VITENSKAPSMUSEET RAPPORT ZOOLOGISK SERIE 2002-5

FISK, BUNNDYR OG MINSTEVANNFØRING I ELVENE TEVLA, TORSBJØRKA OG DALÅA, MERÅKER KOMMUNE

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

NORGES TEKNISK-
NATURVITENSKAPELIGE UNIVERSITET
VITENSKAPSMUSEET

Vitenskapsmuseet Rapport Zoologisk Serie 2002-5

FISK, BUNNDYR OG MINSTEVANNFØRING I ELVENE TEVLA, TORSBJØRKA OG DALÅA, MERÅKER KOMMUNE

av

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

Norges teknisk naturvitenskapelige universitet
Vitenskapsmuseet
Laboratoriet for ferskvannsøkologi og innlandsfiske (rapport nr. 120)
Trondheim, januar 2002

ISBN 82-7126-634-9
ISSN 0802-0833

REFERAT

Arnekleiv, J.V., Kjærstad, G., Rønning, L. og Koksvik, J. 2001. Fisk, bunndyr og minstevannføring i elvene Tevla, Torsbjørka og Dalåa, Meråker kommune. – Vitenskapsmuseet Rapp. Zool. Ser. 2001, 5: 1-90.

I Stjørdalsvassdraget, Nord-Trøndelag, har Nord-Trøndelag E-verk i løpet av 1994 fullført en større kraftutbygging som bl.a. har medført sterkt redusert vannføring i de største sideelvene til Stjørdalselva i Meråker; Tevla, Dalåa og Torsbjørka. I en femårs prøveperiode etter regulering har det vært utført forsøk med minstevannslipp og fiskebiologiske undersøkelser som grunnlag for en vurdering av endelig minstevannføring i elvene. Undersøkelsene har omfattet studier av innlandsørret, utsatte laksunger og bunndyr ved ulike minstevannføringer og vi har undersøkt effekter av ulike biotopjusterende tiltak på bunndyr og fisk.

I Tevla lå tetthetene av ørretunger på en stryksterkning på 6-10 ind. pr. 100 m² i hele undersøkelsesperioden 1991-1999 med unntak av en redusert tetthet de to første årene etter regulering. Fangstutbyttet av ørret på prøvegarnserier var betydelig større i terskeldammer etter regulering enn i elva før regulering. Ørreten var også noe feitere, mens størrelsesfordelingen var omlag den samme. Artssammensetningen av døgnfluer, steinfluer og vårfluer ble markert endret etter regulering med bl. a bortfall av noen arter, redusert andel av store carnivore arter og økt andel av lentiske arter.

I Torsbjørka ble det registrert en reduksjon i tettheten av ørret etter regulering og spesielt i øvre del ved Mannseterbakken. Dette settes dels i sammenheng med en økning av tungmetallholdig vann fra forurensa bekker nedenfor inntaket etter regulering. Steinfluefaunaen var artsrik, mens døgnfluefaunaen var uvanlig artsfattig, og bunnfaunaen er sannsynligvis negativt påvirket av tungmetaller helt ned til samløp Dalåa.

I Dalåa ble ørretbestanden på stryksterkninger redusert etter regulering samtidig med at det også ble satt ut ensomrig laksunger. Forsøk med habitatforbedringer for laks i form av strømstyrere, steinutlegging og kulpgraving ga en signifikant økning i tetthet av utsatte laksunger sammenlignet med referanseområder uten tiltak. Elvas bæreevne for laksunger ble mangedoblet på lave vannføringer gjennom tiltakene, og laksungene forflyttet seg svært lite fra høst til neste vår. Dødeligheten på ungfiskstadiet om vinteren var imidlertid høy og økte fra 16% til 63 % i undersøkelsesperioden. Laksesmolt fra utsettingene vandret i alle år ut signifikant seinere i sesongen enn villsmolt. Smoltproduksjonen varierte mellom år, men kunne komme opp i ca. 3 smolt pr. 100 m². Gjenfangst av voksen laks fra Carlinmerket settefisksmolt i Dalåa i 1998 og 1999 var henholdsvis 0,7% og 1,8 %.

Bunnfaunaen i Dalåa viste generelt en økning i tetthet etter regulering, og det skjedde en markert forskyvning i artssammensetningen mot en større andel av små arter og reduksjon av store carnivore insektarter. Det var en tydelig økning i andelen lentiske arter, eks. *Centroptilum luteolum* og Siphlonuridae. Etter bygging av tiltakene høsten 1993 foregikk det en rask rekolonisering av bunndyr på feltene, og i 1994 var det ikke forskjeller i bunnfaunasammensetning og mengde mellom referansefelter og tiltaksfelter.

Med bakgrunn i framlagte data er det gitt forslag til minstevannføring i elvene.

Emneord: Minstevannføring, biotopjustering, bunndyr, laks, ørret, tetthet, smolt

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

ABSTRACT

Arnekleiv, J.V., Kjærstad, G., Rønning, L. og Koksvik, J. 2001. Fish, macroinvertebrates and minimum water flow in the rivers Tevla, Torsbjørka and Dalåa, Meråker municipality. – Vitenskapsmuseet Rapp. Zool.Ser. 2001, 5: 1-90.

In the Stjørdalselva watercourse, Central Norway, the electricity company Nord-Trøndelag E-verk carried through a hydropower regulation in 1994. The regulation have resulted in a strong reduction in the water discharge in the largest tributaries to River Stjørdalselva, namly River Tevla, River Dalåa and River Torsbjørka. In a period of five years after the regulation, studies of fish biology and experiences with releasing minimum water flow in the rivers have been undertaken. We carried out ecological studies on brown trout, stocked Atlantic salmon and macroinvertebrates at different flows, and also experiments on different habitat improvements were done.

In the river Tevla densities of juvenile brown trout was 6-10 ind. per 100 m² in the investigation period 1990-1999, except from a reduced density in the first two years after regulation. Catch per effort (CPUE) of brown trout in gillnets was significantly larger in weir dams after regulation compared to the river before regulation. The trout had a somewhat higher condition factor, but the length distribution of brown trout was about the same before and after the regulation. Species abundances of mayflies, stoneflies and caddisflies were severely altered after the regulation. Some species disappeared, the numbers of carnivore insect species was reduced and an increase in the abundance of lentic species was seen.

In the river Torsbjørka a reduction in densities of brown trout was observed after the regulation, and especially in the upper part of the river at Mannseterbakken. This was partly caused by an increase in the amount of heavy metals in the water, coming from creeks draining old mining areas and emptying in the river Torsbjørka downstream from the water transfer site. A species rich stonefly fauna was registered in the river, whereas the mayfly fauna was extremely low in species, and the bottom fauna probably negatively affected by heavy metals in the water all way down to the confluence with River Dalåa.

In the river Dalåa the population of brown trout at riffles and runs were reduced after the regulation in the same period as stocking of Atlantic salmon fingerlings was done. Experiments with river bed constructions and habitat imrovements resulted in a significant increase in densities of stocked Atlantic salmon compared to the densities of salmon at the reference sites without improvements. The carrying capacity of juvenile Atlantic salmon was multiplied in river stretches with habitat improvements at low water discharges, and the juvenile salmon was found to move very short distances from autumn to next spring. Winter mortality of juvenile salmon was high, however, and increased from 16 % to 63 % in the period of investigation (1993-1999). Smolts produced by stocking of fingerlings migrated in all years significantly later in the season than wild Atlantic salmon smolts. The production of smolts from stockings varied between years, but was up to 3 smolts per 100 m². Recapture of adult Atlantic salmon from tagged smolts in the river Dalåa 1998 and 1999 were 0.7 % and 1.8 % respectively.

We observed an overall increase in the density of macronvertebrates in River Dalåa the years after regulation. A marked altering in the abundances of species was registered, and we observed an increase in numbers of small species and a reduction in numbers of large carnivore insect species. Also, a significant increase in the abundance of lentic species like *Centroptilum luteolum* and Siphlonuridae was detected. After the construction of habitat improvements in the river in the autumn 1993, a quick recolonisation of macroinvertebrates took place, and in the year 1994 we could not detect any difference in the composition or numbers of macroinvertebrates between the reference sites and the manipulated sites.

Based on presented data we give a proposal for minimum water flow in the rivers.

Key words: Minimum water flow, habitat improvement, macroinvertebrates, Atlantic salmon, brown trout, densities, smolt

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

INNHOLD

REFERAT

ABSTRACT

FORORD 7

1 INNLEDNING 8

2 VASSDRAGSREGULERINGER, KONSESJONSVILKÅR OG TILTAK 9
2.1 Reguleringer 9
2.2 Konsesjonsvilkårene m.m. 9
2.3 Tiltak 11
2.3.1 Forsøksfelter med prøvetiltak i Dalåa 11
2.3.2 Terskler og andre tiltak utenom forsøksfeltene 12
2.4 Elvebeskrivelse, vannføring og temperatur etter regulering 13
2.4.1 Tevla 13
2.4.2 Torsbjørka 13
2.4.3 Dalåa 15

3 PROGRAM FOR FISKEBIOLOGISKE UNDERSØKELSER I PRØVEPERIODEN 20
3.1 Undersøkelser før regulering 20
3.2 Formål 20
3.3 Innhold 20
3.4 Stasjoner og forsøksfelter 20

4 METODER OG MATERIALE 26
4.1 Fisk 26
4.1.1 Fiskeutsettinger 26
4.1.2 Fiskeundersøkelser 26
4.1.3 Bunndyrundersøkelser 28

5 RESULTATER OG DISKUSJON 29
5.1 Tevla 29
5.1.1 Ungfiskundersøkelser 1991-1998 29
5.1.2 Ørretbestanden i terskelbassenger 30
5.1.3 Bunndyrundersøkelser 1991-1998 32
5.1.4 Vurdering av minstevannføring 34
5.2 Torsbjørka 36
5.2.1 Ungfisktettheter 1991-1998 36
5.2.2 Bunndyr 1991-1998 38
5.2.3 Bunndyr, fisk og tungmetaller 39
5.2.4 Diskusjon 41
5.2.5 Vurdering av minstevannføring 42

5.3 Dalåa 44
5.3.1 Prøvefiske med garn før og etter regulering 44
5.3.2 Ungfisktettheter på referansestasjoner 1991-1999 46
5.3.3 Forsøkstiltak og minstevannføringer – effekter på utsatte laksunger 48
5.3.4 Forflytninger og vinterdødelighet på ulike felter 50
5.3.5 Habitatbruk og ernæring hos utsatt laks i kulp og stryk i Dalåa 53
5.3.6 Smoltutvandring, smoltproduksjon og tilbakevandring av voksen laks 57
5.3.7 Bunndyrtettheter – kvantitative prøver fra referansestasjoner i perioden 1991-1998
5.3.8 Faunasammensetning – kvalitative prøver i perioden 1991-1998 69
5.3.9 Bunnfaunaen på forsøksfeltene (st. 4.2-4.9) i perioden 1994-1999 71
5.3.10 Diskusjon bunndyr 74
5.3.11 Vurdering av minstevannføring 78

6 SAMMENDRAG 82
6.1 Tevla 82
6.2 Torsbjørka 82
6.3 Dalåa 83
6.3.1 Ørretbestanden etter regulering 83
6.3.2 Effekter av biotopjusteringer og minstevann på utsatte laksunger 84
6.3.3 Smoltutvandring og smoltproduksjon 85
6.3.4 Bunndyr 85

7 LITTERATUR 87

VEDLEGG

FORORD

Nord-Trøndelag Elektrisitetsverk (NTE) fikk ved kongelig resolusjon 14. juli 1989 tillatelse til regulering av øvre del av Stjørdalsvassdraget og bygging av Meråker kraftverk. Utbyggingen ble startet i 1991 og kraftverket ble satt i drift våren 1994. Reguleringen medfører blant annet redusert vannføring i sideelvene Tevla, Torsbjørka og Dalåa i Meråker.

Laboratoriet for ferskvannsøkologi og innlandsfiske (LFI), Vitenskapsmuseet NTNU, utførte i 1984-85 fiskebiologiske og ferskvannsbiologiske undersøkelser i Stjørdalsvassdraget forut for konsesjonssøknaden. Fra og med 1991 har LFI gjennomført årlige konsesjonsbetingede undersøkelser i vassdraget. I konsesjonsbetingelsene for utbygging ble det fastsatt en ramme for minstevannføring i elvene Tevla, Torsbjørka og Dalåa, og gitt en prøveperiode på fem år for biologiske undersøkelser og utprøving av minstevannføring etter et fastsatt program. I denne prøveperioden har det vært utført forsøk med minstevannslipp og fiskebiologiske undersøkelser som grunnlag for en vurdering av endelig minstevannføring i elvene. Undersøkelsesopplegget er godkjent av Norges Vassdrags- og energidirektorat (NVE) og Direktoratet for naturforvaltning (DN). Undersøkelsen er i all hovedsak finansiert av NTE.

Målsettingen med de fiskebiologiske undersøkelsene er å finne ut hvordan ulik størrelse på minstevannføring kombinert med ulike biotopjusterende tiltak virker på bunndyr og fisk, for å opprettholde en fortsatt fiskeproduksjon. Resultatene fra undersøkelsene vil danne et av grunnlagene for fastsetting av endelig minstevannføring.

Undersøkelsen er utført i perioden 1991-1999. En rekke personer har på ulike måter deltatt i prosjektet og takkes for sine bidrag. En spesiell takk til Torgeir Mjøen som har vært primus motor i produksjonen av settefisk til forsøkene, vært lokal kontaktperson og passet smoltfella i Dalåa. Jeg vil også takke Nord-Trøndelag Elektrisitetsverk ved Bjørn Høgaas for god tilrettelegging og godt samarbeid.

Trondheim, desember 2001

Jo Vegar Arnekleiv
prosjektleder

1 INNLEDNING

I Stjørdalsvassdraget, Nord-Trøndelag, har Nord-Trøndelag E-verk i løpet av 1994 fullført en større kraftutbygging som bl.a. har medført sterkt redusert vannføring i de største sideelvene til Stjørdalselva i Meråker; Tevla, Dalåa og Torsbjørka. I en femårs prøveperiode etter regulering har det vært utført forsøk med minstevannslipp og fiskebiologiske undersøkelser som grunnlag for en vurdering av endelig minstevannføring i elvene. En fortsatt fiskeproduksjon i elvene søkes ivaretatt gjennom en kombinasjon av biotopjusterende tiltak, terskler og minstevannføring. Samtidig med undersøkelsene har det også vært utført biotopjusterende tiltak og terskelbygging i elvene etter en egen plan (NTE 1994) hvor en søker å ivareta fiskehabitater for ørret i Tevla og Torsbjørka, men tilrettelegger for laks i Dalåa.

I Norge har det vært utført en rekke undersøkelser i elver med redusert vannføring. Ikke minst har undersøkelser i regi av Terskelprosjektet og seinere Biotopjusteringsprosjektet framskaffet mye kunnskap om effekten av redusert vannføring og biotopjusteringer på både bunndyr- og fiskesamfunn (se for eksempel Mellquist 1985, Hvidsten og Johnsen 1992, Linløkken 1996, Raddum 1993, Eie et al. 1998, Fjellheim et al. 1998). Habitatkravene til ulike fiskearter og de ulike livsstadiene til fisken sammen med tilbudet av micro- og mesohabitatet i elvene er bestemmende for hvilken fiskeproduksjon en kan få. Habitatpreferanser til ungfisk av laks og ørret er etter hvert godt studert (Bremset 1999, DeGraff & Bain 1986, Heggenes 1990, 1996, Heggenes et al. 1993, Morantz et al. 1987), og ulike aldersgrupper av laks og ørret har ulike krav til bl.a. substrat og strømhastighet. Spesielt for vinteroverlevelse er det viktig at laks- og ørretunger har gode skjulmuligheter (Bremset 1999, Cunjak 1988, 1996, Gibson 1978, 1993, Heggenes & Saltveit 1990). Det er også gjort flere forsøk i Norge med steinutlegging som viser økt tetthet av ungfisk ved øking av substratstørrelse og skjulmuligheter i form av hulrom mellom steiner (Brittain et al. 1993, Bremset et al. 1993, Hvidsten og Johnsen 1992). I Dalåa ble det utført flere typer habitatjusteringer i form av steinutlegging, strømstyring, kulpgraving m.v for å optimalisere oppvekst av laksunger på lave vannføringer. Dalåa har etter regulering fått en vannføringsreduksjon på 70-80 %. Det er utført forholdsvis få undersøkelser på effekter av denne type tiltak kombinert med minstevannføringer og lakseutsettinger. Spørsmålene var derfor mange: Vil det være mulig å produsere laksesmolt ved bl.a. biotopjusterende tiltak på så små vannføringer? Gir tiltakene noen gevinst i form av økt tetthet og økt overlevelse? Vil det være nok vann til smoltutvandring? Hvordan vil utvandringen være i forhold til villsmolt i Stjørdalselva? Vil tiltak og utsettinger gi tilbakevandring av voksen laks, og i tilfelle hvor mye? Rapporten vil søke å gi noen svar på disse spørsmålene.

I rennende vann er bunndyr viktigste næringskilde for fisk. Bunndyr representerer et viktig og nødvendig element for utnyttelse og omsetning av plantemateriale og er slik nøkkelfaktor i elveøkosystemet. Bunndyrs krav til habitat er imidlertid ikke så godt kjent som for fisk, og i regulerte elver er det funnet både positive og negative reguleringseffekter på bunndyr. Bunndyr synes å reagere raskt på miljøendringer, og redusert vannføring har bl.a. gitt reduserte bunndyrmengder i Søre Osa (Garnås 1985), mens bunndyrmengdene i Aurlandselva har økt etter regulering og minstevannføring (Raddum et al. 1991). I flere elver er det imidlertid vist til en endring av artssammensetningen i forbindelse med reduksjon i vannføringen med en økning i andel lentiske arter og arter med liten kroppsstørrelse, mens det er funnet en reduksjon i andelen av store individer, særlig store carnivore arter (Raddum & Fjellheim 1994, Brittain og Saltveit 1989). I forbindelse med fiskeutsettinger og minstevannføring er det en forutsetning for tilslaget av utsettingene at elvefaunanen gir et variert næringstilbud til ungfisken gjennom året. Det foreligger også lite data på hvordan en tett settefiskbestand påvirker bunndyrsammensetningen i rennende vann gjennom beiting (jf. Arnekleiv og Raddum 2001). I Dalåa har vi undersøkt effektene av minstevannføring og biotopendring på bunnfaunaen.

2 VASSDRAGSREGULERINGER, KONSESJONSVILKÅR OG TILTAK

2.1 Reguleringer

Figur 1 viser de gjennomførte utbyggingsplanene for Meråker kraftverk m.v. Det er gitt fornyet tillatelse til eksisterende regulering av Hallsjøen, Skurdalssjøen og Funnsjøen med henholdsvis 7,2, 6,5 og 11,5 meter. Videre er reguleringen av Fjergen økt fra 7,6 meter til 16 meter. Denne reguleringsøkningen fordeler seg med 2,8 meter senkning og 5,6 meter ny oppdemming. I tillegg er det etablert et nytt inntaksmagasin i Tevla med 8,5 meter regulering. Feltene på nordsida av Tevla ; Skurdalssjøen, Skurdalsåa, Storbekken, Storkjerringåa og Litlekjerringåa, er overføret til tilløpstunnellen til Tevla pumpekraftverk. Overføringene fra sørsida av Tevla består av Torsbjørka, Fossvatna og Dalåa som er overført til magasin Tevla. Magasin Fjergen er hovedmagasin med reguleringsgrenser mellom LRV 498,0 og HRV 514,0. Magasin Tevla er inntaksmagasin både for Meråker kraftverk og Tevla pumpekraftverk og kraftverkene har en samlet netto produksjon på 534 GWh. Meråker kraftverk har to turbiner; en med maksimal slukeevne 25 m³/s og en med slukeevne 11 m³/s. Videre er kraftverket utstyrt med en forbislippingsventil som skal sikre en minstevannføring i Stjørdalselva nedstrøms samløp Funna på 9,5 m³/s ved eventuelt utfall. Kraftverkene Kopperå I og II, Turifoss og Nustadfoss er nedlagt og erstattet av de to nye kraftverkene Meråker kraftverk og Tevla pumpekraftverk. Funna kraftverk, som utnytter fallet i Funna fra Funnsjøen (slukeevne 3 m³/s), skal bestå og drives videre. Funna har en produksjon på 56 GWh pr. år. De nye kraftverkene er tilknyttet eksisterende 132 KV-ledning fra Kopperå til Stjørdal via Funna kraftverk. Meråker kraftverk og Tevla pumpekraftverk ble tatt i bruk våren 1994.

2.2 Konsesjonsvilkårene m.m.

Etter regulering har sideelvene Tevla, Dalåa og Torsbjørka fått sterkt redusert vannføring nedenfor inntakene. I konsesjonsvilkårene er det fastsatt følgende minstevannføringer målt ved slippstedet:

Torsbjørka	mellom	0,1 - 0,5 m³/s
Dalåa	"	0,2 - 0,8 m³/s
Tevla	"	0,2 - 0,5 m³/s

Det skal dog aldri slippes mer enn naturlig tilsig til hver av elvene.

Størrelsen på minstevannføringen skal ifølge konsesjonsvilkårene utprøves i en periode på fem år etter at reguleringen er tatt i bruk. I prøveperioden skal det prøves ut forskjellige vannføringer etter et på forhånd fastsatt program utarbeidet av NVE og DN i fellesskap, samt foreta nødvendige målinger og undersøkelser for å skape grunnlag for å fastsette endelige vannslippsgrenser ved prøveperiodens utløp.

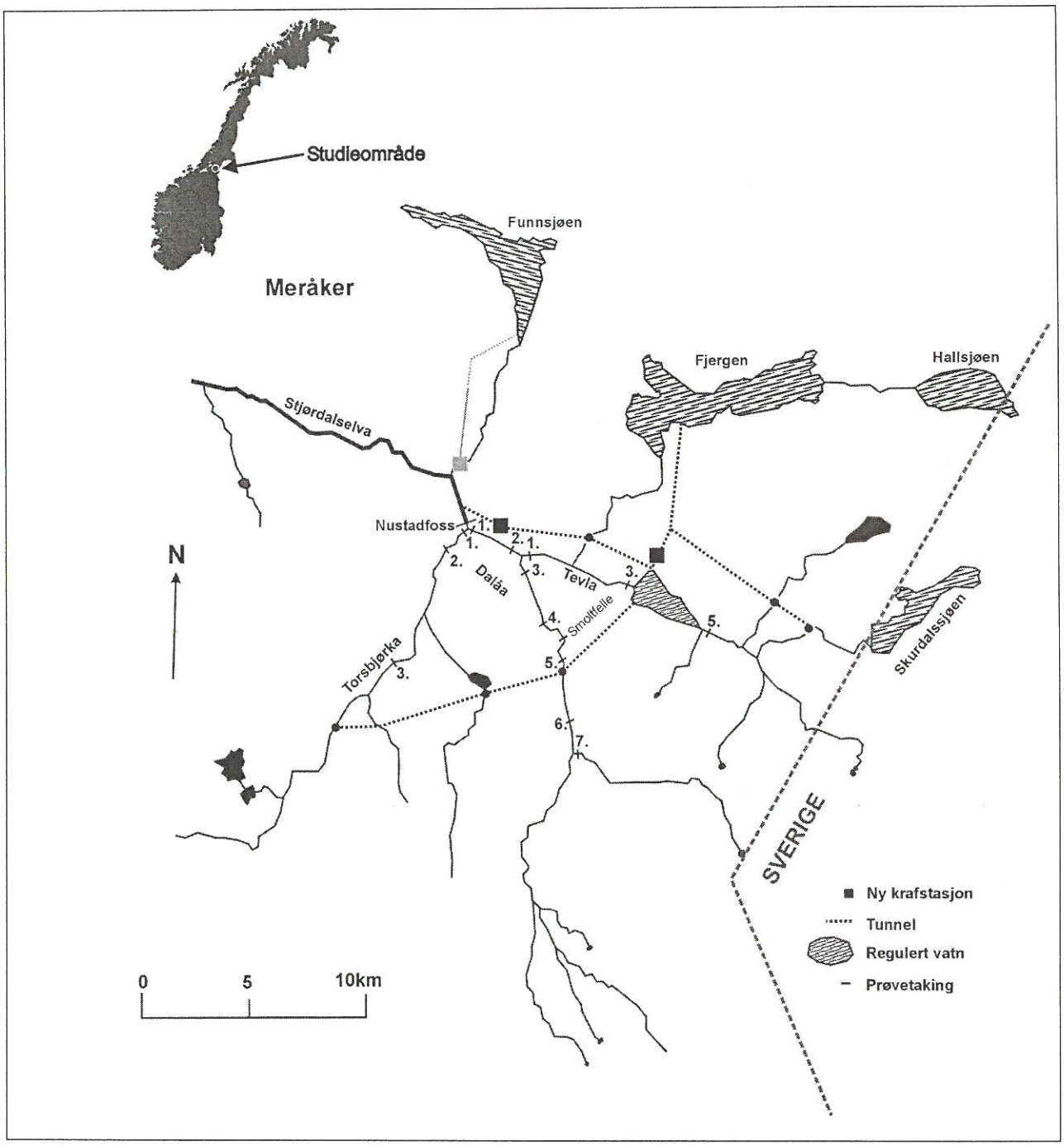
I prøveperioden har NVE og DN fastsatt følgende program for slipp av minstevann:

Torsbjørka

a) Fra start overføring t.o.m. 30.09.1996:

01.10-14.05: 0,1 m³/s

15.05-30.09: 0,2 m³/s



Figur 1. Kart over utbyggingsområdet i Meråker med angitte reguleringer og stasjoner for prøvetaking av bunndyr og ungfisk.

b) Fra og med 01.10.1996 og til departementet gir pålegg:
01.10-14.05: 0,2 m³/s
15.05-30.09: 0,5 m³/s

Dalåa
a) Fra start overføring og t.o.m. 30.09.1996:
01.10-14.05: 0,2 m³/s
15.05-30.09: 0,4 m³/s
b) Fra og med 01.10. 1996 og til departementet gir pålegg:
01.10-14.05: 0,4 m³/s
15.05-30.09: 0,8 m³/s

Tevla
a) Fra start overføring og t.o.m. 30.09.1996:
Hele året: 0,2 m³/s
b) Fra og med 01.10.1996 og til departementet gir pålegg:
Hele året: 0,5 m³/s

I forhold til dette slippreglementet ble prøveperioden i Dalåa med laveste minstevannføring på 0,2-0,4 m³/s forlenget t.o.m. 30.09.1997 og de fiskebiologiske undersøkelsene tilsvarende forlenget med ett år.

For å samordne påleggene under post 12 og 19-II-c i vilkårene er det nedsatt ei arbeidsgruppe av NVE og DN. I samråd med arbeidsgruppa la NTE fram en terskel- og tiltaksplan som seinere er godkjent av NVE og DN, og de avbøtende tiltakene er bygget i tråd med dette i perioden 1994-1999, altså parallelt med at de fiskebiologiske undersøkelsene har foregått. Det er videre utført tiltak i utvalgte prøveområder for å høste erfaring og se på effektene av ulike biotopforbedrende tiltak i kombinasjon med minstevannføring. Melding om etablering av prøvetiltakene ble utsendt fra NVE i mai 1993, og prøvetiltakene ble bygget høsten 1993 og sommeren 1994. Prøvetiltakene har vært en del av fiskeundersøkelsene i prøveperioden.

2.3 Tiltak

2.3.1 Forsøksfelter med prøvetiltak i Dalåa

Dalåa har tidligere vært benyttet til utsetting av laksyngel og i tråd med innstillingen fra energi- og industrikomiteen under konsesjonsbehandlinga, er det lagt vekt på å utforme tiltakene i Dalåa slik at restmulighetene for laks utnyttes best mulig.

Siden det var begrenset med kunnskap om virkningen av ulike biotoptiltak og minstevannføring for å kunne opprettholde en lakseproduksjon gjennom utsetting, ble det etablert en del forsøksfelter i Dalåa for å høste erfaring med ulike tiltak kombinert med minstevannføring. Tiltakene har vært ulike former for bunnjusteringer; øke produktive arealer ved å svinge elva innenfor eksisterenede elveløp (strømstyrere), endring av substratet, steinsetting, kulpgraving og terskelbygging (se kap. 3.4).

For å anskueliggjøre hvordan ulike tiltak i kombinasjon med forskjellige minstevannføringer virker på laksens habitatforhold, er det benyttet Fysisk beskrivende vassdragsmodell (FBV) og Vassdragssimulatoren på to av prøveområdene i Dalåa (St. 4 Øyvollen, og St. 2 Nesheim).

FBV er brukt til å finne en mest mulig optimal utforming av de biotopforbedrene prøvetiltakene med hensyn på dyp og strømhastigheter og belyse hvordan de hydrofysiske forholdene endrer seg med endringer i vannføring. Endringene i substrat ved steinutlegging ble ikke implementert i modellen (jf. Harby et al. 1994).

Simuleringene viste en bedring i habitatsforholdene etter tiltak, og forholdsvis små endringer i vanndekket areal på de minste vannføringene med tiltak, Harby et al. 1994, Harby og Bakken 1996, Harby og Arnekleiv 1994). Detaljerte opplysninger om de ulike tiltakene er gitt under beskrivelsen av undersøkelsesopplegget, kap. 3.4.

2.3.2 Terskler og andre tiltak utenom forsøksfeltene

Utenom Dalåa er tiltakene utformet med hovedtanke på å ivareta ørretbestandene under betingelser med minstevannføring, foruten at tiltakene også skal ivareta landskapsmessige hensyn m.v.

I ***Dalåa*** ble det i tillegg til prøvetiltakene bygd to mindre løsmasseterskler ved Dalåneset og to terskler ved Brenna. Den ene terskelen ved Brenna ble bygd for å sikre vannforsyningen til en grunnvannsbrønn. I den nederste terskelen ble det bygd ei fisketrapp (kulptrapp) med tanke på å lette gyteoppvandring for ørret fra inntaksdammen ved Nustadfoss til strykpartier lenger opp som vil være aktuelle gyteområder.

Med bakgrunn i de erfaringene og resultatene som presenteres i denne rapporten er det planlagt å gjennomføre ytterligere tiltak i Dalåa for å optimalisere produksjonen av laksunger og fullføre terskel- og tiltaksplanen.

I ***Torsbjørka*** er det bygd i alt syv tradisjonelle løsmasseterskler (stein) fra inntaket og ned til Mannseterbakken (st. 3). På de flate elvepartiene ved Mannseterbakken og lenger ned ved Tronset-Tømmeråsmo (st. 2) er det også foretatt en del kulpgraving og elvekorreksjoner, bl.a. stenging/gjenfylling av sideløp og samling av vann. De siste tiltakene ble ferdigstilt sommeren 1999.

I ***Tevla*** er det bare strekningen nedenfor Tevlamagasinet til sammenløp Dalåa (figur 1) som er omfattet av minstevannføringsbestemmelsene. På strekningen er det bygget tre terskler foruten bunnjusteringer og opprensking i bl.a. Skjelhølen nedenfor Turifossdammen. Det er vedtatt å opprettholde Turifossdammen.

I Tevla ovenfor Tevlamagasinet vil det ikke bli avgitt minstevannføring og vannføringa bestemmes av tilsiget fra restfeltet og eventuelt overløp på inntakene. På denne strekningen av Tevla er det bygget totalt 19 terskler og i tillegg er Skurdalsvolldammen restaurert. Strekningen omfattes ikke av denne undersøkelsen.

I ***Kopperåa*** (fig. 1) blir det heller ikke avgitt noen minstevannføring og følgelig er heller ikke Kopperåa omfattet av denne undersøkelsen. I Kopperåa er det gjennomført en del tiltak og det planlegges ytterligere tiltak.

For mer detaljer om de enkelte tersklene og biotopjusterende tiltakene, geografisk plassering etc., henvises det til Terskel og tiltaksplan (NTE 1994).

2.4 Elvebeskrivelse, vannføring og temperatur etter regulering

2.4.1 Tevla

Fra Tevlamagasinet til Turifossdammen, en strekning på ca. 5,1 km, er det en nivåforskjell på 160 m (gjennomsnittlig fall 1:32). Elveløpet varierer fra trange gjel (bl.a. Helvete) med stryk og fosser til stille loner og høler. Elva går i lange partier i fast fjell og er delvis utilgjengelig og lite synlig fra veg. Fra Turifossdammen og ned til sammenløpet med Dalåa, en strekning på 800 m og nivåforskjell 35 m, går elva i stryk og høler, også her dels i fast fjell. Vannspeilet i mange av kulpene opprettholdes av naturlige fjellterskler.

Fra Tevlamagasinet er det i prøveperioden sluppet minstevann etter det fastsatte prøveprogrammet. Ved sammenløpet Dalåa er nedbørsfeltet etter utbygging ca. 22 % i forhold til uregulert tilstand. Det foreligger ikke egne målinger for den faktiske vannføringen på strekningen i prøveperioden. Minstevannslippet foregår gjennom tappeventil i bunnen av dammen, og temperaturen i Tevla nedstrøms dammen er sannsynligvis endret som følge av dette, men det foreligger ikke egne temperaturmålinger for denne elvestrekningen. Sannsynligvis vil vanntemperaturen i Tevla avvike noe fra det som er beskrevet for Torsbjørka og Dalåa, spesielt på strekningen nærmest dammen.

2.4.2 Torsbjørka

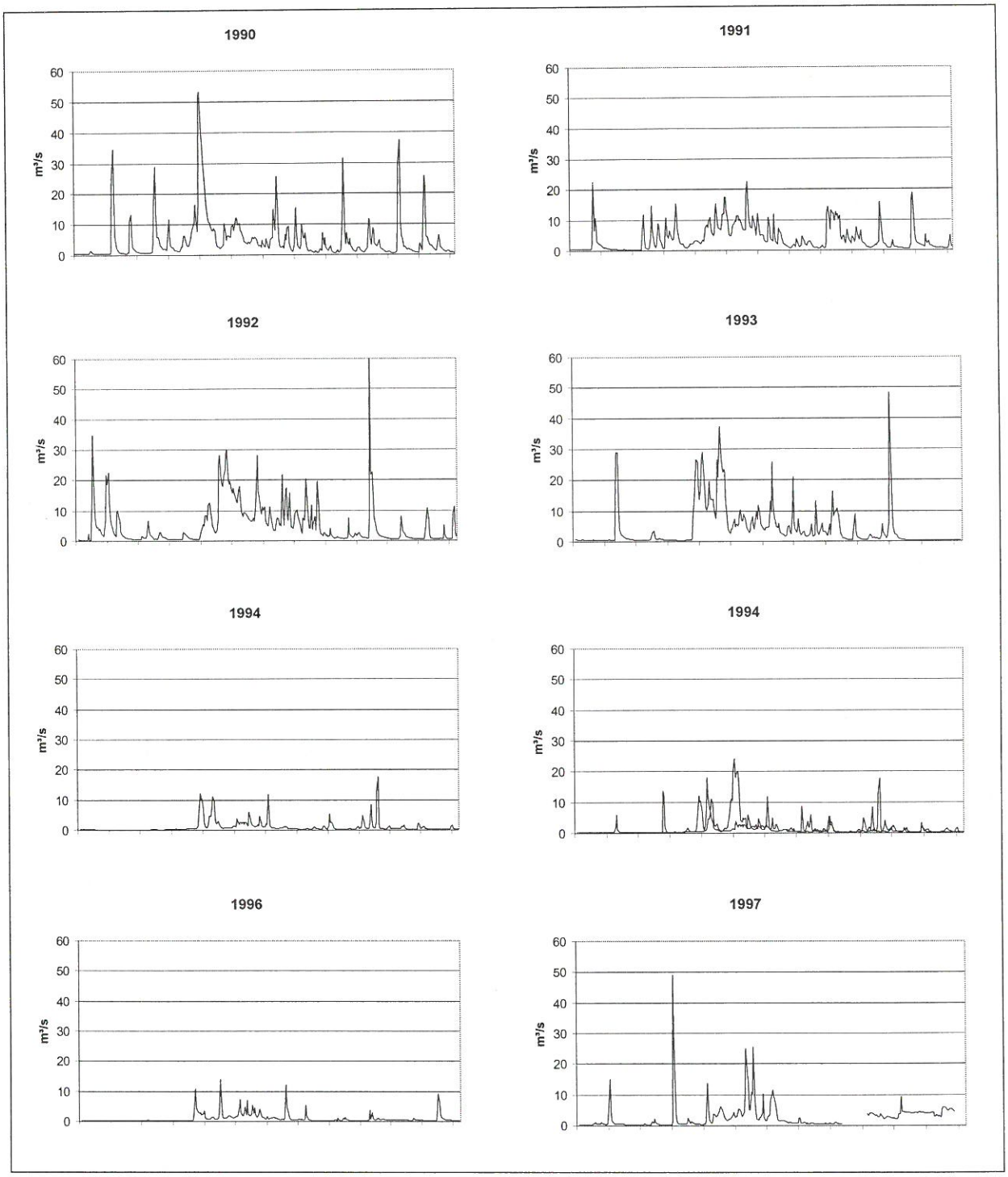
På de øverste 4,2 km mellom inntaksdam og Mannseterbakken (st. 3) renner Torsbjørka i rolige, jevne stryk med unntak av et brattere parti ved Bjønnholbekken. Elveløpet er preget av stein og grusører og høydeforskjellen er 65 m. Fra Mannseterbakken går elva først i et bratt gjel og deretter i en dels utilgjengelig bratt dal de 6,1 km ned til Brennmoen der bebyggelsen begynner og elva flater ut. På de neste 2,2 km ned til Tømmeråasfossen renner elva rolig i småstryk og kulper langs dyrkamark og bebyggelse. De siste 650 m ned til sammenløpet med Dalåa renner elva ned et bratt gjel (Tømmeråsfossen) for så å flate ut i et ca. 200 m langt delta med elvegrus.

Ved samløp Dalåa har Torsbjørka et restfelt etter utbygging på ca. 42 %. I Torsbjørka har det vært en limnigraf i drift ved Mannseterbakken i hele undersøkelsesperioden. De målte vannføringene herfra i perioden 1990-1997 er vist i figur 2.

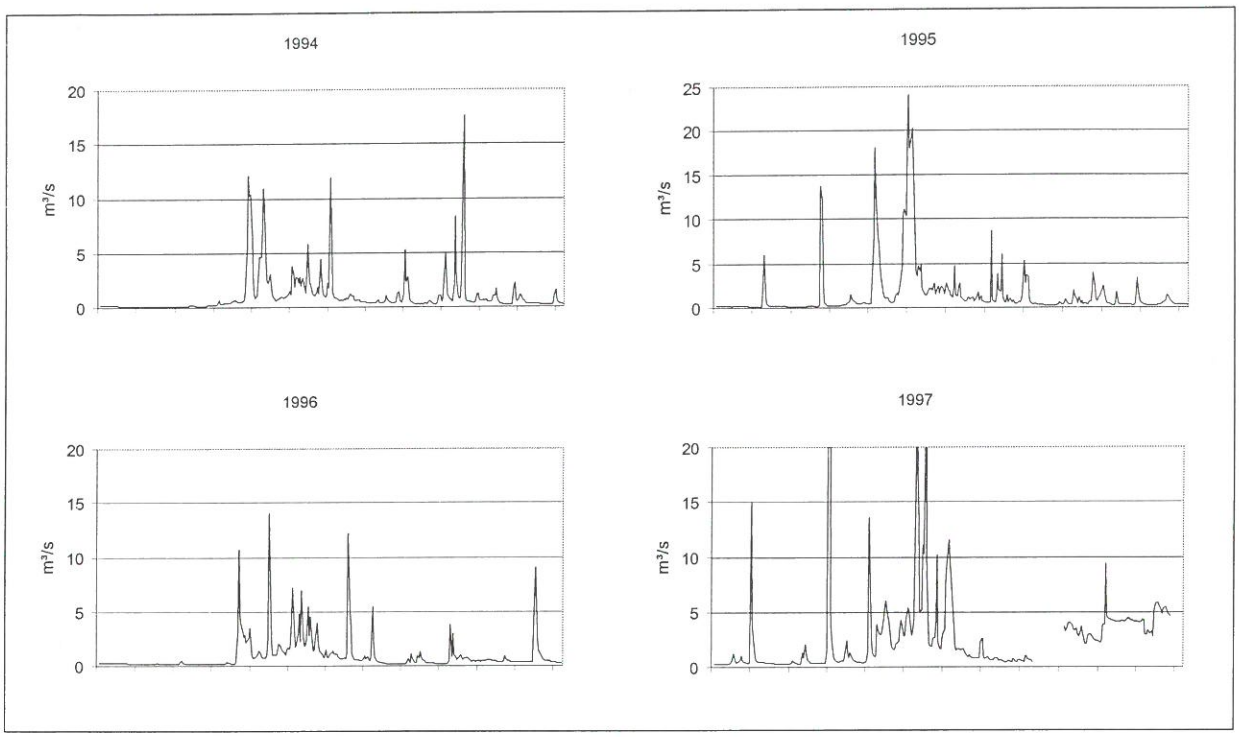
Torsbjørka er kjent for raske endringer i vannføring i forbindelse med nedbør, noe som vises for årene 1990-1993. Vannføringen gikk opp i 60 m^3/s og med flere vannføringstopper på 20-30 m^3/s i året. Laveste vannføringer ble vanligvis målt i januar og februar med 0,4-0,6 m^3/s og lavest registrerte vannføring i 1990-93 ble målt til 0,26 m^3/s. Etter regulering er vannføringa betydelig redusert og i lange perioder bestemt av minstevannslippet, og hyppigheten av vannføringsendringer ved regnflommer er redusert (figur 2). I 1994-96 lå vintervannføringa i lange perioder på omkring 0,13 m^3/s, mens den i 1997 lå over 0,2 m^3/s, helt i tråd med bestemmelsene for minstevannslipp i prøveperioden. I sommermånedene har vannføringa ved Mannseterbakken etter regulering som regel vært over 1,0 m^3/s og innvirket av større tilsig fra restfeltet noe som har gitt enkelte vannføringstopper over 10 m^3/s og flere mellom 3 og 10 m^3/s (figur 2). I august-september og dels oktober har vannføringa igjen vært bestemt av minstevannslippet i lange perioder, og faktisk vært under dette i august 1996 (naturlig tilsig målt til 0,18 m^3/s).

I mai-juli 1997 var vannføringa noe større enn tidligere år etter regulering, men etter august 1997 foreligger ikke vannføringsdata siden det ble bygget en terskel som sterkt påvirker målestasjonen og nødvendiggjør nye oppmålinger.

Det har ikke vært foretatt egne vanntemperaturmålinger i Torsbjørka nedenfor inntaket, men vi regner med at temperaturforholdene stort sett har fulgt temperaturvariasjonene som er beskrevet for Dalåa (Randi Pytte Asvall pers. medd.).



Figur 2. Vannføring (døgnmiddel, m^3/s) i Torsbjørka ved Mannseterbakken før (1990-1993) og etter (1994-1997) regulering. Vannføringen i regulerte år er også vist med egen skala. Verdiene for de laveste vannføringene etter regulering kan være noe usikre. (Data fra NVE Region Midt-Norge).

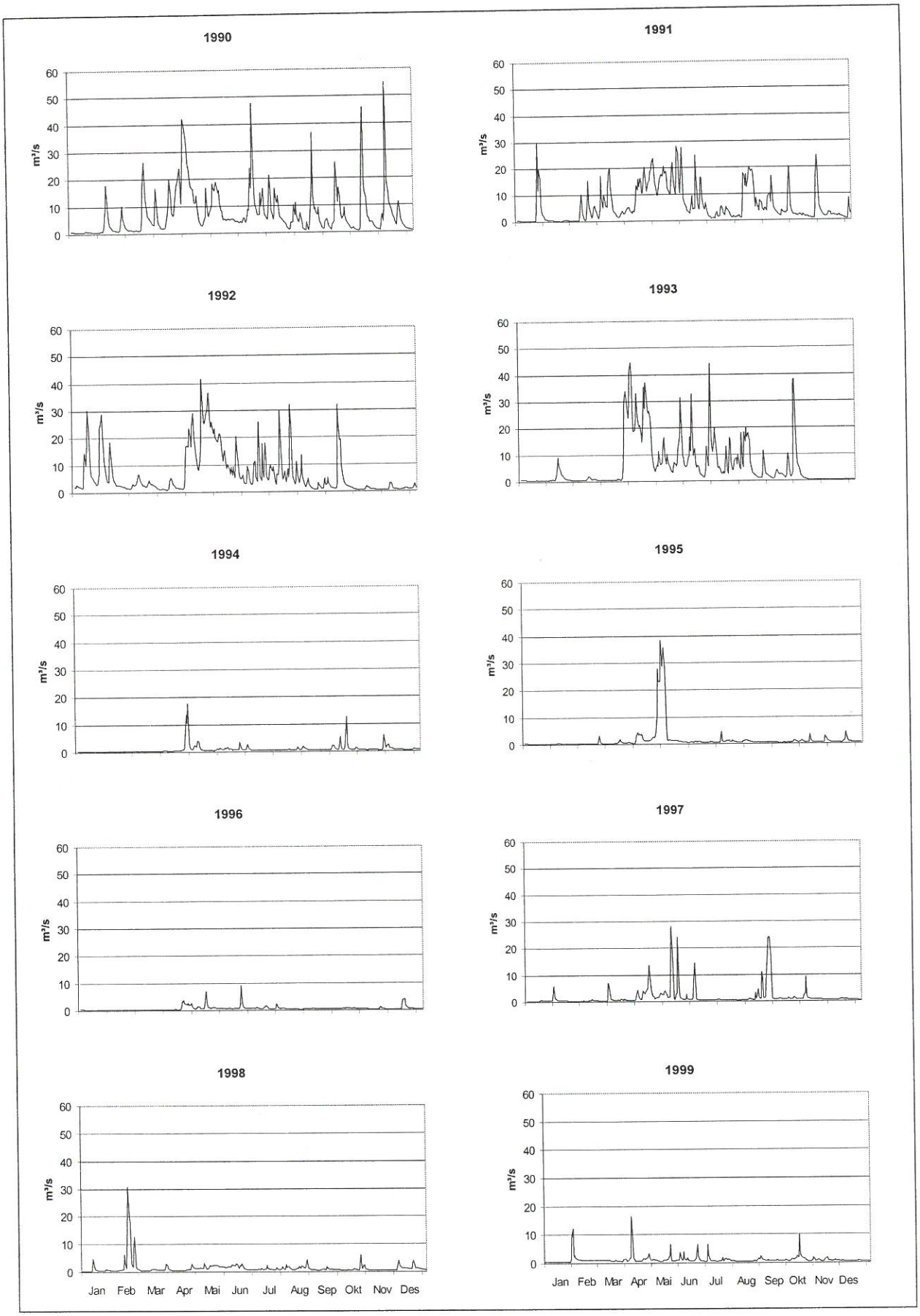


Figur 2, forts.

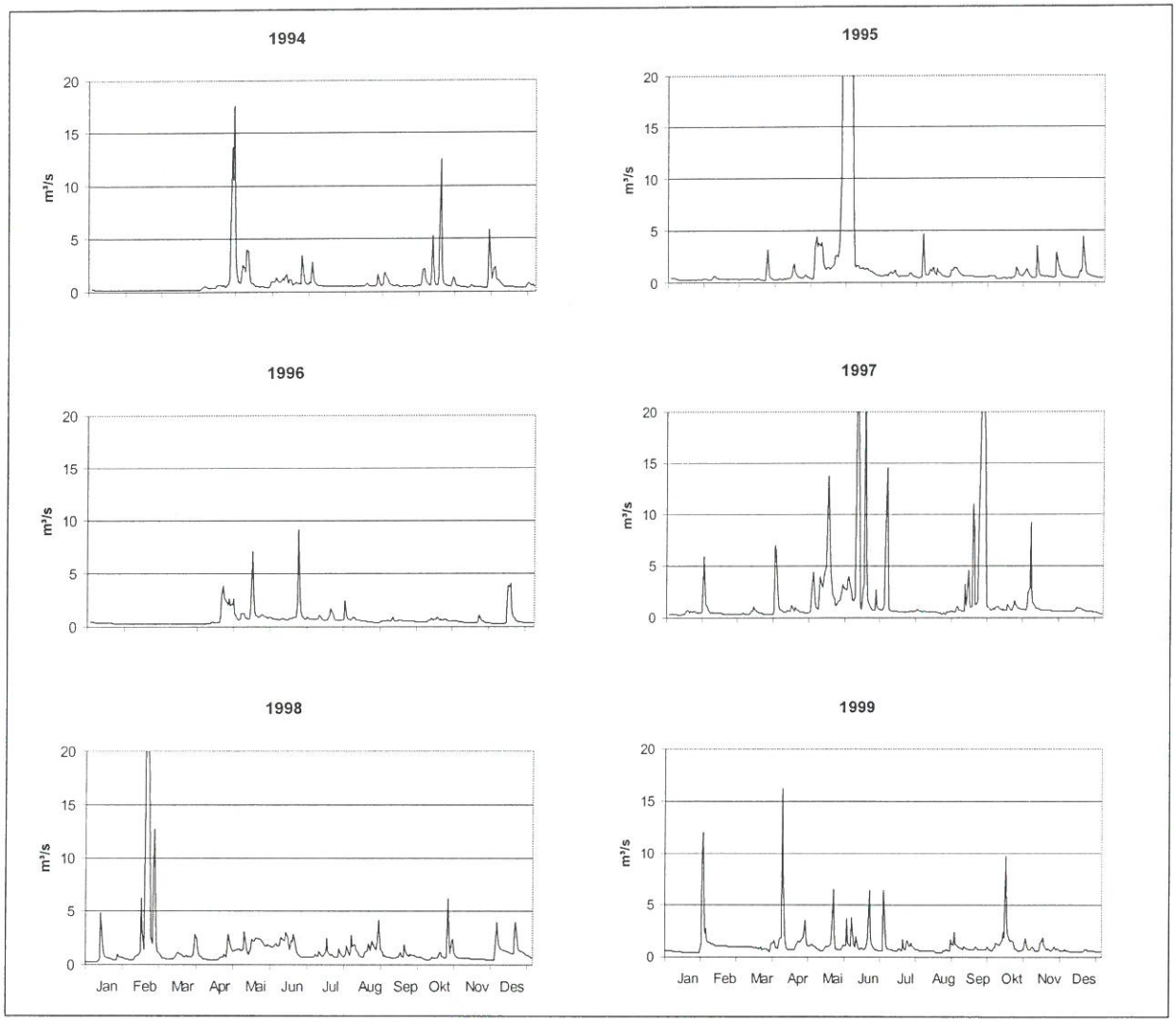
2.4.3 Dalåa

Fra inntaket og 3 km nedover til Storuddu renner Dalåa i jevne stryk med unntak av et par fosser. Nivåforskjellen er ca. 75 m og elva går i et storsteinet løp og varierer i bredde fra 10 til 50 m. Fra Storuddu til Øydammen (ca. 2 km) er dalen flatere (nivåforskjell ca. 5 m), og elva flyter rolig i et bredt løp med fingrus. Fra Øydammen går elva i et bratt løp med fosser, kulper og stryk 2 km nedover til Dalåmomoen (nivåforskjell 150 m). Videre ned til sammenløp Tevla (1,5 km) er nivåforskjellen bare 15 m, og elva går i rolige stryk i et løp med mye elvegrus. Herfra og ned til sammenløpet med Torsbjørka går elva i en markert dal og veksler mellom stryk og småfosser dels i bart fjell og rolige elvepartier med mye elvegrus. Strekningen er 3,05 km og har et fall på 25 m.

Ved sammenløpet Tevla har Dalåa etter utbygging bare et restfelt på 13 % i forhold til uregulert. Det foreligger en lang serie med vannføringsdata fra limnigraf ved Trøa, ca. 500 m ovafor st. 3 (jf. figur 1) i regulert del av Dalåa. I lavvannsperioder kan trolig avrenningen fra restfeltet komme ned i 2 l/s/km², noe som gir en vannføring på ca. 0,03 m³/s (Arnt Bjøru NVE pers. medd.) og kommer i tillegg til minstevannslippet. Vannføringsdata fra Trøa i perioden 1990-1999 er vist i figur 3.



Figur 3. Vannføring (døgnmiddel, m^3/s) i regulert del av Dalåa før (1990-1993), og etter (1994-1997) regulering. Vannføringa i regulerte år er også vist med egen skala. (Data fra NVE Region Midt-Norge).



Figur 3, forts.

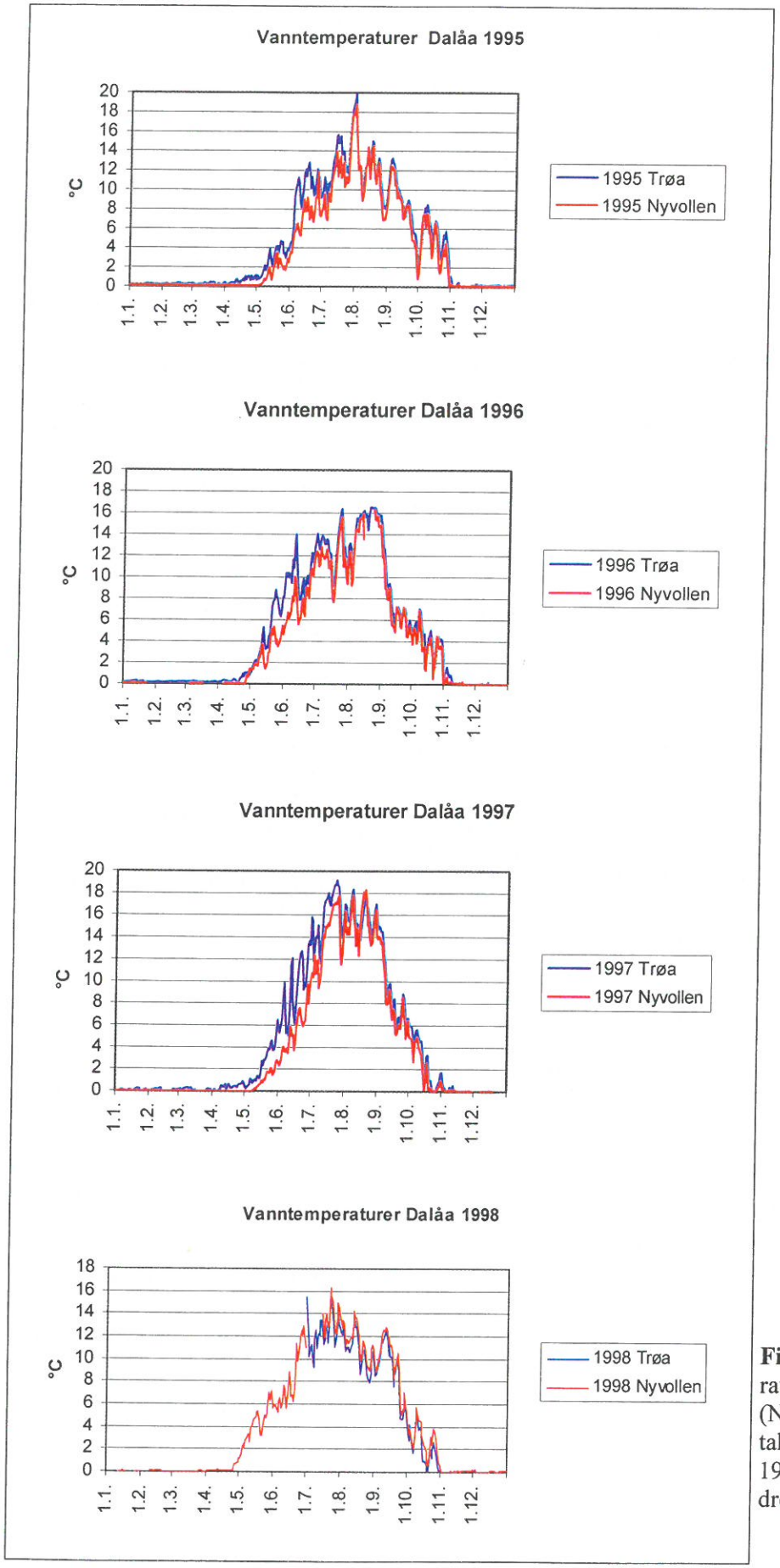
Før regulering var vannføringa preget av mange regnflommer og mindre vannføringstopper fra vår til høst, med vannføringer på 10-30 m³/s. Vårflommen nådde vanligvis opp i vel 30 m³/s. Lavest vannføring ble normalt målt på vinteren i januar-februar med typiske lavvannføringer på 0,5-2 m³/s. Laveste registrerte verdi i perioden 1990-1993 var 0,21 m³/s (januar 1991). Etter regulering er vannføringa sterkt redusert og i lange perioder preget av minstevannslippet. Også hyppigheten i vannføringsendringer ved små regnflommer er sterkt redusert. Lavvannføringa i vintermånedene i 1994-97 lå jevnt over på 0,2-0,4 m³/s i tråd med slippreglementet, men var i kortere perioder helt nede i 0,13 m³/s (februar 1994, naturlig tilsig). Fra 1.10.98 skulle minstevannslippet på vinteren være 0,4 m³/s og vannføringsmålingene viser da også verdier jevnt over på 0,4-1,0 m³/s. Spesielt var en vinterflom i februar 1998 med målte verdier helt opp i 30,7 m³/s ved Trøa, men vinterflommer i januar-februar er også registrert i 1991 og 1992. Vannføringene i fiskens vekstsesong mai-oktober, har etter regulering vært preget av minstevannslippet og resttilsiget, med unntak av enkelte topper ved overløp på inntaket, særlig i 1997. Sommervannføringa i 1994-96 var jevn, og lå mye på 0,6-1 m³/s, altså noe over pålagt minstevannslipp (0,4 m³/s 1994-1997). I 1997 var vannføringa som nevnt betydelig høyere i perioder (jf. figur 3), men på lavvannføring igjen i juli-august (0,4-0,8 m³/s). I 1998 og 1999 skal vannslippet ha vært minimum 0,4 m³/s på vinteren og 0,8 m³/s på sommeren. Vannføringsmålingene viser også at vannføringa i vintermånedene stort sett har

vært over 0,4 m³/s begge år. Derimot har minstevannføringa i flere kortere perioder i juni, juli, august og september begge år, men særlig i 1999 vært under 0,8 m³/s, og med laveste målte verdi på 0,44 m³/s.

Figur 3 viser ellers årsvariasjoner i vannføring også etter regulering, med spesielt jevn og liten vannføring i 1996 og 1998.

Vanntemperaturen i Dalåa har også vært målt i undersøkelsesperioden. I regi av NVE har det vært lagt ut temperaturloggere i Dalåa ved Nyvollen, rett oppstrøms inntaket, og i regulert del ikke langt fra Trøa. Vanntemperaturen har blitt målt fire ganger i døgnet. I 1994 var begge loggerne i lange perioder enten dratt på land eller ute av drift, mens det er gode dataserier fra begge steder i 1995-97. I 1998 mangler data fra Trøa i første halvår. Vanntemperaturen ovafor og nedafor inntak Dalåa i perioden 1995-1998 er vist i figur 4.

Dataene viser at elvevatnet i Dalåa nedafor inntaket varmes raskere opp på forsommeren enn ovafor og at sommertemperaturen fram til august er høyere på regulert enn uregulert elv. Fra august fram til islegging følger kurvene hverandre godt. Maksimum døgnmiddeltemperatur passerte 18°C i 1995 og 1997 og 16 °C i 1996 og 1998. Isleggingen skjer som regel rundt 1. november.



Figur 4. Døgnmiddeltemperatur i Dalåa i uregulert del (Nyvollen) og nedafor inntaket (Trøa) i årene 1995-1998 (Data fra NVE, Hydrologisk avdeling).

3 PROGRAM FOR FISKEBIOLOGISKE UNDERSØKELSER I PRØVE-PERIODEN

3.1 Undersøkelser før regulering

I Tevla, Torsbjørka og Dalåa er det tidligere lagt ut prøvefelter hvor det før utbygging (1990-1993) er foretatt undersøkelser på fisk og bunndyr (jf. Arnekleiv et al. 1995).

Formålet med referanseundersøkelsene før utbygging har vært å framskaffe et basismateriale fra uregulert elv og slik gi et biologisk grunnlag for seinere vurdering av minstevannføring, tiltakstyper og ev. reguleringseffekter. Med bakgrunn i nettverket av prøvetakingsstasjoner før reguleringen (jf. figur 1) ble enkelte områder utvidet til forsøksfelter for utprøving av biotop-forbedrende tiltak i kombinasjon med minstevannføring i femårsperioden etter kraftverksstart. Dette har i hovedsak vært utprøvd i Dalåa som ble valgt for mer inngående studier på effekten av ulike tiltak på fisk og bunndyr.

3.2 Formål

Hensikten med de fiskebiologiske undersøkelsene er å finne ut hvordan ulik størrelse på minstevannføring kombinert med ulike tiltak virker på bunndyr og fisk, for å opprettholde en fortsatt fiskeproduksjon. Resultatene fra undersøkelsene vil danne et av grunnlagene for fast-setting av endelig minstevannføring.

3.3 Innhold

En fortsatt fiskeproduksjon søkes ivaretatt gjennom en kombinasjon av biotopforbedrende tiltak, terskler og minstevannføring. Dette er bakgrunnen for at det i prøveperioden ble til-rettelagt med områder for prøvetiltak og eksperimentelle undersøkelser for å skape best mu-lige oppvekstvilkår for fisk på gitte vannmengder.

De etablerte prøvefeltene er benyttet for å teste effekten av ulike tiltak og utprøving av ulike mengder minstevann, jf. prøvereglementet. Prøvefeltene ble delt i to, hvor en del er forsøksdel for tiltak (bl.a. substratforbedring, strømstyring, kulper), og en del er referanse hvor det ikke foretas forandringer utover å slippe minstevann. På prøvefeltene i Dalåa ble det satt ut laksunger i like stor tetthet på referansefeltene og feltene med tiltak og målt effekten av en minstevannføring med og uten tiltak på tetthet, fordeling og overlevelse.

I Torsbjørka og Tevla ble fiskeundersøkelsene rettet mot innlandsørret med en oppfølging på de områdene som er undersøkt tidligere og med de samme metodene, men under ulike minstevannføringer i perioden 1994-1998. Også i de nedre delene av Torsbjørka ble det satt ut laksunger i enkelte år.

3.4 Stasjoner og forsøksfelter

Prøvetakingsstedene for ungfisk og bunndyr er vist i figur 1 og omtalt nedenfor. De fleste prøvetakingsstedene ble opprettet allerede ved forundersøkelsen i 1985, og i forbindelse med

kraftutbyggingen, etablering av magasiner og tiltak, har det vært nødvendig å flytte noen stasjoner, mens andre ikke lenger kunne benyttes. Vi har likevel data fra mange stasjoner som har vært uberørt av fysiske inngrep fra 1985 til i dag. For UTM-referanser henvises til topografisk kart 1 : 50 000, kartblad 1721 I og 1721 IV.

Tevla

St. 1 (UTM 32V PR396327) ligger rett oppstrøms samløpet med Dalåa og er et strykparti med steinbunn. Elvebunnen har vært sterkt mose- og algebevokst både før og etter regulering.

St. 3 (UTM 32V PR449316) ligger rett nedstrøms damfot Tevlamagasinet. Stasjonen var opprinnelig på et strykparti med grov grus og stein og flekkvis fast fjell, men i forbindelse med bygging av dammen ble elveløpet endret og elva nedenfor damfoten består fra 1995 av to terskelbassenger. På stasjonen er det derfor nå nær stillestående vann og dels mudderbunn, og prøvetakingsstedet ble tatt ut av undersøkelsesprogrammet.

St. 5 (UTM 32V PR470303) ligger rett oppstrøms Tevlamagasinet på et glattstryk med vekslende bunnforhold. Stasjonen er noe påvirket av en terskeldam etablert i 1995/96.

Torsbjørka

St. 1 (UTM 32V PR369339) er ca. 60 m ovafor sammenløpet med Dalåa på et jevnt strykparti med elvegrus. Forholdene på stedet ble endret ved forbyggingsarbeider og graving i elveløpet tidlig på 90-tallet, og prøvetaking har ikke vært utført årlig.

St. 2 (UTM 32V PR361329) ligger ved Tronset i vestre elveløp på et strykparti med grovsteinet elvebunn.

St. 3 (UTM 32V PR333273) ligger ved Utpåmovollen, Mannseterbakken, i et noe flatere parti av elva. Prøvetaking ble utført på et strykparti med varierende steinsubstrat. Strykpartiet ble etter gjennomførte tiltak liggende mellom to terskelbassenger, men selve elvesenga på stedet har ikke vært endret i forbindelse med tiltakene.

Dalåa

St. 1 (UTM 32V PR370338) ligger rett oppstrøms sammenløpet med Torsbjørka på et slakt strykparti med vekslende steinsubstrat- fingrus og liten strømhastighet. Strømforholdene etc. er vesentlig endret på prøvetakingsstedet etter regulering uten at det har vært fysiske inngrep på stedet.

St. 2 (UTM 32V PR388330) ligger ved Nesheim og er ett av forsøksfeltene (se nedenfor).

St. 3 (UTM 32V PR396325), Dalåneset, er et jevnt strykparti med variert steinbunn. Prøvetaking ble utført på et elveparti som ikke er endret (referanse), mens det nedstrøms ble utført biotopjusterende tiltak i form av en liten kanalisering for å samle vann på lave vannføringer.

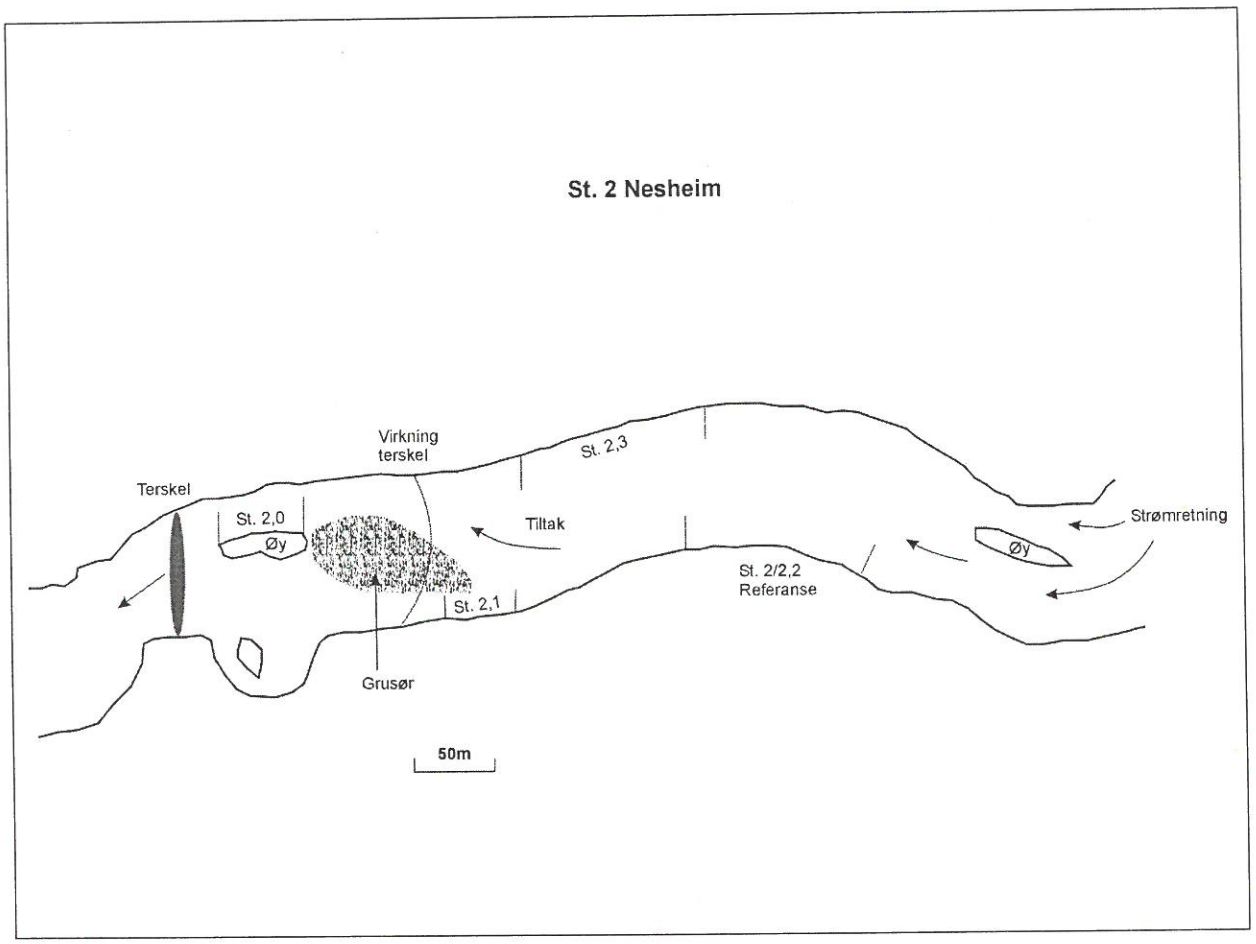
St. 4 (UTM 32V PR414293), Øyvollen, er hovedområde for utprøving av tiltak og minstevannføringer (se nedenfor).

St. 5 (UTM 32V PR417281) ligger ved Sneidammen i et elveparti preget av veksling mellom stryk og kulper i et storsteinet elveløp.

St. 7 (UTM 32V PR424242) ligger ovenfor inntak Dalåa og er en referanselokalitet i uregulert elv. Prøvetakingslokaliteten ligger egentlig i sideelva Kvernskardelva ca. 100 m oppstrøms samløpet der Dalåa skifter navn til Gilsåa. Lokaliteten er et jevnt strykparti med vekslende grus- og steinsubstrat. På lokaliteten er det fra 1993 satt ut laksunger i samme tetthet som på forsøksfeltene (st. 2 –4).

Forsøksfelter

St.2 Nesheim. Forsøksområdet er en ca. 500 m lang og 50 m bred elvestrekning hvor elva på minstevannføring går i et forholdsvis grunt og slakt strykparti (glattstryk). På øvre og vestre del av elva ligger referanseområdet med prøvetakingsstasjon 2/2.2 som angitt på skissen, figur 5. Nedenfor denne strekningen er det grusører hvor vannstrømmen dreier fra vestre mot østre bredd, men på lavvannføringer tørrlegges grusørene. For å vurdere kombinasjonen av terskelbasseng og stryk, ble det bygget en terskel nedenfor øya. Denne demmer opp vannstanden på nedre del av feltet som angitt på skissen. En prøvetakingsstasjon (2.0) er anlagt i dette området. Som et annet tiltak ble substratet i djupålen fra midtpartiet av elva og mot østre bredd rotet opp med traktorgraver for å få bort finstoff i substratet og skape bedre skjulplasser. En prøvetakingsstasjon (st. 2.3) er anlagt i dette område (figur 5).



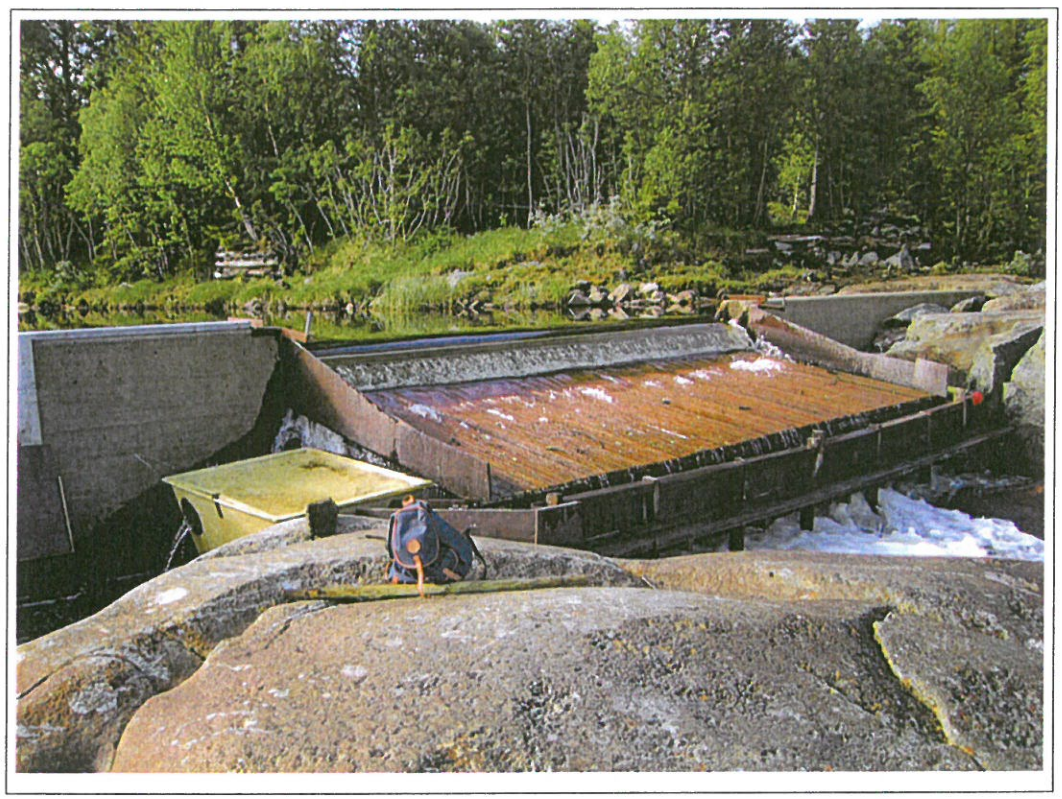
Figur 5. Skisse av forsøksområdet ved Nesheim i Dalåa, med angivelse av prøvetakingsområder for fisk og bunndyr.

Ved Nesheim kommer det minstevannføring fra både Tevla (0,2-0,5 m^3/s) og Dalåa (0,2-0,8 m^3/s) foruten fra restfeltet. Med beregnet tilsig i lavvannsperioder er minstevannføringa på feltet beregnet til 0,5-1,4 m^3/s (Harby et al. 1994). I forbindelse med utprøving av Vassdragssimulatoren (Harby et al. 1994) ble det utført simuleringer av de hydrofysiske forholdene og ungfiskhabitat. Simuleringene antyder en bedring i ungfiskhabitatet med utførte tiltak og økning i ungfiskhabitat for laks og ørret ved økning i vannføring fra 0,5 til 1,5 m^3/s. Det er imidlertid ikke innsamlet egne habitatkriterier for ungfisk fra området, og resultatene er derfor beheftet med stor usikkerhet. Sist år ble det også utført simuleringer av planlagte nye habitatforbedrende tiltak øverst på og ovafor forsøksfeltet (Harby 2001).

St. 4 Øyvollen. Forsøksfeltet er delt i tre områder: Øydammen, Øyvollen (st. 4.1-4.5) og Storuddu (st. 4.6-4.9).

Øydammen var en gammel fløtningsdam med en steinkistedemning som ble revet og erstattet av en betongterskel i forbindelse med reguleringen. I denne ble det bygget ei smoltfelle av typen Wolf-felle (figur 6). Fella er 7 m lang og 4 m brei, og gjør det mulig å kontrollere all laksesmolt på utvandring. Fella har vært i funksjon årlig fra 1995.

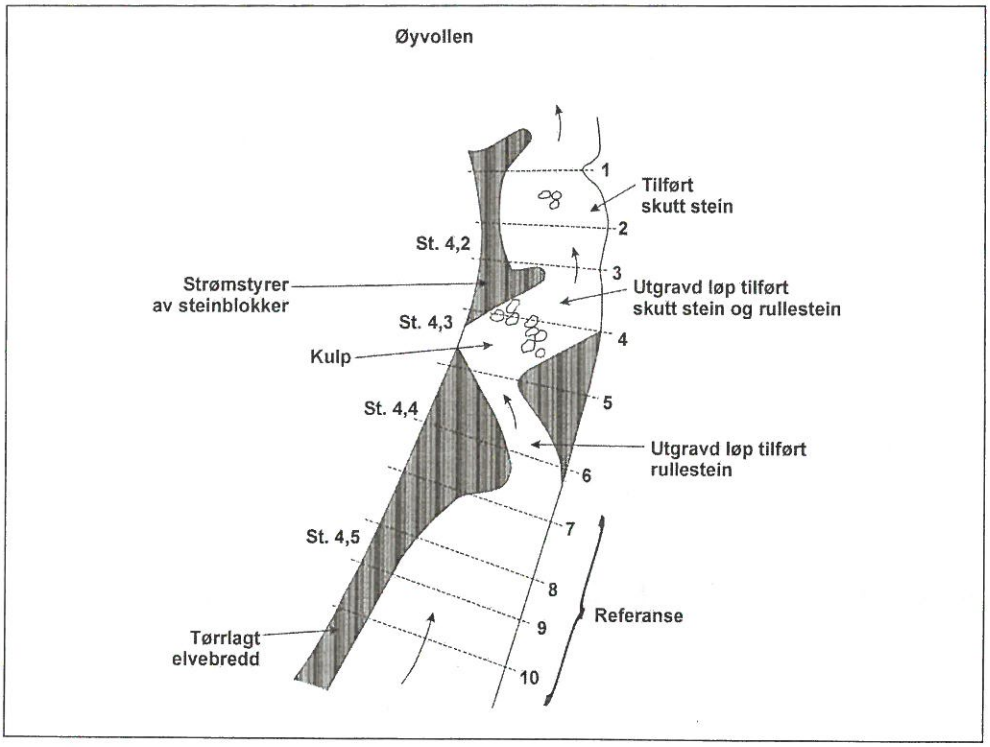
Bunnforholdene i Øydammen er dominert av sand og fingrus som gir lite skjulplass for ørret og laks. Som et prøvetiltak ble det derfor midt i bassenget lagt ut store steinblokker i ei flat steinrøys og steinsatt i et belte langs ene bredden.



Figur 6. Bilde av smoltfella i terskelen ved Øydammen.

Forsøksfeltet på Øyvollen består av en elvestrekning på ca. 200 m med opprinnelig homogene bunnforhold og strømhastighetsforhold. Strekningen ble delt i to, hvor den øvre delen ble holdt urørt som en referanse (4.5), mens tiltak ble utført i den nedre delen (figur 7).

Strømstyring (buhner), kulpgraving og tilføring av ulike typer stein for å øke skjulplasser var av de vesentligste endringene. Vassdragssimulatoren ble bl.a. brukt for å simulere ungfisk-habitat og optimalisere tiltaket for oppvekst av laks (Harby et al. 1994). Figur 7 viser en skisse av hvordan tiltaket ble utformet med angitte prøveflater for innsamling av fisk og bunndyr.



Figur 7. Skisse av hvordan forsøkstiltakene ble utformet ved Øyvollen i Dalåa. Prøvetakingsområder for fisk og bunndyr er avmerket (St.4.2-4.5). Stiplete linjer viser transektene som er brukt i simuleringene av fiskehabitat og hydrofysiske forhold.

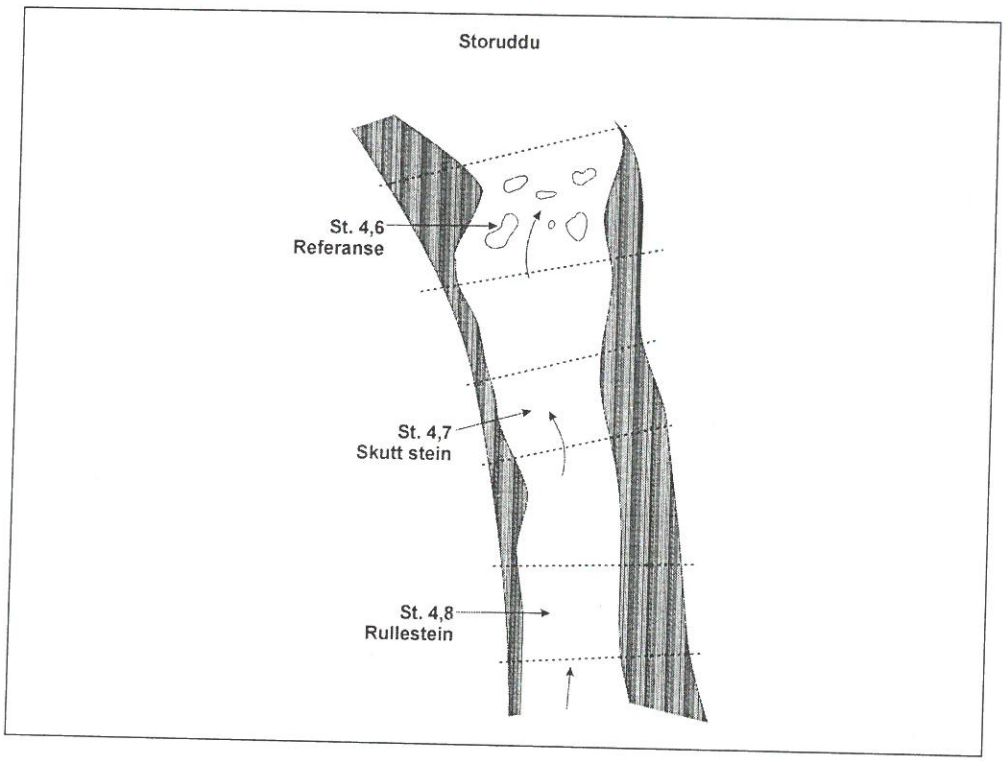
En beskrivelse av prøveflatene er gitt nedenfor.

Felt 4.2 Utlagt siktet sprengstein 10-20 cm diameter. Glattstryk
Felt 4.3 Kulp med utlagt sprengstein/rullestein
Felt 4.4 Utlagt siktet stein dominert av kuppelstein (fra grustak) med diameter 15-30 cm. Strykparti
Felt 4.5 Referanse. Naturlig fin elvegrus (2-5 cm diam.). Glattstryk

Forsøksfeltet på Storuddu, ca. 800 m oppstrøms Øyvollen er en ca. 150 m lang rolig strykstrekning nedstrøms en større høl; Storuddukulpen. Også her ble elveløpet snevret inn for å samle små vannmengder og den fine elvegrusen erstattet med sprengstein og sortert rund-stein fra et grustak (figur 8). Et referanseområde nederst på feltet var naturlig elveløp med varierte hydrofysiske forhold og spredte store steinblokker. Prøveflatene ble anlagt som angitt på skissen:

Felt 4.6 Referanse. Grus, stein 5-20 cm diameter og spredte steinblokker. Varierte vannhastigheter
Felt 4.7 Utlagt siktet sprengstein 10-20 cm diameter. Glattstryk
Felt 4.8 Utlagt sortert rullestein 25-30 cm diameter. Glattstryk

På forsøksfelt Storuddu ble det ikke utført simuleringer av fiskehabitat.



Figur 8. Skisse av hvordan forsøkstiltakene ble utformet ved Storuddu i Dalåa. Prøvetakingsområder for fisk og bunndyr er avmerket (st. 4.6-4.9).

4 METODER OG MATERIALE

4.1 Fisk

4.1.1 Fiskeutsettinger

Ensomrig settefisk av laks brukt i forsøkene ble tatt fra Stjørdalsvassdragets klekkeri BA som ble bygget i Meråker i forbindelse med reguleringen. All utsatt fisk er laks av Stjørdalselv-stamme, og all fisk utsatt i Dalåa m.v. ble fettfinneklippet for seinere å kunne skille smolt med klekkeribakgrunn fra villsmolt ved produksjonsmålingene i Stjørdalselva (jf. Arnekleiv et al. 2000).

En forutsetning for sammenligningen av overlevelse og ungfisktettheter på forsøksfeltene mellom år med ulik minstevannslipp var at det ble satt ut et likt antall laksunger både på referansefeltene og tiltaksfeltene hver høst. Det ble planlagt å benytte 40 000 ensomrig settefisk årlig til forsøkene. Imidlertid ble det pga. uhell i klekkeriet og mangel på stamfisk enkelte år ikke produsert nok fisk til å oppfylle denne forutsetningen. De første utsettingene av startforet ensomrig laks ble foretatt i oktober 1993. Også i de andre årene ble fisken satt ut i september/oktober. En oversikt over utsettingene de enkelte år er gitt i tabell 1.

Tabell 1. Oversikt over antall settefisk av laks satt ut i Dalåa 1993-2000. Tall i parentes er antall satt ut i Dalåa ovafor smoltfella (st. 4.1-5)

	Ensomrig (0+)		Tosomrig (1+)		Sum
1993	33 700	(20 000)			33 700
1994	1 820	(1 820)	10 170	(8 000)	11 990
1995	19 000	(9 000)			19 000
1996	42 000	(17 000)			42 000
1997	12 500	(9 500)	9 000	(6 700)	21 500
1998	22 700	(14 000)			22 700
1999	24 000	(14 000)			24 000
2000	41 000	(18 000)			41 000
Sum	**196 720**	**(100 520)**	**19 170**	**(14 700)**	**215 890**

4.1.2 Fiskeundersøkelser

Undersøkelser av ørretbestanden og utsatte laksunger på forsøksfeltene ble i hovedsak gjort med elektrisk fiske, men det ble også benyttet dykking og prøvefiske med bunngarn.

Bestandstetthet og fordeling. Utviklingen i tetthet av ungfisk på ulike felter ble undersøkt med elfiske i september/oktober og i april/mai (Paulsen-apparat). Tettheten ble beregnet etter tre omgangers suksessivt fiske av et fast avmerket areal pr. lokalitet (Zippin 1958, Bohlin et al. 1989). Metoden bygger på at tettheten av fisk beregnes ut fra nedgangen i fangst mellom hver omgang. På lokaliteter med lave fisketettheter og/eller vanskelige fiskeforhold kan beregningene ofte bli usikre. I tilfeller der det ble fanget mer fisk i andre/tredje omgang enn i første, og der usikkerheten i estimatet ble stort, har vi brukt antall fisk fanget på de tre fiskeomgangene som uttrykk for fisketettheten. For å undersøke hvordan laksungene tar i bruk

kulper og terskelbassenger ble det også i noen tilfeller utført dykking hvor posisjonen til hver enkelt fisk ble målt. Videre ble bunnforholdene og vannhastighetene for hver fiskeobservasjon målt.

Prøvefiske med garn ble benytta i noen få terskelbassenger og naturlige kulper i Tevla og Dalåa. Det ble benyttet standard bunngarnserier (Jensen-serie, 21-45 mm) over natta. I noen tilfeller ble det bare satt et utvalg småmaska garn (12,5-26 mm) for innsamling av fisk til bl.a. analyse av næringsvalg (Dalåa). Det ble bl.a. undersøkt hvorvidt den stasjonære ørreten i Storuddukulpen og Øydammen predaterte utsatte laksunger.

Fordeling kulp/stryk. Det ble også studert fordeling av settefisk mellom kulp og stryk og næringsvalg til settefisken. Materialet ble innsamlet 17. august 1995. Fisken ble fanget ved hjelp av småmaska garn i kulpen Storuddu og ved elektrisk fiske i strykpartiene rett nedstrøms kulpen (st. 4.6-4.9). I alt ble det samlet inn 38 laks fra kulpen og 26 fra strykpartiet. All innsamlet fisk (laks) stammet fra fiskeutsettingene ett eller to år tidligere. Magene ble tatt ut og fiksert på sprit. På laben ble prøvene gjennomgått under stereolupe og de ulike næringsdyrenes representasjon i hver enkelt mage ble notert både som volumprosent og som faktisk antall. Byttedyrene ble sortert til gruppenivå.

Schoeners næringslikhetsindeks (D) (Schoener 1968) ble brukt til å vise graden av overlapp i næring mellom fisk fra kulp og stryk:

$$D = 1\text{-}1/2\ (\sum |\ px_i - py_i\ |) \qquad i = 1.....n$$

der px_i er andelen (prosent) av byttedyrkategori i i dietten til predator x, py_i er andelen av byttedyrkategori i i dietten til predator y og n er antall byttedyrkategorier i diettene. D varierer fra 0 til 1 hvor 0 betyr at det ikke er noe overlapp i noen kategorier, mens 1 betyr fullstendig overlapp i alle byttedyrkategorier. Indeksen er mye brukt i forbindelse med vurdering av konkurranse om næring mellom arter og i denne sammenheng betraktes verdier på over 0,6 som et markant stort overlapp (Wallace 1981, Smith & Zaret 1982, Ross 1986).

Overlevelse. For å forsøke å måle vinteroverlevelsen på utsatte laksunger på ulike minstevannføringer på felter med og uten tiltak ble det utført elfiske for tetthetsestimering høst og vår, og foretatt merking-gjenfangst av fisk. Merking av fisk ble foretatt med en kombinasjon av finneklipping (høyre/venstre bukfinne) og fargemerking med Alsian Blue på seinhøsten. Gjenfangster neste vår ble benyttet både for å kartlegge forflytninger av fisk og beregne overlevelse.

Vekst. Under elfiske på høsten ble noe ungfisk samlet inn for vekstanalyser og næringsvalganalyser.

Utvandring. Det knyttet seg usikkerhet til utvandringen av den produserte laksesmolten i Dalåa med så liten restvannføring. Dette ble undersøkt ved å etablere en enkel fangstfelle (Wolffelle) ved terskelen på Øydammen i 1995. Røkting av fella skjedde hver morgen i fra begynnelsen av mai til begynnelsen av juli, men perioden fella var i funksjon varierte litt mellom årene siden fella ikke kunne monteres før det var isfritt i dammen. All utvandrende smolt kunne da bli kontrollert og lengdemålt og ble umiddelbart sluppet videre. Utvandring av smolt ble testet i forhold til variablene vannføring, endring i vannføring, vanntemperatur og endring i vanntemperatur ved Chi Square test og Fisherrs Exact test i statistikkpakken SPSS.

Fella fungerte godt på lave vannføringer, men ved overløp på damkrona kunne smolt passere fritt over dammen. Dette skjedde i korte perioder de fleste år.

Tilbakevandring av merket laks. All den utsatte fisken har vært fettfinneklippet. Denne fisken har kommet inn i fangstene av voksen laks fra 1996. Siden det kan være lett å overse fettfinneklippet fisk, og at det også kan være feilvandring av fettfinneklippet fisk fra andre vassdrag, har vi fra 1998 også carlinmerka smolt fra Dalåa. Fra 1998 ble et utvalg smolt merket med Carlinmerker etter at merkemetoden var testet (jf. Arnekleiv et al. 2001, Urke 2001). I 1998, 1999 og 2000 ble det carlinmerka henholdsvis 1027, 433 og 818 smolt i fella i Øydammen. Merkemetoden ble testet ved sammenligningen av stressreaksjoner, dødelighet og sjøtoleranse for merket og umerket smolt (Arnekleiv et al. 2000). Gjenfangst av fettfinneklippet og carlinmerka voksen laks er innmeldt ved sportsfiske foruten ved skjellprøveinnsamling.

4.1.3 Bunndyrundersøkelser

Bunndyr er undersøkt på faste lokaliteter både før og etter regulering, og mer inngående på forsøksfeltene i Dalåa for å studere effektene av tiltak og minstevannføring.

Tetthet. Mengde bunndyr som antall pr. kvadratmeter er undersøkt ved hjelp av Surbersampler som beskrevet i Arnekleiv et al. (2000). Denne metoden er bare benyttet på utvalgte lokaliteter i Dalåa, men både på faste prøveflater før/etter regulering og på forsøksfeltene med ulike tiltak. Prøver ble tatt 3-4 ganger i året og med 5 enkeltprøver pr. stasjon. I tillegg til standard Surbersampler ble det benyttet en liten Surber (30x30 cm) med 250 µm nylonduk. Det ble tatt tre parallelle prøver pr. gang med denne metoden.

Faunasammensetning og fordeling er undersøkt særlig m.h.t mulige endringer etter regulering og under ulik minstevannføring i områder med og uten tiltak. I tillegg til informasjon fra Surberprøvene ble det tatt sparkeprøver/roteprøver (R1) fra et større antall lokaliteter både før og etter regulering. Metoden er nærmere beskrevet i Arnekleiv et al. (2000). Det ble tatt prøver 3-4 ganger i året fra alle stasjonene inkludert forsøksfeltene.

Artsutvalg. Sentrale bunndyrgrupper som døgnfluer, steinfluer, vårfluer, snegler og biller ble så langt mulig artsbestemt, og artssammensetningen beskrevet for områder med og uten tiltak på de valgte minstevannføringene.

Materiale. I undersøkelsesperioden 1991-1999 er det totalt innsamlet og sortert ut 316 006 individer bunndyr fordelt på:

Dalåa	267 767
Tevla	22 880
Torsbjørka	16 359

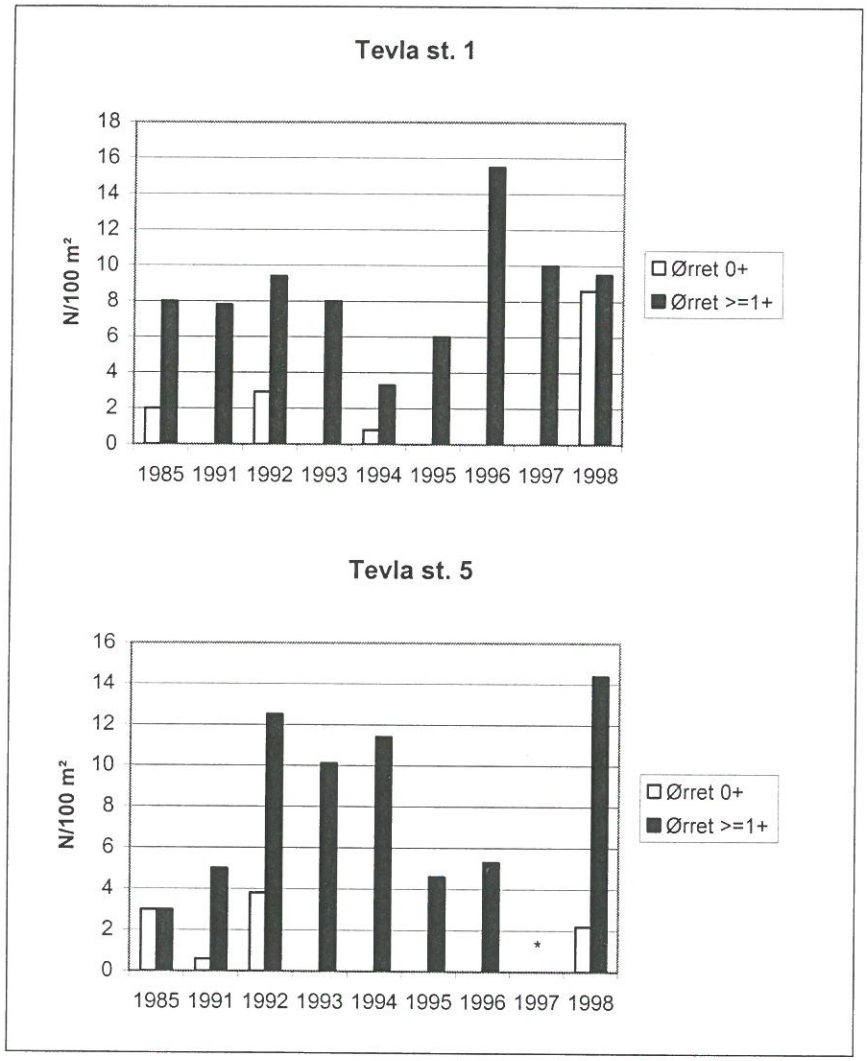
Totalt er det artsbestemt 134 963 døgnfluer, 43 782 steinfluer og 10 025 vårfluer. Materialet er innlemmet i Vitenskapsmuseets samlinger og registrert i elektronisk database.

5 RESULTATER OG DISKUSJON

5.1 Tevla

5.1.1 Ungfiskundersøkelser 1991-1998

I Tevla ble det foretatt årlige undersøkelser av ungfiskbestanden (elfiske) på to lokaliteter i perioden 1991-2001 (figur 1), men bare st.1 ligger i elvestrekningen som omfattes av minstevannsføringsbestemmelsene. Tettheten av ungfisk på stasjonene er vist i figur 9.



Figur 9. Observerte tettheter (N/100 m²) av ungfisk av ørret på to stasjoner i Tevla basert på tre omgangers elfiske. *= ikke data.

På stasjon 1 har tettheten av ørretunger i hele perioden ligget på 6-10 ind. pr. 100 m² med unntak av 1994 og 1995 hvor det var lavere tettheter. Ut fra tetthetstallene synes det ikke å ha vært noen nedgang i rekruttering/ungfiskbestand av ørret etter reguleringen, muligens med unntak av de to første årene. Stasjonen var sannsynligvis helt tørrlagt og bunnfrosset i perioder vinteren 1993/94 på grunn av svært lite tilsig og problemer med vannslipp gjennom Tevladammen (egne observasjoner, opplysninger fra NTE). I tillegg ble Turifossdammen sluppet den 6. juli 1994, noe som sannsynligvis både medførte nedvandring av fisk, men også ut-

spyling av fisk fra elva. Dette sammen med den lave minstevannføringa i 1994/95 kan være medvirkende til den lave observerte tettheten av ørret på stasjon 1 i 1994 og 1995. Tettheten av årsyngel har vært lav og variert mye og er vanskelig å vurdere. Tilsvarende har det vært bra tettheter av ungfisk i Tevla ovafor Tevlamagasinet, selv om mengden her har variert mer mellom år (figur 9). Selve elvetopografien i Tevla nedstrøms Tevlamagsinet med flere dype naturlige høler gjør at ørretbestandene her blir mindre negativt påvirket av redusert vannføring enn elvepartier med lange strykpartier. Det er også mulig at reduserte vannhastigheter har gitt bedre ørrethabitat på det gjenværende vanndekte arealet på de utvalgte elfiskelokalitetene på strykstrekningene.

Også etter regulering har vi hvert år fanget flere aldersgrupper med ørret. Materialet tyder derfor på naturlig rekruttering/nedvandring de fleste år, selv om vannføringen har variert.

5.1.2 Ørretbestanden i terskelbassenger

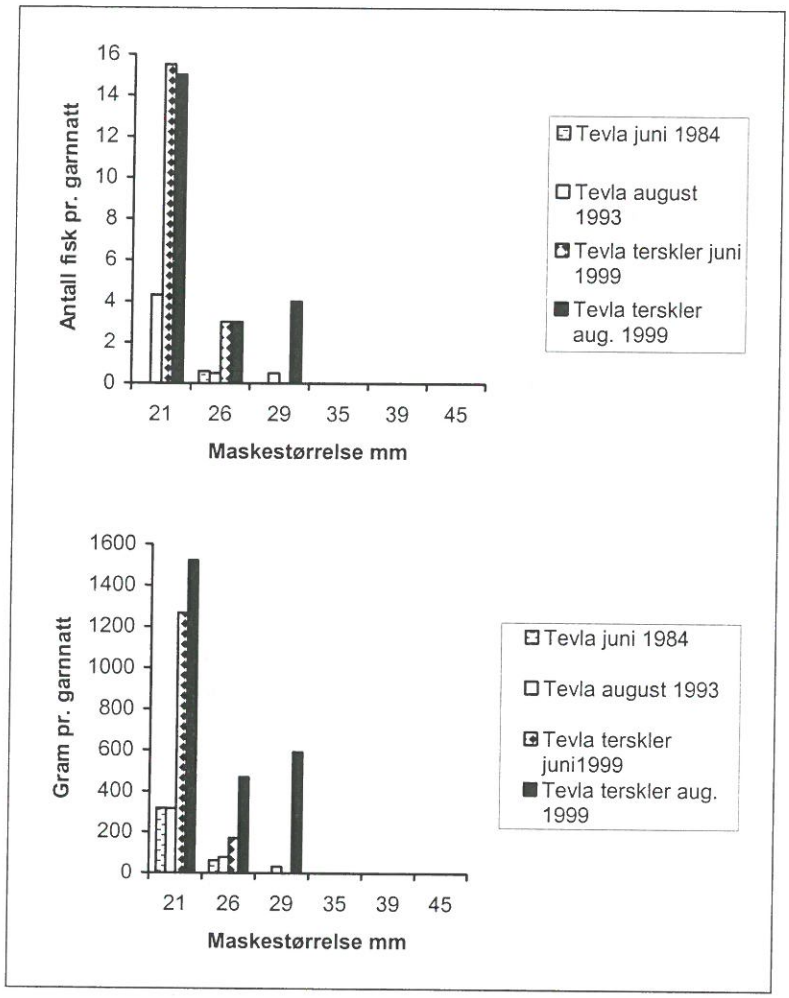
I Tevla nedstrøms Tevlamagasinet ned til samløp Dalåa er det flere naturlige høler foruten at det ble bygd noen terskeldammer som kan gi oppholdsplasser for ørret etter regulering. I tillegg er Turifossdammen vedtatt opprettholdt. Vi har ikke foretatt prøvefiske med garn i dette området, og det er derfor ikke fiskedata herfra som kan benyttes i vurdering av minstevannføring for ørret utover ungfiskundersøkelsen. Imidlertid er det foretatt prøvefiske i Tevla før regulering (Arnekleiv 1985, 1986, upubliserte data) og i noen av terskeldammene i samme området oppstrøms Tevlamagasinet etter regulering, foruten at ørretbestanden både i Tevlamagasinet og i Skurdalsvoldammen er undersøkt regelmessig etter at reguleringen ble iverksatt (Brodtkorb et al. 1995, upubliserte data). Med en del forbehold kan disse dataene benyttes til å vurdere forholdene for en ørretbestand i tilsvarende habitater nedstrøms Tevlamagasinet med en minstevannføring. Resultatene fra prøvefisket i terskeldammene presenteres derfor her.

Prøvefisket i Tevla elv i 1984 og 1993 ga et utbytte på henholdsvis 151 og 111 gram ørret pr. garnnatt (figur 10). Gjennomsnittsvekta var henholdsvis 129 g og 78 g og største fisk veide 1,3 kg. Fisken ble hovedsakelig tatt på de mest småmaska garna, 21 og 26 mm. Det var typisk elvefisk med middels til dårlig kondisjon, relativt dårlig vekst og hvit kjøttfarge. Utbytte på de samme maskevidder fra terskeldammer i samme elveavsnitt i Tevla i juni og august 1999 er vist i figur 10.

Utbyttet var størst på de minste maskeviddene i begge periodene, men i forhold til før regulering har utbyttet både i antall og vekt økt betydelig. Det ble også fanget forholdsvis mer fisk på 29 mm garn i terskelbassengene, men gjennomsnittsvekta var om lag den samme før og etter regulering (tabell 2).

Tabell 2. Gjennomsnittsvekter på ørret tatt på garnserie (21-45 mm) i Tevla før/etter regulering

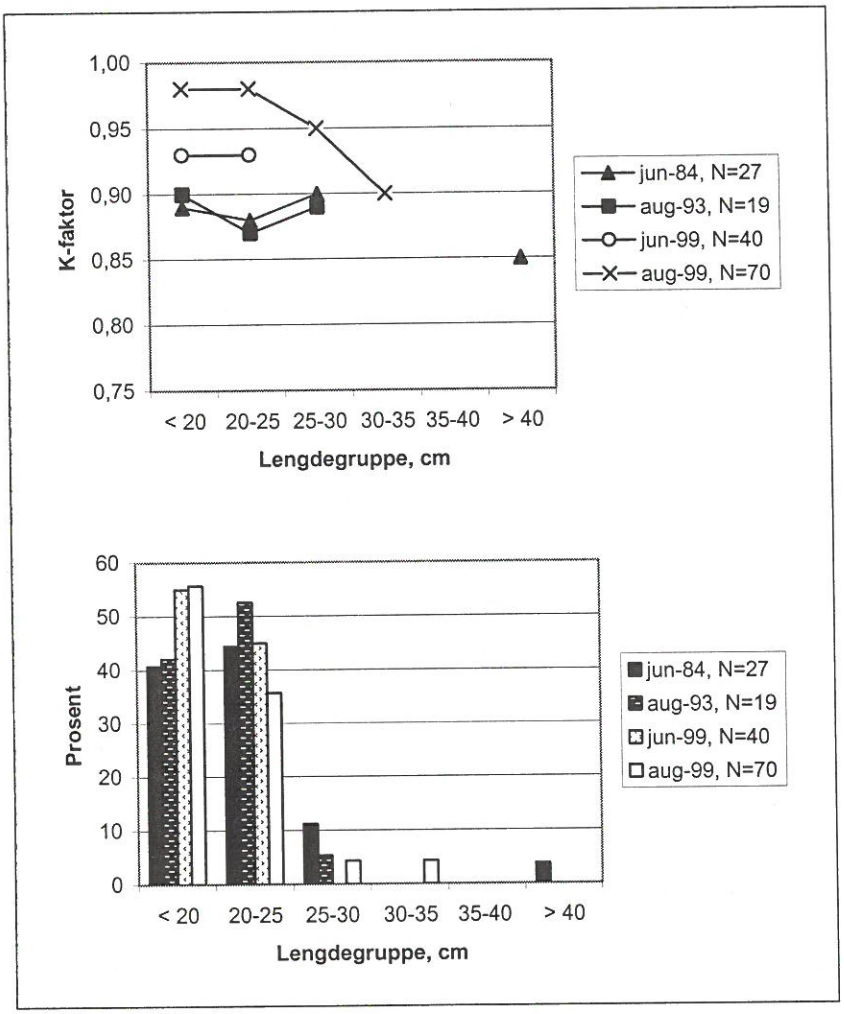
Tevla elv, juni 1984	129,0 g	N= 27
Tevla elv, august 1993	77,9 g	N= 19
Tevla terskler, juni 1999	79,5 g	N= 34
Tevla terskler, august 1999	111,0 g	N= 37



Figur 10. Utbytte av prøvefiske med bunngarn i Tevla elv før regulering (1984 og 1993) og i terskeldammer i samme elveområde etter regulering (1999).

For ørret kan en k-faktor på 0,95-1,0 betraktes som normal til relativt feit fisk med det lengdemålet som er benyttet. K-faktoren på fisk fanget på standard bunngarnserier før/etter regulering viser at k-faktoren var jevnt over høyere etter regulering (figur 11). I august 93 ble det fanget seks fisk over 25 cm, og disse hadde lavere k-faktor enn mindre fisk. Dette sammen med at vi registrerte gytemoden hunnfisk under 20 cm kan tyde på en noe for tett bestand i forhold til næringsgrunnlaget, og at større fisk har vanskeligheter med å få nok næring. Lengdefordelingen (figur 11) viser at det var mest småfallen fisk både i uregulert elv og i terskeldammene etter regulering.

Selv om en regner med noe dårligere fangsteffektivitet på garn satt i elva før regulering sammenlignet med i terskeldammene, tyder fangstutbyttet på at ørretbestanden er større etter regulering og bygging av terskler. Fisken er også blitt noe feitere, men størrelsesfordelingen er omtrent den samme. Dette resultatet er i samsvar med en rekke andre undersøkelser som viser at bygging av terskeldammer i regulerte elver med minstevannføring bidrar til å opprettholde en bra ørretbestand. Det er imidlertid viktig at tersklene har stort nok vanndyp, bra med skjulplasser og innløpselv/sideelver som kan fungere som gyteområde (se bl.a. Arnekleiv 1988, Eie et al. 1998). Terskeldammene som ble prøvefisket var forholdsvis dype med en del spredt stor stein, og vurdert som gode ørrethabitater.



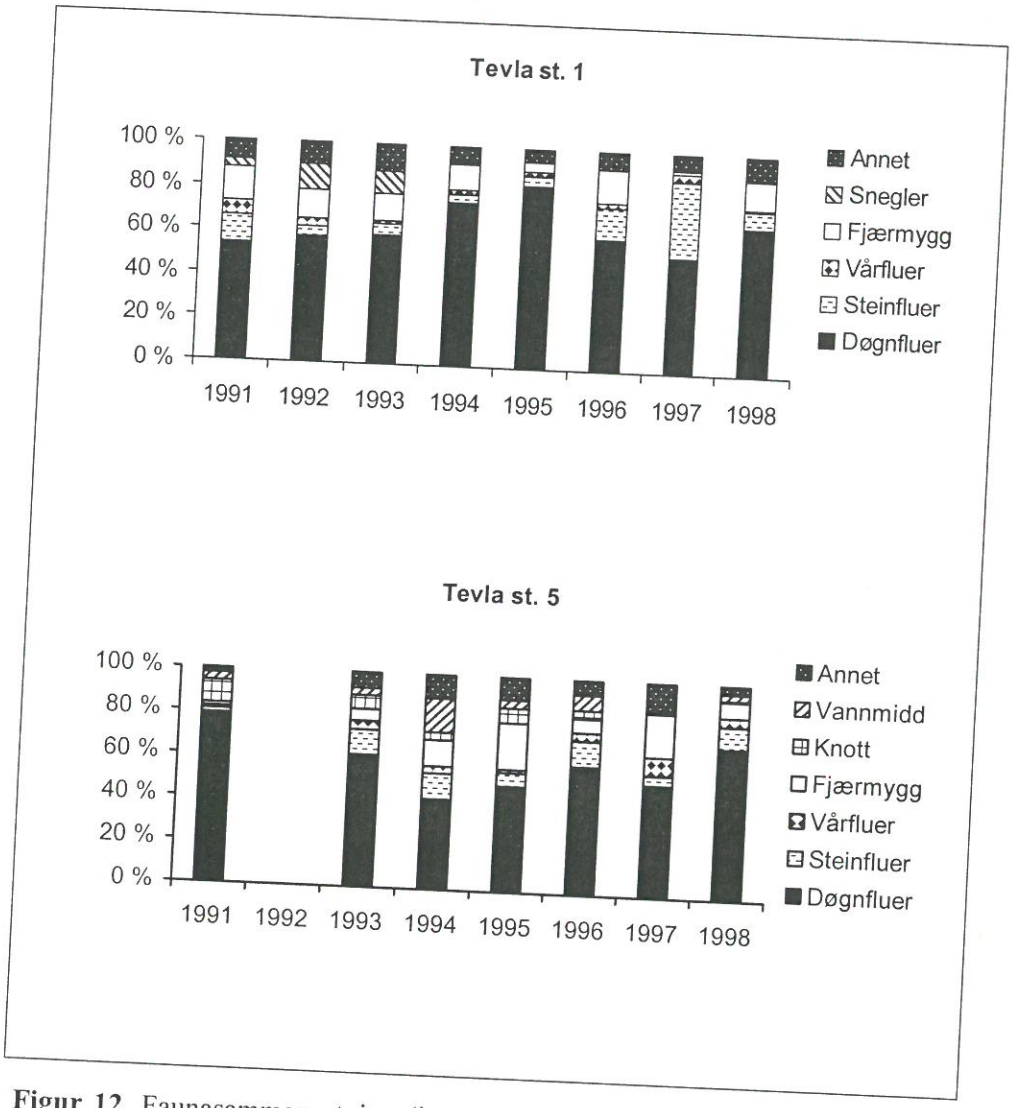
Figur 11. Kondisjonsfaktor og prosentvis lengdefordeling av prøvefiskefangsten i Tevla før regulering (1984 og 1993) og etter regulering (1999).

5.1.3 Bunndyrundersøkelser 1991-1998

I Tevla ble det tatt kvalitative bunndyrprøver 3-4 ganger årlig på de to elfiskestasjonene. Figur 12 viser faunasammensetningen de enkelte årene, mens detaljer om prosentvis sammensetning av grupper er gitt i vedlegg 1.

På stasjon 1 var bunnfaunaen i alle år dominert av døgnfluer med størst andel i 1995. Dernest dominerte steinfluer, fjærmygg, vårfluer og snegler i antall. Steinfluer utgjorde en større andel i årene 1996-98 i forhold til 1992-95. Fjærmygg, som utgjorde 13-15 % av bunnfaunaen før regulering har variert mye i antall etter regulering med særlig lav andel i 1995 og 1997. Skivesnegl og damsnegl utgjorde 1,5-8 % av faunaen før regulering men var meget fåtallig i 1994-1996 og ble ikke påvist på stasjonen i 1997 og 1998 (vedlegg 1).

Mengden bunndyr har også variert mellom årene fra 175 til 682 individer pr. prøve i gjennomsnitt uten at det er noen klar trend i endringer før/etter regulering (vedlegg 1). Det har imidlertid skjedd en reduksjon i vanndekt areal som følge av reguleringen slik at mengden bunndyr i elva er redusert.



Figur 12. Faunasammensetning (i prosent) på to stasjoner i Tevla i perioden 1991-1998 basert på sparkeprøver (R1).

Artssammensetningen av døgnfluer, steinfluer og vårfluer er endret før/etter regulering (vedlegg 2). Døgnfluearten *Baetis fuscatus/scambus* er ikke registrert etter 1995, mens derimot andelen av *Baetis muticus/niger* har økt etter regulering og særlig de tre siste årene. *Baetis subalpinus* er ikke regisrert på stasjonen etter 1995, mens det er en tendens til økning i andelen av *Heptagenia dalecarlica* i 1996-98. For steinfluer er det store variasjoner i artssammensetningen mellom år, men også her er noen endringer som kan settes i sammenheng med reguleringseffekter. Andelen av rovdyrformene *Diura nanseni* og *Isoperla* spp. er redusert, særlig i 1997 og 1998, mens en har en økning i andelen av *Leuctra* spp. og *Amphinemura borealis*/sp. Søsterarten *A. sulcicollis* er derimot ikke registrert etter 1993, mens *Protonemura meyeri* kun er registrert på stasjonen etter regulering. Også for vårfluene er det endringer i artssammensetningen etter regulering med bl.a. redusert andel av *Plectrocnemia conspersa* (jf. vedlegg 2).

På stasjon 5 som ligger ovafor Tevlamagasinet er det et tynt materiale i 1991/92, mens data fra 1993 kan benyttes som referanse for etterfølgende år. Her var det en klar nedgang i andelen døgnfluer i 1994, men andelen har deretter økt til et nivå lik før regulering i 1996-98. Gruppen fjærmygg hadde økt andel i årene 1994, 95, 97 sammenlignet med før regulering,

mens vannmidd som er gruppert under "andre" hadde en særlig stor andel av faunaen i 1994 (figur 12).

Utenom 1994, hvor individantallet var særlig lavt, er det jevne tettheter av bunndyr uttrykt som gjennomsnittlig antall pr. prøve (jf. vedlegg 1). Også på denne stasjonen (st. 5) var det endringer i artssammensetningen av døgnfluer, steinfluer og vårfluer før/etter regulering, men ikke så tydelig som på stasjon 1. Den tydeligste endringen er en økt andel av lentiske døgnfluearter som Siphlonuridae og *Centroptilum luteolum* og bl.a. funn av den store gravende arten *Ephemera danica*. Endringene er forenlig med en mer stilleflytende elv, bl.a. påvirket av terskelbygging og redusert vannføring og vannhastighet.

5.1.4 Vurdering av minstevannføring

I Tevla har minstevannslippet fra start overføring til 1.10.1996 vært 0,2 m³/s, og i årene etterpå vært 0,5 m³/s uten endringer gjennom året.

Lavere tettheter av ørret på stasjon 1 i 1994 og 1995 har sannsynligvis sammenheng med svært lav vintervannføring (tidvis under 0,2 m³/s) og påvirkning av vannslippet fra Turifossdammen sommeren 1994. Imidlertid var vannslippet også lite (0,2 m³/s) vinteren 1995/96 og sommeren 1996, mens tetthetene høsten 1996 var de høyeste som ble målt i hele undersøkelsesperioden. Det kan derfor virke som 0,2 m³/s om vinteren er nok til å sikre en overlevelse av ørret i Tevla, men her kommer flere usikkerheter inn i vurderingen. Beregning av ungfisktettheter med elfiske vil være påvirket av vannføring både ved at vanndekt areal som fisken kan spre seg på varierer, og ved variasjoner i elfiskapparatets effekt på fisk med variasjoner i bl.a. vannets ledningsevne. Vi fisket imidlertid på så små vannføringer at vi fisket hele elvetverrsnittet og hadde god kontroll. Det er imidlertid vanskelig å vurdere endringene i vanndekt areal på så små vannføringer, også fordi tilsig fra restfeltet tydelig hadde stor innvirkning på fiskehabitatet såpass langt nedenfor slipp-punktet. Det er imidlertid ikke noe målepunkt som viser størrelsen av dette tilsiget i forhold til minstevannslippet til enhver tid. I tillegg er det fisket kun på èn stasjon på elvestrekningen, noe som gjør datagrunnlaget spinkelt. Vi kan derfor ikke ut fra disse dataene alene konkludere med hva som er tilstrekkelig vannføring for å opprettholde en ørretbestand i Tevla nedstrøms Tevlamagasinet, men kan si at i enkelte år synes et minstevannslipp på 0,2 m³/s å gi overlevelse av ørret her.

I Tevla fra nedstrøms Tevlamagasinet til Turifossdammen går elva i til dels vanskelig tilgjengelig juv, bl.a. med strykstrekninger i fast fjell og flere større jettegryter. På strekningen er det bygd noen terskler rett nedstrøms demningen før Helvetet. Disse virker svært grunne og vil neppe gi like gode oppvekstbetingelser som terskeldammene vi prøvefisket lenger opp, uansett minstevannføring. Strekningen fra Helvetet til Turifossdammen går i et trangt gjel og gir få muligheter for ørretproduksjon med unntak av en større høl ved Selbufossen. Redusert vannføring har senket gjennomstrømningen i hølen og vanndypet noe, men vanndekt areal synes lite endret og hølen vil fortsatt gi gode muligheter for en fortsatt ørretproduksjon på de gitte minstevannføringene. Turifossdammen er opprettholdt også etter regulering, men dammen stod nedtappet i noen år under kraftverksutbyggingen og det vil sannsynligvis ta tid å få tilbake en like god ørretbestand her. Det er usikkert hvordan rekrutteringen av ørret vil bli på minstevannføring, men det er noen små mulige gytearealer i innløpet. Med dannelsen av Tevlamagasinet vil en imidlertid ha mulighet for nedvandring av fisk herfra ved overløp på dammen. Vi har ikke data på hyppigheten av slike overløp, men de forekommer relativt sjelden.

Nedenfor Turifossdammen er det to naturlige høler mellom Stordalsvegen og mellomriksvegen (den ene kalt Skjelhølen). Det er foretatt opprensking av disse hølene etter at de delvis ble fylt med sand etter nedtappinga av Turifossdammen. Jeg regner det som sannsynlig at mye fisk ble "spylt" nedover under slippinga av dammen, og det kan sikkert ta noen år før en får en nedvandring av fisk til både Turifossdammen og hølene igjen. Hølene har også fått redusert vanngjennomstrømning som vil kunne virke negativt på gyte- og oppvekstområdene. Derimot blir vanndekket areal sannsynligvis forholdsvis lite påvirket av den ene eller andre minstevannføringen siden hølene er forholdsvis dype og har naturlige fjellterskler i utløpet. Videre ned mot samløpet Dalåa går Tevla i strie stryk, dels over fast fjell og i kulper. Det er to større kulper ved Turifoss camping, hvorav vannstanden i den ene er sikret gjennom bygging av en terskel. Det finnes ikke data om ørretbestanden i disse områdene, men i likhet med hølene ovafor virker det som vanndyp og skjul fortsatt skulle kunne gi gode oppholdsplasser og overvintringsmuligheter for ørret her både på 0,2 og 0,5 m^3/s. Under drift av Turifoss kraftverk fram til 1994 hadde strekningen mellom Turifossdammen og til forbi samløp Dalåa som regel meget lav vannføring (NTE i brev). En minstevannføring vil derfor sannsynligvis gi bedre forhold på denne strekninen i lavvannsperioder i forhold til den gamle reguleringen. Ut fra prøvefiskedataene fra terskeldammene skulle en forvente å få en fortsatt god bestand av ørret både i hølene og Turifossdammen med en minstevannføring ned mot 0,2 m^3/s. Den største usikkerheten vil være muligheten for gyting og reproduksjon på de korte elvestrekningene som er oppstykket med fosser og strie stryk som umuliggjør oppvandring av fisk.

På strekningen både nedafor og ovafor Turifossdammen er det få naturlige gyteplasser for ørret, og jeg vil anta at opprettholdelsen av rekruttering og delvis voksen-fisk bestanden i stor grad har skjedd ved nedvandring under flom. Også før regulering har det vært få oppvandringsmuligheter for fisk i dette området. Våre data fra stasjon 1 viser imidlertid at det i dette området ikke har vært noen nedgang i rekruttering/ungfiskbestand av ørret etter reguleringen. Tilsvarende har det vært bra tettheter av ungfisk i Tevla ovafor Tevlamagasinet, selv om mengden her har variert mer mellom år. Selve elvetopografien i Tevla nedstrøms Tevlamagasinet med flere dype naturlige høler gjør at ørretbestandene her blir mindre negativt påvirket av redusert vannføring enn elvepartier med lange strykpartier. En må likevel regne med negative effekter ved at hølene blir dårligere fiskbare og nedvandringen av fisk avtar når hyppigheten av flom/overløp er blitt mindre. Det knytter seg også usikkerheter til effekten av endret temperatur på denne elvestrekningen. Vi vil anta at minstevannslipp med kaldt bunnvann fra magasinet om sommeren vil ha en negativ virkning på produksjon av både bunndyr og fisk øverst på denne strekningen. Med et lite vannslipp vil elvevatnet varmes raskere opp nedover enn når vannslippet er større, men vi antar at dette jevnes ut når en får tilførsel fra restfeltet, særlig nedstrøms samløp Kopperåa, slik at temperatureffektene sannsynligvis blir små i nedre del av Tevla.

Bunndyrundersøkelen viser klare endringer i faunasammensetningen etter reguleringen, men disse dataene gir heller ikke grunnlag for å skille på effekter av de små endringene i minstevannslippet. Vi vil også anta at forholdene i elvene fortsatt vil endre seg og gi ytterligere dreining i faunasammensetningen i retning av flere arter tilpasset svakere strømhastigheter og en favorisering av arter med liten kroppsstørrelse. En slik utvikling er registrert i en rekke elver med redusert vannføring (Brittain og Saltveit 1987, Raddum 1978, Raddum og Fjellheim 1994). For å opprettholde en høyest mulig andel av strømtilpassa arter, og ivareta et best mulig utvalg av elvefaunaen, vil det derfor være riktig å ha en størst mulig minstevannføring.

Det bør også tas hensyn til en gjenintroduksjon av elvemusling i Tevla ved fastsetting av minstevannføring. Elvemuslingen fantes med sikkerhet i Tevla til 1989 og sannsynligvis også

på begynnelsen av 90-tallet (Arnekleiv 1998), og mye tyder på at den ble utryddet i forbindelse med anleggsarbeid under kraftutbyggingen og sedimenttransport da Turifossdammen ble sluppet. Det er nå gitt tillatelse fra Fylkesmannen til gjenintroduksjon av muslingen i Tevla. Turifossdammen som skal bestå gir sannsynligvis gunstige forhold for muslingen i hølene nedenfor ved god oksygeninnblanding i vannmassene og driv av dyreplankton som viktig næring for muslingen. En vellykket introduksjon forutsetter derfor et vannslipp som sikrer drift av næringsdyr fra dammen og nok vann til en ørretbestand som muslingen er avhengig av for forplantning.

Det er ikke prøvd ut differensiert vannslipp gjennom året i Tevla, men med bakgrunn i dyrelivets tilpasning til en variasjon i vannføring over året, vil vi likevel tilrå at en differensierer vannslippet mellom sommer og vinter med et større vannslipp på sommeren. Dette begrunnes også med den store reguleringsgraden og at en på strekningen har få tilførselsbekker med naturlig vannføringsvariasjon i og med at også Kopperåa er regulert uten pålagt vannslipping. Dato for endringen bør settes ut fra den naturlige variasjonen med vårflommens start og avkjøling og redusert vannføring på høsten. **Vi foreslår derfor en "sommervannføring" fra 1.05-14.10, og en "vintervannføring" fra 15.10 til 30.4. Med bakgrunn i argumentasjonen over mener vi at en minstevannføring på vinteren kan tillates ned mot nedre grenseverdi på 0,2 m³/s, mens den om sommeren bør være noe mer, forslagsvis 0,4 m³/s.**

5.2 Torsbjørka

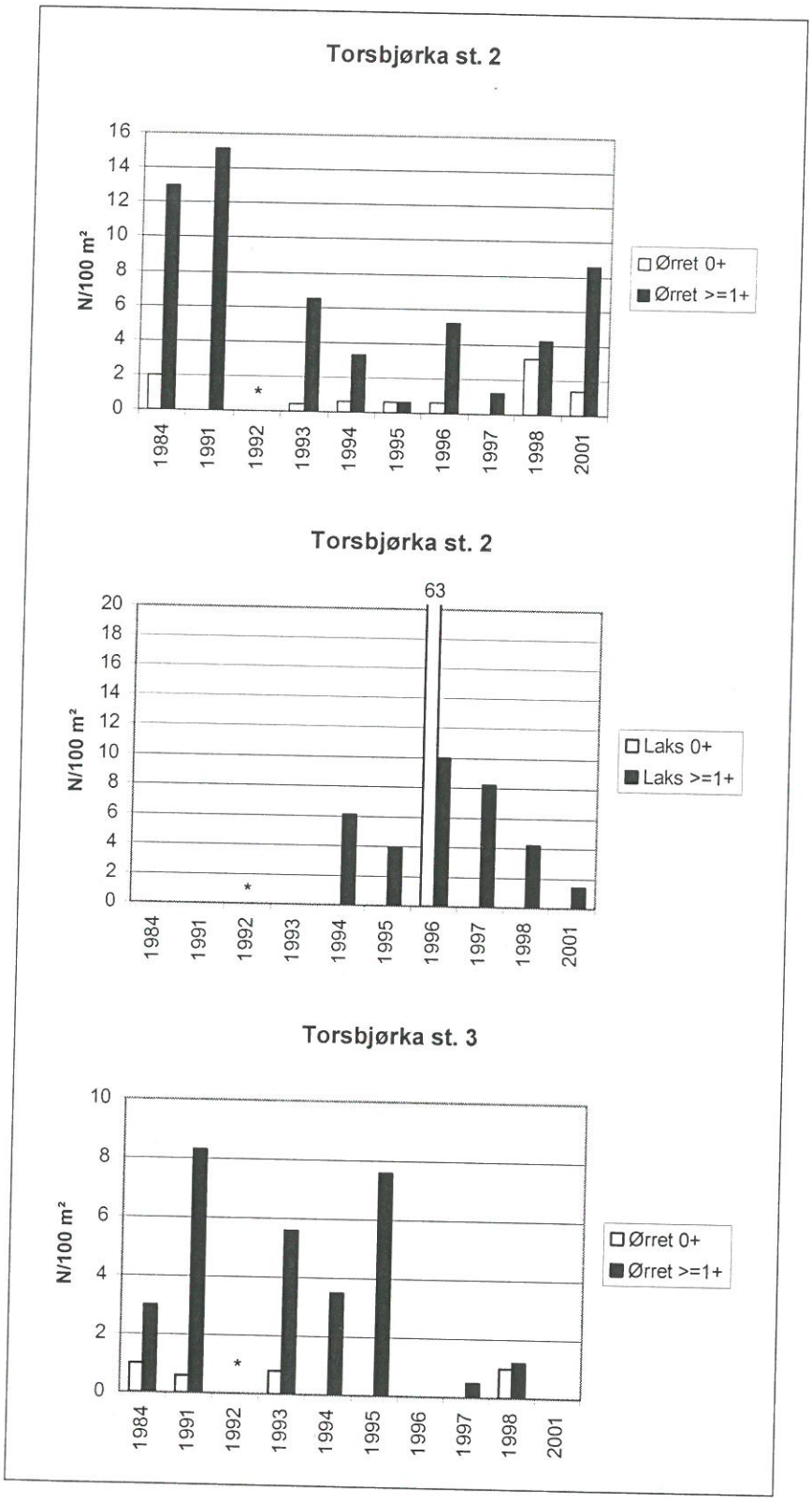
5.2.1 Ungfisktettheter 1991-1998

I Torsbjørka er det foretatt årlige undersøkelser av ungfiskbestanden (elfiske) på to lokaliteter i perioden 1991-2001 (jf. figur 1).

På st. 2 var det i de to referanseårene 1984 og 1991 gode tettheter av ørretunger (figur 13). På grunn av høstflom ble det ikke fisket her i 1992, men i 1993 var tetthetene lavere. Siden har tetthetene av ørret variert mye mellom år i perioden 1994-2001, men alltid med lavere tettheter enn i 1984 og 1991. Tettheten av årsyngel har i alle år vært liten, og er generelt vanskelig å beregne i et såpass grovsteinet elveløp. Det ble satt ut laksunger i dette området høsten 1993 og 1996, noe som har gitt tettheter av laksunger mellom på 3 og 70 individer pr. 100 m² (figur 13).

På st. 3 har tetthetene av ørret variert svært mye. Før regulering var tetthetene 3-8 ind. pr. 100 m², mens de årene etter har variert fra 0 til 8 pr. 100 m². Etter 1995 har vi funnet lite ørret på lokaliteten, og i 1996 og 2001 ble det ikke påvist fisk til tross for elfiske av et relativt stort areal. Også i 1997 og 1998 var tetthetene meget lave. Det har ikke vært satt ut laks her. Basert på disse dataene er det lite trolig at det har vært noen ørretbestand av betydning i terskeldammene som ble etablert i 1996.

I tillegg til data fra de to stasjonene finnes noe data fra st.1 som ligger ca. 150 m ovafor samløp Dalåa. Siden stasjonen er flyttet i forbindelse med forbygging og utretting av elva, er ikke dataene direkte sammenlignbare mellom år. Data herfra i enkeltår tyder imidlertid på svært variabel tetthet av ørret.

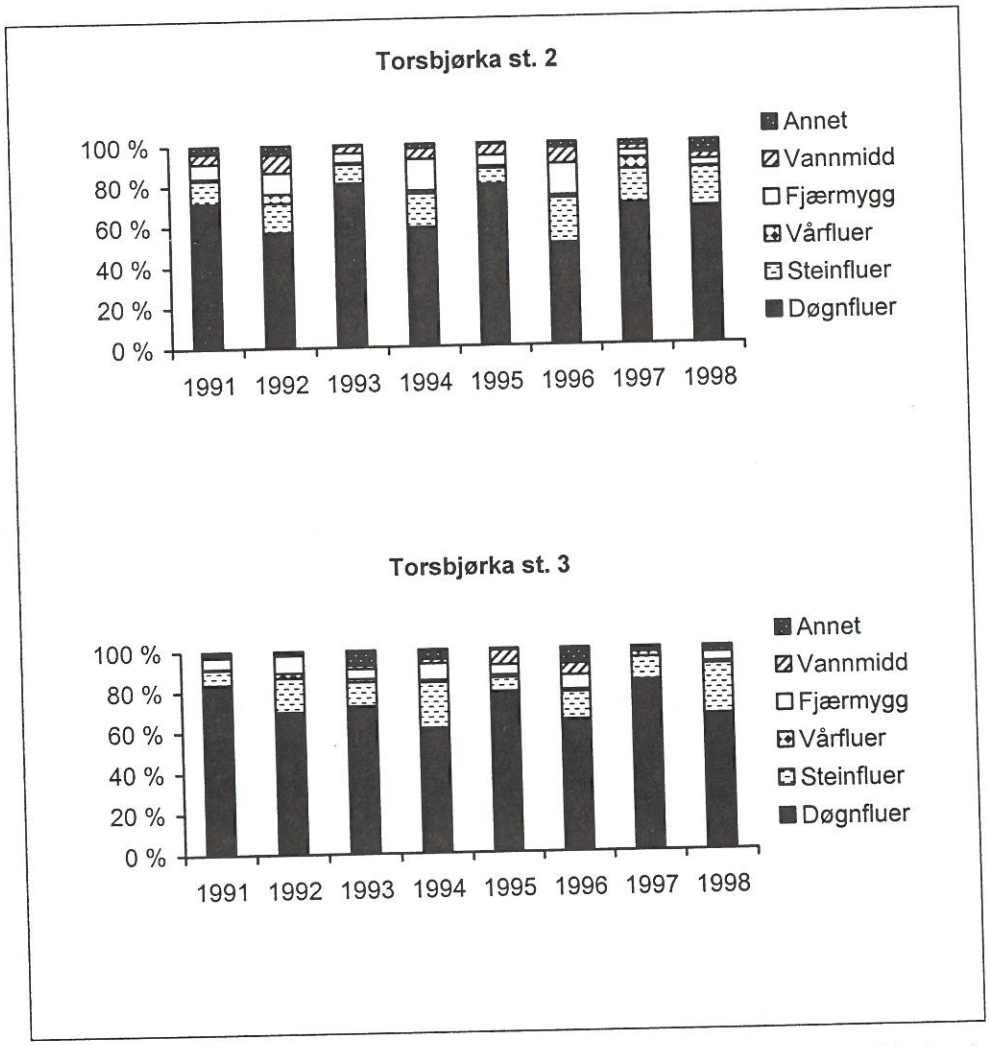


Figur 13. Observerte tettheter (N/100 m²) av ørret- og laksunger på to stasjoner i Torsbjørka basert på tre omgangers elfiske. * = ikke data

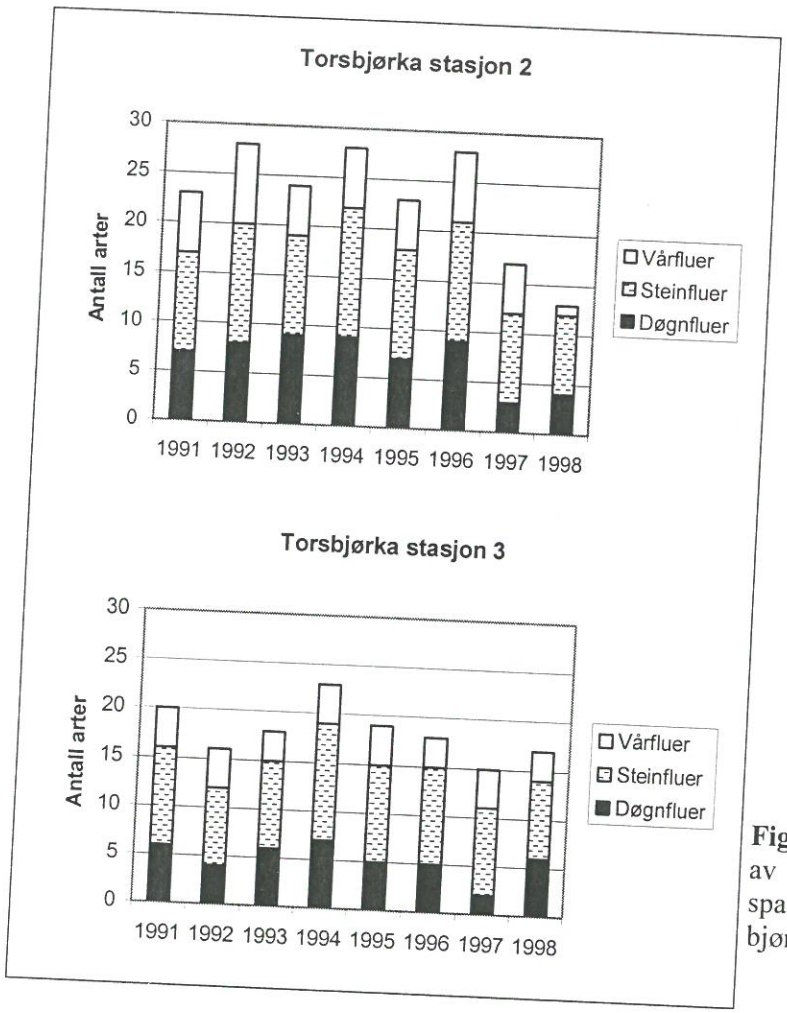
5.2.2 Bunndyr 1991-1998

I Torsbjørka ble det tatt kvalitative bunndyrprøver 3-4 ganger årlig på de to elfiskestasjonene. Faunasammensetningen (prosent) av dyregrupper er vist i figur 14. Døgnfluer var dominerende dyregruppe i antall på begge stasjonene i alle år. Dernest var steinfluer, fjærmygg, vannmidd og vårfluer dominerende i antall. Gjennomgående ble det årlig påvist 10-12 dyregrupper på stasjon 2 og 7-10 dyregrupper på stasjon 3. Gjennomsnittlig antall individer pr. prøve varierte mellom 49 og 398 på stasjon 2 og mellom 75 og 678 på stasjon 3 (figur 14). Det var ingen markert endring i mengde bunndyr pr. prøve før/etter regulering, men en nedgang i antall i 1997-98 på stasjon 2 og markert nedgang i 1998 på begge stasjonene sammenlignet med tidligere år.

Artssammensetningen innen døgnfluer, steinfluer og vårfluer er gitt i vedlegg 3, mens artsantallet er vist i figur 15.



Figur 14. Faunasammensetning (i prosent) på to stasjoner i Torsbjørka i perioden 1991-1998 basert på sparkeprøver (R1).



Figur 15. Minimum antall påviste arter av døgnfluer, steinfluer og vårfluer i sparkeprøver fra to stasjoner i Torsbjørka 1991-1998.

På stasjon 2 har artsantallet av døgnfluer, steinfluer og vårfluer i prøvene vært på totalt 23-28 i 1991-96, men ble redusert til 17 og 13 i henholdsvis 1997 og 1998. Både artsantallet og individantallet av døgnfluer og vårfluer gikk ned, mens steinfluene holdt seg i antall påviste arter. Døgnfluene som synes særlig sensitive i forhold til tungmetallpåvirkning forekom med bare tre og to arter på henholdsvis stasjon 2 og 3 i 1997. Antall individer i prøvene var også lavt i begge årene 1997-98, og faunaen helt dominert av arten *Baetis rhodani* som er en tolerant art i forhold til tumgmetaller. Den finnes i de fleste elver og bekker, og både mengde og sammensetning av døgnfluefaunaen på begge stasjonene i Torsbjørka kan tyde på et stresset samfunn. Antall arter steinfluer varierte lite i hele perioden 1991-98, mens vårfluefaunaen var særlig artsfattig i 1998 på begge stasjonene.

Utenom 1997-98 viser ikke dataene noen tydelig endring i artssammensetningen i årene før (1991-93) sammenlignet med etter regulering (1994-96). Steinfluefaunaen er rikt utformet, mens døgnfluefaunaen er fattig og helt dominert av én art. Vanndekket areal har imidlertid blitt redusert slik at den totale mengde bunndyr som produseres i elva er redusert.

5.2.3 Bunndyr, fisk og tungmetaller

Torsbjørka påvirkes av avrenning fra tidligere gruvevirksomhet, og de største tungmetalltilførslene til vassdraget kommer via Skakkerbekken (også kalt Gruvebekken) og Mannlibekken som kommer inn i Torsbjørka nedafor inntaket til overføringstunnellen. Høsten 1997 ble det

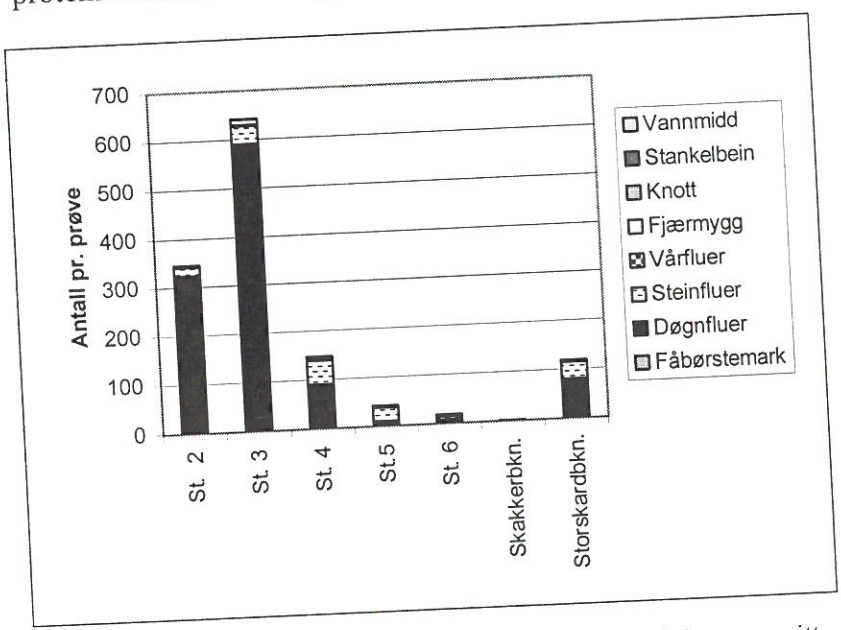
tatt prøver fra Mannseterbakken (st. 3) og oppover til Skakkerbekken som har utløp i Torsbjørka like ved den upåvirka Storskardbekken.

Høstprøvene i 1997 viste en klar sonering i faunaen oppover Torsbjørka, med minkende mengde og lavere artsmangfold opp til Skakkerbekken (figur 16). Mens bunndyrmengdene lå på henholdsvis 345 og 642 individer pr. prøve på stasjon 2 og 3, var mengdene bare 42 og 19 individer pr. prøve på stasjon 5 og 6. I Skakkerbekken ble det bare påvist ett individ, mens det var 118 individer i en prøve fra Storskardbekken.

Artssammensetningen av døgnfluer, steinfluer og vårfluer (tabell 3) viser et redusert mangfold oppover Torsbjørka. Totalt ble det på denne ene prøverunden registrert 3 arter døgnfluer,10 arter steinfluer og 6 arter vårfluer. På stasjon 2 ble det påvist 3 arter døgnfluer, mens vi normalt ville forvente å påvise i hvert fall 5-6 arter på denne årstiden. Bare én art, *Baetis rhodani,* ble påvist ovafor Mannseterbakken og i avtagende antall til samløp Skakkerbekken. Det er også kjent fra bl.a. undersøkelser i øvre Gaula at *B. rhodani* er den mest tolerante av døgnflueartene overfor gruvevann med høyt metallinnhold av bl.a. kobber (Arnekleiv & Størset 1995). Undersøkelen i Gaula viste også at steinfluene generelt har en høyere toleranse for metallholdig vann enn døgnfluene. Men også steinfluefaunaen i Torsbjørka var mer artsfattig på stasjon 5 og 6 enn på stasjon 2, 3 og 4. Det samme var tilfelle for vårfluene (tabell 3).

Analyser av tungmetallinnholdet i elvevatnet fra flere punkter i Torsbjørka (Iversen et al. 1998, Reinertsen 1998) viser at kobberinnholdet i både Skakkerbekken og Mannlibekken i perioder ligger langt over det som er dødelig for bunndyr basert på erfaringer fra bl.a. Gaula og Folla. Kobberinnholdet nederst i Torsbjørka, nær st. 2, lå i september 1997 også over det nivået som ga skader på spesielt døgnfluefaunaen i Gaula (48 µg Cu/l).

Forsøk med å sette ut fisk i bur ga en stor dødelighet på ørreten nederst i Torsbjørka mens dødeligheten var lavere for ørret holdt i bur ovafor samløp Skakkerbekken (Gruvbekken) (Iversen et al. 1998). Ørret fra Torsbjørka hadde også høyere nivåer av det metallbindende proteinet metalltionin i gjeller og lever sammenlignet med fisk fra Tevla (Iversen et al. 1998).



Figur 16. Faunasamensetning og mengde bunndyr (gjennomsnittlig antall pr. prøve) i regulert del av Torsbjørka opp til samløp Skakkerbekken som har tilsig fra Torsbjørka gruve.

Tabell 3. Artssammensetning (gjennomsnittlig antall ind./prøve) av døgnfluer, steinfluer og vårfluer i Torsbjørka i oktober/november 1997, basert på sparkeprøver (R1)

	St. 2	St. 3	St. 4	St. 5	St. 6	Skakker-bekken	Storskard-bekken
Døgnfluer (Ephemeroptera)							
Ameletus inopinatus	2	2					
Baetis rhodani	321	588	91	11	8		79
Baetis muticus/niger	1						
Steinfluer (Plecoptera)							
Diura nanseni		1	2	1			3
Isoperla sp.	1	2	11	14	3		25
Taeniopteryx nebulosa		1	5				
Brachyptera risi		7	15	4	2		3
Siphonoperla burmeisteri	2	2	1				
Nemoura sp.			1				
Amphinemura sp.	4	3	3				
Capnia sp.	6	8	9	8	1		3
Leuctra sp.	4	13	2				
Leuctra nigra	0	1					
Vårfluer (Trichoptera)							
Rhyacophila nubile	0,5	1	1	0,5			
Oxyethira sp.	1	3					
Plectrocnemia conspersa		0,5	1		1	1	1
Apatania sp.	2	2					
Halesus sp.				1			
Limnephilidae			1				1

5.2.4 Diskusjon

Undersøkelsen tyder på at ørretbestanden i Torsbjørka er tynn og variabel mellom år, og at bestanden er sterkt redusert i øvre deler (Mannseterbakken, st. 3) etter 1995. Dette kan ha sammenheng med reguleringen og en sekundæreffekt i form av høyere tungmetallbelastning. En rapport fra NIVA konkluderer med at reguleringen sannsynligvis har medført høyere belastning av tungmetaller, særlig kobber, siden fortynningen er blitt mindre ved redusert vannføring og en har tilførsel av tungmetallholdig vann nedenfor inntaket fra både Skakkerbekken og Mannlibekken (Iversen et al. 1998). Dette understøttes videre av en resipientundersøkelse i 1997 (Reinrtsen 1998) og av våre bunndyrundersøkelser som viser klare forurensningseffekter på bunndyr i hele Torsbjørka nedenfor inntaket, og med størst negative effekter ned til Mannseterbakken (jf. kap. 5.2.3). Det er tydelig at tungmetallholdig vann fra Skakkerbekken påvirker bunnfaunaen negativt i hvertfall ned mot Mannseterbakken og trolig helt til samløpet Dalåa. Sannsynligvis har også tilførsler fra Mannlibekken negativ påvirkning på dyrelivet i Torsbjørka. Redusert artsmangfold og mengde bunndyr i Torsbjørka de siste årene (jf. kap. 5.2.2) kan ha årsak i episoder med høye verdier av kobber i vannmassene. Reinertsen (1998) peker på en sterk økning i tilførsel av tungmetaller til Torsbjørka i regnværsperioder, og særlig i september 1997 ble det målt spesielt høye verdier, noe som også er beskrevet i NIVA-rapporten. Dette kan være forklaringen på at både totalmengden bunndyr i prøvene og artsmangfoldet av døgnfluer var redusert i 1997 og 1998 i forhold til tidligere år. Dette sam-

svarer med at vi ikke finner en tilsvarende negativ utvikling i døgnfluefaunaen i Tevla disse årene. Tevla er ikke påvirket av tungmetallavrenning fra gruver.

Riktignok har Torsbjørka vært negativt påvirket av tungmetaller også før reguleringen, og ørretbestanden var også liten og variabel før reguleringen. I forundersøkelsen heter det: " Det antas at ørretbestanden nedenfor planlagt inntak er relativt tynn, noe også elektrisk fiske på tre utvalgte stasjoner bekrefter" (Arnekleiv 1985). Imidlertid viser våre undersøkelser en negativ utvikling i tettheten av ørret etter reguleringen og NIVA sine forsøk en negativ påvirkning på ørretbestanden i form av dødelighet og forhøyete verdier av metalltionin i gjeller og lever. Når vi vet at "fortynningseffekten" er redusert som følge av reguleringen, og det ved enkeltstående målinger er påvist et kobberinnhold som normalt gir dødelighet på bunndyr og laksefisk, er det sannsynliggjort at reguleringen har forverret forholdene for ørreten, særlig fra inntaket ned til området Mannseterbakken, men sannsynligvis helt ned til samløp Dalåa.

Andre mulige forklaringer på redusert mengde ørret i Torsbjørka (særlig st. 3) kan være bunnfrysing av terskeldammene om vinteren, noe som er rapportert (Leif Dalånes pers. medd.). Redusert nedvandring av fisk fra ovenforliggende elver og vatn siden flommene er redusert kan ha bidratt til redusert rekruttering, men her kommer det forholdet inn at Torsbjørka stedvis er metallforurenset høyere opp bl.a. fra Kongens gruve. For nedre deler er det imidlertid sannsynlig med redusert nedvandring av fisk fra Fossvatna via Vatnbekken til Torsbjørka, men det er vanskelig å si hvor stor negativ betydning dette har fått på bestanden.

Som avbøtende tiltak er det utført terskelbygging fra inntaket og ned til Mannseterbakken. Det er videre foretatt kulpgraving og elvekorrigering i området Mannseterbakken og i nedre deler ved Tronset. Det er godt dokumentert at terskelbygging kan være et godt tiltak for å opprettholde ørretbestander i regulerte vassdrag med redusert vannføring. Effekten i øvre del av Torsbjørka er mer usikker på grunn av den økte tungmetallbelastningen. Selv om det ikke er utført noe eget prøvefiske (garnfiske) i terskeldammene, tyder resultatene fra elfisket på at det neppe har vært noen ørretbestand av betydning her etter 1995. Sannsynligvis har reguleringen forverret mulighetene for en fortsatt ørretproduksjon i dette området. I nedre del viser undersøkelsen at en fortsatt har en ungfiskbestand av både ørret og utsatt laks, og kulpgraving har sannsynligvis bidratt til økt mulighet for vinteroverlevelse på angitte minstevannføringer. Dette står forsåvidt i motstrid til forsøkene fra NIVA hvor det ble funnet stor dødelighet på ørret i burforsøkene herfra, men vi vet at tungmetallbelastningen kan variere raskt og mye over året. Det kan derfor ha vært enkeltepisoder med dødelighet selv om vi har observert fisk i området hvert år.

Siden det synes å være en svært tynn fiskebestand i Torsbjørka nedenfor inntaket etter reguleringa, vil vi også anta at bruken knytta til sportsfiske er blitt sterkt redusert. Dette vil sannsynligvis være tilfelle inntil en eventuelt får redusert metalltilførslene til elva.

5.2.5 Vurdering av minstevannføring

Minstevannføringa var på det laveste nivået (0,1-0,2 m^3/s) fram til okt. 1996, og har deretter vært henholdsvis 0,2 m^3/s om vinteren og 0,5 m^3/s om sommeren. I tillegg var det et noe større tilsig fra restfeltet i perioder i 1997 enn tidligere år. Det er ingenting i tetthetsdataene som tyder på en økt tetthet eller økt overlevelse av ørret i den siste kontra den første perioden med minstevannslipp. Variasjonene i minstevannslippet er også svært små, og det synes ikke mulig å relatere eventuelle endringer i fiskebestandene til endringer i minstevannslippet ut fra

foreliggende data. Flere andre faktorer som bl.a. økt tungmetallinnhold i vannmassene vil sannsynligvis overstyre effekten av den lille økningen i minstevannføring. Denne har sannsynligvis ikke har vært tilstrekkelig til å fortynne metallinnholdet så mye at det ikke skader fiskebestanden eller bunndyrene. Tvert imot ser det ut til at regnskyll og noe større tilsig i sommer- og høstmånedene i 1997 kan ha utløst ekstra stor tungmetallbelastning som har hatt en negativ effekt på bunndyrene og ørretbestanden selv om det da ble sluppet mest minstevann.

Det kan stilles spørsmål ved om prøvetakingsopplegget i Torsbjørka har hatt en oppløsning og nøyaktighet som gjør det mulig å detektere effekter av så små vannføringsforskjeller som mellom 0,1 og 0,5 m³/s. Andre faktorer som variasjoner i naturlig tilsig, årstidsvariasjoner i bunndyr- og fiskebestandene og tilfeldige utslag av prøvetaking/metode kan ha innvirket mer på resultatene enn minstevannslippet. Det er imidlertid begrensninger i hvor fintoppløselig og omfattende en slik feltundersøkelse kan gjøres og det ble i dette tilfelle prioritert å gjøre mer inngående undersøkelser i Dalåa. Vi vil likevel forvente at **vesentlige** utslag på dyrebestandene blir fanget opp med de metodene og opplegget som er benyttet.

Vi konkluderer med at reguleringen har hatt en negativ effekt på ørretbestanden og bunndyrene i Torsbjørka, hovedsakelig gjennom redusert vannføring og økt metallinnhold. De framlagte data på fisk og bunndyr gir imidlertid ikke grunnlag for å kunne anbefale en minstevannføring innenfor de små intervaller/grenser som er gitt.

Det kan argumenteres for at vannslippet i Torsbjørka bør være høyest mulig for å få en så stor fortynning av metallinnholdet i vannet som mulig. Resultatene fra undersøkelsene på fisk og bunndyr tyder imidlertid på at verken bunndyrmengder, biologisk mangfold eller fisketetthet var vesentlig større/bedre i perioden hvor det ble sluppet minstevannføring opp mot øvre grense kontra perioden hvor det ble sluppet minstevannføring ned mot den nedre grensen, heller tvert om.

Så lenge en ikke fjerner kildene til metallforurensningen synes det svært tvilsomt om en får noen store forskjeller i fiske- og bunndyrbestandene med den ene eller andre minstevannføringen innenfor det fastsatte intervallet på 0,1-0,5 m³/s. Episoder med utvasking av tungmetaller som gir dødelighet på fisk og bunndyr vil ha en avgjørende innvirkning på dyrebestandene. Det kan derfor være viktigere å prioritere noe høyere minstevannføring i de elvene der en kan få en mer positiv effekt på bunndyr og fisk, bl.a. i Dalåa. Ut fra denne argumentasjonen foreslår vi en minstevannføring i Torsbjørka på 0,1-0,2 m³/s. Fra naturens side er det stor variasjon mellom sommervannføring og vintervannføring i Torsbjørka, og faunaen er tilpasset dette. For å kunne ivareta en viss variasjon mellom sesongene også på disse lavvannføringene foreslås en differensiering i minstevannføringa. Ved valg av tidsperioder for sommer- og vintervannføring tar vi utgangspunkt i vårflommens start og normal avkjøling og redusert vannføring om høsten under uregulerte forhold.

Med bakgrunn i argumentasjonen som er benytta over, og med nåværende tilsig av tungmetaller nedenfor inntaket, foreslår vi en minstevannføring i Torsbjørka på 0,2 m³/s i perioden 01.05.-14.10. og 0,1 m³/s i perioden 15.10.-30.04. Dersom det foretas en opprydding i gruveområdene og tilsiget av tungmetaller nedenfor inntaket i Torsbjørka reduseres vesentlig, bør det gis muligheter for en fornyet vurdering av minstevannslippet.

5.3 Dalåa

5.3.1 Prøvefiske med garn før og etter regulering

I Dalåa er det begrensede områder som egner seg for prøvefiske med garn. Ved forundersøkelen i 1984 ble det satt garn av bare to maskestørrelser (21 og 26 mm) i en naturlig høl ved Storuddu og i Øydammen. Videre ble det prøvefisket i samme område i september 1994. Dette var kort tid etter reguleringen ble tatt i bruk, og vi antar at fiskesamfunnet ikke hadde endret seg mye i løpet av sommeren slik at vi kan anta at det grovt sett representerer en bestandssituasjon før regulering. Riktignok ble det satt ut laksunger på strykstrekninger høsten 1993, men ikke i de stilleflytende partiene. Videre er det prøvefisket i samme område i 1996 og i 1999. Siden det bare ble brukt to maskevidder i 1984 må sammenligningen basere seg på kun disse. Resultatene er gjengitt i tabell 4.

Utbytte på 26 mm garn var nokså likt i de to periodene. I 1984 var utbytte lavt, men betydelig høyere i 1994, mens det var lavt igjen i 1996 og betydelig høyere i 1999. Gjennomsnittsvekta er også nokså jevn i de to periodene, men baserer seg på svært lite antall fisk. På 21 mm garn var utbyttet både i antall og vekt litt høyere i siste periode, mens fiskens gjennomsnittsvekt var størst i 1984. Dette er også tilfelle om en ikke regner med fisk over 800 g (gj.sn.vekt 142 g).

Relativt småmaska garn som benyttet her fanger normalt små fisk av størrelse 18-26 cm (70-150 g). Likevel ble det på disse garna tatt fem fisk over 200 g i 1984, hvorav de to største var på 1050 og 1100 g. I 1994 og 1999 ble det i tillegg brukt grovmaska garn, og mens vi i 1994 fikk fisk på 400 g og 1230 g, var største fisk i 1999 på 292 g. Vi har også fisket noen ganger utenom disse årene for å undersøke predasjonen av ørret på utsatte laksunger. Under dette fisket har vi bare fått små ørret, mest under 100 g, men en del opp til 150-250 g.

Selv om bygging av terskel på Øydammen og steinsetting nok har bedret oppvekstmulighetene for ørret i dammen noe, tyder undersøkelsene på at mengden fisk av attraktiv størrelse for konsum er betydelig redusert etter regulering. Årsakene til dette er ikke klarlagt, men kan være flere; redusert nedvandring ved reduserte flommer, økt vinterdødelighet på grunn av lite vann, redusert reproduksjon, redusert produktivt areal for oppvekst, konkurranse med laks, effekt av garnfiske.

Tabell 4. Utbytte av prøvefiske med bunngarn (26 mm og 21 mm) i Dalåa, Storuddu-Øydammen, før og etter regulering

Dato/år	Maskevidde (mm)	Antall pr. garnnatt	Gram pr. garnnatt	Gjennomsnittsvekt (g)	Antall fisk	Største fisk (g)
Juni 1984	26	0,6	63	105	3	153
Sept. 1994	26	2,5	375	150	5	216
Okt. 1996	26	0,5	51	102	1	102
Sept. 1999	26	3,0	695	154	18	266
Juni 1984	21	2,4	317	167	34	1100
Sept. 1994	21	3,0	204	68	9	114
Okt. 1996	21	6,8	532	78	34	112
Sept. 1999	21	4,0	361	90	8	124

Vi har ikke kvantitative mål på betydningen av steinsettingen (steinrøysa) i dammen, men vi har som regel fått mer fisk på garn satt i nærheten av røysa i forhold til garn satt ellers i dammen. I juli 1997 fikk vi 32 ørret på ett 21 mm garn satt rett oppstrøms steinsettinga, mens vi fikk 30 ørret på fem garn av samme maskevidde satt andre steder i dammen. Også en stikkprøve med elfiske på steinrøysa sommeren 1998 viste at det stod mye større laksunger her. Sannsynligvis har steinsettinga skapt ekstra med skjulplasser for både laks og ørret i dammen, og må ses på som et vellykket tiltak.

Ørreten i Dalåa er typisk elvefisk; forholdsvis mager og med overveiende kvit kjøttfarge. Gjennomsnittlig kondisjonsfaktor de ulike år varierte mellom 0,86 og 0,95 (tabell 5). Den ene fisken på 1230 g i 1994 var svært mager med k-faktor 0,76. I prøvefisket i 1999 var andelen gytefisk 73 % i størrelsesgruppen 20-30 cm, og det ble også registrert gytefisk i størrelsesgruppen 15-20 cm.

For å få noe data på omfanget av predasjon på laksungene fra den stedegne ørretbestanden, ble det enkelte år tatt mageprøver av ørretene. I to år ble garnfisket gjennomført før ny utsetting av laksunger var foretatt (september 1994 og juli 1997), mens i 1999 ble det tatt mageprøver av ørret noen dager etter at laksungene var satt ut. Resultatene er vist i tabell 6. I september 1994 hadde 17 % av ørreten spist laksunger, mens bare 1 % hadde laksunger i magen i juli 1997. Laksungene er sannsynligvis mest utsatt for predasjon fra ørret like etter utsetting, for i september 1999 hadde 54 % av ørretene spist laksunger. Ørret helt ned i 14,5 cm hadde spist laksunger! Gjennomsnittsstørrelsen på ørret med laksunger i magen var 23,7 cm, og største fisk 31 cm (1999-data). Størrelsen på settefisken varierte mye, men var gjennomgående 5-8 cm.

Tabell 5. Kondisjonsfaktor til ørret fanget på garn i Dalåa 1994-99

	<5,1	5,1-10	10,1-15	15,1-20	20,1-25	25,1-30	30,1-35	35,1-40	>40	Gj.snitt (av all fisk)
1994	0	0	0,91	0,82	0,90	0,88	0	0	0,76	**0,86**
1996	0	0	0	0,93	0,91	0	0	0	0	**0,92**
1997	0	0	0,91	0,91	0,91	0,92	0	0	0	**0,91**
1998	0	0	0	0,93	0,96	0	0	0	0	**0,95**
1999	0	0	0,93	0,89	0,94	0,97	0,98	0	0	**0,95**
Gj.snitt (av gj.snitt)			**0,92**	**0,90**	**0,92**	**0,92**	**0,98**		**0,76**	

Tabell 6. Oversikt over ørret i Dalåa med laksunger i magen

År	Antall undersøkt	Antall mager med laks	Prosent
1994	35	6	17
1997	84	1	1,2
1999	35	19	54
Sum	**154**	**26**	**17**

Utenom Øydammen er det få større høler og terskeldammer som gir oppvekstmuligheter for ørret av noe størrelse før en kommer til inntaksdammen for gamle Nustadfoss kraftverk. Vi har ikke data som kan vise utviklingen i ørretbestanden her, men vil anta at forholdene er likenende som i Øydammen. De tiltakene som er bygd i Dalåa er først og fremst innrettet mot å gi gode oppveksthabitater for laks, og terskeldammene ved Dalåneset og Nesheim er små og gir begrensa muligheter for oppvekst av ørret. Ved Brenna er terskeldammen høyere og gir derfor større dybde og noe bedre habitat for en ørretbestand. Her er det for øvrig bygd ei fisketrapp i terskelen med tanke på å lette gyteoppvandring fra inntaksdammen ved Nustadfoss til strykpartier lenger opp som vil være aktuelle gyteområder. Denne oppvandringen hadde ellers vært vanskelig i den bratte terskelen. Vi har ikke data som viser hvordan denne trappa fungerer, men erfaringer fra tilsvarende fisketrapper er gode (Reidar Grande pers. medd.).

5.3.2 Ungfisktettheter på referansestasjoner 1991-1999

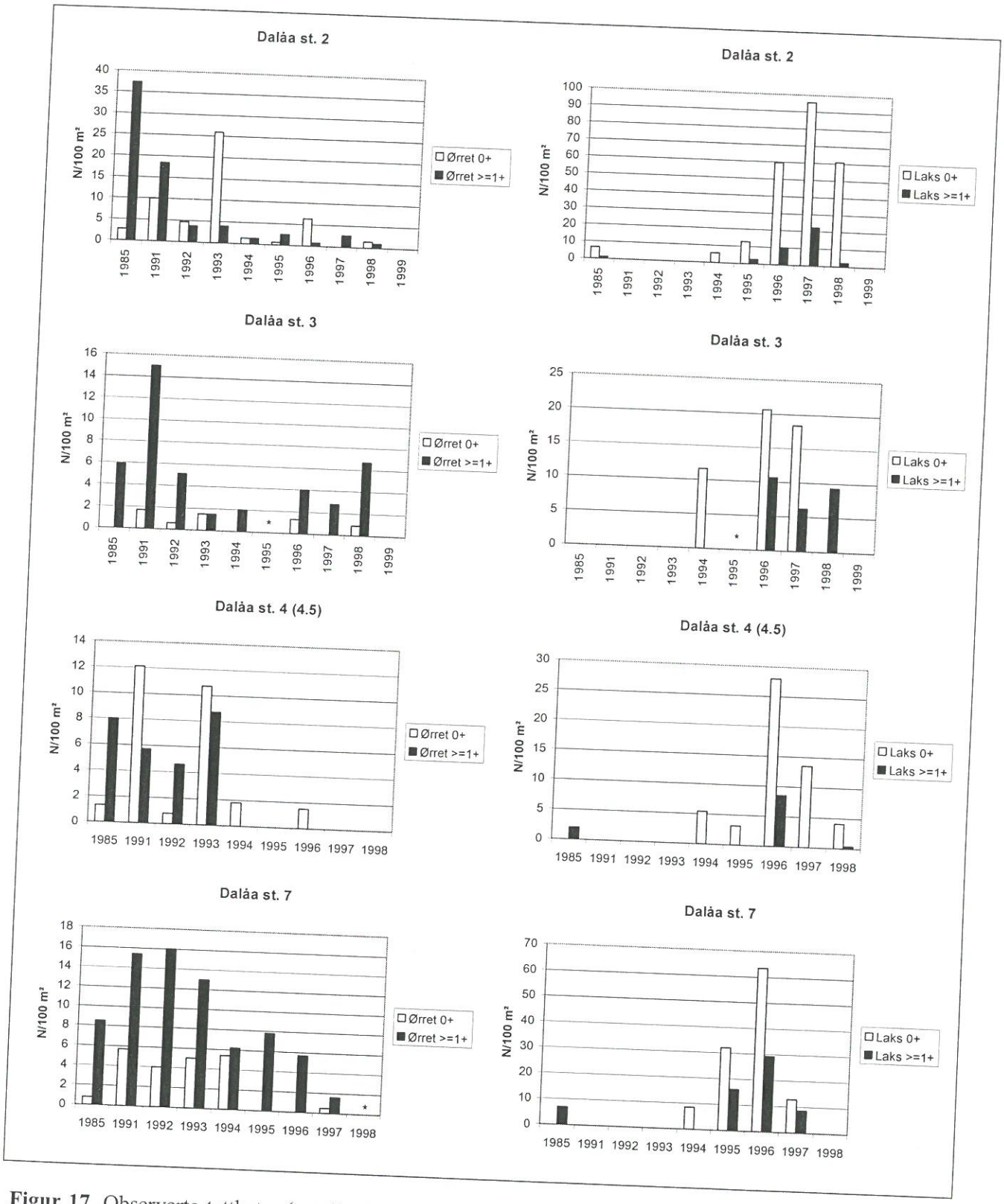
På strykpartier er tettheten av ungfisk undersøkt med elektrisk fiske årlig i perioden 1991-1999 på fire områder i Dalåa; st. 2, 3, 4 og 7 (figur1). Videre har vi data fra forundersøkelsen i 1985 og supplerende innsamling i 2001. Utenom dette er det foretatt ungfiskregistrering på st. 1 til kun to tidspunkter.

Siden fisketetthetene i perioder har vært lav, har det ikke vært mulig å beregne egentlige fisketettheter av ørret etter Zippin-metoden, og resultatene er oppgitt som antall ørret observert pr. 100 m² etter tre omgangers elfiske. Resultatene er vist i figur 17.

På stasjon 2 og stasjon 4 er det en sterk reduksjon av ørret etter 1993. På stasjon 4 er denne reduksjonen nær 100 %. På stasjon 3 er derimot tettheten av ørretunger ganske jevn på 2-6 fisk pr. 100 m² i hele perioden utenom 1992 hvor tettheten var betydelig høyere. I tillegg har vi data fra flere av forsøksfeltene hvor det har vært satt ut laksunger. Mens det våren 1994 var en tetthet på 2-30 ørretunger pr. 100 m² på disse feltene, er det nesten ikke påvist ørret her etter 1996, derimot har tetthetene av utsatte laksunger vært meget høy (jf. kap. 5.3.3). På referansestasjonen ovafor inntaket (st. 7) har en også hatt en nedgang i tetthetene av ørret etter 1993 (figur 17). Dette kan settes i sammenheng med utsetting av laksunger. Laks og ørret vil konkurrere om de samme oppholdsplassene, og laksen vil være særlig konkurransesterk på strykpartier. Kombinasjonen av redusert vannføring, utsetting av laks og tiltak som favoriserer laks synes å ha gitt en til dels kraftig reduksjon i ungfiskbestanden av ørret på steder med lakseutsetting. Dette vises særlig godt på resultatene fra forsøksområdene (jf. kap. 5.3.3).

Resultatene viser mengde småørret i det gjenværende vanndekte arealet. En må imidlertid også ta i betraktning at dette produktive arealet er betydelig redusert etter regulering med redusert vannføring. Reduksjonen i vanndekt areal vil imidlertid avhenge av elvetopografien og variere mellom elvestrekninger. Utenom forsøksfeltet på Øyvollen foreligger det ikke data som kan vise hvor stor denne reduksjonen i produktivt areal er. På Øyvollen er vanndekt areal ca. halvert fra en vannføring på 10 m³/s til en vannføring på 1 m³/s, og etter tiltak viser simuleringene en halvering i vanndekt areal fra 2 m³/s til 0,5 ³/s (data fra Harby og Bakken 1996).

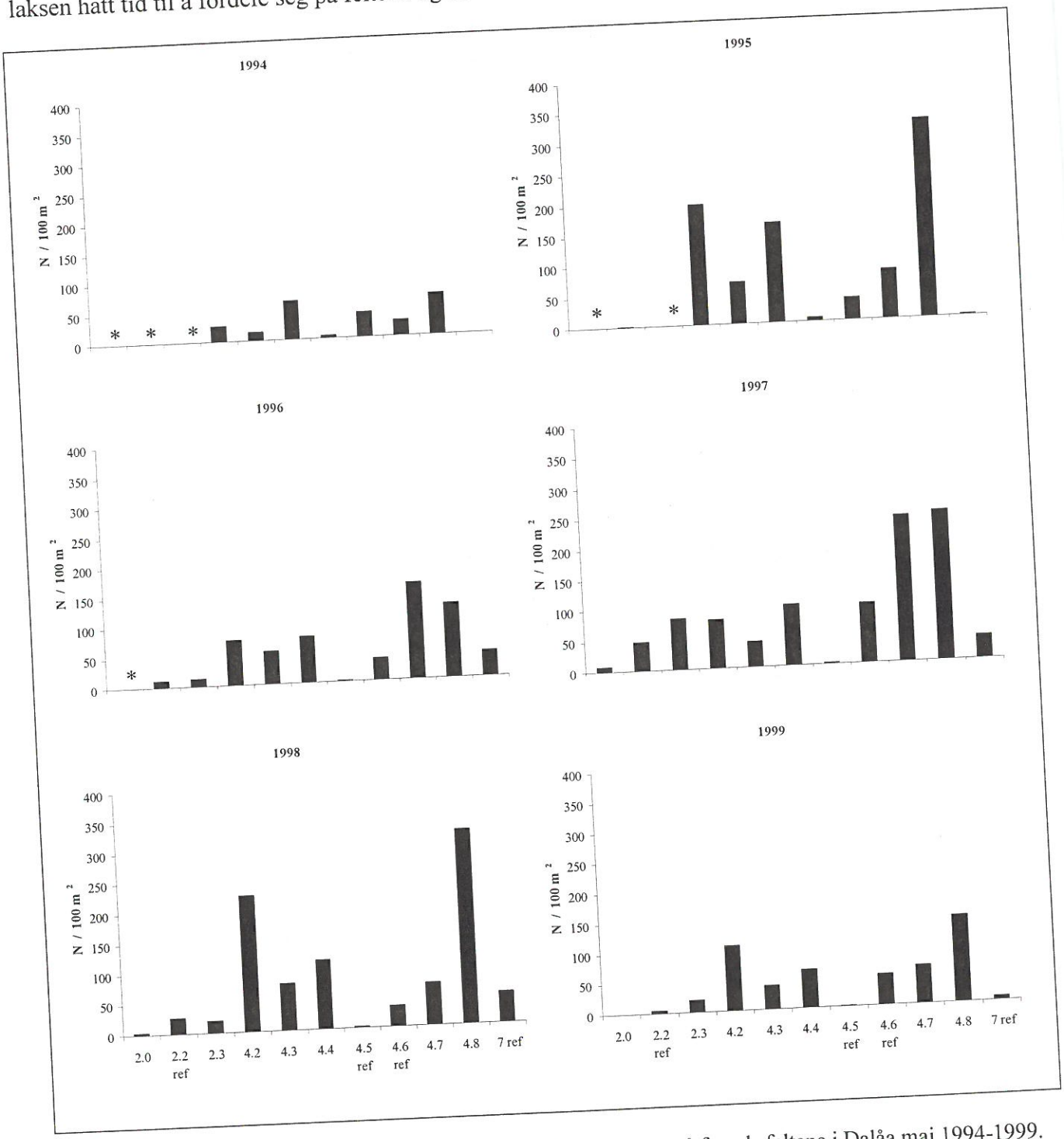
Stasjon 1 i Dalåa var en god ørretlokalitet med lav vannhastighet og grovt substrat nær land før regulering, men er totalt endret etter regulering ved at vannstanden ikke lenger når opp i de gode oppvekstområdene. Det ble imidlertid påvist en del ørret på deler av området i 2001, men oppvekstarealene her er sterkt redusert på alle de gitte minstevannføringene.



Figur 17. Observerte tettheter (antall pr. 100 m²) av ungfisk av ørret og laks på faste stasjoner i Dalåa i perioden før (1985-1993) og etter (1994-1999) regulering. Stasjon 7 er referansestasjon ovafor inntaket.

5.3.3 Forsøkstiltak og minstevannføringer - effekter på utsatte laksunger

Tettheten av laksunger på forsøksfelter og referansefelter ble undersøkt med tre omgangers elfiske to til fire uker etter utsetting på høsten (oktober), og rett etter isløsning i mai. Som et mål på fordeling av laks på feltene velger vi å presentere data fra våren. Da har den utsatte laksen hatt tid til å fordele seg på feltene og etablere territorier. Resultatene er vist i figur 18.



Figur 18. Tettheter (antall pr. 100 m^2, Zippinestimat) av lakseunger på forsøksfeltene i Dalåa mai 1994-1999.

* = ikke data

I alle år var tetthetene signifikant høyere på forsøksfelt Øyvollen (st. 4.2-4.8) enn på forsøksfelt Nesheim (st. 2.0-2.3). Tiltaksfeltet på Nesheim (st. 2.3) hvor det ble foretatt harving for å få ut finstoffet og skape bedre skjulplasser ga på langt nær så gode tettheter av laksunger som steinutlegging, strømstyring og bunnjustering. Til tross for at det ble satt ut laksunger til tilnærmet lik tetthet på alle feltene, varierte tetthetstallene mellom feltene på våren fra 0 til 325 laksunger pr. 100 m². På Nesheim var det spesielt lav tetthet av laksunger på stasjon 2.0 (terskelbassenget) og lave, men forholdsvis jevne tettheter på stasjonene 2.2 og 2.3, med unntak av mai 1997 hvor tetthetene på st. 2.3 var 84 laksunger pr. 100 m². Størst gjennomsnittlig tetthet (1994-99) ble registrert på tiltaksfeltene 4.2, 4.4, 4.7 og 4.8. På Øyvollen var gjennomsnittlige tetthetsverdier for tiltaksfelter og referansefelter om våren henholdsvis 112,9 og 25,7 laksunger pr 100 m^2 , mens tilsvarende tettheter om høsten var henholdsvis 174,4 og 43,2 pr. 100 m². Tiltaksfeltene hadde signifikant høyere tetthet enn referansefeltene (Mann-Whitney, $p < 0{,}000$) gjennom hele forsøksperioden 1994-1999.

Også referansefeltet i uregulert elv (st. 7) hadde lavere tettheter enn på tiltaksfeltene på Øyvollen (figur 18). Vanndekte arealer er imidlertid relativt større på uregulerte enn regulerte elvestrekninger.

Resultatene viser at en gjennom å optimalisere forholdene for oppvekst av laksunger gjennom biotopjusterende tiltak, kan mangedoble elvas bæreevne på lave vannføringer. Størst tetthet totalt ble oppnådd på st. 4.8 om høsten med maksimalt 553 laksunger pr. 100 m² (oktober 1996, tabell 7), men også om våren var det høye tettheter på denne stasjonen (figur 18).

Tabell 7. Beregna tettheter (antall fisk pr. 100 m^2) av laksunger på referanse- og tiltaksfelter, Øyvollen i Dalåa. Verdier med uthevet skrift er observerte tettheter.

	mai -94	okt. -94	mai -95	okt. -95	mai -96	okt. -96	mai -97	okt. -97	mai -98	okt. -98	mai -99
4.2 stein	26,2	156,6	197,6	73,1	76,0	**211,7**	**80,0**	95,5	225,7	152,1	108,6
4.3 kulp	14,3	67,8	68,7	ikke fisk	55,6	177,8	**42,2**	**62,1**	78,0	171,0	39,4
4.4 stryk stein	64,9	248,4	164,0	137,1	78,0	234,6	100,0	40,8	115,3	65,1	64,0
4.5 ref	4,8	5,8	5,8	3,5	1,7	39,2	2,3	17,3	**2,3**	4,7	1,2
4.6 ref	41,3	48,9	36,0	39,2	**36,9**	160,7	98,1	41,6	**35,2**	82,3	51,5
487 stein	26,0	124,0	80,7	ikke fisk	161,6	373,4	239,6	**71,4**	70,5	193,9	63,3
4.8 stein	68,5	231,6	324,7	146,6	124,2	553,3	**245,0**	193,1	321,4	170,9	143,9

Vannhastigheter og dybdeforhold er ikke vesentlig forskjellig på dette forsøksfeltet enn på flere av de andre, men substratet består av sortert grov kuppelstein (fra grustak) lagt i flere lag. Dette har skapt store hulrom mellom steinene og sannsynligvis gitt ekstra gode skjulplasser også for overvintring.

Variasjoner i tettheten av laksunger mellom år gir i første rekke et uttrykk for variasjonene i mengde settefisk som er satt ut de enkelte årene siden dette har variert fra 12000 til 42000 pr. år. Selv om det har vært satt ut like store tettheter på forsøksfelter og referansefelter innen hvert år, har den totale utsettingsmengden og dermed tetthetene variert mellom år. Med så store tettheter må en også regne med en tetthetsavhengig dødelighet. Det er derfor usikkert å bruke variasjoner i tetthet som et mål på eventuelle forskjeller i mengde fisk elva kan huse på den laveste minstevannføringen (1994-97) i forhold til den høyeste (1997-99). I tillegg vil en i starten ha en effekt av nyintroduksjon av en art som okkuperer ubrukte nisjer og har liten konkurranse. Det var da heller ingen signifikante forskjeller i tetthet mellom laveste og høyeste minstevannsføring verken for tiltaksfeltene eller referansefeltene hver for seg, eller totalt.

Simuleringene av fiskehabitat i Dalåa (jf. Harby og Bakken 1996) viste vesentlig bedre dybde- og hastighetshabitat for laks etter tiltak. Simuleringene benyttet preferansedata for laks fra andre vassdrag, noe som ikke uten videre er gyldig for utsatt laks i Dalåa. Med dette forbehold viste simuleringene at en kombinasjon av hastighets- og dybdehabitatet ga en økning i gunstig og indifferent habitat på store deler av forsøksområdet ved Øyvollen, og med best habitat knyttet til strykområdene st. 4.2 og 4.4 og særlig kulpen st. 4.3 (jf. Harby & Bakken 1996). Uten tiltak viste simuleringene at minst en av parametrene ville gi ugunstig habitat, og det er kombinasjonen av alle faktorer (vannhastighet, dybde, substrat, skjul etc.) som bestemmer egnetheten av et habitat. Simuleringene viste videre at vanndekt areal på Øyvollen etter tiltak ville øke jevnt fra ca. 220 daa på 0,2 m^3/s til 600 daa på 2,0 m^3/s.

Resultatet fra ungfiskundersøkelsen viser at tettheten av laksunger i alle år var vesentlig bedre på tiltaksfeltene 4.2-4.4 sammenlignet med referansen på 4.5. Grovt sett stemmer tetthetsfordelingen bra overens med simuleringene med unntak av st. 4.3 – kulpen som etter simuleringene skulle gi det beste habitatet for laks. Her registrerte vi relativt lave tettheter. I kulpen ble det etter hvert avsatt mye sand og detritus, og substrat ble ikke inkludert i de første modelleringene i Dalåa. Våre undersøkelsr viser at substrat er en nøkkelfaktor i forhold til gode habitatforhold for de utsatte laksungene i Dalåa. Et fint substrat i kulpen er derfor sannsynligvis årsaken til relativt lave tettheter her selv om dybde- og hastighetshabitatet er bra.

I Norge er det de seinere årene utført flere biotopjusterende tiltak i form av steinutlegging som viser at dette gir en betydelig positiv effekt på tettheten av laks- og ørretunger, mest fordi en øker mengden skjulplasser og sannsynligvis vinteroverlevelsen. I Søya som ble kraftig kanalisert ble det foretatt ulik steinsetting av hele elvetverrsnittet i to strykpartier. Dette ga en økning i tetthetene av særlig laksunger (Hvidsten og Johnsen 1992, Brittain et al. 1993). Også steinsetting med stor blokk i Gaula ga bedre tettheter av laks- og ørretunger (Bremset et al. 1993) og steinsetting i Gråelva i Stjørdal har gitt gode oppvekstområder for ungfisk (Jonsson & Jonsson 1997). Likedan fikk en positive resultater av biotopjusterende tiltak i Teigdalselva og i Låktabecken i Sverige (Fjellheim og Raddum 1993, Naslund 1989). For flere av disse tiltakene har det imidlertid vært vanskelig å opprettholde den positive effekten over tid fordi steinsettingene ble gjenøret med sedimenter (Brittain et al. 1993). Det er imidlertid liten erfaring med slike biotopjusterende tiltak i elver med minstevannføring, der forholdene med vannføring og sedimenttransport er mer stabile enn i uregulerte elver.

5.3.4 Forflytninger og vinterdødelighet på ulike felter

For å registrere eventuelle forflytninger og vinteroverlevelse hos laksunger ble det foretatt et merke-gjenfangstforsøk (jf. Metoder, kap. 4). Høsten 1997 og 1998 ble fisken gruppemerket fra de enkelte delfeltene (stasjonene) på Nesheim og Øyvollen-Storuddu, med påfølgende gjenfangst rett etter isløsning på våren. Resultatene er gitt i tabell 8.

Tabell 8. Resultatet av merking-gjenfangstforsøk på prøvefeltene i Dalåa 1997-1999

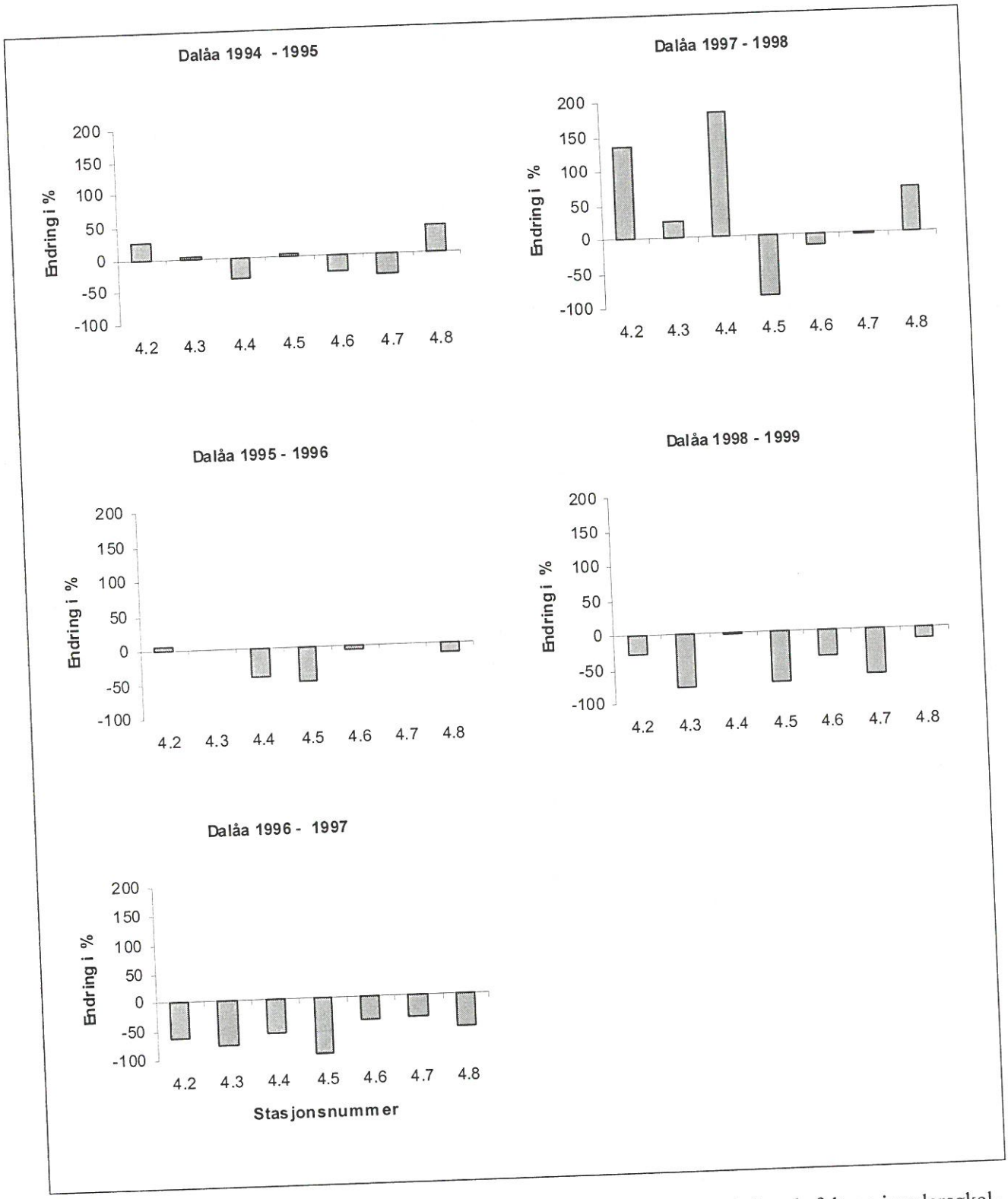
St. nr.	Høst -97 N merket	Gjenfangst i feltet, N	Vår –98 Gjenfangst fra andre felt, N	Gjenfangst-prosent	Høst -98 N merket	Gjenfangst i feltet, N	Vår -99 Gjenfangst fra andre felt, N	Gjenfangst-prosent
2.2					181	1		0,5
2.3	212	16		7,5	168	5	2	4,2
4.2	153	10	1	7,2	245	47	2+1+3	21,6
4.3	62	11		17,7	87	9	1	11,5
4.4	39	3	1	10,3	52	6		11,5
4.5	27	0		0,0	11	0		0,0
4.6	36	3		8,3	75	20	1	28,0
4.7	40	6		15,0	162	16	1	10,5
4.8	77	24		31,2	104	17		16,3
7	41	3		7,3				
Sum	**687**	**76**	**2**	**11,4**	**1085**	**121**	**11**	**12,2**

Gjenfangstprosentene kan benyttes til å sammenligne innbyrdes gjenfangst mellom feltene. Det var store variasjoner i gjenfangstprosenten mellom feltene. Resultatene viser at gjenfangstene var dårligst på st. 4.5 i begge år og best på st. 4.8 og 4.6 i henholdsvis 1997 og 1998. Gjenfangsprosenten var ikke signifikant forskjellig mellom forsøksfeltene og referansefeltene (M-W, $z = -1,78$, $p = 0,075$).

Høsten 1997 ble det merket 687 laksunger fra feltene, mens gjenfangstprosenten våren etter bare var 11 %. Av de 78 gjenfanga fiskene ble 76 (97 %) fanga igjen på samme feltet som de ble merka. I 1998-99 var gjenfangstprosenten for hele materialet 12,2 %. Av de 132 gjenfangstene ble 121 (92 %) gjort på de samme feltene som fisken ble merka. Av 13 registrerte forflytninger (totalt for begge år) hadde bare to fisk forflyttet seg mer enn 100 m, mens de øvrige forflytningene bare var noen få titalls meter til nabofeltet.

Resultatene tyder på at over 90 % av laksungene har holdt seg i ro på forsøksfeltene og referansefeltene over vinteren begge årene. Liten forflytning av yngel og ungfisk etter gyting/utsetting er også registrert i en del andre studier bl.a. fra Ingdalselva (Johnsen og Hvidsten 1998). Siden det er svært liten forflytning av fisk mellom oktober og mai, kan tetthetsestimatene høst og vår benyttes til å beregne vinterdødeligheten/vinteroverlevelsen. Dette forutsetter imidlertid lik fangsteffektivitet høst og vår på stasjonene. Undersøkelsene ble foretatt på samme minstevannføring høst og vår, og siden vi hadde egen vannstandsmåler ved forsøksfeltet på Storuddu kunne vi kontrollmåle vannføringen på prøveområdene. Undersøkelsen på høsten ble gjennomført i siste halvdel av oktober med vanntemperaturer på 0-4 °C, og rett etter isløsning i første del av mai på tilsvarende temperaturer. Fangsteffektiviteten skulle derfor være sammenlignbar med ett unntak. Høsten 1997 var forholdene annerledes og kan ha påvirket tetthetsberegningene. Det ble tidlig kaldt, og under elfiske og merking var det sarrdannelse i elva, noe som påvirket fangseffektiviteten negativt. Dette kan ha gitt en underestimering av tetthetene.

Resultatene er framstilt i figur 19.



Figur 19. Prosentvis endring i tettheten av laksunger mellom høst og vår på forsøksfeltene i undersøkelsesperioden 1994-1999.

Det var store variasjoner i endring i tetthet fra høst til vår mellom forsøksfeltene og også mellom år. Gjennomsnittlig reduksjon/dødelighet var 63 % i 96/97 mot 16 % og 23 % i henholdsvis 94/95 og 95/96. En vinterdødelighet på 16 og 23 % vurderes som lavt, men kan forklares ut fra at tiltaksfeltene var nydannet og ga mye hulrom og skjulplasser, og det var bare én aldersgruppe til stede. At dødeligheten var mindre i vintrene 94/95 og 95/96 enn i 96/97, kan også ha sammenheng med de store utsettingene og høye tetthetstallene høsten 1996. Dette kan ha forårsaket større intraspesifikk konkurranse og en større tetthetsavhengig dødelighet denne vinteren. I 1997/98 var det på flere stasjoner en større tetthet på våren enn på høsten. Dette kan skyldes de vanskelige forholdene under elfiske på høsten, og forutsetningen om lik fangsteffektivitet er dermed ikke oppfylt. Vi har derfor bare data fra én vinter med høyeste minstevannføring. Denne vinteren (98/99) ble det i gjennomsnitt målt en dødelighet på 43 %.

Vi har testet om det er en forskjell i reduksjon i tetthet på enkeltstasjonene for perioden 1995-97 (laveste minstevannføring) mot 1998/99 (høyeste minstevannføring). Vi fant ingen signifikant forskjell verken for tiltaksfeltene (MW $z = -0{,}775$, $p = 0{,}439$) eller referansefeltene (MW, $z = -0{,}542$, $p = 0{,}588$). Som tidligere påpekt er det imidlertid usikkerhet knytta til en slik sammenligning siden tetthetene på høsten har variert så mye, og vi har bare en høst/vår med data på høyeste minstevannføring.

I nordiske elver er vinteren ansett som en flaskehals for overlevelse av laksunger (jf. Cunjak 1988, 1996, Hvidsten 1993, Heggenes et al. 1993). Foruten tettheten om høsten er det flere faktorer som vil innvirke på vinterdødeligheten. Fra andre produksjonsmålinger vet vi at størrelsen på vanndekt areal gitt ved vintervannføringen kan påvirke overlevelse og smoltproduksjon (Hvidsten 1993). Gitt en lik tetthetsavhengig dødelighet ville vi forventet bedre overlevelse på en høyere minstevannføring. Det er imidlertid årlige variasjoner i fysiske forhold og flere faktorer som innvirker på overlevelsen. Egnete habitater med gode skjulplasser er avgjørende for god vinteroverlevelse, og hos laks er det vist en klar habitatsegregering med alder ved at store laksunger preferer grovere substart enn små (jf. Heggenes og Saltveit 1990, Heggenes 1995). Både ut fra data om fordeling av ungfisk på feltene og habitatdata (jf. Harby og Bekken 1996), mener vi at det vil bli en økning i egnete habitater for laks med en økning i vannføring fra 0,2 m^3/s og opp til 2 m^3/s i området Øyvollen. Ved egne observasjoner har vi sett at tiltaksfeltene har "grodd" igjen med småstein og sand, noe som klart kan ha redusert områdenes bæreevne og vinterhabitat gjennom undersøkelsesperioden, og bidratt til en økende dødelighet. Dette har særlig vært framtredende på stasjonene 4.2-4.4. Vi kan heller ikke se bort fra at vinterflommen og isgangen i februar 1998 kan ha påvirket overlevelsen til laksungene på feltene. Det har ikke vært tilsvarende vinterflommer de foregående årene etter 1993. Endelig vil vi peke på en liten mulighet for at det kan ha forekommet dødelighet på grunn av tilsig av tungmetallholdig gruvevann høsten 1997 (jf. bunndyrkapitlet).

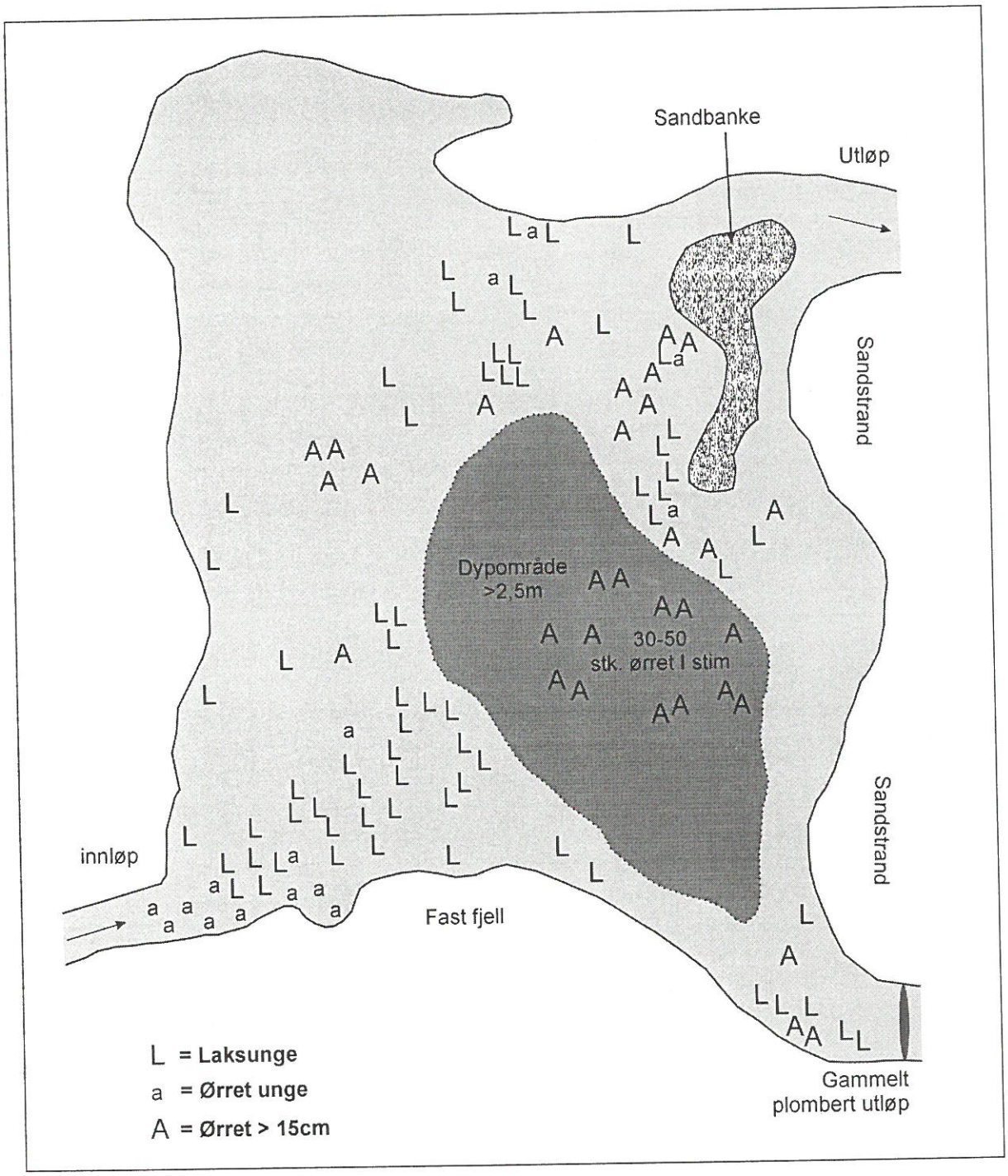
5.3.5 Habitatbruk og ernæring hos utsatt laks i kulp og stryk i Dalåa

Habitatbruk

Hvordan de utsatte laksungene tok i bruk områdene i Storuddukulpen og stryket nedafor ble registrert ved dykkeobservasjoner i juli 1994 og ved de årlige elfiskeundersøkelsene. Det ble også foretatt en undersøkelse om laksungenes næringsvalg i kulp og stryk i august 1995 (jf. Metoder).

Data om laksungenes habitatbruk i Storuddukulpen er innsamlet av Gunnbjørn Bremset, og velvilligst stilt til vår disposisjon. På bakgrunn av observasjonene er det framstilt en skisse som viser fordelingen av laks og ørret under en sommersituasjon i kulpen (figur 20).

Laksungene viste tendens til en klumpvis fordeling i kulpen. De største konsentrasjonene av laksunger ble observert i strømdraget inn i kulpen ned til en dybde på 1,5 m, men det ble også observert enkeltfisk ned til 3,3 m. Største målte dyp var 4,5 m. I djupålen midt i kulpen ble det observert en stim på anslagsvis 30-50 større ørreter. Umoden ørret > 15 cm ble ellers observert spredt i kulpen der det var meget lav vannhastighet, mens en del ørretunger oppholdt seg sammen med laksungene i strømdraget inn i kulpen.



Figur 20. Skisse av Storuddukulpen med angivelse av enkeltobservasjoner av laks og ørret.

Totalt ble det i dagene 7.-8. og 13.-14. juli tatt enkeltmålinger (posisjonsbestemmelse) av 107 ettårige laksunger. Tabell 9 oppsummerer data om habitatbruken til disse fiskene i forhold til observert dybde, høyde fisken stod over bunnen og snutevannhastigheten.

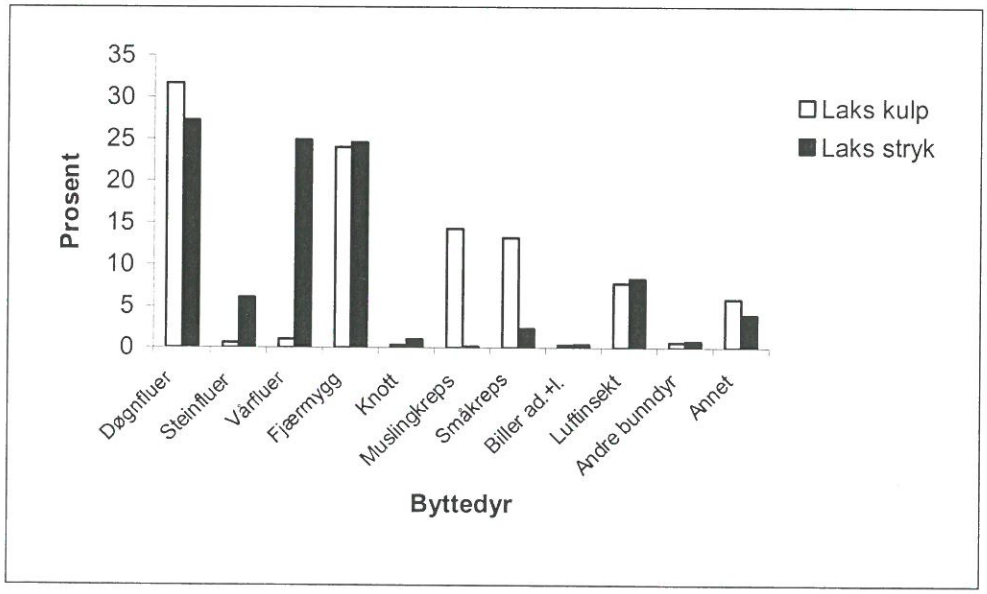
Observasjonene viste at de utsatte laksungene brukte de grunneste delene av kulpen ned til 1 m dyp, og flest fisk ble observert i de nærmeste 20 cm over bunnen. Laksungene oppholdt seg i varierende avstand fra land (0-20 m) og på varierende, men lave vannhastigheter i kulpen. Disse observasjonene er i overensstemmelse med data om laksungers habitatbruk på sommertid i dypområder i andre norske elver (jf. Bremset 1999).

Tabell 9. Observasjoner av laksungenes bruk (N=antall observasjoner) av dybde (m), høyde over bunnen (cm), vannhastighet (m/s) og avstand fra land (m) i Storuddukulpen, juli 1994

Dybde (m)	N	Høgde over bunnen (cm)	N	Hastighet (m/s)	N	Avstand land (m)	N
0-0,4	21	0-9	40	0-0,01	24	0-4	21
0,5-0,9	50	10-19	26	0,011-0,02	5	5-9	15
1-1,4	26	20-29	13	0,021-0,04	14	10-14	20
1,5-1,9	3	30-39	9	0,041-0,06	11	15-19	26
2-2,4	3	40-49	10	0,061-0,08	6	20-29	19
2,5 +	5	50 +	10	0,08 +	15	30-45	7

Ernæring

I alt hadde lakseungene i kulpen utnyttet 17 identifiserbare byttedyrkategorier i august, mens fisken på strykpartiene hadde spist 15 kategorier. Ertemusling og fåbørstemark ble registrert med en liten andel i magene fra kulpen, men ikke på strykpartiet. Fordelingen (antall byttedyr) mellom de viktigste byttedyrkategoriene er vist i figur 21.



Figur 21. De viktigste byttedyrene i mageprøvene fra laks i kulp og stryk gitt i prosent.

Både for laks i kulpen og på strykpartiet var døgnfluenymfer viktigste næringskategori med en prosentvis andel på henholdsvis 32 % og 27 %. Også fjærmygg utgjorde en betydelig andel av mageinnholdet hos fisk fra begge områdene (kulp 24 %, stryk 25 %). En andel på om lag 8 % luftinsekt i mageprøvene både i kulp og stryk viste at denne kategorien også var utnyttet i omtrent lik grad av fisken i de to habitattypene. Når det gjaldt vårfluer så utgjorde denne kategorien en markant større andel av mageinnholdet hos fisk fra strykpartiet (25 %) enn fra kulpen (1 %). Også steinfluene utgjorde en større andel i mageprøvene fra stryk (6 %) enn fra kulp (1 %). Fisken som ble fanget i kulpen hadde på sin side beitet mer småkreps (dvs plankton og littorale former) (13 %) og muslingkreps (14 %) enn fisk i strykpartiet (småkreps 2 %, muslingkreps 0,2 %). Kategorien "annet" omfatter gjenstander som frø, barnåler og stein og ble registrert hos fisk fra begge områdene.

Schoeners næringslikhetsindeksen (D) for laksunger i kulp og strykområder viste en verdi på 0,68. Det var ingen signifikant forskjell på magefyllingsgraden mellom laks fanget i kulpen og på strykpartiet (Mann-Whitney U-test, U = 350,5, P = 0,503). Gjennomsnittlig antall dyr pr mageprøve (kategorien "annet" holdt utenfor) var også svært lik med 73 individer pr mage i kulpen og 72 individer på strykpartiet. Laksungene fra begge habitatene var feite og virket svært livskraftige.

Resultatene viser at ensomrig laksunger satt ut i kulp og stryk tar til seg naturlig næring og vokser godt. Til tross for at fisken i kulp og strykpartiene i Dalåa oppholder seg i ganske så forskjellig habitat, så utnytter de mange av de samme næringskategoriene. Døgnfluer og fjærmygg er ansett som viktige byttedyr for fisk i rennende vann. Disse utgjorde en viktig andel av dietten også til fisken i Dalåa, og i omtrent like andeler i magene fra fisk fanget i stryk og kulp. En viss forskjell i utnyttelsen av enkelte grupper som vårfluer, steinfluer, muslingkreps og småkreps tyder imidlertid på at tilgjengeligheten av enkelte kategorier er forskjellig mellom habitatene. Det at fisken i kulpen hadde spist mer småkreps enn i strykpartiene er en naturlig følge av at det trolig foregår en viss produksjon av slike i kulpen, mens de kun forekommer som tilfeldig driv på strykpartiene. Den overraskende store andelen muslingkreps i fisk fra kulpen hadde imidlertid sin forklaring i at en enkelt fisk hadde spist 360 stk. Den store forskjellen i andelen vårfluer i magene antas å være et resultat av et større tilbud (kanskje av en bestemt art) for fisk på strykpartiet enn for fisk i kulpen. Fisk benytter seg ofte av de byttene som er mest tilgjengelig (Sagar & Glova 1995).

Til tross for en noe differensiert diett viser resultatet av næringslikhetsindeksen (D = 0,68) at det totalt sett altså var et ganske stort overlapp i næring mellom laks i strykpartiene og laks i kulpen. Et overlapp ved bruk av indeksen er også vist i en tidligere studie (Tønset 1996), til-tross for at det i denne studien ble vurdert å være en vesentlig forskjell i bruken av næring mellom stryk og kulp- levende fisk. Både i ovennevnte studie og i denne studien fra Dalåa er imidlerid byttedyrene kun bestemt til gruppenivå. Mange av de viktigste bunndyrgruppene innehar arter som foretrekker stille eller sakteflytende vann framfor sterkere strøm og omvendt. På artsnivå kan dermed forskjellen i næringstilgang mellom de to habitatene være større enn hva den er dersom man tar utgangspunkt i gruppenivå, noe som igjen vil kunne slå ut på byttedyrvalget og videre næringslikhetsindeksen. Det eksisterer da også en generell oppfatning av at fiskens seleksjon av næringsdyr skjer på artsnivå. Sett ut fra artsbiologien er det imidlertid ikke overraskende at fisk av samme art kan inneha lik diett, til tross for at bruk av forskjellig habitat kan endre fiskens adferd og territorialitet (Bremset 1999).

Tønset (1996) fant at laksefisk i stryk hadde et høyere gjennomsnittlig antall byttedyr i magen enn laksefisk i kulp. Dette, i tillegg til flere andre faktorer, ble antatt å være et resultat av at

laksefisk som lever i stryk har en strategi som maksimerer antall byttedyr, mens laksefisk som lever i kulp maksimerer energi-inntaket. I Dalåa var gjennomsnittlig antall byttedyr pr. mage omtrent lik mellom fisk fanget i kulp og stryk. Studien i Dalåa baserer seg imidlertid kun på et svært begrenset materiale med en innsamlingsperiode på en dag. En studie med flere innsamlingsperioder kunne trolig fått et annet resultat. Studien viser imidlertid at utsatt laks i både kulp og stryk i Dalåa tar til seg godt med næring. Dataene gir også et interessant øyeblikksbilde av selve næringsvalget hos den utsatte laksen på kulp og strykstrekninger i Dalåa.

5.3.6 Smoltutvandring, smoltproduksjon og tilbakevandring av voksen laks

Smoltutvandring

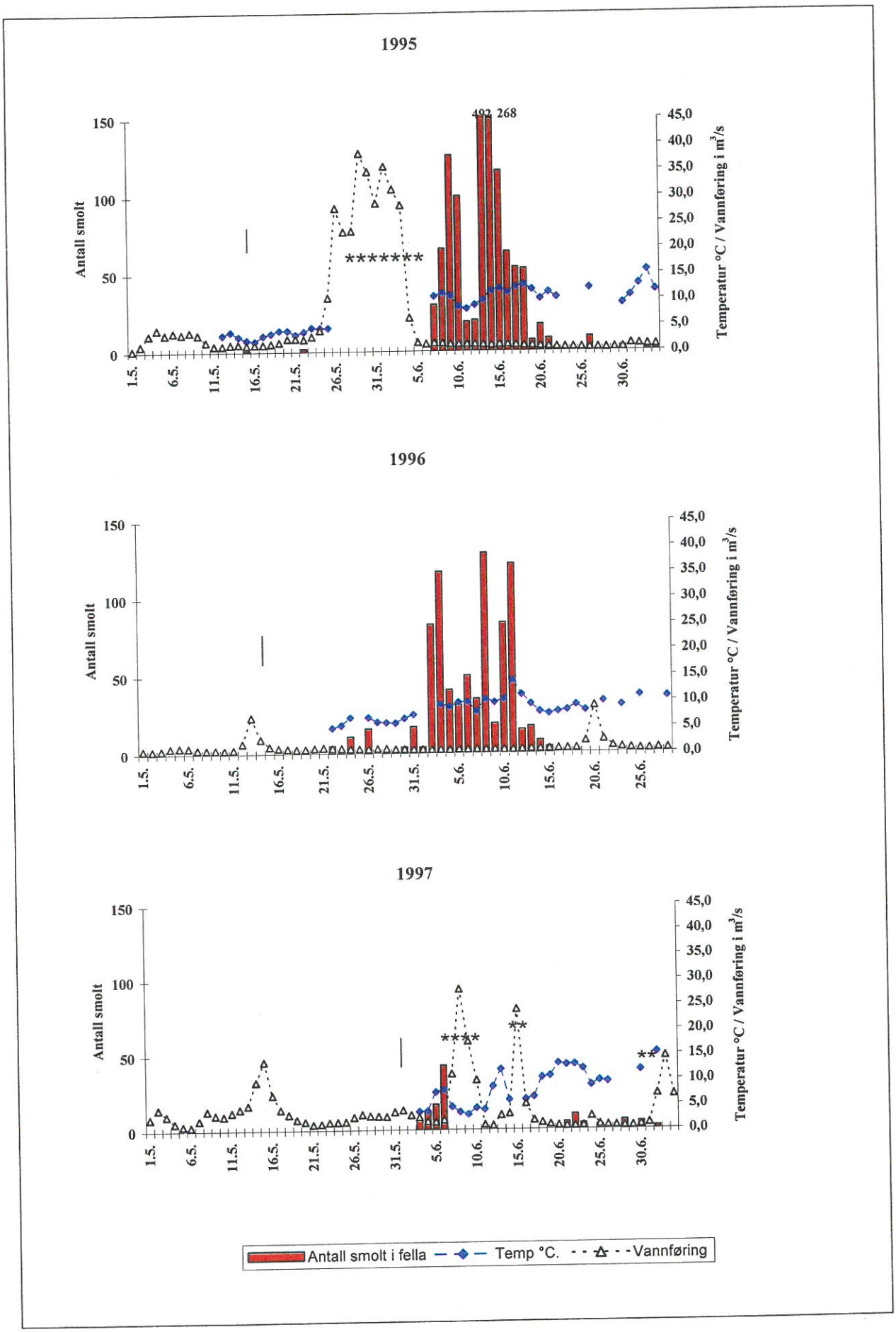
Elvestrekningen fra smoltfella i Øydammen og til inntaket er ca. 5 km, og laksunger ble satt ut på vel halvparten av denne strekningen. Smolt produsert fra disse utsettingene ble kontrollert og lengdemålt i fella ved Øydammen årlig etter 1995. I tillegg har vi hatt mulighet til å kontrollere utvandringen av både villsmolt og smolt fra utsettingene i smoltfelle ved Sona, lenger ned i Stjørdalselva. Data herfra er gitt i Arnekleiv et al. 2000.

Resultatene viser at det hvert år etter 1994 er registrert til dels betydelig antall smolt i fella i Dalåa. Smoltutvandringen uttrykt som antall smolt pr. døgn er vist i figur 22 sammen med data om vanntemperatur og vannføring som er innhenta nær st. 3 i Dalåa (data fra NVE).

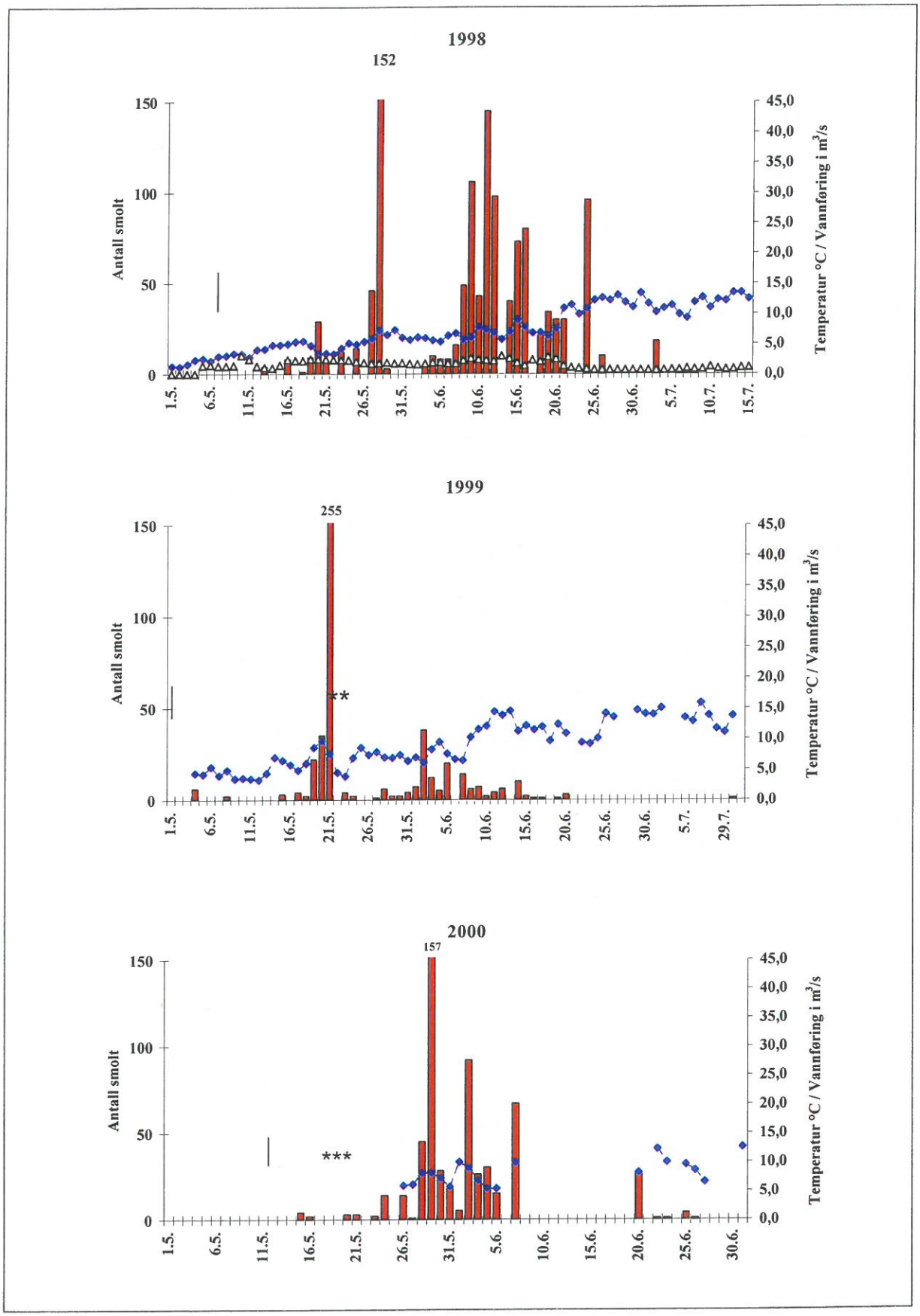
Laksungene som ble satt ut høsten 1993 var i oktober 1994 i gjennomsnitt 11-12 cm, og vi antar at mesteparten av årsklassen smoltifiserte våren 1995. I 1995 var fella i funksjon fra 12. mai. Fram til 24. mai ble det kun fanget to smolt i fella. Under en flomtopp 25.05.-05.06. var fella ute av funksjon på grunn av overløp på dammen, og vi vet ikke hvor mye smolt som passerte i dette tidsrommet. Det var imidlertid en klar økning i utvandringa etter vårflommen med en topp i utvandring 13., 14. og 15. juni hvor det passerte henholdsvis 492, 268 og 116 smolt (60 % av totalantallet). Vannføringa var da nede på minstevannføring igjen, men temperaturen hadde steget fra 4,5 °C under flommen til > 9 °C. I resten av utvandringsperioden ble det registrert 217 smolt (15 %). Totalt ble det registrert 1459 smolt i fella dette året.

I 1996 var fella operativ fra 14. mai, og det var minstevannføring hele perioden til i juli bortsett fra to små vannføringsøkninger (figur 22). Fella fungerte derfor hele utvandringsperioden. Det gikk få smolt før 1. juni, men ved temperaturøkning 1.-3. juni økte utvandringa og holdt seg til 11. juni. I denne perioden vandret 88 % av all smolten og det var minstevannføring i hele denne perioden. Etter 16. juni ble det ikke registrert smolt i fella fram til avslutning 1. juli. Totalt ble det registrert 815 smolt i fella i 1996.

I 1997 kom ikke fella på plass før 1. juni, og vi vet derfor ikke om det gikk smolt før denne datoen. En økning i antall smolt sammenfalt med økning i temperaturen den 3.-6. juni, men så ble det overløp og fella var ute av funksjon i flere perioder i 1997. Totalt ble det bare registrert 116 smolt i fella dette året.



Figur 22. Utvandring (antall pr. døgn) av laksesmolt i Dalåa 1995-2000 registrert i Wolff-felle ved Øydammen. Det er også angitt kurver for vannføring og temperatur. / Felle operativ fra denne dato. * Felle ute av funksjon på grunn av overløp.



Figur 22, forts.

I 1998 var utvandringa minimal i perioden fra oppstart av fella (7. mai) og til 14. mai, noe som samsvarte med at fisken ikke hadde utvikla sjøtoleranse før midten av mai (Urke 2001). I perioden 14.-28. mai vandra det 278 smolt som var 23 % av den totale utvandringa (figur 22). I denne perioden var det en markert topp i antall smolt 28. mai samtidig med at vannføringa gikk ned og vanntemperaturen økte. Det samme var tilfelle 15. juni. I perioden 4.-12.juni var det tre markerte topper i utvandring og i perioden ble over 40 % av total utvandring registrert. Fra 24. juni og ut fangstperioden (15. juli) ble 31 smolt kontrollert (2,5 %). Bortsett fra en økning i vannføring 9.-10. juli, var vannføringa stabil i perioden 21. juni-15.juli. Totalt ble 1207 smolt registrert i fella i 1998.

I 1999 var fella operativ fra 1. mai til 30. juli, men med avbrekk i fangsten 22.-23. mai på grunn av stort overløp på dammen. Fra 1.-18. mai passerte bare 17 smolt fella. Det var en økning i antallet smolt 19.-21. mai, noe som falt sammen med både en økning i temperatur og vannføring. Den 21. mai om kvelden hadde vi kontrollert 255 smolt, men det stod enda igjen ca. 130-160 smolt i kassa. På grunn av flom måtte vi evakuere, og dagen etter var all smolten rømt, og er heller ikke tatt med i figurframstillingen. Vi vet heller ikke hvor mye smolt som passerte fella og dammen under flommen 22.-23. mai. Etter denne datoen var det en liten, men jevn utvandring til 20. juni hvoretter utvandringa stoppet. I denne periodene vandret 32 % av totalantallet. I perioden 21. juni-30. juli ble det bare registrert én smolt i fella. Totalt ble det registrert ca. 640 smolt dette året inklusiv de som vi vet rømte.

I 2000 var fella i drift fra 12. mai, men ute av funksjon igjen fra 16.-20. mai på grunn av overløp. Fella måtte deretter repareres og var i funksjon igjen fra 21. mai og ut fangstperioden til 1. juli. Fram til 27. mai ble det registrert 43 smolt (7,7 % av totalantallet), mens hovedutvandringa skjedde i perioden 27. mai-7. juni med en topp 29. mai. I denne perioden vandret 86 % av smolten. Fra 8. juni og ut fangstperioden ble det bare registrert 34 smolt i fella (6 %). Pr. dato foreligger ikke fullstendige vannføringsdata for 1999-2000, men hovedutvandringa i 2000 skjedde under permanent lav vannføring, men med økning i temperaturen. Totalt ble det registrert 561 smolt i fella våren 2000.

Sammenholder en utvandringsdataene fra Dalåa med gjenfangster ved Sona viser det at smoltutgangen av "settefisksmolten" i Dalåa var ca. tre uker forsinka i forhold til villsmolten i Stjørdalselva i 1995 (Arnekleiv 1996, Arnekleiv et al. 2000). Dersom en sammenligner utvandringstidspunktene for villsmolt med settefisksmolt målt ved fangstfella i Sona, Stjørdalselva, så vandret settefisksmolten i alle år ut seinere enn villsmolten (Man-Whitney, $p < 0,001$ alle tester) (jf.Arnekleiv et al. 2000, Urke 2001).

For både villsmolten i Stjørdalselva og settefisksmolten fanga i Stjørdalselva ble det funnet en klar sammenheng mellom antallet smolt på utvandring og økning i vannføring (Arnekleiv et al. 2000, Urke 2001). I Stjørdalselva reagerte altså settefisksmolten likt med villsmolten på endringer i miljøvariablene. I Dalåa finner vi ikke en slik sammenheng. For totalmaterialet i Dalåa det ble ikke funnet signifikant sammenheng mellom døgnlig endring i vannføring og endring i utvandring av antall smolt (Chi Square $p = 0,173$, Fisher 2-sidet $p = 0,225$). Derimot fant vi signifikant flere tilfeller av økning i utvandring av smolt med økning i vanntemperatur (pr. døgn, Fisher $p = 0,036$) for totalmaterialet. Det er imidlertid knytta store usikkerheter til disse analysene siden fella ikke virka når det ble stor økning i vannføring og overløp på dammen. For året 1998 hvor fella fungerte bra hele perioden, fant ikke Urke (2001) noen signifikant sammenheng mellom endring i utvandrende smolt og endring i vannføring eller temperatur. Smoltutvandringa i Dalåa synes derfor å bli initiert av andre faktorer enn i Stjørdalselva. En jevn minstevannføring i tida for smoltutvandring kan være en av årsakene til dette.

Smoltproduksjon

Fordi smoltfella har vært ute av funksjon i mange perioder med overløp, har vi få sikre data på smoltproduksjonen i Dalåa ovenfor fella. I 1995 registrerte vi 1459 smolt i fella, men det var da et overløp på dammen i starten av utvandringa. Fangst av settefisksmolt ved fella på Sona viste at det i denne perioden gikk ut et betydelig antall smolt fra Dalåa (Arnekleiv 1996, Arnekleiv et al. 2000). Siden vi høsten 1994 hadde merket en andel presmolt med ulike kombinasjoner av finneklipping, kunne vi estimere smoltproduksjonen ved merking-gjenfangst-metoden (Petersenestimat). Vi foretok en del stikkprøver av hvor mye smolt som stod igjen og ikke hadde gått ut (vesentlig gyteparr) ved elfiske i august 1995. Videre visste vi hvor mye settefisk som var brukt og dannet grunnlaget for smoltproduksjonen, og vi kunne derfor grovt sett beregne overlevelsen fra settefisk til to-årig smolt. Resultatet er oppsummert slik:

- Beregnet tetthet av smolt i 1995: N = 5468 +/- 1099 (95 % c.i)
- Beregnet antall gjenstående parr etter smoltutgang: N = 700 +/- 110
- Beregnet overlevelse fra ensomrig settefisk til 2-årig smolt: 24 % - 36 %

Tallene virker rimelige, men vi vil påpeke at det knytter seg usikkerheter til beregningene. For smoltproduksjonsberegningen forutsetter en at det ikke er endringer i populasjonen mellom merking og gjenfangst, men denne forutsetningen er ikke oppfylt i dette tilfelle siden det vil være en vinterdødelighet mellom merking og gjenfangst. I en oppsummering av erfaringer med norske utsettinger angir Fjellheim og Johnsen (2001) en overlevelse fra ensomrig settefisk til smolt på 10-20 % som "normalt".

Bare i årene 1996 og 1998 fungerte fella bra, og vi observerte ikke overløp på dammen. Imidlertid **kan** smolt ha passert fella uten å bli registrert siden vi enkelte ganger har funnet åpninger som har gitt rømmingsmuligheter, men vi antar at dette kun kan gjelde et fåtall fisk.. Disse to årene var smoltproduksjonen målt som antall utvandrende smolt på henholdsvis 815 og 1207 stk. Dette er lave tall i forhold til beregnet smoltproduksjon i 1995, men vurderes som lang sikrere. At smoltproduksjonen var lav i 1996 var forventet ut fra det lave antallet settefisk i 1994, men vi ville, med bakgrunn i antall settefisk i 1996, forventet en større utvandring av smolt i 1998 enn det som ble målt.

Smolten fra Dalåa var i gjennomsnitt 2 år i 1995, men den gjennomsnittlige smoltalderen har i årene etterpå variert fra 2,2 til 3,0 år (tabell 10).

I 1996 og 1998 var gjennomsnittlig smoltalder henholdsvis 3,0 og 2,2 år. Det vil si at 1996-smolten (815 stk.) i hovedsak stammet fra utsettingene av ensomrig fisk i 1993 og supplerende utsetting av tosomrig fisk i 1994 (jf. tabell 1, s. 27). Totalt har derfor utsettinger av 28000 settefisk av 1993-årsklassen gitt en beregnet produksjon på 6300 smolt +/- 1100 (95 % c.i). Ut fra aldersanalyse av settefisksmolt ved Sona bru, synes den store utsettingen av fisk høsten 1996 å ha gitt mest to- og tre-årig smolt med størst andel treåringer, altså hovedutvandring i 1999. Dette året virket imidlertid ikke fella i Dalåa under den antatte toppen av utvandringa og vi har derfor ikke noe tall på smoltproduksjonen dette året. Det er heller ikke mulig å beregne ut fra merkingene på høsten 1998 fordi samme merkemetode er benyttet flere år. I 2000 ble det registrert 561 smolt i fella, og selv om fella var ute av funksjon ei periode, ble sannsynligvis hovedutvandringa fanga opp. Resultatet tyder derfor på en liten smoltproduksjon dette året.

Tabell 10. Oversikt over alder, lengde (mm) og kondisjon ved gjennomsnitts-, maksimums- og minimumsverdier, for laksesmolt fra Dalåa tatt på Sona bru i Stjørdalselva 1995–1999

Alder					Lengde			K-faktor		
År	N	gjsnitt	max	min	gjsnitt	max	min	gjsnitt	max	Min
1995	76	2,00	2	2	124,20	143	103	0,80	1,03	0,67
1996	135	3,00	3	3	147,15	176	122	0,83	1,12	0,62
1997	60	2,35	4	2	131,10	160	110	0,81	0,96	0,54
1998	87	2,23	4	2	129,69	160	110	0,84	0,95	0,76
1999	202	3,00	5	2	138,56	176	113	0,85	1,13	0,61

Resultatene tyder på en dårligere smoltproduksjon av utsettingene i de seinere årene sammenlignet med det første året. Dette kan forklares ut fra flere forhold. Områdene var gjennom tiltak optimalisert for oppvekst av laksunger og laksungene hadde liten konkurranse fra innlandsørret (lave tettheter). Det ble brukt bare én årsklasse laks som ble styrket ved nyutsetting etter første vinter, og smoltalderen var bare to år. Seinere har tiltaksfeltene blitt mer gjenøret med småstein (mindre skjulplasser), det er konkurranse mellom flere årsklasser laks og gjennomsnittlig smoltalder har økt til tre år (1999) med spredning i smoltalder fra to til fem år. Dette har naturlig gitt en lavere smoltproduksjon til tross for at minstevannføringer om vinteren er noe større i 1997-2000 sammenlignet med 1994-1997.

Dersom en antar en smoltproduksjon ovenfor fella på 600-1300 smolt årlig de tre siste årene (1998-2000), vil dette representere en lav produksjon med bakgrunn i faktiske utsettinger av 9000-17000 laksunger årlig i årene før (1995-1998). En må imidlertid ta i betraktning at elva har vært "overmettet" med laksunger og at bare ca. 2,5 km elvestrekning er benytta i forsøkene. Basert på arealberegning av forsøksområdet vil en årlig produksjon på 1300 smolt gi en smolttetthet på ca. 3,0 smolt pr. 100 m^2 . En såvidt lav smoltproduksjon i relasjon til utsettingsmengde synes imidlertid å være i overenstemmelse med den høye vinterdødeligheten som ble registrert på ungfisken i 1996/97 og 1998/99 (jf kap.5.3.4).

Med bakgrunn i forsøksresultatene kan det gjøres en grov beregning av mulig smoltproduksjon i Dalåa nedstrøms inntaket og ned til Nustadfoss. Vi velger da å legge de siste årenes resultater til grunn både fordi en da har flere årsklasser laks til stede og tiltaksfeltene ikke er helt nye.

Forutsetninger: Årlig smoltproduksjon på 1300 smolt pr. 2,5 km elv i forsøksområdet (520 smolt pr. km) med gjennomførte tiltak og minstevannføring 0,4-0,8 m^3/s. Fordi vanndekt areal (produksjonsarealet) varierer med elvetopografi og øker nedover vassdraget, har vi benyttet simuleringene fra Øyvollen og kart i målestokk 1:5000 for å beregne produksjonsarealet på ulike strekninger.

Beregna smoltproduksjon på ulike strekninger etter forutsetningene gitt over er vist i tabell 11.

Tabell 11. Beregna årlig smoltproduksjon i Dalåa nedenfor inntaket og til Nustadfoss basert på gjennomførte tiltak og minstevannføring

Strekning	Km elv	Beregnet produksjonsareal, m^2	Beregnet smoltproduksjon, antall
Inntak-Storuddukulpen	2,6	45 726	1 371
Storuddukulpen – Øidammen	2,4	52 005	1 560
Øidammen – Dalåmomoen	1,9	10 752	322
Dalåmomoen – samløp Tevla	1,4	22 339	670
Samløp Tevla – Svartåsen	2,0	62 482	1 874
Svartåsen – Nustadfoss	1,7	54 137	1 624
Inntak Dalåa – Nustadfoss	**12,0**	**234 290**	**7 421**

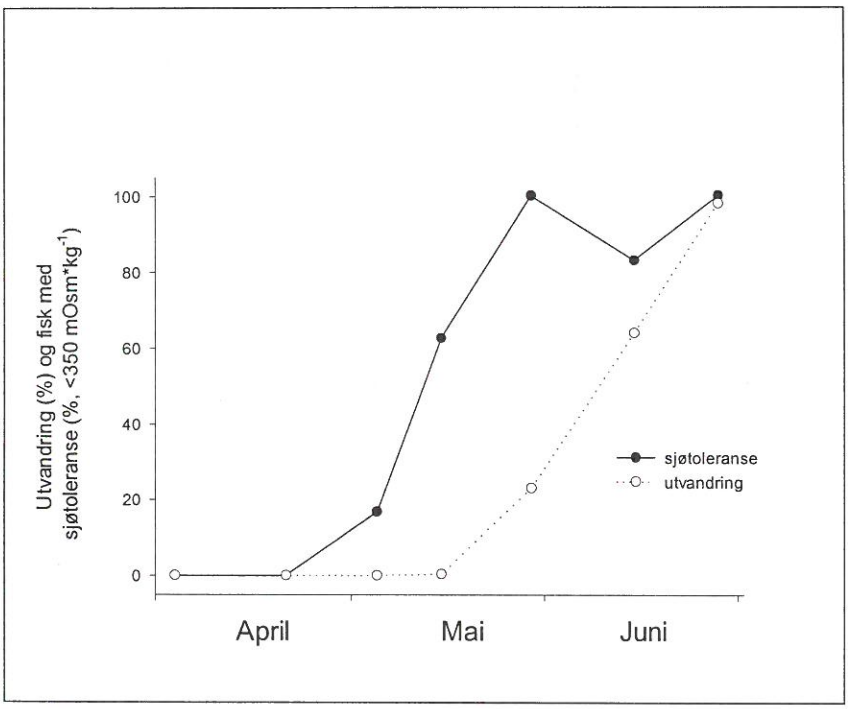
Med årlige utsettinger av ensomrige laksunger vil vi regne en smoltalder på tre år som realistisk. Dødeligheten på ungfiskstadiet har vært stor på forsøksfeltene de siste årene med 63 % og 43 % i henholdsvis 1996/97 og 1998/99. Med en noe mer spredt utsetting kan sannsynligvis dødeligheten bli noe lavere, og vi antar en dødelighet på 30-50% pr. år med størst dødelighet første året. Gitt disse forutsetningene må en på strekningen inntak Dalåa til Nustadfoss sette ut anslagsvis 33 000-40 000 settefisk årlig for å oppnå den angitte smoltproduksjonen. Dette er noe lavere settefiskmengde enn om en tar utgangspunkt i mengde settefisk benytta til smoltproduksjonen ovafor smoltfella de siste årene.

Forsøkene i Dalåa har vist at det er mulig å oppnå store tettheter av settefisk på spesielt tilrettelagte områder med minstevannføring, men at vinterdødeligheten er stor. Basert på resultatene de siste årene kan vi antyde en smoltproduksjon på oppimot 3 smolt pr. 100 m^2. Dette er noe høyere produksjon enn det som ble oppnådd ved utsetting av ensomrig laks i Litjvasselva, Nordland (1,8 smolt pr. 100 m^2, Johnsen et al. 1991). I Litjvasselva ble det imidlertid ikke utført biotopjusterende tiltak. En smoltproduksjon på 3 smolt pr. 100 m^2 er i samme størrelsesorden som produksjonen av villsmolt i Stjørdalselva (Arnekleiv et al. 2000).

Smoltutvandring, sjøtoleranse og tilbakevandring av voksen laks

For at utsetting av fisk skal kunne ha positiv betydning for laksestammen i et vassdrag må den utsatte fisken kunne smoltifisere på lik linje med villfisk, og smoltifiseringa må være fullstendig med tanke på vandringsatferd (utvandringstidspunkt), utvikling av sjøtoleranse, kapasitet til vekst og anti-predatoratferd (McCormick et al. 1998). I en hovedfagsoppgave ble derfor utvikling av sjøtoleranse og vandringsatferd hos villfisk fra Stjørdalselva og settefisk fra Dalåa undersøkt i 1998 (Urke 2001). Urke fant at verken villsmolten i Stjørdalselva eller settefisksmolten i Dalåa hadde etablert sjøtoleranse før i midten av mai og at det ikke var utvandring av smolt før sjøtoleranse var etablert i 1998. Det var heller ikke forskjell på villfisk og settefisk fra Dalåa i kapasitet til, eller utvikling av sjøtoleranse. Figur 23 viser utvandring av smolt i fella i Dalåa i forhold til når fisken hadde etablert sjøtoleranse.

Det er vist at akutt og kronisk eksponering med kopperholdig vann (5-60 µg/L) har medført redusert vandring og økt dødelighet i sjøvann hos sølvlaks (Lorz & McPherson 1976). Tilsiget av tungmetaller i Dalåa har tydeligvis ikke påvirket utviklingen av sjøtoleranse hos smolt i Dalåa i 1998, da sjøtoleransen utvikla seg likt mellom villfisk far midtre del av Stjørdalselva og fisk satt ut i Dalåa. Fisken i Dalåa har vært utsatt for det forhøya tungmetallinnholdet i vannet høsten 1997, rett i forkant av smoltifiseringsprosessen.



Figur 23. Prosentvis del av utvandring av smolt registrert i Dalåa, samt prosentvis del av fisk som hadde etablert sjøtoleranse under syv ulike 24t sjøtoleransetester sesongen 1998. Sjøtoleranse er her definert som en plasmaosmolalitet på under 350 mOsm*kg^{-1} etter 24 timer eksponering. All fisk døde under eksponering 3. april (Etter Urke 2001).

I likhet med våre data for totalmaterialet, fant Urke (2001) også en signifikant seinere utvandring av smolt fra Dalåa sammenlignet med villfisk fra Stjørdalselva i 1998. Han fant imidlertid ingen forskjell i tidspunktet for utvandring mellom settefisksmolt fanga i fella på Øydammen og settefisksmolt fanga i fella på Sona, lenger ned i vassdraget.

Resultatene indikerer at settefisksmolten produsert i Dalåa har like god sjøtoleranse som villsmolten i Stjørdalselva, og at den utvikles likt, men at utvandringa til settefisksmolten likevel er seinere enn hos villsmolten. En lavere vanntemperatur under smoltifiseringen og et lengre isdekke i Dalåa sammenlignet med Stjørdalselva er påpekt som mulig medvirkende årsak til forsinka utvandring av settefisksmolten selv om sjøtoleransen var likt utvikla for de to gruppene (Urke 2001). Dette forklarer imidlertid ikke hele forskjellen. I Suldalslågen hadde fisk fra klekkeri som ble satt ut og vokste opp sammen med villfisk på lakseførende strekning også en forsinka utvandring i forhold til villsmolt (Saltveit 1998, 2000). Dette kan tyde på at forskjellen i utvandringstidspunkt ikke skyldes fysiske faktorer, og Saltveit (1998) mente det kunne skyldes vilkårene i klekkeriet. I klekkeri vil en ofte ha tidligere klekking enn i naturlig elv, og dette sammen med unaturlige lys- og temperaturforhold kan tenkes å påvirke andre deler av smoltifiseringsprosessen som vandringsatferden (Saltveit 1997, McDonald et al. 1998). En forsinket smoltutvandring vil trolig gi en økt dødelighet i sjøfasen både på grunn av økt predasjon og redusert evne til sjøtoleranse og eller motstand mot smittestoff (jf. Hansen og Jonsson 1989, Hvidsten og Lund 1988, Hvidsten et al. 1995). I Stjørdalsvassdraget har en muligheter til å undersøke dette nærmere, både ved en videreføring av allerede igangværende aktivitet og laboratorieforsøk. Blant annet er det starta et pilotforsøk med å følge settefisk fra klekkeriet og laksyngel fra utlagt rogn i Dalåa til smoltutvandring og gjenfangst av voksen laks.

Merket laks fra utsettingene i Dalåa kom inn i fangstene av voksen laks i Stjørdalselva fra 1996. Rapporterte gjenfangster av fettfinneklippet fisk registrert på laksebørsen i 1998-2001 og i innsamla skjellprøver er vist i tabell 12. For Stjørdalselva utenom Meråker har det vært spredt med tilbakemeldinger om merket laks, og vi vil i det videre kommentere tallene for Meråker.

Tabell 12. Andel merket laks fra klekkeriet rapportert til laksebørsen i forhold til fangst av laks (hele elva og Meråker), og andel merka laks i innsamla skjellprøver (hele elva og Meråker)

	Antall laks, antall fettfinneklipt ( )		Andel (%) fettfinneklipt		Antall skjellprøver		Andel (%) "klekkerifisk"	
År	hele elva	Meråker	hele elva	Meråker	hele elva	Meråker	hele elva	Meråker
1996	1226 ( )	52 ( )			166	31	0,6	0
1997	426 ( )	32 ( )			62	13	3,2	7,7
1998	2291 ( )	166 (16)		9,6	313	81	4,8	13,6
1999	2110 ( )	341 (16)		4,7	476	119	7,1	5,1
2000	3339 ( )	594 (32)		5,4	538	110	5,8	9,1

I Meråker ble det i årene 1998, 1999 og 2000 innrapportert henholdsvis 16, 16 og 32 merket laks (tabell 12). Dette utgjorde 4,7-9,6 % av totalt antall laks fanget i Meråker disse tre årene. Andelen merka fisk innrapportert til laksebørsen gir noen uoverensstemmelser i forhold til andelen vi fant i innleverte skjellprøver. For skjellprøvene varierte andelen merket laks i Meråker mellom 5,1 % og 13,6 %, og ser en på år for år var det større andel merka fisk i innsendte skjellprøver enn i innrapporterte merka fisk til børsen alle tre årene. Vi hadde imidlertid forventa et omvendt forhold siden det fra andre elver er vist til en underrapportering av fettfinneklipt laks.

I forhold til innleverte skjellprøver fra hele elva (inkludert Meråker), var andelen merkafisk 4,8 %, 7,1 % og 5,8 % i henholdsvis 1998, 1999 og 2000. Dersom en antar at andel merkafisk i innleverte skjellprøver er representative for hele fangsten de enkelte årene, skulle det gi følgende antall "klekkerifisk" i fangstene:

1998 - 110 stk.
1999 - 150 stk.
2000 - 194 stk.

Fordi gjenfangstene er en blanding av smålaks, mellomlaks og storlaks er det vanskelig å bedømme gjenfangstprosenten i forhold til antallet produserte laksesmolt, dessuten er disse tallene som nevnt usikre.

Vi har imidlertid carlinmerket laksesmolt på utvandring i fella i Dalåa i 1998-2000, og gjenfangstene av disse pr. desember 2001 er sammenstilt i tabell 13. For merkingen i 2000 og dels 1999 kan en forvente gjenfangster også i 2002-2003. For årene 1998 og 1999 var gjenfangstprosenten henholdsvis 0,7 % og 1,8 %, noe som betegnes som lave tall. Lave gjenfangsttall av voksen laks er også registrert fra tilsvarende utsettinger i Litjvasselva og Mosvasstjerna i Vefsnavassdraget og etter lakseutsettinger i bl.a. Suldalslågen og Alta (jf. Fjellheim og Johnsen 2001. Det er verdt å merke seg at gjenfangstprosenten av tilsvarende merket villsmolt fra Stjørdalselva var enda lavere, men denne smolten ble merket vel en måned før smoltutvandring, noe som kan ha gitt ekstra høy dødelighet.

Tabell 13. Antall carlinmerket settefisksmolt og villsmolt fra stjørdalsvassdraget 1998-2001, og gjenfangster pr. desember 2001

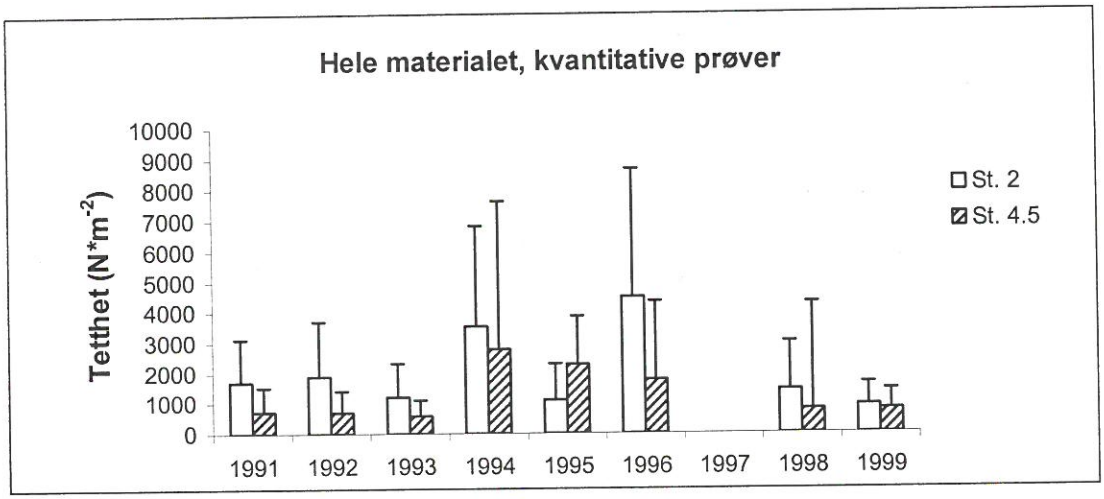
År	Dalåa-Wolffelle N laks	N ørret	Gjenfangst laks	Villfisk - Stjørdalselva N laks	N ørret	laks
1998	1027	16	7 (0,7 %)	0	0	
1999	433	0	8 (1,8%)	1136	6	5 (0,4 %)*
2000	818	2	2 (0,2%)	1154	2	
2001	1000			501		

* = 3 av 5 gjenfanget som postsmolt i Tr.heimsfjorden

5.3.7 Bunndyrtettheter - kvantitative prøver fra referansestasjoner i perioden 1991-1999

Hele materialet

Dersom det totale bunndyrmaterialet sees under ett, ble det i enkelte år registrert en markert økning i tetthet (gjennomsnittlig antall individer per kvadratmeter). På stasjon 2 gjaldt dette i 1994 og 1996 og på stasjon 4 i 1994-96 (figur 24). Det ble ikke registrert noen reduksjon i totale bunndyrtettheter etter regulering i forhold til før.

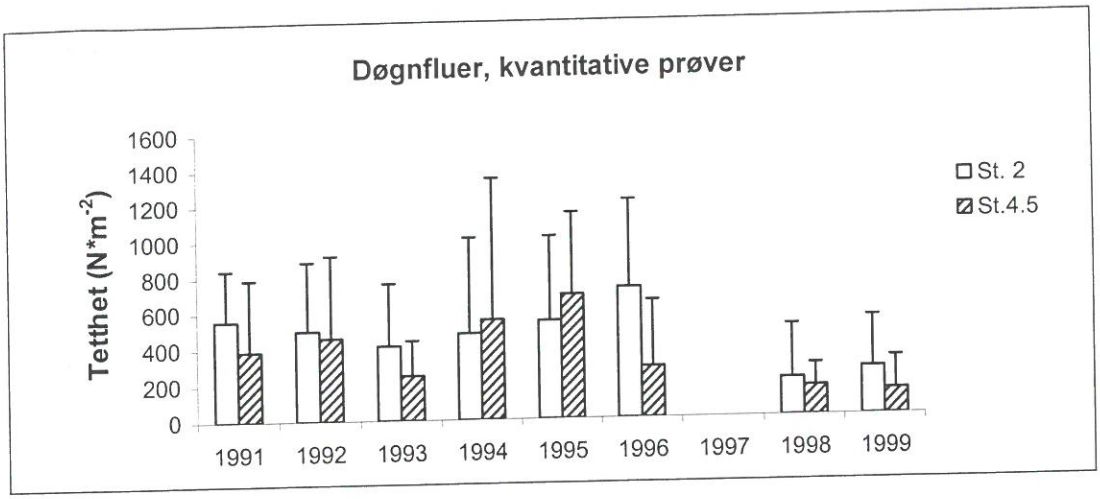


Figur 24. Gjennomsnittlig årlig individtetthet ($N*m^{-2}$ +SD) av bunndyr i Dalåa på stasjon 2 og 4.5 basert på surberprøver i perioden 1991-1999. I 1997 ble det ikke innsamlet prøver.

Døgnfluer

Døgnfluer som gruppe hadde lave tettheter i 1998-99 sammenlignet med 1991-96, både på stasjon 2 og 4.5 (figur 25). Dette mønsteret gjenspeiles i stor grad hos den dominerende arten *Baetis rhodani*, men også hos *Baetis* sp., samt *Ephemerella aurivillii* på st. 4.5. *Ameletus inopinatus* og *Baetis muticus/niger* hadde klart størst tetthet i årene 1994-96 på begge stasjonene.

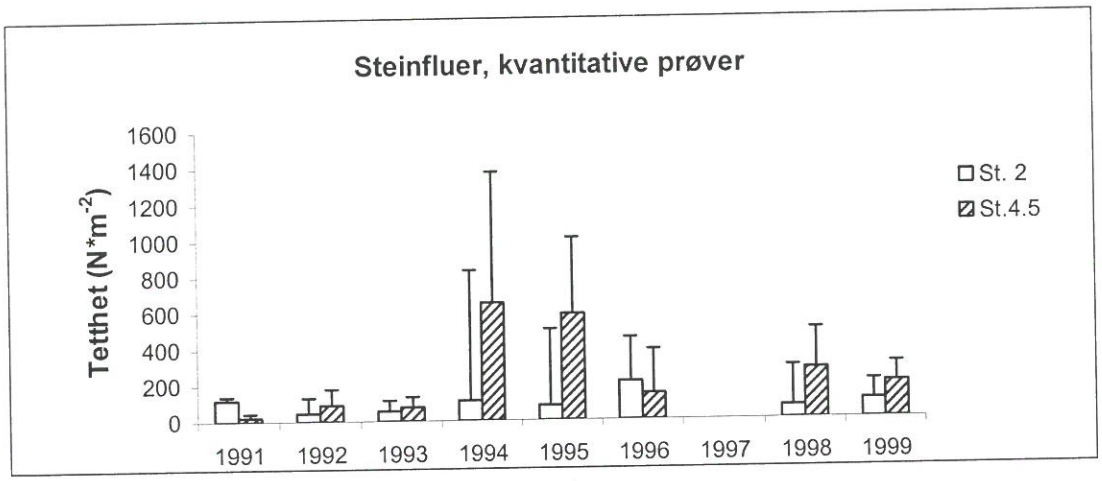
Centroptilum luteolum ble kun registrert fra 1994 på begge stasjonene, mens arter innenfor familien Leptophlebiidae ble funnet med økende innslag fra 1994 (kun registrert på st. 4.5). Oversikten over tetthetsverdiene for alle registrerte døgnfluetaxa er vist i vedleggstabell 4.



Figur 25. Gjennomsnittlig årlig individtetthet ($N*m^{-2}$ + SD) av døgnfluelarver i Dalåa på stasjon 2 og 4.5 basert på surberprøver i perioden 1991-1999. I 1997 ble det ikke innsamlet prøver.

Steinfluer

Tettheten av steinfluer som gruppe var i 1998-99 omtrent på samme nivå som i 1991-93 (st. 2), eller betydelig høyere (st. 4). Steinfluene hadde sin største årlige tetthet i perioden 1994-95 på st. 4.5 og i 1996 på st. 2 (figur 26). *Amphinemura borealis*/sp. hadde svært høye tetthetsverdier i 1994-96 samt 1991 på st. 2 og i 1994-95 på st. 4.5. Arter innenfor slekta *Leuctra* hadde en klar tetthetsøkning fra 1996 til 1999 på st. 2 og fra 1994 til 1999 på st. 4.5. *Capnia atra*/sp. hadde de høyeste verdiene i 1994 på begge stasjonene. *Diura nanseni* var imidlertid eneste steinfluetaxon med markert nedgang i tetthet fra og med 1994 både på st. 2 og 4.5. Oversikten over tetthetsverdiene for alle registrerte steinfluetaxa er vist i vedleggstabell 5.

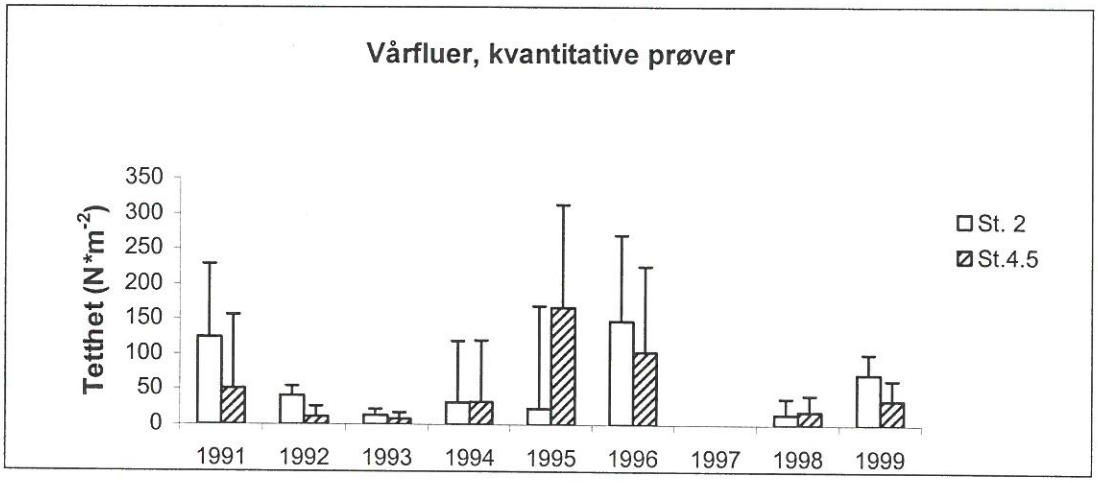


Figur 26. Gjennomsnittelig årlig individtetthet ($N*m^{-2}$ +SD) av steinfluelarver i Dalåa på stasjon 2 og 4.5 basert på surberprøver i perioden 1991-1999. I 1997 ble det ikke innsamlet prøver.

Vårfluer

Hos vårfluene sett under ett var den årlige individtettheten høyest i 1991, 1996 og 1999 på st. 2 og 1995-96 på st. 4.5 (figur 27). *Polycentropus flavomaculatus* hadde en økning i tetthet de fleste år fra og med 1994 på begge stasjonene. Slekten *Oxyethira* sp. viste ingen klare trender

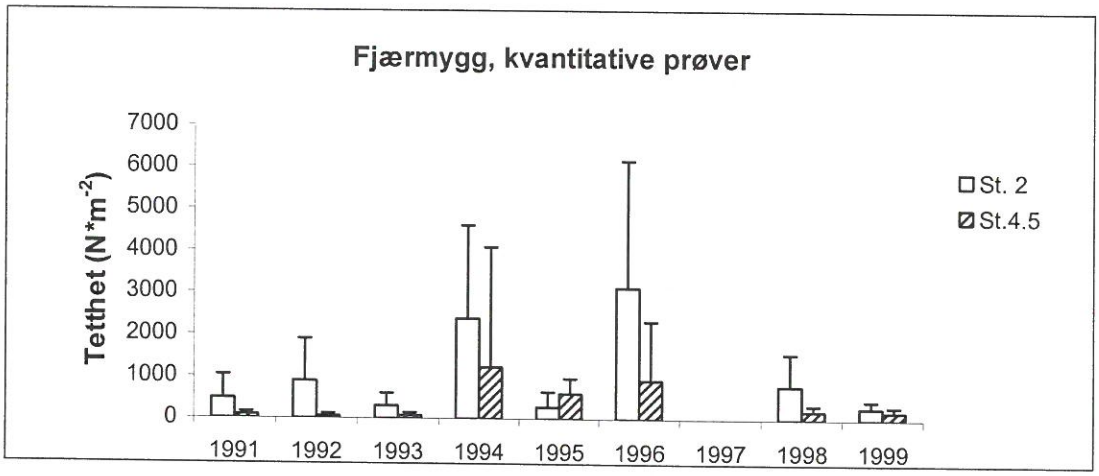
i tetthet over tid på st. 2, men hadde høye tettheter i 1995-96 på st. 4.5. *Rhyacophila nubila* hadde en svak nedgang i tetthet fra 1993 på st. 2 og fra 1994 på st. 4.5. Oversikten over tetthetsverdiene for alle registrerte vårfluetaxa er vist i vedleggstabell 6.



Figur 27. Gjennomsnittelig årlig individtetthet ($N*m^{-2}$) (+ SD) av vårfluelarver i Dalåa på stasjon 2 og 4.5 basert på surberprøver i perioden 1991-1999. I 1997 ble det ikke innsamlet prøver.

Andre grupper

Endring i tetthet av fjærmygg viste omtrent samme tendenser mellom år som for totalmaterialet. Til forskjell fra totalmaterialet var tettheten av fjærmygg noe høyere i 1998-99 enn før reguleringa (1991-93) på st. 4 (figur 28). Fåbørstemark fikk en sterk reduksjon i den gjennomsnittlige årlige tettheten på st. 2 fra og med 1995, mens det på st. 4.5 var mindre variasjon mellom år. For vannmidd var det en større nedgang i tetthet i 1998-99 på st. 2, mens det var en markert topp i 1994-96 på st. 4.5. Tetthetsverdier for de øvrige gruppene er vist i vedleggstabell 7.

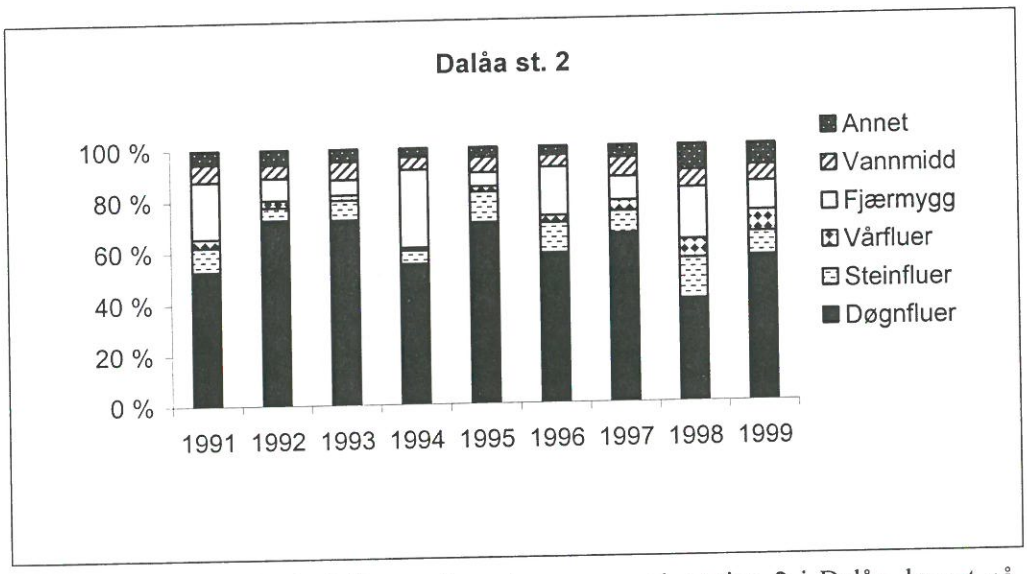


Figur 28. Gjennomsnittelig årlig individtetthet ($N*m^{-2}$) (+ SD) av fjærmygg i Dalåa på stasjon 2 og 4.5 basert på surberprøver i perioden 1991-1999. I 1997 ble det ikke innsamlet prøver.

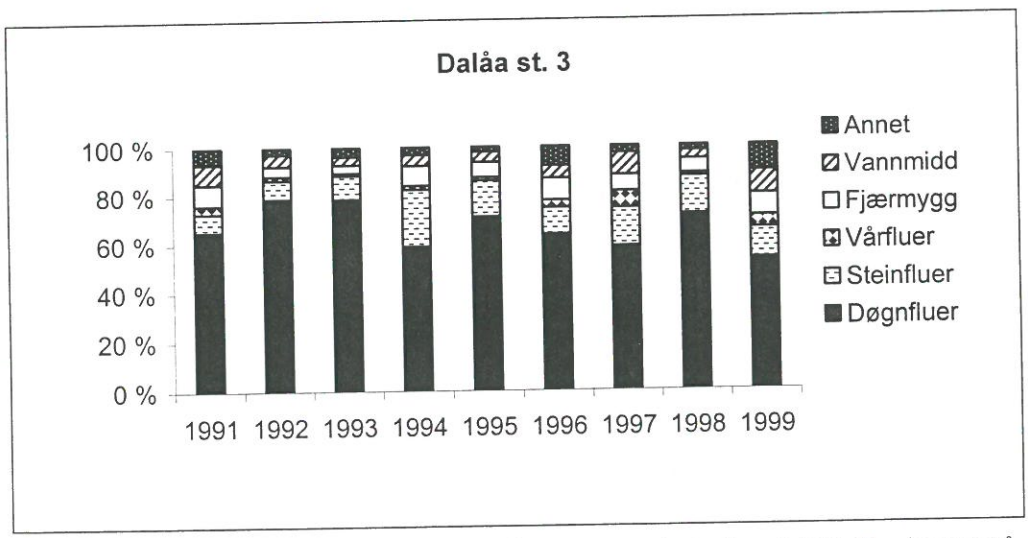
5.3.8 Faunasammensetning - kvalitative prøver i perioden 1991-1999

Døgnfluer

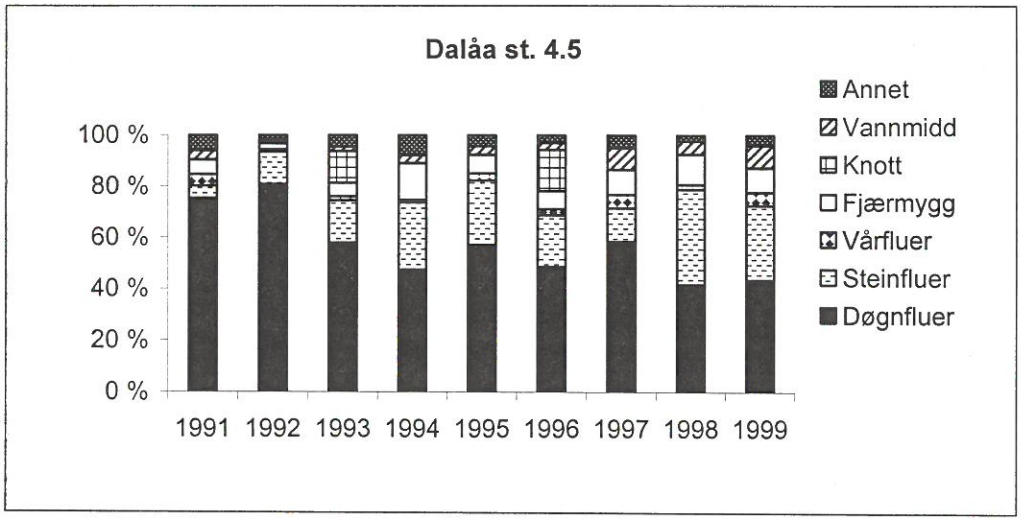
Den prosentvise fordelingen av døgnfluer som gruppe viste ingen klare tendenser på noen av de undersøkte stasjonene (figur 29-32). På artsnivå hadde *Baetis rhodani* en klar nedgang på st. 2 i 1998-99, mens de øvrige tre stasjonene hadde relativt jevne andeler gjennom hele undersøkelsesperioden. *Ameletus inopinatus* hadde de høyeste verdiene i 1996 og 1999 på st. 2, 1994-96 og 1999 på st. 3 og 1994-96 og 1998-99 på st. 4.5. På st. 7 var det små variasjoner i forekomst av arten i hele perioden, bortsett fra en topp i 1995. *Centroptilum luteolum* ble bare registrert etter 1993, men i de fleste årene på st. 2, 3 og 4.5. Arten ble kun registrert ved ett tilfelle (1995) på referansestasjonen (st. 7). Arter innenfor familien Leptophlebiidae ble kun registrert fra og med 1994 på st. 2 og 4.5 men ikke funnet på st. 3. På st. 7 ble den registrert kun i 1992 og 1995. *Ephemerella aurivillii* ble registrert på alle fire stasjonene i alle år og hadde jevne andeler på st. 2 og 4 og en svak økning i 1998-99 både på st. 3 og 7. *Baetis muticus/niger* ble registrert i lave andeler i 1994-99 på st 2 og 3 samt i 1991 på st. 2. På st. 4.5 hadde den en topp i 1994-95, mens den var relativt jevnt fordelt over hele tidsperioden på st.7.



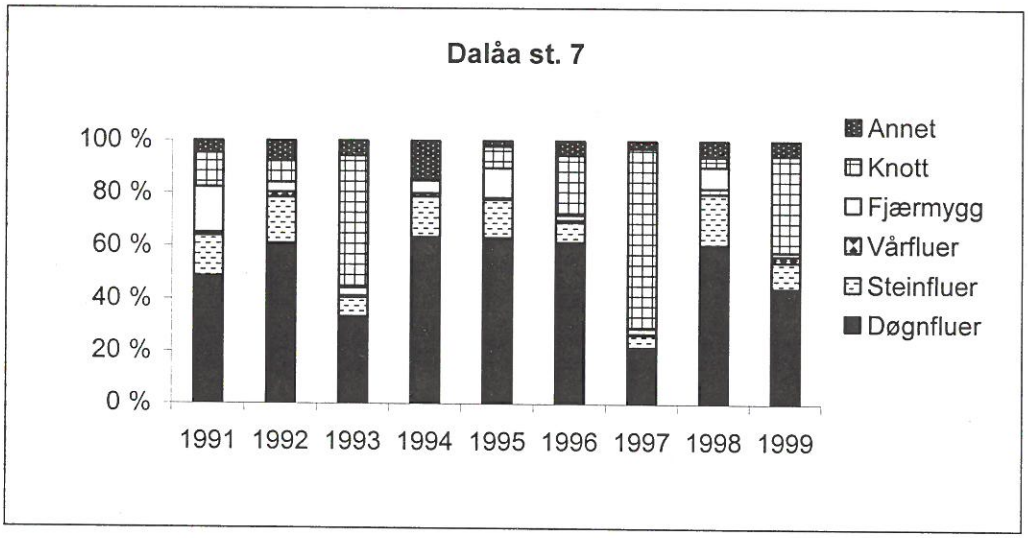
Figur 29. Prosentvis fordeling av bunndyrgrupper på stasjon 2 i Dalåa, basert på R1-prøver tatt i perioden 1991-99.



Figur 30. Prosentvis fordeling av bunndyrgrupper på stasjon 3 i Dalåa, basert på R1-prøver tatt i perioden 1991-99.



Figur 31. Prosentvis fordeling av bunndyrgrupper på stasjon 4.5 i Dalåa, basert på R1-prøver tatt i perioden 1991-99.



Figur 32. Prosentvis fordeling av bunndyrgrupper på stasjon 7 i Dalåa, basert på R1-prøver tatt i perioden 1991-99.

Steinfluer

Steinfluene hadde samlet sett de høyeste andelene de fleste år etter 1994 på st 3 og 4.5, mens de var relativt jevne på st. 2 og 7. Blant artene hadde *Diura nanseni* en sterk nedgang fra og med 1994 både på st. 2 og 4.5. På stasjon 3 og 4.5 var det derimot ingen markerte trender. *Amphimemura borealis*/sp. var blant de dominerende taxa og hadde relativt store svingninger mellom år på alle stasjonene men ingen klare trender. Arter innenfor slekta *Leuctra* hadde en økning i andelen fra og med 1994 på st. 2, 3 og 4.5, men ingen trender på st. 7. *Capnia* sp. hadde topper i andelen i 1994-95 på st 2, i 1995 på st. 3, i 1996 på st. 7 og relativt jevn på st. 4.5.

Vårfluer

Andelen vårfluer som gruppe viste ingen klare trender mellom år på noen av stasjonene. *Rhyacophila nubila* hadde en sterk nedgang i andel både på st. 2, 3 og 4.5 fra og med 1994, mens det ikke var spesielle trender på referansestasjonen (st. 7). Det ble registrert en kraftig økning i andelen av *Polycentropus flavomaculatus* fra og med 1994 på st 2, 3 og 4.5. St. 4.5

hadde også høye verdier i 1991. På st. 7 var det ingen klare endringer, men en topp i 1994. Mikrovårfluer av slektene *Hydroptila* og *Oxyethira* hadde store svingninger i andelene mellom år på st 2, 3 og 4.5 men ble registrert hyppigst og med de største verdiene etter 1993. Unntakene var *Hydroptila* i 1991 på st 2 og 3 som også hadde høye verdier. På st. 7 ble disse slektene ikke registrert etter 1993.

Artsantall

Gjennom hele undersøkelsesperioden (1991-99) ble det totalt registrert 78 taxa når alle stasjoner og metoder ble tatt med (tabell 13). Av disse ble 63 registrert før (1991-93) og 74 etter (1994-99) regulering. Tilsvarende hadde også antall registrerte døgn-, stein- og vårfluearter økt. De artene som kun ble funnet i årene etter regulering var døgnfluene *Parameletus chelifer/minor*, *Metretopus borealis*/sp., *Centroptilum luteolum*, *Heptagenia sulphurea*, steinfluen *Capnia pygmaea*, samt vårfluene *Ceratopsyche nevae*, *Lepidostoma hirtum* og *Mystacides* sp. Noen få arter som døgnfluen *Baetis macani*, steinfluen *Capnia pygmaea*, samt vårfluen *Ecclisopteryx dalecarlica* ble registrert i lave antall før regulering, men ikke gjenfunnet etter regulering. Se fullstendig artsliste i vedleggstabell 8.

Antall arter av døgn-, stein- og vårfluer på stasjon 2, 3-4.5 og 7 som ble undersøkt i perioden 1991-99 er vist i figur 33. Stasjon 2, 3 og 4.5 hadde de høyeste artsantallene i årene etter 1993, mens stasjon 7 hadde høye antall også før 1993. Samtlige stasjoner viste en nedadgående/jevn utvikling i artsantall fra 1996-98 og en stigning fra 1998-99 når de tre insektgruppene sees samlet. Det var få klare trender mht. artsantall innenfor den enkelte gruppe, men vårfluene hadde en nedadgående tendens på alle fire stasjonene i perioden 1995-97.

Tabell 13. Antall registrerte taxa i Dalåa (alle stasjoner og metoder medregnet) i ulike perioder

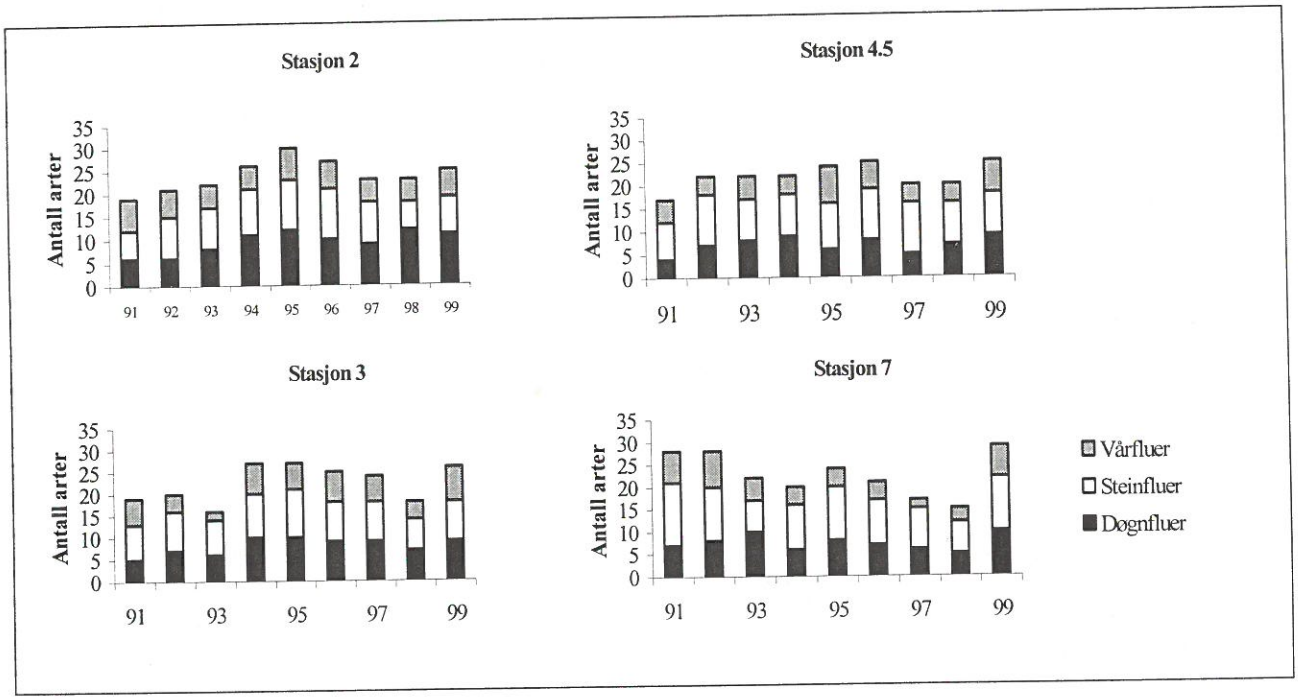
Antall taxa	1991-93	1994-99	1991-99	1994-96	1997-99
Døgnfluer	16	20	22	18	16
Steinfluer	18	19	20	19	15
Vårfluer	14	18	19	15	14
Totalt	63	74	78	69	60

5.3.9 Bunnfaunaen på forsøksfeltene (st. 4.2-4.9) i perioden 1994-1999

Faunasammensetning

Det var knyttet en viss usikkerhet til hvilken bunnfauna og dermed næringssituasjon for laksunger som kunne forventes på de nylagde forsøksfeltene i den første tiden. Feltene ble ferdigbygd seinhøsten 1993 rett før islegging, og det ble derfor ikke tatt bunndyrprøver herfra før våren 1994.

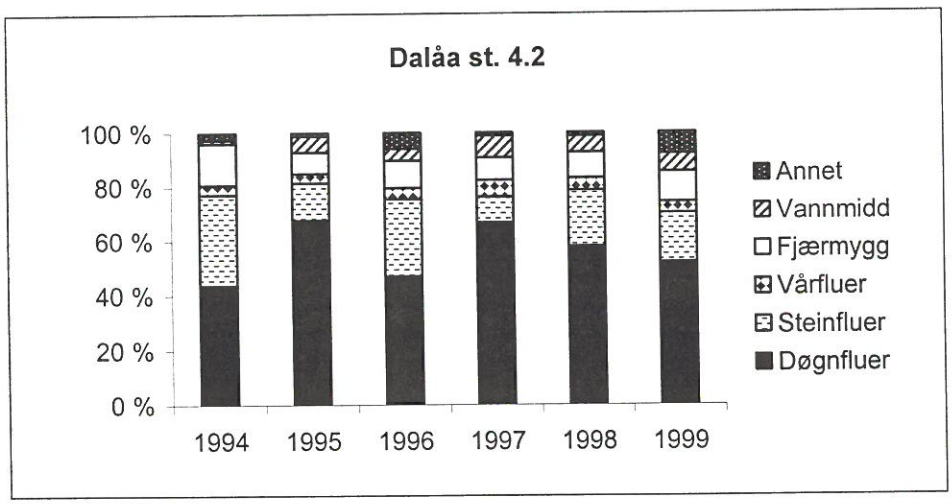
De vanlig forekommende artene både innenfor døgn-, stein- og vårfluer i Dalåa ble registrert på samtlige stasjoner (unntak st. 4.3 og 4.6) i løpet av 1994. På stasjon 4.3 og 4.6 ble det kun tatt en prøverunde i oktober, mens det på de øvrige stasjonene ble tatt både vår, sommer og høstprøver. Det var ingen store forskjeller i artsutvalget mellom stasjonene i perioden 1995-99. Dette bekreftes også av kvantitative prøver tatt på st 4.2 og 4.4 i 1994, der både artsutvalget og tettheten (antall individer/m^2) var omtrent det samme som på referansestasjonen 4.5. Bunndyrene ser ut til å ha kolonisert prøvefeltene raskt, og næringstilbudet til fisk på prøvefeltene er i grove trekk ikke vesensforskjellig fra referansefeltene.



Figur 33. Årlig artsantall av døgn-, stein- og vårfluer på stasjon 2, 3, 4.5 og 7 (referanse) i Dalåa i perioden 1991-99.

Grupper

På referansestasjonene for tiltak (4.5 og 4.6) var det ingen tydelige trender mht. prosentvis fordeling av ulike bunndyrgrupper i perioden 1994-99 (figur 34). På st. 4.8 økte andelen fjærmygg i denne perioden, mens det ikke var tilsvarende endringer på de øvrige stasjonene. Vannmidd hadde gjennomgående økende andeler både på referansestasjonene og de manipulerte stasjonene i perioden. På st. 4.3 og 4.8 viste andelen døgnfluer en nedadgående tendens.



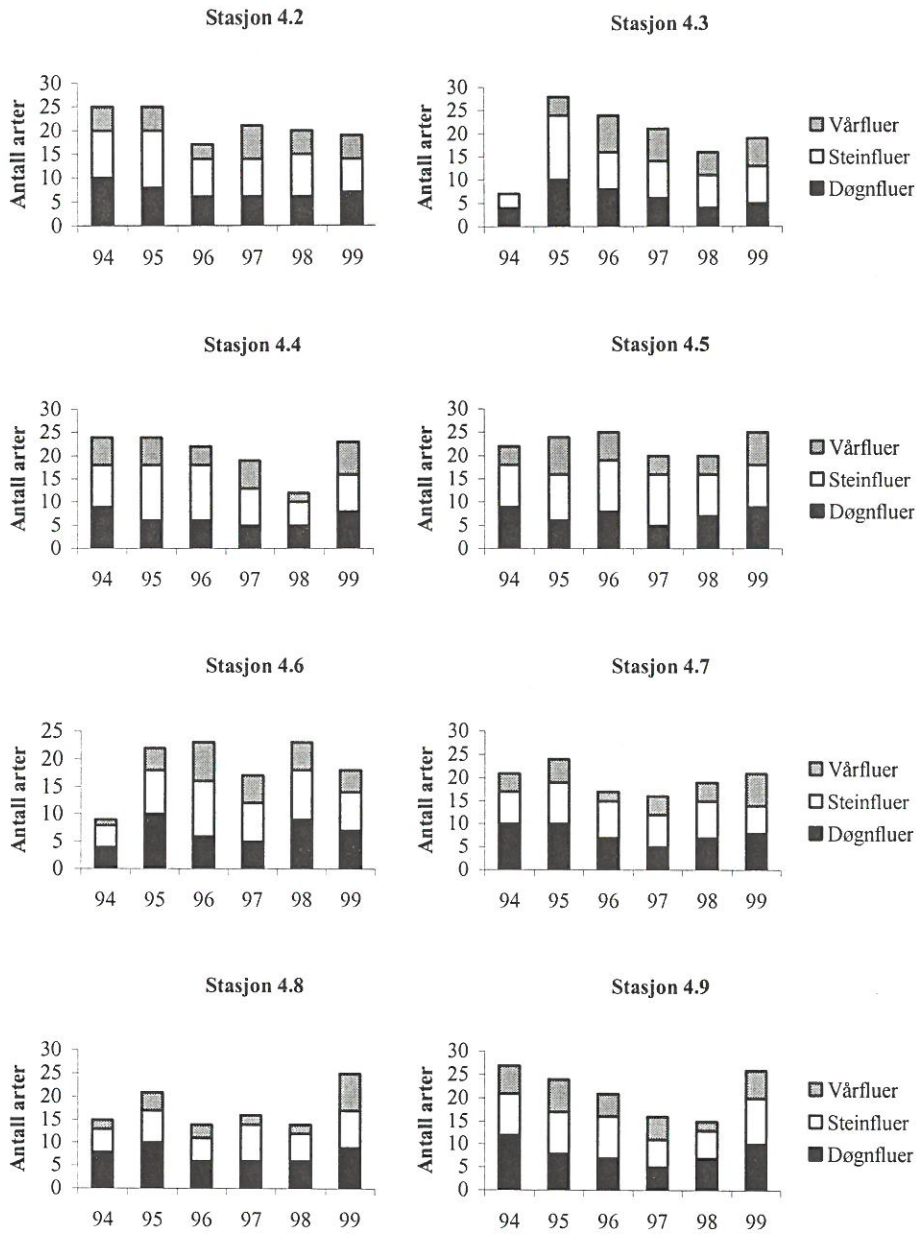
Figur 34. Prosentvis fordeling av bunndyrgrupper på stasjon 4.2 i Dalåa, basert på R1-prøver tatt i perioden 1994-99.

Døgnfluer
På artsnivå var det imidlertid klarere forskjeller i prosentvis fordeling av arter mellom de ulike forsøksfeltene. Blant døgnfluene var *Ameletus inopinatus* sammen med *Baetis rhodani* den dominerende arten på samtlige manipulerte stasjoner i 1994, mens den hadde lave andeler på alle referansestasjonene. Andelen av *A. inopinatus* avtok etter 1995/96 omtrent til samme nivå som på referansestasjonene. Bortsett fra lav andel på st. 4.7 i 1999 hadde *B. rhodani* ingen tydelige endringer i andel over tid på noen av stasjonene. *Centroptilum luteolum* økte sin andel både på manipulerte og umanipulerte stasjoner fra 1994 til 1999, mens arten på uregulert elv bare ble påvist en gang (st. 7, 1995). I 1999 var den en av de dominerende artene både på st. 4.2-4.3-4.6-4.7 og 4.9. For de øvrige døgnflueartene var det kun mindre endringer over tid.

Steinfluer
Hos steinfluene var *Amphinemura borealis*/sp. dominerende art på samtlige stasjoner de fleste år, men hadde lave verdier på st. 4.7 i perioden 1997-99. Arter innenfor familien Capniidae hadde relativt jevne og til dels høye andeler de fleste år med topper i 1994 og 1997 henholdsvis på st. 4.7 og 4.9. Leuctra-artene hadde heller ingen tydelige trender men markerte topper i 1997 (st. 4.2-4.4) og 1998 (4.8).

Vårfluer
Vårfluene ble generelt funnet i lave antall i forhold til både døgn- og steinfluer og små endringer vil derfor gjøre store utslag i den prosentvise fordelinga. Dette gjør resultatene mer usikre enn for de øvrige nevnte gruppene. Det som imidlertid går tydelig fram av tabell x-x er at en av de dominerende artene i elva før regulering, *Rhyacophila nubila*, har relativt lave andeler på alle stajoner og var i enkelte år fraværende i prøvene. Dette gjaldt også st. 4.5 der den var dominerende art i 1992 og 1993. Arten så ut til å være vanligst på st. 4.4 der den ble registrert i fem av de seks undersøkte årene, mens den var minst vanlig på st. 4.7-4.9 der den kun ble registrert 1-2 av de undersøkte årene. *Polycentropus flavomaculatus* var vanligste art på samtlige stasjoner og spesielt på st. 4.2 og 4.3 der den hadde klart størst andel i alle år. *Oxyethira* sp. var representert på samtlige stasjoner de fleste år og hadde høye andeler i enkelte år.

Artsantall
Artsantallet av døgn-, stein-, og vårfluer var ikke vesentlig forskjellig på de manipulerte stasjonene sammenlignet med referansestasjonene 4.5 og 4.9 i 1994, ett år etter inngrepene (figur 35). Unntakene var stasjon 4.3 og referansestasjon 4.6 som hadde lave artsantall. Artsantallet innen de enkelte stasjonene har svingt noe gjennom undersøkelsesperioden med de høyeste antallene i 1995 og 1999. De laveste artsantallene var i 1998, spesielt av stein- og vårfluer på st. 4.3-4.4 og 4.8-4.9.



Figur 35. Årlig artsantall av døgn-, stein- og vårfluer på stasjon 4.2-4.9 i Dalåa i perioden 1994-99. Stasjon 4.5, 4.6 og 4.9 er referansestasjoner i forhold til tiltak.

5.3.10 Diskusjon bunndyr

Endringer i bunnfaunaen i perioden 1991-99

Regulering av elver vil medføre endringer i både fysiske, kjemiske og biologiske forhold nedstrøms inngrepet. I Dalåa ble elva etter regulering manøvrert med en minstevannføring på 0,2-0,4 m^3/s i perioden 1994-96 og 0,4-0,8 m^3/s i perioden 1997-99. Dette har resultert i en sterkt redusert og utjevnet vannføring etter 1993. Sannsynligvis har dette medført en økning i sedimentering av finpartikler, og temperaturøkningen skjer raskere på våren og sommeren enn ovafor inntaket (jf. kap. 2.4.3).

På stasjon 2 og 4.5, som begge ligger i berørt område, ble det tatt kvantitative prøver. Kvalitative prøver ble tatt på st. 2, 3, og 4.5 i den berørte elvedelen, samt på st. 7 som var referansestasjon i uregulert elv ovafor inntaket.

Den årlige gjennomsnittlige tettheten av bunnyr per kvadratmeter, når hele materialet ble sett under ett, var klart høyest i 1994 og 1996 på st. 2 og i 1994-96 på st. 4.5. Tetthetene i de øvrige undersøkte årene var relativt jevne. En økning i bunndyrtetthet etter regulering ble også registrert i Stjørdalselva (Arnekleiv et al. 2000) og Aurlandselva (Raddum & Fjellheim 1994). I likhet med i Dalåa økte tettheten av (små) fjærmygglarver og steinfluer med liten kroppsstørrelse mest i disse elvene. Dette settes i sammenheng med redusert/utjevnet vannføring som øker sedimenteringen av finpartikler som både gir økt næringstilgang og samtidig tetter hulrommene i substratet, slik at bunndyr med liten kroppsstørrelse favoriseres.

Til forskjell fra totalmaterialet ble det for døgnfluer kun funnet en mindre tetthetsøkning i årene 1994-96, mens tettheten var på sitt laveste i 1998-99. Det var den tallrikeste døgnfluearten, *Baetis rhodani*, som samvarierte mest med døgnfluene som gruppe. Den årlige andelen av denne arten i forhold til resten av døgnfluene var relativt stabil på st. 3, 4.5 og 7, men hadde klar nedgang på st. 2 i 1998-99. Tetthetsøkningen av *B. rhodani* etter reguleringen var forventet fordi det ved nedsatt vannhastighet vil sedimenteres mer organisk materiale i partikkelform, som er næring for denne arten. En økning i tettheten av *B. rhodani* i forbindelse med redusert vannføring i elver er også funnet tidligere (Lillehammer & Saltveit 1984, Raddum & Fjellheim 1993). De gjennomgående lave verdiene for døgnfluer generelt **kan** ha sammenheng med høye verdier av kobber etter avrenning fra ovenforliggende gruveområder i september 1997. Reduksjonen i døgnfluefaunaen etter økt avrenning av tungmetaller fra gruveområder er tidligere registrert fra Gaula (Arnekleiv & Størset 1995) og også diskutert i forhold til Torsbjørka (jf. kap. 5.2.3). I Dalåa har ikke reguleringen påvirket fortynningen av tungmetallholdig vatn fra gruvene, og forholdene nedstrøms samløp Gilsåa-Kvernskardelva gir normalt små innvirkninger på bunnfaunaen. Men også i Dalåa kan episodene med stor utvasking av tungmetaller høsten 1997 ha påvirket bunnfaunaen negativt. Det ble målt kobberverdier helt opp i 45 ug/l i Gilsåa ikke langt ovafor samløpet med Kvernskardelva og en middelverdi på 19 ug/l (Iversen et al. 1998). Slike verdier gir normalt store effekter på bunnfaunaen. Imidlertid var det også en reduksjon i individantall og artsantall av døgnfluer på stasjon 7 som ligger i Kvernskardelva som er mindre påvirket av gruveavrenning. Det at døgnfluene viser en negativ utvikling i 1997-99, mens vi ikke ser en like kraftig trend hos steinfluene og andre grupper støtter likevel en antagelse om påvirkning av tungmetaller. Reduksjonen i sensitive slekter som *Heptagenia* og *Ephemerella* var tydelig større på stasjonene oppover i Dalåa i forhold til stasjon 2 og 3. Reduksjonen i døgnfluefaunaen (arter og tetthet) var imidlertid på langt nær så stor som i øvre del av Torsbjørka.

De klart høyeste tetthetene (kvantitative prøver) og andelene (kvalitative prøver) av døgnfluene *Centroptilum luteolum* (kun funnet i årene etter regulering), *Ameletus inopinatus* og Leptophlebiidae ble registrert i årene etter regulering. Dette ble avdekket på st. 2, 3 og 4.5, men ikke på st. 7 (referanse). Disse døgnfluene knyttes gjerne til sakteflytende vann og har profittert på den nedsatte og utjevna vannføringen etter 1993. Slike endringer ble også funnet lengre ned i vassdraget (Arnekleiv et al. 2000), og er generelt vanlige der reguleringer av elver medfører reduksjon i vannhastigheten (Brittain & Saltveit 1989).

Steinfluene som gruppe hadde høyest tetthet i 1994-95 og lavest i årene før regulering (1991-93) på st. 4.5. St 2 hadde relativt jevne tettheter i alle undersøkte år, bortsett fra en topp i 1996. Disse variasjonene skyldtes i stor grad *Amphinemura borealis*/sp. De kvalitative prø-

vene viste derimot ingen spesielle trender mht. årlig prosentvis fordeling. Vi antar imidlertid at tetthetsøkningen skyldes økt sedimentering av partikler som tetter til og reduserer størrelsen på hulrommene i bunnsubstratet, og dermed favoriserer steinfluer med liten kroppsstørrelse som *A. borealis*/sp. *Diura nanseni* var eneste steinfluetaxon med markert nedgang i årene etter regulering (gjelder både kvantitative og kvalitative prøver). Dette er en rovform og skulle derfor i utgangspunktet dra nytte av en generell økning i bunndyrtetthet og dermed byttdyrtetthet. I Aurlandselva (Raddum & Fjellheim 1994) ble det i likhet med i Dalåa funnet en sterk nedgang blant store predaterende steinfluer samtidig med at arter med liten kroppsstørrelse økte mest. Her ble det imidlertid registrert bare mindre endringer i den totale biomassen. Dette kan også ha skjedd i Dalåa og ført til dårligere næringstilgang for *D. nanseni*. Nedgang hos større rovformer av steinfluer etter reguleringer er også registrert av Rader & Ward (1988), mens tettheten var nær uendret hos *D. nanseni* etter siste tilleggsregulering i Stjørdalselva (Arnekleiv et al. 2000).

Samlet sett var tettheten blant vårfluer høyest i 1991, 1996 og 1999 på st. 2 og i 1995-96 på st. 4.5. *Polycentropus flavomaculatus* økte sin tetthet de fleste år etter regulering på begge stasjonene. De kvantitative prøvene viste at arten hadde økt sin andel etter regulering på st. 2, 3 og 4.5, samt at det var kun mindre forskjeller mellom de to periodene med ulik minstevannføring. På st. 7 (referanse) hadde arten riktignok størst tetthet i 1994 men ingen tydelig trend i andel mellom år, og var dessuten fraværende i prøvene i enkeltår både før og etter utbygginga. Arten assosieres med sakteflytende vann (Armitage 1976, Fjellheim 1994) og mengden gunstige habitater har økt betraktelig etter regulering. *Oxyethira* sp. viste små variasjoner i årlig tetthet på st. 2 men hadde svært høye tettheter i 1995 på st. 4.5. De kvalitative prøvene viste topper i enkelte år etter regulering, både på st. 2, 3 og 4.5. På referansestasjonen (st. 7) ble denne slekta kun registrert i årene før reguleringa. *Oxyethira* sp. har gjerne størst tetthet i områder med mye alger. De observerte toppene i tetthet og årlig andel kan trolig knyttes opp mot algeoppblomstringer i enkeltår etter regulering, men dessverre er det ikke utført årlige undersøkelser på alger som eventuelt kan bekrefte dette. Vi har imidlertid observert "kaker" av alger i Øydammen på sommeren uten at dette er nærmere dokumentert og tidfestet.

Den frittlevende arten *Rhyacophila nubila* hadde en svak nedgang i tetthet i årene etter regulering. I de kvantitative prøvene ble den redusert fra å være en av de dominerende artene i årene før regulering til å ha svært lave andeler på stasjonene i berørt område, og endog fraværende i enkelte år på st. 2 og 4.5. På referansestasjonen var den godt representert i alle år og hadde ingen spesielle trender over tid. *R. nubila* er en rovform og skulle normalt ha profittert på de økte bunndyrmengdene. Imidlertid er denne arten tilpasset et liv i rasktflytende vann og tettheten har mest sannsynlig blitt noe redusert som følge av nedsatt vannhastighet etter regulering.

Av de øvrige bunndyrgruppene har fåbørstemark hatt en markert nedgang i tetthet etter 1994 på begge stasjonene, mens vannmidd hadde en nedgang på st. 2 etter 1993 og en økning i perioden 1994-96 på st. 4.5.

Tettheten av bunndyr på de målte feltene var størst i årene etter regulering. At tettheten var høyest i perioden med lavest minstevannføring trenger imidlertid ikke bety at de **totale** bunndyrmengdene var høyere etter reguleringen. Den høye tettheten kan simpelthen skyldes at mindre vanndekket areal førte til at dyrene klumpet seg mer sammen og dermed hadde høyere tetthet per arealenhet. Det var likevel store tetthetsvariasjoner mellom arter og grupper i årene før og etter utbygging og mellom de to periodene med ulik minstevannføring.

Det totale antall bunndyrtaxa økte fra 63 i perioden før til 74 i perioden etter regulering. Det ble også registrert en økning i artsantall innenfor både døgn-, stein- og vårfluer. I utgangspunktet var dette forventet fordi innsatsen i prøvetakinga var mye større i perioden etter regulering enn før regulering (seks mot tre år). Ved en større innsats vil muligheten for å innfange arter/grupper som opptrer i lave antall øke (jf. Jensen 1990). Det var likevel noen få arter som ble funnet i årene før, men som ikke ble gjenfunnet etter regulering. Artene som ikke ble gjenfunnet opptrådte imidlertid i så lave tettheter at fravær i prøvene kan skyldes tilfeldigheter. Det samme gjelder ved sammenligning av de to periodene med ulik minstevannføring der det ble funnet et lavere artsantall innen alle tre ovenfornevnte insektgrupper i perioden med høyest minstevannføring (1997-99). Dette kan imidlertid også ha sammenheng med en økning i utvasking av tungmetaller høsten 1997, som nevnt ovenfor.

Endringer i bunndyrfaunaen på forsøksfeltene i perioden 1994-99

På forsøksområdet på Øyvollen og Storuddu ble det registrert endringer i bunnfaunaens sammensetning over tid både på referansefelter og manipulerte felter.

Den prosentvise fordelinga av ulike bunndyrgrupper hadde få tydelige trender både når hele undersøkelsesperioden sees under ett og, ved sammenligning av de to periodene med ulik minstevannføring. Imidlertid hadde vannmidd en økende tendens i andelene i den undersøkte perioden både på st. 4.3-4.5 og 4.7. Andelen fjærmygg så ut til å ha økt på st. 4.8, mens den var nedadgående på st. 4.9. Stasjon 4.8 hadde rullesteinsbunn og utviklet relativt mye trådalger gjennom undersøkelsesperioden (egne observasjoner). Fjærmygg lever bl.a. av detritus og bakterier som ofte anrikes i aggregater av alger, og fjærmygg blir gjerne funnet i høye tettheter i slike områder (Bremnes & Saltveit 1992). Vi antar derfor at det kan være en sammenheng mellom økt algebegroing og økt andel fjærmygg på st. 4.8.

På artsnivå var det imidlertid klarere forskjeller i andel mellom de ulike stasjonene. Blant døgnfluene var *Ameletus inopinatus*, sammen med *Baetis rhodani*, den dominerende arten på alle stasjoner i perioden med lavest minstevannføring (1994-96). *A. inopinatus* fikk imidlertid en sterk nedgang på alle stasjoner (unntatt 4.9) i perioden med høyest minstevannføring, mens det var små forskjeller i andel av *B .rhodani* mellom de to periodene. Dette tyder på at *A. inopinatus* har funnet gunstige forhold ved lav vannføring i den første perioden og senere avtatt noe ved økt vannføring i den andre perioden. *B. rhodani* er en svært utbredt og tilpasningsdyktig art og hadde høye andeler på alle stasjoner i alle år. *Centroptilum luteolum*, som prefererer sakteflytende vann økte sin andel både på manipulerte og umanipulerte stasjoner i perioden 1994-99. Dette har ikke skjedd på st. 7 som ikke ble berørt av utbygginga. Det er derfor stor sannsynlighet for at økninga hos denne arten skyldes effekter av redusert vannføring.

Steinflua *Amphinemura borealis*/sp. var dominerende på samtlige stasjoner de fleste år, men hadde relativt lave verdier på st. 4.7 i perioden med høyest minstevannføring. Også *Leuctra*-artene og arter innenfor familien Capniidae hadde topper i andelen i enkeltår men uten tydelige trender. Svingningene hos *Leuctra*- og Capniidae-artene var gjennomgående noe høyere på de manipulerte stasjonene og har trolig sammenheng med at bunndyrsamfunnene var noe mer ustabile her enn på referansestasjonene. Økningen i andel av *A. borealis*/sp. kan settes i sammenheng med reguleringsvirkninger som diskutert ovenfor.

Vårfluene ble generelt funnet i lave antall i forhold til både døgn- og steinfluene og små endringer i antall dyr vil derfor gjøre store endringer i den prosentvise fordelinga. Likevel er det tydelig at en av de dominerende vårfluearten i Dalåa, *Rhyacopila nubila*, hadde gjennomgå-

ende lave andeler på alle stasjoner og var fraværende i prøvene i enkeltår. Den var dominerende på st. 4.5 i årene før regulering samt på stasjon 7 (uregulert). Den sterke nedgangen for denne arten som trives best i rasktflytende vann, har sin årsak i nedsatt vannføring etter regulering. De samme reguleringsvirkningene har etter all sannsynlighet ført til at *Polycentropus flavomaculatus*, som foretrekker sakteflytende vann, var den dominerende vårfluearten på samtlige stasjoner. Det var heller ikke hos denne arten større forskjeller i andel mellom periodene med ulik minstevannføring.

Det var små forskjeller i artsantall av både døgn-, stein- og vårfluer mellom manipulerte og umanipulerte stasjoner. Dette gjaldt også 1994 som var det første året etter manipuleringen. Stasjon 4.3 og 4.6 hadde riktignok lave artsantall i 1994, men dette skyldes at det kun ble tatt høstprøver på disse stasjonen dette året. På de øvrige stasjonene ble tatt både vår-, sommer- og høstprøver. Det var heller ingen større forskjeller i artsantall mellom periodene med ulik minstevannføring. Resultatene viste at rekoloniseringen har gått raskt, noe som også er påvist i andre studier (Malmquist et al. 1991, Tikkanen et al. 1994). Rask rekoloniseringen og relativt likt artsutvalg på forsøksfeltene har trolig sammenheng med kontinuerlig driv av bunndyr fra ovenforliggende områder, samt at stasjonene ligger svært nær hverandre. Det ser ikke ut til at tiltakene har hatt noen stor innvirkning på bunnfaunaen. Effekten av reguleringa, spesielt gjennom nedsatt vannføring ser derimot ut til å ha skapt endringer i faunasammensetningen både på manipulerte og umanipulerte stasjoner.

5.3.11 Vurdering av minstevannføring

I Dalåa har minstevannslippet vært 0,2 m^3/s om vinteren og 0,4 m^3/s om sommeren i perioden 1994-oktober 1997, og 0,4 m^3/s om vinteren og 0,8 m^3/s om sommeren etter dette. Vintervannføringa har stort sett ligget nær opp til minstevannslippet i begge periodene, mens det om våren, sommeren og høsten har vært noe større variasjoner i tilsiget fra restfeltet, og dermed periodevis en høyere vannføring (jf. kap. 2.4.3). Minstevannføringa skal sikre et minimum av biologisk mangfold og produksjon etter regulering, og gi muligheter for en fortsatt fiskebestand i elvene. For Dalåa er det imidlertid forutsatt at en særlig skal ta hensyn til en fortsatt lakseproduksjon gjennom utsettinger og tiltak, og våre vurderinger vil derfor ta utgangspunkt i dette.

Dalåa har også i utgangspunktet lange strykstrekninger som egner seg for laksutsettinger, og forholdsvis få store høler og dammer som er mer typiske ørrethabitater. Ungfiskundersøkelsen på referansestasjoner viste for de fleste stasjoner en nedgang i tetthet av ørret etter regulering, og en økning i tetthet av laksunger etter utsettinger. Reduksjonen i ørretbestanden kan forklares ut fra redusert vannføring og konkurranse mellom laks og ørret. Totalproduksjonen av ørret og laks uten at det gjøres tiltak er sterkt redusert som en følge av reduksjon i vanndekt areal og egnete oppveksthabitater på en minstevannføring.

Undersøkelsen har vist at det imidlertid er mulig å opprettholde store tettheter av ungfisk av laks, i hvert fall over noen år, på begge de prøvde minstevannføringene forutsatt at en bygger biotopjusterende tiltak utforma spesielt for laksens habitatkrav. Undersøkelsen viser at bæreevnen for laksunger er vesentlig lavere på referansefelter der det ikke er utført tiltak og ved terskelbygging alene (eks. Nesheim), eller ved tiltak der en bare gravde i elvebunnen for å få fram større steiner (stasjon 2.3). Både våre undersøkelser og simuleringene viser få egna habitater uten tiltak med minstevannføring, og i gjennomsnitt var tetthetene på referansefeltene bare 23-25 % av tettheten på tiltaksfeltene. På en gitt minstevannføring vil derfor Dalåa kunne

produsere langt færre laksunger uten tiltak enn med slike tiltak tilpassa laksens habitatkrav. Tettheten, og fordelinga av laksunger på feltene viste at felter med grovt substrat og gode skjulmuligheter både ga de største tetthetene og best overlevelse. Dette er for øvrig i overensstemmelse med kjente habitatpreferanser for laksunger, kunnskap om vinterhabitat og også resultatet av habitatsimuleringen utført på Øyvollen. Mengden av gode habitater, spesielt for vinteroverlevelse, vil derfor ha stor betydning for hvor mye laksunger elva kan produsere. Ved siden av biotopjusterende tiltak vil derfor minstevannføringa være bestemmende for hvor mye egnete habitater som vil være tilgjengelig for oppvekst. Simuleringene tyder på en jevn økning av egna habitater med økning i minstevannføring fra 0,2 m^3/s til 0,8 m^3/s etter gjennomførte tiltak på Øyvollen. Ut fra data om fordeling av laksunger på de ulike feltene og simulering av vanndekte arealer og egnete habitater vil utvilsomt den høyeste minstevannføringa gi større oppvekstarealer og bedre produksjonsbetingelser av laksunger enn den laveste. Økning i vintervannføring med forventa økt vinteroverlevelse til de største laksungene er for øvrig dokumentert fra større elver (Hvidsten 1993). Nå vil topografien av elvesenga ha stor betydning for vanndekt areal, men vi forventer at det også for andre deler av Dalåa vil være en sammenheng mellom vanndekt areal med egnete habitater og vannføring etter gjennomføring av tiltak. En nylig utført simulering av tiltak og laksehabitatet ved forsøksområdet Nesheim, viser også en bedring i habitatforholdene ved en økning av vannføringa fra 1,3 m^3/s til 3,0 m^3/s (Harby 2001). På denne strekningen er det beregnet at den laveste minstevannføringen kombinert med lavt resttilsig gir om lag 1,3 m^3/s.

Dersom målsettingen med en minstevannføring kombinert med tiltak er å kunne sikre en best mulig produksjon av laksunger gjennom utsetting, viser disse resultatene at en vannføring på 0,8 m^3/s vil gi bedre forhold enn en lavere vannføring. De positive erfaringene med denne type tilpassa tiltak gir også grunnlag for at det utføres tilsvarende biotopjusterende tiltak på de øvrige elvestrekningene nedstrøms inntaket i Dalåa.

Både data om dødelighet på ungfisken (reduksjonen i tetthet over vinteren) og produksjonen av laksesmolt, tyder på en økende dødelighet og redusert smoltproduksjon i løpet av undersøkelsesperioden, også for året med størst minstevannføring hvor vi har data. Dette er forklart ut fra en rekke faktorer som har påvirket tetthet og dødelighet i perioden; ulike tettheter av utsatt laks mellom år, tetthetsavhengig dødelighet, økt konkurranse mellom årsklasser av laks og økt smoltalder, mulig effekt av vinterflommen i 1998, mulig effekt av økt tungmetallinnhold høsten 1997 og økt gjentetting av forsøksfeltene i løpet av undersøkelsesperioden. Selv om en minstevannføring har gitt mer stabile forhold etter reguleringen, viser egne observasjoner en gjentetting av de steinsatte områdene med grus og sand. Over lengre tid vil derfor tiltaksfeltene nærme seg referansefeltene i beskaffenhet og habitattilbud, og den positive effekten av tiltakene vil reduseres betydelig. Habitatmessig er tiltaksfeltene nå forringet i forhold til når de ble laget, men de gir fortsatt en mye bedre tetthet av utsatte laksunger enn referansefeltene. I løpet av en 10-12 årsperiode vil vi anta at tiltaksfeltene i stor grad er gjenøret og har mistet mye av sin funksjon. En endelig fastsetting av minstevannføring vil i prinsippet ligge fast i hele konsesjonsperioden som er gitt på ubegrenset tid, men med rett til en revisjon etter 30 år. Dersom en skal ta hensyn til tiltakene ved fastsetting av minstevannføring må en også forutsette at disse skal ha samme varighet som konsesjonen. Vi vet at slike tiltak vil endres over tid uten regelmessig fornying, og effektene av slike rehabiliteringer er ukjent. **Skal en koble fastsetting av minstevannføring til bygging av slike tiltak må det derfor knyttes klare betingelser til vedvarende vedlikehold av tiltakene, og gis en tidsramme for hyppigheten av vedlikehold.**

Hvordan disse tiltakene kan restaureres, og hvilken effekt en kan oppnå gjennom dette er helt uviss. Så vidt vi har klart å finne ut, er det lite erfaringskunnskap på dette spesifikke området både nasjonalt og internasjonalt, selv om det finnes mye data på restaurering av elver. Det er imidlertid gjort noen forsøk på å legge ut stein som gir en sjølrensende effekt i Gaula, men denne steinsettingen hadde helt andre dimensjoner og forhold enn i Dalåa (Bremset et al. 1994). Ellers viser også steinsettinger utført i Søya et tilsvarende problem med gjenøring (Brittain et al. 1993). For å få mer kunnskap om virkning av slike tiltak over tid bør en derfor prøve ut ulike måter for å stabilisere, vedlikeholde og restaurere slike tiltak, og måle effekten på bunndyr, fisk og fiskehabitat. Det synes i dag vanskelig å tilrå en redusert minstevannføring opp mot bygging av slike tiltak gitt at en krever at de skal fungere fullgodt i hele den perioden minstevannføringsbestemmelsene skal gjelde.

Ved siden av muligheten til å produsere laksunger i ei elv med såpass liten vannføring, var det knytta stor usikkerhet til smoltutvandring og mulig smoltproduksjon under slike betingelser. Forutsetningen for en vellykket utsetting av laksunger er at det produseres levedyktig smolt som gir en tilbakevandring av voksen laks.

Undersøkelsene har vist at en på de gitte minstevannføringene kan få produsert smolt i Dalåa og at smolten vandrer ut. Med antallet settefisk som er benytta, har en på ca. 2,5 km elv produsert anslagsvis 600-5000 smolt årlig. Data om årlig smoltproduksjon er usikre fordi smoltfella på Øydammen bare fungerte på minstevannføringer og var ute av drift selv ved små overløp på inntaket. Ved å sammenholde data fra smoltfellene på Øydammen og Sona fant vi at smoltutvandringa til settefisken var signifikant seinere enn for villsmolten i Stjørdalselva til tross for at de to gruppene smolt viste lik utvikling i sjøtoleranse i utvandringsperioden. Mens endring i vannføring var viktigste faktor for utvandring til smolt i Stjørdalselva, så var verken endring i vannføring eller temperatur assosiert med endring i antallet utvandrende smolt i Dalåa. Imidlertid er endringene i vannføring i Dalåa etter regulering svært små sammenlignet med endringene i Stjørdalselva, og stabil lav vannføring medførte stopp i utvandringa av smolt i Stjørdalselva. Det er derfor sannsynlig at mangel på variasjon i vannføring i Dalåa etter regulering påvirker vandringsatferden til smolten, men en kan heller ikke se bort fra andre årsaker. Et isdekke og lav temperatur vil påvirke smoltifisering, og et unaturlig miljø i klekkeriet vil kunne påvirke fiskens fysiologi og vandringsatferd (temperatur, klekketidspunkt, lysforhold). Det er imidlertid ingenting i dataene som gir grunnlag for å anta at en stabil minstevannføring på 0,2 m^3/s versus 0,8 m^3/s vil påvirke smoltutvandringen i Dalåa forskjellig. Derimot hadde det vært gunstig å kunne slippe noen lokkeflommer i smoltutvandringsperioden, men dette er det sannsynligvis små muligheter for siden det ikke er noe magasin å slippe fra.

I tillegg til hensynet til en fortsatt smoltproduksjon gjennom utsetting av laksunger, skal minstevannføringen bidra til å sikre variasjonsrikdom/biologisk mangfold av andre elvelevende organismer. Bunndyrundersøkelsene i Dalåa dokumenterer betydelige endringer i faunasammensetningen, spesielt på artsnivå etter reguleringen. Redusert vannhastighet med økende sedimentering av finpartikulært materiale har sannsynligvis vært viktigste årsak til en økning i antall av arter tilpassa lavere vannhastigheter, og økt tetthet av små arter. Samtidig er det registrert en reduksjon av store rovdyrformer. Tilsvarende endringer ble ikke observert på referansestasjonen ovafor inntaket. I tillegg vil sannsynligvis totalproduksjonen i elva bli redusert i forhold til reduksjonen i vanndekt areal. Derimot viste undersøkelsene at det ikke var signifikante forskjeller i tetthet av bunndyr på tiltaksfelter og referansefelter på forsøksområdene bare ett år etter at tiltakene ble bygget. Det var heller ikke store forskjeller i artssammensetningen. Undersøkelsen avdekket ikke signifikante forskjeller i tetthet av bunndyr i årene

med lav kontra høyere minstevannføring, men det kan vises til forskjeller i artssammensetning mellom årene, uten at en med sikkerhet kan si hva årsaken til de observerte endringene er.

Som for fisk vil imidlertid habitatforholdene og vanndekt areal endres med en endring i minstevannføringa. Blant annet vil den største minstevannføringa gi noe høyere vannhastighet enn den laveste. Som resultatene indikerer medfører en redusert vannføring en endring i faunaen i retning større andel av lentiske arter, og denne tendensen forsterkes gjennom større reduksjoner i vannføring og vannhastighet (jf. Brittain og Saltveit 1987, Garnås 1985, Fjellheim og Raddum 1996, Armitage 1984). Dersom en vil beholde mest mulig av en typisk elvefauna med strømelskende arter vil dette bli best ivaretatt på den høyeste minstevannføringa. Dette vil sannsynligvis også sikre en størst mulig bunndyrproduksjon.

I vurdering av endelig fastsetting av minstevannføring har vi også lagt noe vekt på de forskjellige forholdene i de tre elvene, og i hvilke elver en kan oppnå best bevaring av elvefaunaen og en størst mulig fiskeproduksjon. I så måte har vi vurdert det som viktigere å ha en høy minstevannføring i Dalåa enn i Torsbjørka så lenge en har episoder med sterk påvirkning fra tungmetallholdig vann i Torsbjørka.

Momenter både i forhold til ungfisk- og bunndyrhabitat, smoltproduksjon, vanndekt areal, usikkerhet med varighet av substratforbedrende tiltak, tungmetallpåvirkning og vurdering av vassdragene samlet tilsier en høyest mulig minstevannføring i Dalåa. Samtidig anbefaler vi at det bygges flere biotopjusterende tiltak i Dalåa basert på erfaringene framlagt bl.a. i denne rapporten og at det videre utføres forsøk med stabilisering og vedlikehold av slike tiltak med tanke på å gi varige positive effekter for en fortsatt laksproduksjon.

I Dalåa, som i de andre elvene er det fra naturens side stor variasjon mellom sommervannføring og vintervannføring, og både bunndyr- og fiskefauna er tilpasset slike årsvariasjoner. For å kunne ivareta en viss variasjon mellom sesongene også på lavvannføringene foreslås en differensiering i minstevannføringa, tilsvarende det som er foreslått for Tevla og Torsbjørka, og med samme begrunnelse for valg av tidsperioder.

Med bakgrunn i framlagte biologiske data og argumentasjon, foreslår vi en minstevannføring i Dalåa på 0,8 m³/s i perioden 01.05.-14.10. og 0,5 m³/s i perioden 15.10.-30.04. Videre foreslår vi at følgende tiltak utføres:

1. **Med bakgrunn i framlagte erfaringer bør det bygges biotopjusterende tiltak tilpasset laks på gjenværende egna strekninger i Dalåa.**
2. **Så lenge en har en uavklart situasjon om effektene av reguleringa på laksebestanden i Stjørdalselva videreføres utsettingene av laksunger i Dalåa.**
3. **Det settes i gang forsøk for å få økt kunnskap om vedlikeholdelse og varigheten av slike tiltak. Videre gjennomføres det utprøving av rognutlegging og sammenlignenede forsøk med settefisk for å øke kunnskapen om tilslag, smoltproduksjon og smoltutvandring under minstevannføring.**

6 SAMMENDRAG

I Stjørdalsvassdraget, Nord-Trøndelag, har Nord-Trøndelag E-verk i løpet av 1994 fullført en større kraftutbygging som bl.a. har medført sterkt redusert vannføring i de største sideelvene til Stjørdalselva i Meråker; Tevla, Dalåa og Torsbjørka. I en femårs prøveperiode etter regulering har det vært utført forsøk med minstevannslipp og fiskebiologiske undersøkelser som grunnlag for en vurdering av endelig minstevannføring i elvene. En fortsatt fiskeproduksjon i elvene søkes ivaretatt gjennom en kombinasjon av biotopjusterende tiltak, terskler og minstevannføring.

6.1 Tevla

Ungfiskundersøkelsen viste at tettheten av ørretunger har ligget på 6-10 ind. pr. 100 m² i hele perioden 1991-1998, med unntak av 1994 og 1995 hvor det var lavere tettheter. I Tevla nedstrøms Tevlamagasinet ned til samløp Dalåa er det flere naturlige høler foruten at det ble bygd noen terskeldammer som kan gi oppholdsplasser for ørret etter regulering. I tillegg er Turifossdammen vedtatt opprettholdt. Data fra regulert strekning ovafor Tevlamagasinet med bygde terskler og bare resttilsig er benyttet for å vurdere forholdene nedenfor Tevlamagasinet etter regulering. Selv om en regner med noe dårligere fangsteffektivitet på garn satt i elva før regulering sammenlignet med i terskeldammene, tyder fangstutbyttet på at ørretbestanden er større etter regulering og bygging av terskler. Fisken har også blitt noe feitere, men størrelsesfordelingen er omtrent den samme. Dette resultatet er i samsvar med en rekke andre undersøkelser som viser at bygging av terskeldammer i regulerte elver med minstevannføring bidrar til å opprettholde en bra ørretbestand.

Mengden bunndyr varierte mellom år fra 175 til 682 individer pr. prøve i gjennomsnitt uten at det var noen klar trend i endringer før/etter regulering. Det har imidlertid skjedd en reduksjon i vanndekt areal som følge av reguleringen slik at totalmengden bunndyr i elva er redusert. Artssammensetningen av døgnfluer, steinfluer og vårfluer ble endret etter regulering. Døgnfluearten *Baetis fuscatus/scambus* og *B. Subalpinus* ble ikke registrert etter 1995, mens derimot andelen av *B. muticus/niger* har økt etter regulering og særlig de tre siste årene. Det var også en tendens til økning i andelen av *Heptagenia dalecarlica* i 1996-98. For steinfluer var det store variasjoner i artssammensetningen mellom år, men også her ble det registrert noen endringer som kan settes i sammenheng med reguleringseffekter. Andelen av rovdyrformene *Diura nanseni* og *Isoperla* spp. ble redusert, særlig i 1997 og 1998, mens det var en økning i andelen av *Leuctra* spp. og *Amphinemura borealis*/sp. For vårfluene ble det registrert en redusert andel av *Plectrocnemia conspersa*. Endringene er forenlig med en mer stilleflytende elv, bl.a. påvirket av terskelbygging og redusert vannføring og vannhastighet.

Det er gitt et begrunnet forslag for fastsetting av minstevannføring på 0,2 m³/s om vinteren og 0,3 m³/s om sommeren.

6.2 Torsbjørka

I Torsbjørka ble det foretatt årlige undersøkelser av ungfiskbestanden (elfiske) på to lokaliteter i perioden 1991-2001. På st. 2 var det i de to referanseårene 1984 og 1991 gode tettheter av ørretunger (13-15 pr. 100 m²). Siden har tetthetene av ørret variert mye mellom år i perioden 1994-2001, men alltid med lavere tettheter enn i 1984 og 1991. Tettheten av årsyngel har

i alle år vært liten. På st. 3 var tetthetene før regulering 3-8 ind. pr. 100 m², mens vi etter 1995 har funnet lite ørret på lokaliteten, og i 1996 og 2001 ble det ikke påvist fisk til tross for elfiske av et relativt stort areal. Undersøkelsen tyder på at ørretbestanden i Torsbjørka er tynn og variabel mellom år, og at bestanden er sterkt redusert i øvre deler etter 1995. Dette kan ha sammenheng med reguleringen og en sekundæreffekt i form av høyere tungmetallbelastning. Sannsynligvis har reguleringen forverret mulighetene for en fortsatt ørretproduksjon nedstrøms inntaket i Torsbjørka.

I Torsbjørka ble det tatt kvalitative bunndyrprøver 3-4 ganger årlig på de to elfiskestasjonene og på en rekke stasjoner høsten 1997. På stasjon 2 har artsantallet av døgnfluer, steinfluer og vårfluer i prøvene vært på totalt 23-28 i 1991-96, men ble redusert til 17 og 13 i henholdsvis 1997 og 1998. Både artsantallet og individantallet av døgnfluer og vårfluer gikk ned, mens steinfluene holdt seg i antall påviste arter. Døgnfluene, som synes særlig sensitive i forhold til tungmetallpåvirkning ble redusert. Utenom 1997-98 viste ikke dataene noen tydelig endring i artssammensetningen i årene før (1991-93) sammenlignet med etter regulering (1994-96). Steinfluefaunaen var rikt utformet, mens døgnfluefaunaen var fattig og helt dominert av én art (*Baetis rhodani*). Torsbjørka påvirkes av avrenning fra tidligere gruvevirksomhet, og de største tungmetalltilførslene til vassdraget kommer via Skakkerbekken (også kalt Gruvebekken) og Mannlibekken som kommer inn i Torsbjørka nedafor inntaket til overføringstunnellen. Høstprøver i 1997 viste en klar sonering i faunaen oppover Torsbjørka, med minkende mengde og lavere artsmangfold opp til Skakkerbekken. Artssammensetningen av døgnfluer, steinfluer og vårfluer viste et redusert mangfold oppover Torsbjørka.

Tungmetallholdig vann fra Skakkerbekken påvirker bunnfaunaen negativt i hvertfall ned mot Mannseterbakken og trolig helt til samløpet Dalåa. Vi konkluderer med at reguleringen har hatt en negativ effekt på ørretbestanden og bunndyrene i Torsbjørka, hovedsakelig gjennom redusert vannføring og økt metallinnhold. Rapporten munner ut i et forslag om minstevannføring på 0,1 m³/s om vinteren og 0,2 m³/s om sommeren.

6.3 Dalåa

6.3.1 Ørretbestanden etter regulering

Dalåa har mest strykstrekninger og få kulper og større dypområder som er egnet for innlandsørret. Det er imidlertid en ørretbestand særlig knytta til gamle fløtningsdammer og inntaksdammen for nedlagte Nustadfoss kraftverk. Det ble foretatt prøvefiske i området Øydammen-Storuddukulpen. Resultatene viste et godt utbytte av småfallen ørret på småmaska garn både før og etter regulering. Ørreten i Dalåa er typisk elvefisk; forholdsvis mager og med overveiende kvit kjøttfarge. Gjennomsnittlig kondisjonsfaktor de ulike år varierte mellom 0,86 og 0,95. Undersøkelsen tyder på at mengden fisk av attraktiv størrelse for konsum er betydelig redusert etter regulering. Årsakene til dette er ikke klarlagt.

Enkelte år ble det tatt mageprøver av ørretene for å få en indikasjon på omfanget av predasjon på utsatte laksunger. Laksungene var mest utsatt for predasjon fra ørret like etter utsetting, hvor 54 % av ørretene hadde spist laksunger, mens andelen ørret som hadde spist laks var på 1-17 % til andre tider på sommeren. Ørret helt ned i 14,5 cm hadde spist laksunger.

På strykpartier ble tettheten av ungfisk undersøkt med elektrisk fiske årlig i perioden 1991-1999 på fire områder i Dalåa. På to lokaliteter var det en sterk reduksjon av ørret etter 1993.

På stasjon 4 var denne reduksjonen nær 100 %. På stasjon 3 var derimot tettheten av ørretunger ganske jevn på 2-6 fisk pr. 100 m² i hele perioden utenom 1992 hvor tettheten var betydelig høyere. Resultater fra flere forsøksfelter hvor det ble satt ut laksunger fra 1993 viste en tetthet på 2-30 ørretunger pr. 100 m² før utsetting av laksunger mens det nesten ikke ble påvist ørret her etter 1996. Derimot var tetthetene av utsatte laksunger meget høy. På referansestasjonen ovafor inntaket (st. 7) har en også hatt en nedgang i tetthetene av ørret etter 1993, noe som trolig også kan settes i sammenheng med utsetting av laksunger.

6.3.2 Effekter av biotopjusteringer og minstevann på utsatte laksunger

Siden det var begrenset med kunnskap om virkningen av ulike biotoptiltak og minstevannføring for å kunne opprettholde en lakseproduksjon gjennom utsetting, ble det etablert en del forsøksfelter i Dalåa for å høste erfaring med ulike tiltak kombinert med minstevannføring. Tiltakene har vært ulike former for bunnjusteringer; økning i produktive arealer ved å svinge elva innenfor eksisterenede elveløp (strømstyrere), endring av substratet, steinsetting, kulpgraving og terskelbygging. På utvalgte forsøksfelt ble en del av elva holdt uendret som referanse (bortsett fra minstevannføring), mens ulike former for biotopjustering ble testet ut på delstrekninger nedstrøms referansefeltene. Fra 1993 har det årlig vært satt ut ensomrig laksunger i lik tetthet på forsøksfelter og referansefelter, men med noe varierende utsettingsmengde mellom år.

Tettheten av laksunger på forsøksfelter og referansefelter ble undersøkt med tre omgangers elfiske to til fire uker etter utsetting på høsten (oktober), og rett etter isløsning i mai. I alle år var tetthetene signifikant høyere på forsøksfelt Øyvollen (st. 4.2-4.8) enn på forsøksfelt Nesheim (st. 2.0-2.3). Tiltaksfeltet på Nesheim (st. 2.3) hvor det ble laget et lite terskelbasseng og foretatt harving for å få ut finstoffet og skape bedre skjulplasser, ga på langt nær så gode tetthetter av laksunger som steinutlegging, strømstyring og bunnjustering. På Øyvollen var gjennomsnittlige tetthetsverdier for tiltaksfelter og referansefelter om høsten henholdsvis 174,4 og 43,2 pr. 100 m², mens tetthetene om våren var henholdsvis 112,9 og 25,7 lakseunger pr. 100 m^2. Tiltaksfeltene hadde signifikant høyere tetthet enn referansefeltene (Mann-Whitney, $p < 0{,}000$) gjennom hele forsøksperioden 1994-1999. Også referansefeltet i uregulert elv (st. 7) hadde lavere tettheter enn på tiltaksfeltene på Øyvollen. Vanndekte arealer er imidlertid relativt større på uregulerte enn regulerte elvestrekninger.

Resultatene viser at en gjennom å optimalisere forholdene for oppvekst av laksunger gjennom biotopjusterende tiltak, kan mangedoble elvas bæreevne på lave vannføringer. Størst tetthet totalt ble oppnådd på forsøksfelt med utlagt kuppelstein (fra grustak) i flere lag. Dette ga spesielt mange skjulplasser og god vinteroverlevelse.

For å registrere eventuelle forflytninger og vinteroverlevelse hos laksunger ble det foretatt et merke-gjenfangstforsøk. Resultatene tyder på at over 90 % av laksungene har holdt seg i ro på forsøksfeltene og referansefeltene over vinteren begge årene. Siden det var svært liten forflytning av fisk mellom oktober og mai, ble tetthetsestimatene høst og vår benyttet til å beregne vinterdødeligheten/vinteroverlevelsen. Det var store variasjoner i endring i tetthet fra høst til vår mellom forsøksfeltene og også mellom år. Gjennomsnittlig reduksjon/dødelighet var lavest de to første vintrene med henholdsvis 16 % og 23 %, mens dødeligheten økte til 63 % i 96/97 og 43 % i 98/99. Økt dødelighet utover i forsøksperioden forklares bl.a. ut fra økning i tetthet og antall årsklasser (intraspesifikk konkurranse), variasjon i fysiske forhold bl.a. is, og

at tiltaksfeltene etter hvert "grodde" igjen med småstein og sand, noe som klart kan ha redusert områdenes bæreevne og vinterhabitat gjennom undersøkelsesperioden.

Habitatbruk og næringsvalg til utsatte laksunger ble undersøkt i kulp og stryk ved dykkerobservasjoner og elfiske sommeren 1994. Laksungene viste tendens til en klumpvis fordeling i kulpen. Laksungene brukte de grunneste delene av kulpen ned til 1 m dyp, og flest fisk ble observert i de nærmeste 20 cm over bunnen. I alt hadde lakseungene i kulpen utnyttet 17 identifiserbare byttedyrkategorier i august, mens fisken på strykpartiene hadde spist 15 kategorier. Schoeners næringslikhetsindeks (D) for laksunger i kulp og strykområder viste en verdi på 0,68, noe som tilsier et betydelig næringsoverlapp. Resultatene viste at ensomrige laksunger satt ut i kulp og stryk tok til seg naturlig næring og vokste godt. Til tross for at fisken i kulp og strykpartiene i Dalåa oppholdt seg i forskjellig habitat, så utnyttet de mange av de samme næringskategoriene.

6.3.3 Smoltutvandring og smoltproduksjon

Elvestrekningen fra smoltfella i Øydammen og til inntaket er ca. 5 km, og laksunger ble satt ut på vel halvparten av denne strekningen. Smolt produsert fra disse utsettingene ble kontrollert og lengdemålt i fella ved Øydammen årlig etter 1995. Resultatene viste at settefisksmolten i alle år vandret ut seinere enn villsmolten. Dette gjaldt både ved smoltfella i Dalåa og om en sammenlignet settefisksmolt og villsmolt fanget i felle ved Sona i Stjørdalselva. Resultatene fra en hovedfagsoppgave viste at settefisksmolten i Dalåa hadde like god sjøvannstoleranse som villsmolten i Stjørdalselva, og at den ble utviklet likt, men at settefisksmolten vandret ut seinere. Mens utvandringa av villsmolten ble best forklart av en økning i vannføring, fant vi ingen signifikant sammenheng mellom endring i vannføring og endring i smoltutvandring for settefisksmolten i Dalåa. Dette kan ha sammenheng med reguleringa som gir små variasjoner i vannføringa i smoltutvandringsperioden.

Smoltproduksjonen målt som antall utvandrende smolt pr. år i fella, har vært vanskelig å beregne fordi fella ikke har fungert i alle år. I de årene hvor fella har fungert tilfredsstillende har utvandringa variert mellom minimum 561 og 1459 smolt. Resultatene tyder på en dårligere smoltproduksjon av utsettingene de tre siste årene sammenlignet med det første, noe som kan forklares bl.a. ut fra økt vinterdødelighet og dårligere habitat på forsøksfeltene. En smoltproduksjon på 600-1300 smolt (1998-2000) representerer en lav produksjon med bakgrunn i faktiske utsettinger av 9000-17000 laksunger årlig i årene før (1995-1998). En årlig produksjon på 1300 smolt gir en smolttetthet på ca. 3,0 smolt pr. 100 m^2.

Fra 1998 har utvandrende smolt i Dalåa vært Carlinmerket. Gjenfangst av voksen laks fra merkingene i 1998 og 1999 var henholdsvis 0,7 % og 1,8 %.

6.3.4 Bunndyr

Bunndyrene viste generelt en økning i tetthet i årene etter regulering. Spesielt var årene med lavest minstevannføring (1994-96) representert med høye tettheter og perioden med høyest minstevannføring (1998-99) med noe lavere tettheter. Dette forklares dels ut fra en sammenklumping av bunndyr på et mindre vanndekt areal, reguleringseffekter som påvirker artssammensetningen og påvirkning fra tungmetallholdig vatn i 1997-99. Selv om enkelte arter økte tettheten sterkt hadde mange arter kun små endringer, mens andre fikk tettheten redusert. End-

ringene i bunndyrtetthetene vurderes først og fremst til å være en respons på endra fysiske forhold etter utbygginga, mens det kun var mindre endringer i faunaen mellom de to periodene med ulik minstevannføring, med unntak av døgnfluer. Døgnfluefaunaen kan ha blitt midlertidig redusert i 1998-99 av tungmetaller fra avrenning fra gruveområder.

Etter regulering ble det funnet en klar forskyvning i tetthet og artssammensetning med en større andel av arter med liten kroppsstørrelse som fjærmygg og enkelte små steinfluearter (*Amphinemura, Leuctra*). I tillegg ble forekomsten av større rovinsekter av stein- og vårfluer redusert (*Diura nanseni, Isoperla* sp., *Rhyacophila nubila*). Det var også en tydelig økning av arter knyttet til sakteflytende vann (eks. *Centroptilum luteolum*). Disse endringene var klart mye større om en sammenligner perioden før og etter utbygging enn ved sammenligning av periodene med ulike minstevannføringer. Effekter av utbygginga, spesielt redusert vannføring, ser ut til å ha betydd mest for de observerte endringene i bunnfaunaen.

Allerede våren 1994 var det små forskjeller i andelen arter og grupper og artsantall mellom referansefeltene og forsøksfeltene med tiltak som ble bygd høsten 1993. I løpet av det første året var faunasammensetningen relativt lik på de undersøkte stasjonene. Dette viser at rekoloniseringen har gått raskt, noe som også er påvist i andre studier. Rask rekolonisering og relativt likt artsutvalg på forsøksfeltene har trolig sammenheng med kontinuerlig driv av bunndyr fra ovenforliggende områder, samt at feltene ligger svært nær hverandre. Tilbudet av næringsdyr til de utsatte laksungene har derfor trolig vært noenlunde likt mellom referansefelter og tiltaksfelter allerede fra første året etter at tiltakene ble laget.

Med bakgrunn i framlagte data gir vi et begrunnet forslag til en minstevannføring på 0,5 m^3/s om vinteren og 0,8 m^3/s om sommeren.

7 LITTERATUR

Armitage, P.D. 1976. A quantitative study of the invertebrate fauna og the river Tees below Cow Green Reservoir. – Freshwat. Biol. 6: 229-240.

Armitage, P.D. 1984. Environmental changes induced by stream regulation and their effect on lotic macroinvertebrate communities. s. 139-165 i Lillehammer, A & Saltveit, S.J. (red.). Regulated Rivers. – Universitesforlaget, Oslo.

Arnekleiv, J.V. 1985. Fiskeribiologiske undersøkelser i øvre deler av Stjørdalsvassdraget i forbindelse med planlagt vannkraftutbygging. – K. Norske Vidensk. Selsk. Mus. Rapport Zool. Ser. 1985, 4: 1-87.

Arnekleiv, J.V. 1986. Ungfiskundersøkelser i øvre deler av Stjørdalsvassdraget i 1985. – K. Norske Vidensk. Selsk. Mus. Rapport Zoologisk Serie 1986, 1: 1-29.

Arnekleiv, J.V. 1998. Registrering av elvemusling (*Margaritifera margaritifera* L.) i Tevla, Meråker. – NTNU Vitenskapsmuseet Zoologisk Notat 1998, 1: 1-12.

Arnekleiv, J.V. & Koksvik. J.I. 1980. Ferskvavnnsbiologiske og hydrografiske undersøkelser i Stjørdalsvassdraget 1979. – K. Norske Vidensk. Selsk. Mus. Rapport Zool. Serie 1980, 6: 1-82.

Arnekleiv, J.V. & Raddum, G.G. 2001. Stocking Atlantic Salmon (*Salmo salar* L.) and Brown Trout (*Salmo trutta* L.) in Rivers: Diet Selectivity and the Effects on the Macroinvertebrate Community. – Nordic J. Freshw. Res. 75: 109-126.

Arnekleiv, J.V. & Størset, L. 1995. Downstream effects of mine drainage on benthos and fish in a Norwegian river: a comparison of the situation before and after river rehabilitation. – Journal of Geochemical Exploration 52: 35-43.

Arnekleiv, J.V., Kjærstad, G., Rønning, L., Koksvik, J & Urke, H.A. 2000. Fiskebiologiske undersøkelser i Stjørdalselva 1990-1999. Del I. Vassdragsregulering, hydrografi, bunndyr, ungfisktettheter og smolt. – Vitenskapsmuseet Rapp. Zool. Ser. 2000, 3: 1-91.

Bohlin, T., Hamrin, S., Heggberget, T.G., Rasmussen, G. & Saltveit, S. J. 1989. Electrofishing – Theory and practice with special emphasis on salmonids. – Hydrobiologia 173: 9-43.

Bremset, G. 1999. Young Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) and brown trout (*Salmo trutta* L.) inhabiting the deep pool habiat, with special reference to their habirar use, habitat prefernces and competitive interactions. – Dr. scient thesis. Faculty of Chemistry and Biology. Department of Zoology, NTNU.

Bremset, G., Hvidsten, N.A., Heggberget, T.G. og Johnsen, B.O. 1993. Forbedringer av oppvekstområder for laksefisk i Gaula. – NINA Forskningsrapport 041: 1-18.

Brittain , J.E. & Bildeng, R. 1995. Life cycle of *Arctopsyche ladogensis* (Trichoptera) in a regulated Norwegian river. – Regul. Rivers: Res. Mgmt. 10: 71-79.

Brittain, J.E. & Saltveit, S.J. 1987. The effect of change in temperature regime on the benthos of a Norwegian regulated river. – Ver. Int. ver. Limnol. 23: 1278.

Brittain, J.E. & Saltveit, S.J. 1989. A review of the effect of river regulation on mayflies (Ephemeroptera). – Regul. Rivers: Res. Mgmt. 3: 191-204.

Brittain, J.E., Saltveit, S.J., Arnekleiv, J.V., Hvidsten, N.A & Johnsen, B.O. 1993. Steinsetting i vassdrag, virkning på bunndyr og fisk s. 511-533 i Faugli et al. (red.). Inngrep i vassdrag; konsekvenser og tiltak. En kunnskapsoppsummering. – NVE Publikasjon nr. 13-1993.

Brodtkorb, E.M., Arnekleiv, J.V. & Haug, A. 1995. Fiskebiologiske undersøkelser i Tevla og Skurdalsvolldammen før regulering og de to første årene etter regulering. – Vitenskapsmuseet Rapp. Zool. Ser. 1995, 4: 1-30.

Cunjak, R.A. 1988. Behaviour and microhabitat of young Atlantic salmon (*Salmo salar*) during winter. – Can J. Fish Aquat. Sci. 45: 2156-2160.

DeGraaf, D.A. & Bain, L.H. 1986. Habitat use by and preferences of juvenile Atlantic salmon in two Newfoundland rivers. – Trans. Am. Fish. Soc. 115: 671-681.

Eie, J.A., Brittain, J.E. & Eie, J.A. 1998. Biotopjusteringstiltak i vassdrag. – NVE, Kraft og miljø nr. 21: 1-79.

Fjellheim, A. 1994. Distribution of benthic invertebrates in relation to stream flow characteristics in a Norwegian river. s. 563-548 i Proceedings of the 1 st International Symposium on Habitat Hydraulics.

Fjellheim, A. & Johnsen, B.O. 2001. Experiences from Stocking Salmonid Fry and Fingerlings in Norway.

Fjellheim, A. & Raddum, G.G. 1993. Effects of increased discharge on benthic invertebrates in a regulated river. – Regul. Rivers: Res. Mgmt. 8: 179-187.

Fjellheim, A. & Raddum, G.G. 1996. Weir building in a regulated west Norwegian river: Long-term dynamics of invertebrate and fish. – Reg. Riv. 12: 501 – 508.

Fjellheim, A., Raddum, G.G. & Schnell, Ø. 1989. Changes in animal production of a weir basin after eight year of succesion. – Regul. Riv. 3: 183-190.

Fjellheim, A., Barlaup, B.T. & Raddum, G.G. 1998. Biotopjustering som alternativ til fiskeutsetting – Erfaringer fra Teigdalselva. Fiskesymposiet 1998, EnFO Publikasjon nr. 281-1998: 113-121.

Gibson, R.J. 1978. The behaviour of juvenile Atlantic salmon (*Salmo salar*) and brook trout (*Salvelinus fontinalis*) with regard to temperature and to water velocity. – Trans. Am. Fish. Soc. 107: 703-712.

Gibson, R.J. 1993. The Atlantic salmon in fresh water: spawning, rearing and production. – Rev. Fish Biol. Fish. 3: 39-73.

Harby, A. 2001. Simulering av habitatforberedende tiltak i Dalåa ved Nesheim, Nord-Trøndelag. – SINTEF Energiforskning, Rapport TR A5485.

Harby, A. & Arnekleiv, J.V. 1994. Biotop improvement analysis in the river Dalåa with the River System Simulator. – Proceedings of the 1st International Symposium on Habitat Hydraulics: 513-520.

Harby, A. & Bakken, T.H. 1996. Habitatjusteringer i Dalåa ved bruk av Vassdragssimulatoren. – Fiskesymposiet 1996, EnFO Publikasjon nr. 128-1996: 142-151.

Harby, A., Bakken, T.H., Heggenes, J. & Saltveit, S.J. 1994. Utprøving av Vassdragssimulatoren i Stjørdalsvassdraget. Simuleringer av ungfiskhabitat i Dalåa med modellene HEC-2, ELV og BIORIV. – SINTEF NHL rapport STF60 A94039.

Heggenes, J. 1990. Habitat utilization and preferences in juvenile Atlantic salmon (*Salmo salar*) in streams. – Reg. Riv. Res. Manage. 5: 341-354.

Heggenes, J. 1996. Habitat selection by brown trout (*Salmo trutta*) and young Atlantic salmon (*S. salar*) in streams: static and dynamic hydraulic modelling. – Reg. Rivs. Res. Manage. 12: 155-169.

Heggenes, J., Brabrand, Å., & Saltveit, S.J. 1990. Comparison of three methods for studies of stream habitat use by brown trout and Atlantic salmon. – Trans. Am. Fish. Soc. 119: 101-111.

Heggenes, J., Krog, O.M.W., Lindås, O.R., Dokk, J.G. & Bremnes, T. 1993. Homeostatic behavioural responses in a changing environment: brown trout (*Salmo trutta*) become nocturnal during winter. – J. Anim. Ecol. 62: 295-308.

Hvidsten, N.A. & Johnsen, B.O. 1992. River bed construction: impact and habitatrestoration for juvenile Atlantic salmon, *Salmo salar* L., and brown trout, *Salmo trutta* L. – Aquakulture and Fisheries Management 23: 489-498.

Iversen, E.R., Hylland, K., Arnesen, R.T., Kållqvist, S.T. & Aanes, K.J. 1998. Kartlegging av forurensningstilstanden i Meråker gruvefelt. – NIVA Rapport LNR 3938-98.

Jensen, A.J. & Johnsen, B.O. 1988. The effect of river flow on the results of electrofishing in a large, Norwegian salmon river. – Verh. Internat. Verein. Limnol. 23: 1724 – 1729.

Jensen, A. & Johnsen, B.O. 1999. The functional relationship between peak spring floods and survival and growth of juvenile Atlantic Salmon (*Salmo salar*) and Brown Trout (*Salmo trutta*). – Functional Ecology 13: 778-785.

Johnsen, B.O. & Hvidsten, N.A. 1998. Spredning av laksyngel fra gyteområder. Undersøkelser i Ingdalselva, et vassdrag uten egen laksebestand. – Fiskesymposiet 1998. EnFO Publikasjon nr. 281-1998: 99-109.

Johnsen, B.O., Koksvik, J.I., Jensen A.J. & Håker, M. 1991. Produksjon av laksesmolt basert på yngelutsetting i elv. Bunndyr og fisk i Litjvasselva, Vefsnavassdraget. – Vitenskapsmuseet Rapp. Zool. Ser. 1991, 1: 1-48.

Johnsen, B.O., Jensen, A.J., Koksvik, J.I. & Reinertsen, H. 1997. Produksjon av laksesmolt basert på yngelutsetting i innsjø. Vannkjemi, plankton, bunnfauna og fisk i Øvre og Nedre Mosvasstjern, Vefsnavassdraget 1986-94. – NINA Oppdragsmelding 499: 1-55.

Jonsson, B. & L'Abée-Lund, H. 1993. Latitudinal clines in life-history variables of anadromous brown trout in Europe. – J. Fish Biol. 43 (suppl. A): 1-16.

Jonsson, N. Og Jonsson, B. 1997. Effekter av strømhastighet og steinstørrelse i bunn-substratet på fordelingen av ørretunger i Gråelva, Nord-Trøndelag. – NINA Oppdragsmelding 473: 1-13.

Lillehammer, A. & Saltveit, S.J. 1984. The effect of the regulation on quatic macroinvertebrate fauna of the River Suldalslågen, Western Norway. s. 201-210 i Lillehammer, A & Saltveit, S.J. (red.). – Regulated Rivers, Universitetsforlaget, Oslo.

Linløkken, A. 1996. Habitatforbedringer i Letjerna – status etter 7 år. – Fiskesymposiet 1996. EnFO Publikasjon nr.128-1996: 163-180.

Malmquist, B., Rundle, S., Brønmark, C. & Erlandson, A. 1991. Invertebrate colonization of a new, man-made stream i southern Sweden. – Freshw. Biol. 26: 307-324.

Mellquist, P. 1995. Liv i regulerte elver. Terskelprosjektet. – NVE, Kraft og miljø nr. 10: 1-120.

Näslund, I. 1989. Effects of habitat improvement on the brown trout, *Salmo trutta* L., population of a northern Swedish stream. – Aquaculture and Fisheries Management, 20: 463-474.

Nøst, T. 1985. Hydrografi og ferskvannsevertebrater i øvre deler av Stjørdalsvassdraget i forbindelse med planlagt vannkraftutbygging. – K. Norske Vidensk. Selsk. Mus. Rapport Zool. Ser. 1985-3: 1-52.

Raddum, G.G. 1993. Bunndyrsamfunn i rennende vann, I: Faugli, P.E., Erlandsen, A.H & Eikenæs, O. 1993. Inngrep i vassdrag; konsekvenser og tiltak - en kunnskapsoppsummering. – NVE, Publikasjon nr. 13: 222- 242.

Raddum , G.G. & Fjellheim, A. 1993. Life cycle and production of *Baetis rhodani* in a regulated river in Western Norway: comparison of pre- and post-regulation conditions. – Regul. Rivers: Res. Mgmt. 8: 49-61.

Raddum , G.G. & Fjellheim, A. 1994. Impact of hydropower development on aquatic invertebrates. – Norsk geogr. Tidsskr. 48: 39-44.

Raddum, G.G., Fjellheim, A., Barlaup, B. Og Åtland, Å. 1991. Etterundersøkelser av bunndyr i Aurlandsvassdraget. – Rapp. Lab. Ferskv. Økol. Innlandsfiske, Bergen, 72.

Rader, R.B. & Ward, J.V. 1988. Influence of regulation on environmental conditions and the macroinvertebrate community in the upper Colorado River. – Regul. Rivers: Res. Mgmt. 2: 597-618.

Reinertsen, H. 1998. Resipientforhold i øvre deler av Stjørdalsvassdraget 1997. – Rapport 21 s.

Ross, S.T. 1986. Resource partitioning in fish assemblages: a review of field studies. – Copeia 2: 352-388.

Sagar, P.M. & Glova, G.J. 1995. – Prey availability and diet of juvenile brown trout (Salmo trutta) in relation to riparian willows (Salix spp.) in three New Zealand streams. – New Zealand J. Mar. Freshw. Res. 29: 527-537.

Schoener, T.W. 1968. The *Anolis* lizards of Bimini: resource partitioning in a complex fauna. – Ecology 49 (4): 704-726.

Smith, E.P. & Zaret, T.M. 1982. Bias in estimating niche overlap. – Ecology 63 (5): 1248-1253.

Tikkanen, P., Laasonen, P., Muotka, T., Huhta, A & Kuusela, K. 1994. Short-term recovery of benthos following disturbance from stream habitat rehabilitation. – Hydrobiol. 273: 121-130.

Tønset, K. 1996. Ernæring hos ungfisk av laks (Salmo salar L.) og aure (Salmo trutta L.) i relasjon til invertebratfaunaen i kulp og stryk i Toåa. – Hovedfagsoppgave. Zoologisk institutt, NTNU. 69 s.

Wallace, R.K. 1981. An assessment of diet-overlap indexes. – Trans. Am. Fish. Soc. 110: 72-76.

Urke, H. 2001. Utvikling av sjøtoleranse og vandringsåtferd hos Atlantisk laks (*Salmo salar* L.) med og utan oppdretttsbakgrunn. Cand. scient. – hovedfagsoppgave. NTNU, Zoologisk institutt. 79 s.

Zippin, C. 1958. The removal method of population estimation. – J. Wild. Man. 22 (1): 82-90.

VEDLEGG 1-8

VEDLEGG 1

Prosentvis fordeling av grupper basert på R1-prøver.

Tevla st. 1	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998
Sphaeriidae	0,24		0,20	0,03		0,03		
Lymnaeidae	1,47	4,18	3,89	0,49	0,08	0,03		
Planorbidae	1,71	7,79	5,47	0,30				
Oligochaeta	1,56	0,95	6,39	1,18	1,51	0,53	1,53	0,23
Acari	6,50	7,60	5,01	4,83	3,25	4,56	1,20	8,33
Ephemeroptera	53,64	57,22	58,87	74,62	83,33	60,46	52,68	67,23
Plecoptera	12,65	4,56	4,81	3,38	4,54	14,02	34,94	7,79
Odonata		0,19						
Coleoptera	0,05			0,16	0,04			
Hydrophilidae	0,05							
Elmidae	0,34	0,76	0,79	0,16	0,08	0,53	0,33	0,84
Megaloptera				0,03				
Trichoptera	6,01	3,42	1,25	2,61	1,85	2,48	3,61	1,07
Diptera				0,03		0,30		0,15
Tipulidae	0,20	0,19	0,26	0,08	0,38	1,75	0,77	0,23
Limonidae	0,15					0,07		
Psycodidae	0,05							
Simuliidae			0,07	0,38	0,68	0,07	3,18	0,61
Chironomidae	15,34	12,93	12,92	11,64	4,27	15,01	1,75	13,06
Ceratopogonidae	0,05	0,19	0,07	0,08		0,17		0,46
Tot. Ant. ind.	**2047**	**526**	**1517**	**3644**	**2646**	**3025**	**913**	**1309**
Antall prøver	**3**	**3**	**6**	**8**	**4**	**6**	**3**	**4**
Antall ind./prøve	**682**	**175**	**253**	**456**	**662**	**504**	**304**	**327**

Tevla st. 5	1991	1993	1994	1995	1996	1997	1998
Turbellaria					0,15		
Lymnaeidae		0,97			0,15	0,32	
Oligochaeta	0,14	3,72	2,92	6,55	2,36	5,06	1,70
Ostracoda				0,17			
Acari	3,41	3,24	15,91	3,87	7,24	0,79	2,92
Ephemeroptera	79,02	61,33	41,88	49,08	59,68	51,97	70,32
Plecoptera	1,91	11,65	12,01	6,22	11,82	4,58	10,46
Coleoptera			0,32	0,50			
Hydrophilidae		0,16					
Elmidae	2,18	1,46	1,95		0,89	0,32	0,97
Megaloptera				0,34			
Trichoptera	1,23	4,37	3,25	1,51	3,99	8,69	4,38
Diptera			1,62		0,15		
Tipulidae		0,65	1,30	1,18	2,07	2,21	1,22
Simuliidae	10,49	6,63	3,57	6,72	3,99	0,47	0,73
Chironomidae	1,50	5,18	12,34	22,02	6,50	20,38	7,30
Ceratopogonidae	0,14	0,65	2,92	1,85	1,03	5,21	
Tot. Ant. ind.	**734**	**618**	**308**	**595**	**677**	**633**	**411**
Antall prøver	**1**	**4**	**6**	**4**	**6**	**4**	**4**
Antall ind./prøve	**734**	**155**	**51**	**149**	**113**	**158**	**103**

VEDLEGG 2

Prosentvis fordeling av døgnfluearter

Tevla st. 1	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998
Siphlonurus sp.			0,45					
Ameletus inopinatus	0,82	1,00		0,15	0,05	0,82	1,25	0,23
Centroptilum luteolum				0,04				
Baetis sp.				0,04		9,19		5,11
Baetis fuscatus/scambus		0,66	0,45	0,04	0,14			
Baetis muticus	1,09			0,33	0,32	0,82	0,21	0,45
Baetis muticus/niger						7,22	2,49	0,23
Baetis niger	0,91		0,11	0,04		0,05		0,23
Baetis rhodani	81,88	70,43	50,06	88,45	94,29	62,82	79,63	38,52
Baetis subalpinus		6,64	8,62	0,37				
Baetis subalpinus/vernus					0,95			
Heptagenia sp.					0,09	0,66		
Heptagenia dalecarlica	1,64	1,99	0,90	0,51	0,14	5,14	12,68	1,48
Heptagenia joernensis								0,34
Ephemerella sp.			16,80			0,77		
Ephemerella aurivillii	10,75	18,27	21,50	9,71	3,99	10,93	3,33	53,30
Ephemerella mucronata	2,73	1,00	1,12	0,33	0,05	1,37	0,42	
Leptophlebiidae	0,18							
Leptophlebia marginata						0,22		
Paraleptophlebia sp.								0,11
Tot. Ant. ind.	**1098**	**301**	**893**	**2719**	**2205**	**1829**	**481**	**880**
Antall prøver	**3**	**3**	**6**	**8**	**4**	**6**	**3**	**4**
Antall ind./prøve	**366**	**100**	**149**	**340**	**551**	**305**	**160**	**220**

Tevla st. 5	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998
Siphlonuridae					11,99			
Siphlonurus sp.			0,53				5,17	
Ameletus inopinatus	1,03		6,60	19,38	7,19	4,46	0,30	2,08
Metretopus sp./borealis					0,34			
Centroptilum luteolum			1,32		11,99	0,25	10,33	0,35
Baetis sp.				13,18				0,35
Baetis fuscatus/scambus			2,64	6,20	8,22	3,71		9,00
Baetis muticus	2,24			0,78	2,74	3,22	0,30	7,61
Baetis muticus/niger							38,60	0,69
Baetis niger			4,49	3,10	4,79	12,38	0,91	1,73
Baetis rhodani	93,62		50,66	16,28	35,62	64,60	10,64	51,56
Baetis subalpinus			5,28	6,20				
Baetis subalpinus/vernus					7,53	1,98		
Heptagenia dalecarlica	0,52			0,78	0,34	2,48	13,37	1,38
Heptagenia joernensis					3,77			22,15
Ephemerella sp.			22,43					
Ephemerella aurivillii	1,72		4,22	29,46	4,79	5,94	3,65	2,08
Ephemerella mucronata	0,86		1,85	4,65	0,68	0,74	0,91	0,35
Leptophlebiidae								0,69
Paraleptophlebia sp.							15,20	
Ephemera danica						0,25	0,61	
Tot. Ant. ind.	**580**		**379**	**129**	**292**	**404**	**329**	**289**
Antall prøver	**1**		**4**	**6**	**4**	**6**	**4**	**4**
Antall ind./prøve	**580**		**95**	**22**	**73**	**67**	**82**	**72**

Vedlegg 2, forts.
Prosentvis fordeling av steinfluearter

Tevla st. 1	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998
Perlodidae					1,67	8,49		
Diura nanseni	3,86	20,83	49,32	10,57	16,67	12,50	2,82	6,86
Isoperla sp.			6,85	6,50		2,83	0,94	0,98
Isoperla grammatica	3,09	20,83	1,37	13,01	3,33		1,57	1,96
Isoperla obscura								0,98
Siphonoperla burmeisteri		4,17			0,83			1,96
Taeniopteryx nebulosa			16,44	8,94	10,00	1,89		0,98
Brachyptera risi					1,67		0,94	0,98
Amphinemura sp.	26,25			34,15		56,60	87,77	53,92
Amphinemura borealis	62,16	20,83	10,96	4,88	57,50		0,63	20,59
Amphinemura sulcicollis	1,54	29,17	12,33					
Nemoura sp.	0,39			1,63		0,24		
Protonemura meyeri				4,88		1,65		0,98
Capnia sp.	1,93	4,17		11,38	1,67	1,42	2,51	
Leuctra sp.	0,77		1,37	2,44	5,00	11,56		0,98
Leuctra fusca			1,37	1,63	0,83	2,83		6,86
Leuctra fusca/digitata					0,83		2,82	1,96
Tot. Ant. ind.	**259**	**24**	**73**	**123**	**120**	**424**	**319**	**102**
Antall prøver	**3**	**3**	**6**	**8**	**4**	**6**	**3**	**4**
Antall ind./prøve	**86**	**8**	**12**	**15**	**30**	**71**	**106**	**26**

Tevla st. 5	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998
Diura nanseni	7,1		20,8	35,1	8,11	38,75	34,48	16,28
Isoperla sp.						15,00	34,48	16,28
Isoperla grammatica	14,29		13,89	2,70	5,41			
Isoperla obscura				21,62				
Chloroperlidae						1,25		
Siphonoperla burmeisteri								2,33
Taeniopteryx nebulosa			2,78		8,11	2,50	3,45	2,33
Brachyptera risi			2,78		5,41	1,25		2,33
Amphinemura sp.				8,11	2,70			13,95
Amphinemura borealis	57,14		38,89	13,51	40,54	13,75	13,79	9,30
Amphinemura standfussi/sulcicollis					5,41			
Amphinemura sulcicollis	21,43		18,06					
Protonemura meyeri			2,78			1,25		
Capnia sp.						8,75	10,34	
Capnia atra								13,95
Leuctra sp.						1,25	3,45	4,65
Leuctra fusca					24,32	13,75		18,60
Leuctra hippopus				16,22				
Leuctra nigra				2,70		2,5		
Tot. Ant. ind.	**14**		**72**	**37**	**37**	**80**	**29**	**43**
Antall prøver	**1**		**4**	**6**	**4**	**6**	**4**	**4**
Antall ind./prøve	**14**		**18**	**6**	**9**	**13**	**7**	**11**

Vedlegg 2, forts.
Prosentvis fordeling av vårfluearter

Tevla st. 1	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998
Rhyacophila nubila	10,57	55,56	68,42	57,89	79,59	50,67	60,61	
Hydroptila sp.	72,36	5,56	5,26	1,05				14,29
Oxyethira sp.	2,44					2,67		14,29
Philopotamus montanus				1,05			3,03	
Polycentropodidae				2,11				
Plectrocnemia conspersa	0,81	16,67	10,53	4,21		1,33		
Polycentropus flavomaculatus	8,13	16,67	10,53	9,47	16,33	30,67	18,18	71,43
Arctopsyche ladogensis			5,26					
Limnephilidae	5,69			24,21	2,04	5,33	12,12	
Apatania sp.						6,67	3,03	
Halesus sp.		5,56			2,04		3,03	
Sericostoma personatum						2,67		
Tot. Ant. ind.	**123**	**18**	**19**	**95**	**49**	**75**	**33**	**14**
Antall prøver	**3**	**3**	**6**	**8**	**4**	**6**	**3**	**4**
Antall ind./prøve	**41**	**6**	**3**	**12**	**12**	**13**	**11**	**4**

Tevla st. 5	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998
Rhyacophila nubila	33,33		44,44	40,00		51,85	10,91	
Hydroptila sp.							1,82	
Oxyethira sp.						3,70		
Polycentropodidae				10,00				
Plectrocnemia conspersa			3,70					
Polycentropus flavomaculatus	66,67		14,81	30,00	100,00	44,44	80,00	83,33
Lepidostoma hirtum			3,70					11,11
Limnephilidae			14,81	10,00			1,82	5,56
Apatania stigmatella			7,41	10,00				
Halesus sp.			3,70				1,82	
Halesus radiatus/digitatus			3,70					
Sericostoma personatum			3,70				3,64	
Tot. Ant. ind.	**9**		**27**	**10**	**9**	**27**	**55**	**18**
Antall prøver	**1**		**4**	**6**	**4**	**6**	**4**	**4**
Antall ind./prøve	**9**		**7**	**2**	**2**	**5**	**14**	**5**

VEDLEGG 3

Prosentvis fordeling av døgnfluearter basert på R1-prøver

Torsbjørka st. 2	**1991**	**1992**	**1993**	**1994**	**1995**	**1996**	**1997**	**1998**
Siphlonurus sp.		0,40	0,11	0,30		0,15		
Ameletus inopinatus	1,54	1,98	1,09	5,23	0,68	9,17	1,93	
Baetis sp.			2,93	1,51				33,08
Baetis fuscatus/scambus	0,14	17,79	13,36	0,50	0,87	2,66		3,76
Baetis muticus	1,40	2,77	0,54	0,80	0,25			
Baetis muticus/niger						0,30		
Baetis niger				0,20	0,43	0,15		
Baetis rhodani	95,38	72,33	76,98	87,83	96,96	86,24	97,11	52,63
Baetis subalpinus		2,77	1,30					
Heptagenia sp.	0,14			0,20				
Heptagenia dalecarlica	0,35	0,79	0,33	0,20	0,06	0,15		
Heptagenia joernensis			0,33	0,20		0,74		6,77
Ephemerella aurivillii	1,05	1,19	3,04	3,02	0,74	0,44	0,96	3,76
Tot.ant. individer	**1429**	**253**	**921**	**994**	**1614**	**676**	**311**	**133**
Antall prøver	**5**	**4**	**6**	**8**	**6**	**5**	**4**	**4**
Antall ind./prøve	**286**	**63**	**154**	**124**	**269**	**135**	**78**	**33**

Torsbjørka st. 3	**1991**	**1992**	**1993**	**1994**	**1995**	**1996**	**1997**	**1998**
Siphlonurus sp.					0,12			
Ameletus inopinatus	0,65	0,73	0,42	1,24	0,24		0,83	0,50
Baetis sp.			17,48			22,33		42,71
Baetis fuscatus/scambus	0,18		11,51	4,78	7,67	12,47		1,01
Baetis muticus	0,12			0,18				
Baetis rhodani	98,65	97,08	47,02	90,97	90,55	62,17	99,17	52,76
Baetis subalpinus			20,39	0,88				
Baetis subalpinus/vernus						1,01		
Heptagenia sp.				0,18				
Heptagenia dalecarlica	0,18							1,01
Heptagenia joernensis			0,97	0,18		0,40		1,01
Ephemerella sp.			0,14					
Ephemerella aurivillii	0,24	2,19	2,08	1,59	1,42	1,61		1,01
Tot.ant. individer	**1702**	**137**	**721**	**565**	**847**	**497**	**483**	**199**
Antall prøver	**3**	**2**	**6**	**8**	**6**	**5**	**4**	**4**
Antall ind./prøve	**567**	**69**	**120**	**71**	**141**	**99**	**121**	**50**

Vedlegg 3, forts.

Prosentvis fordeling av steinfluearter basert på R1-prøver

Torsbjørka st. 2	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998
Diura nanseni	11,11	9,38	14,29	7,55	12,10	1,69	1,37	13,51
Isoperla sp.			6,67	2,16	0,64	1,69	2,74	
Isoperla grammatica		4,69						
Isoperla obscura	0,44		1,90			1,35		
Chloroperlidae						0,34		
Siphonoperla burmeisteri	1,33	1,56	3,81	0,72	0,64	0,68	1,37	2,70
Taeniopteryx nebulosa	1,33	3,13	2,86	3,96	3,82	2,70		
Brachyptera risi	3,11	28,13	1,90	4,32		1,35	2,74	5,41
Nemouridae				0,36				
Amphinemura sp.	33,78	18,75	3,81	24,82	1,27	6,42	21,92	10,81
Amphinemura borealis	28,44	1,56	16,19	15,83	52,23	34,12	31,51	8,11
Amphinemura standfussi/sulcicollis						1,69		
Amphinemura sulcicollis		10,94	7,62					
Nemoura sp.		1,56					4,11	2,70
Nemoura cinerea					0,64			
Nemurella pictetii				0,36				
Protonemura meyeri		1,56		0,36		0,68		
Capniidae		3,13						
Capnia sp.	4,44		23,81	16,91	6,37	29,39	6,85	24,32
Capnopsis schilleri						0,34		
Leuctra sp.	12,44		10,48	9,35	1,27	7,09	1,37	
Leuctra digitata	0,44	3,13						
Leuctra fusca	0,44	12,50	4,76	9,71	14,01	8,45		8,11
Leuctra fusca/digitata					3,18		24,66	24,32
Leuctra hippopus				2,16	1,27			
Leuctra nigra	2,67		1,90	1,44	2,55	2,03	1,37	
Tot.ant. individer	**225**	**64**	**105**	**278**	**157**	**296**	**73**	**37**
Antall prøver	**5**	**4**	**6**	**8**	**6**	**5**	**4**	**4**
Antall ind./prøve	**45**	**16**	**18**	**35**	**26**	**59**	**18**	**9**

Torsbjørka st. 3	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998
Diura nanseni	15,33	12,12	39,83	11,11	15,07	7,62	3,08	5,41
Isoperla sp.			9,32	10,14	1,37	7,62	20,00	18,92
Isoperla obscura	0,67			5,80		1,90		
Siphonoperla burmeisteri	1,33			2,42	1,37	0,95	10,77	4,05
Taeniopteryx nebulosa		3,03	1,69	1,93	8,22	3,81	4,62	5,41
Brachyptera risi	3,33	15,15	2,54	5,80	16,44	28,57	12,31	13,51
Amphinemura sp.	24,00	21,21	4,24	6,28			6,15	
Amphinemura borealis	25,33	3,03		3,38	4,11	15,24	9,23	35,14
Amphinemura standfussi						0,95		
Amphinemura standfussi/sulcicollis								2,70
Amphinemura sulcicollis	0,67	15,15						
Nemoura sp.				1,45	1,37		1,54	
Nemoura cinerea			0,85		1,37			
Protonemura meyeri				1,45				
Capniidae		3,03						
Capnia sp.	20,00		5,93	27,05		6,67		9,46
Capnia atra		3,03						
Leuctra sp.	6,00	3,03	19,49	12,08	6,85	2,86		1,35
Leuctra digitata	0,67	15,15						
Leuctra fusca	2,00	6,06	14,41	4,83	35,62	20,95		2,70
Leuctra fusca/digitata					2,74		29,23	1,35
Leuctra hippopus				3,86	1,37			
Leuctra nigra	0,67		1,69	2,42	4,11	2,86	3,08	
Tot.ant. individer	**150**	**33**	**118**	**207**	**73**	**105**	**65**	**74**
Antall prøver	**3**	**2**	**6**	**8**	**6**	**5**	**4**	**4**
Antall ind./prøve	**50**	**17**	**20**	**26**	**12**	**21**	**16**	**19**

Vedlegg 3, forts.
Prosentvis fordeling av vårfluearter basert på R1-prøver

Torsbjørka st. 2	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998
Rhyacophila nubila	27,78	30,00	45,45	14,81	18,18	25,00	3,85	
Hydroptila sp.	5,56					5,00		
Oxyethira sp.		5,00				5,00	7,69	
Philopotamus montanus		5,00						
Plectrocnemia conspersa	5,56	5,00	9,09	22,22	27,27	10,00		
Polycentropus flavomaculatus	11,11	10,00	9,09	25,93	31,82	35,00	30,77	
Ceratopsyche nevae								100,00
Limnephilidae	16,67	15,00		29,63	13,64	10,00	15,38	
Apatania sp.							11,54	
Apatania stigmatella	33,33	20,00			9,09	10,00	30,77	
Halesus sp.			9,09	3,70				
Halesus radiatus/digitatus			9,09					
Sericostoma personatum		10,00	18,18	3,70				
Tot.ant. individer	**18**	**20**	**11**	**27**	**22**	**20**	**26**	**1**
Antall prøver	**5**	**4**	**6**	**8**	**6**	**5**	**4**	**4**
Antall ind./prøve	**4**	**5**	**2**	**3**	**4**	**4**	**7**	**0,3**

Torsbjørka st. 3	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998
Rhyacophila nubila	45,45	20,00	86,67	60,00	42,86	55,56	14,29	33,33
Oxyethira sp.		20,00					50,00	
Plectrocnemia conspersa	9,09		6,67		21,43		14,29	
Polycentropus flavomaculatus	18,18	20,00		20,00	28,57	33,33		
Limnephilidae			6,67	10,00	7,14	11,11		33,33
Apatania sp.							21,43	
Apatania stigmatella	27,27	40,00						33,33
Potamophylax sp.				10,00				
Tot.ant. individer	**11**	**5**	**15**	**10**	**14**	**9**	**14**	**3**
Antall prøver	**3**	**2**	**6**	**8**	**6**	**5**	**4**	**4**
Antall ind./prøve	**3,7**	**2,5**	**2,5**	**1,3**	**2,3**	**1,8**	**3,5**	**0,8**

VEDLEGG 4

Gjennomsnittlig årlig tetthet ($N*m^{-2}$) av døgnfluelarver på stasjon 2 og 4.5 i Dalåa i perioden 1991-99. 1997: kvantitative prøver ikke tatt

Stasjon 2	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999
Siphlonuridae		0,4							
Siphlonurus sp.			0,2						0,3
Siphlonurus lacustris						0,9		1,0	
Ameletus inopinatus	19,9	1,8	1,5	9,5	60,3	136,5		0,7	23,3
Baetidae								1,0	
Centroptilum luteolum				18,3	2,0	71,0		11,2	18,4
Baetis sp.	67,4	56,4	6,4	1,7		34,8		0,7	2,2
Baetis fuscatus/scambus	0,4	16,8	33,1	0,3	5,4	4,5		7,1	3,0
Baetis muticus	0,4	0,4		4,4		3,2		0,3	
Baetis muticus/niger	1,3				18,3	3,6			
Baetis niger			0,6	4,1		21,7			1,4
Baetis rhodani	257,6	260,5	105,6	334,3	138,3	228,3		3,1	78,4
Baetis subalpinus		6,4	41,8		17,6				
Heptagenia sp.	16,1	6,1	0,6	0,3		11,3			7,3
Heptagenia dalecarlica	23,7	1,8	0,8	5,4	13,6	19,0		2,7	5,2
Heptagenia fuscogrisea	0,8	0,7							
Heptagenia joernensis	1,3	1,1				0,5		5,1	7,3
Ephemerella sp.			1,4	9,8		38,9			
Ephemerella aurivillii	121,2	78,1	146,4	71,2	284,1	121,6		97,3	49,9
Ephemerella mucronata	12,3	69,2	17,0	18,0	2,0	17,2		18,6	3,0
Leptophlebiidae	0,8				0,7	8,1		7,5	2,2
Leptophlebia marginata						2,7			8,4
Leptophlebia vespertina				0,3					
Sum	**523,3**	**499,6**	**355,5**	**477,7**	**542,4**	**723,7**		**156,3**	**210,2**

Stasjon 4.5	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999
Siphlonuridae		1,0							
Siphlonurus sp.			0,2						1,0
Ameletus inopinatus	7,7	5,0	1,2	46,1	63,1	39,3		9,5	32,2
Centroptilum luteolum					0,7	0,4		4,4	6,1
Baetis sp.	148,3	174,0	9,0	18,6					
Baetis fuscatus/scambus	0,9	35,4	19,8	9,8	17,6			13,9	6,4
Baetis muticus		1,7	0,3	8,8					4,7
Baetis muticus/niger					97,6	58,5		19,7	10,5
Baetis niger				117,6	0,7				
Baetis rhodani	196,2	206,7	122,0	327,5	425,8	91,4		105,1	73,2
Baetis subalpinus		9,3	36,4		0,7				
Heptagenia sp.	0,9	3,9	1,0	3,1	0,7	1,1		0,7	0,7
Heptagenia dalecarlica	0,5		0,2	0,3	0,7				0,3
Heptagenia joernensis		0,6	0,5	2,7	1,4			3,4	1,4
Ephemerella sp.			5,8	9,2				0,7	
Ephemerella aurivillii	30,7	22,3	52,5	9,8	78,6	2,1		7,1	2,0
Ephemerella mucronata	1,4	0,2	0,2	0,3					
Sum	**386,5**	**460,1**	**249,2**	**553,9**	**687,5**	**192,7**		**164,4**	**138,7**

VEDLEGG 5

Gjennomsnittlig årlig tetthet ($N*m^{-2}$) av steinfluelarver på stasjon 2 og 4.5 i Dalåa i perioden 1991-99. 1997: kvantitative prøver ikke tatt

Stasjon 2	**1991**	**1992**	**1993**	**1994**	**1995**	**1996**	**1997**	**1998**	**1999**
Perlodidae					1,4	0,5			
Diura nanseni	16,5	6,1	32,0	2,0	4,7	2,7		0,7	0,3
Isoperla sp.	2,5	1,1	0,2		0,7	0,9		0,3	
Isoperla grammatica	0,4	3,9	2,9	0,7		0,5			0,3
Isoperla obscura	3,8	1,8		2,7					
Chloroperlidae				0,7		2,3			0,3
Siphonoperla burmeisteri	0,4			0,7	0,7				
Taeniopteryx nebulosa		0,4	1,9	2,7	6,1	6,8		2,7	0,5
Brachyptera risi					0,7				
Nemouridae						5,0			0,3
Amphinemura sp.	16,1	2,5	0,8	42,4	2,0	95,4			19,8
Amphinemura borealis	51,3	18,2	1,9	2,4	44,7			8,5	
A. standfussi/sulcicollis								1,4	
Amphinemura sulcicollis		0,7	0,4						
Nemoura sp.			0,2			2,3		1,7	1,6
Nemoura cinerea		0,4		0,3					
Protonemura meyeri	1,7	1,4	0,2	0,3					
Capnia sp.	0,8	8,2	8,1	37,0	11,5	29,4			6,5
Capnia atra	12,7								
Capnopsis schilleri	0,8			0,3	0,7				
Leuctra sp.	2,1	0,7	0,2	9,5	4,1	20,3		3,4	4,9
Leuctra fusca		0,4		0,3	0,7	3,6		33,9	17,1
Leuctra fusca/digitata					3,4	39,8			31,5
Leuctra nigra				8,5		3,2			
Sum	**109,3**	**45,7**	**48,8**	**110,5**	**81,4**	**212,4**		**52,5**	**83,0**

Stasjon 4.5	**1991**	**1992**	**1993**	**1994**	**1995**	**1996**	**1997**	**1998**	**1999**
Perlodidae								0,7	1,4
Diura nanseni	3,2	12,2	25,8	9,8	7,5	3,2		6,1	1,7
Isoperla sp.	6,8	3,5	0,5	0,7		0,7			
Isoperla grammatica		0,4	3,6						
Isoperla obscura		0,2	0,5	9,5				0,7	
Chloroperlidae				0,3		3,9		0,7	2,7
Siphonoperla burmeisteri	0,5	0,4	1,9	2,0				0,7	
Taeniopteryx nebulosa	1,8	2,3	5,3	20,0	21,7	1,4		4,4	6,8
Brachyptera risi	0,9	1,7	1,4						
Nemouridae		0,2							
Amphinemura sp.	0,9	4,3	1,9	362,7	0,7	12,8			27,8
Amphinemura borealis	3,6	50,4	16,1	20,3	400,0			192,2	29,8
Amphinemura standfussi		0,2		0,3					
Amphinemura sulcicollis		0,8	0,3						
Nemoura sp.	1,4	1,4	0,5						
Nemoura avicularis				0,3					
Nemoura cinerea		0,6							
Protonemura meyeri	0,9		0,5						
Capniidae								17,0	
Capnia sp.	2,3	11,6	12,4	105,4	52,9	36,4		11,5	37,6
Capnia atra		0,6	0,2						
Capnia pygmaea		0,2							
Capnopsis schilleri									
Leuctra sp.		1,4	6,9	85,1	48,1	14,6		25,8	38,3
Leuctra fusca			0,7	31,5	55,6			16,6	51,2
Leuctra fusca/digitata			0,2						
Leuctra nigra				4,1				0,7	0,3
Sum	**22,1**	**92,2**	**78,5**	**652,2**	**586,5**	**73,2**		**277,0**	**197,6**

VEDLEGG 6

Gjennomsnittlig årlig tetthet ($N*m^{-2}$) av vårfluelarver på stasjon 2 og 4.5 i Dalåa i perioden 1991-99. 1997: kvantitative prøver ikke tatt

Stasjon 2	**1991**	**1992**	**1993**	**1994**	**1995**	**1996**	**1997**	**1998**	**1999**
Rhyacophila nubila	11,0	12,1	7,2	3,7	1,4	8,6		1,0	1,1
Glossosoma sp.	1,7	0,7							
Hydroptila sp.	65,3	11,1	0,6	0,7	5,4	37,5			3,0
Hydroptila pulchricornis		2,9							
Oxyethira sp.	7,2	8,6	0,2	9,5	3,4	12,7		1,4	5,2
Philopotamus montanus	0,4								
Polycentropodidae			0,2	0,3					
Plectrocnemia conspersa	1,3	2,1	0,6	1,4	0,7	0,9			0,5
Polycentropus flavomaculatus	11,0	0,7	1,7	13,9	6,8	80,0		6,8	42,3
Hydropsychidae									0,3
Ceratopsyche nevae									1,1
Arctopsyche ladogensis		0,4		0,3	1,4	0,5		0,7	1,6
Lepidostoma hirtum						0,5			
Limnephilidae	14,4	0,4	0,2			0,5		0,7	0,3
Apatania sp.	0,8				3,4	5,4			0,8
Apatania stigmatella	1,7	0,7	0,2	1,0					
Halesus sp.								0,7	0,3
Halesus digitatus		0,7							
Potamophylax latipennis	1,3								
Sericostoma personatum		0,4	0,4			0,9			1,1
Mystacides sp.				0,3					
Sum	**116,1**	**40,7**	**11,2**	**31,2**	**22,4**	**147,4**		**11,2**	**57,5**

Stasjon 4.5	**1991**	**1992**	**1993**	**1994**	**1995**	**1996**	**1997**	**1998**	**1999**
Rhyacophila nubila	5,4	3,5	4,6	1,4	1,4	1,4		1,0	1,0
Glossosoma sp.	1,4	0,4							
Hydroptila sp.	1,8	0,2	0,2		3,4	2,5			
Oxyethira sp.	25,8	2,1	0,2	12,2	126,1	41,4		6,8	8,8
Philopotamus montanus		0,2							
Polycentropodidae	2,3	0,4	0,3	0,3					
Plectrocnemia conspersa	2,3	0,8	0,2	0,7					
Polycentropus flavomaculatus	5,9	0,4	1,7	12,9	16,3	26,4		5,8	13,2
Arctopsyche ladogensis	4,1	1,5	0,2	1,0	11,5	3,6		0,3	5,1
Lepidostoma hirtum						0,4			1,4
Limnephilidae	2,3	1,2	0,3			1,1		0,7	1,4
Apatania sp.					6,1	2,9		0,7	0,3
Apatania stigmatella		0,4	0,2	3,4		0,4		1,7	
Halesus sp.		0,2							0,3
Potamophylax latipennis		0,4							
Sericostoma personatum			0,2		2,0	1,8		2,0	3,1
Sum	**51,1**	**11,6**	**8,0**	**31,9**	**166,8**	**81,7**		**19,0**	**34,6**

VEDLEGG 7

Gjennomsnittlig årlig tetthet ($N*m^{-2}$) av bunndyrgrupper på stasjon 2 og 4.5 i Dalåa i perioden 1991-99. 1997: kvantitative prøver ikke tatt

Stasjon 2	**1991**	**1992**	**1993**	**1994**	**1995**	**1996**	**1997**	**1998**	**1999**
Turbellaria			0,2						
Nematoda	5,9	0,4	0,6					6,1	
Sphaeriidae			0,4	1,4					
Lymnaeidae	7,6	18,9	6,8	3,7	3,4	10,4		38,0	24,1
Planorbidae	0,4	0,7	0,4	2,4	0,7				
Oligochaeta	244,5	221,2	209,4	351,9	58,3	57,9		77,3	76,5
Ostracoda				4,7				14,9	
Acari	93,6	91,0	82,1	85,4	73,2	87,2		19,3	14,1
Ephemeroptera	523,3	499,6	355,5	477,7	542,4	723,7		156,3	210,2
Plecoptera	109,3	45,7	48,8	110,5	81,4	212,4		52,5	83,0
Coleoptera			1,4	5,4					
Dytiscidae	4,2	0,4						0,3	
Elmidae	10,6	16,8	12,4	4,1	9,5	13,6		3,7	2,2
Trichoptera	116,1	40,7	11,2	31,2	22,4	147,4		11,2	57,5
Diptera	10,2	11,1	11,4	42,7				15,9	2,4
Tipulidae	6,4	21,1	12,4	1,4	8,1	22,6		1,4	
Simuliidae		0,4	3,5	2,4	35,9	1,4		1,4	3,8
Chironomidae	458,9	897,5	264,4	2388,3	273,2	3117,4		601,4	223,2
Ceratopogonidae	14,8	23,2	8,5	30,8	8,1	95,4		78,6	36,9
Megaloptera									1,4
Sum	**1606,0**	**1888,4**	**1029,4**	**3543,9**	**1116,7**	**4489,3**		**1078,4**	**735,2**

Stasjon 4.5	**1991**	**1992**	**1993**	**1994**	**1995**	**1996**	**1997**	**1998**	**1999**
Turbellaria				0,7					
Nematoda		0,2	0,5						
Sphaeriidae			1,4	0,7				0,3	
Unionidae				1,7	7,5				
Lymnaeidae									0,3
Planorbidae		0,2	0,3						
Oligochaeta	71,0	36,8	77,8	101,0	38,0	26,0		49,5	37,0
Ostracoda				6,8		5,0			
Acari	7,2	5,4	11,7	44,1	97,0	47,5		10,2	13,2
Ephemeroptera	386,5	460,1	249,2	553,9	687,5	192,7		164,4	138,7
Plecoptera	22,1	92,2	78,5	652,2	586,5	73,2		277,0	197,6
Coleoptera	0,5		0,5	8,1					
Elmidae	69,6	9,7	9,2	0,7	15,6	0,4		1,4	1,4
Trichoptera	51,1	11,6	8,0	31,9	166,8	81,7		19,0	34,6
Diptera	2,3	3,3	6,1	43,1	3,4			14,2	22,0
Tipulidae		4,1	7,1	1,7	38,0	11,8		3,4	
Psycodidae	0,5		0,5						
Simuliidae	5,0	12,6	51,0	46,1	8,8	85,6		11,2	14,2
Chironomidae	83,2	64,1	79,3	1241,4	599,4	645,9		206,5	197,6
Ceratopogonidae	26,2	6,6	11,9	38,6	27,8	19,6		24,7	24,1
Sum	**725,0**	**706,9**	**592,9**	**2772,7**	**2276,0**	**1189,4**		**781,7**	**680,7**

VEDLEGG 8

Oversikt over registrerte taxa i Dalåa i perioden 1991-1999, alle stasjoner og metoder medregnet

	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999
Turbellaria - flimmermark	x		x	x	x		x	x	
Nematoda - rundormer	x	x	x			x	x	x	
Sphaeriidae - kule- og ertemuslinger	x		x	x	x			x	
Lymnaeidae - damsnegler	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Planorbidae - skivesnegler	x	x	x	x	x				x
Oligochaeta - fåbørstemark	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Gammaridae - gammarus						x			
Asellus aquaticus - asell					x				
Acari - midd	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Døgnfluer									
Siphlonurus sp.	x	x	x	x	x	x		x	x
Siphlonurus aestivalis		x							
Siphlonurus lacustris						x		x	
Ameletus inopinatus	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Parameletus chelifer/minor									x
Metretopus sp./borealis								x	
Centroptilum luteolum				x	x	x	x	x	x
Baetis sp.	x	x	x	x	x	x		x	x
Baetis fuscatus/scambus	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Baetis lapponicus			x				x		x
Baetis macani			x						
Baetis muticus	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Baetis muticus/niger	x			x	x	x	x	x	x
Baetis niger	x		x	x	x	x			x
Baetis rhodani	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Baetis subalpinus		x	x	x	x	x			
Baetis subalpinus/vernus			x		x				x
Heptagenia sp.	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Heptagenia dalecarlica	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Heptagenia fuscogrisea	x	x		x					
Heptagenia joernensis	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Heptagenia sulphurea						x			
Ephemerella sp.		x	x	x		x		x	x
Ephemerella aurivillii	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Ephemerella mucronata	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Leptophlebiidae	x			x	x	x	x	x	x
Leptophlebia sp.							x		
Leptophlebia marginata		x		x		x			x
Leptophlebia vespertina				x					
Paraleptophlebia sp.	x		x	x	x				
Paraleptophlebia werneri				x					
Steinfluer									
Diura nanseni	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Isoperla grammatica	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Isoperla obscura	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Siphonoperla burmeisteri	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Taeniopteryx nebulosa	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Brachyptera risi	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Amphinemura sp.	x	x	x	x	x	x	x	x	x

Amphinemura borealis	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Amphinemura standfussi		x		x					
Amphinemura standfussi/sulcicollis						x	x	x	x
Amphinemura sulcicollis	x	x	x		x				
Nemoura sp.	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Nemoura avicularis				x	x	x			x
Nemoura cinerea		x		x					
Nemurella pictetii	x			x	x				
Protonemura meyeri	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Capnia sp.	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Capnia atra	x	x	x		x	x			
Capnia pygmaea		x							
Capnopsis schilleri	x			x	x	x	x		
Leuctra digitata	x	x		x					
Leuctra fusca		x	x	x	x	x	x	x	x
Leuctra hippopus				x	x	x		x	
Leuctra nigra	x	x		x	x	x	x	x	x
Coleoptera - biller, ubestemte	x		x	x	x	x			x
Dytiscidae - vannkalver, ubestemte	x	x	x	x	x	x		x	
Dytiscus latissimus - vannkalv						x			
Elmidae - "elvebiller"	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Megaloptera - mudderfluer	x			x	x	x	x	x	x
Vårfluer									
Rhyacophila nubila	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Glossosoma sp.	x	x		x					
Hydroptila sp.	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Oxyethira sp.	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Philopotamus montanus	x	x					x	x	x
Wormaldia sp.								x	
Plectrocnemia conspersa	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Polycentropus flavomaculatus	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Ceratopsyche nevae									x
Arctopsyche ladogensis	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Lepidostoma hirtum					x	x	x	x	x
Limnephilinae					x				
Apatania stigmatella	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Ecclisopteryx dalecarlica		x							
Halesus sp.	x	x		x	x	x	x	x	x
Halesus digitatus		x			x				
Halesus radiatus/digitatus				x			x		
Halesus radiatus				x	x				
Potamophylax cingulatus	x				x				
Potamophylax latipennis	x	x		x					x
Sericostoma personatum		x	x	x	x	x	x	x	x
Mystacides sp.				x					
Diptera, ubestemte	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Tipulidae - stankelbein	x	x	x	x	x	x	x	x	
Psycodidae - sommerfuglmygg	x		x	x	x	x		x	
Simuliidae - knott	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Chironomidae - fjærmygg	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Ceratopogonidae - sviknott	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Totalt antall arter	**56**	**52**	**49**	**61**	**58**	**53**	**48**	**53**	**52**

TIDLIGERE UTKOMMET I K. NORSKE VIDENSK. SELSK. MUS. RAPPORT ZOOL. SER. (1974-1986)
VITENSKAPSMUSEET, RAPPORT ZOOLOGISK SERIE (1987-

1974-1 Jensen, J.W. Fisket i Ringvatnene, Åbjøravassdraget. (LFI-19). 14 s.
-2 Langeland, A. Virkninger på fiskebestand og næringsdyr av regulering og utrasing i Storvatnet i Rissa og Leksvik kommuner. (LFI-20). 20 s.
-3 Heggberget, T.G. Fiskeribiologiske undersøkelser i de lakseførende deler av Åbjøravassdraget 1973. (LFI-23). 15 s.
-4 Jensen, J.W. En hydrografisk og biologisk inventering i Åbjøravassdraget, Bindalen. 30 s.
-5 Lundquist, P. Brukerbeskrivelse for EDB-program. Plankton 2, vertikalfordeling - pumpeprøver. 19 s.
-6 Langeland, A. Gjødsling av naturlige innsjøer -en litteraturoversikt. (LFI-22). 16 s.
-7 Holthe, T. Resipientundersøkelse av Trondheimsfjorden. Bunndyrsundersøkelser; Preliminærrapport. 45 s.
-8 Lundquist, P. & Holthe, T. Brukerveiledning til fire datamaskinprogrammer for kvantitative makrobenthosundersøkelser. 54 s.
-9 Lande, E. Resipientundersøkelsen av Trondheimsfjorden. Årsrapport 1972-1973.
-10 Langeland, A. Ørretbestanden i Holden i Nord-Trøndelag etter 60 års regulering. (LFI-23). 21 s.
-11 Koksvik, J.I. Fiskeribiologiske og hydrografiske undersøkelser i Nesjøen (Tydal) fjerde år etter oppdemningen. (LFI-24). 43 s.
-12 Heggberget, T.G. Habitatvalg hos yngel av laks, *Salmo salar* L. og ørret, *Salmo trutta* L. 75 s.
-13 Langeland, A. Fiskeribiologiske undersøkelser i Storvatnet, Åfjord kommune, før regulering.
-14 Haukebø, T. En hydrografisk og biologisk inventering i Forravassdraget. 57 s.
-15 Suul, J. Ornitologiske undersøkelser i Rusasetvatnet, Ørland kommune, Sør-Trøndelag. 32 s.
-16 Langeland, A. Fiskeribiologiske undersøkelser i Frøyningsvassdraget, Namsskogan, 1974. (LFI-26). 23 s.

1975-1 Aagaard, K. En ferskvannsbiologisk undersøkelse i Norddalen og Stordalen, Åfjord. 39 s.
-2 Jensen, J.W. & Holten, J. Flora og fauna i og omkring Rusasetvatn, Ørland. 30 s.
-3 Sivertsen, B. Fiskeribiologiske undersøkelser i Huddingsvatn, Røyrvik, i 1974, etter to års gruvedrift ved vatnet. 22 s.
-4 Heggberget, T.G. Produksjon og habitatvalg hos laks- og ørretyngel i Stjørdalselva og Forra 1971-1974. (LFI-27). 24 s.
-5 Dolmen, D., Sæther, B. & Aagaard, K. Ferskvannsbiologiske undersøkelser av tjønner og evjer langs elvene i Gauldalen og Orkdalen, Sør-Trøndelag. 46 s.
-6 Lundquist, P. & Strømgren, T. Brukerveiledning til fire datamaskinprogrammer for kvantitative zooplanktonundersøkelser. 29 s.
-7 Frengen, O. & Røv, N. Faunistiske undersøkelser på Froøyene i Sør-Trøndelag, 1974. 42 s.
-8 Suul, J. Ornitologiske registreringer i Gaulosen, Melhus og Trondheim kommuner, Sør-Trøndelag. 43 s.
9 Moksnes, A. & Vie, G.E. Ornitologiske undersøkelser i reguleringsområdet for de planlagte Vefsna-verkene i 1974. 31 s.
-10 Langeland, A., Kvittingen, K., Jensen, A., Reinertsen, H., Sivertsen, B. & Aagaard, K. Eksperiment med gjødsling av en naturlig innsjø. Del I. Forundersøkelser i eksperimentsjøen Langvatn og referansesjøen Målsjøen. (LFI-28). 65 s.
-11 Suul, J. Ornitologiske registreringer i Vega kommune, Nordland. 54 s.
-12 Langeland, A. Ørretbestandene i Øvre Orkla, Falningsjøen, Store Sverjesjøen og Grana sommeren 1975. (LFI-29). 30 s.
-13 Jensen, A.J. Statistiske beregninger av kvantitativt zooplanktonmateriale. Datamaskinprogram med brukerveiledning. (LFI-30). 29 s.
-14 Frengen, O., Karlsen, S. & Røv, N. Observasjoner fra en kalvingsplass for tamrein. Silda i Vestfinnmark 1975. 41 s.
-15 Jensen, J.W. Fisket i endel av elvene og vatnene som berøres av Eidfjord-Nord utbyggingen. 37 s.
-16 Langeland, A. Virkninger på fiskeribiologiske forhold i Tunnsjøflyene etter 11 års regulering. (LFI-31). 27 s.
-17 Karlsen, S. & Kvam, T. Undersøkelser omkring forholdet ørnsau i Sanddøladalen, 1975. 17 s.

1976-1 Jensen, J.W. Fiskeribiologiske undersøkelser i Storvatn og Utsetelv, Tingvoll. 24 s.
-2 Langeland, A., Jensen, A., & Reinertsen, H. Eksperiment med gjødsling av en naturlig innsjø. Del II. (LFI-32). 53 s.
-3 Nygård, T., Thingstad, P.G., Karlsen, S., Krogstad, K. & Kvam, T. Ornitologiske undersøkelser i fjellområdet fra Vera til Sørli, Nord-Trøndelag. 91 s.
-4 Koksvik, J.I. Hydrografi og evertebratfauna i Vefsna-vassdraget 1974. 96 s.
-5 Langeland, A. Fiskeribiologiske undersøkelser i Selbusjøen 1973-75. (LFI-33). 74 s.
-6 Dolmen, D. Biologi og utbredelse hos *Triturus vulgaris* (L.), salamander, og *T. cristatus* (Laurenti), stor salamander, i Norge, med hovedvekt på Trøndelagsområdet. 164 s.
-7 Langeland, A. Vurdering av fysisk/kjemiske og biologiske tilstander i Øvre Gaula, Nea og Selbusjøen. (LFI-34). 27 s.
-8 Jensen, J.W. Hydrografi og ferskvannsbiologi i Vefsnavassdraget. Resultater fra 1973 og en oppsummering. 36 s.
-9 Thingstad, P.G., Spjøtvoll, Ø. & Suul, J. Ornitologiske undersøkelser på Rinnleiret, Levanger og Verdal kommuner, Nord-Trøndelag. 39 s.
-10 Karlsen, S. Ornitologiske undersøkelser i Fossemvatnet, Steinkjer, Nord-Trøndelag, 1972-76. 28 s.

1977-1 Jensen, J.W. En hydrografisk og ferskvannsbiologisk undersøkelse i Grøvuvassdraget 1974/75. 24 s.
-2 Koksvik, J.I. Ferskvannsbiologiske og hydrografiske undersøkelser i Saltfjell-/Svartisområdet. Del 1. Stormdalen, Tespdalen og Bjøllådalen. 60 s.
-3 Moksnes, A. Fuglefaunaen i Forraområdet i Nord-Trøndelag. Sluttrapport fra undersøkelsene 1970-72. 56 s.
-4 Venstad, A. ORNITOLOGG. En beskrivelse av et programsystem for foredling og informasjonsuttrekking av materiale samlet inn med datalogger. 12 s.
-5 Suul, J. Fuglefaunaen og en del våtmarker av ornitologisk betydning i fjellregionen, Sør-Trøndelag. 81 s.
-6 Langeland, A. Fiskeribiologiske undersøkelser i Stuesjøen, Grønsjøen, Mosjøen og Tya sommeren 1976. (LFI-35). 30 s.
-7 Solhjem, F. & Holthe, T. BENTHFAUN. Brukerveiledning til seks datamaskinprogrammer for behandling av faunistiske data. 27 s.
-8 Spjøtvold, Ø. Ornitologiske undersøkelser i Eidsbotn, Levangersundet og Alfnesfjæra, Levanger kommune, Nord-Trøndelag. 41 s.
-9 Langeland, A., Jensen, A.J., Reinertsen, H. & Aagaard, K. Eksperiment med gjødsling av en naturlig innsjø. Del III. (LFI-36). 83 s.
-10 Hindrum, R. & Rygh, O. Ornitologiske registreringer i Brekkvatnet og Eidsvatnet, Bjugn kommune, Sør-Trøndelag. 48 s.
-11 Holthe, T., Lande, E., Langeland, A., Sakshaug, E. & Strømgren, T. Resipientundersøkelsen av Trondheimsfjorden. Biologiske undersøkelser. Sammendrag og sluttrapporter. 228 s.
-12 Slagsvold, T. Bird song activity in relation to breeding cycle, spring weather and environmental phenology - statistical data. 18 s.
-13 Bernhoft-Osa, A. Noen minner om konservator Hans Thomas Lange Schaanning. 40 s.
-14 Moksnes, A. & Vie, G.E. Ornitologiske undersøkelser i de deler av Saltfjell-/Svartisområdet som blir berørt av eventuell kraftutbygging. 78 s.
-15 Krogstad, K., Frengen, O. & Furunes, K.A. Ornitologiske undersøkelser i Leksdalsvatnet, Verdal og Steinkjer kommuner, Nord-Trøndelag. 37 s.
-16 Koksvik, J.I. Ferskvannsbiologiske og hydrografiske undersøkelser i Saltfjell-/Svartisområdet. Del II. Saltdalsvassdraget. 62 s.

-17 Langeland, A. Fiskeribiologiske undersøkelser i Store og Lille Kvernfjellvatn, Garbergelva ved Stråsjøen og Prestøyene sommeren 1975. (LFI-37). 12 s.
-18 Koksvik, J.I. & Dalen, T. Kobbelv- og Sørfjordvassdraget i Sørfold og Hamarøy kommuner. Foreløpig rapport fra ferskvannsbiologiske undersøkelser i 1977. 43 s.

1978-1 Ekker, Aa.T., Hindrum, R., Thingstad, P.G. & Vie, G.E. Observasjoner fra en kalvingsplass for tamrein. Kvaløya i Vest-finnmark 1976. 18 s.
-2 Reinertsen, H. & Langeland. A. Vurdering av kjemiske og biologiske forhold i Neavassdraget. (LFI-41/39). 55 s.
-3 Moksnes, A. & Ringen, S.E. Vurdering av ornitologiske verneverdier og skadevirkninger i forbindelse med planene om tilleggsreguleringer i Neavassdraget, Tydal kommune. 28 s.
-4 Langeland, A. Bestemmelsestabell over norske Cyclopoida Copepoda funnet i ferskvann (34 arter). 21 s.
-5 Koksvik, J.I. Ferskvannsbiologiske og hydrografiske undersøkelser i Saltfjell-/Svartisområdet. Del III. Vassdrag ved Svartisen. 57 s.
-6 Bevanger, K. Fuglefaunaen i Kobbelvområdet, Sørfold og Hamarøy kommuner. Kvantitative og kvalitative registreringer sommeren 1977. 62 s.
-7 Langeland, A. Fiskeribiologiske undersøkelser i vatn i Sanddølavassdraget, Nord-Trøndelag, somrene 1976 og 1977. (LFI-40). 27 s.
-8 Sivertsen, B. Fiskeribiologiske undersøkelser i Huddingsvatn, Røyrvik, 1974-1977. 25 s.
-9 Koksvik, J.I. Ferskvannsbiologiske og hydrografiske undersøkelser i Saltfjell-/Svartisområdet. Del IV. Beiarvassdraget. 66 s.
-10 Dolmen, D. Norsk herpetologisk oversikt. 50 s.
-11 Jensen, J.W. Hydrografi og evertebrater i tre vassdrag i Indre Visten. 23 s.
-12 Koksvik, J.I. Ferskvannsbiologiske og hydrografiske undersøkelser i Saltfjell-/Svartisområdet. Del V. Misværvassdraget. 43 s.
-13 Baadsvik, K. & Bevanger, K. Botaniske og zoologiske undersøkelser i samband med planer om tilleggsregulering av Aursjøen; Lesja og Nesset kommuner i Oppland og Møre og Romsdal fylker. 44 s.

1979-1 Bevanger, K. & Frengen, O. Ornitologiske verneverdier i Ørland kommunes våtmarksområder, Sør-Trøndelag. 93 s.
-2 Jensen, J.W. Plankton og bunndyr i Aursjømagasinet. 31 s.
-3 Langeland, A. Fisket i Søvatnet, Hemne, Rindal og Orkdal kommuner, i 1978 11 år etter reguleringen. (LFI-41). 18 s.
-4 Koksvik, J.I. Ferskvannsbiologiske og hydrografiske undersøkelser i Saltfjell-/Svartisområdet. Del VI. Oppsummering og vurderinger. 79 s.
-5 Koksvik, J.I. Kobbelvutbyggingen. Vurdering av virkninger på ferskvannsfaunaen. 22 s.
-6 Langeland, A. Fiskeribiologiske undersøkelser i Holvatn, Rødsjøvatn, Kringsvatn, Østre og Vestre Osavatn sommeren 1977. (LFI-42). 26 s.
-7 Langeland, A. Fisket i Tunnsjøelva 15 år etter reguleringen. (LFI-43). 16 s.
-8 Bevanger, K. Fuglefauna og ornitologiske verneverdier i Hellemoområdet, Tysfjord kommune, Nordland. 122 s.
-9 Koksvik, J.I. Hydrografi og ferskvannsbiologi i Eiteråga, Grane og Vefsn kommuner. 34 s.
-10 Koksvik, J.I. & Dalen, T. Hydrografi og ferskvannsbiologi i Krutvatn og Krutåga, Hattfjelldal kommune. 45 s.
-11 Bevanger, K. Fuglefaunaen i Krutågas nedslagsfelt, Hattfjelldal kommune, Nordland. Kvantitative og kvalitative undersøkelser sommeren 1978. 28 s.

1980-1 Langeland, A. Fiskeribiologiske undersøkelser i vassdrag i Mosvik og Leksvik kommuner i 1978 og 1979 (Meltingvatnet m.fl.). (LFI-44). 47 s.
-2 Langeland, A. & Reinertsen, H. Resipientforholdene i Meltingvassdraget og Innerelva, Mosvik og Leksvik kommuner. (LFI-45). 16 s.
-3 Bevanger, K. Fuglefaunaen i Eiteråga, Grane og Vefsn kommuner, Nordland. Kvantitative og kvalitative undersøkelser sommeren 1978. 30 s.
-4 Krogstad, K. Fuglefaunaen i Meltingenområdet, Mosvik og Leksvik kommuner. 49 s.
-5 Holthe, T. & Stokland, Ø. Biologiske undersøkelser - Kristiansunds fastlandssamband. Bunndyrundersøkelser 1978-1979. 27 s.
-6 Arnekleiv, J.V. & Koksvik, J.I. Ferskvannsbiologiske og hydrografiske undersøkelser i Stjørdalsvassdraget 1979. 82 s.
-7 Langeland, A., Brabrand, Å., Saltveit, S.J., Styrvold, J.-O. & Raddum, G. Fremdriftsrapport. Betydningen av utsettinger og bestandsreguleringer for fiskeavkastningen i regulerte innsjøer. (LFI-46). 47 s.
-8 Nøst, T. & Koksvik, J.I. Ferskvannsbiologiske og hydrografiske undersøkelser i Nesåvassdraget 1977-78. 52 s.
-9 Langeland, A. & Koksvik, J.I. Fiskeribiologiske og andre faunistiske undersøkelser i Grøavassdraget (bl.a. Svartsnytvatn og Dalavatn) sommeren 1979. (LFI-47). 46 s.
-10 Koksvik, J.I. & Dalen, T. Ferskvannsbiologiske og hydrografiske undersøkelser i Hellemoområdet, Tysfjord kommune. 57 s.

1981-1 Bevanger, K. Fuglefaunaen i Gaulas nedbørfelt, Sør-Trøndelag og Hedmark. 156 s.
-2 Nøst, T. & Koksvik, J.I. Ferskvannsbiologiske og hydrografiske undersøkelser i Sørlivassdraget 1979. 52 s.
-3 Reinertsen, H. & Langeland, A. Kjemiske og biologiske forhold sommeren 1980 i Bjøra, Eida og Søråa i Nord-Trøndelag. (LFI-49). 22 s.
-4 Koksvik, J.I. & Haug, A. Ferskvannsbiologiske og hydrografiske undersøkelser i Verdalsvassdraget 1979. 67 s.
-5 Langeland, A. & Kirkvold, I. Fisket i Grønsjøen, Tydal 1978-1980. (LFI-50). 28 s.
-6 Bevanger, K. & Vie, G. Fuglefaunaen i Sørlivassdraget, Lierne og Snåsa kommuner, Nord-Trøndelag. 65 s.
-7 Bevanger, K. & Jordal, J.B. Fuglefaunaen i Drivas nedbørfelt, Oppland, Møre og Romsdal og Sør-Trøndelag fylker. 145 s.
-8 Røv, N. Ornitologiske undersøkingar i vestre Grødalen, Sunndal kommune, sommaren 1979. 29 s.
-9 Rygh, O. Ornitologiske undersøkelser i forbindelse med generalplanarbeidet i Åfjord kommune, Sør-Trøndelag. 57 s.
-10 Nøst, T. Ferskvannsbiologiske og hydrografiske undersøkelser i Drivavassdraget 1979-80. 77 s.
-11 Reinertsen, H. & Langeland, A. Kjemiske og biologiske undersøkelser i Leksdalsvatn og Hoklingen, Nord-Trøndelag, sommeren 1980. (LFI-51). 32 s.
-12 Nøst, T. Ferskvannsbiologiske og hydrografiske undersøkelser i Todalsvassdraget, Nord-Møre 1980. 55 s.
-13 Bevanger, K. Fuglefaunaen i Istras nedbørfelt, Rauma kommune, Møre og Romsdal. 37 s.
-14 Nøst, T. Ferskvannsbiologiske og hydrografiske undersøkelser i Istravassdraget 1980. 48 s.
-15 Bevanger, K. Fuglefaunaen i Nesåas nedbørfelt, Nord-Trøndelag. 51 s.
-16 Bevanger, K., Gjershaug, J.O. & Ålbu, Ø. Fuglefaunaen i Todalsvassdragets nedbørfelt, Møre og Romsdal og Sør-Trøndelag fylker. 63 s.
-17 Bevanger, K. Fuglefaunaen i Ognas nedbørfelt, Nord-Trøndelag. 58 s.
-18 Bevanger, K. Fuglefaunaen i Skjækras nedbørfelt, Nord-Trøndelag. 42 s.
-19 Nøst, T. & Koksvik, J.I. Ferskvannsbiologiske og hydrografiske undersøkelser i Snåsavatnet 1980. 54 s.
-20 Arnekleiv, J.V. Ferskvannsbiologiske og hydrografiske undersøkelser i Lomsdalsvassdraget 1980-81. 69 s.
-21 Bevanger, K., Rofstad, G. & Sandvik, J. Fuglefaunaen i Stjørdalsvassdragets nedbørfelt, Nord-Trøndelag. 88 s.
-22 Bevanger, K. & Ålbu, Ø. Fuglefaunaen i Lomsdalsvassdraget, Nordland. 46 s.
-23 Nøst, T. Ferskvannsbiologiske og hydrografiske undersøkelser i Garbergelvas nedslagsfelt 1981. 44 s.
-24 Koksvik, J.I. & Nøst, T. Gaulavassdraget i Sør-Trøndelag og Hedmark fylker. Ferskvannsbiologiske undersøkelser i forbindelse med midlertidig vern. 96 s.
-25 Nøst, T. & Koksvik, J.I. Ferskvannsbiologiske og hydrografiske undersøkelser i Ognavassdraget 1980. 53 s.

-26 Langeland, A. & Reinertsen, H. Phyto- og zooplanktonundersøkelser i Jonsvatnet 1977 og 1980. (LFI-52). 19 s.

1982-1 Bevanger, K. Ornitologiske observasjoner i Høylandsvassdraget, Nord-Trøndelag. 57 s.
-2 Nøst, T. Ferskvannsbiologiske og hydrografiske undersøkelser i Høylandsvassdraget 1981. 59 s.
-3 Moksnes, A. Undersøkelser av fuglefaunaen og småviltbestanden i de områdene som blir berørt av planene om kraftutbygging i Garbergelva, Rotla og Torsbjørka. 91 s.
-4 Langeland, A., Reinertsen, H. & Olsen, Y. Undersøkelser av vannkjemi, fyto- og zooplankton i Namsvatn, Vekteren, Limingen og Tunnsjøen i 1979, 1980 og 1981. (LFI-53). 25 s.
-5 Haug, A. & Kvittingen, K. Kjemiske og biologiske undersøkelser i Hammervatnet, Nord-Trøndelag sommeren 1981. (LFI-54). 27 s.
-6 Thingstad, P.G. & Nygård, T. Ornitologiske undersøkelser i Sanddøla- og Luruvassdragene. 112 s.
-7 Thingstad, P.G. & Nygård, T. Småviltbiologiske undersøkelser i Sanddøla- og Luruvassdragene 1981 og 1982. 62 s.
-8 Nøst, T. Hydrografi og ferskvannsevertebrater i Sanddøla/Luru-vassdragene 1981 i forbindelse med planlagt vannkraftutbygging. 86 s.
-9 Koksvik, J.I. & Arnekleiv, J.V. Fiskeribiologiske undersøkelser i Sanddøla-/Luruvassdraget med konsekvensvurderinger av planlagt kraftutbygging. (LFI-55). 108 s.
-10 Jordal, J.B. Ornitologiske undersøkingar i Meisalvassdraget og Grytneselva, Nesset kommune, i samband med planer om vidare kraftutbygging. 24 s.
-11 Reinertsen, H., Olsen, Y., Nøst, T., Rueslåtten, H.G. & Skotvold, T. Resipientforhold i Sanddøla- og Luruvassdraget i Nordli, Grong og Snåsa kommune i Nord-Trøndelag. (LFI-56). 57 s.

1983-1 Nøst, T. & Arnekleiv, J.V. Fiskeribiologiske og ferskvannsfaunistiske undersøkelser i Meisalvassdraget 1982. (LFI-57). 25 s.
-2 Nøst, T. Hydrografi og ferskvannsevertebrater i Raumavassdraget 1982. 74 s.
-3 Arnekleiv, J.V. Fiskeribiologiske undersøkelser i Lysvatnet, Åfjord kommune 1982. (LFI-58). 27 s.
-4 Jensen, J.W. & Olsen, A.J. Fjærmygg (Chirono-midae) i oppdemte magasin. Et forprosjekt. 33 s.
-5 Bevanger, K., Rofstad, G. & Ålbu, Ø. Vurdering av ornitologiske verneinteresser og konsekvenser for fuglelivet ved eventuell kraftutbygging i Rauma/Ulvåa. 97 s.
-6 Thingstad, P.G. Småviltbiologiske undersøkelser i Raumavassdraget 1982 og 1983. 74 s.
-7 Arnekleiv, J.V. & Koksvik, J.I. Fiskeribiologiske forhold, evertebratfauna og hydrografi i Ormsetområdet, Verran kommune, 1982-83. (LFI-59). 76 s.
-8 Ålbu, Ø. Kraftlinjer og fugl. 60 s.
-9 Koksvik, J.I. & Arnekleiv, J.V. Fiskeribiologiske undersøkelser i Børsjøen, Tynset kommune. (LFI-60). 27 s.

1984-1 Sandvik, J. & Thingstad, P.G. Midlertidig rapport om vannfuglpopulasjonene ved Nedre Nea, Selbu. 33 s.
-2 Koksvik, J.I. & Arnekleiv, J.V. Fiskebestand og næringsforhold i Nidelva ovenfor lakseførende del. (LFI-61). 38 s.
-3 Nøst, T. Hydrografi og ferskvannsevertebrater i Raumavassdraget i forbindelse med planlagt kraftutbygging. 36 s.
-4 Nøst, T. Hydrografi og evertebrater i Indre Visten, Nordland fylke, 1982-83. 69 s.
-5 Thingstad, P.G. Resultatene av de avbrutte småviltbiologiske undersøkelsene i Indre Visten, Vevelstad. 28 s.
-6 Ålbu, Ø. & Bevanger, K. Vurdering av ornitologiske verneinteresser og konsekvenser ved eventuell kraftutbygging i Indre Visten. 57 s.
-7 Thingstad, P.G. Produksjonspotensialet. En indeks for produksjonssammenligninger av ulike fuglesamfunn. 27 s.

1985-1 Arnekleiv, J.V. & Koksvik, J.I. Fiskeribiologiske undersøkelser i Raumavassdarget med konsekvensvurderinger av planlagt vannkraftutbygging. (LFI-62). 68 s.
-2 Strømgren, T. & Stokland, Ø. Hydrologiske og marinbiologiske undersøkelser i Visten juni 1983 - november 1983. 27 s.
-3 Nøst, T. Hydrografi og ferskvannsevertebrater i øvre deler av Stjørdalsvassdraget i forbindelse med planlagt vannkraftutbygging. 52 s.
-4 Arnekleiv, J.V. Fiskeribiologiske undersøkelser i øvre deler av Stjørdalsvassdraget i forbindelse med planlagt vannkraftutbygging. (LFI-63). 87 s.
-5 Koksvik, J.I. Ørretbestanden i Innerdalsvatnet, Tynset kommune, de tre første årene etter regulering. (LFI-64). 35 s.

1986-1 Arnekleiv, J.V. Ungfiskundersøkelser i øvre deler av Stjørdalsvassdraget i 1985. (LFI-65). 29 s.
-2 Langeland, A., Koksvik, J.I. & Nydal, J. Reguleringer og utsetting av *Mysis relicta* i Selbusjøen - virkninger på zooplankton og fisk. (LFI-66). 72 s.
-3 Arnekleiv, J.V. & Koksvik, J.I. Fisk, zooplankton og *Mysis relicta* i Bangsjøene 1983-1985. (LFI-67). 23 s.

VITENSKAPSMUSEET, RAPPORT ZOOLOGISK SERIE

1987-1 Jensen, J.W. Faunaen i Rusasetvatn etter at vanndybden ble redusert fra 1,3 til 0,3 m. 20 s.
-2 Strømgren, T., Bremdal, S., Bongard, T. & Nielsen, M.V. Forsøksdrift med blåskjell i Fosen 1985-1986. 42 s.
-3 Arnekleiv, J.V. & Nøst, T. Fiskeribiologiske undersøkelser i Homlavassdraget, Sør-Trøndelag, 1985 og 1986. (LFI-68). 32 s.
-4 Koksvik, J.I. Studier av ørretbestanden i Innerdalsvatnet de fem første årene etter regulering. (LFI-69). 22 s.

1988-1 Bongard, T. & Arnekleiv, J.V. Ferskvannsøkologiske undersøkelser og vurderinger av Sedalsvatnet, Møre og Romsdal 1987. (LFI-70). 25 s.
-2 Cyvin, J. & Frafjord, K. Sylaneområdet - bruken og virkninger av bruken. 54 s.
-3 Koksvik, J.I. & Arnekleiv, J.V. Zooplankton, *Mysis relicta* og fisk i Snåsavatn 1984-87. (LFI-71). 50 s.
-4 Arnekleiv, J.V. & Nydal, J. Fiskeribiologiske undersøkelser i Nordelva-vassdraget, Sør-Trøndelag, med konsekvensvurdering av planlagt vannkraftutbygging. (LFI-73). 57 s.
-5 Arnekleiv, J.V., Bongard, T. & Koksvik, J.I. Resipientforhold, vannkvalitet og ferskvannsinvertebrater i Nordelva-vassdraget, Fosen, Sør-Trøndelag. (LFI-74). 45 s.

1989-1 Haug, A. Phyto- og planktonundersøkelser i Granavatn, Nord-Trøndelag 1988. 18 s.
-2 Bongard, T. & Koksvik, J.I. Lokal forurensning i Nidelva og en del tilløpsbekker vurdert på grunnlag av bunnfaunaen. (LFI-75). 20 s.
-3 Dolmen, D. Ferskvannsbiologiske og hydrografiske undersøkelser av 20 vassdrag i Møre og Romsdal 1988, Verneplan IV. (LFI-78). 105 s.

1990-1 Eggan, G. Lake i Selbusjøen. Ernæring og bestandsvariabler i 1988 og 1982/83. (LFI-76). 21 s.
-2 Dolmen, D. & Arnekleiv, J.V. En zoologisk befaring av karstområder og grottesystemer i Grane og Rana kommuner, Nordland. (LFI-77). 43 s.
-3 Olsvik, H., Kvifte, G. & Dolmen. D. Utbredelse og vernestatus for øyenstikkere på sør- og østlandet, med hovedvekt på forsurnings- og jordbruksområdene. (LFI-79). 71 s.
-4 Koksvik. J.I., Arnekleiv, J.V. & Winge, K. Undersøkelser av bunnfauna og fisk i forbindelse med kanalisering av Sokna ved Støren i Sør-Trøndelag. (LFI-80). 30 s.
-5 Koksvik, J.I., Arnekleiv, J.V., Haug, A. & Jensen, J.W. Verneplan IV. Ferskvannsbiologiske undersøkelser og vurdering av 21 vassdrag i Nordland. 98 s.
-6 Dolmen, D. Ferskvannsbiologiske og hydrografiske undersøkelser av Verneplan IV-vassdrag i Trøndelag 1989. (LFI-81). 72 s.
-7 Bongard, T., Arnekleiv, J.V. & Solem, J.O. Bunndyr og fisk i Rotla før og etter regulering. I. Situasjonen før regulering. (LFI-82). 30 s.

1991-1 Johnsen, B.O., Koksvik, J.I., Jensen, A.J. & Håker, M. Alternativ produksjon av laksesmolt basert på yngelutsetting i elv. Bunndyr og fisk i Litjvasselva, Vefsnavassdraget. 48 s.
-2 Arnekleiv, J.V., Hellesnes, I., Jensen, A. & Lindstrøm, E.A. Vannkvalitet, begroing og bunndyr i Nea 1988 og 1989. Del I. Forholdene før regulering, uten Nedre Nea kraftverk. (LFI-83). 53 s.
-3 Dolmen, D. & Strand, L.Å. Evjer og dammer langs Glomma (Hedmark) og Gaula (Sør-Trøndelag). En zoologisk undersøkelse over status og verneverdi, med hovedvekt på Tjønnområdet, Tynset. (LFI-84). 23 s.
-4 Jensen, J.W. Fiskebestandene i Langvatn og Raudvassåga, et brepåvirket vannsystem. 19 s.

1992-1 Arnekleiv, J.V. Fiskebestanden i Nedre Nea 1987-90 og vurdering av skadevirkninger av Nedre Nea kraftverk. (LFI-85). 41 s.

1993-1 Jensen, A.J., Koksvik, J.I., Jensen, J.W., Jensås, J.G., Johnsen, B.O., Møkkelgjerd, P.I. & Winge, K. Stor-Glomfjordutbyggingen i Nordland: Ferskvannsbiologiske undersøkelser i Beiarelva før utbygging (1989-92). 48 s.
-2 Thingstad, P.G. Ornitologiske etterundersøkelser ved Nerskogmagasinet, Rennebu kommune. Sammendrag av prosjektarbeidet 1989-92. 56 s.
-3 Thingstad, P.G. Ornitologisk artsmangfold og verifisering av nøkkelfaktorer for fuglelivet i ulike skoghabitater innen Trondheim Bymark. 37 s.
-4 Jensen, J.W. Fiskebestandene i Essand-Nesjø magasinene etter 22 år. 19 s.

1994-1 Koksvik, J.I. Økologisk tilstandsrapport med hovedvekt på relasjoner mellom plankton og røye i Leksdalsvatn 1993. 28 s.
-2 Haug, A. & Arnekleiv, J.V. Ferskvannsbiologiske undersøkelser i Meltingvatnet, Nord-Trøndelag, fire og fem år etter regulering. (LFI-86). 31 s.
-3 Thingstad, P.G. Konsesjonsundersøkelser av fugler og pattedyr i forbindelse med planer om overføring av Nesåa til Tunnsjøen/Tunnsjødalen. 49 s.
-4 Tømmeraas, P.J. Konsekvensundersøkelser på rovfugl og kråkefugl 1982-93 i forbindelse med kraftutbyggingen i Alta-Kautokeinovassdraget. 42 s.
-5 Strand, L.Å. Amfibier i østre deler av Trøndelag. Beskrivelser av ynglebiotopene og utvelgelse av undervisningsdammer. (LFI-87). 39 s.
-6 Dolmen, D. Biologiske undersøkelser av Tvedalen-området, Larvik: Ferskvannsfauna, amfibier og reptiler. (LFI-88). 29 s.
-7 Arnekleiv, J.V., Koksvik, J.I., Hvidsted, N.A. & Jensen, A.J. Virkninger av Bratsbergreguleringen (Bratsberg kraftverk) på bunndyr og fisk i Nidelva, Trondheim (1982-1986). (LFI-89). 56 s.
-8 Thingstad, P.G., Hokstad, S., Frengen, O. & Strømgren, T. Vannfugl og marin bunndyrfauna i Ramsarområdet på Tautra, Nord-Trøndelag. Konsekvenser av steinmoloen over Svaet. 41 s.
-9 Bongard, T., Arnekleiv, J.V. & Solem, J.O. Bunndyr og fisk i Rotla før og etter regulering. II. Etter regulering. (LFI-90). 29 s.

1995-1 Arnekleiv, J.V. & Haug, A. Ferskvannsbiologiske forundersøkelser i Nesåavassdraget og Grøndalselva m.v., Nord-Trøndelag, i forbindelse med planlagt vannkraftutbygging. (LFI-91). 67 s.
-2 Dolmen, D. Habitatvalg og forandringer av øyenstikkerfaunaen i et sørlandsområde, som følge av sur nedbør, landbruk og kalkning. (LFI-92). 86 s.
-3 Koksvik, J.I. & Reinertsen, H. Planktonundersøkelser i Jonsvatnet i Trondheim. En oppsummering av utviklingen i perioden 1977-1994, med spesiell omtale av forholdene i 1994. 27 s.
-4 Brodtkorb, E.M., Arnekleiv, J.V. & Haug, A. Fiskebiologiske undersøkelser i Tevla og Skurdalsvolldammen før regulering og de to første årene etter regulering. (LFI-93). 30 s.
-5 Arnekleiv, J.V., Rønning, L., Johansen, S.W., Haug, A. & Bongard, T. Fiskebiologiske referanseundersøkelser i Stjørdalsvassdraget 1990-1994, i forbindelse med Meråkerutbygging. (LFI-94). 86 s.
-6 Dolmen, D. (red.). Ferskvannslokaliteter og verneverdi. (LFI-95). 105 s.

1996-1 Dolmen, D. Invertebrat- og amfibiefaunaen i dammer rundt Fjergen og i Teveldalen, Meråker. (LFI-96). 28 s.
-2 Koksvik, J.I., Jensen, J.W., Berg, T. & Dalen, T. Fiskebestander og næringsgrunnlag i Vir'dnejav'ri og Ladnetjav'ri, Kautokeino kommune, 8 år etter regulering. 43 s.
-3 Arnekleiv, J.V. & Haug, A. Fiskebiologiske undersøkelser i Holmvatnet og Rundtuvvatnet, Rana kommune, Nordland, 1995. (LFI-97). 22 s.
-4 Bolghaug, C. & Dolmen, D. Dammer og småtjern rundt Oslofjorden; fauna, flora og verneverdi. (LFI-98). 38 s.
-5 Arnekleiv, J.V. & Haug, A. Økologisk tilstandsrapport for Gjevilvatnet 1986-89, med hovedvekt på plankton, mysis bunndyr og fisk. (LFI-99). 63 s.
-6 Brodtkorb, E.M., Arnekleiv, J.V. & Haug, A. Fiskebestandene i Gjevilvatnet i 1995: Status og utvikling. (LFI-100). 25 s.
-7 Haug, A. & Arnekleiv, J.V. Ferskvannsbiologiske undersøkelser i Isvatnet, Lille Isvatnet, Rundtuvvatnet og Trolldalsvatnet, Rana kommune, Nordland. (LFI-101). 27 s.

1997-1 Haug, A. & Arnekleiv, J.V. Ferskvannsbiologiske undersøkelser i øvre del av Åbjøravassdraget i 1995, 15 år etter regulering. (LFI-102). 43 s.
-2 Thingstad, P.G. & Hokstad, S. Konsekvenser for vannfugl og marin bunndyrfauna av en eventuell bru og veifylling over Ramsarområdet i Kråkvågsvaet, Ørland kommune, Sør-Trøndelag. 50 s.
-3 Arnekleiv, J.V. Korttidseffekt av rotenonbehandling på bunndyr i Ogna og Figga, Steinkjer kommune. (LFI-103). 29 s.
-4 Dolmen, D. & Winge, K. Boasneglen (*Limax maximus*) og iberiasneglen (*Arion lucitanicus*) i Norge; utbredelse, spredning og skadevirkninger. (LFI-104). 24 s.
-5 Arnekleiv, J.V. & Rønning, L. Effekter av grusgraving på ungfisk og bunndyr i Gaula, Sør-Trøndelag. (LFI-105). 37 s.
-6 Dolmen, D. & Kleiven, E. Elvemuslingen *Margaritifera margaritifera* i Norge 1. (LFI-106). 27 s.
-7 Arnekleiv, J.V., Koksvik, J.I. & Brodtkorb, E. Fiskebestandene i Nidelva ovenfor lakseførende del, 1984-85. (LFI-107). 31 s.
-8 Arnekleiv, J.V., Dolmen, D., Aagaard, K., Bongard, T. & Hanssen, O. Rotenonbehandlingens effekt på bunndyr i Rauma- og Hensvassdraget, Møre & Romsdal. Del I: Kvalitative undersøkelser. (LFI-108). 48 s.
-9 Thingstad, P.G. Bærekraftig skogforvaltning og biologisk mangfold innen boreal barskog. Ornitologisk delprosjekt i Trondheim Bymark 1996. 34 s.
-10 Arnekleiv, J.V., Hellesnes, I., Lindstrøm, E.A. & Bongard, T. Vannkvalitet, begroing og bunndyr i Nea 1993-1995. Del II. Forholdene etter regulering. (LFI-109). 46 s.

1998-1 Kraabøl, M. & Arnekleiv, J.V. Telemetristudier over gytevandrende ørret fra Randsfjorden i Dokka/Etna, Oppland, 1997. (LFI-110). 31 s.
-2 Kraabøl, M. & Arnekleiv, J.V. Registrerte gytelokaliteter for storørret i Gudbrandsdalslågen og Gausa med sideelver. (LFI-111). 28 s.
-3 Koksvik, J. & Arnekleiv, J.V. Fiskebiologiske undersøkelser i Storvatnet, Rissa og Leksvik kommuner, Sør-Trøndelag. (LFI 112). 25 s.

1999. Ingen rapporter utgitt.

2000-1 Koksvik, J. Prøvefiske i Lille Jonsvatn, Trondheim kommune, 1999. 21 s.
-2 Kraabøl, M. & Arnekleiv, J.V. Telemetristudier over gytevandrende storørret fra Randsfjorden og opp i Etna og Dokka, Oppland. Oppsummering av resultatene fra 1997 og 1998. (LFI-113). 25 s.
-3 Arnekleiv, J.V., Kjærstad, G., Rønning, L., Koksvik, J. & Urke, H.A. Fiskebiologiske undersøkelser i Stjørdalselva 1990-1999. Del 1. Vassdragsregulering, hydrografi, bunndyr, ungfisktettheter og smolt. (LFI-114). 91 s.
-4 Koksvik, J.I. En undersøkelse av fisk, invertebrater og vann-

kvalitet i forbindelse med planlagt overføring av Finnkoisjøen til Nesjøen. 32 s.

-5 Thingstad, P.G., Kutschera, F. & Smith, M. Ytre Vikna vindmøllepark. Konsekvenser for fugl og annet vilt. 42 s.

-6 Thingstad, P.G., Kutschera, F. & Smith, M. Hundhammerfjellet vindmøllepark. Konsekvenser for fugl og annet vilt. 23 s.

2001-1 Koksvik, J. & Arnekleiv, J.V. Fiskebiologiske undersøkelser i Fjergen sju år etter siste tilleggsregulering. (LFI-115). 27 s.

2002-1 Koksvik, J. Prøvefiske i Prestbuvatnet og Mjovatnet, Meldal kommune, 2001. (LFI-116). 34 s.

-2 Arnekleiv, J.V., Rønning, L., Korsen, I. & Berg, O.K.: Fiskebiologiske undersøkelser i Stjørdalselva 1990-2000. Del II. Rognutvikling, vekst og energetikk hos ungfisk, data om voksen fisk og fangst. (LFI-117). Under arbeid

-3 Arnekleiv, J.V. & Koksvik, J.I. Leirfossene kraftverk – konsekvensutredninger for ferskvannsbiologi og fisk. (LFI-118). Under arbeid.

-4 Koksvik, J.I., Reinertsen, H., Arnekleiv, J.V. & Flatberg, K.I. Leirfossene kraftverk – konsekvensutredninger for vannkvalitet, begroingsforhold, plankton og fiske. (LFI-119). Under arbeid.

-5 Arnekleiv, J.V., Kjærstad, G., Rønning, L. & Koksvik, L. Fisk, bunndyr og minstevannføring i elvene Tevla, Torsbjørka og Dalåa, Meråker kommune. (LFI 120). 90 s.