces, sampled in the study area. Frequency distribution of prey types.

2.3.8 Hva har predasjon fra oter og mink å si for fiskebestanden?

Otrene fanget sjelden fisk som var mindre enn 7 cm. Det vil si at nyklekte ørret- og laksunger er lite interessante som bytte. På seinsommeren og høsten oppnår årets kull av nye fiskeunger denne størrelsen. Beregnet størrelse av spist fisk viste at otrene for det meste beskattet ettårige og eldre laksefisker. Otrene ved dette vassdraget spiste likevel fisker av mindre størrelse enn det som er vanlig for otrer som lever ved saltvann.

For å vurdere om predasjon fra oter eller mink hadde noen betydning for fiskebestanden kan vi gjøre noen tanke-eksperimenter basert på beregninger fra denne og andre undersøkelser av predatorernes aktivitet, diett og matbehov, og tettheten av fisk.

Den beregnede oter- og mink-aktiviteten langs vassdraget indikerer at maksimalt 90 % av en oters matbehov og maksimalt en fjerdedel av en minks matbehov ble dekket ved fising i Hofstadelva og i midtre og nedre Gråelva i løpet av prosjektperioden. Otrer trenger i størrelsesorden 1 – 1,5 kg mat per døgn. De genetiske analysene viste at både oterhunner og oterhanner hadde tilhold i vassdraget, og for en gjennomsnitts oter kan vi regne matbehovet for å være 1,3 kg per døgn. I vårt studieområde utgjorde laksefisk omkring 80 % av oterdietten. Vi kan da anslå at oterpredasjonen på laksefisk på denne elvestrekningen utgjorde maksimalt 340 kg i året. Mink trenger 100-200 gram mat per dag. En fjerdedel av dette per dag tilsvarer maksimalt 10-20 kg laksefisk per år tatt av mink, forutsatt at minken brukte tida langs vassdraget på å fange laksefisk, og ingen andre byttetyper. Disse predasjonsratene forutsetter også at begge artene fisket svært effektivt, det vil si at de brukte kort tid på å tilfredsstille matbehovet. På grunn av høye tettheter av fiskeunger i deler av vassdraget, beskrevet i **Kapittel 2.2** er det ikke helt urimelig, i alle fall når elvene er isfrie. I virkeligheten var nok predasjonsratene lavere enn det som er beregnet ovenfor. For minkens vedkommende har vi ikke grunnlag for å gå videre i denne vurderingen fordi vi ikke kunne beregne vektfordelingen av byttedyrtyperne, men minkens predasjon på laksefisk må ha hatt beskjeden betydning for fiskebestanden.

På grunnlag av maksimalverdien på 340 kg for oterens predasjon på laksefisk og lengdefordelingen av laksefisk i oter-ekskrementene kan vi anta at maksimum 11 500 laksefiskunger og 700 større laksefisker ble tatt av oter i prosjektområdet. Det meste av fiskeungene som ble spist var minst ett år gamle etter størrelsen å dømme. Tettheten av disse aldersklassene varierte fra år til år og langs vassdraget. Det er vist i **Kapittel 2.2**. Men om en tar lengde og bredde av elvestrekningene innenfor prosjektområdet i betraktning var det maksimale antallet av 1 år og eldre ørretunger som kan ha blitt spist av oter i samme størrelsesorden som det som var igjen i elvene. Mange usikre og variable forutsetninger inngår i denne beregningen, og tallene kan foreløpig bare indikere hvilken størrelsesorden oterens predasjon på unger av laksefisk kan ligge innenfor. Beregningen illustrerer at oterens predasjon kan være stor og viktig for fiskebestanden.

3

Vintervannføring og smoltproduksjon



Foto: Nils Arne Hvidsten

Mange av våre lakseelver er regulert for vannkraftproduksjon. Villaksen er omfattet med større og mer allmenn interesse enn noen annen art som berøres av vassdragsreguleringer. Det har vært økende bekymring for laksen, som ser ut til å være på vikende front på grunn av menneskelige påvirkninger som har resultert i økt parasittering, nye sykdommer og konkurranse og genetisk påvirkning fra rømt oppdrettslaks. Overvåking av fysiske forhold og smoltproduksjon i de nedre delene av Orkla etter reguleringen av denne elva har gitt mulighet til å studere hva fysiske forhold i en lakseelv har å si for smoltproduksjonen og dermed for rekrutteringen til en laksebestand. I dette tilfelle synes ikke virkningen å ha blitt negativ for laksen slik vi har blitt vant til å se det ved vassdragsreguleringer.

3.1

Vintervannføringen påvirker produksjonen av laksesmolt i Orkla

Nils Arne Hvidsten og Arne J. Jensen

Den laveste vannføringen om vinteren påvirker smoltproduksjonen. I Orkla er det funnet at økt minstevannføring om vinteren fører til høyere overlevelse hos laksunger, der alle de tre siste vintrene før smoltifisering og utvandring har betydning for ungeoverlevelsen. Totalt forklarte vannføringen 44% av variasjonen i smoltproduksjon.

3.1.1 Laksesmolt i Orkla

Undersøkelsen er gjennomført i Orkla, der utvandringen av laksesmolt er undersøkt gjennom mange år. Det gjelder både produksjon, tidspunkt for når de vandrer ut i sjøen, faktorer som påvirker smoltutvandringen, predasjon fra marin fisk i munningsområdet og vandringsveier utover i Trondheimsfjorden.

Det meste av smolten er 3-4 år når den vandrer ut i saltvann, 11-12 cm lang. Den vandrer ut fra Orkla i løpet av mai. Fisken kommer i hovedstrømmen, helst i den mørkeste perioden om natta.

Utvandringen starter når vannføringen i elva begynner å øke i begynnelsen av mai, og under høy vannføring i vårfloppen kommer de nedover i stimer.

Flere fysiske faktorer påvirker tidspunktet for utvandring. De viktigste er høy og økende vannføring, men også økende vanntemperatur, månens innvirkning og sosiale forhold fisken imellom synes å spille inn. Når noen fisker begynner å vandre, kan de trekke med seg andre på turen nedover elva. Stimdannelsen kan være gunstig for å overleve når de kommer ut i munningsområdet. Der kan det stå store mengder torsk og sei å vente. Undersøkelser i munningen av Orkla har vist at opptil 20 % av smolten blir spist av torsk første uka etter at de kom ut i sjøen.

Når smolten kommer ut i fjorden, følger de nokså passivt med overflatestrømmene. Strømmen går vanligvis utover fjorden, og er sterkest i flomperioder når det renner ut mye ferskvann. For ikke å bli spist, er det viktig for smolten å komme ut i åpent hav så fort som mulig. Dette er antakelig årsaken til den gode smoltoverlevelsen i år med stor vårflopp.



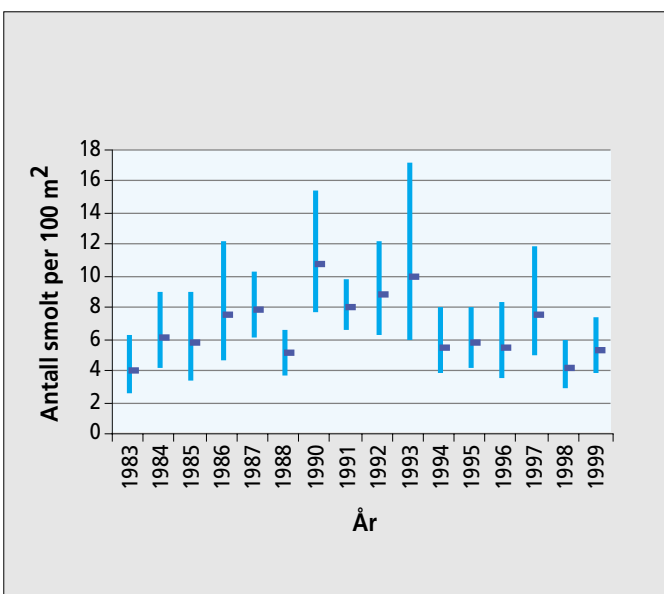
Foto: Nils Arne Hvidsten

I fjorden spiser smolten all tilgjengelig føde som den finner i overflatevannet. Forskjellige arter marflo, rauåte, krill, fiskeyngel og voksne insekter er viktige næringsemner. I tillegg til predasjon fra rovfisk og fugl kan lakselus ta livet av smolt. Enkelte år har 10-20 % av smolten i Trondheimsfjorden så mye lus at en kan frykte at det er dødelig. Laksesmolten kommer ut i fullt sjøvann når temperaturen i sjøen er ca. 8 °C, og den følger hovedstrømmen utover. De fleste drar trolig ut mellom Fjellværøya på Hitra og Kråkvågøya i Ørland og fortsetter i nordlig retning mellom Frøyene i Frøya og Tarva i Ørland.

3.1.2 Høy, men variabel smoltproduksjonen

Smoltproduksjonen i Orkla er beregnet hvert år siden 1983 (unntatt 1989) på strekningen ovenfor Bjørset i Meldal. Ved påsketider, i god tid før smolten begynte å vandre ned til sjøen, ble hvert år ca. 4000 smolt fanget med elektrisk fiskeapparat, merket ved finnekipping og satt ut igjen. Årlig smoltproduksjon kunne deretter beregnes utfra forholdet merket og umerket smolt ved fangst i feller fra Meldal bru. I gjennomsnitt for perioden 1983-99 var smoltproduksjonen 6,7 smolt per 100 m² og varierte mellom 4,0 og 10,8 smolt per 100 m² (figur 3.1.1).

Orkla ble regulert i 1982-83. Våren 1983, som er det eneste året med data om produksjon av laksesmolt fra før reguleringen begynte å virke, ble produksjonen beregnet til 4,0 smolt per 100 m². Det var forventet at produksjonen ville avta etter regulering som følge av senket sommertemperatur. Imidlertid viste det seg at smoltproduksjonen de fleste år er betydelig høyere etter reguleringen til tross for lavere vanntemperatur i vekstsesongen. En viktig årsak til dette er antakelig økt minstevannføring om vinteren. Den minste registrerte vintervannføringen, målt på døgnbasis, har økt 3-5 ganger etter regulering og dette har antakelig redusert vinterdødeligheten (Rammeartikkel 3.1.1).



Figur 3.1.1

Smoltproduksjon (med 95% konfidensintervall) i Orkla ovenfor Bjørset i Meldal i perioden 1983 til 1999 (unntatt 1989). - Density of Atlantic salmon smolts (c.i.=0,95) in River Orkla upstream Meldal in the period 1983 through 1999 (except for 1989).

Rammeartikkel 3.1.1

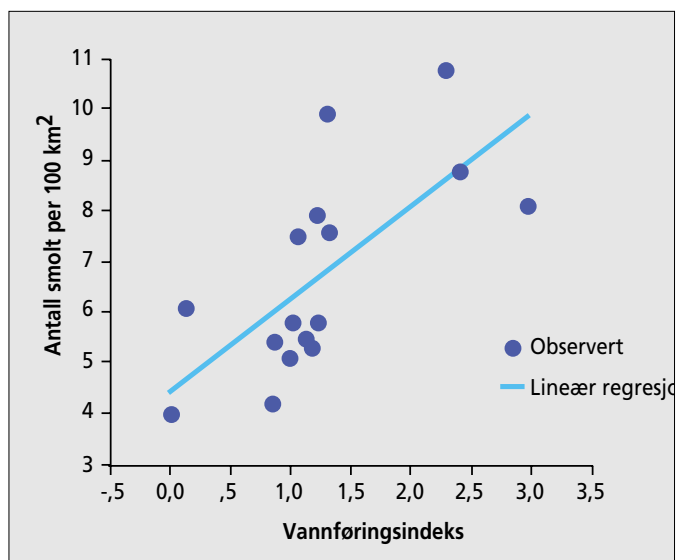
Sammenhengen mellom minstevannføring og vinteroverlevelse hos laksunger

Smolten i Orkla er oftest 3-4 år gammel. Hver fisk har dermed opplevd minst tre vintrer i elva før utvandring til sjøen. Vannføringen hver vinter gjennom oppvekstperioden burde ha betydning for overlevelsen. For å undersøke dette satte vi den minste vannføringen som ble registrert hver av de to eller tre siste vintrene før smoltutgangen sammen til en indeks. Det viste seg å være en klar sammenheng mellom vannføringsindeksen og smoltproduksjonen både når en bruker de to og de tre siste vintrenes minstevannføring. Men best sammenheng fikk vi ved å bruke de tre siste vintrene før smoltutvandring (figur 3.1.2).

Konklusjonen blir at smoltproduksjonen (S) best kan beskrives ved hjelp av vannføringsindeksen (I_V) slik:

$$S = 3,41 + 1,85 * I_V$$

Den minste vintervannføringen er derfor avgjørende for smoltproduksjonen og representerer en flaskehals i ungfiskproduksjonen på elva. Den mest avgjørende perioden om vinteren er februar, mars og de første dagene i april. Vannføringsindeksen er bygd opp som en relativ verdi i forhold til minstevannføringen i perioden (1981-1999) som smoltproduksjonen er beregnet. Den relative vannføringen er behandlet som en sannsynlighet for overlevelse hos ungfisken. Stor vannføring gir større sannsynlighet for overlevelse enn lav vannføring. De relative vannføringene de to og tre siste vintrene er multiplisert og danner vannføringsindeksen (I_V).

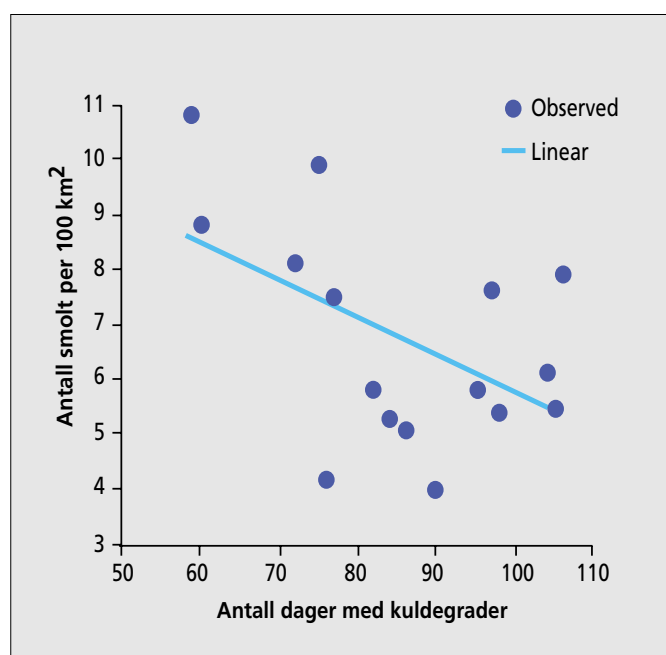


Figur 3.1.2

Sammenheng mellom minstevannføring (gitt som en vannføringsindeks I_V) og smoltproduksjon i Orkla 1983-1999 (unntatt 1989). - Influence of low winter discharge (given as an flow index I_V) on salmon smolt densities in River Orkla 1983 through 1999 (except for 1989).

En annen mulig hypotese var at redusert vinterdødelighet hos smolt kan skyldes islegging, isganger, sarrdannelse og bunnis. Felles for is, sarr og bunnis er at de dannes i spesielt kalde perioder. Kraftverkene i Orkla (KVO) har f. eks. erfaring med at dersom lufttemperaturen synker til lavere enn $-10\text{ }^{\circ}\text{C}$, så oppstår det oppstuinger i inntaket til Svorkmo kraftverk på grunn av sarrdannelse. Reguleringen kunne således ha ført til at færre laksunger fryser inn vinterstid. Selv etter detaljerte studier har vi imidlertid ikke kunnet avgjøre om isgang påvirker vinteroverlevelsen, heller ikke om bunnis og sarr hadde betydning.

Det er likevel mulig at lav vintertemperatur kan føre til ungedødelighet, fordi det er sammenheng mellom smoltproduksjon og antall dager med lufttemperatur på $-1\text{ }^{\circ}\text{C}$ eller kaldere. Etter kalde vintrer ble det registrert lav smoltproduksjon (**figur 3.1.3**). Det

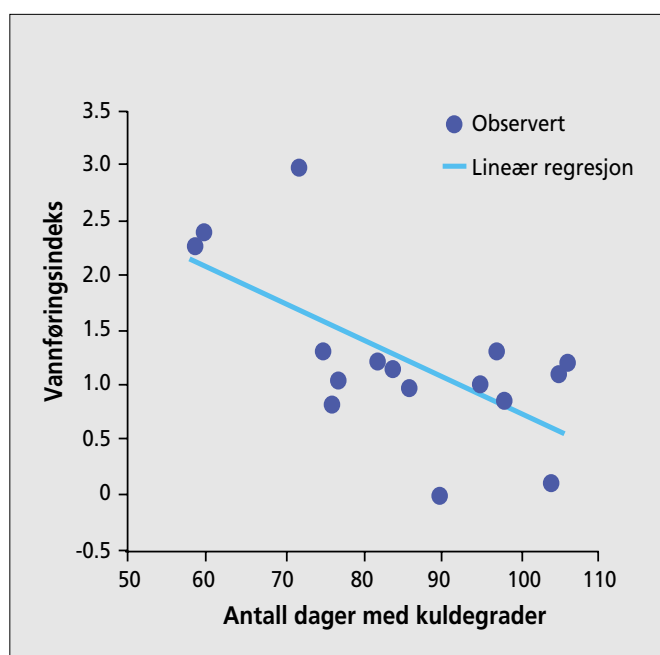


Figur 3.1.3

Sammenheng mellom antall dager med temperaturer lavere enn $-1\text{ }^{\circ}\text{C}$ og smoltproduksjonen. - Influence of number of days with temperatures lower than $-1\text{ }^{\circ}\text{C}$ on densities of salmon smolts.

er imidlertid mulig at denne sammenhengen er et resultat av at vannføringen er lavere i kalde enn milde vintrer (**figur 3.1.4**). Kalde vintrer førte til lav minstevannføring, noe som sannsynligvis har sammenheng med kjøringen av kraftverkene. Kalde vintrer fører til stor etterspørsel etter elektrisk kraft, det blir lite vann i magasinene på ettervinteren, og dermed liten vannføring og økt dødelighet av laksunger. Redusert smoltproduksjon i kalde vintrer er derfor bare indirekte knyttet til lufttemperaturen.

En grunn til at vi ikke fant sammenheng mellom is og smoltproduksjon kan være at et fast isdekke kan virke stabiliserende på vintermiljøet for fisk. Fast isdekke tilstrebes i regulerte elver for å hindre erosjonsskader. Det er derfor en tommelfingerregel under stabile vinterforhold at en ikke skal øke vannstanden med mer enn det doble av istykkelsen for å beholde elveisen uten at den blir tatt av økt vannføring.



Figur 3.1.4

Sammenheng mellom vannføringsindeksen (I_v) og antall dager med kuldegrader gjennom vinteren. - Influence of flow index (I_v) and number of days with frost through the winter.

4

Metoder for utsetting av fisk i reguleringsmagasin



Foto: Bjørn Ove Johnsen

Mange regulerte innsjøer har både før og etter regulering vært viktige for utmarksnæring og fritidsfiske. Etter regulering har livsbetingelsene for fisken endret seg. Av frykt for et ødelagt fiske er store mengder settefisk i tidens løp satt ut i norske vann og vassdrag. Disse fiskene kommer til et miljø som avviker mye fra det beskyttede oppdrettsmiljøet. Spiller det noen rolle for settefiskens overlevelse hva for slags settefisk som brukes og hvordan utsettingen skjer?

4.1

Oppdrettsbakgrunn hos aure påvirker gjenfangstene og fordelingen mellom bunnområder og de frie vannmassene i et reguleringsmagasin

Trygve Hesthagen

Aureunger av stedegen stamme oppdrettet i jorddam på naturlig føde ga høyere gjenfangster etter utsetting i reguleringsmagasinet Tesse, Jotunheimen, enn tilsvarende fisk oppdrettet i kar på kunstig fôr. Aure oppdrettet i naturdam brukte de frie vannmassene like mye som de stedegne individene. Karoppdrettet fisk derimot, var mer knyttet til bunnområdene i sjøen. Karoppdrettet aure hadde bedre vekst i de første årene etter utsetting enn fisk oppdrettet i naturdam, og fisk i begge gruppene vokste bedre enn stedegne individ.

4.1.1 Innledning

Naturdammer med naturlig føde har vært mye benyttet til oppdrett av aureunger her i landet. Blant de første var forsøkene på Hardangervidda, av fiskebiolog Iakob Sømme, og på Sørneset ved Atnsjøen i Stor-Elvdal kommune, av fiskebiologene Knut

Dahl, Sven Sømme og Leif Rosseland på 1930-tallet. På 1940-tallet ble denne settefiskproduksjonen svært populær. Det viste seg at en-somrig settefisk som var oppdrettet i naturdammer på naturlig føde ofte hadde høyere overlevelse enn fisk som ble satt ut som yngel. I høyfjellet ble en-somrig settefisk helt uovertruffen fordi yngelen måtte utsettes like etter klekking om våren. Det lå da is på vannene, og dødeligheten blant yngelen kunne være stor. I 1950-årene ble det satt igang intensiv settefiskproduksjon i flere større anlegg basert på kunstig fôr. Etter hvert ble dette den dominerende oppdrettsmetoden, og i dag finnes det få naturdammer i drift.

Både norske og utenlandske undersøkelser har vist at karoppdrettet fisk ofte har lav overlevelse i naturen. Enkelte utsettingsforsøk i innsjøer her i landet har vist høyere overlevelse hos fisk oppdrettet i naturdam enn for individ produsert i kar. Intensiv produksjon av settefisk i noen få større anlegg innebærer oftest at transporten til utsettingsstedet kan bli lang, og mye fisk kan dø etter utsetting på grunn av transportstress. Fysiologiske undersøkelser har



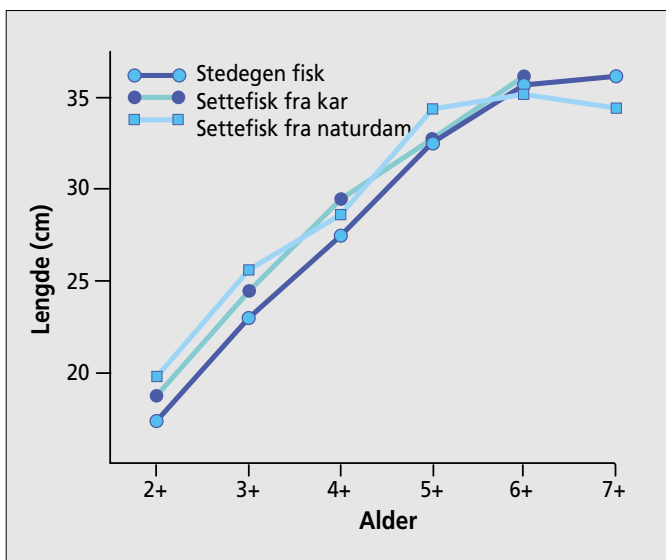
Foto: Ola Hegge

også vist at stress kan være et problem for fisk som settes ut i vann med lavt saltinnhold (ionefattig vann). Fisk som er oppdrettet i kar har omtrent like god evne til å ta til seg naturlig føde etter utsetting som fisk som er oppdrettet i naturdam. En kan imidlertid ikke utelukke adferdsmessige endringer på grunn av forskjellig oppdrettsbakgrunn. I reguleringsmagasinet Tesse i Jotunheimen har tidligere utsetningsforsøk vist at ikke-stedegen fisk ikke brukte de frie vannmassene like mye som oppdrettet avkom av den stedegne stammen. Den ikke-stedegne fisken ble imidlertid oppdrettet i kar, mens avkommet av stedegen fisk ble oppdrettet i en lokal naturdam.

En kan derfor stille spørsmål om oppdrettsbakgrunn har betydning for gjenfangst, vekst og bruken av ulike leveområder (habitater) hos utsatt aure i Tesse. Jeg har undersøkt dette med utsatt avkom av stedegen stamme. I løpet av fire år (1990-93) ble det til sammen satt ut 21 550 karoppdrettet og 13 235 naturdamoppdrettet en-somrige aureunger. Fisken ble produsert i kar ved A/L Settefiskanlegget (Reinsvoll), og i en jorddam noen kilometer fra Tesse. Fisken i de to gruppene ble merket forskjellig med finneklinging. Gjenfangster og bruken av ulike leveområder baserer seg på årlig prøvefiske med flytegar og bunngar på faste stasjoner i løpet av 1990-tallet. Det ble benyttet maskevidder fra 16-45 mm for begge garntypene. Tesse er en relativt dyp innsjø med største målte dyp på 64 m, og de frie vannmassene utgjør derfor en stor del av vannvolumet. Aure er eneste fiskeart i Tesse.

4.1.2 Utsatt fisk vokste bedre enn stedegen fisk

Aure oppdrettet i kar vokste noe bedre i de første årene etter utsetting enn de som var oppdrettet i naturdam (**figur 4.1.1**). Utsatt fisk, uavhengig av oppdrettsbakgrunn, hadde bedre vekst



Figur 4.1.1
Beregnet vekst hos stedegen fisk, settefisk fra kar og settefisk fra naturdam i Tesse. - Observed length-at-age of native brown trout (solid circles), hatchery-reared brown trout (open circles), and pond-reared brown trout (squares) in Lake Tesse.

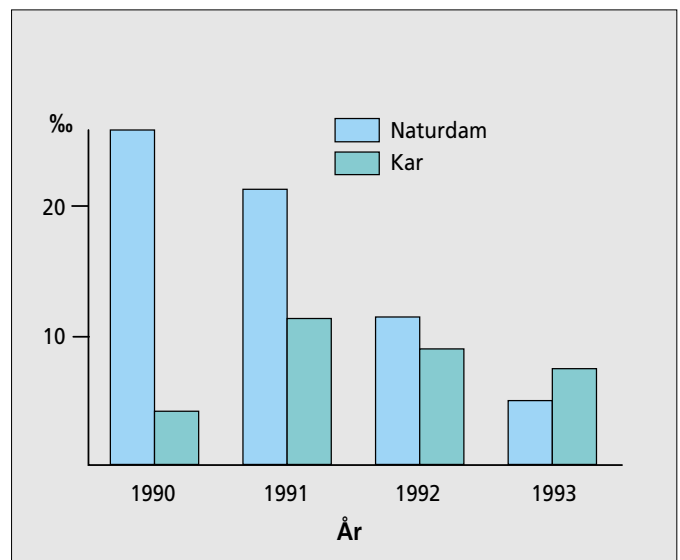
enn villfisken i de første leveårene; fram til og med 4 års alderen. Forskjellen skyldes trolig at en-somrig settefisk var større ved utsetting enn stedegen fisk av samme alder. Forskjeller i størrelse etter første leveår kan forårsake vekstforskjeller gjennom store deler av livet.

4.1.3 Aure fra naturdam ga best overlevelse

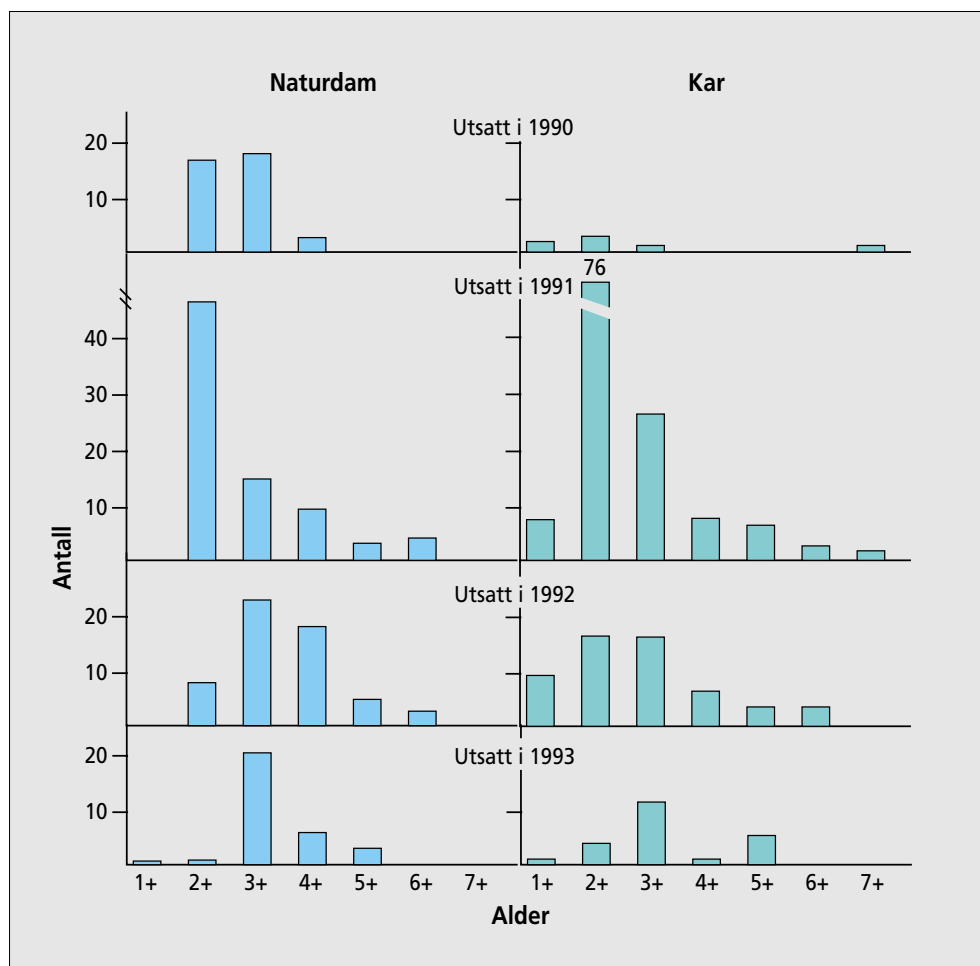
Gjenfangstene viste en klar overvekt av settefisk produsert i naturdam. I gjennomsnitt utgjorde de 15,3 individ per 1000 utsatte fisk mot 9,7 individ blant de som var karoppdrettet (**figur 4.1.2**). Det var imidlertid store årlige variasjoner i gjenfangstene; 1990-årgangen ga best tilslag for naturdamoppdrettet fisk, og dårligst for de som var karoppdrettet. For utsatt fisk i 1991 var det også rundt dobbelt så høy gjenfangst blant naturdamoppdrettet fisk. Derimot var denne forskjellen liten for 1992-årgangen, og utsettingen i 1993 ga best overlevelse blant karoppdrettet fisk. Svake og sterke årsklasser går tydelig fram av aldersfordelingen gjennom forsøksperioden (**figur 4.1.3**).

4.1.4 Aure fra naturdam oppholdt seg mer i de frie vannmassene enn aure oppdrettet i kar

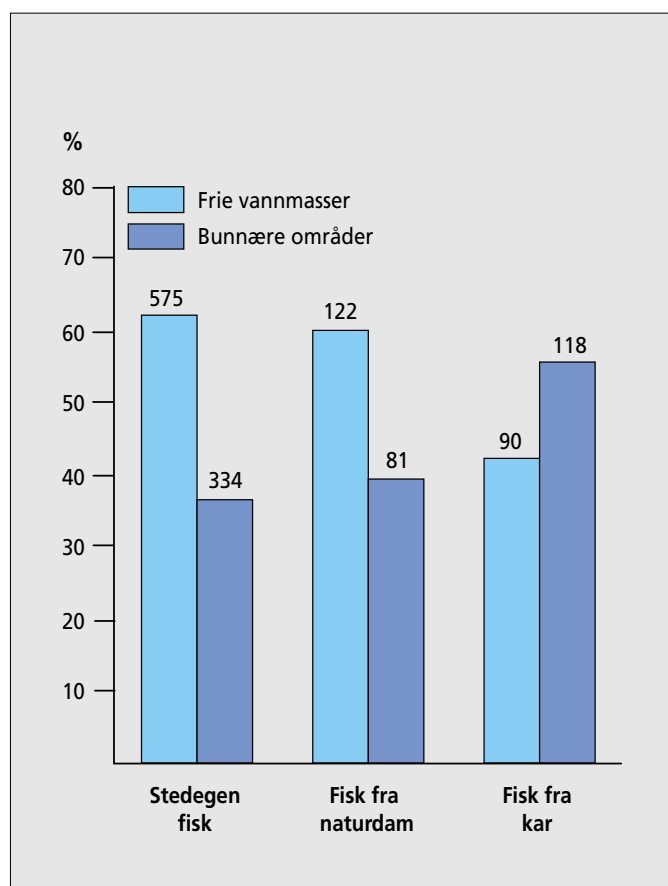
En større andel aure fra naturdam ble gjenfanget på flytegar enn de som var oppdrettet i kar. Dette betyr at fisk i den første gruppen oppholdt seg mer i de frie vannmassene (**figur 4.1.4**). Av totalfangsten for naturdamoppdrettet fisk, ble 60 % tatt på flytegar, mot 43 % for karoppdrettet fisk. Naturdamoppdrettet aure oppholdt seg nesten like hyppig i de frie vannmassene som stedegen fisk av samme alder. I Tesse er altså karoppdrettet fisk mer knyttet til bunnområdene enn fisk som er oppdrettet i natur-



Figur 4.1.2
Antall gjenfangster per 1000 utsatt fisk (o/oo) av naturdam og karoppdrettet aure i Tesse for utsetningsårene 1990-93. - Recapture of hatchery- and pond-reared brown trout per 1000 released individuals in Lake Tesse, 1990-93.

**Figur 4.1.3**

Antall naturdam- og karoppdrettet aure med forskjellig alder som ble gjenfanget i hver av utsetningsgruppene i Tesse, 1990 til 93. - Number of pond- and hatchery-reared brown trout of different age recaptured in Lake Tesse, 1990-93.



dam. Forskjellen i bruk av ulike leveområder hos naturdam- og karoppdrettet fisk har trolig liten sammenheng med størrelse, idet gjennomsnittlig lengde var relativt lik for de to gruppene, med henholdsvis 241 og 231 mm.

Undersøkelsen viste at oppdrettsbakgrunn har betydning for bruken av bunnområder og de frie vannmassene. Fisk som i deler av året søker ut i de frie vannmassene lever enten av overflateinsekter eller ulike dyreplanktonarter. I reguleringsmagasin er bunn-dyrfaunaen ofte sterkt redusert, og auren blir i stor grad avhengig av dyreplankton som næring. Hos auren i Tesse er dette helt fremtredende, og en del av bestanden oppholder seg derfor i de frie vannmassene i deler av året. Det er altså også vist at ikke-stedegen fisk brukte de frie vannmassene (pelagisk sone) mindre hyppig enn avkom av stedegen stamme. For å oppnå høyest mulig fiskeproduksjon i lokaliteter med forsterkningsutsetninger og hvor dyreplankton utgjør en viktig del av aurens diett og hvor den pelagiske sone er fremtredende, bør det tas hensyn til både fiskestamme og oppdrettsbakgrunn ved utsetting av fisk.

Figur 4.1.4

Prosentvis andel av stedegen fisk, naturdam- og karoppdrettet fisk som ble fanget i bunnområder og i de frie vannmassene. Tallene over søylene angir antall fisk som er fanget. - Fraction (%) of native, pond- and hatchery-reared brown trout caught in the epibenthic and pelagic zone in Lake Tesse. Numbers of fish caught is given above each column.

4.2

Utsetting av ensomrig settefisk i innsjø: Er utsettingsstedet viktig og gir stor settefisk bedre gjenfangst enn små settefisk?

Bjørn Ove Johnsen

Utsetting av settefisk er et vanlig kompensasjonstiltak for tap av gytemuligheter ved vassdragsreguleringer. Det har liten betydning for overlevelsen hvor settefiskens utsettes, men utsetting på finkornet substrat uten skjulmuligheter for fisken kan gi redusert overlevelse. Stor settefisk kan overleve bedre enn mindre individer på samme alder, men forskjellen er ikke større enn at god settefiskkvalitet kan kompensere for liten størrelse.

4.2.1 Innledning

Utsetting av settefisk av aure er et mye brukt kompensasjonstiltak i regulerte innsjøer over hele landet. Settefiskens blir vanligvis oppdrettet i sentrale kultiveringsanlegg. Her blir den holdt i store tetteheter i plastkar og foret med tørrfor. Den lever i et kunstig miljø, vesentlig forskjellig fra artens naturlige omgivelser. Ensomrig settefisk holdes i anlegg en sommer, ettårig settefisk har levd ett år i anlegg, tosomrig settefisk har tilbrakt to somre i anlegg, osv. En

liten andel settefisk blir oppdrettet i jorddammer hvor den settes ut som yngel om våren og lever gjennom sommeren på det tilbudet av næringsdyr som finnes i dammen.

For å identifisere faktorer som har betydning for overlevelse hos settefisk, har vi gjennomført undersøkelser både i bekker og innsjøer. Vi har funnet ut at settefisk oppdrettet i kar på kunstig fór raskt lærer seg å finne mat i naturen, og denne læringsprosessen går raskere hos fisk som har tilbragt kort tid i anlegg enn hos fisk som har vært lenge i anlegg før utsetting. Videre har vi vist at ensomrig settefisk oppdrettet i plastkar på tørrfor hadde like god evne til å finne mat og like god overlevelse som settefisk som var oppdrettet i jorddammer på levende fór. Undersøkelser av utsettingsmetoder viste at det ikke var nødvendig å spre settefiskens enkeltvis ved utsetting i innsjø. Settefisk utsatt samlet i grupper på inntil 3000 stk hadde stor evne til å spre seg og hadde like god overlevelse som settefisk som ble spredt utover enkeltvis.



Foto: Bjørn Ove Johnsen

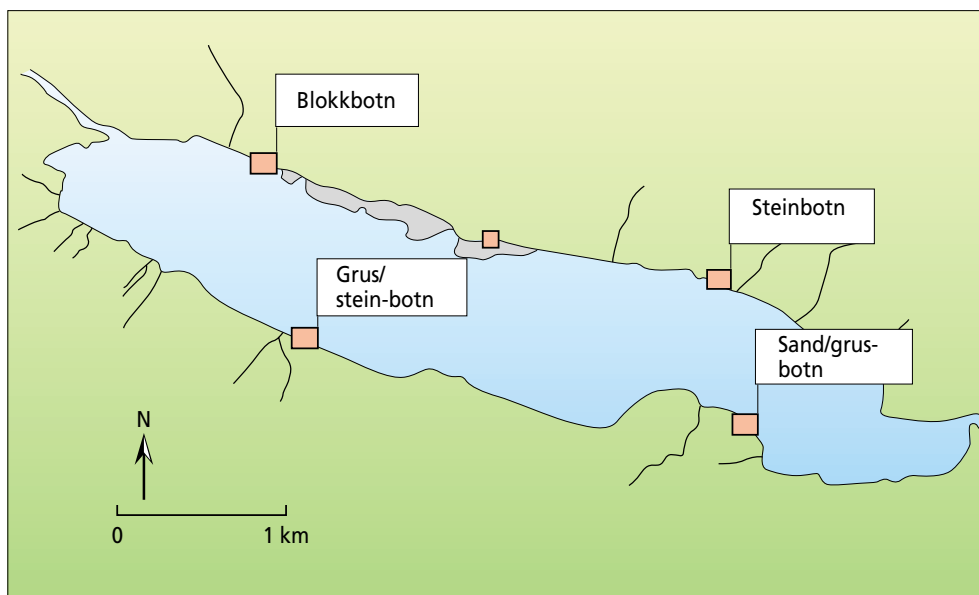
4.2.2 Er det viktig å finne gode utsettingssteder for settefisken?

Idet ensomrig settefisk hadde stor evne til å spre seg, er det grunn til å tro at det ikke spiller så stor rolle hvor settefisken blir satt ut. Tidligere undersøkelser av utsetting av settefisk på forskjellige steder i store innsjøer har imidlertid resultert i forskjellige gjenfangster. Per Aass fant at i Tunhovdfjorden var gjenfangsten av settefisk som ble satt ut i små beskyttede vikler dobbelt så høy som gjenfangsten av settefisk som ble satt ut på eksponerte strender. Tilsvarende resultater kom fram ved utsettingsforsøk i Tyrifjorden. Vi ville derfor undersøke utsettingsstedets betydning nærmere i to innsjøer i Trøndelag: Ångardsvatnet i Opdal og Fjølvikbotn i Leksvik og Rissa kommuner.

Ångardsvatnet er en regulert innsjø på 380 ha mens Fjølvikbotn er en uregulert innsjø på om lag 120 ha. Det ble gjennomført en

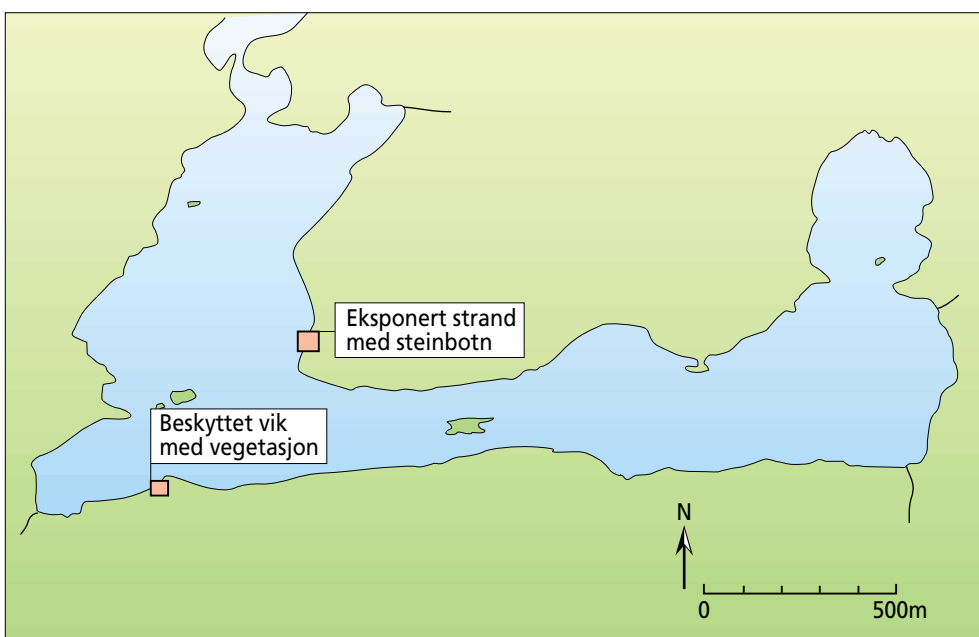
kartlegging av bunnforholdene i strandsonen i begge innsjøene. Bunnforholdene ble klassifisert etter substratets størrelse og forekomst av vannvegetasjon. På bakgrunn av disse undersøkelsene ble det valgt fire utsettingssteder i Ångardsvatnet med henholdsvis sand-/grusbott, grus/steinbott, steinbott og blokkbott (**figur 4.2.1**). Reguleren er pålagt å sette ut 12 000 ensomrige settefisk, og disse ble delt i fire like grupper à 3000 settefisk som ble satt ut samlet på hvert sitt av de fire utsettingsstedene høsten 1992. Forsøket ble gjentatt etter samme opplegg i 1993. De til sammen åtte gruppene settefisk var merket med ulike finneklipp-kombinasjoner.

I Fjølvikbotn ble det valgt to utsettingssteder med ulike bunnforhold: Beskyttet vik med vegetasjon og eksponert strand med steinbott (**figur 4.2.2**). Utsettingsfisken ble delt i to grupper à 1200 ensomrige settefisk som ble satt ut samlet på hver sitt av de to stedene høsten 1992. Utsettingene ble gjentatt høsten 1993.



Figur 4.2.1

Ångardsvatn med de fire utsettingsstedene. - Lake Ångardsvatn with the four stocking places.



Figur 4.2.2

Fjølvikbotn med de to utsettingsstedene. - Lake Fjølvikbotn with the two stocking places.

For å kontrollere resultatet av utsettingene ble det gjennomført prøvofiske med garn i de to innsjøene i 1993, 1994 og 1995.

Av de to gruppene som ble satt ut i Fjølvikbotn i 1992 ble det gjenfanget noen flere fisker fra den gruppen som ble satt ut på eksponert strand med steinbotn, men forskjellen var for liten til at en kan påstå at overlevelsen var forskjellig. Av de to gruppene som ble satt ut i 1993 ble det gjenfanget like mange (**figur 4.2.3**)

Av de fire gruppene som ble satt ut i Ångardsvatnet i 1992, ble det gjenfanget omtrent like mange fra hver gruppe, mens av de fire gruppene som ble satt ut i 1993 ble det gjenfanget færre av den gruppen som ble satt ut på sand/grus-botn enn av de andre tre gruppene (**figur 4.2.4**), det vil si at færre av dem hadde overlevd.

Settefiskene hadde spredt seg over betydelig deler av innsjøene allerede ett år etter utsetting. Dette gjaldt alle gruppene av settefisk uansett hvor de var satt ut.

4.2.3 Gir stor settefisk bedre gjenfangst enn liten settefisk?

Utsettingsforsøkene i Fjølvikbotn og Ångardsvatn fortsatte i 1994 og 1995, men denne gangen var formålet å undersøke om settefiskens størrelse har betydning for gjenfangsten. Bakgrunnen for dette var at utsettingspålegg vanligvis blir gitt i form av et antall settefisk uten nærmere spesifikasjoner. Dette kan favorisere produksjon av et stort antall små settefisk. Tidligere utsettinger av "stor" og "små" ensomrig settefisk på bekk, ga betydelig større gjenfangster av den "store" settefiskene etter ett år. Det er også tidligere vist at størrelsen er av betydning for gjenfangsten både ved utsetting av ettårig og toårig settefisk i innsjø. Tidligere

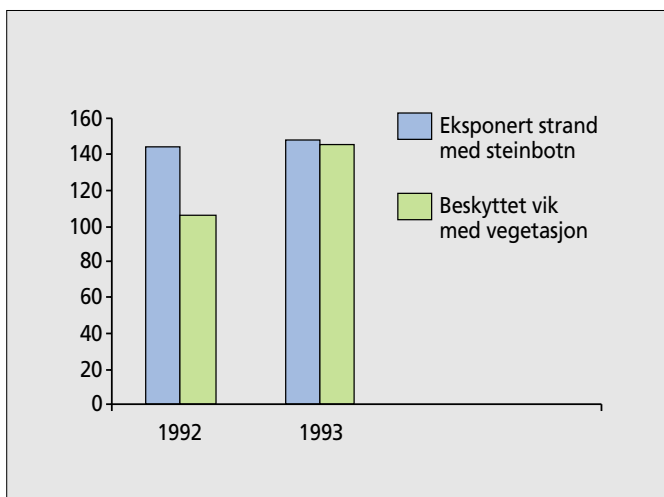
undersøkelser av ensomrig settefisk med forskjellig størrelse som ble satt ut i tre mindre høgfjellssjøer med ulik bestandssammensetning, tyder imidlertid på at størrelsens betydning minker med avtakende konkurranse.

Forsøkene ble gjennomført ved at utsettingsfiskene i Ångardsvatn og Fjølvikbotn delt i fire ulike størrelsesgrupper: Størrelsene ble valgt slik at det var 5 mm mellom hver gruppe. I 1994 var fisken i den minste gruppen gjennomsnittlig 58 mm (alle fiskene i gruppen var 57-59 mm), fisken i den nest minste gruppen hadde en gjennomsnittslengde på 63 mm (alle fiskene i gruppen var 62-64 mm) osv. I 1995 var settefiskene noe større, men det innbyrdes forholdet mellom gruppene var fortsatt 5 mm. Gruppene ble merket ved ulike merkekombinasjoner. Gruppene ble blandet sammen før utsetting og i Ångardsvatnet ble all fisken spredt rundt innsjøen. I Fjølvikbotn ble all fisken satt ut på samme sted. Utsettingene ble gjennomført etter dette opplegget både i 1994 og 1995.

Ved kontrollfisket ble en garnserie satt sammen slik at den fisket jevnt på settefisk fra de ulike størrelsesgruppene. Tidligere undersøkelser har vist at settefisk satt ut i Ångardsvatn brukte to år på å oppnå samme lengde som på ett år i Fjølvikbotn. Kontrollfisket ble derfor gjennomført etter ett år i Fjølvikbotn og etter to år i Ångardsvatn.

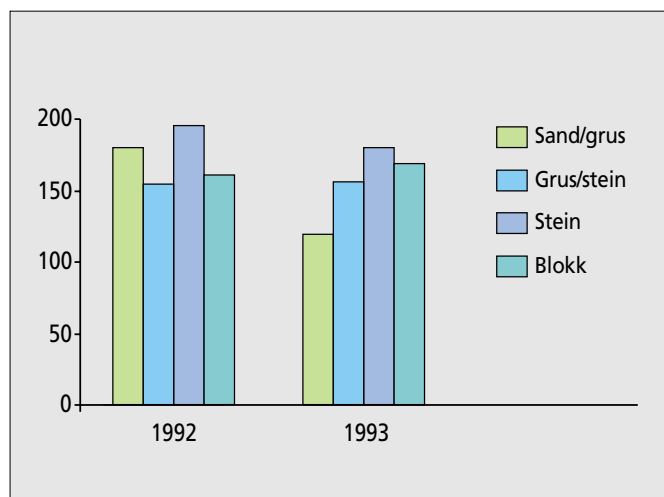
Utsettingen i 1994 resulterte i forskjellig gjenfangst mellom de to minste settefisk-gruppene og den største settefiskene i begge innsjøene. I Fjølvikbotn ga også den nest største settefiskene bedre gjenfangst enn de to minste (**figur 4.2.5**).

Utsettingen i 1995 ga ingen klare forskjeller i gjenfangst mellom de ulike gruppene i noen av innsjøene (**figur 4.2.6**).



Figur 4.2.3

Gjenfangst av settefisk utsatt i Fjølvikbotn i 1992 og 1993 på henholdsvis eksponert strand med steinbunn og i beskyttet vik med vegetasjon. - Recapture of fish released as fingerlings on an exposed beach with rocky bottom and in a protected bay with vegetation in lake Fjølvikbotn in 1992 and 1993.



Figur 4.2.4

Gjenfangst av settefisk utsatt i Ångardsvatn på henholdsvis sand/grus-botn, grus/stein-botn, steinbotn og blokkbotn. - Recapture of fish released as fingerlings on sand/gravel-bottom, gravel/rocky-bottom, rocky bottom and bottom with large rocks in Lake Ångardsvatn

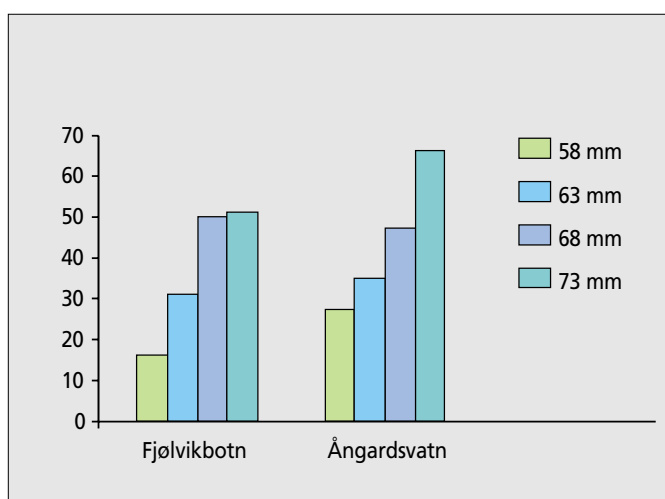
4.2.4 Konklusjon

To grupper av ensomrig settefisk utsatt på henholdsvis eksponert steinstrand og på beskyttet vik med vegetasjon i to påfølgende år i en uregulert innsjø, ga lik gjenfangst begge år. Tilsvarende utsetting av grupper av ensomrig settefisk utsatt på fire ulike botntyper i en regulert innsjø to påfølgende år, ga lik gjenfangst av alle gruppene det ene året. Det andre året ga den gruppen som ble satt ut på sand-/grusbotn dårligere gjenfangst enn de andre gruppene. Settefiskens hadde stor evne til å spre seg og hadde i løpet av ett år etter utsetting spredt seg over store deler av innsjøene. Resultatene viser at utsettingsstedet hadde liten betydning, men at settefisk utsatt på finkornet substrat uten gode skjulmuligheter kan gi dårligere gjenfangst enn settefisk utsatt på grovere substrat med gode skjulmuligheter.

Fire størrelsesgrupper av ensomrig settefisk med gjennomsnittslengder på henholdsvis 58, 63, 68 og 73 mm ble satt ut i en uregulert og en regulert innsjø i 1994. Året etter ble utsettingene i de to innsjøene gjentatt med fire størrelsesgrupper med gjen-

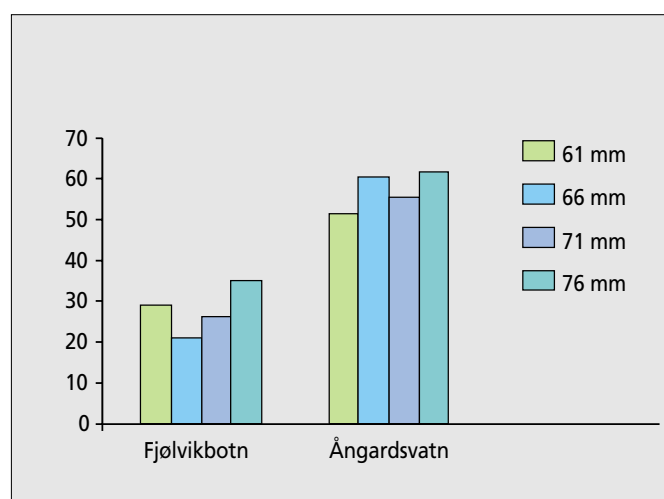
nomsnittslengder på henholdsvis 61, 66, 71 og 76 mm. Utsettingen i 1994 resulterte i forskjellig gjenfangst mellom de to minste settefisk-gruppene og den største settefiskens i begge innsjøene. I Fjølvikbotn ga også den nest største settefiskens bedre gjenfangst enn de to minste. Utsettingen i 1995 ga like gjenfangster av alle gruppene i begge innsjøene.

At utsettingen det første året ga forskjellig gjenfangst avhengig av størrelse i begge innsjøene mens utsettingen det andre året ga like gjenfangster uavhengig av størrelse i begge innsjøene, tyder på at det var egenskaper ved settefiskens som var avgjørende for resultatene og ikke forhold ved selve transporten, utsettingen eller egenskaper ved utsettingslokalitetene. Resultatene tyder på at settefiskens størrelse kan ha betydning for gjenfangsten, men at den ikke behøver å ha det. Det er vanlig at settefisk som er oppdrettet i kar har en eller annen form for finneskader. En stor andel av settefiskens som ble satt ut i 1995 hadde imidlertid hele og uskadede finner. Det kan derfor tenkes at god settefiskkvalitet kan kompensere for liten størrelse.



Figur 4.2.5

Gjenfangst av fire ulike størrelsesgrupper av ensomrig settefisk utsatt i Fjølvikbotn og Ångardsvatn i 1994. - Recapture of fish released as four different size groups of fingerlings in the lakes Fjølvikbotn and Ångardsvatn in 1994.



Figur 4.2.6

Gjenfangst av fire størrelsesgrupper av ensomrig settefisk utsatt i Fjølvikbotn og Ångardsvatn i 1995. - Recapture of fish released as four different size groups of fingerlings in the lakes Fjølvikbotn and Ångardsvatn in 1995.

5

Kan biologisk produksjon og fiskeutbytte i reguleringsmagasin styrkes?



Foto: Trygve Hesthagen

Mye av produktiviteten i en naturlig innsjø er basert på primærproduksjonen i de grunne områdene med god lystilgang. Reguleringssonen i innsjøer som er regulert for kraftproduksjon gjennomgår en sterk erodering av bunnsubstratet. Dette fører til at produktiviteten og artsdiversiteten i hele innsjøen blir redusert. En sterkt varierende vannstand kan dessuten skape problemer for rekrutteringen av bekkegytende aure, og av den grunn har det vært gitt pålegg om å sette ut ørretunger i reguleringsmagasiner. Men hvordan virker utsettingen av fiskeunger på den langsiktige avkastningen av fisk i et reguleringsmagasin, og er det mulig å erstatte den tapte biologiske diversiteten og produktiviteten i reguleringssonen ved hjelp av flytende, kunstige strandsoner som følger vannstandsendingen opp og ned?

5.1

Betydelig reduksjon i fangstutbyttet hos aure i Tesse etter reguleringen

Trygve Hesthagen

For perioden 1979-99 var gjennomsnittlig avkastning for aure i reguleringsmagasinet Tesse i Jotunheimen 2682 kg eller 1,88 kg/ha, fordelt med 80 % på 35 mm settegarn og 20 % på oter. Det har vært utsatt opptil 28 000 en-somrig aureunger i Tesse årlig, og disse utgjorde mellom 16-56 % av fangsten. Det var ingen sammenheng mellom andelen settefisk og avkastningen samme år, og mengden utsatt fisk synes ikke å være viktig for fangstutbyttet i Tesse. Det foreligger tall for oppfisket kvantum i Tesse før innsjøen ble regulert (1929-1934). Gjennomsnittlig årlig fangstutbytte da var minst 8300 kg eller 6,9 kg/ha, dvs nærmere 4 ganger høyere enn etter reguleringen.

5.1.1 Bakgrunn

Tesse i Jotunheimen har gjennom århundrene vært kjent som et uvanlig godt aurevatn. På 1930-tallet ble det tatt rundt 8000-9000 kg årlig. På 1940-tallet ble Tesse regulert, og innsjøen ble

ytterligere regulert rundt 20 år seinere med en reguleringshøyde på totalt 12,3 m. Det har årlig vært satt ut omkring 10 000 en-somrig settefisk av ikke-stedegen stamme i Tesse siden begynnelsen av 1950-tallet og fram til 1979. I 1979 ble det satt i gang fiskebiologiske undersøkelser med blant annet fangstregistreringer, og disse har vært videreført fram til i dag. For å teste om rekrutteringen begrenset fiskeproduksjonen i magasinet, ble utsettingspålegget økt til 25 000 en-somrige aureunger årlig i 1980. Det tilsvarer 18 individ per hektar (ha). I forbindelse med reguleringen ble de viktigste gyteområdene for aure ødelagt ved oppdemning av innsjøen og kanalisering av innløpet. Auren gytte også i strandsonen, men med senkingen av vannstanden gjennom vinteren blir disse gyteplassene tørrlagt. Siden 1980 har det vært satt ut et varierende antall fisk i Tesse. Så godt som all denne fisken har vært finneklippet for å kunne skille mellom utsatt og naturlig produsert fisk. I noen år har det overhode ikke vært satt ut fisk. Jeg ville derfor undersøke sammenhengen mellom avkastningen i ulike år og andelen merket fisk, i tillegg til å sammenligne fangstutbyttet før og etter reguleringen. Tesse utgjorde opprinnelig et areal på 1210 ha, mot 1426 ha etter reguleringen.



Foto: Trygve Hesthagen

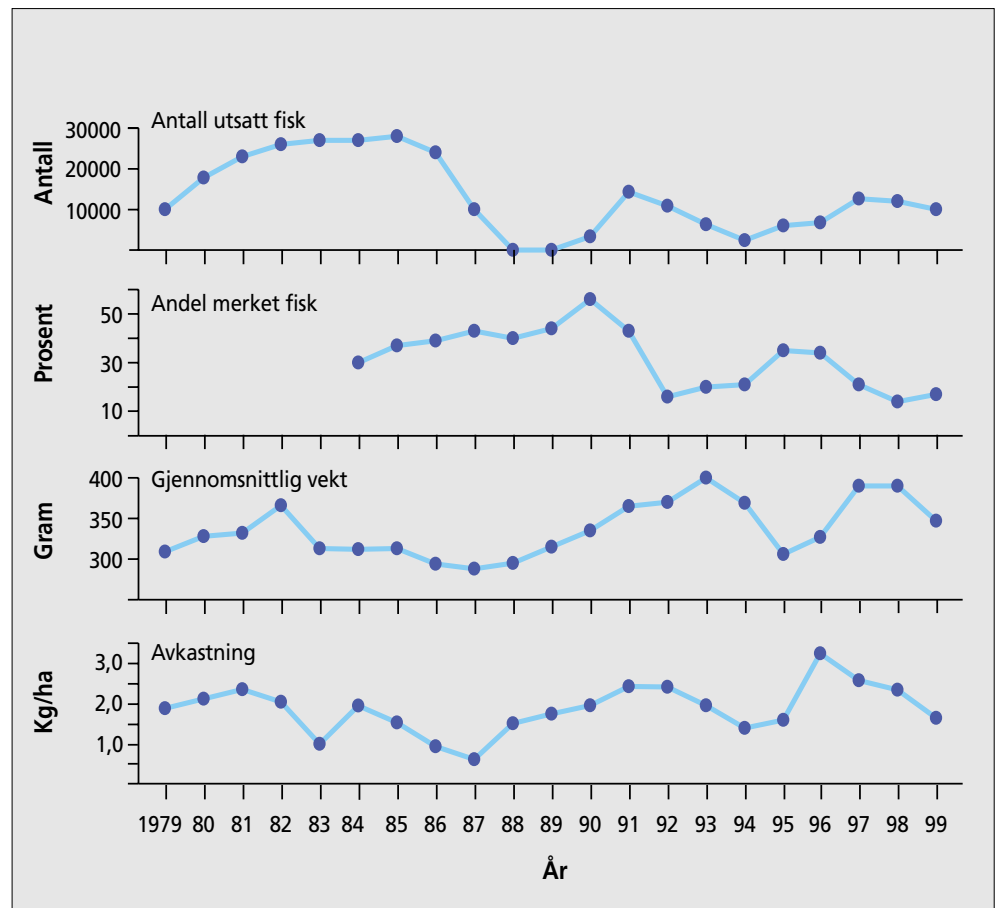
Garnfiske i Tesse er forbeholdt innbyggerne i Vårdalen i Garmo, Lom kommune (Oppland). Hver grunneier kan fiske med 30 settegarn på 35 mm, mens antallet er begrenset til 10 garn for andre innbyggere i bygda. Fiske med settegarn er tillatt fra 10. juni til 15. august og fra 21. til 31. oktober. Fra 1996-1998 ble vårfiske utsatt til 24. juni. I tillegg til garnfiske blir det fisket med oter, hovedsakelig fra båt.

5.1.2 Fiskeutsetninger

Pålegget om å sette ut 25 000 en-somrig settefisk ble opprettet fram til 1986 (**figur 5.1.1**). Det ble satt ut mellom 17 800 og 28 000 individ årlig, fordelt både på ikke-stedegen og stedegen aure. I 1988 og 1989 ble det ikke satt ut fisk i Tesse. Siden 1990 har det bare vært satt ut fisk av stedegen stamme, og all fisk har vært finneklippet. Fra 1990-93 ble det både satt ut settefisk som var produsert i kar og føret med tørrfôr (A/L Settefisk, Reinsvoll, n=21 550), og settefisk som var oppdrettet i jorddam på naturlig føde (Bjønnalia i nærheten av Tesse, n=13 235). Se for øvrig **Kapittel 4.1** som omhandler resultatene fra disse utsettingene. Etter 1994 har all fisk utsatt i Tesse vært produsert ved Vågå Fjellstyre sitt anlegg i Randsverk, hvor det nå holdes stamfisk av Tesse-stammen. Fordi fisken ikke har blitt tilstrekkelig stor etter en sommer i anlegget, har det i de siste årene bare vært satt ut ettårig og to-somrig fisk. I perioden 1991-99 har det vært satt ut et antall som tilsvarer mellom 6000 og 14 300 en-somrig aure-unger, bortsett fra i 1994 med et antall som tilsvarte ca 2400 en-somrig fisk.

Figur 5.1.1

Antall en-somrig aure utsatt, samt fangstutbytte og avkastning på settegarn og oter i Tesse, 1979-99. Etter 1994 har det bare vært satt ut ettårig og to-somrig aure fordi en-somrig fisk i anlegget i Randsverk har vært svært liten. Fordi ettårig og en-somrig fisk er tilnærmet like stor, er antallet i disse to gruppene likestilt. Antall to-somrig fisk er omregnet til ettårig/en-somrig fisk ved å multiplisere med 3. Utsettingene av fisk i fangbar størrelse i 1997 (n=250) og 1998 (n=350) er ikke medregnet. - Number of released brown trout fingerlings, fraction of marked fish among individuals of harvestable size, mean weight of harvestable fish, and total annual yield (kg/ha) of brown trout in Lake Tesse, 1979-99.



5.1.3 Auren i Tesse har svært god vekst og er av fin kvalitet

Hvert år er det tatt lengde, vekt, kjønn, modningsstadium og skjellprøver for aldersbestemmelse av et utvalg fisk fanget på 35 mm settegarn. Fireåringer har vært den dominerende aldersgruppen blant fisk i høstbar størrelse, og gjennomsnittlig alder var 4,6 år (**figur 5.1.2**). På slutten av 1980-tallet og noen år framover var imidlertid fisken noe eldre, idet gjennomsnittlig alder varierte fra 4,7 til 5,9 år.

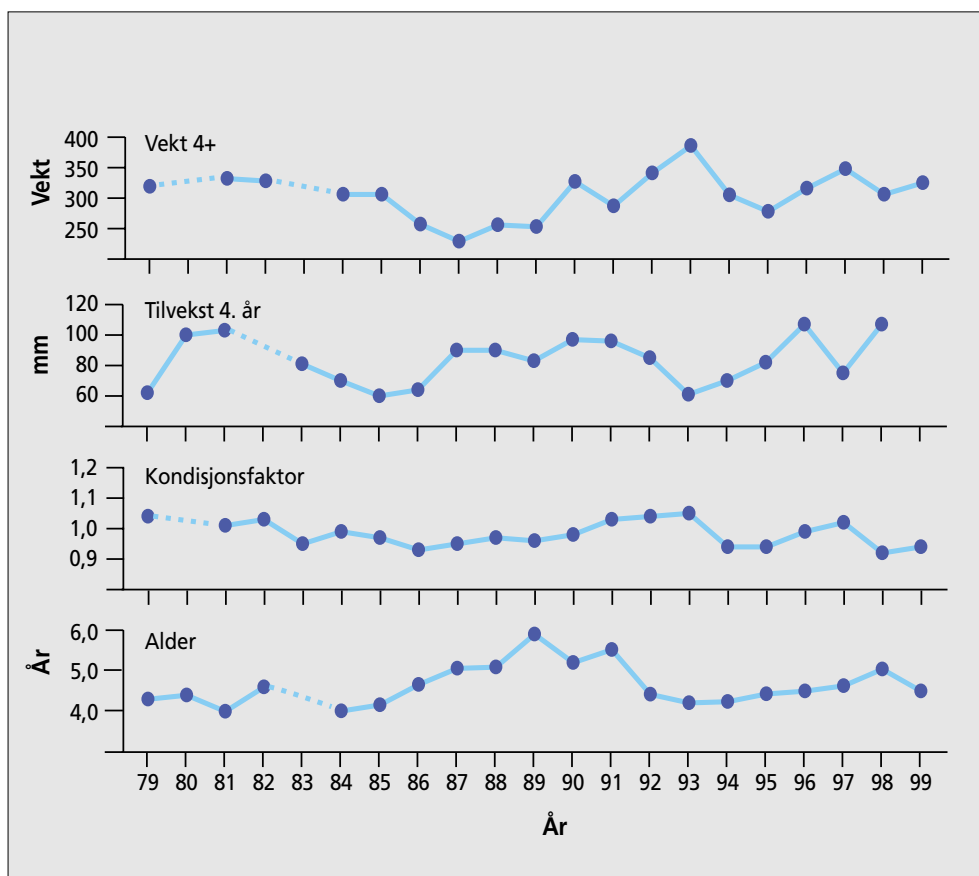
For å kunne få pålitelige data om vekstforholdene i en fiskebestand over tid, er det viktig å benytte fisk i samme aldersgruppe, fordi veksten gjerne varierer med alderen på fisken. Det er en nær sammenheng mellom fiskens lengdeøkning og skjellveksten. Det er derfor mulig å beregne lengdeøkningen for hvert år gjennom hele fiskens livssyklus. Jeg benyttet tilveksten i siste leveår hos 4-åringene som standard ved vurderingen av vekstforholdene hos aure i Tesse. For eksempel viser lengdeveksten i siste leveår hos 4-åringene som ble fanget i 1999 tilveksten i 1998. Lengdeøkningen hos 4-åringene har variert mellom 60-107 mm i løpet av perioden 1979-98. Gjennomsnittsverdien var 81 mm (**figur 5.1.2**). Dette viser at auren i Tesse har uvanlig god vekst. Tilveksten var lavest i 1979, 1986-87 og 1994 (60-64 mm), og høyere fangstalter på slutten av 1980-tallet har sammenheng med noe dårligere vekst i denne perioden. Fiskens vekst kan være avhengig av fisketettheten på grunn av konkurranse om mat og plass, samtidig som den kan variere med temperatur- og næringsforholdene. Den dårlige tilveksten og mindre størrelse på fisken på midten av 1980-tallet kan ha sammenheng med at det ble

satt ut relativt mye fisk i denne perioden. I tillegg ble det fisket mindre i 1986 og årene utover på grunn av Tsjernobyl-ulykken, og derfor vokste bestanden. Dette tyder på at veksten hos auren i Tesse til en viss grad har vært påvirket av fisketettheten. Fiskens kvalitet har vært middels god i hele forsøksperioden vurdert ut fra kondisjonsfaktoren, som i gjennomsnitt har vært 0,98 (figur 5.1.2).

5.1.4 Store årlige variasjoner i fangstutbyttet på settegarn og oter

Garnfiskerne ble bedt om å oppgi antall garn og antall fisk større enn rundt 25 cm for hver dag de fisket. I tillegg ble det registrert hvor mange som fisket med garn hvert døgn. Sjøl om ikke alle har besvart henvendelsen var det derfor likevel mulig å beregne den totale fangstinnnsatsen og dermed fangstutbyttet. De som fisket med oter ble bedt om å notere antall fisk uansett størrelse og hvor mange timer de fisket hver gang. En person registrerte hvor mange som fisket med oter hver kveld slik at den totale fangstinnnsatsen er tilnærmet kjent. Avkastningsdataene for garn er vurdert som meget pålitelige da mellom 1/2 og 3/4 av garnfiskerne har sendt inn rapporter. Det var imidlertid relativt få oterfiskere som har gitt tilbakemelding, og de som har sendt inn oppgaver er vurdert til å være blant de med størst fangstutbytte. For ikke å overestimere det totale fangstutbyttet på oter, er gjennomsnittlig dagsfangst per fisker satt noe lavere enn for de som leverte fangstopp-gaver. Fangstene til de som fisker med oter fra land er ikke inkludert, men erfaringsmessig utgjør deres utbytte en liten del av det som blir tatt på oter.

Garninnsatsen per arealenhet tilsvarte 4,3 garn/ha med en variasjon mellom 2,8-7,3 (1979-99). Denne fangstinnnsatsen er lav sammenlignet med to andre reguleringsmagasin som har vært undersøkt i samme periode i samme distrikt; Aursjøen i Skjåk og Vinsteren i Øystre Slidre (se **Kapittel 5.2** og **5.3**). Antall oterfiskere hvert år er svært avhengig av værforholdene i juni og juli, og har variert mellom 52-161 med et gjennomsnitt på 95. Det totale fangstutbyttet på settegarn og oter har variert mellom rundt 900 og 4600 kg fra 1979 til 1999, tilsvarende en avkastning på 0,64-3,25 kg/ha (figur 5.1.1). Gjennomsnittlig avkastning var 1,88 kg/ha (2682 kg), og rundt 80 % av fangstene ble tatt på garn og 20 % på oter. Det var et relativt godt fiske i første del av forsøksperioden med et årlig uttak på mellom 2160 og 2670 kg (1979-82). Seinere har fangstene avtatt noe, og det skyldes blant annet lavere fangstinnnsats etter Tsjernobyl-ulykken i 1986. Samtidig var det en nedgang i kg per garnnatt. Dette hadde hovedsakelig sammenheng med at gjennomsnittsvekten per fisk avtok i samme periode, til under 300 gram i perioden 1986-88. Seinere økte den årlige avkastningen til nærmere 3500 kg (1991-92), mens den har vært noe variabel i de siste årene. Høyeste utbytte ble registrert i 1996 med 4630 kg eller 3,25 kg/ha. Det har imidlertid også vært år med relativt lave fangster på 1990-tallet (1994, 1995 og 1999). Dette har blant annet hatt sammenheng med værforholdene under høstfiske i oktober. Den generelle økningen i fangstutbyttet på 1990-tallet kan forklares med at fisken har blitt større, men også ved at fangsten per garnnatt har økt.



Figur 5.1.2

Gjennomsnittlig vekt hos fireåringer (4+), tilvekst hos fireåringer i deres 4. leveår, kondisjonsfaktor (Vekt * 100/Lengde³, og en verdi på 1,0 er normal kondisjon) og levealder hos aure tatt på 35 mm settegarn i Tesse, 1979-99. Striplede linjer betyr manglende data for enkelte år. - Mean weight and length increment during the last growth season among four-year-old brown trout, mean condition factor and mean age among individuals of harvestable size in Lake Tesse, 1979-99.

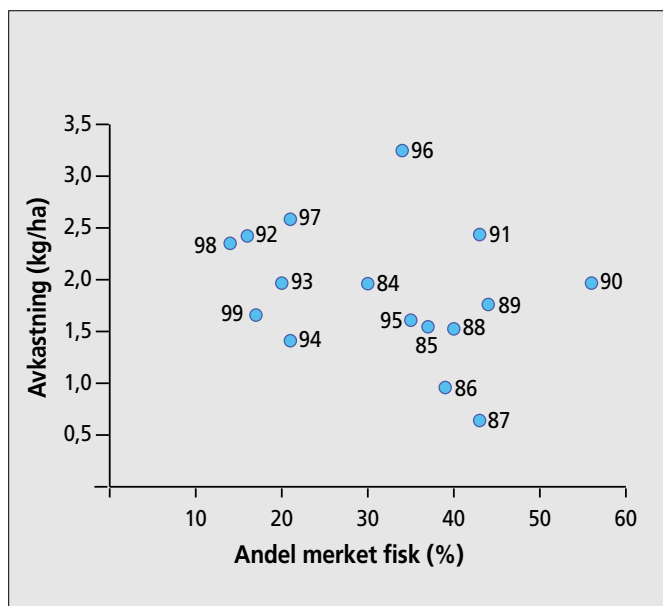
5.1.5 Ingen sammenheng mellom avkastningen og andelen settefisk i høstbar størrelse

Fra 1984 til 1999 har andelen merket, utsatt fisk i fangstene som ble tatt på 35 mm settegarn variert mellom 16 og 56 %. Det var ingen sammenheng mellom andelen settefisk og avkastningen samme år (**figur 5.1.3**). I denne sammenstillingen er det valgt å inkludere årene fra 1984 og utover fordi nesten all utsatt fisk i Tesse siden 1980 har vært merket, og fisken kommer i høstbar størrelse når den er rundt 4 år gammel. Følgelig kom merket fisk for fullt inn i fangstene fra og med 1984. Mengden utsatt fisk synes ikke å ha særlig betydning for oppfisket kvantum aure i Tesse. Resultatene kan faktisk tyde på at de omfattende utsettingene på 1980-tallet hadde en negativ effekt på fangstutbyttet gjennom redusert størrelse på fisken. En kan heller ikke se bort fra at de omfattende utsettingene på 1980-tallet resulterte i økt dødelighet hos stedegen fisk.

5.1.6 Avkastningen i Tesse betydelig redusert etter reguleringen

Det foreligger en del opplysninger om fangstutbyttet i Tesse fra 1929-34, dvs før innsjøen ble regulert (**figur 5.1.4**). På den tiden var det flere yrkesfiskere på Tesse, og en lokal kjøpmann omsatte store deler av fisken som ble tatt. Det er hans notater over solgt kvantum som ligger til grunn for disse avkastningstallene. Materialet ble for øvrig lagt fram for skjønnsretten i forbindelse med reguleringen av Tesse. Sjøl om disse fangstoppavene ikke er helt nøyaktige, representerer de viktig historisk dokumentasjon over fisket på den tiden. Gjennomsnittlig fangstutbytte var rundt 8300 kg eller 6,86 kg/ha (1929-34). Dette er minimumstall for avkastningen på den tiden, trolig ble det tatt over 9000 kg hvert år. På 1980/90-tallet var altså gjennomsnittlig årlig fangst rundt 2700 kg eller 1,88 kg/ha. Dette tilsvarer altså bare litt over 1/4 av det som ble tatt før reguleringen av Tesse. Det er vanskelig å vurdere

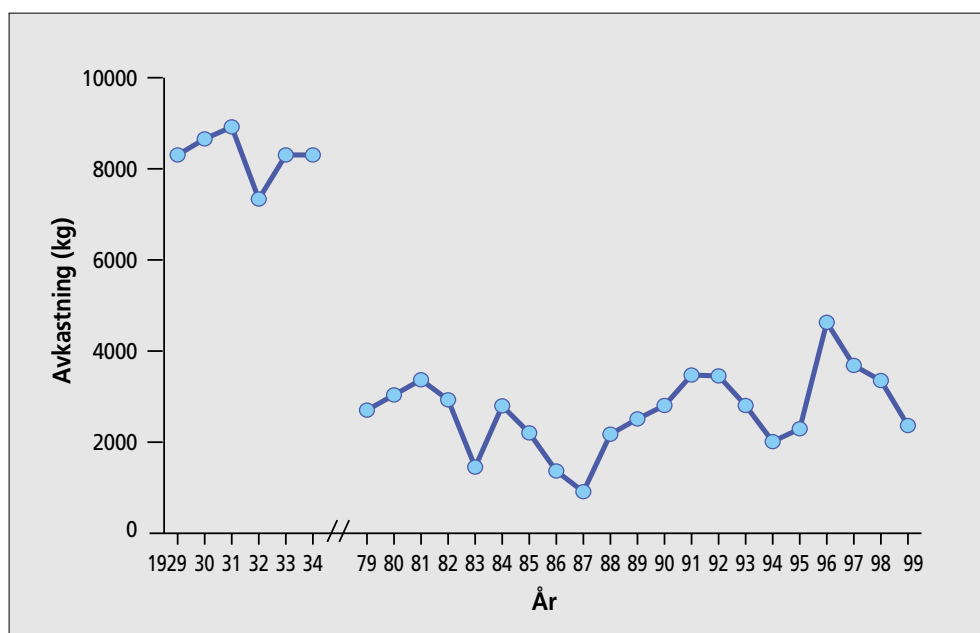
reduksjonen i fangstutbytte eller fiskeproduksjon ut fra disse tallene, blant annet fordi beskatningsgraden er ukjent og ikke kan sammenlignes. Med en årlig reguleringshøyde på 12,3 m må en forvente at fiskeproduksjonen har blitt sterkt redusert. Likevel viser undersøkelsene i de siste årene at det fortsatt er et attraktivt fiske i Tesse med en avkastning opp mot 4600 kg i året.



Figur 5.1.4 Avkastningen i kg i Tesse i en periode før reguleringen (1929-34) og etter reguleringen (1979-99). - Total annual yield (kg/ha) of brown trout in Lake Tesse in a period prior to the regulation (1929-34) and that after the regulation (1979-99).

Figur 5.1.3

Sammenhengen mellom avkastningen (kg/ha) og andelen merket fisk i fangstene på 35 mm settegarn i Tesse, 1984-99. Tallene på figuren angir årstall. - Relationship between yield (kg/ha) of brown trout and the fraction of marked fish in the gill-net catches on 35 mm mesh size in Lake Tesse, 1984-99. Figures indicate study year.



5.2

Avkastningen av aure i et reguleringsmagasin ble lite påvirket av omfattende utsettinger

Trygve Hesthagen og Reidar Gran*

*Øystre Slidre Fjellstyre

Årlig utsettes et stort antall en-somrig aureunger i reguleringsmagasinet Vinsteren, Oppland. Bestanden beskattes med settegarn (vesentlig 35 mm) og oter, og fangstutbyttet har gitt en gjennomsnittlig årlig avkastning på 3389 kg eller 1,28 kg/ha, 1979-99. Avkastningen har økt på 1990-tallet. Dette skyldes vesentlig økt fiskestørrelse i fangstene på grunn av at fisken har vokst raskere, og som en konsekvens har en del fiskere brukt noen garn med 40 mm maskevidde i stedet for 35 mm. Den årlige variasjonen i fangstutbyttet hadde i bare liten grad sammenheng med fangsttinningsgraden på garn og utsetting av fisk. Fordi utsettingene ikke har hatt avgjørende betydning for fangstutbyttet, er de midlertidig stoppet.



Foto: Trygve Hesthagen

5.2.1 Bakgrunn

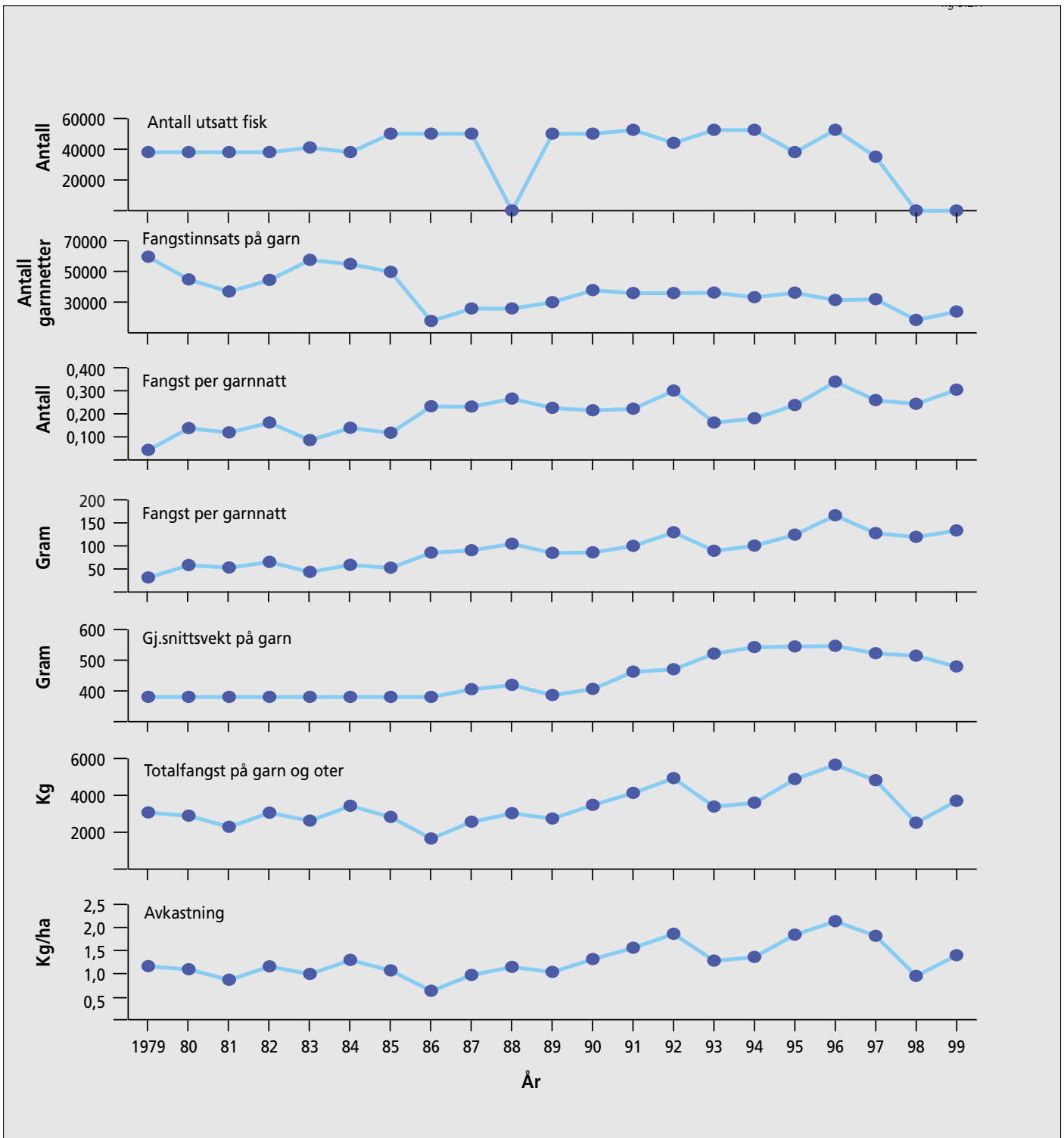
Utsetting av aure i Norge har lange tradisjoner som kultiveringstiltak. Det er mye brukt som kompensasjonstiltak for tap av naturlig rekruttering i reguleringsmagasin. Betydningen av forsterkningsutsettinger blir som regel evaluert ved hjelp av merkeforsøk og forekomsten av merkede individ i bestanden. Dette sier imidlertid lite om hvorvidt utsettingene har vært vellykket eller ikke fordi eventuelle endringer i fangstutbytte eller fiskeproduksjon er ukjent. Det kan heller ikke utelukkes at utsatt fisk øker dødeligheten hos stedegne individ slik at de bare erstatter naturlig produsert fisk. I tillegg kan større fisketetthet ved økte utsettinger gi dårligere vekst i bestanden. Beregning av fiskeproduksjonen er ressurskrevende fordi en må kjenne størrelsen på bestanden. I større innsjøer er dette en meget omfattende oppgave, dersom ikke bestandsstørrelsen kan beregnes ved hjelp av ekkolodd. En indirekte måte å vurdere effekten av fiskeutsettinger på er å relatere fangstkvantum til mengden utsatt fisk. I praksis krever dette registreringer over mange år, på grunn av årlige variasjoner i fangstutbytte og fordi en årsklasse beskattes gjennom flere år.

I denne undersøkelsen vurderer vi betydningen av fiskeutsettingene i reguleringsmagasinet Vinsteren for avkastningen hos aure der. Det første utsettingspålegget ble gitt i 1962 og var på 30 000 individ av en-somrig settefisk av ikke-stedegen stamme årlig. I 1970 ble dette endret til 38 000 individ, og det ble opprettholdt fram til 1984 (figur 5.2.1, øverst). Fra 1985 til 1997 ble det satt ut mellom 38 000 og 52 500 individ hvert år, bortsett fra i 1988 da det ikke var utsettinger. I 1998 og 1999 ble det heller ikke satt ut fisk i Vinsteren. I perioden 1985-87 ble settefisken til Vinsteren merket ved klipping av fettfinnen, tilsammen 150 000 individ.

Vinsteren ligger i øvre deler av Vinstravassdraget (1031,5 m over havet) i Øystre Slidre kommune, Oppland fylke. Vatnet er regulert med en årlig vannstandsenking på 3 m og øking på 1 m. Aure var eneste fiskeart inntil rundt 1980 da det kom inn ørekyt. Aurebestanden i Vinsteren beskattes vesentlig med settegarn, samt noe med oter. I forsøksperioden har 35 mm settegarn vært minste tillatte maskevidde. Vinsteren utgjør med sine 2800 hektar rundt 1/3 av ferskvannsarealet i Øystre Slidre. Det har vært et omfattende fiske i Vinsteren gjennom mange hundre år, og forvaltningen av bestanden har stor lokal betydning.

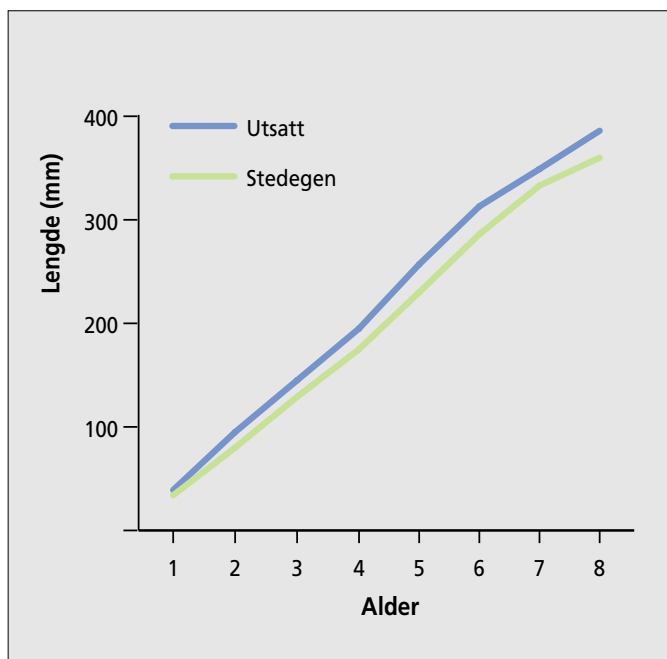
5.2.2 Auren i Vinsteren vokser langsomt og beskattes ved en relativt høy alder

Auren i Vinsteren har et vekstmønster som er typisk for bestander i høyfjellssjøer med spesielt liten tilvekst i de første leveårene. Beregnet lengdevekst hos stedegne individ i første leveår var 34

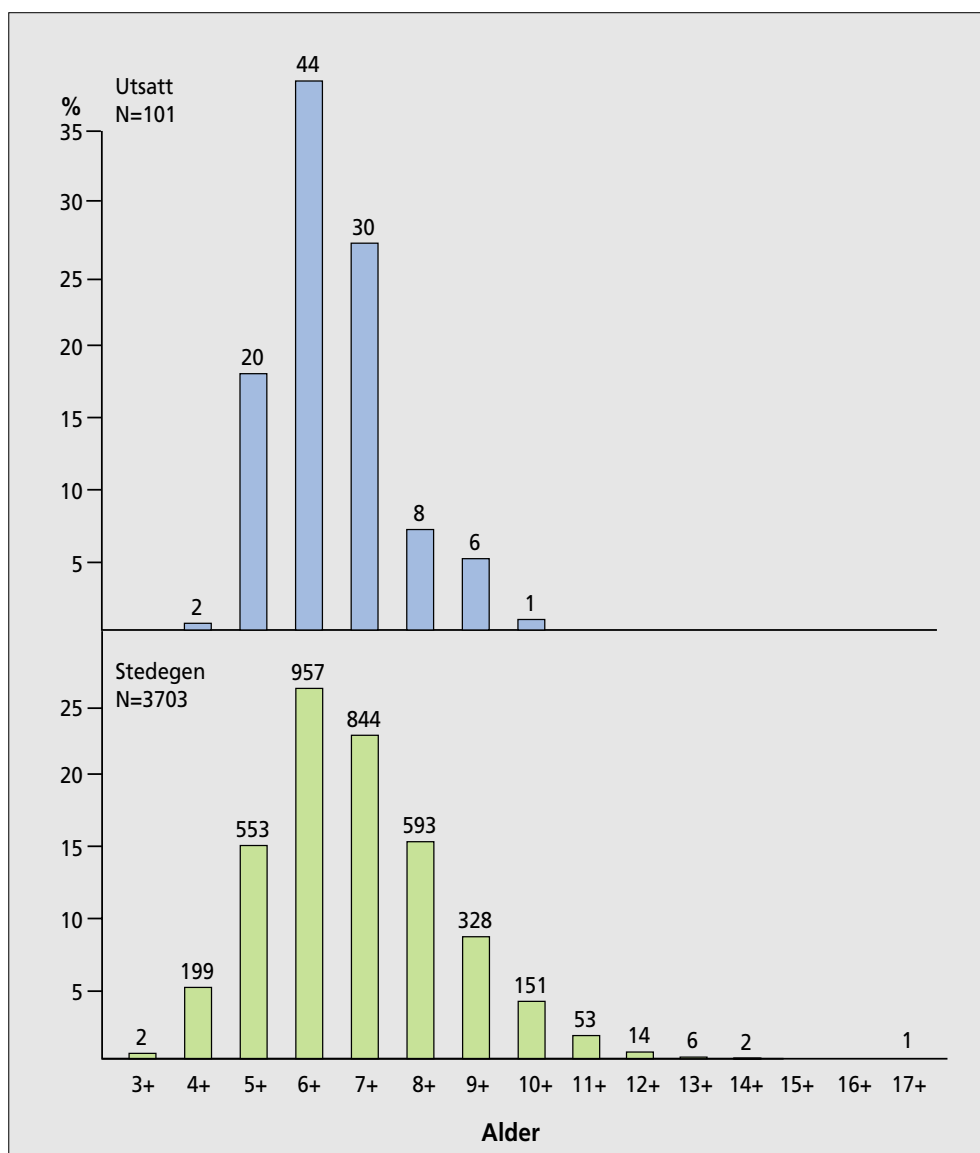


Figur 5.2.1

Øverste del av figuren viser antall en-somrig aure utsatt i Vinsteren, 1979-99. Det var ingen utsettinger i 1988 og 1998-99. I 1992 ble det i tillegg til 25 000 en-somrig fisk utsatt 6250 to-somrige individ. Disse regnes for å tilsvare utsetting av 18750 en-somrig fisk (forholdet 1:3). Figuren viser ellers fangstutbytte og avkastning på garn og oter, 1979-99. - Number of released fingerlings, fishing effort in terms of number of gill-nets, catch per gill-net per night in terms of numbers and weight, mean weight of harvestable fish, total catch on gill-nets and otter, and total annual yield (kg/ha) of brown trout in Lake Vinsteren, 1979-99.



Figur 5.2.2
Beregnet vekst hos stedegen og utsatt aure i Vinsteren. - Estimated length at each age of native (green line) and hatchery-reared brown trout (blue line) of harvestable size in Lake Vinsteren.



Figur 5.2.3
Andel av ulike aldersgrupper av utsatt (øverst) og stedegen fisk (nederst) i totalfangsten på 35 og 40 mm settegarn i Vinsteren, 1987-99. Tallene over søyene angir antall fisk i hver aldersgruppe. N = antall fisk totalt. - Age-frequency distribution of native (bottom) and hatchery-reared brown trout (top) of harvestable size in Lake Vinsteren, 1987-99.

mm, mens tilsvarende størrelse hos settefisk var 39 mm (**figur 5.2.2**). Også i de neste årene var det vekstforskjeller mellom de to gruppene, idet årlig tilvekst fram til 6. leveår varierte fra 50-62 mm hos utsatt fisk og 46-56 mm hos stedegen fisk. Etter 6 år hadde fisk i de to kategoriene oppnådd en vekt på henholdsvis 310 og 230 gram.

5.2.3 Auren i Vinsteren med en klar vekstøkning på 1990-tallet

Den langsomme veksten innebærer at auren i Vinsteren er relativt gammel når den kommer inn i høstbar størrelse på 35 og 40 mm settegarn. Dominerende alder i fangstene var 6 år både for stedegen og utsatt fisk (**figur 5.2.3**). Den gjennomsnittlige fangstaldren økte noe fra 1987 til 1991-93 da den var rundt 7 1/2 år, men har siden avtatt til rundt 6 år fram til 1997-99 (**figur 5.2.4**). I samme periode har auren i Vinsteren hatt en markert vekstøkning, illustrert ved vekten hos 6-åringene. Det samme viste gjennomsnittlig tilvekst i siste leveår hos denne aldersgruppen, som var 49 mm fra 1987-90 mot 69 mm fra 1991-98. Auren i Vinsteren har også hatt en økning i kondisjonsfaktoren. Denne parameteren er et mål på fiskens hold, og beregnes som forholdet mellom vekt og lengde. En kondisjonsfaktor på rundt 1,0 tilsier fisk av middels god kvalitet. Hos aure i høstbar størrelse i Vinsteren varierte kondisjonen mellom 1,0 og 1,1 (1991-99).

Vekstøkningen hos auren i Vinsteren i løpet av 1990-tallet var uventet siden det har kommet ørekyt i vatnet. Undersøkelser før ørekyten etablerte seg viste at skjoldkrepss og marflo var de viktig-

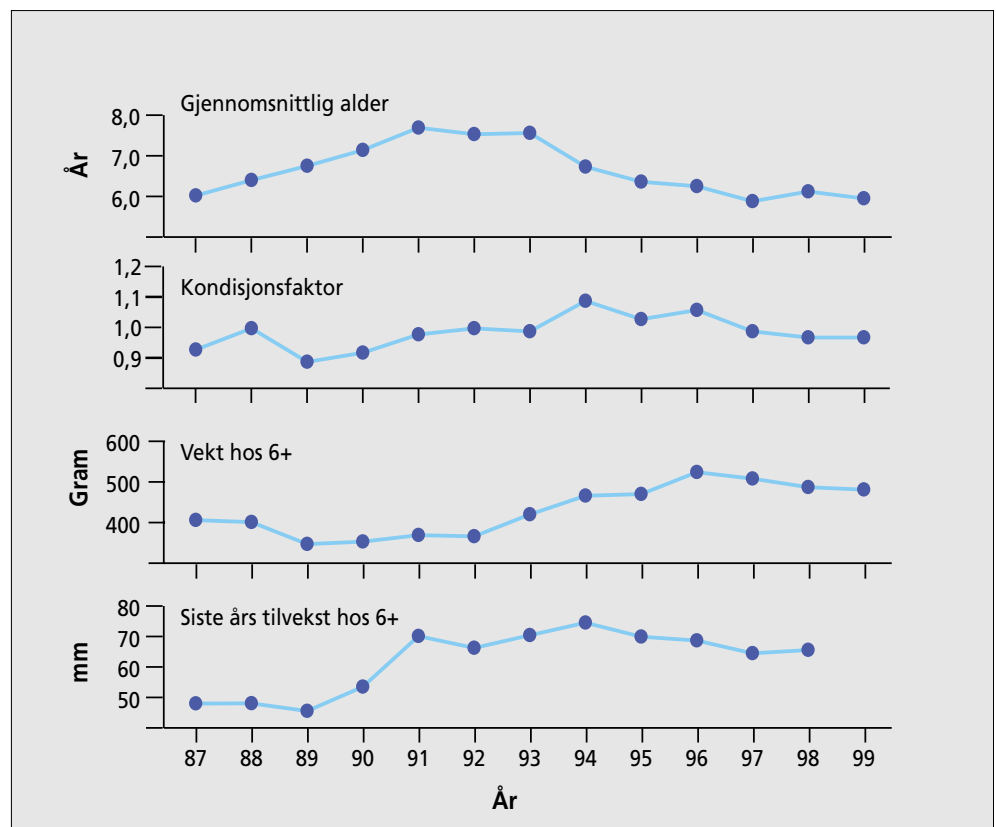
ste byttedyrene for auren. I andre reguleringsmagasin har det skjedd til dels dramatiske reduksjoner i mengden skjoldkrepss etter introduksjon av ørekyt. Dette krepssdyret er det viktigste byttedyret for aure i mange høyfjellsvann, ikke minst i regulerte sjøer. Nedgang i skjoldkrepssbestanden i Vinsteren har ikke vært så klar som i andre reguleringsmagasin. I perioden 1989-92 utgjorde den ca 1/4 av næringen hos aure. I samme periode var marflo nærmest fraværende i mageprøver. En kan derfor ikke utelukke at næringsforholdene for auren i Vinsteren har endret seg i negativ retning etter introduksjonen av ørekyt. Hvilke betydning ørekyten har som føde for aure, er ikke undersøkt.

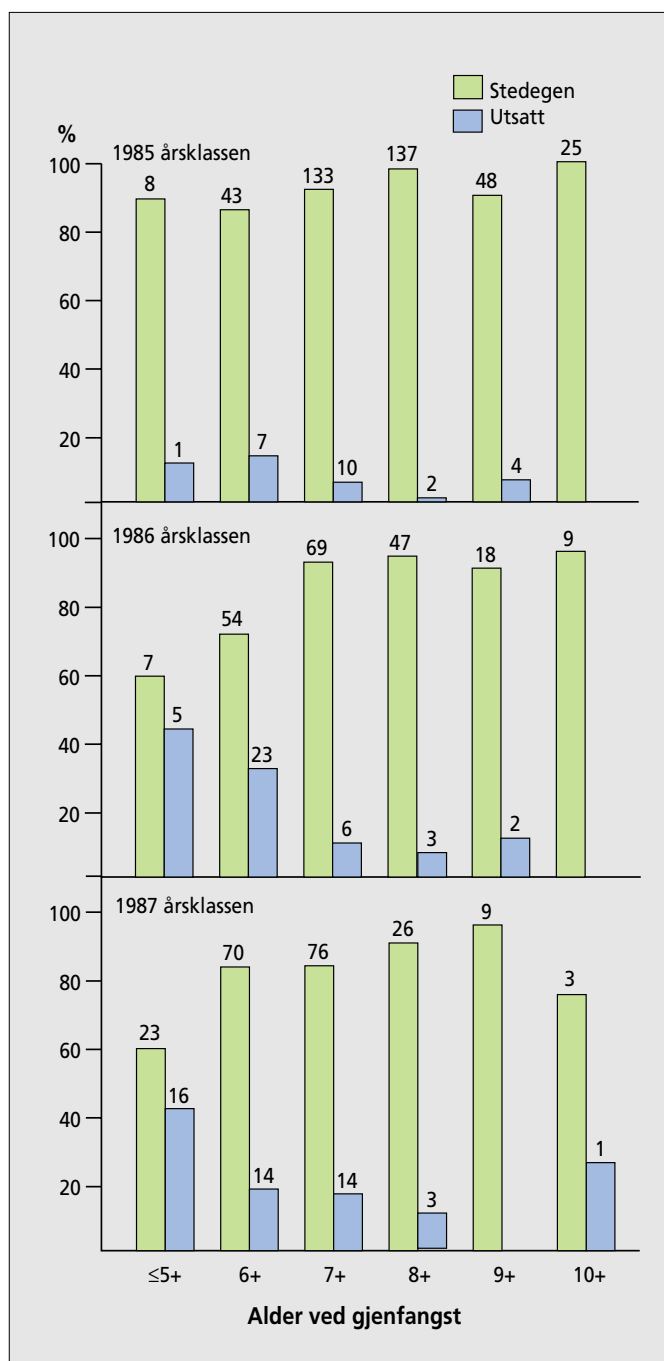
5.2.4 Stedegen fisk dominerer blant individ i høstbar størrelse

Andelen merket fisk i fangstene på 35 og 40 mm garn ble benyttet til å vurdere forekomsten av settefisk i bestanden, basert på merkeforsøk i perioden 1985-87. Resultatene viste at utsatt fisk utgjorde henholdsvis 6, 16 og 19 % av fangstene i de tre årsklassene, dvs et gjennomsnitt på 14 % (**figur 5.2.5**). Det var altså relativt store årlige variasjoner i andelen merket fisk, noe som blant annet kan skyldes (1) variasjoner i kvaliteten på settefisk, for eksempel oppdrettsforholdene, transportstress, størrelse, (2) varierende miljøforhold ved utsetting som for eksempel næringsforhold og temperatur, (3) varierende predasjonstrykk like etter utsetting, dvs at settefisk blir spist av voksne individ, (4) varierende konkurranse fra eksisterende bestand, noe som avhenger av mengden fisk i strandnære områder, (5) variasjoner i den naturlige årsklassestyrken.

Figur 5.2.4

Gjennomsnittlig alder, kondisjonsfaktor, vekten av 6-åringene og tilvekst (mm) i siste leveår hos 6-åringene i Vinsteren, 1987-99. Beregningene er basert på fisk som er tatt på 35 og 40 mm settegarn. - Mean values for age, condition factor, weight of six-year-old brown trout, and length increment during the last growth season of six-year-old brown trout caught in Lake Vinsteren, 1987-99. The data are based on fish of harvestable size, i.e. those caught on gill-nets of 35 and 40 mm mesh sizes.





Figur 5.2.5

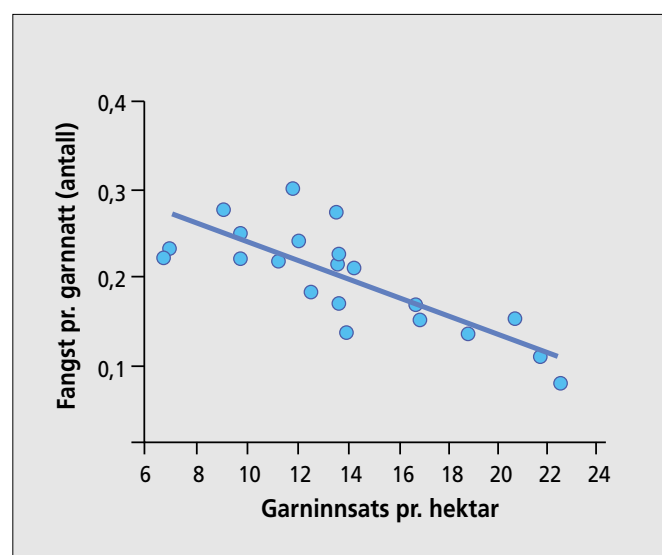
Andelen av utsatt fisk i totalfangsten i ulike aldersgrupper fordelt på de tre årsklassene 1985-1987 som ble forsterket med merket fisk i Vinsteren. Tallene over hver søyle angir antall fisk. - The relative abundance (%) of native and hatchery-reared brown trout in different age groups for the three cohorts that were supplied with marked, hatchery-reared fish, 1985, 1986 and 1987. Number of fish is given above each column.

5.2.5 Fangstutbytte per garnnatt er uvanlig lavt i Vinsteren

Alle innbyggere i Øystre Slidre kan fiske med settegarn i den delen av Vinsteren som ligger i Øystre Slidre statsalmenning. Hver fisker kan benytte 25 settegarn fra 16. juni til 4. september, med 35 mm som minste tillatte maskevidde. To personer som fisker

sammen kan benytte 50 settegarn. I de siste årene har imidlertid en del fiskere benyttet noen settegarn på 40 mm. I årene framover skal det skje en trinnvis omlegging i beskatningen fra 35 til 40 mm, og i 2004 blir det bare tillatt med 40 mm. I Vinsteren har det vært vanlig å ha garn stående i lengre perioder uten å ta dem på land for vasking og tørking, de bare røktes hver dag eller annenhver dag. Fra 2000 skal garn røktes hver dag. Fra 1979 til 1985 var det en stor fangstinnsett med settegarn i Vinsteren med ca 36 750-59 400 garnnetter per år (**figur 5.2.1**). Etter Tjernobylulykken våren 1986 sluttet mange å fiske i Vinsteren, og siden har fangstinnsettsen avtatt. Flere eldre personer som til dels hadde drevet et omfattende fiske sluttet helt, og nye kom ikke til i samme grad. Fangstutbyttet per garnnatt har vært uvanlig lavt, både med hensyn til antall fisk (0,08-0,30) og vekt (31-166 gram). Dette har sammenheng med at garninnsettsen er relativt stor, idet fangstutbyttet er mindre i år med stor enn med liten beskatning (**figur 5.2.6**). I tillegg tar altså ikke alle fiskerne opp garn fra vatnet hver dag, og det har vist seg at garn som står uten tilsyn i to døgn har betydelig lavere fangstutbytte enn de som røktes hver dag. Den reduserte fangsteffektiviteten har flere årsaker. Etter hvert som mengden fisk i garn øker flater de ut, det danner seg floker etc. Når garn blir stående ute over lengre tid fester det seg også grønske og partikler på dem. Dessuten skjer det lokal utfisking når garn blir stående på samme plass i stedet for å bli flyttet til et nytt område.

Det har vært en klar økning i fangst per garnnatt i Vinsteren på 1990-tallet. Samtidig har altså størrelsen på fisken i fangstene økt, noe som har sammenheng med at flere fiskere bruker 40 mm settegarn i stedet for 35 mm, og at fisken vokser raskere (**figur 5.2.4**). Det er derfor grunn til å tro at 40 mm settegarn vil gi en bedre utnyttelse av vekstpotensialet hos auren i Vinsteren enn 35 mm settegarn. Dette er bakgrunnen for at minste tillatte maskevidde blir 40 mm fra 2004.

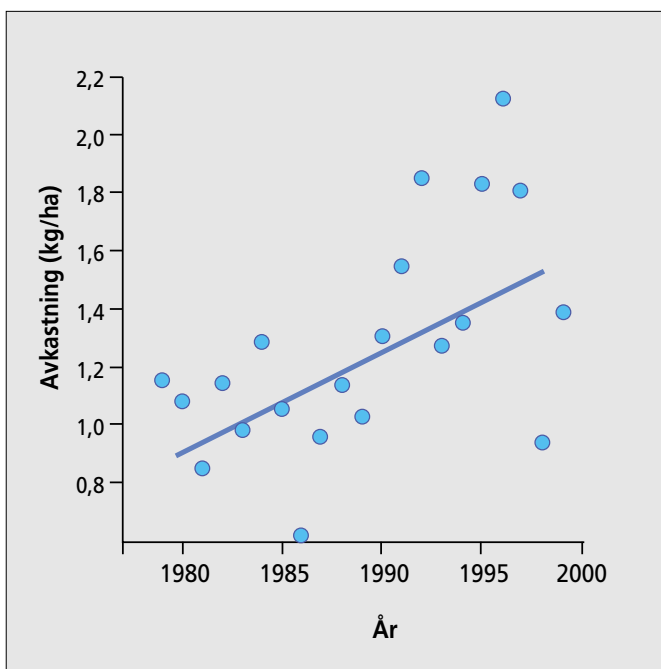


Figur 5.2.6

Sammenhengen mellom fangst per garnnatt (antall) og garninnsett (antall settegarn per hektar) i Vinsteren, 1979-99. - Relationship between catch per gill-net in numbers and fishing effort in terms of number of gill-nets per hectare in Lake Vinsteren, 1979-99

5.2.6 Avkastningen i Vinsteren har økt på 1990-tallet

Fangstene på settegarn i Vinsteren har økt klart i løpet av forsøksperioden, og høyeste utbytte ble registrert i 1996 med nærmere 5200 kg, tilsvarende 2,13 kg/ha (figur 5.2.1, figur 5.2.7). Gjennomsnittlig avkastning på settegarn har vært 3067 kg eller 1,16 kg/ha. Avkastningen er beregnet ut fra et areal på 2650 hektar fordi fisket i Øvre Bjørnhølen (150 hektar) er privat og omfattes ikke av vår undersøkelse. Fangstutbyttet på settegarn har variert mellom 1501-5189 kg. Aurebestanden i Vinsteren beskattes hovedsakelig med settegarn idet oterfangstene bare har utgjort 9,5 % av det totale fangstutbytte. I gjennomsnitt har det årlig vært tatt rundt 320 kg fisk på oter. Fangstutbyttet på settegarn og oter har gitt en gjennomsnittlig årlig utbytte på 3389 kg, tilsvarende en avkastning på 1,28 kg/ha fra 1979 til 1999. Laveste og høyeste fangstutbytte var henholdsvis 1650 og 5653 kg. En statistisk analyse viste at hele 46 % av den årlige variasjonen i avkastningen av aure i Vinsteren kan forklares ved økt gjennomsnittlig fiskestørrelse i garnfangstene. Videre kunne 10 % av variasjonen forklares ved forskjeller i fangstinnsatsen, og 8 % av antall settefisk utsatt 6 år tidligere, dvs når disse individene for fullt kommer inn i høstbar størrelse. Det relativt lave fangstutbyttet i 1998 og 1999 har en klar sammenheng med lav fangstinnsats.



5.2.7 Utsatt fisk har bidratt lite til avkastningen i Vinsteren

Det er vanskelig å tallfeste hvilken betydning utsatt fisk har hatt på avkastningen i Vinsteren. I 1988 ble det eksempelvis ikke satt ut fisk, uten at det trolig har hatt særlig betydning for fangstutbyttet seinere. Fisk i 1988-årsklassen kom for fullt inn i høstbar størrelse i 1994, og avkastningen dette året, med 3024 kg (1,36 kg/ha), var ikke vesentlig forskjellig fra den som har vært ellers på 1990-tallet. En skal heller ikke se bort fra at utsettingene har virket direkte negativt på fiskeproduksjonen i Vinsteren. Det er tidligere vist at settefiskens utgjorde en relativt stor andel blant yngre fisk, for eksempel henholdsvis 48 og 42 % blant 2-åringer i 1986 og 1987-årsklassene. Hyppigheten av utsatt fisk avtok altså med økende alder og utgjorde bare gjennomsnittlig 14% blant fisk i høstbar størrelse, samlet for de tre årsklassene med merket settefisk. Dette tyder på at utsatt fisk har høyere dødelighet enn stedege individ. En kan heller ikke se bort fra at når en setter ut store mengder fisk i en innsjø vil dette kunne øke dødeligheten blant stedege individ. Dette gjelder trolig spesielt den yngste årsklassen (0+) fordi settefisk som regel er større og mer aggressiv enn villfisk av samme alder. Den naturlig produserte yngelen som fortsatt befinner seg på rennende vann vil unngå slik konkurranse. De fleste gytebekkene som drenerer til Vinsteren er små, og det er tidligere vist at yngelen i stor grad forlater dem i løpet av første leveår. Det er dokumentert gyting både i innløpselva og i ca 20 tilløpsbekker rundt vatnet. En kan ikke se bort fra at utsettingene i mange norske reguleringsmagasin er basert på en undervurdering av de naturlige rekrutteringsforholdene.

Når det er relativt tvilsomt hvilke betydning utsettingene av fisk har for avkastningen i Vinsteren, bør en legge "føre var" prinsippet til grunn og stoppe videre utsettinger for en prøveperiode. Dette rådet har forvaltningen fulgt, og derfor er det ikke satt ut fisk etter 1997.

Figur 5.2.7

Avkastningen hos aure på settegarn og oter i Vinsteren, 1979-99. - Total annual yield (kg/ha) of brown trout on gill-nets and otter in Lake Vinsteren, 1979-99.

5.3

Næringssvikt hos aure i et høyfjellsmagasin etter at skjoldkrepsen forsvant ga betydelige negative effekter på fiskens vekst og avkastning

Trygve Hesthagen og Randi Saksgård

På 1990-tallet gikk skjoldkrepsen sterkt tilbake i Aursjomagasinet (1097,5 m over havet) i Ottavassdraget, Oppland. På 1980-tallet utgjorde skjoldkreps vanligvis mellom 50 og 70 % av aurens næring, mot under 1,0 % fra 1996 til 1999. Redusert tilgang til skjoldkreps synes å ha redusert aurebestanden. Avkastningen avtok fra 1,3-2,4 kg/ha på 1980-tallet til ca 0,1 kg/ha på slutten av 1990-tallet, samtidig som fisken vokste betydelig dårligere. Gjennomsnittlig alder for fisk i høstbar størrelse (fanget på 40 mm garn) i samme periode økte fra 4,6 til 7,0 år. I 1999 ble 2600 småaure fjernet ved garnfiske (26 mm), og standard- maskevidden for garn ble satt ned fra 40 til 35 mm. Produksjonen og fangstutbyttet av aure i høyfjellsmagasin er svært avhengig av forekomsten av skjoldkreps.

5.3.1 Bakgrunn

Reguleringen av en innsjø vil i de fleste tilfeller virke negativt på aurebestander fordi næringsgrunnlaget blir sterkt forringet. Rekrutteringen hos aure avtar også som regel som følge av reguleringen, men dette kan kompenseres ved utsetninger. Det vil heller ikke være nødvendig å opprettholde samme rekruttering som tidligere fordi produksjonsgrunnlaget i innsjøen har avtatt. Skjoldkreps er et svært viktig næringsdyr for aure i mange høyfjellsvann, og ikke minst i reguleringsmagasin. Dette skyldes at eggene til skjoldkreps tåler både uttørring og frysing, og klekker neste vår når de kommer i kontakt med vann. Skjoldkrepsen har ettårig livssyklus, som betyr at eggene blir lagt om høsten og klekkes neste vår/forsommer.



Foto: Ola Hegge

Aursjoen er et høyfjellsmagasin som ligger 1097,5 m over havet i Ottavassdraget, Skjåk kommune. Arealet er på 740 ha, og aure er eneste fiskeart. Aursjoen ble i 1965 regulert med 10 m senking og 2,5 m heving av vannstanden. Tidligere undersøkelser har vist at det var et godt fiske i magasinet på 1980-tallet, og at skjoldkrepss var et viktig næringsdyr. I løpet 1990-tallet avtok imidlertid forekomsten av dette krepssdyret sterkt, og har i praksis mistet sin betydning som næring for aure. Det er uklart hva som er årsak til tilbakegangen av skjoldkrepssbestanden, men det kan ha sammenheng med de årlige vannstandsvariasjonene. I denne undersøkelsen vurderer vi hvilken effekt denne næringsvikten har hatt på fiskens vekst og avkastning.

5.3.2 Skjoldkrepss mistet sin betydning som næringsdyr for aure på 1990-tallet

Fra 1981-90 var skjoldkrepss det desidert viktigste næringsdyret for aure i Aursjoen, og vektmessig utgjorde den i de fleste årene 50-70 % av dietten (figur 5.3.1). På 1990-tallet skjedde det en gradvis nedgang i forekomsten av skjoldkrepss, og den utgjorde bare 0,3-0,8 % av næringen i 1997 til 1999. I de siste årene har linsekrepss vært det viktigste byttedyret for aure, og har siden 1993 utgjort 31-85 % av dietten (figur 5.3.2). Linsekrepss har imidlertid en betydelig mindre kroppsvekt (0,1-0,2 mg) enn

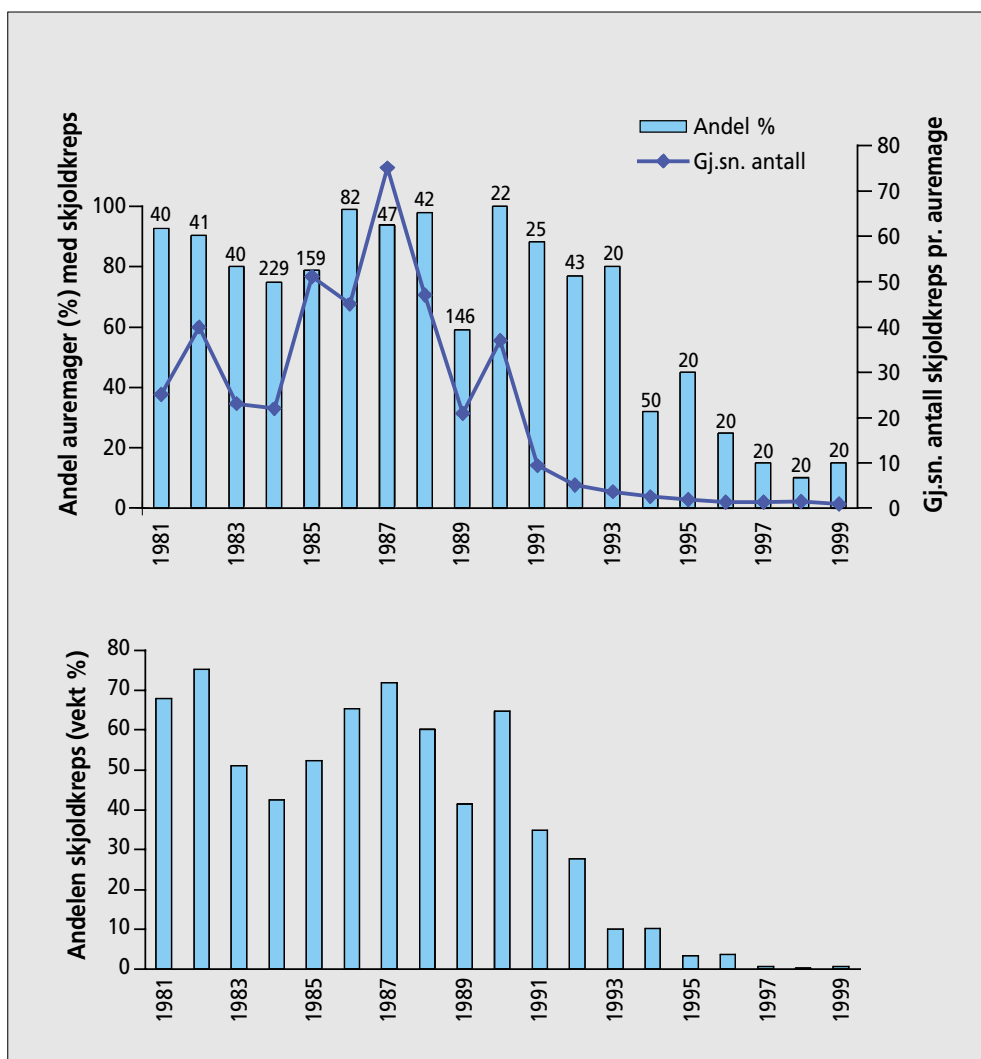
skjoldkrepss (1,2-6,0 mg). Dette får store negative energimessige konsekvenser for auren fordi det blir mer arbeidskrevende å fange nok mat. Dette forsterker seg etter hvert som fisken blir større. Før reguleringen hadde Aursjoen også marflo.

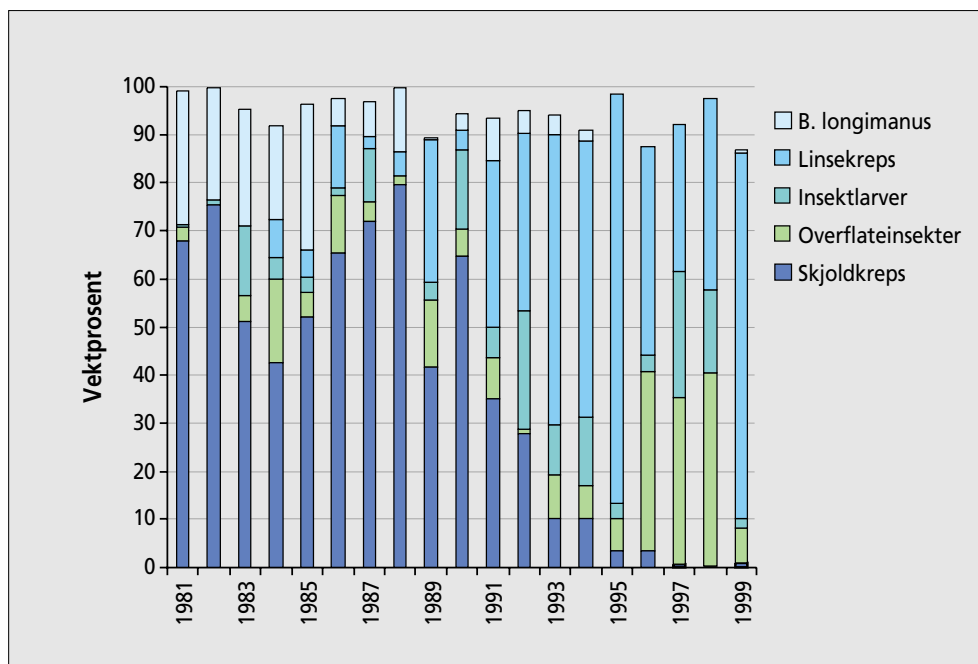
5.3.3 Store endringer i veksthastighet og alderssammensetning i bestanden

Auren i Aursjoen vokste uvanlig godt på 1980-tallet, tatt i betraktning at det er en høyfjellssjø som er regulert med 12,5 m. I denne perioden var gjennomsnittlig tilvekst i siste leveår hos fem-åringene 65 mm (figur 5.3.3). Imidlertid har det vært en sterk reduksjon i tilveksten i løpet av 1990-tallet, og i siste del av perioden (1994-98) var lengdeøkningen bare 37 mm. 5-åringer på 1980-tallet veide i gjennomsnitt 492 gram, mot bare 177 gram for årene 1995-99. For omløpstiden i bestanden har denne vekstreduksjonen en tydelig effekt, idet gjennomsnittlig alder for fisk i høstbar størrelse har økt med nærmere 2 1/2 år i samme periode; fra 4,6 til 7,0 år. Mens Aursjoen fortsatt hadde god forekomst av skjoldkrepss, ble det funnet en klar sammenheng mellom antall dager med vanntemperatur over 10°C og årsvariasjonen i vekst hos aure. På slutten av 1990-tallet synes det som om mattilgangen begrenser veksten hos auren i Aursjoen.

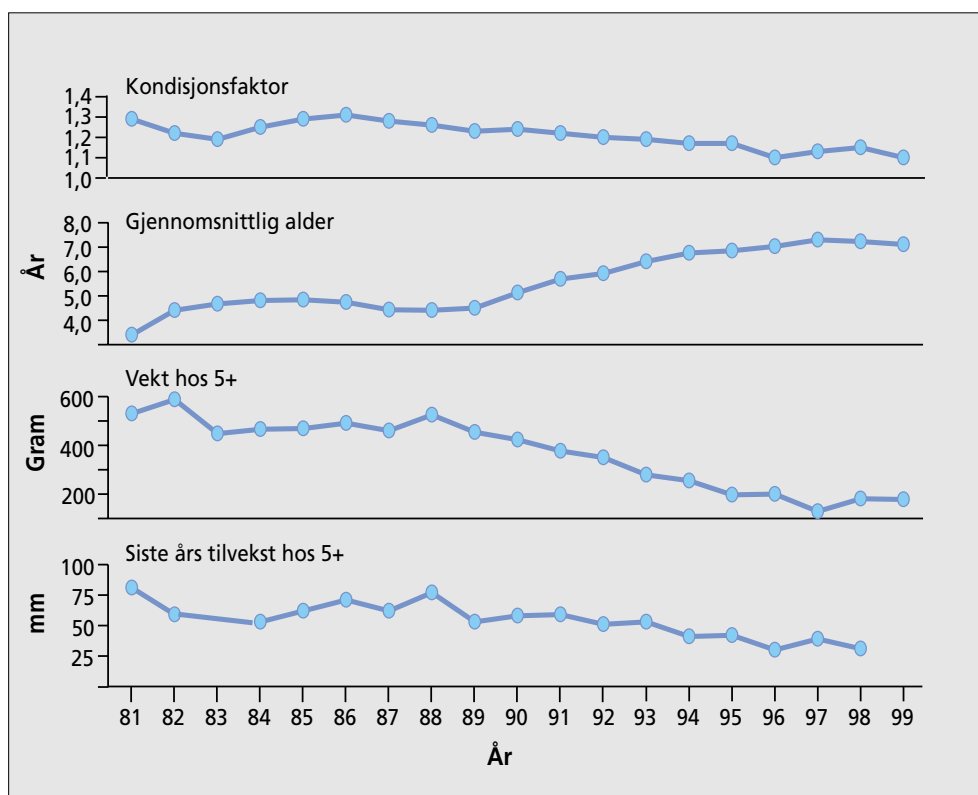
Figur 5.3.1

Forekomst av skjoldkrepss i mageprøver hos aure i Aursjoen, 1981-99. Øverst: hyppighet (%) av individ med skjoldkrepss, og gjennomsnittlig antall skjoldkrepss per mage. Nederst: vektmessig andel (%) av skjoldkrepss i mageprøvene. - The occurrence of *Lepidurus arcticus* in stomachs of brown trout in Lake Aursjoen, 1981-99. Top: fraction (%) of individuals that had consumed *L. arcticus*, and mean number of *L. arcticus* per stomach. Bottom: occurrence (weight-%) of *L. arcticus* in the diet of brown trout.



**Figur 5.3.2**

Aurens diett i Aursjoen i 1981-99. - The diet of brown trout in Lake Aursjoen, 1981-99.

**Figur 5.3.3**

Kondisjonsfaktor, alder, vekt og tilvekst (mm) i siste leveår hos 5-åring aure basert på individ fanget på 40 mm settegarn (35 mm i 1999) i Aursjoen 1980-99. - Mean condition factor, mean age, and mean weight and length increment during the last growth season among five-year-old brown trout caught on gill-nets of 40 mm mesh size (35 mm in 1999) in Lake Aursjoen, 1980-99.

5.3.4 En dramatisk nedgang i fangstutbyttet på 1990-tallet

Garnfiskerne i Aursjoen ble bedt om å oppgi antall garn, antall fisk større enn 25 cm og hvor mange båtlag som samtidig fisket med garn. Sjøl om ikke alle har besvart henvendelsen, var det likevel mulig å beregne den totale fangstinnnsatsen og dermed fangstutbyttet. Aurebestanden i Aursjoen har siden 1981 blitt beskattet med 40 mm settegarn, begrenset til 20 garn per båtlag. Garnfiske er tillatt fra 15. juli til 20. september. Om sommeren blir det i enkelte år fisket en del med oter fra båt, men dette er

svært væravhengig. På 1980-tallet var det et aktivt garnfiske i Aursjoen med en fangstinnnsats som tilsvarte 9,4 garn/ha i gjennomsnitt. Fisket var bra med et årlig utbytte på rundt 1060-1800 kg eller 1,32-2,43 kg/ha. I løpet av 1990-tallet skjedde det imidlertid en gradvis nedgang i aurebestanden, og i de siste årene nærmest opphørte garnfisket idet fangstutbyttet sank til bare 0,10-0,12 kg/ha (1996-98).

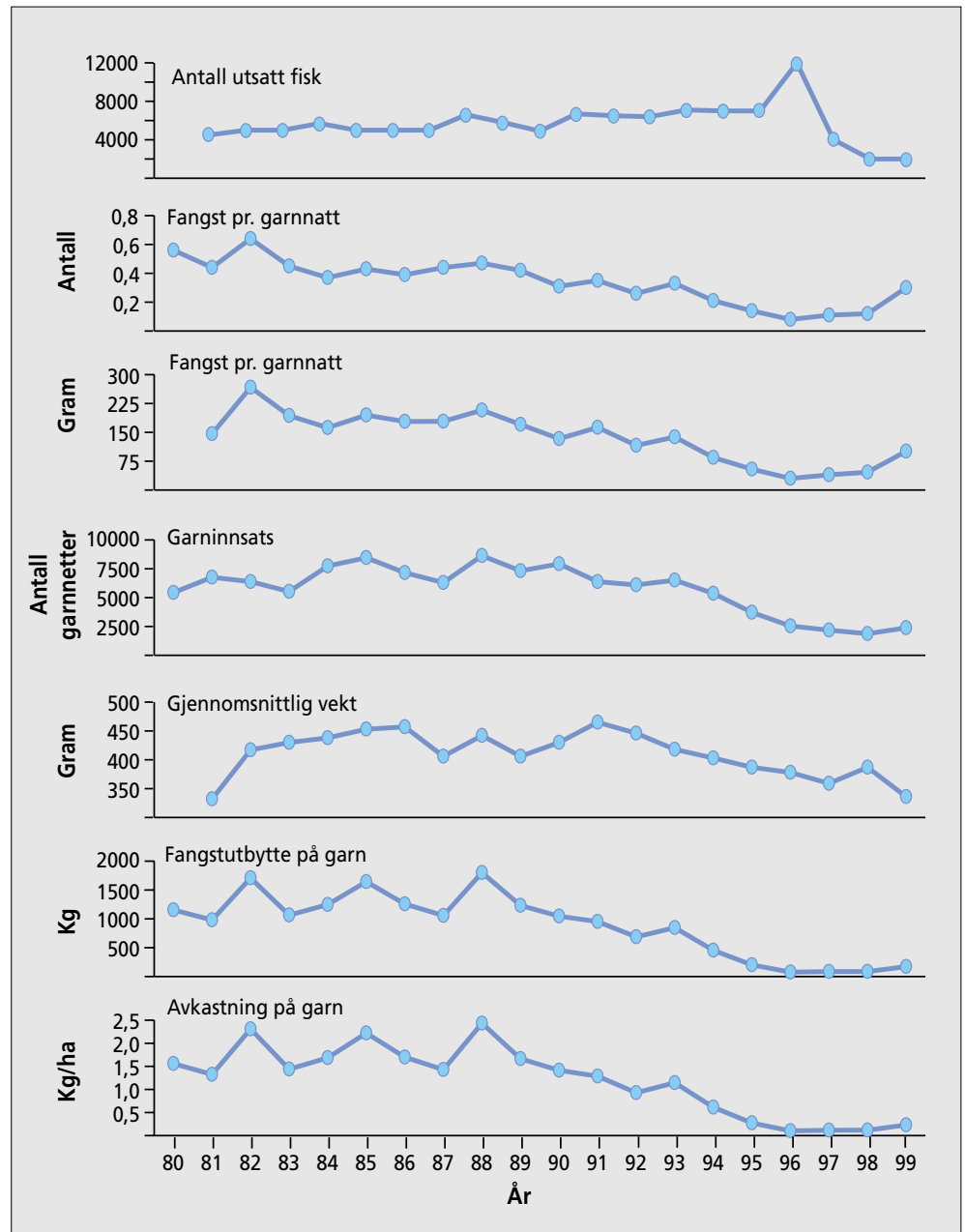
Samtidig med nedgangen i skjoldkrepsbestanden på 1990-tallet, ble det satt ut mer fisk (**figur 5.3.4**). I 1996 ble det satt ut hele 4000 to-somrige aureunger, som tilsvarer rundt 12 000 en-somrige individ. Dette var med på å forsterke de allerede dårlige næringsforholdene. I et forsøk på å redusere bestanden av småfisk, ble det i 1999 tillatt å benytte 5 garn på 26 mm per båtlag. I løpet av sesongen ble det tatt rundt 2600 individ på denne maskevidden, tilsvarende 410 kg (0,55 kg/ha). I de siste årene har fangstene på 40 mm settegarn vært svært lave, derfor ble maskevidden satt ned til 35 mm i 1999. Dette resulterte i noe større fangstutbytte enn i 1996-98, med 172 kg (0,23 kg/ha). Merke-

forsøk på 1980-tallet viste at utsatt fisk utgjorde 70-75% av fangstene på 40 mm settegarn i Aursjoen. Med utfiskingen i 1999 og de reduserte utsettingene i de siste årene, vil bestandsstørrelsen etter hvert bli sterkt redusert.

Undersøkelsen viser at det har skjedd en næringssvikt hos auren i Aursjoen etter at skjoldkrepsen nærmest forsvant. Dette har hatt betydelige negative effekter på fiskens vekst og avkastning. Undersøkelsen viser også at utsettingsmengden må tilpasses næringsforholdene i en innsjø. Så lenge skjoldkrepsen er fraværende i Aursjoen vil fiskeproduksjonen være sterkt redusert.

Figur 5.3.4

Antall en-somrig utsatt aure, fangst per garnnatt uttrykt i antall og vekt (kg), fangstinnsats (antall garnnetter), gjennomsnittlig vekt av fisk fanget på 40 mm garn (35 mm i 1999), totalt fangstutbytte (kg) og avkastning (kg/ha) i Aursjoen i 1980-99. Fangstutbyttet på 26 mm i 1999 med 410 kg er ikke inkludert. - Number of released fingerlings, catch per gill-net night in both numbers and weight, effort in terms of number of gill-nets, mean weight of harvestable fish, total catch on gill-nets, and total annual yield (kg/ha) of brown trout in Lake Aursjoen, 1980-99.



5.4

Kunstig strandsone - et egnet tiltak for å øke fiskeproduksjonen i reguleringsmagasin?

Gunnar Halvorsen og Dag Berge*

*Norsk institutt for vannforskning (NIVA)

Så mye som 90 % av bunndyr- og fiskeproduksjonen kan gå tapt i reguleringssonen i et vannkraftmagasin. I underkant av 2 % av innsjøene sør for Nordland er regulert for kraftproduksjon, men de omfatter nær 37 % av innsjøarealet. Det totale produksjonstapet av dyr i ferskvann er derfor betydelig. Kan en flytende, kunstig strandsone, som følger vannstandsvariasjonene i magasinet, erstatte tapet av bunndyrproduksjon og fisk i reguleringssonen? Selv om dette forsøket ikke løste problemet, har våre undersøkelser gitt grunnlag for videre forsøk.

5.4.1 Bakgrunn

Vannkraft er den viktigste energikilden i Norge, og naturinngrepene i forbindelse med utbygging er svært omfattende, som store reguleringsmagasin og tørrlagte elver, endret vannkvalitet og redusert biologisk produksjon. Av de 175,5 TWh (terrawatt-

timer) økonomisk utnyttbare vannkraftressurser i Norge er 62,5 % (109,7 TWh) utbygd og 19,9 % (34,9 TWh) varig vernet. Ved store kraftutbygginger blir ofte store arealer tørrlagt ved nedtapping om vinteren (**figur 5.4.1**). Samtidig kan nye, store landarealer bli satt under vann og store mengder organisk materiale og næringssalter vasket ut med midlertidig øket produksjon som resultat. Strandsonen er den mest produktive delen av en naturlig, uregulert innsjø. Ved regulering blir vesentlige deler av strandsonen ødelagt gjennom tørrlegging og erosjon. Etter den første perioden med midlertidig økning i plankton- og bunndyrproduksjon, skjer det en sterk nedgang i produksjonen av bunndyr i reguleringssonen. Reduksjonen blir særlig stor når reguleringen er større enn 4 m.

Tapet av bunndyr i strandsonen (eller litoralsonen) gir også stor reduksjon i fiskeproduksjonen, og planktonproduksjonen får relativt sett større betydning for stoffomsetningen i magasinet enn tidligere. Dette vil favorisere planktonspisende fisk og de



Foto: Dag Berge

mer bunndyrspisende artene blir ofte tvunget over på hel eller delvis planktondiett.

En omfattende oppsummering av de miljømessige konsekvenser av vannkraftutbygging er gitt i Faugli et al. (1993)

Det har hittil vist seg vanskelig å finne praktiske tiltak som kompenserer for tapt produksjon i reguleringssonen. Som et mulig tiltak er det her gjennomført forsøk med å etablere en kunstig strandsone, som kan følge vannstandsvariasjonen i magasinet. Vi har ønsket å dokumentere de biologiske effektene av en kunstig strandsone på de ulike trofiske nivåer, fra planteplankton og påvekstalger til fisk, gjennom eksperimenter gjennomført i Finntjern i Nordmarka utenfor Oslo.

5.4.2 Hva er gjort?

5.4.2.1 Finntjern

Den kunstige strandsonen ble etablert i 1997 (figur 5.4.2). Finntjern er 0,15 km² stort, med et nedbørfelt på 0,5 km². Vanngjennomstrømningen er moderat, med en gjennomsnittlig oppholdstid på ca. 9 måneder. Store arealer er 10-11 m dype. Bunnsubstratet i de dypere partier er dy-aktig bløtt. Finntjern har små bestander av ørekyte, abbor, ørret og røye. Disse utnytter ulike deler av produksjonen, men konkurrerer også om næring.

5.4.2.2 Kunstig strandsone

Den kunstige strandsonen er bygget opp som vist i figur 5.4.2. Det er lagt ut to flåter på henholdsvis 108 m² og 72 m². Den største flåten (Flåte I) ble lagt ut i slutten av juli 1997 og er forankret midt ute på innsjøen over et dyp på 10-11 m. Den vertikalt hengende "vegetasjonen" består her av 3 m lange, 4 mm tykke tau. Den andre flåten (Flåte II) ble satt ut i juni 1999 og ligger nærmere og parallelt med land med dybder på 3,5-5 m. Her er det brukt 3 m lange, 15 mm brede bånd som "vegetasjon".

Figur 5.4.1

Mårvannsmagasinet, Hardangervidda, 1121 m o.h. Store arealer tørrlegges ved nedtapping til laveste regulerte vannstand (LRV). Magasinet har en reguleringshøyde på 65 m. – The hydro power impoundment Mårvatn, Hardangervidda, 1121 m a.s.l. Large areas are dry during draw down of the water level. The regulation height is 65 m. (Foto. Dag Svalastog).



De innerste av disse båndene berører bunnen. Det er mulig å ro over flåtene med båt.

Siktedypet i Finntjern er normalt 6-7 m, og tauene og båndene henger således innenfor dybdesonen med tilstrekkelig lys for algeproduksjon.

Det er etablert en referansestasjon over det dypeste av tjernet, og i god avstand fra den kunstige strandsonen (Flåte I). Denne er ment å reflektere den naturlige utviklingen i innsjøen med hensyn til vannkjemi, sedimentasjon, plankton og bunndyr. I tillegg er det etablert en referansestasjon for bunndyr nær Flåte II.

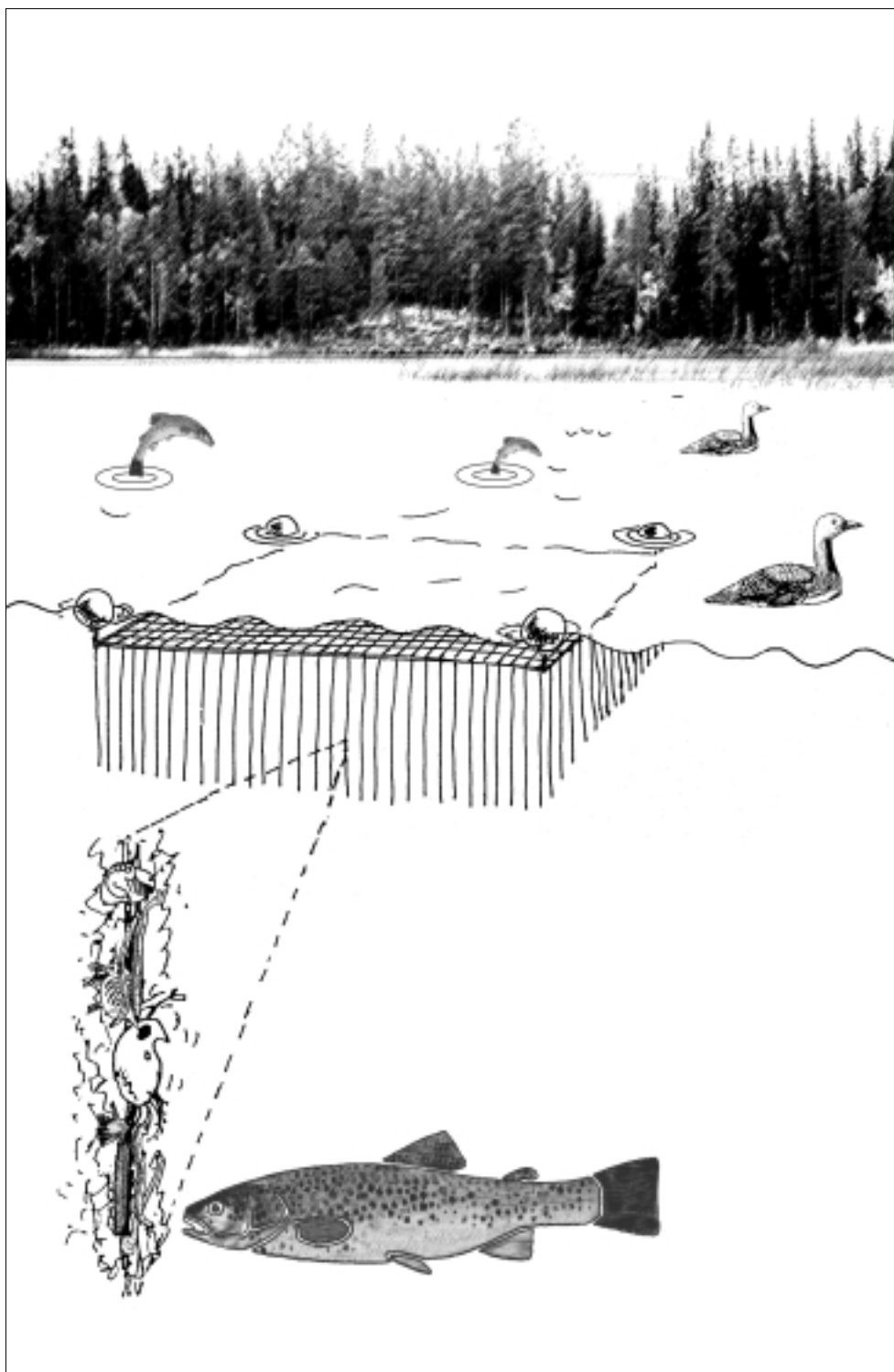
5.4.3 Hvordan gjorde vi det?

Vannprøver, som blandprøve fra 0-3 m, er tatt fra referansestasjonen og fra vannet mellom trådene. Disse er analysert for pH, ledningsevne (mS/m), farge, klorofyll a (Chl a), total fosfor, total nitrogen, turbiditet og totalt organisk karbon (TOC).

Sedimentasjonen av partikulært materiale (PM), både organisk (POM) og uorganisk, er målt på referansestasjonen ute i innsjøen og under den største flåten (Flåte I).

Følgende livssamfunn er undersøkt:

- Planktonet, samfunnet av alger og krepssdyr som lever fritt i vannmassene på referansestasjonen og mellom tauene under flåtene. Planteplanktonet artsbestemmes og mengden angis som mg m⁻³ våtvekt. Tilsvarende artsbestemmes vannloppene (Cladocera) og hoppekrepsene (Copepoda), og tettheten angis som antall individer per liter.
- Påvekstsamfunnet knyttet til tauene, det vil si påvekstalger, litorale krepssdyr, og de mer typiske bunndyrgrupper som rundormer, fåbørstemark, fjærmyggglarver mm. Algene og krepssdyrene artsbestemmes.

**Figur 5.4.2**

Prinsskisse av den kunstige littoralsonen i Finntjern. En kvadratisk ramme av jernrør, 6 x 6 m, er hengt opp i bøyer slik at den ligger og flyter 30-40 cm under vannoverflaten. Mellom jernrørene er det trukket 4 mm tykke, parallelle tau med 30 cm avstand. Til hvert av disse horisontale tauene er det festet 3 m lange tau eller bånd for hver 30 cm. Disse henger ned med en mutter som lodd. De nedre deler av tauene og båndene rekker ned til ca. 3,5 m dyp. – A principal sketch of the artificial littoral zone in tarn Finntjern in Nordmarka, north of Oslo. A frame of iron pipes, 6 x 6 m, are floating by buoys 30-40 cm below the surface. Between the pipes parallel ropes of 4 mm thickness are stretched each 30 cm. Vertical hanging ropes or bands, 3 m long, are fastened to these horizontal ropes for each 30 cm, with a small nut as an extra weight. The lower end of the ropes are reaching down to about 3.5 m.

- Bunndyrsamfunnet under flåtene. Et kontinuerlig og til dels betydelig regn av organisk materiale synker ned fra den kunstige vegetasjonen og kan utnyttes av planktoniske og bunnlevende former.
- Samfunnet av littorale krepsdyr i vegetasjonen inne i den naturlige strandsonen.
- Fiskeundersøkelse med garn nær og rundt flåtene og på referansestasjonene.

5.4.4 Hva fant vi?

5.4.4.1 Små endringer i næringssaltene

Finntjern er en næringsfattig skogssjø med lite humus. Den er ikke påvirket av forurening (pH: 7,6), vannet er ionefattig og ledningsevnen er lav (2 mS/m).

Installasjonen av den nye strandsonen synes i liten grad å ha påvirket de vannkjemiske forhold med unntak av en liten reduksjon i næringssaltinnholdet innenfor "vegetasjonen", som følge av økt algeproduksjon der.

5.4.4.2 Fordobling av sedimentasjonen

Sedimentasjonen av partikulært materiale (PM) er større under den nye "vegetasjonen" enn utenfor (**figur 5.4.3**). Ved starten av forsøket var forskjellen liten, men den økte utover i forsøksperioden, til nær en fordobling av sedimentasjonen under "vegetasjonen". Sedimentasjonen økte også fra våren utover sommeren. Under høstsirkulasjonen var forskjellene igjen små.

Økningen i sedimentasjonen er antagelig større enn det vi kunne registrere fordi åpningen på sedimentasjonsfellene (diameter = 4,6 cm) var for liten i forhold til størrelsen på det sedimenterte algematerialet. Det dannes voluminøse, gelatinøse partikler/flokker med diameter på flere cm, som ikke alltid kom ned i fella.

Ved forsøkets start utgjorde det partikulære organiske materialet (POM) ca 80 % av det totale partikulære materialet (PM), mens det senere varierte omkring 60 %. Lav andel organisk materiale skyldtes stor nedbrytning på grunn av lang sedimentasjonsperiode mellom hver innsamling. Økningen i sedimentasjonen under flåten er lik for både den organiske og den uorganiske delen av PM.

5.4.4.3 Planteplanktonet har endret seg lite

Det var liten forskjell i artssammensetning og dominansforhold i planteplanktonet utenfor og innenfor "vegetasjonen" og mengden planteplankton var også ganske lik (**figur 5.4.4**). Sammenlignet med referansestasjonen er det imidlertid en liten reduksjon i biomassen av planteplankton innenfor "vegetasjonen". Dette kan skyldes konkurranse mellom planteplanktonet og påvekstalgene om en begrenset mengde næringssalter. Spesielt fosfor er begrensende produksjonsfaktor i ferskvannssystemer. Produksjonen har imidlertid totalt sett økt, og påvekstsamfunnet synes mer effektivt i næringssaltopptaket enn planteplanktonsamfunnet. En slik forskyvning er gunstig for bunndyrspisende fisk, som ørret, idet næringstilbudet for disse øker.

Planteplanktonsamfunnet var variert uten spesiell stor dominans av noen algegruppe (**figur 5.4.4**). Det var heller ingen store

svingninger i biomassen. Det var antydning til to tetthetstopper, en om våren og en på høsten. Den mest dominerende algegruppen var gullalgen (Chrysophyceae), som dominerte gjennom hele sommeren. Grønnalger (Chlorophyceae), svelgflagellater (Cryptophyceae) og fureflagellater (Dynophyceae) var også vanlige, mens kiselalgen (Bacillariophyceae) hadde liten biomasse. Blågrønnalgen (Cyanophyceae) forekom vanlig om høsten i 1997 og 1998, men i 1999 var biomassen liten.

5.4.4.4 Rikt og velutviklet påvekstsamfunn

I løpet av sommeren ble tauene og båndene kraftig begrodd av alger, med dominans av grønnalger (Chlorophyceae) og kiselalger (Bacillariophyceae) (**figur 5.4.5**). Blågrønnalgen (Cyanophyceae) hadde stor forekomst det første året, men har siden forekommet mer beskjedt. Artssammensetningen og dominansforholdene blant påvekstalgene ligner mye på de en finner naturlig på vegetasjonen langs land.

Det var gradvis økning i mengden påvekstalger fra starten i 1997 til 1999. Det var samtidig tydelig variasjon gjennom året, fra liten begroing og lav biomasse om våren til større biomasse om høsten. Tidspunktet for størst biomasse var i november i 1997, i slutten av juli i 1998 og i slutten av september i 1999.

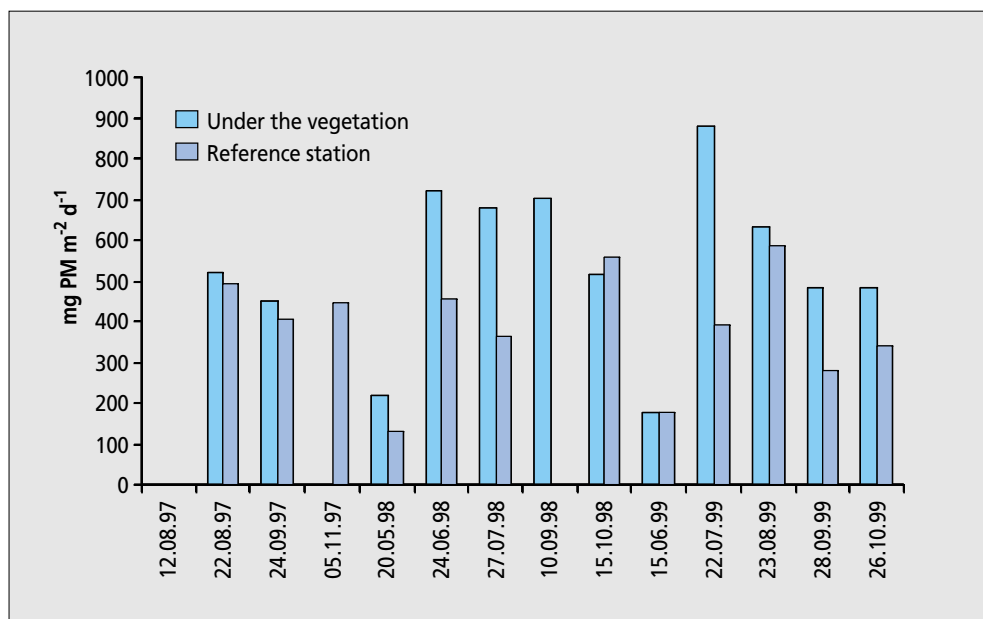
Det var stor forskjell mellom tauene under Flåte I og båndene under Flåte II. Noe av dette skyldes deres ulike alder. Flåte II har relativt stor likhet med det første året for Flåte I, og viste et påvekstsamfunn under etablering på nytt substrat. Det var også forskjell mellom trådene innenfor en og samme flåte, hovedsakelig på grunn av ulike lysforhold.

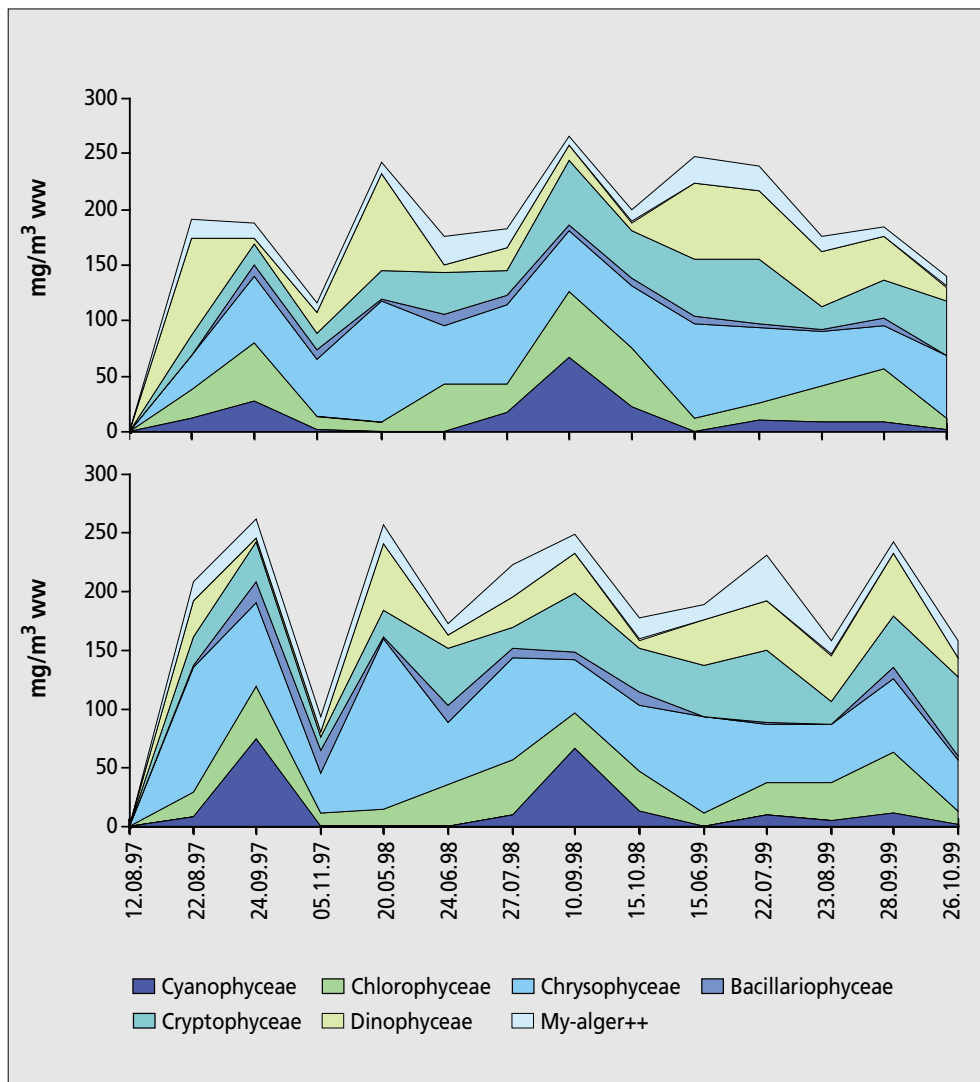
5.4.4.5 Stor økning i produksjonen av påvekstalger

Primærproduksjonen har økt betydelig i tilknytning til den kunstige strandsonen, og den var 2-3 ganger større innenfor flåtene enn utenfor. Planteplanktonproduksjonen har endret seg lite mens økningen har skjedd gjennom etablering av et rikt og velutviklet samfunn av påvekstalger på trådene. Plantebiomassen økte til det 4-5 dobbelte innenfor Flåte I sammenlignet med

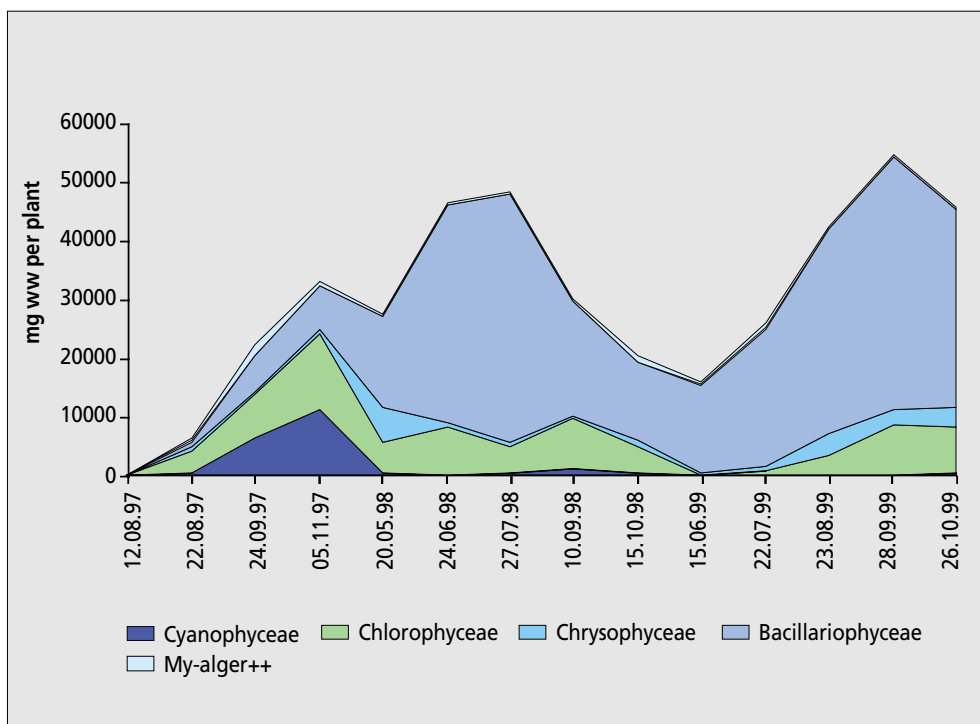
Figur 5.4.3

Sedimentasjonen av partikulært materiale ($\text{mg PM m}^{-2} \text{d}^{-1}$) på referansestasjonen og under den kunstige vegetasjonen (Flåte I) – Sedimentation of particulate material ($\text{mg PM m}^{-2} \text{d}^{-1}$) at the reference station and beneath the artificial vegetation (Fleet I).





Figur 5.4.4
 Algebiomassen (mg m^{-3} , våtvekt) og dominansforhold i planktonsamfunnet på referansestasjonen (nederst) og innenfor "vegetasjonen" (Flåte I) (øverst). Blandprøve 0-3 m – The algae biomass (mg m^{-3} , wet weight) and dominance in the plankton community at the reference station (lower) and in between the artificial vegetation (upper) (Fleet I). Batch sample 0-3 m.



Figur 5.4.5
 Biomassen og dominansforhold hos påvekstalgene (mg/tråd , våtvekt) knyttet til den kunstige vegetasjonen (Flåte I) – The biomass and dominance in periphyton (mg per "plant" , wet weight) on the artificial vegetation (Fleet I).

referansestasjonen. Påvekstmengden per tråd, målt som våtvekt, har økt fra vel 30 g ved slutten av 1997 til mer enn 50 g ved slutten av 1999 (figur 5.4.5). Når det gjelder levende biomasse var forskjellen noe mindre og det skjedde en opphopning av dødt plantemateriale på trådene.

5.4.4.6 Finntjern har rik krepsdyrfauna

Vi skiller her mellom fire krepsdyrsamfunn, to planktonsamfunn som lever henholdsvis ute i de frie vannmasser og mellom trådene i "vegetasjonen", og ytterligere to samfunn, ett knyttet til den kunstige "vegetasjonen" og ett som holder til inne i den naturlige strandsonen. Disse samfunnene er artsrike og det er hittil påvist 46 arter krepsdyr i Finntjern, 29 arter vannlopper og 17 arter hoppekreps (appendiks 1). Av disse er 39 arter funnet både inne i strandsonen og i tilknytning til den nye "vegetasjonen" under flåtene. Antall påviste arter økte fra 28 i 1997 til 39 i 1998 og 1999. De påviste artene er alle relativt vanlige på Østlandet, men antall arter hoppekreps er høyt.

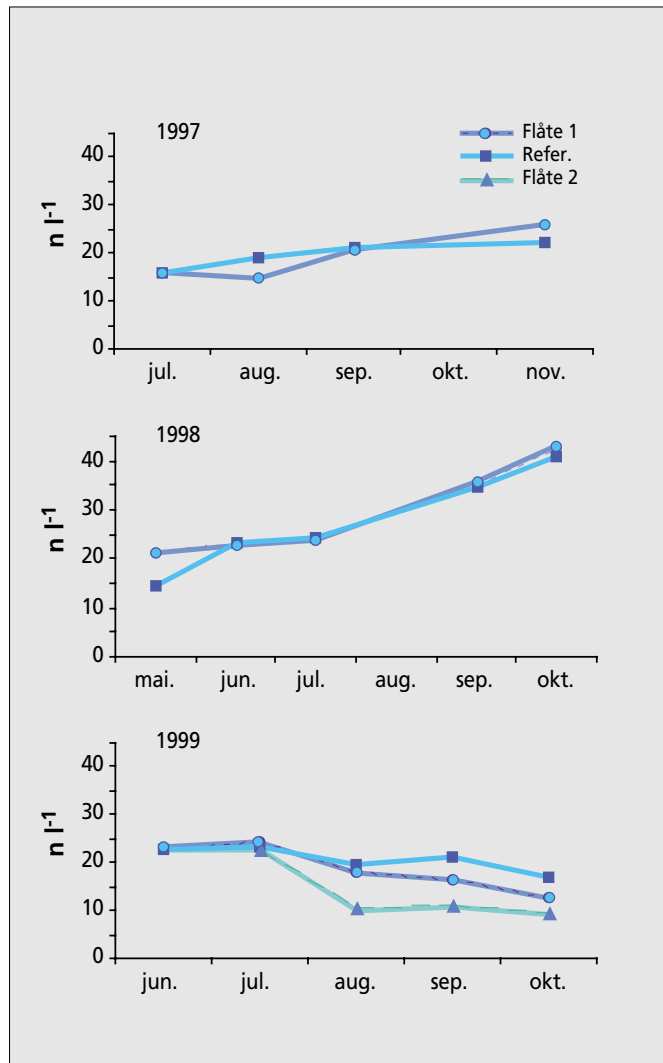
5.4.4.7 Dyreplanktonsamfunnet endrer seg

Det er ikke funnet store forskjeller i dyreplanktonsamfunnet utenfor og innenfor "vegetasjonen" i 1997 og 1998 og fram til juni og juli 1999 (figur 5.4.6). Utover sensommeren og høsten i 1999 derimot avtok tettheten innenfor "vegetasjonen" samtidig som artssammensetningen og dominansforholdene endret seg. Typiske planktonarter ble fortrent til fordel for strandsonearterne etter hvert som påvekstsamfunnet utviklet seg utover sommeren og høsten. Planktontettheten innenfor Flåte II var bare halvparten av det den var på referansestasjonen mens den var ca 75 % innenfor Flåte I. Enkelte av de mer typiske dyreplanktonartene har forsvunnet fra "strandsonen". Årsaken til dette kan ha vært dårlige næringsforhold for dyreplanktonet ved at det skjedde en forskyvning fra spisbare planktonalger til mindre spisbare kiselalger fra begroingen.

Det kan således se ut som om påvekstalgene trenger minst et par år på å utvikle et samfunn, og forskyve næringstilbudet for dyreplanktonet med favorisering av litorale framfor pelagiske arter. Store deler av rommet mellom tauene blir fylt av påvekstalger utover sommeren og høsten. Påvekstsamfunnet dør hver vinter slik at de pelagiske artene vil dominere igjen påfølgende vår og forsommer.

Samfunnsmessig og dominansmessig skiller områdene med flytende litoralsone seg fra områdene utenfor ved lavere tetthet av hoppekrepsen *Cyclops scutifer* og større tetthet av de øvrige dyreplanktonartene (figur 5.4.7). Hos to så sentrale planktoniske arter som vannloppene *Holopedium gibberum* og *Daphnia cristata* var det i hele perioden liten forskjell i tettheten mellom flåtene og referansestasjonen. Hos den planktonlitorale vannlopparten *Bosmina longispina* var derimot tettheten i 1999 høyere på referansestasjonen enn innenfor de flytende litoralsoner, og forskjellen økte utover sommeren og høsten. Dette er motsatt det man kanskje hadde ventet, at den ville profittert på økt algeproduksjon mellom og på trådene, da den ofte opptrer sterkt dominerende i åpen vegetasjon inne i strandsonen.

Utviklingsforløpet innen de enkelte arter er stort sett det samme utenfor som innenfor de flytende litoralsoner. Økt planteproduksjonen på de flytende installasjonene hadde liten direkte



Figur 5.4.6

Tettheten (antall individer per liter, $n L^{-1}$) av krepsdyr på referansestasjonen og innenfor Flåte I og II i 1997, 1998 og 1999 – The density ($n L^{-1}$) of crustaceans at the reference station and inside the Fleets I and II in 1997, 1998 and 1999.

effekt på produksjonen av dyreplankton. Et unntak er en forskyvning mot yngre stadier innenfor den nye litoralsonen ute i innsjøen og mot eldre utviklingsstadier ved installasjonen nær land for *Cyclops scutifer* i juni og juli 1999. En tilsvarende tendens er det også senere på året, men i september og oktober er det ingen forskjell mellom flåtene og referansestasjonen. Forskjellen mellom de to litoralsoner har sammenheng med vertikalfordelingen hos *Cyclops scutifer*, som er en kaldtvannsform. Den unngår derfor de varme overflatelagene. Eldre utviklingsstadier og voksne individer foretrekker noe høyere temperatur enn de yngre stadiene og står derfor nærmere overflaten. Den grunnere beliggenheten til Flåte II nær land vil derfor begrense forekomsten av yngre stadier av *Cyclops scutifer*, og voksne og eldre stadier vil utgjøre en større andel relativt sett.

5.4.4.8 Vertikalfordelingen forskjellig utenfor og innen for "vegetasjonen"

Det var ingen forskjell i vertikalfordelingen hos dyreplanktonsamfunnet på referansestasjonen og i "litoralsonen" ute i inn-

sjøen (Flåte I) i juni og juli mens tettheten var noe høyere nær overflaten nærmere land i juli (Flåte II) (**figur 5.4.8**). Forskjellen mellom referansestasjonen og de nye "litoralsone" øker utover høsten med lavere tetthet innenfor litoralsone enn utenfor. Dette gjelder alle de planktoniske artene, mens det hos de mer typiske litorale artene er omvendt. Tettheten av litorale arter i planktonet er imidlertid liten. Det er ingen tendens til økt tetthet under trådene korrelert til det økte detritusregnet fra flåtene.

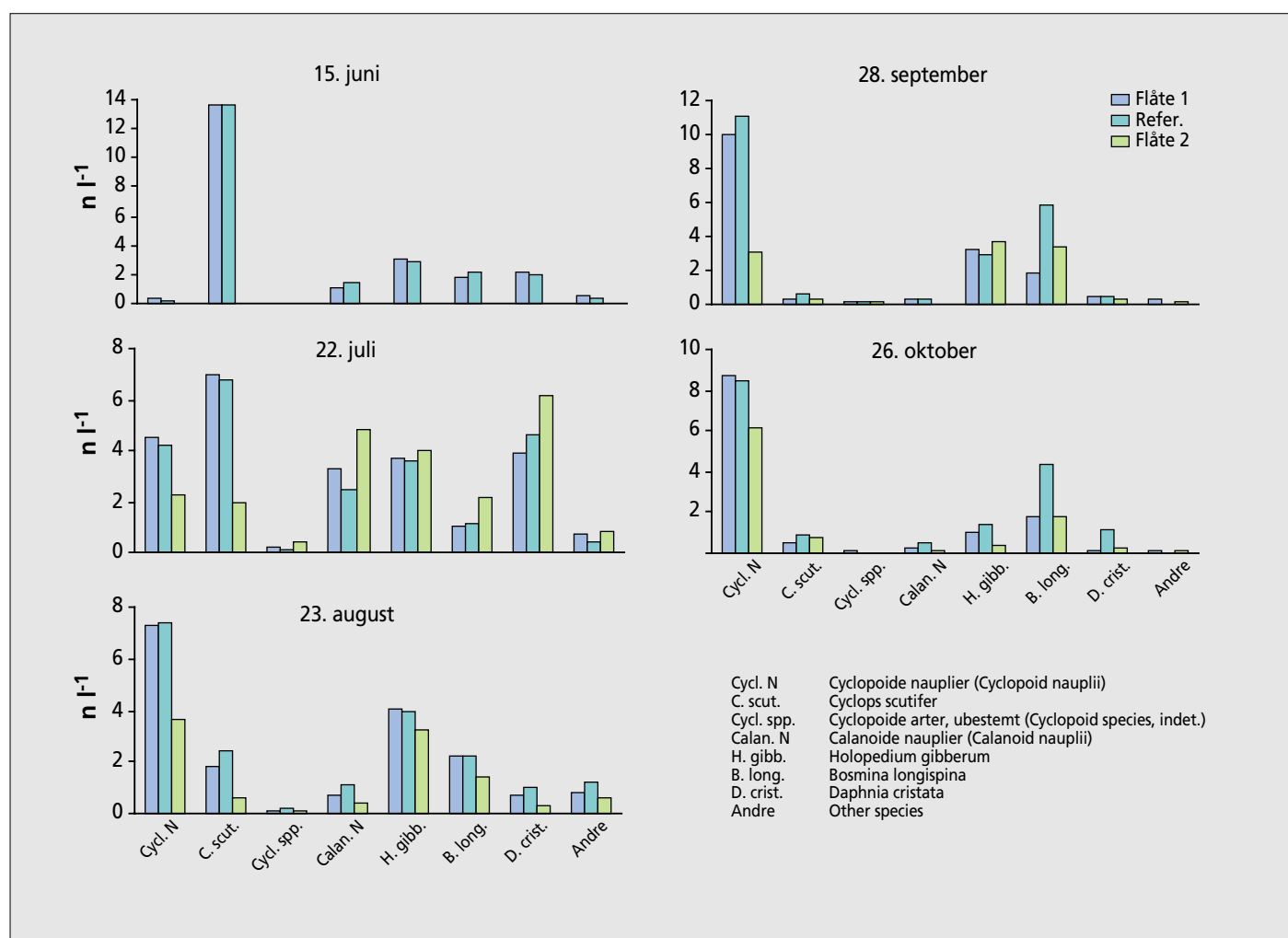
5.4.4.9 Påvekstfaunaen er rik og variert

Krepsdyrfaunaen på trådene er dominert av de samme artene som i den naturlige strandsonen (**figur 5.4.9**). I den grad hoppekrepssamfunnet er forskjellig skyldes dette antagelig innsamlingsmetodikken, hvor de raske hoppekrepsene slipper unna under innhøstingen av den nye "vegetasjonen". Innen vannløpene er det tre arter som skiller seg ut, *Alonopsis elongata*, *Alona affinis* og *Alona guttata*. Disse har blitt mer vanlig i løpet av eksperimentet, og spesielt *Alona guttata* synes å være en pionerart som raskt koloniserer nytt substrat. I tillegg til disse tre nevnte opptrer også *Chydorus sphaericus* dominerende sammen med *Acroperus harpae* og *Sida crystallina*. *Chydorus sphaericus* hadde ekstremt stor tetthet i juli 1998.

Krepsdyrene på trådene hadde to klare tetthetsmaksima, et i juni 1998 og et i august 1999. Det første skyldtes primært stor tetthet av *Chydorus sphaericus* mens toppen i 1999 skyldtes stor forekomst av mange arter.

Artsdiversiteten hos de litorale krepsdyrene innenfor den nye litoralsone ute i sjøen (Flåte I) holdt seg konstant høyt gjennom hele sommeren i 1999 (Shannon-Wievers diversitetsindeks varierte mellom 'H = -1,730 og 'H=-1,994). Variasjonen har derimot vært større inne i den naturlige strandsonen ('H varierte mellom -0,531 og -2,410) og innenfor den nye litoralsone nær land (Flåte II) ('H varierte her mellom -0,709 og -2,161). Diversiteten var spesielt lav i juli og august innenfor den nye litoralsone nær land på grunn av stor dominans av *Sida crystallina* (>80 %). Den var også spesielt lav inne i den naturlige strandsonen i august på grunn av masseforekomst av *Bosmina longispina* (>90 %).

Planktonsamfunnet mellom trådene og krepsdyrsamfunnet på trådene var tydelig adskilte. I dyreplanktonprøvene, både de kvalitative og de kvantitative, ble det bare unntaksvis funnet litorale arter, mens prøvene fra trådene kun hadde et lite innslag av planktoniske arter. De planktoniske artene synes derfor å unngå direkte kontakt med påvekstsamfunnet.



Figur 5.4.7

Tettheten (antall individer per liter, n l⁻¹) av ulike krepsdyrarter på referansestasjonen og innenfor Flåte I og Flåte II i 1999 - The density (n l⁻¹) of different species of crustaceans at the reference station and inside the Fleets I and II in 1999.

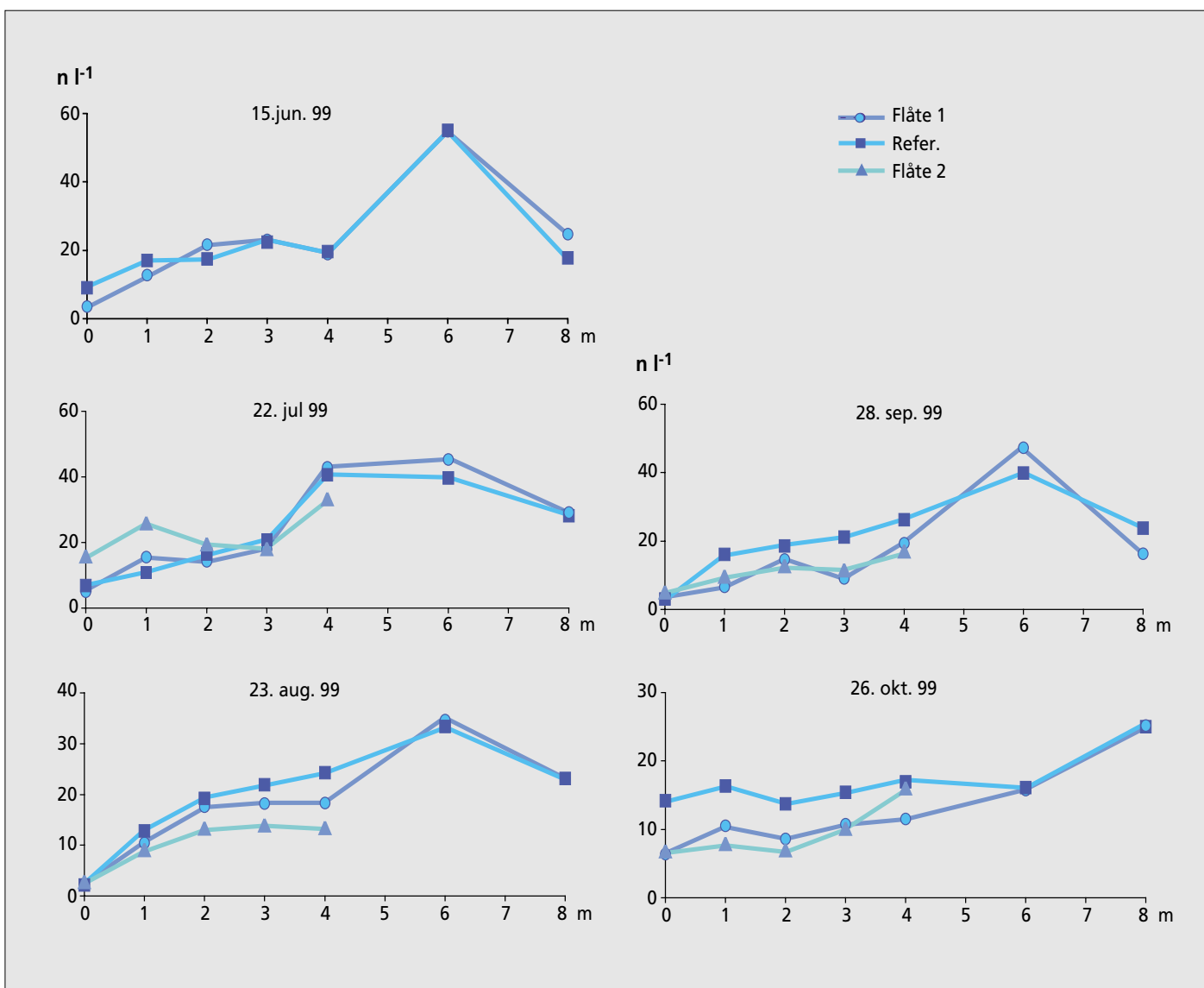
5.4.4.10 Store tettheter av fåbørstemark

Det er etablert et eget "bunndyringsamfunn" på trådene, dominert av fåbørstemark (Oligochaeta), fjærmygg (Chironomidae) og polyppdyr (*Hydra* spp.) (figur 5.4.10). Samfunnet bygde seg gradvis opp fra 1997 til 1999. Økningen var særlig stor blant fåbørstemarkene mens tettheten av fjærmygg kun økte svakt fra nivået på slutten av 1997. Blant fåbørstemarkene trekkes artene *Ripistes parasita* og *Stylaria lacustris* fram som de mest vanlige. Tettheten av rovformen *Chaetogaster* spp. økte også sterkt. Denne lever blant annet av små krepsdyr. Fjærmyggene utgjorde 60-80 % av individene i 1997 og begynnelsen av 1998. Andelen ble senere i 1998 redusert til ca 20 % og til mindre enn 10 % i 1999. Fåbørstemarkene har hatt den motsatte utviklingen, fra mindre enn 10 % i 1997 til mer enn 90 % i 1999. Vi vet ikke hva det er som bestemmer dynamikken mellom fåbørstemarkene og fjærmyggene.

Det var tydelige forskjeller mellom bunndyringsamfunnene i de to nye litoralsonene, med det rikeste samfunnet på den eldste litoralsonen (Flåte I). Koloniseringen synes imidlertid å gå raskest nærmest land, med kortest avstand til den naturlige litoralsonen (figur 5.4.11). Tettheten av bunndyr på trådene var til dels meget stor og i juli og august 1999 ble den beregnet til henholdsvis 7 og 10 individer pr. cm² tauoverflate, hovedsakelig fåbørstemark.

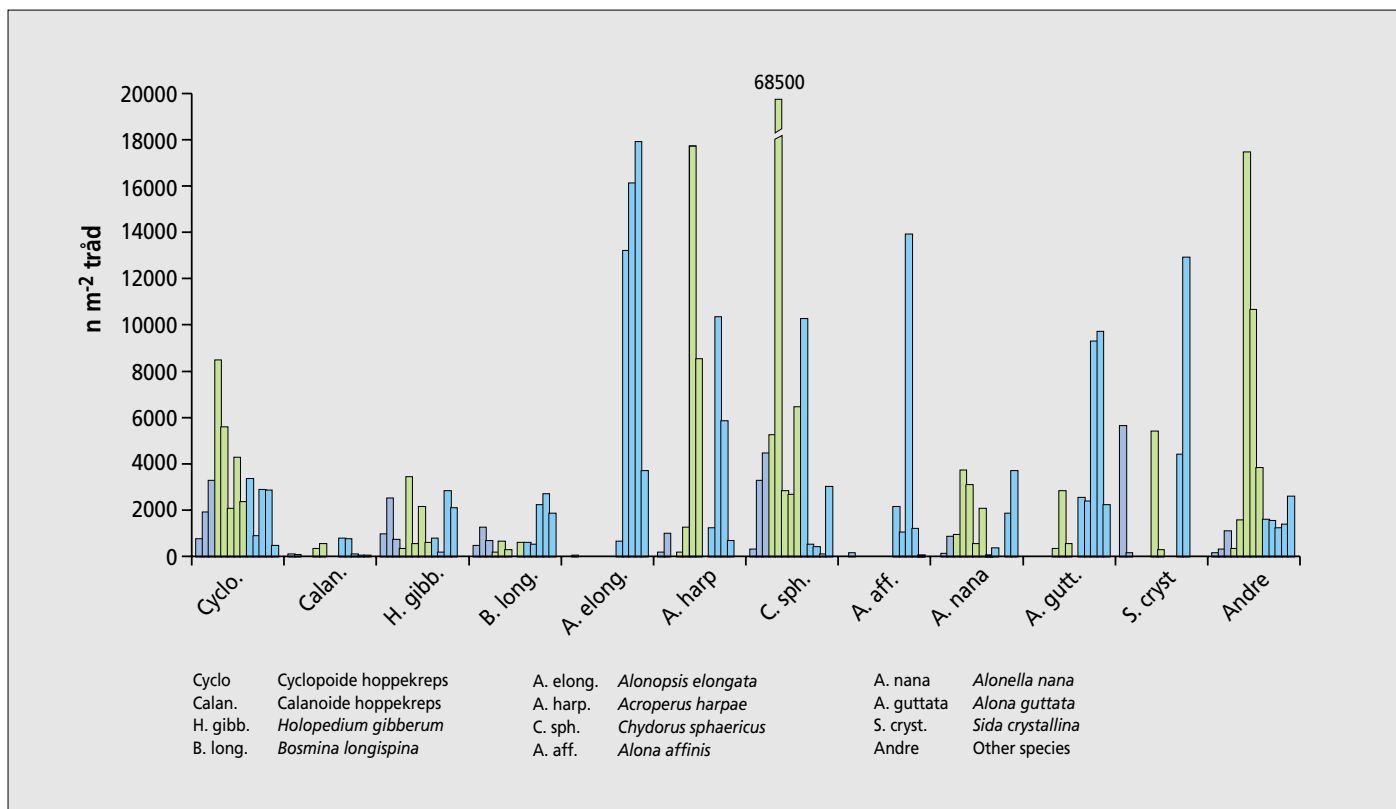
5.4.4.11 Påvekstfaunaen i "vegetasjonen" og i strandsonen er lik

Både artssammensetning og dominansforhold viser at de påvekstsamfunn som etablerer seg mellom og på den kunstige "vegetasjonen" er representativ for den faunaen en ellers finner inne i strandsonen i Finntjern. Etter bare 2-3 år er påvekstsamfunnene sammenlignbare med de en finner naturlig inne i de åpne elvesnelle- og flaskestarrbeltene i strandsonen. Blant kreps-

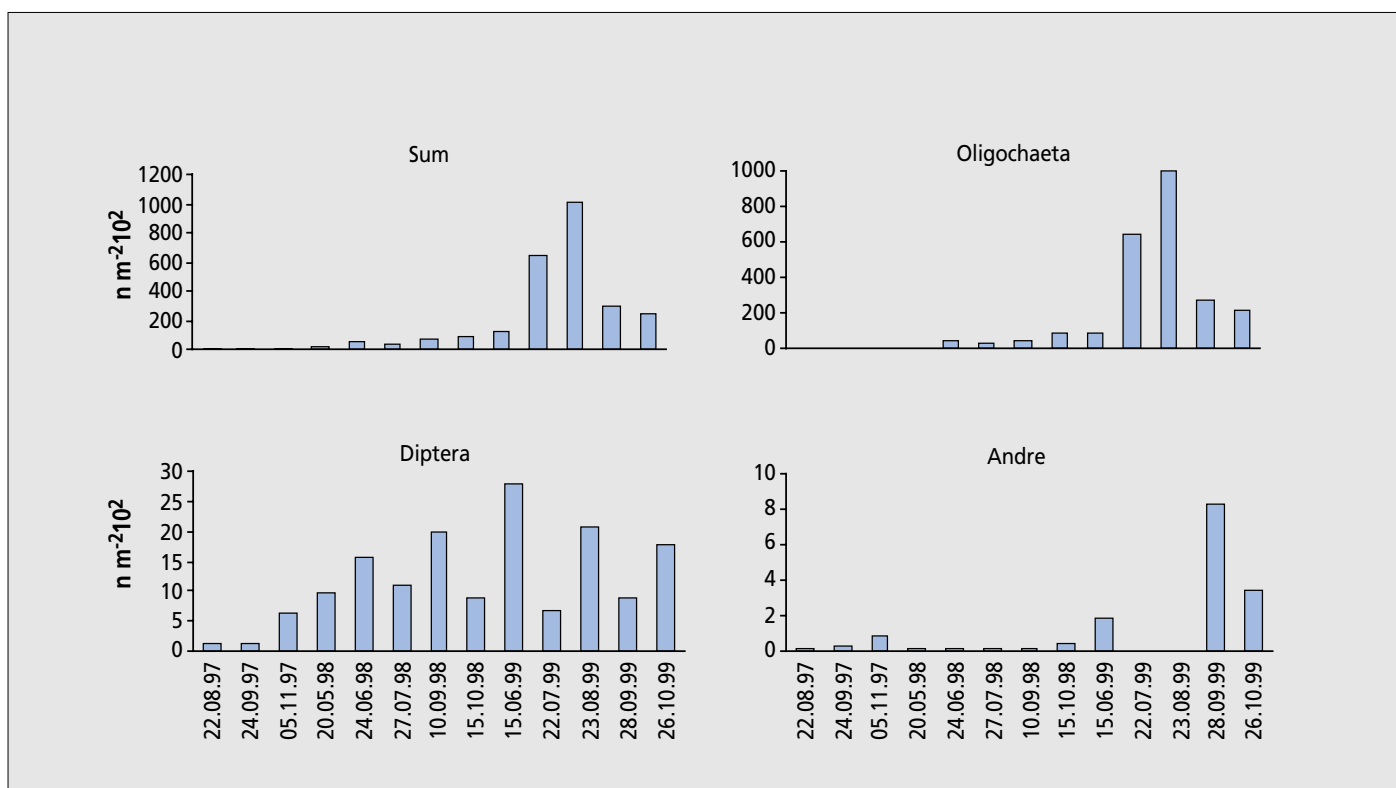


Figur 5.4.8

Vertikalfordelingen av planktonsamfunnet på referansestasjonen og innenfor Flåte I og Flåte II i 1999. Dyp i m og tetthet som individer per liter ($n\ l^{-1}$) - The vertical distribution of the plankton community at the reference station and inside the Fleets I and II in 1999. Depth in m and density as individuals per litre ($n\ L^{-1}$).



Figur 5.4.9
Tettheten av ulike krepsdyrarter (antall individer per m² tråd) innenfor Flåte I i 1997 (blå), 1998 (grønn) og 1999 (lys blå) - The density of different crustacean species (individuals per m² "plant") inside Fleet I in 1997 (blue), 1998 (green) and 1999 (light blue).



Figur 5.4.10
Tettheten (antall individer per m² tråddareal) av enkelte bunndyrgrupper på trådene innenfor Flåte I i 1997, 1998 og 1999. Diptera omfatter både fjærmygg og sviknott - The density (individuals per m² "plant" area) of some benthic groups associated with the "vegetation" inside Fleet I in 1997, 1998 and 1999. Diptera includes both Chironomidae and Ceratopogonidae.

dyrene er det bare et fåtall arter som ikke er funnet innenfor flåtene, og dette er ofte arter som er utpreget planktoniske slik som *Bythotrephes longimanus* og *Leptodora kindti*. Antall arter er høyt og gjenspeiler en rik påvektfauna.

5.4.4.12 Ingen endringer i bunndyrproduksjonen

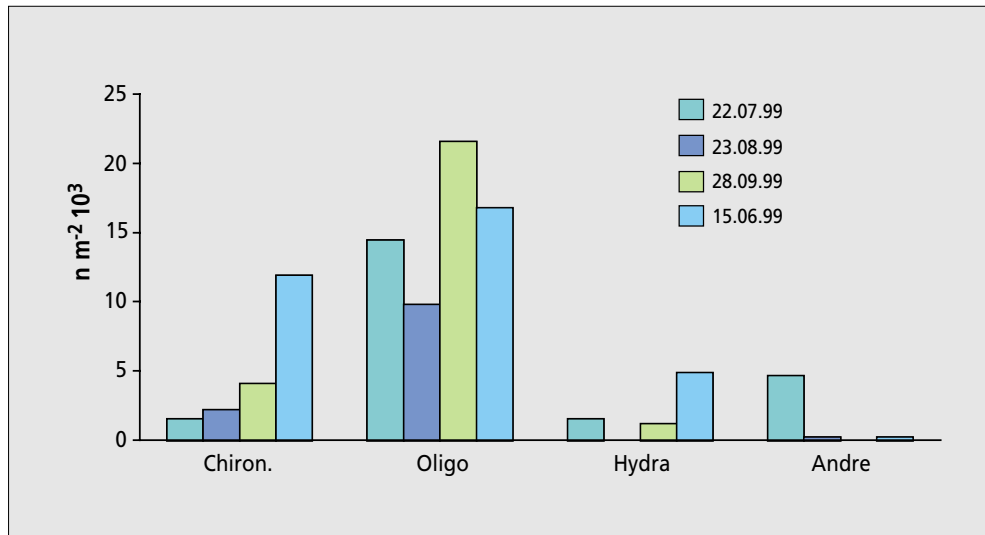
Den naturlige bunndyrtettheten på dypt vann i Finntjern var lav og varierte mellom 2.000 og 8.000 individer/m² (figur 5.4.12).

Hvis vi unntar rundormene (Nematoda) var tettheten normalt lavere enn 3.000 individer per m². Nærmere land, på referansestasjonen for Flåte II, var tettheten mer enn 10 ganger større.

Den kunstige strandsonen produserte mye organisk materiale, som etter hvert løsnest og sedimenterte. Økt sedimentasjon forventes å gi økt bunndyrproduksjon under "vegetasjonen". Bunndyrtettheten økte under Flåte I, men hovedsakelig på grunn

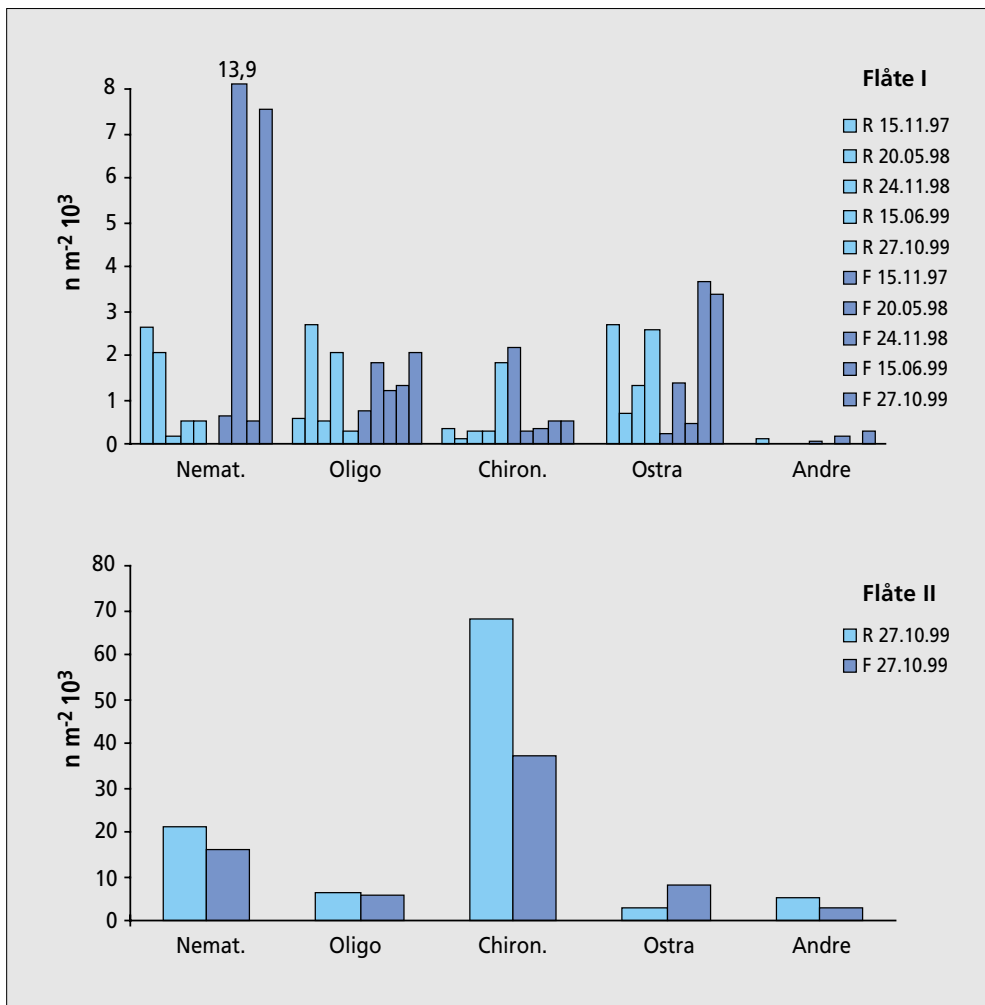
Figur 5.4.11

Tettheten (antall individer per m² tråddareal) av enkelte bunndyrgrupper på trådene innenfor Flåte II i 1999 - The density (individuals per m² "plant" area) of Chironomidae, Oligochaeta, Hydra spp. and other benthic groups associated with the plants inside Fleet II in 1999.



Figur 5.4.12

Tettheten av bunndyr (antall individer per m²) på referansestasjonen (R) og under Flåte (F) I (A) og Flåte II (B) - The density (individuals per m²) of Nematoda, Chironomidae, Oligochaeta, Ostracoda and other benthic groups at the reference Station (R) and beneath the Fleet (F) I (A) and Fleet II (B).



av økt antall rundormer. Tettheten av sentrale bunndyrgrupper som fåbørstemark og fjærmygg endret seg derimot lite og avvek lite fra referansestasjonens verdier.

Det var stor forskjell i bunndyrtetthet under den nye litoralsonen nærmest land og referansestasjonen, med størst tetthet på referansestasjonen. Vi mener dette skyldes stor naturlig variasjon på grunt vann på grunn av substratforskjeller, og er ikke et resultat av installasjonen.

Grunnen til at økt sedimentasjon ikke har gitt økt bunndyrproduksjon antar vi delvis skyldes at det tar tid før effekten manifesterer seg, og at undersøkelsesperioden har vært for kort. En vesentlig del av sedimentasjonen skjer om høsten når påvekst-samfunnet bryter sammen samtidig med høstsirkulasjonen. Materialet spres og avsettes over større arealer, slik at den lokale effekten blir liten. Den lave bunndyrtettheten under litoralsonen ute i innsjøen skyldes at substratet der er meget løst og dy-aktig, og er lite egnet som substrat for bunndyr.

5.4.4.13 Foreløpig ingen effekt på fisk

Fisketettheten er meget lav. Vi har til tross for mye dykkeaktivitet i forbindelse med prøvetakingen ikke observert noen økning i fisketettheten i og nær "vegetasjonen", og ved prøvefisket med 8 garn i oktober 1999 ble det kun fanget en ørret, en røye og en abbor. Alle ble fanget nær land utenom flåtene. Forsøket har trolig vært for kortvarig, og faunaen på trådene er fortsatt under etablering, individene er små og tettheten av egnede byttedyr er lav. De store tettheter av fåbørstemark er muligens mer egnet som føde for fiskeyngel enn for større fisk. Vi har imidlertid heller ikke observert forekomst av yngel nær flåtene.

5.4.5 Oppsummering

Den biologiske produksjonen øker betydelig innenfor de kunstige litoralsonene. Økningen er dokumentert for litorale krepsdyr og små bunndyrformer som fåbørstemark og fjærmygg. En tilsvarende økning i bunndyrproduksjonen under "vegetasjonen" er ikke dokumentert, og det er heller ikke påvist økt produksjon hos fisk. Resultatene gir derfor ikke et klart svar på hvorvidt det er mulig å kompensere tapet av bunndyrproduksjon i reguleringssonen ved hjelp av kunstige strandsoner. Den betydelige produksjonsøkningen viser imidlertid at det ligger et stort potensiale i dette. Et mål må være å få en stor del av denne økte produksjonen kanalisert gjennom den litorale næringskjeden, som er sterkest rammet ved regulering, og få den til å ende opp i produksjonen av større bunndyr som beites av fisk. Det er mulig vi fortsatt mangler ett eller et par trofiske nivåer i vår kunstige strandsone for å få kanalisert den økte produksjonen til fisk, og kanskje mangler det også en korridor for fisken fra land og ut til de nye flytende installasjonene.

Det er behov for ytterligere forsøk over lengre perioder med permanent etablerte "vegetasjonsbelter" i et reguleringsmagasin. Det vil også være behov for å teste ut andre typer "vegetasjon" enn de vi har benyttet, blant annet med større og mer komplekse overflatestrukturer. Et lengre tidsperspektiv vil også sikre etableringen av flere trofiske nivåer, og mer kompliserte næringsnett, som også inkluderer fisk.

Appendiks 1

Finntjern - Nordmarka. Kunstig littoralzone. Artsliste 1997 - 1999. Arter i fet skrift forekommer ikke på trådene i den kunstige vegetasjonen.

Vannlopper (Cladocera)	1997	1998	1999
<i>Diaphanosoma brachyurum</i> (Liév.)	x	x	x
<i>Sida crystallina</i> (O.F.M.)	x	x	x
<i>Holopedium gibberum</i> (O.F.M.)	x	x	x
<i>Ceriodaphnia quadrangula</i> (O.F.M.)			x
<i>Daphnia cristata</i> Sars	x	x	x
<i>D. longispina</i> (O.F.M.)	x	x	x
<i>Scapholeberis mucronata</i> (O.F.M.)		x	x
<i>Bosmina longispina</i> Leydig	x	x	x
<i>Simocephalus vetula</i> (O.F.M.)		X	
<i>Acantholeberis curvirostris</i> (O.F.M.)	x	X	
<i>Streblocerus serricaudatus</i> (Fisch.)	x	x	x
<i>Ophryoxus gracilis</i> Sars		x	x
<i>Camptocercus rectirostris</i> Schoedler		x	
<i>Acroperus harpae</i> (Baird)	x	x	x
<i>A. affinis</i> (Leydig)	x	x	x
<i>A. guttata</i> Sars		x	x
<i>A. rustica</i> Scott	x		x
<i>Alonella excisa</i> (Fischer)	x	x	x
<i>A. exigua</i> Fischer		X	X
<i>A. nana</i> (Baird)	x	x	x
<i>Alonopsis elongata</i> Sars	x	x	x
<i>Anchistropus emarginatus</i> Sars			x
<i>Chydorus sphaericus</i> (O.F.M.)	x	x	x
<i>Eurycercus lamellatus</i> (A.F.M.)	X	X	X
<i>Graptolebris testudinara</i> (Fisch.)			x
<i>Pleuroxus truncatus</i> (O.F.M.)	x	X	x
<i>Polyphemus pediculus</i> (L)		X	x
<i>Bythotrephes longimanus</i> Leydig	X	x	X
<i>Leptodora kindti</i> (Focke)	X	X	X
Hoppekreps (Copepda)			
<i>Heterocope appendiculata</i> Sars		X	x
<i>Arctodiaptomus laticeps</i> (Sars)	x	x	x
<i>Macrocyclops albidus</i> (Jur.)		x	X
<i>Eucyclops macrurus</i> (Sars)	x	x	x
<i>E. serrulatus</i> (Fisch.)	x	x	x
<i>E. speratus</i> (Lillj.)		x	X
<i>Paracyclops affinis</i> Sars		x	X
<i>P. fimbriatus</i> (Fisch.)		x	X
<i>Ectocyclops phaleratus</i> (Koch)		x	
<i>Megacyclops gigas</i> (Claus)	X		X
<i>M. viridis</i> (Jur.)		x	
<i>Cyclops scutifer</i> Sars	x	x	x
<i>Acanthocyclops capillatus</i> (Sars)		X	
<i>A. vernalis</i> (Fisch.)	x	X	X
<i>Diacyclops nanus</i> (Sars)	x	x	x
<i>Mesocyclops leuckarti</i> (Claus)	x	x	X
<i>Cyclops spp.</i>	X		
Antall arter vannlopper	19	26	26
Antall arter hoppekreps	9	13	13
Antall arter totalt	28	39	39

6

Inngrep i skog – biologi og kulturminner



Foto: Bjørnar Wiseth

I mange ti-år har skogsdrift medført nye skogsveier for motorkjøretøyer og store, snaue hogstflater. Med en viss grad av sannhet og mange forbehold kan flatehogst sies å være et reversibelt inngrep, men tilbakeføring til naturskog er en langsom prosess, og det som oftest skjer er planting av et ønsket treslag. Når det dessuten stadig hogges nye felter blir selve skogstrukturen vesentlig forskjellig fra et mer naturlig skoglandskap. Hvordan reagerer en gammelskogsart som hønehawk på skoglandskap som er dominert av flatehogst?

Et sammenhengende skogområde fortoner seg for de fleste som et uberørt område, men kan skjule kulturminner som forteller om tidligere tiders utnyttelse og inngrep. Har disse aldrende inngrepene forandret naturen på en måte som er registrerbar i dag?

6.1

Hønehauken i skogbrukslandskapet

Torgeir Nygård, Bjørnar Wiseth, Duncan Halley,
Steinar Grønnesby og Pål Martin Grønlien

Den en gang så vanlige hønehauken er blitt en relativt fåtallig art i Norge, og er nå ført opp på den norske rødlista for truede arter. Moderne skogbruk og mangel på gammel naturskog kan være en viktig årsak. Det er nå nødvendig med tiltak for å bevare artens leveområder.

6.1.1 Bestanden av hønehauk har gått tilbake

Hønehauken var i tidligere tider utvilsomt en av våre tallrikste rovfugler, og en av de mest forhatte. Høns og tamender var et ettertraktet bytte for hauken, i tillegg til at den ble oppfattet som en konkurrent til jegeren om det matnyttige viltet. En av Norges første ornitologer, H. Tho. L. Schanning, kalte den "...uten tvil landets skadeligste rovfugl, som ikke bare efterstræber smaa pattedyr og fugleunger, men ogsaa dræper fuldvoksne harer og barfugl." Bestanden måtte utvilsomt ha vært betraktelig større på den tida enn i dag. I året 1902 ble det eksempelvis

bare av fogden i Namdalen utbetalt skuddpremie for hele 107 hønehauker, og i hele Nord-Trøndelag ble det i perioden 1871-1932 i gjennomsnitt utbetalt skuddpremie for ca 330 hønehauker pr. år (kilde: Statistisk sentralbyrå). På landsbasis ble det på denne tiden gjennomsnittlig utbetalt skuddpremie for ca 4000 hønehauker årlig!

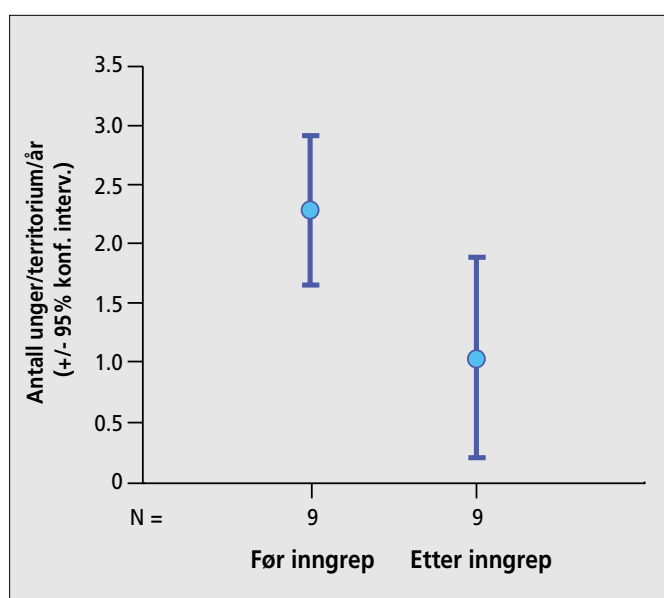
Alle rovfuglene har vært fredet siden 1971, og mange arter har hatt en positiv bestandsutvikling siden da. Miljøgiftnivåene har avtatt, og mange arter har gjenerobret sine gamle hekkeområder. Dette synes imidlertid ikke å være tilfelle for hønehauken, tvert imot ser den ut til å ha avtatt sterkt i mange deler av landet. Hønehaukens tilbakegang har ført til at den er klassifisert som sårbar på den norske rødlista utgitt av Direktoratet for naturforvaltning i 1999. Den er utbredt over det meste av landet der det finnes stor skog, da den helst vil ha gammel skog med høge trær som hekkebiotop. Flere undersøkelser tyder på at den har gått sterkt tilbake i antall i etterkrigstiden, og dette er satt i forbindelse med overgangen fra "plukkhogst" til "bestandshogst" i skog-



Foto: Torgeir Nygård

bruket. I Leksvik kommune i Nord-Trøndelag, for eksempel, har ornitologen Per J. Tømmeraas vist at den kjente bestanden gikk ned fra åtte til ingen hekkende par mellom 1964 og 1993, og lignende utviklingsforløp er også funnet andre steder (**tabell 6.1.1**). Fylkesmannen i Nord-Trøndelag gjennomgikk på begynnelsen av 1990-tallet sine rovfuglbestander, og greide ikke å dokumentere mer enn anslagsvis 10 aktive hønsehauklokaliteter på det tidspunktet. Dette var urovekkende, og i stor kontrast til de bestandsestimatene som da forelå.

Undersøkelser i andre land, f.eks. USA, har pekt på flatehogst i hønsehaukens hekkeområder som en betydelig negativ faktor. De fleste undersøkelser i Norden viser at det jevnt over har vært en bestandsnedgang mellom 1950 og 1980 på ca. 50% der det finnes gode data. Dette er den perioden hvor bestandsskogbruket ble innført i Norden. Hønsehaukens preferanse for gammelskog har etter hvert ført til at det har blitt en viss konflikt mellom skogbrukets krav til økonomisk drift og hønsehaukens habitatkrav.



Figur 6.1.1

Reproduksjonsresultat hos hønsehauk i ni lokaliteter før og etter inngrep (hogst). Bare lokaliteter hvor inngrepet er skjedd nærmere enn 200 meter er tatt med. - Productivity of goshawks in nine localities before and after logging. Only sites with logging activities closer than 200 meters are included.

De fysiske inngrepene i skogbrukslandskapet i etterkrigstida som følge av endrede driftsformer er av en størrelse og karakter som en ikke har sett maken til tidligere. Stormfelling og branner har felt mye skog år om annet, men de har vært tilfeldig lokaliserte, og har tross alt ikke berørt mer en visse deler av habitatet til enhver tid. Bestandsskogbruket, derimot, har kommet stort sett samtidig over hele landet, og ført til endrede livsvilkår for arten og dens byttedyr på bred front.

Dette var utgangspunktet for dette prosjektet, hvor hovedmålsettingen var å belyse hvordan de nye fysiske inngrepene i hønsehaukens habitat påvirket dens muligheter for å overleve og reprodusere.

6.1.2 Fysiske inngrep påvirker hønsehaukens hekkevilkår

All gammel granskog i Trøndelag som ikke er vernet vil før eller siden stå for hogst. Det vil si at alle hønsehauklokalitetene før eller siden vil bli berørt. I prosjektperioden har mange av de undersøkte lokalitetene blitt berørt av snauhogst og veibygging. I ni lokaliteter hvor vi har informasjon om status før og etter hogst/veibygging var gjennomsnittlig reproduksjon før inngrepet 2,3 unger pr. territorium pr. år, mens det etter inngrepet var 1,0 unger pr. år (**Figur 6.1.1**). Her er det bare tatt med inngrep nærmere enn 200 m. I sju tilfelle var reproduksjonen lavere enn før, mens den i to tilfelle var høyere. Fire lokaliteter er blitt oppdaget samme året det er blitt hogd, og hvor parene ikke kom tilbake etter hogsten. I 10 lokaliteter hvor det ikke var registrert inngrep i prosjektperioden var det gjennomsnittlig 1,7 unger pr. territorium pr. år. Det er imidlertid stor usikkerhet forbundet med slike data. Hønsehauken kan ha flyttet på seg etter inngrepet, og hekket på et sted der den ikke har blitt funnet, dessuten er tallene usikre på grunn av at en har få år med hekkedata både før og etter inngrepet. Det er ikke godt å si hvilke faktorer som virker mest forstyrrende. En hogst medfører stor aktivitet under selve hogst- og utkjøringsfasen, mens nye skogsveier kan åpne et område for økt ferdsel og forstyrrelse på lang sikt. Selve hogsten medfører en grunnleggende endring av habitatet, som endrer både haukens jaktmuligheter og byttedyrgrunnlaget.

De fleste grunneiere stiller seg positivt til å bevare hønsehauken, med noen få unntak. Det største problemet har til nå vært å få skogeierforeningene og de entreprenører som tar ut virke for grunneierene til å tilpasse virksomheten i skogen til de retnings-

Tabell 6.1.1. Nedgang i hønsehaukbestanden i noen områder i Norge – Population decline of goshawk in some areas in Norway.

Område Area	Opprinnelig antall Original number	Antall i slutten av perioden Number at end of period	Nedgang i % Reduction in %	Kilde Source
Leksvik, Nord-Trøndelag 1964-93	8	0	100	Tømmeraas 1993
Løten, Hedmark 1950-96	19	2	89	Knoff 1999
Lardal, Vestfold, 1950-84	13	5	62	Frydenlund-Steen 1989
Vegårshei, Aust-Agder 1950-85	35	20	43	Selås i Widén 1997

linjer som er trukket opp gjennom "Levende skog"-standardene for et bærekraftig norsk skogbruk. I disse forskriftene er hensynet til biotoper som er betydningsfulle for det biologiske mangfoldet sentralt (nøkkelbiotoper). Det foregår nå en revisjon av skogloven, men allerede i dag kan det innføres meldeplikt og hogststopp hvis driften "antas å påføre friluftslivet eller naturmiljøet skade".

6.1.3 Hønehauken trenger store områder

I Trøndelag ble 15 voksne hønehauker (herav 13 hekkende; seks par og en hunn) utstyrt med radiosendere. Gjennom intensive peilinger er det skaffet data omkring begge kjønnsareal-krav, habitatpreferanse og byttedyrvalg. I Nord-Trøndelag ble det også parallelle vilttakseringer i hekkeområdene. En har også sett på bruken av terrenget til ulike årstider i forhold til kjønn. Totalt er det til og med september 1997 samlet ca 1000 plott av voksne fugler (**figur 6.1.2**).

I fire av områdene ble peileresultatene omfattende nok til kvalitative vurderinger av leveområdets størrelse (det området som haukene har brukt, også kalt 'homerange') sett i forhold til kjønn og årstid, og det var til dels store variasjoner mellom par og individer (**figur 6.1.3**). Det paret som hekket i et skogsdominert landskap preget av intensiv drift på nordsida av Trondheimsfjorden (Mosvik) brukte knapt 100 km² i den tida ungene var i hekkeområdet (fra midtsommer til ca 15. august). Et par som hekket i nærheten av kulturmark på sørsida av Trondheimsfjorden (Levanger) brukte ca 50 km² i denne tida. I nærheten av Trondheim merket vi begge voksenfuglene i to nabopar. Det ene paret (nærmest Trondheim) brukte samlet et areal på ca 30 km², og det andre (Malvik) brukte ca 20 km². Trondheimsparet hekker i et typisk kulturmarksområde, i et landskap som preges av jord-

bruk, skogbruk og vann. Malvikparet hekker i et mer typisk skogsområde, preget av gårdsskogbruk og dyrkamark.

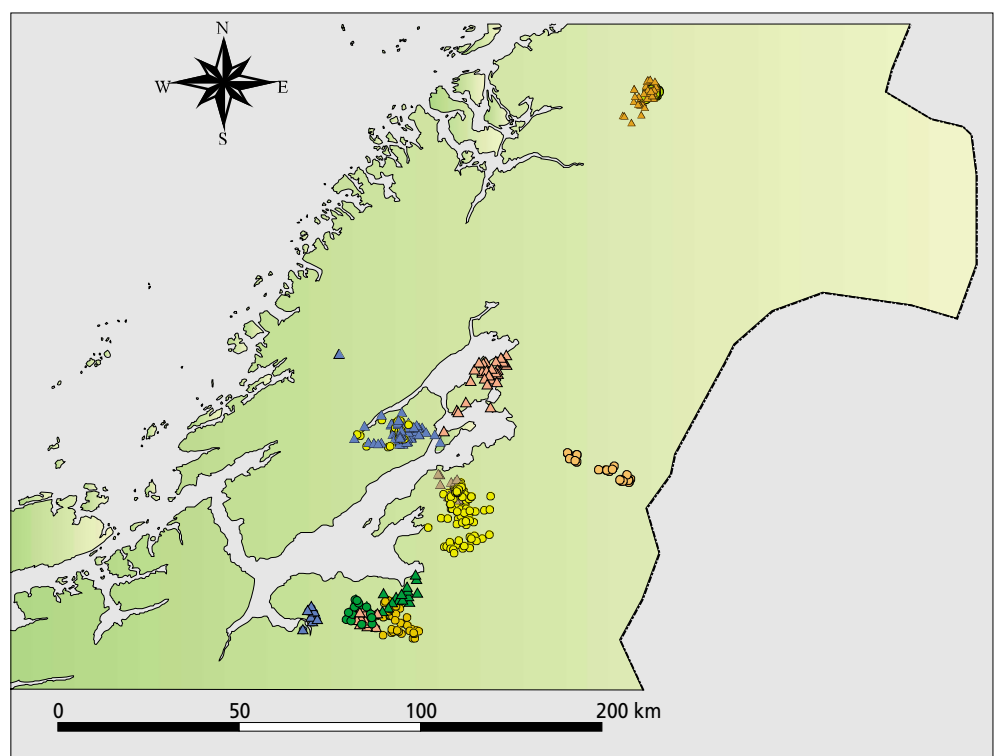
Radiomerkingen gjorde oss i stand til å oppdage at Malvikhunnen skiftet reiområde fra 1997 til 1998, da den etablerte seg sammen med en ny hann 6 km øst for fjorårsreiret! Uten radiosender på hunnen hadde vi utvilsomt registrert dette som et år uten hekking på lokaliteten.

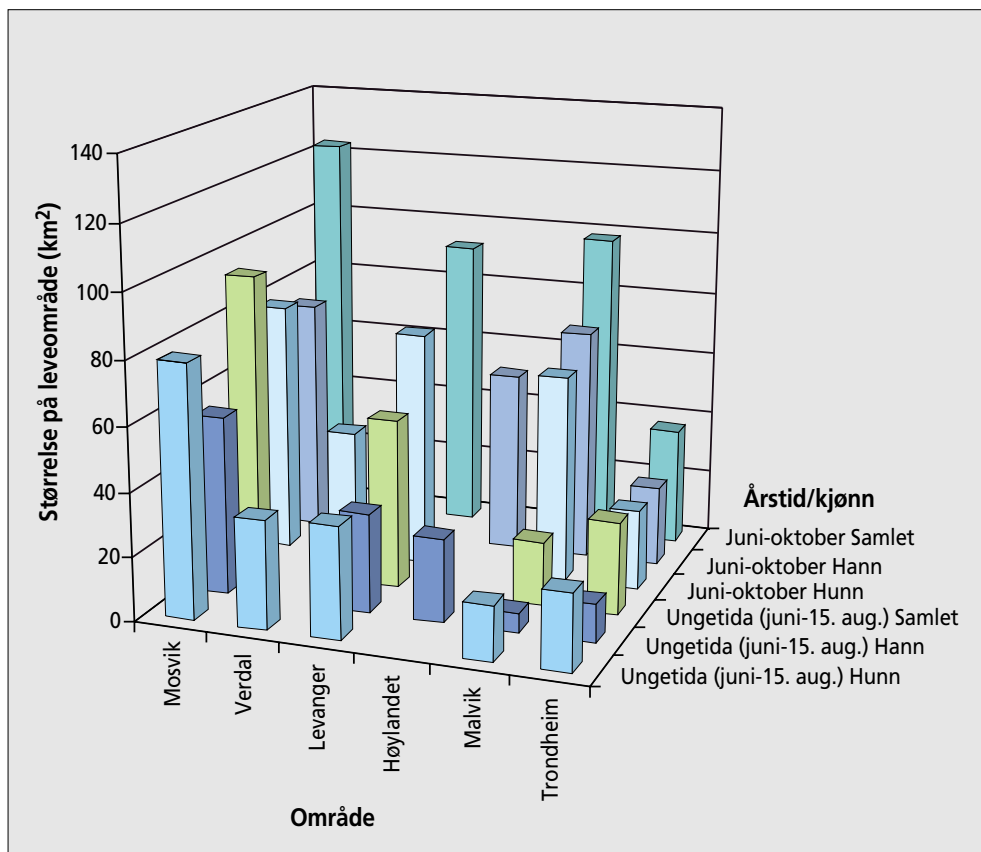
Ser en på tida fra midtsommer til ut oktober (den snøbare perioden), ser en at mange av fuglene økte sitt leveområde utover høsten betraktelig, slik at det minste leveområdet nå var 37 km² (Trondheim), mens det største var 122 km² (Mosvik). Levanger- og Malvikparene hadde nå økt til i underkant av 100 km². Det ser derfor ut som de parene som hekker i typiske skogsområder trenger større leveområder enn de som hekker i nærheten av kulturmark og tettsteder. I alle tilfellene brukte hunnen og hannen noe forskjellige områder, med en stor overlappende sone omkring reiret. Overlappet i leveområde mellom kjønnene lå mellom 16 og 43 % i de områdene hvor vi hadde sammenlignbare data. Det var liten forskjell mellom hunn og hann når det gjelder leveområdets størrelse. Dette viser at en må se på begge individene for å beregne et pars totale leveområde. Et leveområde er som regel større enn reviret (det forsvarte området), men allikevel hadde de to naboparene i Trondheimsområdet nesten ikke overlappende områder. Dette indikerer at hønehauken sjelden beveger seg inn på naboens jaktmarker, og at størrelsen på parens leveområde derfor muligens kan brukes til å anslå en bestand, sett i forhold til det tilgjengelige arealet av primærhabitat (i Trøndelag gammel barskog).

Ved å benytte en Landsat TM-scene fra august 1996 ble det laget et satellittbasert vegetasjonskart over mesteparten av Trøndelag. Når en legger plottene fra radiopeilingene over dette kar-

Figur 6.1.2

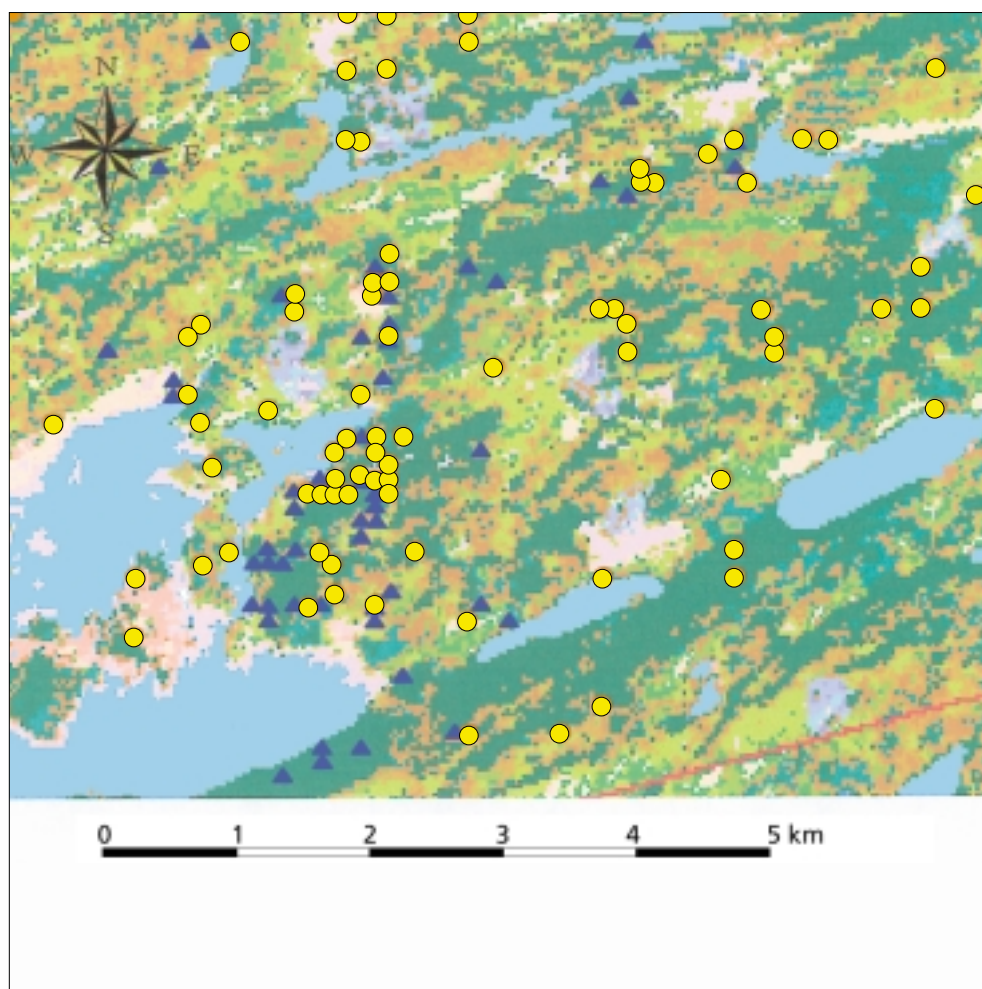
Undersøkellesområdet i Trøndelag, hvor plott med ulik farge angir peileposisjonene til de ulike radiopeilete individene av voksenfugl. Punktstørrelse gir et visst inntrykk av artens arealkrav. Trekanter = hanner, sirkler = hunner. - The study area in Trøndelag, showing the positions of the different radio-tracked adult birds. The aggregations of fixes indicate the area requirements of the species. Triangles = males, circles = females.





Figur 6.1.3

Størrelse på leveområde i forhold til årstid og kjønn hos radiomerkete voksne hønehauger i Trøndelag. Det er en gradient fra typiske skogstrakter til kulturlandskap fra venstre til høyre i figuren. - The size of home range in relation to season and sex of radio-tagged adult goshawks in Trøndelag. There is a gradient from typical forest areas to the cultural landscape from left to right in the figure.



Figur 6.1.4

Arealbruk hos et hønehaugpar (blå = hunn, gul = hann) i Mosvik slik det kommer fram på et vegetasjonskart laget ved hjelp av et satellittbilde (Landsat TM) fra august 1996. Opp-løsningen i bildet er 30x30 m. De mørkegrønne og dypblå rutene er barskog av ulik utforming, lysere grønt er lauvskog og hogstflater med lauvoppslag, lys blått og lilla er myr, rosa og orange er ulike hei- og lyngsamfunn samt reguleringssoner, mens gult er dyrkamark (Bildet er laget av Bernt Johansen, NORUT IT). - Area use of a breeding pair of goshawk (blue = female, yellow = male) in Mosvik, projected on a vegetation map produced from a satellite image (Landsat TM) from August 1996. The resolution is 30x30 m. The dark green and deep blue areas are coniferous forest of different types, light green areas are deciduous forest and clear-cut areas with re-growth of deciduous species, light blue and lilac are mires and bogs, pink and orange are different heath types and regulation zones, while yellow is agricultural land (The map is produced by Bernt Johansen, NORUT IT).

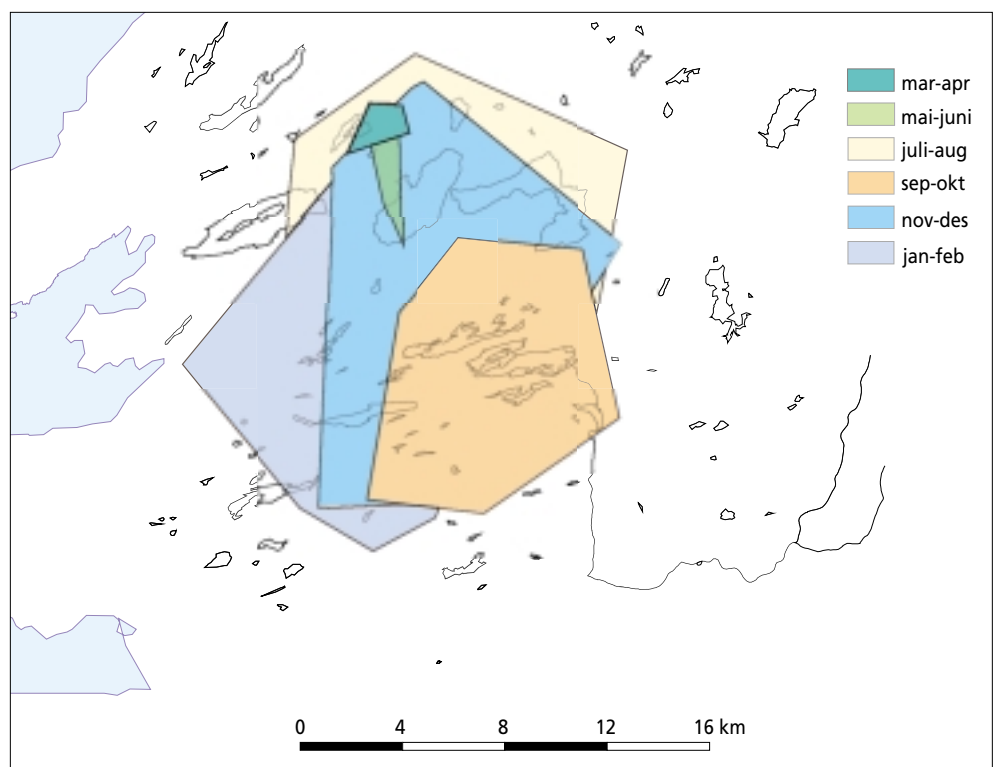
tet, ser en tydelig at de fleste ligger i de områdene der det finnes større sammenhengende arealer av barskog (**figur 6.1.4**). Denne metoden er imidlertid på utviklingsstadiet ennå, men virker svært lovende når det gjelder habitatkartlegging i større skala. Oppløsningen i kartet er 30 m, noe som gjør det mulig å skille ut de fleste større hogstflater. Det finnes Landsat-scener helt tilbake fra 1972, og dette åpner muligheten for retrospektive landskapsanalyser som strekker seg neste 30 år tilbake!

6.1.4 Noen hønehauker blir i hekkeområdet om vinteren, mens andre drar ut

De radiomerkede individene ga oss muligheten til å studere hønehaukens områdebruk om vinteren. De beste dataene oppnådde vi fra hunnen i Levanger-reiret, som ga oss data fra tre vintre (**figur 6.1.5**). I mars-april holdt den seg nært reiret hele tiden, selv om eggleggingen ikke skjer før rundt 1. mai. I mai-juni ruger den egg og passer små unger, mens hannen sørger for å gi den mat på reiret. Følgelig trenger den ikke bevege seg langt på denne tida. I juli er ungene såpass store at de holder på varmen selv, og de krever nå såpass mye mat at hunnen må bidra for å dekke deres kaloribehov. I juli og august tok hunnene i bruk et område som var like stort som hannenes. Det gjaldt alle de fire områdene. I Levangerområdet tok hunnen i bruk et område på hele 170 km², alle årene sett under ett, men 50% av plottene var innenfor et område på bare 6 km². Forskjellen kommer av at hunnen oppholder seg på eller nært reiret når den ikke jakter, så de fleste peilingene vil skrive seg derfra. Radiomerkning av ungene viste at de fleste ungene forlot nærområdet rundt reiret ca 15. (4. – 26.) august. På dette tidspunktet står hunnen fritt til å forlate reiområdet. Dette gjorde Levangerhunnen hver vinter og oppholdt seg i en skogsbygd ca en mil mot sørøst, hvor den ble peilet i et område som hadde en utstrekning på ca 80 km². Dette gjentok

Figur 6.1.5

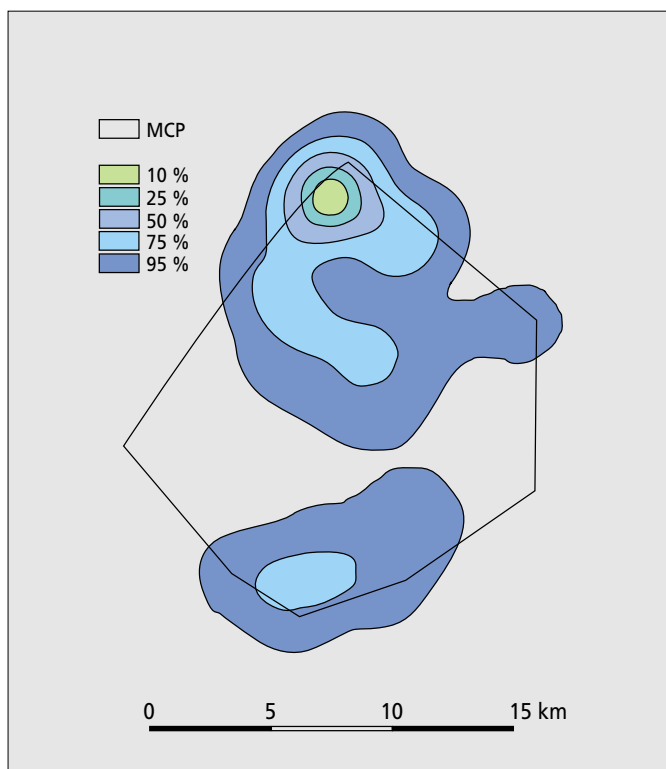
Leveområde (minste konvekse polygoner, MCP) hos en radiomerket hekkende hønehaukhunn i Levanger til ulike tider av året. Data fra tre år er sammenslått. - The home range (minimum convex polygons, MCP) of a radio-tagged breeding goshawk female in Levanger at different times of the year. Data from three years are pooled.



seg hver vinter, og de fleste plottene i perioden september-februar skrev seg fra dette området. I september-oktober var den aldri å finne i nærheten av reiret, men oppholdt seg alltid i sitt "vinterområde".

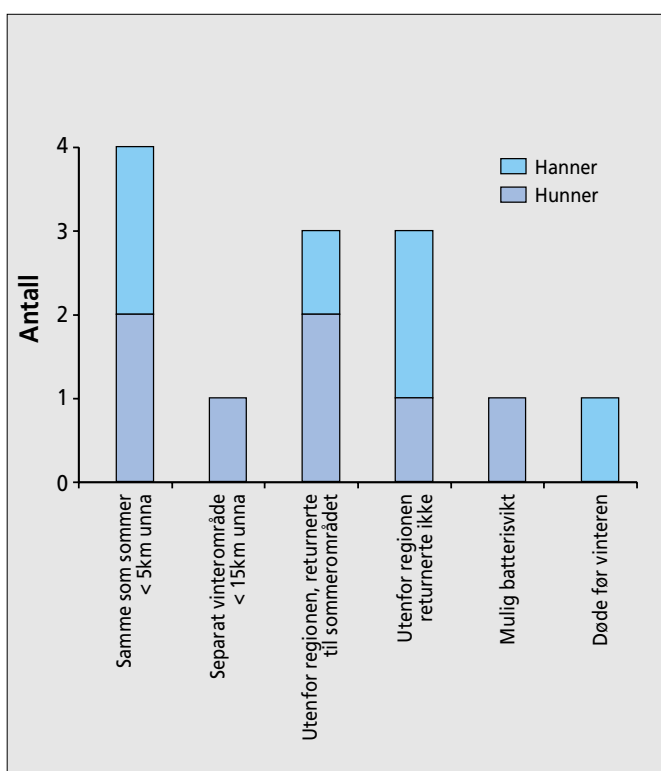
Den mest vanlig metoden å illustrere leveområde med er ved hjelp av "minste konvekse polygons metode (MCP)". Denne trekker ganske enkelt en linje rundt de ytterste plottene slik at alle posisjonene blir liggende innefor denne mangelkanten. Bruker vi en statistisk basert metode, eksempelvis kernel-metoden, ser vi hvor tyngdepunktet av observasjonene ligger. **Figur 6.1.6** viser at Levangerhunnen i september-februar brukte i hovedsak tre områder; ett i nærheten av reiret, ett ca 5 km mot sør, og ett i en skogsbygd 15 km sør for reiområdet.

Av de sju voksne hunnene vi radiomerket, var det bare to som holdt seg i hekkeområdet hele vinteren, dvs. innenfor en radius på 5 km (**figur 6.1.7**). En holdt seg i omegnen, mindre enn 15 km unna reiret i luftlinje. De fire andre mistet vi kontakten med på ettersommeren eller høsten, på tross av regelmessige peilinger over hele Trøndelagsregionen gjennom alle vintrene, men to av disse returnerte til hekkeområdet om sommeren, deriblant en som ble merket langt oppe i Verdalen i 1996 og ble funnet død i slutten av april 1999 i Trondheim. Vi vet ikke hvor denne eller de andre har holdt til i løpet av vinteren. En fikk sannsynligvis batterisvikt bare få dager etter merkingen. Av seks etablerte hekkende hanner døde en ved slutten av hekkesesongen, to holdt seg i hekkeområdet om vinteren, mens tre med sikkerhet trakk bort, uten at vi vet hvor. Vi merket i tillegg en ikke-hekkende voksen hann som ble fanget i kråkefelle, og denne holdt seg i samme område som om sommeren. En hann som ble merket som ungfugl og gjorde hekkforsøk i sin fjerde sommer hadde et fast vinterområde 15 mil sør for der den gjorde hekkforsøk.



Figur 6.1.6

Leveområde hos en radiomerket hekkende hønsehaukhunn fra Levanger om vinteren (november-februar) vist ved to forskjellige metoder; MCP (minste konvekse polygon) og kernel (en statistisk metode). Data fra tre sesonger sammenslått. - Home range in a radio-tagged breeding female goshawk during winter (November-February) shown by two different methods; MCP (minimum convex polygon) and kernel (a statistical method). Data from three years are pooled.



Vi har for få individer til å trekke noen sikre konklusjoner på grunnlag av dette. En kunne forvente at hannene ville holde territoriet om vinteren, for et godt territorium er hannens viktigste bidrag til en vellykket hekking, og denne atferden burde derfor være fordelaktig. Hunnens viktigste bidrag er å være i god kondisjon ved hekkstart, slik at hun er vel forberedt på å legge et kull med egg, ruge det fram og passe ungene til de er blitt store nok til å holde varmen selv. Våre data viser at bildet ikke er entydig. At ikke alle hanner holder reviret kan skyldes mange faktorer, det kan være byttedyrtilgangen som ikke er god nok til å overleve, konkurranse fra andre hanner, eller at det rett og slett også her er en naturlig variasjon innen arten. En naturgitt forutsetning for ulik vinterøkologi er at hunnene er store og kraftige nok til å slå hare og storfugl, mens hannene er for små til å greie dette.

Vi har fulgt to radiomerkede ikke-hekkende hanner med radiopeilinger over en lengre tidsperiode. Den ene ble merket som reirunge i Inderøy, Nord-Trøndelag i 1994, og holdt seg i Trondheim de to første vintrene. Den trakk midt i april 1996 til Snåsa kommune i Nord-Trøndelag, men antageligvis for sent til å gjøre hekkforsøk. Vinteren 1996-97 var den igjen tilbake til Trondheim, men brukte nå et mye mindre "kjerneområde" enn tidligere. Våren 1997 forflyttet den seg nordover til Steinkjer kommune, hvor den muligens gjorde hekkforsøk, for reir ble pyntet, og den ble sett flygende med mat til reiret. Det ble ikke observert make eller konstatert egglegging. Den andre ble fanget som voksen i kråkefelle i indre Trondheimsfjord i november 1996. Den holdt til i det samme området hele tida, er ikke sett sammen med make, og har ikke vist noen indikasjoner på hekking. Hønsehauken hekker normalt ikke før den er blitt to til tre år gammel, selv om hekking av ettåringer er kjent i noen få tilfeller.

Det er vanskelig å si noe om årsaken til at det finnes ikke-hekkende voksne fugler i terrenget. Er bestanden av voksenfugler i terrenget så glissen at det er vanskelig å finne make? Hvis det fantes nok ungfugler i terrenget, skulle erfaringer fra utlandet tilsi at slike fikk muligheten til å gå inn i hekkebestanden; hunnene som ettåringer og hannene som toåringer. Det er imidlertid ingen ting som tyder på at dette er tilfelle, da det ikke finnes kjente observasjoner av dette i vårt studieområde.

6.1.5 Troster utgjorde basisføden i hekketida

Det ble foretatt "time-lapse" videostudier av hønsehaukens byttedyrvalg på to reir i Nord-Trøndelag i 1996. Dette foregikk ved at en video-opptaker på bakken tok opp bilder med en frekvens av ca ett bilde pr. sekund fra et kamera som var montert over reirene. Slik var det mulig å registrere alle byttedyr som ble brakt inn på reiret, og disse ble identifisert så langt det lot seg gjøre ved å studere opptakene på en monitor. Parallelt med dette ble hønsehaukens tilgjengelige byttedyr anslått ved hjelp av linjetakseringer i det omliggende terrenget. Hønsehaukens byttedyrseleksjon er beregnet ut ifra sammenligninger mellom videostudie-

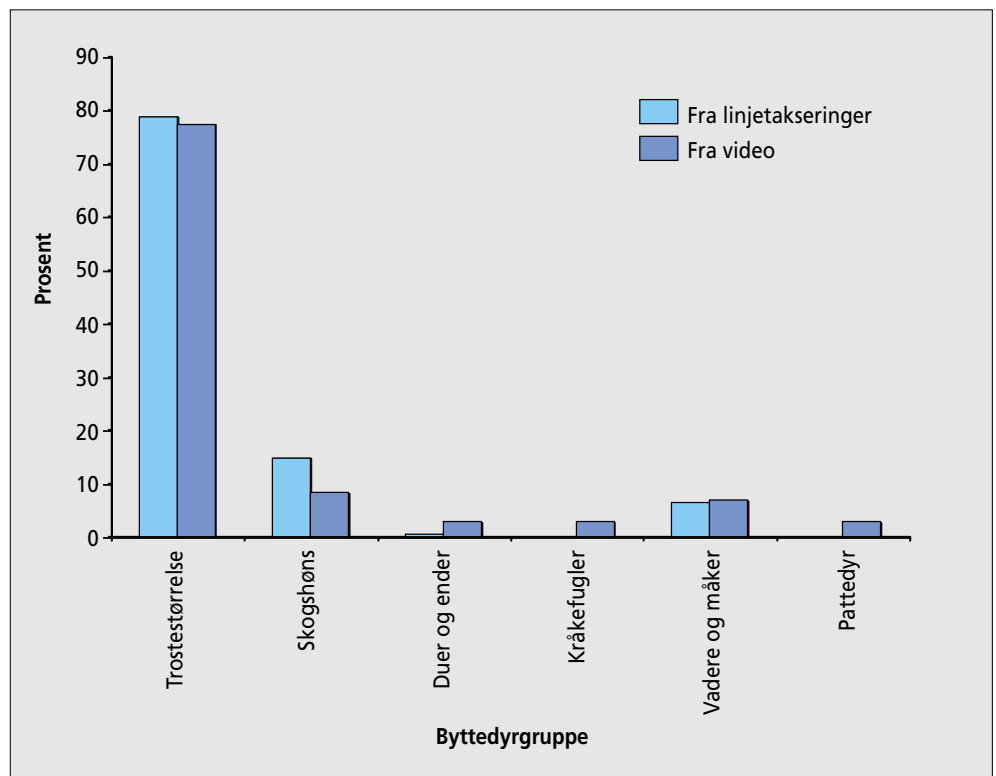
Figur 6.1.7

Vintertilhold og stedtrohet hos hønsehauker merket som voksne i Trøndelag. - Wintering area and site fidelity of goshawks tagged as adults in Trøndelag.

ne og takseringsresultatene. **Figur 6.1.8** viser forholdet mellom tilgjengelige byttedyr i området og frekvensen av byttedyr som ble brakt inn på reiret i hekketida på en av lokalitetene. Det ble påvist en klar sammenheng mellom den næringen som var tilgjengelig og det som hønsehauken valgte. Dette tyder på at arten jakter ganske opportunistisk uten spesiell fødepreferanse, hvis en holder gruppen små spurvefugler (under trostestørrelse) utenom. Troster var helt dominerende i materialet. Video-opptakene viste at trostunger fortæres hele, og det blir nesten ingen rester igjen på reiret. Studiene antyder at den tradisjonelle metoden med innsamling av byttedyrrester på og ved reiret vil føre til en overvurdering av andelen store byttedyr, og det er blant disse vi finner de artene som er jaktbare. Andelen jaktbart vilt i hønsehaukens næring i hekketida ser med andre ord ut til å være overdrevet, men det er mulig at denne andelen kan være større tidligere og senere i sesongen.

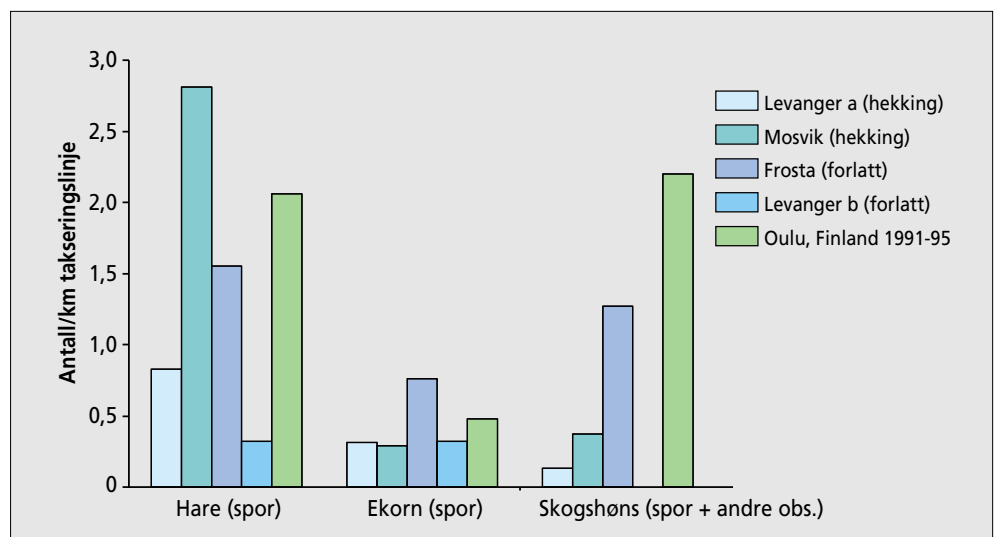
Figur 6.1.8

Prosentvis fordeling av byttedyr innbrakt på reiret i Mosvik hekkeseasonen 1996 bestemt fra time-lapse videoopptak, sammenlignet med beregnede tettheter av fugl fra linjetakseringer i samme område (små spurvefugler holdt utenfor). - . The relative amounts of different prey types brought to the nest in the breeding season of 1996 as determined from time-lapse video, compared to estimated densities of birds from line transects in the same area (small passerines excluded).



Figur 6.1.9

Vilttetthet målt i antall spor (hare og ekorn) eller observasjoner (skogshøns) pr km takseringslinje om vinteren i hekkeområder for hønsehauk. De finske dataene er fra et hekkeområde i Oulu-området, hvor viltriangelmetoden er brukt (Kilde: Tornberg 2000). - Game density as the number of tracks (hare and red squirrel) or observations (grouse) pr km transect line in winter in the breeding areas of goshawk. The Finnish data are from a breeding area in the Oulu area, where the wildlife triangle method is used. (Source: Tornberg 2000).



6.1.6 Lave byttedyrtettheter om vinteren

Det ble foretatt sportakseringer på snø om vinteren i flere områder, både i områder der det hekket hauk om sommeren, og i områder som var forlatt på grunn av snauhogst. Resultatene ga ingen særlige forskjeller i sporfrekvens mellom intakte og forlatte lokaliteter. Haren var det vanligste byttedyret, mens tetthetene av skogshøns og ekorn var svært lave. Sammenlignet med tilsvarende tall fra en hønsehaukstudie i Nord-Finland (av Risto Tornberg), var hovedforskjellen at de finske tettheten av skogshøns var høyere enn her, selv om det også der har vært en kraftig nedgang i bestandene de siste tiår (**figur 6.1.9**). Sporfrekvensene av mår og rødvov var faktisk høyere enn for skogshøns og ekorn, noe som tyder på at hønsehauken har en betydelig konkurranse om maten vinters tid. De finske resultatene viste at de fleste hannene trakk ut av hekkeområdet om vinteren, mens

de fleste hunnene ikke gjorde det. Han forklarte dette med at skogsdriften hadde redusert bestandene av skogshøns så kraftig at hannene ikke fant mat nok i skogen, men måtte trekke inn til byer, tettsteder og søppelplasser for å jakte på kråker. Hunnene, derimot, var bedre bufret mot slike miljøendringer, spesielt på grunn av sin evne til å slå hare, som det også der fantes en bra bestand av. Det moderne bestandsskogbruket ser derfor ut til å ramme hannene spesielt hardt. Resultatene våre bekrefter hypotesen om at lav vilttetthet om vinteren kan være en begrensende faktor for hønsehauken, i hvert fall for hannene. Vi har bare sporadiske data når det gjelder hønsehaukens vinternæring, men vi vet at de som holder til i byer og tettsteder tar mye kråkefugler, duer, ender og måker.

6.1.7 Unge hønsehauker foretrekker kulturlandskapet

Vandring og dødelighet hos unge hønsehauker er undersøkt ved hjelp av ringmerkingsgjenfunn og ved å peile radiomerkede ungfugler. Unge hønsehauker forlater hekkeområdet allerede i august, og spredningen skjer ganske tilfeldig. De fleste overvintrer i Sør-Norge. Det er en klar tendens til at fuglene søker tilbake til den landsdelen de ble født, når de som voksne skal etablere seg i hekkeområder. Bare to av de 38 radiomerkede ungfuglene gjennomførte overvintring i Trøndelag, begge to innenfor Trondheims bygrenser! En tredje overlevde i Trøndelag til ut i februar.

Ungfuglene forflytter seg raskt, og det har derfor vært nødvendig med regelmessige flypeilinger for å lokalisere dem, med senere oppfølging og radiopeiling fra bakken. Etter at de hadde forlatt reirområdet, ble de senere bare gjenfunnet i kulturlandskapsnære områder. Ingen ble funnet i rene skogstrakter, ikke en gang de ungfuglene som var merket der. Det er mulig at skogstraktene slik de er i dag ikke har høy nok tetthet av lett-fangt vilt for ungfuglene. Vandringenes retning og lengde, og varigheten av trekkpauze på et sted, var meget variable både mellom og innen individer over tid. Vi var ikke i stand til å påvise noe bestemt vandringmønster, og fuglene så ut å være ganske nomadiske innen Trøndelag. De fleste forlot Trøndelag i oktober. Til nå er mer enn 600 plott av ungfugler kartfestet.

6.1.8 De fleste hønsehauker dør unge

Kollisjoner med menneskeskapte fysiske hindringer, så som bygninger (vindu) og ledninger i luftspenn (eks. kraftlinjer) er nå betydelige dødsårsaker, mens før fredningen var skyting den dominerende dødsårsaken (**figur 6.1.10 a**). 85% dør før de normalt blir kjønnsmodne som toåring (**figur 6.1.10 b**). Vi har ennå ikke god nok oversikt over dødeligheten på de ulike alderstrinn til å si noe om hvorvidt rekrutteringsraten er stor nok til å opprettholde bestanden på sitt nåværende nivå.

Av de 38 radiomerkede ungfuglene fant vi igjen 13 døde eller døende. Av disse døde tre av ukjent årsak (antageligvis av sult), fem hadde sannsynligvis kollidert med bil, gjerde, vindu eller luftspenn, to ble tatt av predator like etter utflyging (mår/rev), to var klart utsultede og en var påskutt. Den hadde fått lettere skader, men det var ikke den endelige dødsårsaken.

Gjennomsnittlig hadde de levd 175 (33-558) dager. Resten var enten i live, eller hadde dødd utenfor vårt peileområde, som omfattet det meste av Trøndelag. De fleste som forsvinner fra Trøndelag i løpet av oktober-november drar antagelig til et sørlig overvintringsområde. Det vil skje en naturlig opphopning i Sør-Norge og på Østlandet om vinteren av ungfugl som kommer fra nordlige områder. Dette kan være noe av grunnen til at det fra enkelte hold i Sør-Norge foreslås å få gjeninnført jakt på hønsehauk. Unge, sultne hønsehauker søker ofte inn til byer og tettsteder hvor det er mat å finne, gjerne i form av kråker og duer, slik som våre radiopeilinger har påvist. De blir derfor ofte observert, og kan fort gi et feilaktig inntrykk av bestanden. Det faktum at vi bare har greid å påvise at én av de 38 ungfuglene har overlevd fram til å bli hekkefugl er urovekkende. Her er det imidlertid mange usikkerhetsmomenter. Noen kan ha etablert seg utenfor vår peilerekkevidde, og noen kan ha kommet tilbake som hekkefugler etter at batteriene har gått ut. Normal levetid på batteriene er mellom to og et halvt og tre og et halvt år. De må derfor være tilbake senest i sin fjerde sommer for å kunne bli oppdaget av oss.

6.1.9 Er hønsehaukbestanden mindre enn antatt?

Gunnar Bergo estimerte i 1992 Norges hekkebestand av hønsehauk til å ligge mellom 2000 og 2700 par. For Trøndelagsfylkene foreslo han henholdsvis ca 150-180 for Sør-Trøndelag og 100-150 par for Nord-Trøndelag. Estimaten ble til ved å dele fylkets produktive barskogareal på det antatte gjennomsnittlige arealkrav til et par. Dette ble supplert med opplysninger fra lokale kilder. Selv om det høyst sannsynlig finnes aktive lokaliteter vi ikke kjenner til, tyder alt på at bestanden er langt svakere enn antatt. Spesielt påfallende er mangelen på hekkepar i de intensivt drevne granskogene oppover Namdalen. Det som framstår som produktiv barskog i statistikken er her ofte store snauflater. Hvis mønsteret i andre deler av landet ligner på det vi nå ser i Trøndelag, er det grunn til å reise spørsmål om bestandsestimatene for landet som helhet også må justeres. Det er sannsynligvis få områder i landet som har en så høy tetthet som fem hekkende par pr 100 km², som var Bergos estimat. I Sør-Norge ser 2,5 - 3(4) ut til å være mer normalt, og i de intensivt drevne skogsbygdene i Midt-Norge er sannsynligvis tettheten betraktelig lavere. Mye tyder derfor på at de tidligere bestandsanslagene til Bergo fra 1992 var for høye, i alle fall for Nord-Trøndelag. Hvis hvert par i gjennomsnitt trenger 100 km² skogsareal, vil dette for Nord-Trøndelags vedkommende bety en bestand på 56 par. I Nord-Trøndelag var det på 1990-tallet påvist hekking i underkant av 30 par, og hvor lokaliteten er noenlunde intakt, mens tallet for Sør-Trøndelag var ca 80. Ni lokaliteter i Nord-Trøndelag var forlatt på grunn av hogst, mens det var sannsynlig, men ikke påvist hekking på sju lokaliteter. Resultatene tyder til nå på at leveområdene er mindre i Sør-Trøndelag enn i Nord-Trøndelag. Det er naturlig å anta at det skyldes at Sør- og Nord-Trøndelag har noe forskjellig eiendomsstruktur. I sørfylket er små gårdsskoger vanligere enn i nordfylket, hvor de øvre delene av de store dalførene har store private brukseiendommer eller eies av Statskog, hvor skogsdriften utøves i stor skala av entreprenører. Faktisk står 2 % av eiendommene for nesten halvparten av skogsarealet i Nord-Trøndelag! Til sammenligning består skogsarealet i Sør-

Trøndelag av 7 % selskapseide skoger, 13 % av offentlig skog og allmenninger, mens 80 % eies av enkeltpersoner.

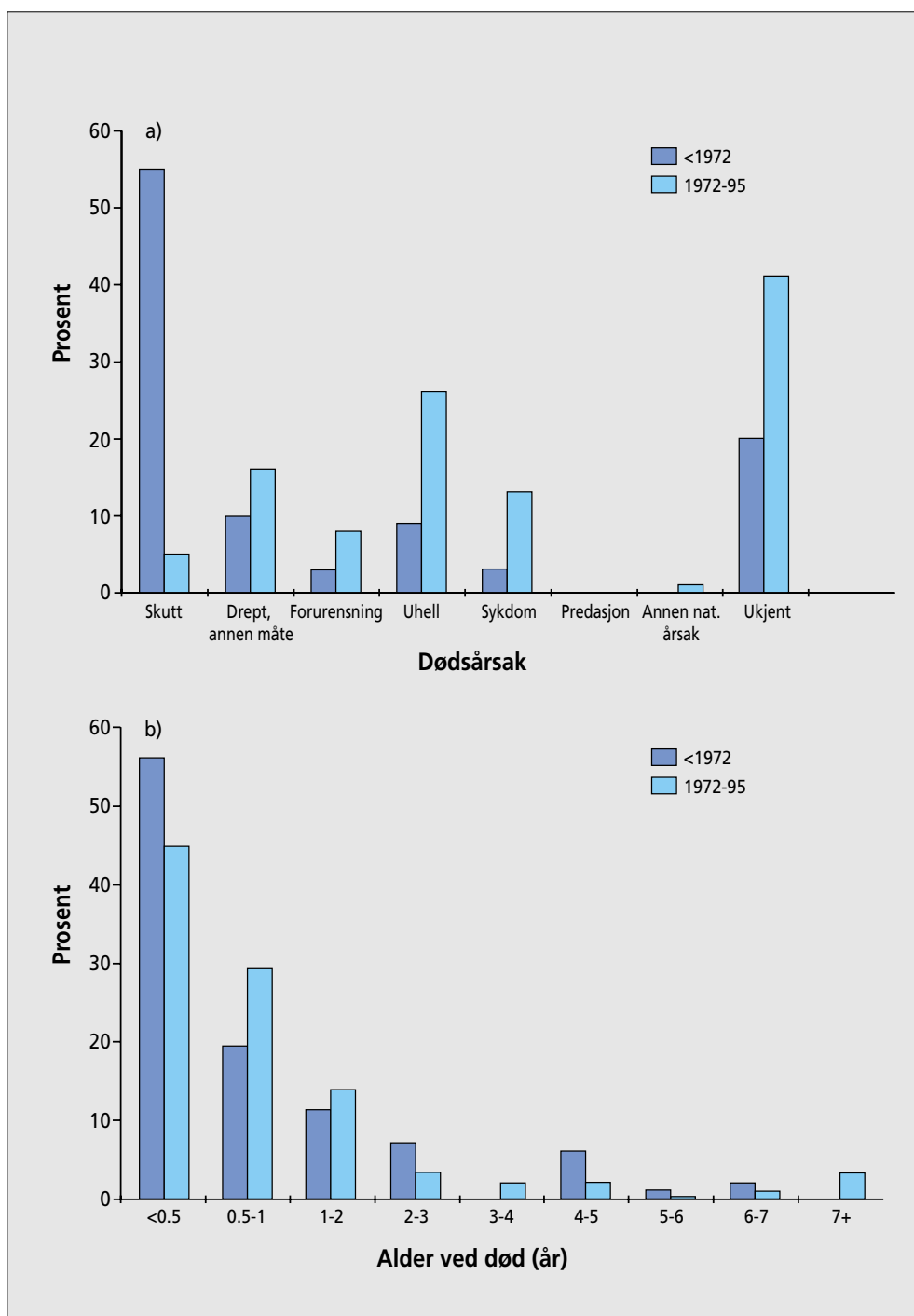
6.1.10 Anbefalinger om forvaltningstiltak

Hønsehauken er en av de få artene som ikke har greid å ta seg opp igjen etter fredninga for snart tretti år siden. Det tyder på at noe fundamentalt er endret i dens livsmiljø, siden den er en art som har et stort reproduksjonspotensiale. Det er et betydelig press på arten, både gjennom fysiske inngrep i skoglandskapet i form av bestandshogst, og fra krefter som ser på arten som en konkurrent til jegeren om det matnyttige viltet. Igjennom pro-

sjektperioden har vi først og fremst fått ny kunnskap om artens arealkrav i en gradient fra et bynært kulturlandskap via de rike jordbruksbygdene langs Trondheimsfjorden til de intensivt drevne skogbruksbygdene. De største kunnskapsmanglene når det gjelder arten er dens vinterøkologi, samt det som ser ut til å være et rekrutteringsproblem i bestanden. Er voksendødeligheten om vinteren det største problemet, eller er det for få ungfugler som når hekkedyktig alder? Det finnes teknologi som gjør det mulig å besvare slike spørsmål, da det nå produseres satellittsendere som veier ned til 20 gram, men de er foreløpig så dyre at et det ligger utenfor et normalt prosjektbudsjett i Fastlands-Norge. Med dagen kunnskapsbasis kan det være naturlig å foreslå en del mulige tiltak:

Figur 6.1.10

a) Dødsårsaker og b) alder ved død hos norske ringmerkede hønsehauker. Mørke blå søyler representerer data fra før fredningen i 1972, lys blå søyler etter fredningen. - a) Causes of death and b) age at death of Norwegian radio-tagged goshawks. Dark blue columns represent data from before the protection in 1972, light blue columns the time after.



- Det bør utarbeides detaljerte driftsplaner i skogområder der det hekker hønsehauk, slik at skjøtselen blir gjort på en måte som ivaretar hønsehaukens habitatkrav. Dette kan innebære å sette igjen en buffer med gammelskog i en radius på ca 50 m rundt kjente reirtrær, men den trenger ikke nødvendigvis være sirkulær. Det er viktig at bufferen er bred og har en stabil kantsone mot de framherskende vindretninger. Der det finnes eldre driftsplaner og det blir oppdaget hauk, bør det lages nye og tilpassede planer.
- Utenfor denne bufferen kan det foretas en forsiktig hogst ved bruk av gjennomhogst, eventuelt småflater (max 5 da.) hvor en lar det stå igjen trevegetasjon inklusive evighetstrær, jamfør "Levende skog –standard", og foryngelse bør skje naturlig, for eksempel ved skjermstillingshogst der forholdene ligger til rette for det, eksempelvis for gran på frodige vegetasjonstyper.
- Hekkeområdet må knyttes sammen med skogsområder i nærheten ved hjelp av korridorer av hogstklasse 3,4 og 5. (sterk tynning i hkl. 3), slik at reirområdet ikke blir liggende som en øy i terrenget.
- Ved flatehogst bør en tilstrebe å gjøre disse så små som mulig. Dette reduserer risikoen for vindfall, samtidig som det gir hønsehauken mulighet til å dra fordel av økologiske kanteffekter og muligheter for overraskelsesangrep.
- Det bør stå igjen noen høgstubber og rotvelter i nærheten av reirene, da disse brukes av hønsehauken som ribbeplasser.
- En bør i størst mulig grad unngå hogst og annen skjøtsel innenfor en radius av ca 200 m av lokalitetene i hekketida, spesielt i tidlig etableringsperioden og i rugetida (1.mars-1. juni i Sør-Norge). Ungenes oppholdstid i reirområdet varer gjerne fram til midten av august i Midt-Norge. Skogskjøtselen bør derfor legges til perioden 15. august til slutten av februar der det er mulig.
- Skogsveier bør legges i god avstand fra reirlokalteter. Som et alternativt til bygging av skogsveier kan tømmer fraktes ut av skogen med kraftige snøskutere, terrengkjøring med lastetraktor, slepetraktor, og ved sleping av tømmer over vann om vinteren.
- Det bør tas vare på blåbærgranskog, myr og sumpmark, som er nøkkelbiotoper for oppveksten til skogshønskyllinger og andre fugleunger. Myr- og sumpmark bør ikke snauhogges og dreneres.
- Kantskog langs vann, vassdrag, myr og jordbruksarealer bør tas vare på.
- I potensielle og forlatte haukelokaliteter bør det tynnes sterkt for utvikling av grov kvist for reirstøtte. Kraftigere tynning vil også gi hauken bedre muligheter til å manøvrere mellom trærne, og gi mer vegetasjon på bakken og større biologisk mangfold.
- Det er ønskelig at det samarbeides om skogskjøtsel på tvers av eiendomsgrenser for å få mest mulig effekt av tiltak som iverksettes. Skogbruksplanleggere har her et spesielt ansvar for landskapsøkologiske hensyn.
- Det er viktig at alle landets skogeierforeninger innfører miljøsertifisering, og at sertifiseringen er kvalitetssikret og kontrollbar.
- Det bør utarbeides en "Levende skog-standard" for bevaring av hønsehauk og andre skogsekkende rovfugler.
- Miljøregistreringer i skog (MIS) bør utvides med metodikk for registrering og ivaretagelse av biotoper for arealkrevende gammelskogarter av fugler og pattedyr.
- Det bør satses på økt forskning på økologiske sammenhenger i samspillet mellom art og miljø i skog.
- Vi trenger mer kunnskap om hønsehaukens forekomst og bestandsstørrelse i de ulike fylkene, for at den skal kunne forvaltes bedre.
- Det bør vurderes å etablere en nasjonal forvaltningsplan for hønsehauk, hvor ovennevnte forutsetninger legges til grunn.
- Bestandsforvaltning av hønsehauk vil i praksis si habitatforvaltning. Målsettingen må være å skape et skogbilde som ligger nærmest mulig opp til naturskogen, men hvor det fortsatt kan drives lønnsom skogsdrift.
- Det bør utarbeides tilskuddsordninger som gjør det mulig for skogeier å ta vare på kjente og potensielle hønsehauklokaliteter.

6.2

Natur, fornminner og inngrep i skog - prediksjonsmodellering

Gary Fry, Birgitte Skar*, Gro B. Jerpåsen* og
Odd Egil Stabbetorp

*Norsk institutt for kulturminneforskning (NIKU)

Fornminner er sårbare miljøelementer, men også indikatorer på områder som har vært manipulert av mennesker gjennom lang tid. Beliggenheten av fornminner kan predikeres fra kartopplysninger om nåtidens fysiske og biologiske forhold. Fornminnene i seg selv hadde liten betydning for variasjonene i den lokale vegetasjonen, nåtidens arealbruk betydde mer.

6.2.1 Ukjente fornminner i skog

Forholdet mellom skogbruk og kulturminnevern har gjennom tidligere dokumentasjon vist seg konfliktylt. Alene vegutbygging knyttet til skogsdriften er svært omfattende, i tillegg kommer spesielt markberedning, planting og hogst som på stadig større arealer gjennomføres maskinelt. Forvaltningen av kulturminner i skog er vanskelig fordi en meget stor del av kulturminnene ikke er synlige eller registrert. Forberedende undersøkelser viser i til-

legg at det kan være stor grad av sammenfall mellom lokaliteter med biologisk mangfold og kulturminner.

Antallet kjente, synlige fornminner (kulturminner fra før 1537) i Norge er omkring 500 000 (fornminnereg.). Det blir stadig oppdaget nye synlige fornminner, så det totale antallet ligger trolig langt høyere. Dette er igjen anslått til å utgjøre ca. 5% av alle fornminner. Resten ligger under bakkenivå, uten spor på markoverflaten. Disse kulturminnene representerer store kunnskapsverdier.

I noen områder forsvinner opp mot 1% av fornminnene pr. år. Dvs. at dagens kjente fornminnebestand vil halveres i løpet av 50 år. I tillegg kommer tap av ikke kjente fornminner under markoverflaten. Langt de fleste kjente, registrerte fornminnene ligger i jordbruksområder, og er knyttet til jordbruksvirksomhet. Nyere undersøkelser fra Hedmark, Oppland og Trøndelag har imidlertid vist at antallet kulturminner i skogsområdene er langt høyere enn det som hittil har vært kjent, fordi tidligere registreringer i stor ut-



Foto: Gary Fry

strekning har vært konsentrert om jordbrukslandskapet. Nyere registreringer i Hedmark viser en tetthet på 7 fornminner pr. km². Dette betyr at det trolig finnes 100 000 synlige fornminner i Hedmarks skoger. I tillegg kommer alle de som ikke er synlige, og en rekke kulturminner fra nyere tid. De mange bevarte kulturminnene i skogsområder stiller Norge i en særstilling i europeisk sammenheng.

Utnytting av ressurser i skogen opp gjennom historien har etterlatt seg tallrike spor. Av særlig betydning er kulturminner fra forhistorisk tid og middelalder (fornminner), som i stor grad er fjernet eller ødelagt i andre bebygde og dyrkede områder. Dette er kulturminner som er automatisk fredet. Siden bruken ligger langt tilbake i tid, er slike kulturminner ofte tildekket og vanskelige å få øye på av andre enn fagfolk. Nettopp disse er svært utsatt for ødeleggelser fra skogbruket. Det er særlig virksomhet i forbindelse med skogsdrift, dvs. veibygging, avvirking og markberedning knyttet til etablering av skog, som kan ødelegge kulturminner. Kulturminner i skog er dessuten utsatt for forfall på grunn av manglende vedlikehold og skjøtsel. Kulturminner i skog representerer en viktig del av landets kulturhistorie, og med skjøtsel og tilrettelegging utgjør de en ressurs i forhold til flerbruk i skog.

6.2.2 Utvikling av en GIS-basert modell for lokalisering av fornminner

På basis av et tverrvitenskapelig samarbeid mellom arkeologer og landskapsøkologer har vi arbeidet med utvikling av en metode for analyse av sammenhengen mellom fysiske og biologiske faktorer og forekomsten av kulturminner med utgangspunkt i kjente registerdata. Metodene skal gjøre det mulig å forutsi konfliktpotensialet i forhold til kulturminner og natur- og landskapsverdier tilknyttet disse i skogsområder hvor kulturminnene ikke er kartlagt. Det innebærer at det vil være mulig å fremskaffe kart over hvilke deler av skogarealene i en kommune det er størst sannsynlighet

for at det vil finnes ukjente kulturminner. Det er hensikten at arealsorteringen skal gjøre det lettere å ta hensyn til kulturminner ved skogbruksplanlegging på 3 forskjellige nivåer: et regionalt nivå – tilsvarende en kommune, et landskapsnivå – tilsvarende en kommunedel, og et lokalitetsnivå – tilsvarende planlegging for den enkelte eiendom. Geografiske informasjonssystemer (GIS) har vært et sentralt verktøy i metodeutviklingen.

Som modellutviklingsområder valgte vi to kommuner som adskiller seg dels i forhold til typen skogbruk, dels i kulturminnesammensetning, slik at de modeller som ble utviklet i prosjektet hadde størst mulig verdi for forskjellige arealtypene i landet. Et annet viktig grunnlag for valget var tilgjengeligheten av digitale data. Analysene ble således utført i Ski kommune i Akershus og Grue kommune i Hedmark. I forbindelse med disse er det også gjort en vurdering av i hvilken grad det er noen sammenheng mellom fornminnene og det biologiske mangfoldet på lokalitetsnivå. Mest detaljert analyse av det siste momentet ble gjort i forbindelse med den vanligst forekommende typen av fornminner i Ski kommune, nemlig gravhauger som i hovedsak stammer fra jernalderen.

Ulike metoder har vært benyttet i forhold til de 3 ulike nivåene. På regionalt nivå (kommune) har geografiske informasjonssystemer vært det viktigste verktøyet. Digital kartinformasjon fra Økonomisk Kartverk har vært benyttet i analysene. Forholdet mellom markslagsdata, vann, høydedata, og fornminner (automatisk fredete kulturminner), har vært de sentrale faktorer i analysene.

På landskapsnivå har visuelle metoder vært benyttet som et hjelpemiddel for å avgrense kulturminnenes omgivelser. Her har vi sett på den visuelle sammenhengen mellom fornminner og landskap, samt den visuelle sammenhengen mellom fornminnene. På lokalitetsnivå har det vært utført botaniske analyser av karplantefloraen på og rundt gravhauger i Ski kommune som et grunnlag for å vurdere sammenhengen mellom gravhaugene og biodiversitet.



Fangstgroper for elg ligger ofte i et system på rygger og forhøyninger i terrenget i lavbonitet furuskog. Grue i Hedmark. (Foto: Birgitte Skar)

6.2.2.1 Dagens viltkart indikerer plasseringen av fortidens fangstgroper

For **Grue kommune** har det blitt utviklet to modeller for de mest alminnelige kulturminnetyper i skogen, fangstgroper og jernframstillingsplasser.

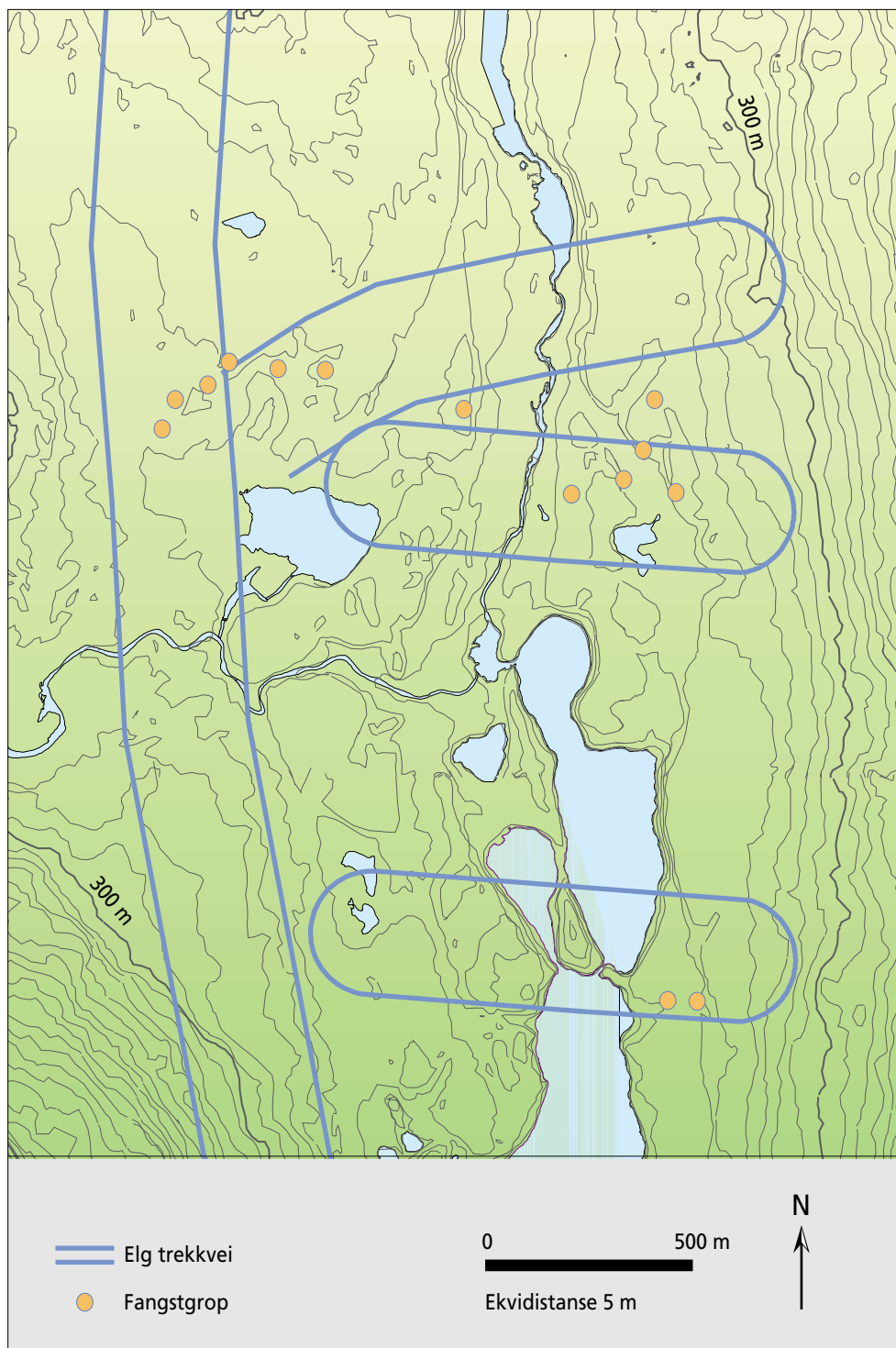
Modellen for fangstgroper er basert på registrerte, digitaliserte fangstgroper i kommunen og kart over trekkveier og leveområder for elg innhentet fra kommunen. Intensjonen med denne delen av undersøkelsen var å påvise om det innenfor disse områdene, var sammenfall mellom dagens trekkruiter/vinterbeiter og fangstgroper.

Modellen ble testet i felt, og resultatene bekreftet at dagens viltkart kan brukes til å forutsi plasseringen av fangstgroper fra jernalder og middelalder. Modellen fanger imidlertid ikke opp alle fangstgroper. Dette kan dels skyldes at elgens trekkveier og leveområder har endret seg siden middelalderen, men også at kartleggingen av elgens bevegelser er for upresis.

I tillegg er det en klar felterfaring at fangstgroper ligger på høydedrag i terrenget, innenfor undersøkelsesområdet finnes det tydelige eskerlandskap hvor fangstgroper med tydelig hensikt er lagt langs esker-ryggene. Et forsøk på å modellere dette ved hjelp av en digital høydemodell førte imidlertid ikke frem. Dette skyldes

Figur 6.2.1

Utsnitt av modellen som viser registrerte fangstgroper og korridorer hvor elgen i hovedsak trekker i dag. - Detail from output of a model to identify animal traps based on terrain and current moose migration routes.



at det eksisterende økonomiske kartgrunnlaget har høydekoter med 5 m ekvidistanse. I det svakt undulerte morenelandskapet som undersøkelsesområdet representerer, medfører dette at rygger som fortoner seg som tydelig markerte ved feltarbeid, ikke framkommer i terrengmodellen; sannsynligvis burde kotene ha en ekvidistanse på 1 m for at en slik modellering skulle gi informasjon om potensielle fangstgrop-plasseringer.

6.2.2.2 Data fra økonomisk kartverk indikerer plasseringen av jernframstillingsplasser

Modellen baserer seg på at jernframstillingsplassene i stor grad ble anlagt ut fra naturgitte forhold. Ideelt sett burde avstanden til jernholdig myr, vann og trevirke være så liten som mulig, i tillegg til at jernframstillingsplassen ble lagt på godt drenert jord. Jernmalmen forekommer gjerne i størst mengde i svakt hellende jordvannsmyrer. Slike myrer ble lokalisert ved å kombinere informasjon fra digitale markslagskart og en digital høydemodell. Dessuten må en anta at praktiske hensyn gjorde det uohensiktsmessig å legge jernframstillingsplassen særlig høyere enn myras nivå, da dette ville innebære tung transport av jernmalmen. Ved å utnytte denne generelle arkeologiske feltefaringen i et GIS-system ble det generert et areal innenfor undersøkelsesområdet i Grue som bør anses som områder med høyt potensiale for å inneholde jernframstillingsplasser ut fra de naturgitte forholdene (**figur 6.2.2**). Det utkrystalliserer seg områder med klare konsentrasjoner i den nordøstre og sørøstre delen av kommunen. De registrerte jernframstillingsplassene ligger innenfor eller i kanten av områdene som modellen peker ut. Da modellen ble testet i felt fant en at den var egnet som hjelpemiddel i forbindelse med påvisning av høypotensial-områder for beliggenhet av jernvinnelokaliteter. På grunn av grunnlagsdataenes karakter (jf. kommentaren om terrengmodellering ovenfor) er modellen noe grovkornet, og fanger ikke opp alle potensielle områder. Mange av anleggene ligger i kanten av treffområdet, noe som bekrefter en viss skjevhet i data-grunnlaget for modellen. Det har videre vært omfattende drenering av myrer i området, og det kan i noen sammenhenger være vanskelig å fastslå myras opprinnelige karakter.

6.2.2.3 Konklusjoner for arkeologisk prediksjonsmodellering i Grue kommune

Befaringer og registreringer viser at datamodellering av denne typen synes egnet for å kunne påvise jernvinne og fangstgrop på typiske innlands skogarealer. På grunn av datatilgangen og mangelen av for eksempel markslagsdata og for grovkornete høydedata blir modellene imidlertid noe grovkornet og fanger antagelig ikke inn alle potensielle områder. Såfremt slike data hadde vært tilgjengelige ville en i tillegg kunne ha arbeidet med prediksjonsmodellering i forhold til kulturminner i skog – som for eksempel selve bosetningen.

Grue kommune representerer flere utfordringer når det gjelder prediksjonsmodellering for fornminner, hvilket vi antar også er tilfelle for tilsvarende regioner i Norge. Forskningen i Grue har vist at plasseringen av typiske utmarksminner som fangstgrop og jernframstillingsplasser kan forutsies, med de foreliggende data er det imidlertid vanskelig å modellere hvor selve bosetningen i skog har vært. Vi vurderer modellene som verdifulle redskap i å kunne redusere omfanget på arkeologiske registreringer knyttet til skogsdrift. Muligheten til å overføre slik modellering til andre områder er imidlertid begrenset av tilgangen til digitale kartdata.

Dette gjelder særlig markslagskart og høydedata. Der slike data mangler vil andre data-kilder, som for eksempel satellittdata, kunne benyttes. Graden av nøyaktighet på modelleringen vil her avhenge av detaljeringen på de tilgjengelige dataene.

6.2.2.4 Topografi, dyrkbar skogsmark og avstand til innmark indikerer plasseringen av gravhauger

For Ski kommune har vi utviklet og testet en modell for å kunne forutsi spesielt plasseringen av gravminner og de kulturminner som disse er indikatorer for i skogen. Ski kommune har prioritert digitalisering av miljødata, og prosjektet fikk anledning til å bruke disse dataene i modelleringen. Modellen for gravminnene ble basert på topografi (gravhaugene ligger erfaringsmessig oftest på lett observerbare punkter i terrenget, det vil si på konvekse terrengformer), lett dyrkbare markslagstyper i skog og 50 m eller mindre i avstand til innmark. Denne modellen fanger opp de fleste av de kjente gravminnene i kommunen (ca. 85% av gravhaugene som ligger i skog i Ski innenfor en svært liten andel av det totale skogsarealet).

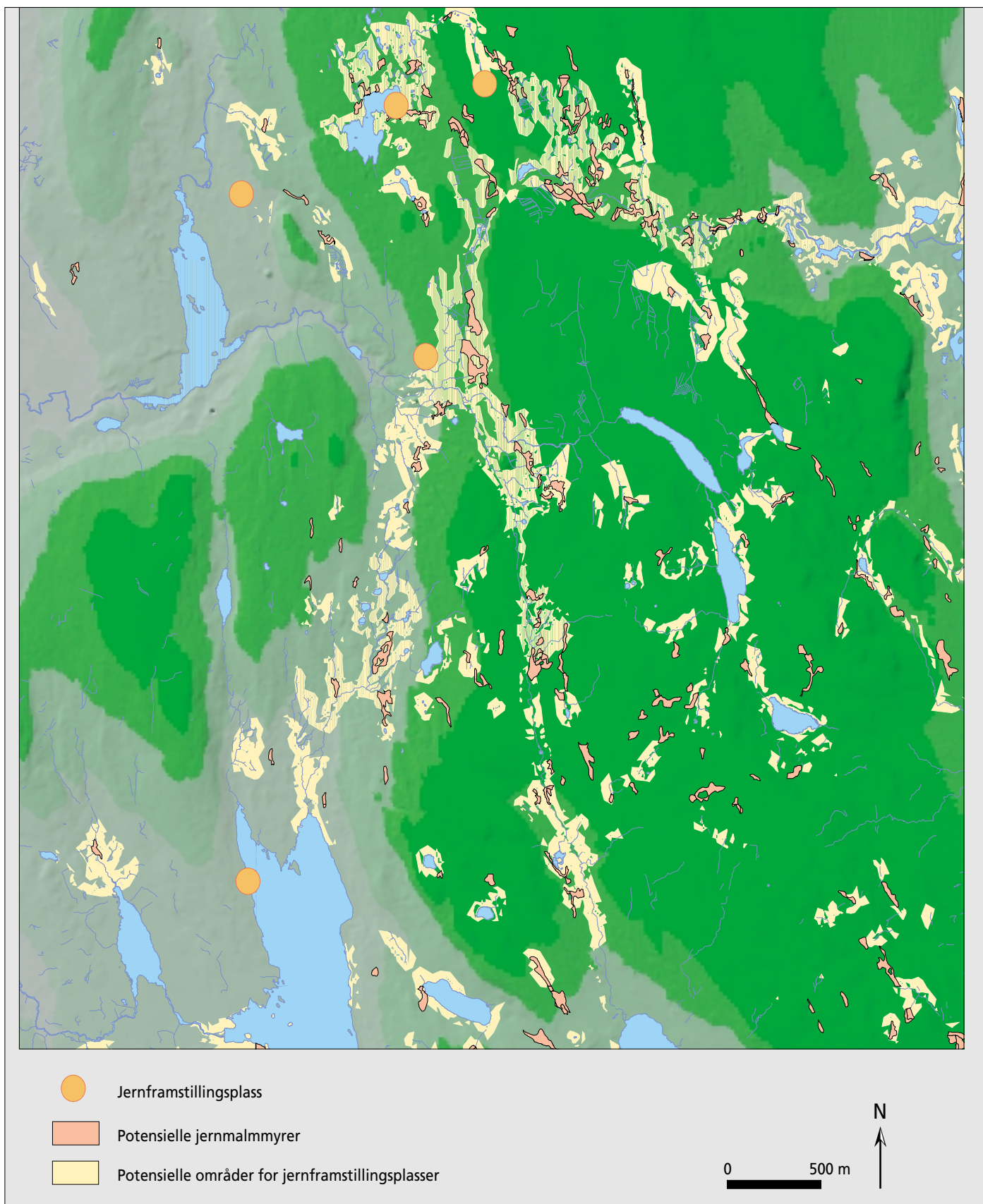
6.2.2.5 Indikator for landskapsrommenes kulturhistoriske verdi

Analyser på landskapsnivå er foretatt i Ski kommune. Det halvåpne jordbrukslandskapet egnet seg godt til å undersøke visuelle sammenhenger mellom gravminner og landskap, og mellom gravminnene. En valgte spesielt denne kategori fornminner siden det er de mest alminnelige i Ski. Landskapet ble analysert ved hjelp landskapsarkeologiske metoder, landskapsøkologisk kartlegging og GIS-modeller. Ved hjelp av den digitale høydemodellen ble undersøkelsesområdet delt inn i visuelle enheter, avgrenset av høyder eller andre visuelle barrierer. Gravfeltene plasserte seg ofte i skjæringspunktet mellom to visuelle enheter. En fant at landskapsrom som inneholdt høy andel av fulldyrkete områder i dag, har statistisk sett større sannsynlighet for å inneholde gravminner, i forhold til landskapsrom med høy andel av tyngre jordsmonn eller skog. Denne metode kan benyttes til å utvikle en indikator for kulturhistorisk verdi av enkelte landskapsrom.

6.2.2.6 Har fortidens lokale naturinngrep betydning for nåtidens lokale flora?

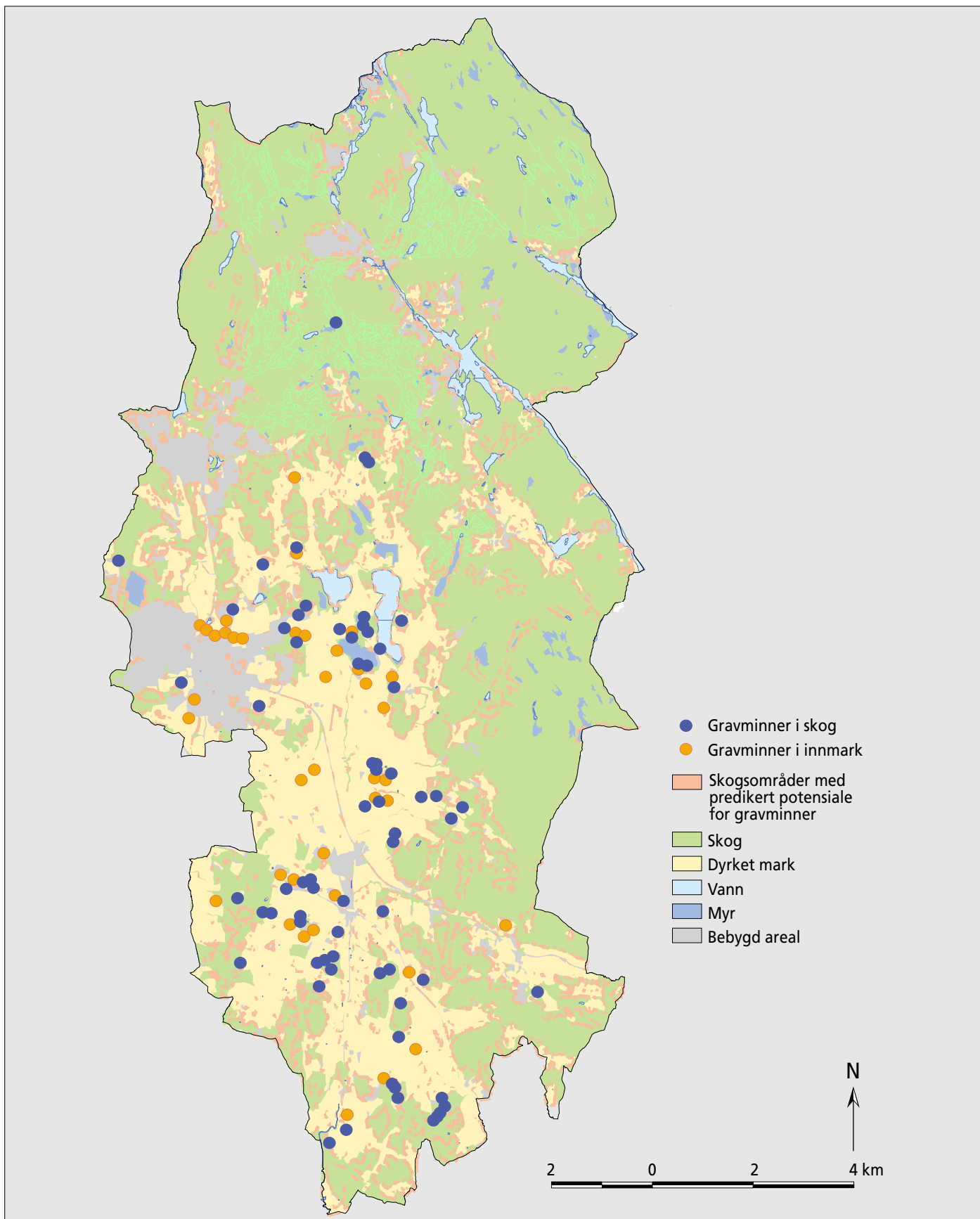
På lokalitetsnivå ønsket vi å undersøke om vegetasjon kunne være en indikator for forhistorisk aktivitet, som et hjelpemiddel til å lokalisere synlige og ikke synlige fornminner, i tillegg til å være et hjelpemiddel for forvaltning og pleie av fornminnene. Vi ønsket å undersøke om fornminnene kunne ha betydning for den lokale floraen.

I Grue kommune ble det utført botaniske registreringer av fangstgrop og kullgrop. Et generelt trekk var at plantesamfunn for tørre forhold fantes langs kanten av gropene, mens plantesamfunn for fuktige forhold fantes i bunnen. Mest utpreget er dette for fangstgropene, som typisk finnes på høydedrag med veksling mellom lav- og lyngfuruskog på godt drenert morenemateriale. Fangstgropene utgjør derfor små konkaviteter i terrenget, med mindre uttørking og en viss grad av evne til å holde på fuktigheten enn omgivelsene. Det er derfor karakteristisk at man i disse gropene finner en kryptogamflora som er mer dominert av moser enn lav. Moseartene som forekommer er de samme som en finner også i naturlige forsenkninger i det samme terrenget. Noen stor effekt for biodiversiteten i området kan derfor ikke fangst-



Figur 6.2.2

Modell for områder med potensiale for plassering av jernframstillingsplasser (gult). Videre vises potensielle jernanrikningsmyrer (rødt fra DMK) og vann (blått fra digitalt ØK) samt registrerte jernframstillingsplasser (Fornminneregisteret og nyere registreringer). En nærmere beskrivelse av premissene for modellen er gitt i teksten. - Model of areas with potential for prehistoric iron workings (yellow). The map is based on proximity to suitable mires for malm (red areas derived from digital land cover maps), water (blue areas derived from economic maps) and topography. Registered iron working sites are shown.



Figur 6.2.3

Gravminner i Ski kommune. Oversikt over gravhaugenes lokalisering (fordelt på skog og innmark). Områder som ifølge prediksjonsmodellen har stort potensiale for å inneholde gravminner, er markert med rødt. - Grave fields in Ski kommune. The map shows the distribution of prehistoric grave mounds in forest and open fields. Areas identified by the prediction model as of high potential to contain grave mounds are marked in red. The model uses information on topography (convex ridges) and distance to light, well-drained, agricultural soils.

gropene sies å utgjøre. En noe påfallende observasjon var at det ofte stod ett eller et par furutrær på kanten av gropene. Det ble ikke gjort noe forsøk på å vurdere om dette skyldes tilfeldigheter eller om det faktisk er en økt sannsynlighet for etablering av furuindivider akkurat her. Uansett representerer slike trær et potensielt problem for bevaring av fangstgropa som et fornminne, ved at stormfelling kan føre til at gropa blir ødelagt.

I Ski kommune ble det utført botaniske registreringer på 62 gravhauger fordelt på innmark og utmark, og det ble gjort sammenlignende registreringer av områdene omkring haugene (innenfor en avstand på 5m fra haugen). Til sammen ble det funnet 178 arter av karplanter, hvorav 120 ble funnet på selve gravhaugene. Dette utgjør om lag 25 % av floraen i Ski kommune, altså forekommer en stor del av dette landskapets biodiversitet med hensyn på karplanter innenfor et svært lite areal.

Det var ingen påviselig forskjell på artsantallet på gravhaugene i forhold til antall arter i området rundt, når man tar hensyn til at artsantallet i tillegg alltid vil være en funksjon av det arealet som er registrert. Ved å beregne et likhetsmål i artssammensetning for de totalt 124 arealene i undersøkelsen ble det vist at likhetene er gjennomgående større mellom en gitt gravhaug og dennes ulike omgivelser enn likheten mellom gravhaugene innbyrdes. Dette innebærer at vegetasjonen på haugene i stor grad er styrt av hva slags areal som omgir haugene. Vi fant ingen rødlistede eller regionalt sjeldne arter i tilknytning til gravhaugene; undersøkelsen må sies å representere et representativt utvalg av flora i og i tilknytning til et moderne drevet jordbrukslandskap. Haugene som lå i skog er i hovedsak knyttet til blåbærgranskog, med overgang mot noe rikere, lågurtpreget granskog. I tillegg er vegetasjonen ofte preget av inngrep eller inngrepsnærhet som hogstflater, plantefelt, nærhet til jordekant osv.

Ved å se på hvordan de enkelte artene fordeler seg med hensyn på antall forekomster på haugene i forhold til antall forekomster i omgivelsene, viste det seg at noen arter er overrepresentert på

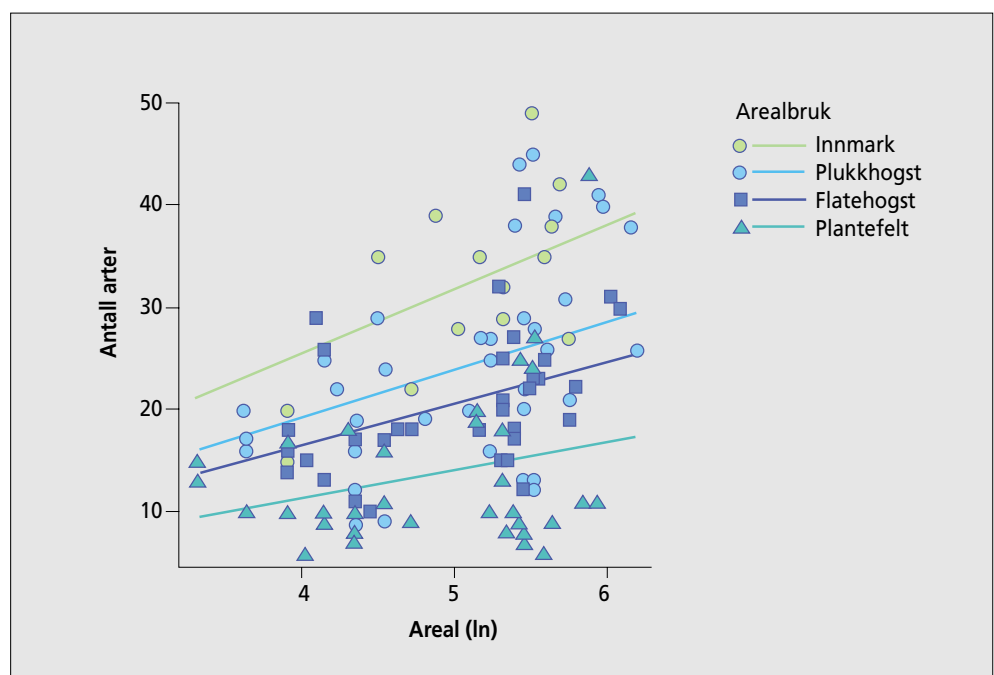
haugene. Dette gjelder arter som er knyttet til godt drenert jordsmonn. Artene med mest markert overrepresentasjon var kjøttnype, sauesvingel, engfiol og blåbær. Det var også en rekke arter som var mer vanlige i omgivelsene enn på selve haugen, men de fleste artene i denne gruppen har så lav frekvens i materialet at det ikke kan påvises statistisk at denne overrepresentasjonen i omgivelsene er reell. Artene i denne gruppen er dominert av arter som foretrekker områder med mer varig høy jordfuktighet (frisk- og fuktengsarter som engsoleie, blåtopp og fredløs, samt arter knyttet til fuktigere skogsmiljø som myskemaure, myrfiol og tepperot).

Artsantallet varierte med hva slags areal haugen ligger i. Det ble funnet et større antall arter i haugene og deres umiddelbare omgivelser i innmark enn i skog. Hauger beliggende i plantefelt har den laveste diversiteten (**figur 6.2.4**).

Ut fra undersøkelsene synes det altså som om den flora og vegetasjon man finner på en gravhaug i stort grad er den samme som man finner i området der gravhaugen ligger. Arealet en gravhaug utgjør er lite, og selv om de økologiske forholdene er noe forskjellig fra omgivelsene i og med at gravhaugen utgjør et objekt med veldrenert materiale og konveks dannelse med forholdsvis rask uttørring, synes det som om strukturen ikke er stor nok til å demme opp for en slik "nabolageffekt". Den forskjellen som tross alt finnes, kan knyttes til de forskjellene i fuktighetsforhold som inntreffer på grunn av gravhaugens beskaffenhet. Det er en tendens til at arter som foretrekker godt drenert jordsmonn er overrepresentert på gravhaugene, mens mer fuktighetskrevede arter oftere finnes rundt enn på selve haugen. På hauger som ikke ligger i skogen kan sørsidene ofte ha et visst innslag av tørrbakke og tørrengartene. Det er ikke mulig å påvise trekk i vegetasjon eller flora som kan knyttes til gravhaugens historie som et "naturinngrep", noe som ikke er særlig overraskende tatt i betraktning den høye alderen disse haugene har. I biodiversitetssammenheng må en derfor si at gravhaugenes direkte effekt er beskjeden; de forårsaker ikke nevneverdig økning i artsantall eller variasjon i naturty-

Figur 6.2.4

Sammenhengen mellom gravhaugers størrelse (målt som areal) og antall observerte arter av karplanter, fordelt på ulike kategorier av areal. Data fra Ski kommune. - Relationship between the area of a grave mound and the richness of associated flowering plants in different environments: agricultural fields, selective harvested forest, clear felled forest areas, and forest plantation. Results show that the number of flowering species associated with grave mounds declines with intensity of forest management.



per i forhold til sine omgivelser. Det er imidlertid overveiende sannsynlig at de indirekte har en positiv effekt på biodiversiteten ved å representere arealer som er fredet etter fornminneloven, og at det synes å ha eksistert en stor grad av respekt for disse også før kulturminneloven trådte i kraft. Dette innebærer at i et ellers intensivt utnyttet jordbruksområde som Ski kommune representerer, vil gravhaugene og randsonene rundt disse representere små øyer hvor naturlig og seminatural vegetasjon har bedre mulighet for å utvikle seg. Det er nok denne indirekte effekten som er den viktigste forklaringen av at det er et så vidt høyt antall karplantearter som ble funnet på gravhaugene og i deres umiddelbare omgivelser.

6.2.3 Oppsummering

Modellering ved bruk av digitale data og verktøy / programvare knyttet til dette er et felt som har hatt en kraftig utvikling parallelt med prosjektets gang. Imidlertid ligger en i mange regioner etter når det gjelder digitalisering av landskapsdata. Prosjektet har derfor støtt på mange tekniske og praktiske utfordringer, i begynnelsen i forhold til kompatibilitet av programvare, særlig med hensyn til tilgjengeligheten av digitale data. En har likevel kommet frem til metodeutvikling og flere landskapsmodeller som vil ha betydning for rasjonalisering av forvaltningen av kulturminner i skog innen de geografiske områder en har jobbet – men også i kommuner med tilsvarende naturforhold. En har utarbeidet en modell for

avgrensning av landskapsrom / kulturmiljøer i tilknytning til kulturminne som har betydning for forvaltning av kulturminnevernets områdeinteresser i skog. I tillegg har en oppnådd kunnskap om sammenhengen mellom biologisk mangfold og kulturminner i skog som har betydning for forvaltning på lokalitetsplan – knyttet til for eksempel skjøtsel.

Prosjektet har gitt økt innsikt i betydningen av menneskelig aktivitet i forbindelse med utvikling av økosystemer. Det er klart at forekomst av fornminner i et landskap gir budskap om at det her dreier seg om et landskap som har vært utnyttet gjennom lang tid. Et interessant aspekt knyttet til framstilling av jern fra myr- malm er at det i denne prosessen var stort behov for trevirke, hvilket tilsier at jernframstillingen har hatt store konsekvenser for skogshistorien i et landskap hvor frekvensen av kullmiljøer og jernvinner er store, med uttak av betydelige mengder trevirke over lang tid. Det er bemerkelsesverdig at denne typen fornminner har betydelig frekvens også i skogsområder langt fra bygdene, skoger som det ellers ville være lett å anse som mulige "urskogsområder" fram til etablering av det moderne jordbruket. Gravhaugene kan på mange måter sies å være en fornminnetype som i sterk grad er innmarkstilknyttet, og der disse forekommer i skog er det overveiende sannsynlig at det har foregått dyrkning i tidligere tider i det som i dag er skogkledd areal. Dette viser at data om fornminnene kan gi nyttig tilleggsinformasjon når det gjelder å etablere kunnskapsgrunnlag for fornuftig naturforvaltning.



*Gravhaug i beitemark, nær tunet på gården Bjerke i Ski, Akershus.
(Foto: Gary Fry).*

7 Konklusjon

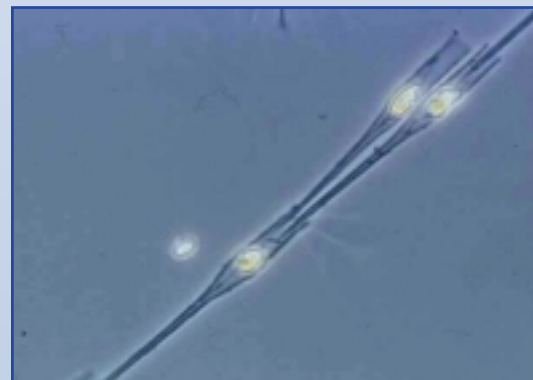
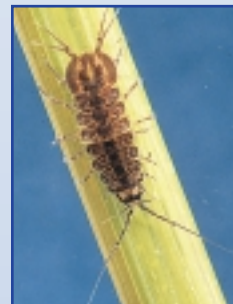
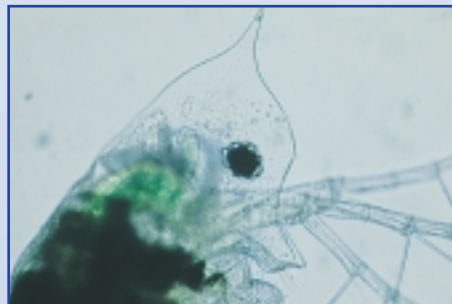


Foto: Oter: Harald Misund; Ørekyt, Ørret: Bjørn Ove Johnsen; Vannloppe, Gråsugge, Vannloppe : Arild Hagen; Påvekstalter, Planteplankton: Gunnar Halvorsen; Planteplankton: NIVA

Konflikter og motstridende interesser i tilknytning til naturinngrep har årsaker på mange plan, økonomisk, politisk, filosofisk, etisk, estetisk og sosialt. De biologiske konsekvensene av naturinngrep er integrert i mange av disse synsvinklene. Naturvitenskapen kan beskrive biologiske sammenhenger og responser og benytte denne kunnskapen til å gi anbefalinger i forhold til hensyn og mål som defineres av samfunnet. Formålet med programmet har vært å framskaffe slik kunnskap.


Programmet poengterer avhengigheten mellom de forskjellige nivåene i næringskjeder (trofiske nivå), og levende organismers avhengighet av fysiske forhold. Resultatene viser at inngrep forandrer livsbetingelsene for mange arter, og at dette gir kaskadeeffekter i systemet. Høyere trofiske nivåer har sterk innvirkning på de lavere. Ørreten tar f. eks. en meget stor del av bunndyrene i ei elv og oteren en stor del av ørretungene. Reduseres bunndyrproduksjonen på grunn av tilslamming, får dette følgende effekter på bestandstettheten hos både ørret og oter. Noen arter, som hønssehauk, er spesielt avhengig av bestemte lokalitetstyper, som gammel skog. Når slike områder rases går individtettheten ned selv om arten beskyttes gjennom vern. Når man vurderer effektene av naturinngrep er det viktig å huske at arter er innbyrdes avhengige, og at de ikke kan eksistere hvis leveområdet ødelegges, eller dersom habitatendringen går raskere enn hva organismene klarer å tilpasse seg i den nye situasjonen.

Avhengigheten mellom komponentene i naturen er like viktig i forbindelse med tiltak som har til hensikt å avbøte virkninger av inngrep, men tiltakene har ofte vært planlagt med for snever synsvinkel. For eksempel har ikke utsetting av fisk i reguleringsmagasin den ønskede effekten på avkastningen av fisket med mindre produksjonen av organismer på lavere trofiske nivå står i rimelig forhold til tettheten av fisk, og alle nivå i næringskjeden, fra primærprodusenter til fisk, er intakte. Det økte fisketallet kan dessuten få en svært negativ effekt på bestanden av viktige næringsorganismer. I et av de undersøkte reguleringsmagasinene førte kunstig økning av ørretbestanden ved utsetting av store an-

tall ørretunger til at den viktigste næringsorganismen, skjoldkrepset, nesten forsvant. Fisken vokste deretter dårlig. Det kom klart fram i programmet at det kan trenges mer kunnskap om produksjonspotensialet i de enkelte reguleringsmagasinene for å fastsette hensiktsmessige pålegg om settefisk.

Fysiske forandringer i forbindelse med inngrep er ikke alltid en belastning på levende organismer, men kan også favorisere arter eller livsstadier. Bedre overlevelse av laksesmolt på grunn av økt vintervannføring nedstrøms et kraftverk er et eksempel på det. Noen av prosjektene har pågått i kort tid, slik at betydning av naturlig variasjon mellom år, og stabilisering i forhold til den habitatendring som et inngrep representerer, ikke kunne vurderes på et tilstrekkelig godt grunnlag. Disse prosjektene har likevel gitt verdifull viten om habitatbruk, næringskjeder og produktivitet. Videreføring vil kunne gi sikrere resultater og bedre utbytte av arbeidet som allerede er lagt ned. Det er eksempelvis viktig å videreføre de etablerte langtidsseriene.

Programmet har forsøkt å løfte noen problemstillinger opp fra artsnivå til samfunnsnivå, men det er fortsatt stort behov for en mer systemøkologisk tilnærming til denne typen problemstillinger. Framover bør man i enda sterkere grad vektlegge sammenstilling av ulike datasett for å avdekke generelle trender i artsrikdom, diversitet og produktivitet i inngrepsområder, sammenliknet med mer uberørte områder. Dette vil bedre kunnskapsgrunnlaget for vurdering av økologiske effekter av menneskelige naturinngrep.



*"Av naturen elsker menneskene bare det
de kan ha nytte av"*

Blaise Pascal

ISSN 0804-421X
ISBN 82-426-1162-9