Zoologisk rapport 2007-1

NTNU
Norges teknisk-naturvitenskapelige universitet
Vitenskapsmuseet

Jo Vegar Arnekleiv, Lars Rønning,
Jarl Koksvik, Gaute Kjærstad, Knut Alfredsen,
Ole Kr. Berg og Anders G. Finstad

Ferskvannsbiologiske undersøkelser i Stjørdalselva 1990-2006

Faglig oppsummering: kraftverksregulering, bunndyr, drivfauna, ungfisk og smolt

NTNU
Det skapende universitet

Norges teknisk-naturvitenskapelige universitet
Vitenskapsmuseet
Rapport zoologisk serie 2007-1

Ferskvannsbiologiske undersøkelser i Stjørdalselva 1990-2006

Faglig oppsummering: kraftverksregulering, bunndyr, drivfauna, ungfisk og smolt

Jo Vegar Arnekleiv, Lars Rønning, Jarl Koksvik, Gaute Kjærstad, Knut Alfredsen, Ole Kr. Berg og Anders G. Finstad

Laboratoriet for ferskvannsøkologi og innlandsfiske (LFI, rapport nr. 129)
Trondheim, mars 2007

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

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

Forsidebilde: Årsyngel av laks. Foto: Jarl Koksvik©

ISBN 978-82-7126-764-3
ISSN 0802-0833

REFERAT

Arnekleiv, J.V., Rønning, L., Koksvik, J., Kjærstad, G., Alfredsen, K., Berg, O.K. & Finstad, A.G. 2007. Ferskvannsbiologiske undersøkelser i Stjørdalselva 1990-2006. Faglig oppsummering: kraftverksregulering, bunndyr, drivfauna, ungfisk og smolt. – NTNU Vitenskapsmuseet Rapp. Zool. Ser 2007, 1: 1-141.

I forbindelse med utbyggingen av Kraftverkene i Meråker som ble satt i drift i 1994, er det siden 1990 foretatt konsesjonsbetingede ferskvannsbiologiske undersøkelser i Stjørdalselva. Denne delrapportern oppsummerer resultater fra undersøkeklsene i lakseførende del i perioden 1990-2006 på reguleringens virkning på vannføring, temperatur og vannkvalitet, data om bunndyr, drivfauna og ungfiskens ernæring, vekst og tetthet hos ungfisk, laksungenes energiinnhold, smoltutvandring og smoltproduksjon. Målsettingen med undersøkelsen har vært å dokumentere ferskvannsbiologiske forhold med hovedvekt på laksebestanden og endringer i bestandene etter byggingen av Kraftverkene i Meråker. Videre har det vært en målsetting å finne årsaken til eventuelle endringer og å foreslå mulige kompensasjonstiltak.

Reguleringen har medført en utjevnet vannføring over året med økt vintevannføring, reduserte flomtopper og redusert sommervannføring. Driften av kraftverkene har ført til økt vanntemperatur om høsten og vinteren og lavere temperatur på våren og sommeren. Utvasking av strandsonen i magasinene har gitt endret vannkvalitet i Stjørdalselva med økt innhold av humus.

Endringer i artssammensetningen av bunndyr og en økning i tetthet av mange bunndyrarter i øvre del av elva forklares ut fra reguleringseffekter. Stjørdalselva tilføres i perioder en betydelig mengde småkreps (zooplankton) gjennom krfatverksvatnet og dette utnyttes av særlig årsyngel og dels ettårige laksunger helt øverst i elva.

Vi fant en signifikant økning i vekst av laksunger oppover vassdraget, og laksungene i Meråker hadde vokst best. Laksungene innen alle aldersgrupper vokste signifikant bedre i periode 2 (1994-2000) og 3 (2001-2006), etter regulering, enn før regulering, periode 1 (1990-1993). Det var større variasjon i vekst mellom år enn innen elva.

Tettheten av laksunger økte signifikant i perioden 1991-2006 i uregulerte Forra og nederst i Stjørdalselva, mens tettheten var uendret eller redusert (ørret) i de to andre sonene. Andelen eldre laksunger ble redusert øverst i elva og det har sannsynligvis skjedd en overdødelighet/utvandring av eldre laksunger fra øverst i elva, og en redusert smoltproduksjon her. Laksungenes spesifikke energiinnhold var lavest i april/mai, men økte til en topp bare 1,5 måneder seinere. Det var en reduksjon i energiinnhold allerede fra august. Laksungene øverst i elva både lagret og tapte mest energi gjennom året i forhold til laksungene nederst i elva. Det har sannsynligvis foregått en energirelatert vinterdødelighet med størst utslag i øvre del av elva.

I Stjørdalselva dominerte laksesmolt (93 %) over ørretsmolt. Laksesmolten var i gjennomsnitt 3,8 år og 121,6 mm totallengde. Smoltalderen var signifikant lavere, og smoltlengden signifikant høyere etter enn før reguleringen. Ørretsmolten var i gjennomsnitt 3,2 år og 148 mm. Median utvandringsdato for 50 % av lakssmolten var 21. mai (variasjon 13. mai-7. juni). Gjennomsnittstemperaturen ved utvandring var 5,9 °C, og økning i vannføring var viktigste faktor for forklaring av variasjonen i smoltutvandring. Reguleringa har medført reduserte flomtopper og utjevnet vannføring, og påvirket smoltutvandringen negativt spesielt i tørre år. Asynkron smoltutvandring etter regulering kan settes i sammenheng med redusert vanntemperatur i smoltutvandringsperioden øverst i elva.

I gjennomsnitt har smoltproduksjonen vært 3,4 lakssmolt pr. 100 m^2 (variasjon 2,1-6,5 pr. 100 m^2). Det var ingen signifikant endring i smoltproduksjonsestimatet i undersøkelsesperioden (1992-2005). Totalproduksjonen for hele Stjørdalselva (uten Forra og Sona) er beregnet til 76000-230000 smolt pr. år. Langtidsutviklingen i smoltproduksjonen er usikker siden en demningseffekt fortsatt påvirker næringssituasjonen i elva.

Emneord: elv – vassdragsregulering – bunndyr – laks – ørret – ungfisk – smolt - vandringer

Jo Vegar Arnekleiv, Lars Rønning, Jarl Koksvik og Gaute Kjærstad, NTNU Vitenskapsmuseet, Seksjon for naturhistorie, 7491 Trondheim
Knut Alfredsen, NTNU Fakultet for ingeniørvitenskap og teknologi, Institutt for vann og miljøteknikk, 7491 Trondheim
Ole Kr. Berg, NTNU Fakultet for naturvitenskap og teknologi, Institutt for biologi, 7491 Trondheim
Anders G. Finstad, Norsk institutt for naturforskning, Tungasletta 2, 7485 Trondheim

ABSTRACT

Arnekleiv, J.V., Rønning, L., Koksvik, J., Kjærstad, G., Alfredsen, K., Berg, O.K. & Finstad, A. 2007. Studies on freshwater biology in the river Stjørdalselva in 1990-2006: Summarizing results on hydropower regulation, data on macroinvertebrates, driftfauna, Atlantic salmon and brown trout juveniles and smolts. – NTNU Vitenskapsmuseet Rapp. Zool. Ser 2007, 1: 1-141.

In the period 1990-2006 studies on fish biology has been performed in the river Stjørdalselva before and after hydropower regulation (Kraftverkene i Meråker, 1994). This report gives the status of the hydropower regulation and summarizes the results of studies on macroinvertebrates, driftfauna and feeding in juvenile salmon and trout, growth, densities and energetics of juvenile salmon and trout, smolt migration and smolt production. The purpose of the investigation was to document the state of the art of freshwater ecology of the river, especially the population of Atlantic salmon, and to document changes in fish populations after hydropower regulation.

The hydropower regulation have resulted in an equalization of the water flow during the year, increasing winter water flow, reducing floods and summer flow. Water temperature have increased in autumn and winter, and has been reduced in summer. Also, water quality has been changed resulting in increased humic compounds after regulation.

An increase in the densities of macrinvertebrates in the upper parts of the river, and observed changes in the composition of species were linked to effects of the regulation. In periods, the most upper part of the river get supplies of zooplankton by the power plant water from the impoundments, and zooplankton was eaten by juvenile salmon, especially the yearlings.

A significant increase in length at age was demonstrated upwards the river, and juvenile salmon in the upper part showed the best growth. Juvenile salmon had a significant better growth in the periods 1994-2000 and 2001-2006 (after regulation), compared to the period 1990-1993 (before regulation). Between year variation in growth was larger than the within year intrawatercourse spatial variation.

Juvenile salmon densities (≥1+) increased significantly during the period 1991-2006 in the unregulated river Forra and in the lower part of River Stjørdalselva, while the densities was unchanged or lower in the upper part of the river. The proportion of older (≥2) salmon was reduced in the upper part of the river during the investigation period, and we suggest that there has been a reduced habitat for older juveniles due to the regulation, resulting in lower smolt production in the upper part. The lowest levels of energy in juvenile salmon was found in the end of winter, and the highest levels was achieved only 1.5 month later. There was a decline in stored energy already from August onwards. The juveniles exhibited higher gains, but also larger losses of energy resources in the upper part compared to a lower reference site, and higher winter mortality may occur at the site most affected by the hydropower plant.

In the river Stjørdalselva numbers of Atlantic salmon smolt dominated (93 %) compared to that of brown trout smolt. The salmon smolt were on average 3.8 year old and had a total length of 121.6 mm. The smolt age was significant lower, and the length significant higher in the period after, compared to the period before regulation. Brown trout smolt were on average 3.2 years old and 148 mm total length. The median date for smolt migration (50 %) was 21. May (variation 13. May – 7. June). Average water temperature at migration was 5.9 °C, and an increase in water flow was the most important factor to explain the variation in smolt migration. An observed asynchronous migration after the regulation may have been affected by the reduced water temperature in spring.

In avarage, the salmon smolt production was 3.4 smolt per 100 m² (variation 2.1-6.5 per 100 m²). We found no significant difference in the smolt production estimate througout the investigation period (1992-2005). The smolt production in a long-term perspective is uncertain since increased sedimentary nutrient release from the impoundments still have effects on the river ecology.

Key words: river – hydropower regulation – macroinvertebrates – Atlantic salmon – brown trout – juveniles – smolt - migrations

Jo Vegar Arnekleiv, Lars Rønning, Jarl Koksvik og Gaute Kjærstad, NTNU Vitenskapsmuseet, Seksjon for naturhistorie, 7491 Trondheim
Knut Alfredsen, NTNU Fakultet for ingeniørvitenskap og teknologi, Institutt for vann og miljøteknikk, 7491 Trondheim
Ole Kr. Berg, NTNU Fakultet for naturvitenskap og teknologi, Institutt for biologi, 7491 Trondheim
Anders G. Finstad, Norsk institutt for naturforskning, Tungasletta 2, 7485 Trondheim

INNHOLD

REFERAT
ABSTRACT
FORORD ... 7
1 INNLEDNING ... 8
2 STJØRDALSVASSDRAGET ... 10
2.1 Områdebeskrivelse ... 10
2.2 Vassdragsreguleringer ... 11
2.3 Manøvreringsreglement og vannføring ... 12
2.4 Døgnregulering og uforutsette endringer i vannføring ... 14
2.5 Vanntemperatur og isforhold ... 15
2.6 Demningseffekt, vannkvalitet og gruveforurensning ... 16
2.7 Andre inngrep ... 18
3 BUNNDYR ... 19
3.1 Innledning ... 19
3.2 Metoder ... 19
3.2.1 Kvantitative prøver (Surber) ... 19
3.2.2 Kvalitative metoder (sparkeprøver - R1) ... 20
3.2.3. Artsbestemming ... 21
3.3 Resultater ... 21
3.3.1 Kvantitative prøver (Surber) ... 21
3.3.2 Kvalitative metoder (sparkeprøver - R1) ... 28
3.4 Oppsummering og konklusjon ... 31
4 DRIVFAUNA OG ERNÆRING HOS UNGFISK ... 33
4.1 Innledning ... 33
4.2 Metode ... 33
4.2.1 Drivfauna ... 33
4.2.2 Mageprøver ... 34
4.3 Resultater og diskusjon ... 35
4.3.1 Drivfauna ... 35
4.3.2 Ernæring hos ungfisk ... 40
4.4 Oppsummering og konklusjon ... 43
5 VEKST HOS UNGFISK ... 45
5.1 Innledning ... 45
5.2 Metoder ... 45
5.3 Resultater ... 46
5.3.1 Observert vekst og vekst i ulike soner ... 46
5.3.2 Vekst før og etter regulering ... 49
5.3.3 Variasjon i vekst i forhold til miljøvariabler ... 50
5.4 Diskusjon ... 50
5.5 Oppsummering og konklusjon ... 51
6 TETTHET AV UNGFISK ... 53
6.1 Metode ... 53
6.2 Resultater ... 53
6.3 Diskusjon ... 57
6.4 Oppsummering og konklusjon ... 60
7 LAKSUNGENES ENERGIINNHOLD – EN OPPSUMMERING ... 62
7.1 Innledning ... 62
7.2 Oppsummering av resultatene ... 62

7.2.1 Årsvariasjoner i totalt fettinnhold, proteininnhold og laksungenes energiinnhold . 63
7.2.2 Energiinnhold i laksunger fra øverst og nederst i Stjørdalselva ... 66
7.3 Diskusjon ... 67
7.4 Oppsummering og konklusjon ... 70
8 SMOLTUTVANDRING OG SMOLTPRODUKSJON ... 71
8.1 Metoder ... 71
8.2 Bestandsparametre hos smolt ... 74
8.2.1 Alder og lengde ... 74
8.2.2 Kjønnsfordeling ... 78
8.2.3 Ernæring ... 78
8.3 Smoltutvandring ... 79
8.3.1 Utvandringstidspunkt ... 79
8.3.2 Sjøtoleranse ... 79
8.3.3 Smoltutvandring i forhold til miljøvariabler ... 82
8.3.4 Asynkron smoltutvandring i Stjørdalselva ... 85
8.3.5 Døgnvariasjoner i utvandring ... 86
8.3.6 Smoltmodell for Stjørdalselva ... 86
8.3.7 Smolt av settefisk fra Dalåa ... 89
8.3.8 Effekter av reguleringen på smoltutvandring ... 91
8.4 Smoltproduksjon ... 93
8.4.1 Årlig smoltproduksjon ... 93
8.4.2 Smoltproduksjon, bestandsparametre og omgivelsesvariabler ... 95
8.5 Relasjoner mellom smoltproduksjon og voksen laks ... 98
8.6 Effekter av reguleringen på smoltproduksjonen ... 99
8.7 Diskusjon ... 102
8.7.1 Metode ... 102
8.7.2 Livshistorieparametre, smoltutvandring og smoltproduksjon ... 102
8.8 Oppsummering og konklusjon ... 103
9 AKTUELLE KOMPENSASJONSTILTAK ... 106
10 SAMMENDRAG ... 108
10.1 Reguleringer, fysisk-kjemiske forhold og begroing ... 108
10.2 Bunndyr ... 108
10.3 Drivfauna og ernæring ... 109
10.4 Vekst hos ungfisk ... 109
10.5 Tetthet av ungfisk ... 110
10.6 Laksungenes energiinnhold ... 111
10.7 Bestandsparametre hos smolt ... 111
10.8 Smoltutvandring ... 112
10.9 Smoltproduksjon ... 113
10.10 Effekter av reguleringen på fiskebestandene ... 114
10.11 Mulige kompensasjonstiltakt ... 115
11 LITTERATUR ... 116
VEDLEGG

FORORD

Nord-Trøndelag Elektrisitetsverk (NTE) fikk ved kongelig resolusjon 14. juli 1989 tillatelse til regulering av øvre del av Stjørdalsvassdraget og bygging av Kraftverkene i Meråker. Kraftverkene ble satt i drift våren 1994.

Laboratoriet for ferskvannsøkologi og innlandsfiske (LFI), Vitenskapsmuseet NTNU, utførte i 1984-85 fiskebiologiske og ferskvannsbiologiske undersøkelser i Stjørdalsvassdraget forut for konsesjonssøknaden. Fra og med 1990 har LFI gjennomført årlige konsesjonsbetingede undersøkelser i vassdraget. Et program for undersøkelser i Stjørsdalselva ble godkjent av Direktoratet for naturforvaltning (DN) i 1991, og undersøkelsene er seinere videreført etter overenskomst mellom DN og NTE med LFI Vitenskapsmuseet som utførende instans i perioden 1991-2001. I perioden 2002-2005 ble undersøkelsene gjennomført etter et pålegg fra DN til NTE. I 2006 ble det ikke gjennomført smoltundersøkelser, mens ungfiskundersøkelsen ble videreført etter avtale med oppdragsgiver. Undersøkelsen er i all hovedsak finansiert av NTE.

Denne rapporten er en delrapport og oppsummerer resultater fra undersøkelsesperioden 1990-2006 med data om reguleringen, bunndyr og drivfauna, ungfisktettheter og vekst, smoltproduksjon og smoltutvandring samt en vurdering av reguleringsvirkninger. Rapporten bør leses i sammenheng med delrapport 1 som omhandler voksen fisk og fangststatistikk.

Mange personer og institusjoner har i ulik grad vært engasjert i prosjektet og skal ha stor takk for innsatsen. Medarbeidere ved Vitenskapsmuseet har gjort en stor innsats for å framskaffe en unik langtidsserie av bunndyr- og fiskedata. Ole Kristian Berg har hatt hovedansvaret for undersøkelsen av energiinnhold hos laksunger og bidratt med betydelig egenforskning på denne delen. Knut Alfredsen NTNU har utført modellberegninger for smoltutvandring basert på smoltutvandringsdataene og fysiske variabler. Det har videre vært knyttet hovedfagsoppgaver opp mot prosjektet under ledelse av Jo Vegar Arnekleiv og Ole Kr. Berg. Anders G. Finstad har vært behjelpelig med statistisk behandling av vekstmaterialet og Gunnel M. Østborg, NINA, har analysert skjellprøver av voksen laks og sjøørret. Som fiskesakkyndig i skjønnet har Ingvar Korsen hatt ansvar for bearbeiding og analyse av fangststatistikken med bidrag fra Peder Fiske, NINA og Jo Vegar Arnekleiv. Fagrapportene er for øvrig utarbeidet av ansatte ved Vitenskapsmuseet, LFI, hvor Jo Vegar Arnekleiv har vært fagansvarlig for gjennomføring og rapportering av prosjektet. Torgeir Mjøen og seinere Pål Adolfsen, Stjørdalselvens Klekkeri BA, har vært lokale kontaktpersoner. Randi Pytte Asvall og Arnt Bjøru, NVE, har bidratt med henholdsvis temperaturdata og vassføringsdata. Videre har vi fått praktisk hjelp og opplysninger fra personer i NTE og NVE. Flere grunneiere og de lokale jeger og fiskeforeningene har bidratt med verdifulle opplysninger om fiske og hjelp til å samle inn skjellprøver. Vi vil også takke Bjørn Høgaas, NTE, for godt samarbeid, og ellers en stor takk til alle som har vært delaktig i prosjektet.

Trondheim, mars 2006

Jo Vegar Arnekleiv
prosjektleder

1 INNLEDNING

I forbindelse med utbyggingen av kraftverkene i Meråker ble det tidlig klart at det var behov for undersøkelser for å følge utviklingen i laks- og sjøørretbestanden med fokus på endringer i bestandene som kunne relateres til kraftutbyggingen. Med basis i gjennomførte fiskeundersøkelser på 1980-tallet i forbindelse med kraftverksplanene, har Vitenskapsmuseet NTNU foretatt årlige biologiske undersøkelser i perioden 1990-2006. De konsesjonsbetingede undersøkelsene i Stjørdalselva omhandler både voksen fisk og fangst, ungfisk, smolt, næringsdyr og vannkvalitet.

Formålet med undersøkelsene har vært å dokumentere ferskvannsbiologiske forhold med hovedvekt på laksebestanden og endringer i bestandene etter byggingen av Meråker kraftverk. Videre har det vært en målsetting å finne årsaken til eventuelle endringer og å foreslå mulige kompensasjonstiltak.

Utbyggingen har medført endringer i vannkvalitet, vannføring og vanntemperatur i Stjørdalselva. For å kunne belyse effektene av reguleringen på en art som laks med en livssyklus på opptil 7-9 år, trenger en lange tidsserier. Endringer i det fysiske miljøet, som vannføring, temperatur og erosjon/sedimentasjon, kan påvirke en rekke økologiske forhold som i sin tur kan påvirke de ulike livsstadiene hos fisk. Studier som har som mål å forstå slike økologiske sammenhenger, endringer over tid og finne årsakssammenhenger mellom ulike ledd kan kreve tidsserier over tiår. I Stjørdalselva ble ferskvannsbiologiske forundersøkelser til kraftutbyggingsplanene gjennomført i perioden 1984-1986, mens årlige undersøkelser er utført i perioden 1990-2006. Det er foretatt årlige registreringer av tetthet av laks- og ørretunger, alderssammensetning og vekst hos ungfisk, kvalitativ og kvantitativ sammensetning av bunndyr, ernæring hos laksunger, utvandring av smolt og estimering av smoltproduksjon. Årlige studier av voksen fisk har innbefattet livshistorie (smoltalder, sjøalder, vekst og kjønnsfordeling), fangster av voksen laks og sjøørret, andel oppdrettslaks og laks fra kultivering i fangstene og gytegroptellinger. I perioden 1996 -2000 ble undersøkelsene utvidet til studier av fysiologisk kondisjon (innhold av fett og proteiner) hos ungfisk gjennom året og relatert til kraftverksdrift, og det har i andre perioder vært utført delundersøkelser på vannkvalitet og begroing, drivfauna og ernæring samt undersøkelser av laksens klekketidspunkt og varighet av plommesekkstadiet relatert til temperaturendringer som skyldes kraftutbyggingen. I tilknytning til langtidsundersøkelsene har det vært gjennomført flere master-oppgaver i ferskvannsøkologi ved NTNU, bl.a om sjøtoleranse og vandringsatferd hos villaks og laks med kultiveringsbakgrunn. Resultater av disse undersøkelsene er beskrevet i en rekke rapporter og publikasjoner (bl.a Arnekleiv 1985, 1986, Arnekleiv et al. 1995, 2000, 2002, 2006, Hembre et al. 2001, Berg et al. 2006). Målet med denne rapporteringen er imidlertid å gi en oppsummering og analyse av de viktigste resultatene fra langtidsundersøkelsen 1990-2006 med vekt på generelle biologiske aspekter og reguleringsrelaterte problemstillinger. Dette gjøres gjennom to rapporter: en om voksen anadrom fisk og fangststatistikk og en rapport om reguleringen, bunndyr og drivfauna, ungfisktettheter og vekst, smoltproduksjon og smoltutvandring samt en vurdering av reguleringsvirkninger. For å kunne få en samlet kunnskap om reguleringens effekt på biologiske forhold i Stjørdalselva er det derfor nødvendig å lese begge rapportene.

I denne rapporten oppsummeres resultatene av de biologiske undersøkelsene på bunndyr og drivfauna, ungfisktetthet og vekst hos ungfisk, ungfiskens energiinnhold, smoltproduksjon og smoltutvandring samt en vurdering av reguleringens effekt på næringsdyr, ungfisk og smolt.

Stjørdalselva er ei av de viktige mellom- og storlakselvene i Trondheimsfjorden og fikk i 2003 status som nasjonalt laksevassdrag. Stjørdalselva er antatt å ha en stor og god laksebestand (DN-notat 1995), men reguleringen i 1994 ga grunn til å overvåke laksebestanden sammen med de økologiske forholdene i vassdraget, bl.a. med bakgrunn i utviklingen i laksebestanden i flere regulerte elver (bl.a. Alta og Suldalslågen). Blant annet var det av interesse å følge utviklingen i ungfiskbestanden fram til smoltifisering i forhold til endringene i vannføring og temperaturforhold som skyldtes kraftutbygginga. Endringer i lysforhold om vinteren sammen med endringer i vannføring og temperaturforhold kunne også tenkes å påvirke laksens og sjøørretens smoltifisering, smoltatferd ved utvandring, og smoltproduksjonen. Siden smolten er det nærmeste leddet til elvas lakseproduksjon, har undersøkelser omkring smoltutvandring og smoltproduksjon vært sentralt.

2 STJØRDALSVASSDRAGET

2.1 Områdebeskrivelse

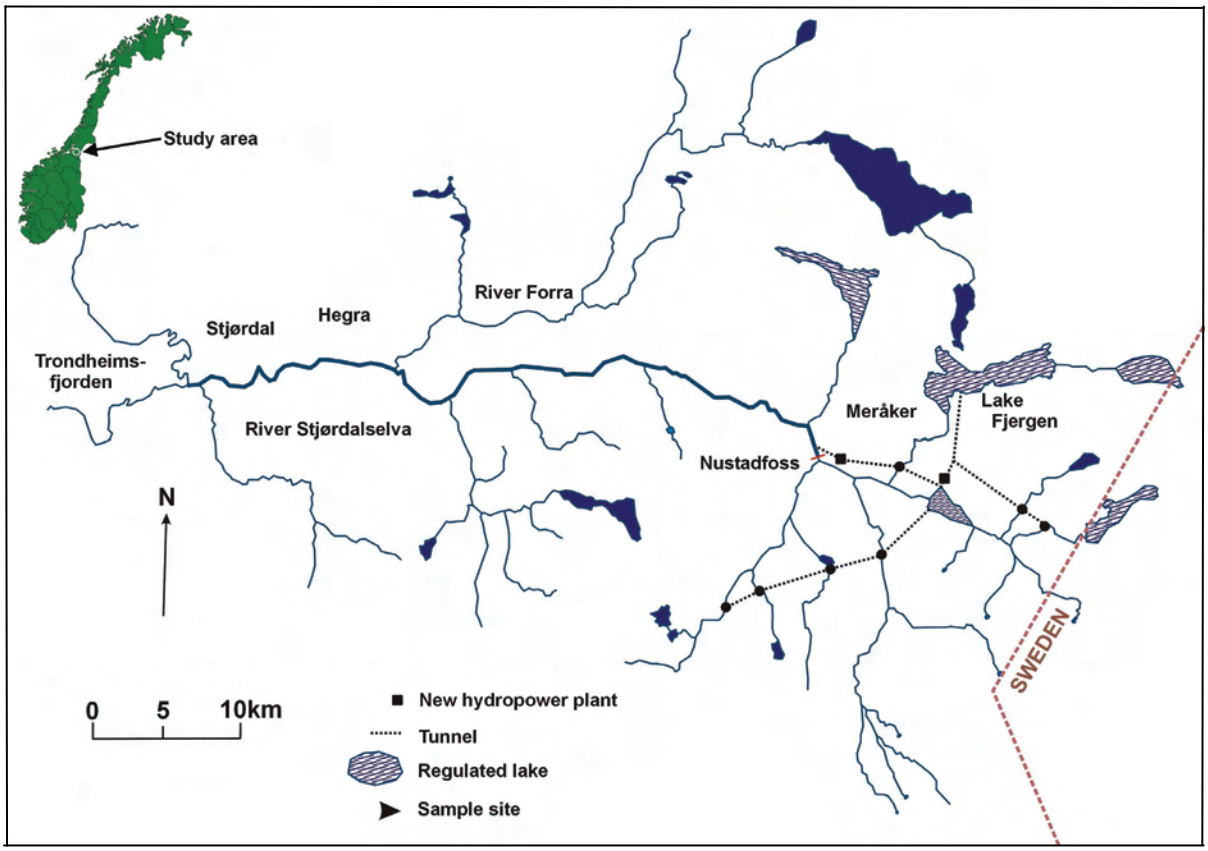
Stjørdalsvassdraget (figur 1) ligger i Nord-Trøndelag fylke og har et nedbørfelt på 2130 km^2 inkludert Forra på 612 km^2. Hovedvassdragets lengde fra svenskegrensa til Trondheimsfjorden er ca. 70 km. Stjørdalselva fra Nustadfoss i Meråker til utløpet i fjorden (50 km) er naturlig laks- og sjøørretførende og har et nokså jevnt fordelt fall på ca. 100 m. I tillegg har de største sideelvene, Forra og Sona oppgang av laks og sjøørret. Storfossen i Forra og Sonfossen i Sona danner oppgangshindre i disse elvene etter henholdsvis ca. 13 km og 6 km fra samløp med Stjørdalselva. Av mindre sideelver har Leksa, Gråelva (Hegra), Mølska, Gudåa og Funna oppgang av sjøørret.

I Stjørdalselva består elvebunnen mest av grus og stein. Fra Nustadfoss til Gudå, og fra Hegra til utløp i sjøen, flyter elva rolig, omkranset av løvskog og jorder i et flatt kulturlandskap. På strekningen mellom Gudå og Flornes er dalen trang, elva er smalere og har større vannhastighet i et elveleie preget av stor stein og blokk. Elva veksler ellers mellom slake strykpartier og roligere kulper. Elva er jevnt over 0,5 til 1,5 meter dyp på strykstrekningene utenom hølene.

Typisk vannføringsbilde for Stjørdalselva er en vårflom i mai-juni og en noe mindre høstflom i september-oktober. Årlig middelvannføring ved utløp sjøen er 79 m^3/s.

Laks (*Salmo salar*) er den dominerende fiskearten på den anadrome strekningen og laksen kan uten problemer vandre fra sjøen til Meråker hvor Nustadfossen stopper videre oppvandring. Ørret (*Salmo trutta*) forekommer både som stasjonær elvefisk (brunørret) og anadrom form (sjøørret). Ørreten utgjør om lag 10 % av både ungfisktettheter og oppfiska kvantum voksen fisk i Stjørdalselva (Arnekleiv et al. 1995). Foruten ørret og laks er det registrert elveniøye (*Lampetra fluviatilis*), havniøye (*Petromyzon marinus*) og skrubbe (*Platichtys flesus*) i Stjørdalselva opp til Forra. Trepigget stingsild (*Gasterosteus aculeatus*) og ål (*Anguilla anguilla*) er registrert i hele elva opp til Meråker.

En nærmere beskrivelse av vassdragets topografi, geologi, klima og en mer detaljert vassdragsbeskrivelse finnes i Arnekleiv og Koksvik 1980 og Arnekleiv 1985. Stjørdalsvasdraget er videre grundig beskrevet i Verneplan for vassdrag III (NOU 41-45,1983). Sidevassdragene Forra og Sona ble vernet mot kraftutbygging gjennom verneplan III i 1986, og Stjørdalsvassdraget er valgt ut som ett av flere nasjonale laksevassdrag (NOU 1999:9). Det er laget egen driftsplan for Stjørdalsvassdraget (Mjøen 1999).



Figur 1. Kartskisse av Stjørdalsvassdraget med angitte vassdragsrguleringer

2.2 Vassdragsreguleringer

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 Litle-kjerringåa, er overføret til tilløpstunnellen til Tevla pumpekraftverk. Overføringene fra sørsida av Tevla består av Torsbjørka, Fossvatna og Dalåa som er overført til magasin Tevla.

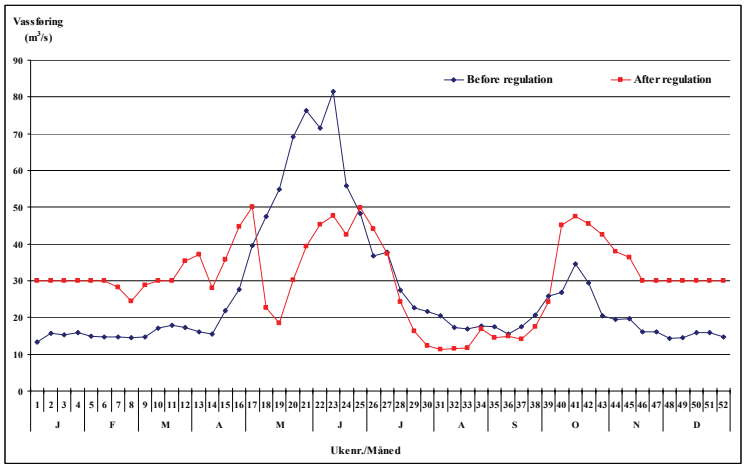
Magasin Fjergen er hovedmagasin med reguleringsgrenser mellom LRV 498,0 og HRV 514,0. Magasin Tevla er inntaksmagasin både for Meråker kraftverk og Tevla pumpekraftverk og kraftverkene har en samlet netto produksjon på 590 GWh. Meråker kraftverk har to turbiner; en med maksimal slukeevne 25 m^3/s og en med slukeevne 11 m^3/s. Videre er kraftverket utstyrt med en forbislippingsventil som skal sikre en minstevannføring i Stjørdalselva nedstrøms samløp Funna på 9,5 m^3/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 pumpe-kraftverk. Funna kraftverk, som utnytter fallet i Funna fra Funnsjøen (slukeevne 3 m^3/s), består og er nå under opprusting. 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.

2.3 Manøvreringsreglement og vannføring

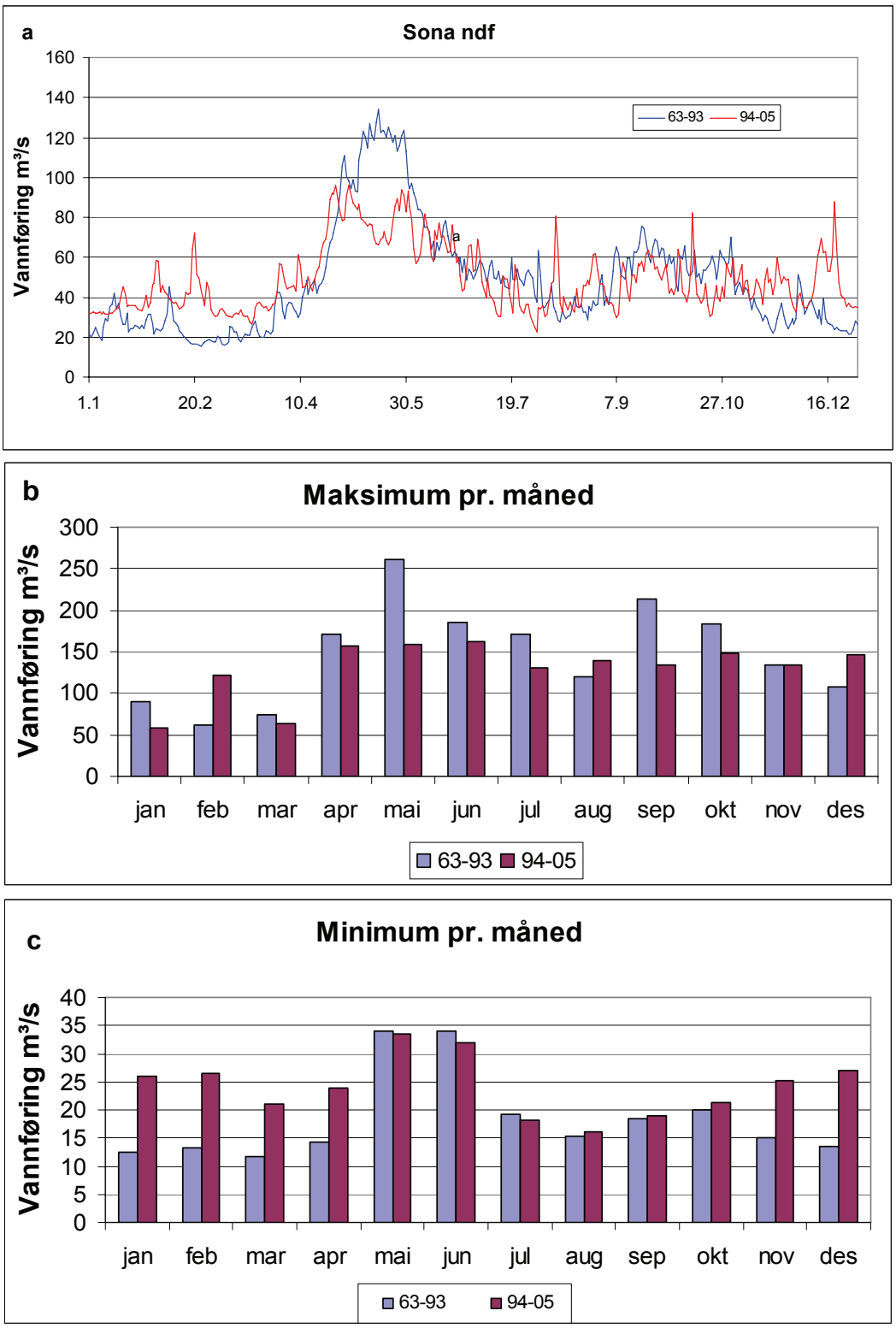
Vannføringsforholdene i Stjørdalselva er bra dokumentert med målestasjoner ved Hegra, samløp Funna (etter 1994), i Dalåa (Trøafoss) og i Forra, men det finnes ingen samlet framstilling av hydrologi i vassdraget før og etter siste utbygging. Det er imidlertid foretatt simulerte vass-føringer før/etter utbygging basert på ukemidler. Disse viser i grove trekk at vintervannføringen etter utbygging er økt vesentlig, at flomtoppene er redusert i størrelse og hyppighet og at som-mervannføringen er redusert (figur 2). Nedstrøms samløp Sona har NVE beregnet vannføring (døgnmiddel) basert på målte verdier ved bl.a Nustadfoss og Hegra i perioden før regulering (1963-1993) og etter regulering (1994-2005). Disse viser i store trekk de samme endringer som simulerte verdier, og at endringene i vannføring er betydelige også på dette punktet, ca. 32 km nedstrøms Nustadfoss og etter at uregulerte Sona er inkludert (figur 3a). Hydrologiske indeks-verdier for maksimum vannføring pr. måned viser at maksimumvannføringene (flomtoppene) er redusert i alle måneder utenom desember, februar og august, og at reduksjonen er størst i mai og september (figur 3b). Minimumsvannføringene har økt kraftig i månedene november til april, i gjennomsnitt 47 % (figur 3 c).

Etter utbyggingen har det vært et midlertidig manøvreringsreglement for vassdraget i perioden 1994 – 2000. I Stjørdalselva nedstrøms samløp Funna skal vannføringen aldri gå under 9,5 m³/s, noe som er sikret ved en forbislippingsventil i Meråker kraftverk i tilfelle driftsstans. Videre sier manøvreringsreglementet: ”Alle endringer i vannføringen skal skje ved myke overganger. Spesiell forsiktighet må utvises ved reduksjon av vannføringen for at fisk i elveprofilets ytterkant skal få tid til å trekke inn mot sentrum. I samråd med fiskeinteressene kan det innenfor reglementet avtales slipping av lokkeflommer etter behov.” Det er videre bestemmelser om at fra isleggingen begynner skal vannføringen i Stjørdalselva være mest mulig konstant eller jevnt synkende og ikke over 30 m³/s. I april 1997 fikk NTE en midlertidig tillatelse av OED til å øke vintervannføringen inntil 40 m³/s under forutsetning av at vannføringen ikke ble økt mens det var is i elva. Tillatelsen gjaldt til slutten av prøveperioden, dvs tom vinteren 1998-99. Isforholdene i elva ble overvåket i denne perioden (Asvall 2000b). Videre i reglementet er det bestemt at tapping fra Fjergenmagasinet til kraftproduksjon i Tevla pumpekraftverk og Meråker kraftverk skal innstilles fra 1. mai eller seinest fra vårflommens begynnelse etter denne dato. Tappingen kan igjen starte når vannstanden i Fjergen er kommet opp til kote 512 eller seinest fra 1. august.

Etter et prøvereglement i seks år, har NVE overfor Olje- og energidepartementet (OED) innstilt på et fast reglement for elvene ovafor Nustadfoss. Innstillingen på minstevannføringer er slik: Tevla 0,2 m^3/s hele året, Torsbjørka 0,1 m^3/s hele året, Dalåa 0,5 m^3/s (vinter), 0,8 m^3/s (sommer). I tillegg har NVE innstilt på en vintervannføring i Stjørdalselva på inntil 40 m^3/s og en minstevannføring på 9,5 m^3/s. Innstillingen er pr. dato ikke godkjent i OED.



Figur 2. Vannføring (simulerte) før/etter utbygging ved samløp Funna basert på 50-prosentil verdier (Data fra NTE)

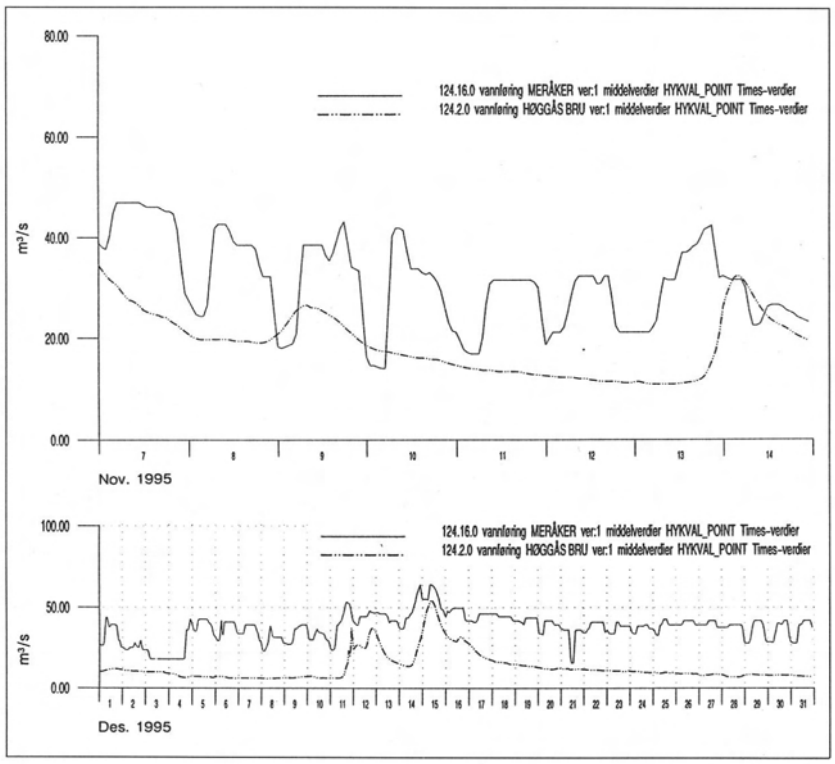


Figur 3. Vannføring (døgnmiddelverdier) i Stjørdalselva nedstrøms samløp Sona i en periode før (1963-1993) og etter (1994-2005) regulering **a,** hydrologisk indeks for maksimumsvannføring pr. måned for samme periode **b**, og hydrologisk indeks for minimumsvannføring pr. måned **c** Data fra NVE, bearbeidet av Knut Alfredsen, NTNU.

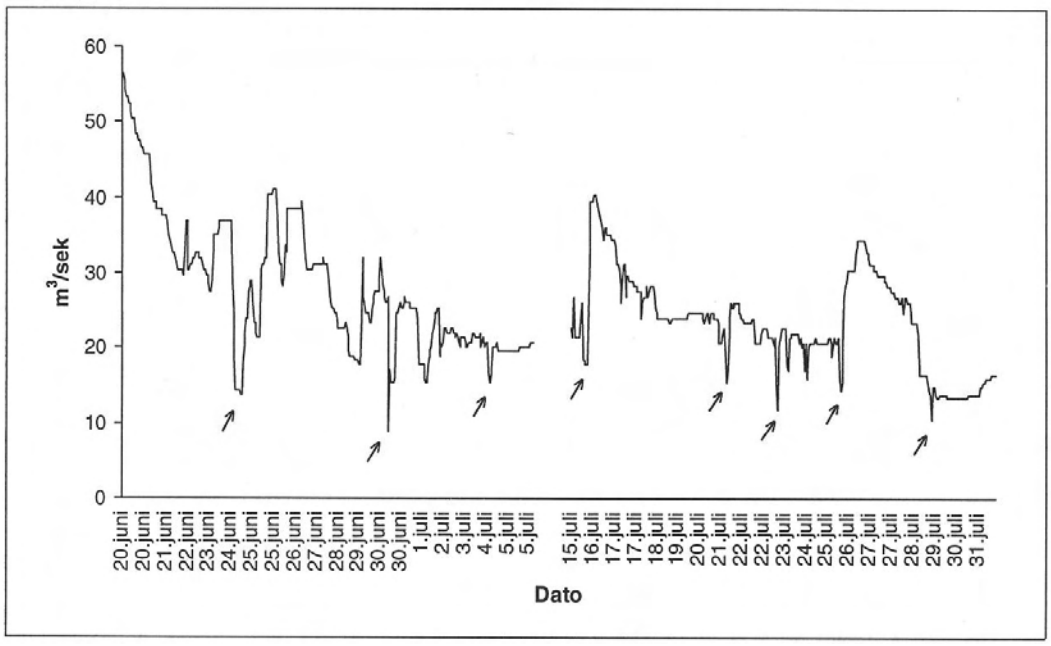
2.4 Døgnregulering og uforutsette endringer i vannføring

I 1994 og 1995 ble det i lange perioder kjørt døgnregulering av Meråker kraftverk, noe som medførte raske endringer i vannføringa i Stjørdalselva (figur 4). I disse periodene, som vesentlig forekom i vinterhalvåret, kunne døgnvariasjonene i vannføring etter samløp Funna være 7 – 24 m³/s i døgnet, og vannføringsreduksjonen kunne være >20 m³/s i løpet av 1-2 timer. Effektene av de raske vannføringsendringene ble ikke studert spesielt, men fra forsøk i Alta og Nidelva, og fra et forskningsprosjekt om effektregulering av elver finnes en del kunnskap om virkninger på ungfisk av laks, bl.a dødelighetstall som følge av stranding (Hvidsten 1985, Arnekleiv et al. 1994, Jensen og Koksvik 1992, Forseth et al. 1995, Saltveit et al. 1999, Halleraker et al. 2003).

Fra juni 1996 har kraftselskapet, etter overenskomst med fiskeinteressene og forvaltningen, vært innstilt på en jevnest mulig drift av Meråker kraftverk. Det har likevel vært større og mindre uforutsette variasjoner i vannføringen. Sommeren 1998 førte nettutfall ved separatdrift mot Meråker Næringspark (tidligere Meraker Smelteverk) til mange raske og til dels store fall i vannføringen (figur 5). Det ble registrert vannføringsreduksjoner på opptil 24 m³/s i løpet av meget kort tid (reduksjon i vannføring fra 36-12 m³/s). Det er ikke foretatt registreringer av hvor stor vannstandsreduksjon dette medfører eller hvor store arealer som ble tørrlagt ved de ulike hendelsene. Ut fra størrelsen og hastigheten på vannføringsreduksjonene og kunnskap om stranding er det imidlertid utvilsomt at disse hendelsene har medført strandingsdødelighet. Det er videre uklart om slike raske fall i vannføringen kan kompenseres ved bruk av forbi-slippingsventilen i kraftverket. Denne er kun tenkt benyttet for å sikre minstevannføringen, og det vil uansett ta en viss tid fra vann slippes i avløpstunnelen til det når lakseførende strekning (ca. 2 km). I tillegg til slike større vannføringsendringer er det observert små og kortvarige vannstandsfluktuasjoner på noen få cm i enkelte perioder (egne observasjoner, Torgeir Mjøen pers. medd.). Dette har blitt betegnet som "flimmer" i vannføringen uten at vi er kjent med årsaker til slike små vannstandsfluktuasjoner. Selv om regulanten er innstilt på å unngå episoder med raske vannføringsendringer, viser erfaringene både fra Meråker kraftverk og fra andre regulerte vassdrag (eks. Alta) at det av og til kan oppstå problemer med nettutfall og driftsproblemer ved kraftverk.



Figur 4. Eksempel på vannføring i Stjørdalselva grunnet døgnregulering i Meråker kraftverk. Vannføringa i uregulerte Forra er lagt inn for sammenligning (Data fra NVE).

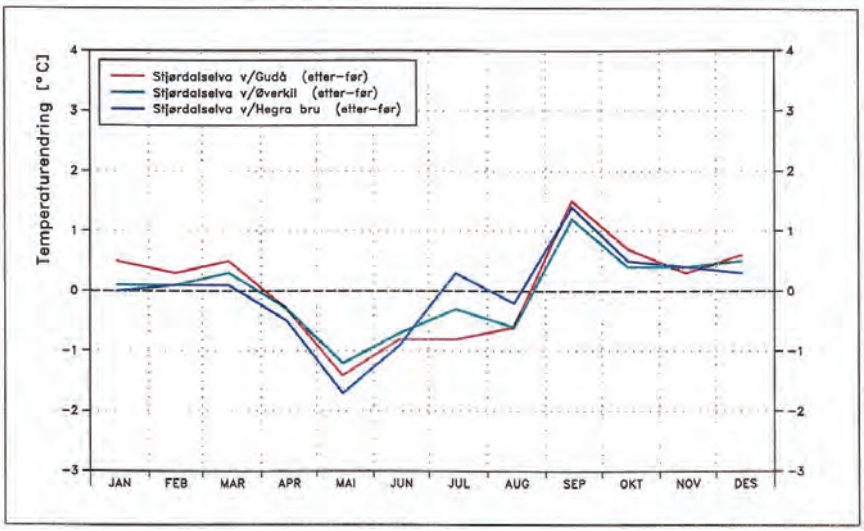


Figur 5. Vannføring i Stjørdalselva etter samløp Funna i juni-juli 1998. Pilene viser raske vannføringsreduksjoner etter utfall av Meråker kraftverk.

2.5 Vanntemperatur og isforhold

NVE, Hydrologisk avdeling har opprettet en rekke målepunkter for vanntemperatur i Stjørdalsvassdraget, og temperatur- og isforholdene er godt beskrevet både før og etter reguleringen (Asvall 1995, 2000, 2001). Driften av Meråker kraftverk har ført til økt vanntemperatur om høsten og vinteren og lavere temperatur om våren og sommeren (figur 5). I middel er reduksjonen i vanntemperaturen størst i mai-juni, med ca. 2 °C kaldere vann etter utbyggingen, og økningen er størst i september med ca. 1,5 °C varmere vann etter utbygging øverst i elva. Virkningene avtar nedover elva. Om vinteren er vanntemperaturen blitt høyere, i middel 0,5 °C i øvre del av elva. Når det er kaldt i lufta avkjøles vannet raskt, men ved mildvær tar det lengre tid, og den høyere vintertemperaturen er merkbar lenger nedover elva (Asvall 2001). Størrelsen på temperaturendringene særlig sommer og høst er bestemt av de meteorologiske forholdene (normal nedkjøling) og driften av kraftverket. Endringene er størst øverst i elva, fra Meråker og nedover til Øverkil.

På grunn av en jevnt høyere vintervannføring og høyere vanntemperatur etter siste regulering, går Stjørdalselva nå mer åpen nedstrøms Nustadfoss om vinteren, og er stort sett åpen ned til Gudå. Også nedstrøms Gudå er det vanlig at elva går åpen uten isproduksjon ned til Meådal, på kalde dager bare ned til Renå. Herfra og ned til Flornes, og videre nedover til Forra dannes det mer bunnis og sarr enn før regulering i middels til streng kulde (Asvall 2001, Boe 2001, Carl A. Boe pers. medd.).



Figur 6. Temperaturendringer i Stjørdalselva etter utbygging av Kraftverkene i Meråker. Midlen av differanser mellom utvalgte månedsmidler før og etter igangsetting av Meråker kraftverk. (Data fra NVE, Asvall 2001).

2.6 Demningseffekt, vannkvalitet og gruveforurensning

Utbyggingen av kraftverkene i Meråker medførte en tilleggsoppdemming på 5,6 m i Fjergen, og en tilleggssenking på 2,8 m i forhold til tidligere regulering. I Tevla ble det etablert et kunstig magasin (Tevlamagasinet/Grønbergdammen) med reguleringshøyde 8,5 m. De neddemte områdene bestod hovedsakelig av myr rundt Fjergen og gran og bjørke-skog med noe myr i Tevla. Det er godt dokumentert at når store arealer demmes ned og deretter utsettes for varierende vanndekke og tørrlegging gjennom regulering, vaskes næringssalter og humus ut av jordsmonn og myr. Dette medfører en økt produksjon av plante- og dyreplankton som i sin tur gir en økt fiskeproduksjon (demningseffekt) (Elgmork 1970, Jensen 1982, Koksvik 1993). En slik demningseffekt kan vare i noen få år hvis neddemte arealer har et tynt, magert jorddekke (ofte ved høyfjellsmagasiner), og i flere tiår dersom neddemt areal består av myr eller jord av stor mektighet (eks. Nesjømagasinet, jf. Jensen 1988, 1993). I Fjergen vil en i tillegg til effekten av utvasking av neddemte arealer også regne med utvasking av tidligere sedimenterte masser under laveste regulerte vannstand (LRV) ved at en fikk en ytterligere senkningsregulering.

Undersøkelser både i Tevla og Skurdalsvolldammen (Brodtkorb et al. 1995) bekrefter at en fikk en slik demningseffekt i Tevla, og fiskebiologiske undersøkelser i Fjergen i 2000, sju år etter siste tilleggsregulering, indikerte en fortsatt demningseffekt i Fjergen. Blant annet var biomassen av zooplankton i august mer enn dobbelt så høy i 2000 som før siste regulering (1984) (Koksvik & Arnekleiv 2001).

Næringssalter som vaskes ut av reguleringssona vil raskt bli omsatt i biologisk produksjon siden mengden fosfor og dels nitrogen vanligvis er begrensende for produksjonen i ferskvann. Det er også vist at slik utvasking kan medføre økt innhold av næringssalter i elvevatnet nedstrøms magasinet/kraftverket, som i Orkla (Hvidsten et al. 2004), og det er videre antatt at dette har resultert i en gjødslingseffekt i Orkla. Forsøk på gjødsling (tilført fosfor og nitrogen) i næringsfattige elver for å øke fiskeproduksjonen er utført bl.a i Litjvasselva og Klubbvasselva i Vefsna, og ga økt begroing, økt tetthet av bunndyr og økt tilvekst hos laksunger (Johnsen et al. 1991, 1997).

I Stjørdalselva er det ikke utført vannkjemimålinger som viser innholdet av næringssalter i vannet før/etter regulering, men innholdet av humus økte etter regulering og var høyest i øvre del av elva etter regulering (Arnekleiv et al. 2000). Det er derfor rimelig å anta at en også i Stjørdalselva har fått en økning i innholdet av næringssalter etter regulering, og ut fra data om situasjonen i magasinene er det trolig at denne effekten fortsatt vedvarer. Begroingsundersøkelser foretatt av Reinertsen (1998) viste stor forekomst av alger i Stjørdalselva ved Meråker og kvalitative forskjeller i algesammensetning i forhold til stasjoner lenger opp i vassdraget. Dominerende arter var *Microspora amoena, Lemanea fluviatilis* og *Bulbochatae* sp., og også innslag av *Didymosphaenia geminata* ble registrert i dette området. Følgelig dominerte flere typiske kaldvannsarter algefloraen i Meråker sentrum sommeren 1997. Dette settes i sammenheng med reguleringen og utslipp av kaldt vann fra kraftstasjonen (jf. Reinertsen 1998). Hvor langt nedover Stjørdalselva en har effekt av kraftverksvannet på algebegroingen vet vi ikke, og heller ikke de mengdemessige endringene i begroingen etter reguleringen.

Mengden bunndyr økte i øverste del av Stjørdalselva, samtidig skjedde det en endring i artssammensetningen. Endringene er satt i sammenheng med reguleringseffekter ved økt utvasking av humus og næringssalter og en økning i begroing og antatt økning i sedimentasjon i Stjørdalselva (Arnekleiv et al. 2000).

I fjellområdene i Meråker har det vært gruvedrift fra 1700-tallet til ca. 1920 hvor en hovedsakelig har tatt ut kobbermalm. Avrenningen fra gruveområdene i Meråkerfeltet påvirker fortsatt vannkvaliteten i Torsbjørka og Gilsåa-Dalåa i betydelig grad. Det ble også påvist forhøyede tungmetallkonsentrasjoner i Stjørdalselva nedenfor Meråker i forhold til naturtlig bakgrunnsnivå (Iversen et al. 1998). Det er utført undersøkelser på både begroing, bunndyr og fisk i sideelvene oppstrøms Nustadfoss og som belyser effekter av avrenningen på biologisk liv (Iversen et al. 1998, Reinertsen 1998, Arnekleiv et al. 2002). De største tungmetalltilførslene til Torsbjørka kommer via Skakkerbekken (også kalt Gruvebekken) og Mannlibekken som kommer inn i Torsbjørka nedafor inntaket til overføringstunnelen. 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, har også vært over det nivået som ga skader på spesielt døgnfluefaunaen i Gaula (48 ug Cu/l), og bunndyrundersøkelser viste klare forurensningseffekter på bunndyr i hele Torsbjørka nedenfor inntaket (redusert tetthet og artsmangfold), og med størst negativ effekt ned til Mannseterbakken. 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). Også andre fiskeundersøkelser på ørret og utsatte laksunger peker på skadelige effekter av tungmetalltilførslene (Arnekleiv et al. 2002). Reguleringen med bygging av kraftverkene i Meråker og overføringer har en betydelig innvirkning på vannkvaliteten i enkelte elveavsnitt. To rapporter fra NIVA og en rapport fra Vitenskapsmuseet NTNU konkluderer med at den nye Meråkerreguleringen sannsynligvis har medført høyere belastning av tungmetaller, særlig kobber i Torsbjørka ved at 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, Arnesen & Iversen 2000, Arnekleiv et al. 2002).

I Dalåa ligger de største forurensningskildene ovafor overføringspunktet, og Dalåa får tilskudd av godt bufret vann fra Kvernskardelva, også ovafor overføringspunktet. Omfattende undersøkelser på bunndyr, ørret og utsatte laksunger nedafor overføringspunktet har ikke påvist noen skadelige effekter av tungmetaller på bunndyr eller fisk (Arnekleiv et al.

2002). Utsettingsforsøkene med laksunger i Dalåa har vist positive resultater der elva produserer utvandringsklar laksesmolt. Men også Dalåa har noe forhøya kobberverdier i forhold til naturlig bakgrunnsnivå. Jernutfelling i elvegrusen ved vanninntaket til Stjørdalsvassdragets klekkeri rett oppstrøms Nustadfossen medførte flere episoder med dødelighet på fisken i klekkeriet. Betydningen av eventuelt tungmetallholdig sig fra grunnen fra gamle oppredningsverk og Meråker smeltehytte er ikke vurdert, og det knytter seg fortsatt usikkerhet til om forurensningstilførsler (eksempelvis ved blandsoner) kan ha noen betydning for lakseproduksjonen helt øverst i anadrom strekning.

2.7 Andre inngrep

I Stjørdalselva er det de seinere år foretatt tverrprofilmålinger som viser at elva har senka seg 0,5 – 2 meter siden 1925 (referert i Mjøen 1999). Årsakene til senkningen er dels naturlig elveerosjon og dels menneskelige inngrep. Eksempelvis er det foretatt en rekke forbygginger mot erosjon i sidene og utretting av elveløpet flere steder, bl.a i forbindelse med vei- og jernbanebygging og jordvern. Slike inngrep har imidlertid vært av mindre omfang det siste tiåret. I tillegg er det tatt ut store mengder grus fra elva, mest i nedre deler, og størst mengde på 1980-tallet. Det er registrert særlig stor bunnsenkning oppstrøms de store grusuttaksstedene i elva (Stjørdal kommune 1991). Det årlige grusuttaket er betydelig redusert etter 1989. Inngrep som elveutretting, forbygging, kanalisering og grusgraving vil bidra til at vannhastigheten øker og at elvas "energi" i større grad blir kanalisert i vertikalplanet mot bunnerosjon i stedet for i horisontalplanet mot dannelse av nye elveløp (jf. Dahl og Godtland 1995). Bunnsenkning i Stjørdalselva er sannsynligvis en viktig årsak til blottlegging av leire flere steder på hele strekningen fra sjøen til Meråker. Leirflatene har vært spesielt godt synlige og lette å registrere fra helikopter under de årlige gytegroptakseringene på lav vannføring på høsten. Også på elvebredden har vi noen steder registrert endringer i blottlagt areal/bunndekke av stein i undersøkelsesperioden (1990-2006). Dette vil delvis være naturlige prosesser i elvas morfologi over tid. Imidlertid konkluderer en undersøkelse fra Gaula (Arnekleiv & Rønning 1997) med at endringer i bunnsubstratet som følge av grusgraving har hatt en negativ virkning på oppvekstområder for laksefisk og ungfiskens næringsgrunnlag.

Det har også vært enkelthendelser som har tilført sedimenter på kortere strekninger i Stjørdalselva. Et større jordras gikk ut i Stjørdalselva nedenfor Meådal i august 2000, og slam fra brubygging i Meråker sentrum i 1993 tilførte sedimenter helt øverst i elva. Også spyling av tunellene før oppstart av kraftverket tilførte sedimenter helt øverst i elva. Disse hendelsene kan ha hatt lokal, og tidsbegrenset effekt på biologiske forhold, men våre data gir ikke grunnlag for å anta at de har hatt vesentlig innvirkning på fiskebiologiske forhold.

I perioden 2002 – 2005 gjennomførte NVE omfattende sikringsarbeider av Smemobekken og Stjørdalselva mot kvikkleireskred ved Kråkstadmarka, Meråker kommune. På en ca 1,5 km strekning av Stjørdalselva fra Flåan bru til Nesan ble elvesenga og sidene plastret med grov stein. Over et kortere parti (Rashølen) ble elvesenga fylt opp flere meter med steinmasse. Tiltaket synes å ha hatt negative effekter for utbredelsen av gyteplasser i området, men sannsynligvis virket positivt for ungfiskbestanden i området (Koksvik et al. 2003).

3 BUNNDYR

3.1 Innledning

Bunndyr utgjør en viktig komponent i elveøkosystemet gjennom omsetning av organisk materiale og ved at de selv er næring for ulike organismer. De utviser stor variasjon i tilpasninger til rennende vann og utnytter et vidt spekter av habitater. I forbindelse med regulering av elver vil vannføringen endres og påvirke en rekke faktorer som igjen kan modifisere bunndyrenes habitater.

En redusert vannføring vil på sikt gi økt begroing, og gjennom fravær av spyleflommer, redusere porøsiteten i substratet. Dette vil føre til endringer i bunndyrsamfunnet (Raddum et al. 2006). Under slike forhold er det påvist en økning i tetthet av bunndyr og en forskyvning i artssammensetningen mot arter med liten kroppsstørrelse som for eksempel fjærmygg og steinfluer innen slekta *Amphinemura* (Raddum et al. 1991, Arnekleiv et al. 2002). Selv om tettheten av små former øker trenger ikke den totale biomassen av bunndyr å øke dersom tettheten av store former reduseres gjennom tiltetting av hulrom i bunnsubstratet. Ved en redusert vannføring kan dessuten store produksjonsarealer gå tapt. Det er også funnet en økning i andel algespisere (Arnekleiv et al. 1997) og strømsvake arter (Arnekleiv et al. 2002). Raddum & Fjellheim (2005) avdekket en fremskynding i klekketidspunkt på 1-2 måneder for arten *Baetis rhodani* pga. temperaturøkning i en elv der vannføringa var redusert.

Økt vannføring kan forårsake en reduksjon i biomassen av bunndyr (Raddum 1978), men det finnes også tilfeller der det ikke er påvist reguleringseffekter (Arnekleiv 1994). Raske fluktuasjoner i vannføring som følge av effektkjøring har vist seg å ha svært negative følger for bunndyrsamfunnet i de periodevis tørrlagte områdene (Hvidsten & Koksvik 1983, Harby et al. 2004).

Utjevnet vannføring kan medføre mange av de samme effektene som ved en redusert vannføring. I Stjørdalselva har den utjevnete vannføringa gitt en tetthetsøkning særlig av mindre former, trolig som følge av tiltetting av hulrom i substratet og økt begroing etter reguleringa i 1994 og fram til 1998 (Arnekleiv et al. 2000, Arnekleiv & Kjærstad 2003). I denne rapporten sees disse resultatene i sammenheng med prøver tatt i 2001-02 og 2005.

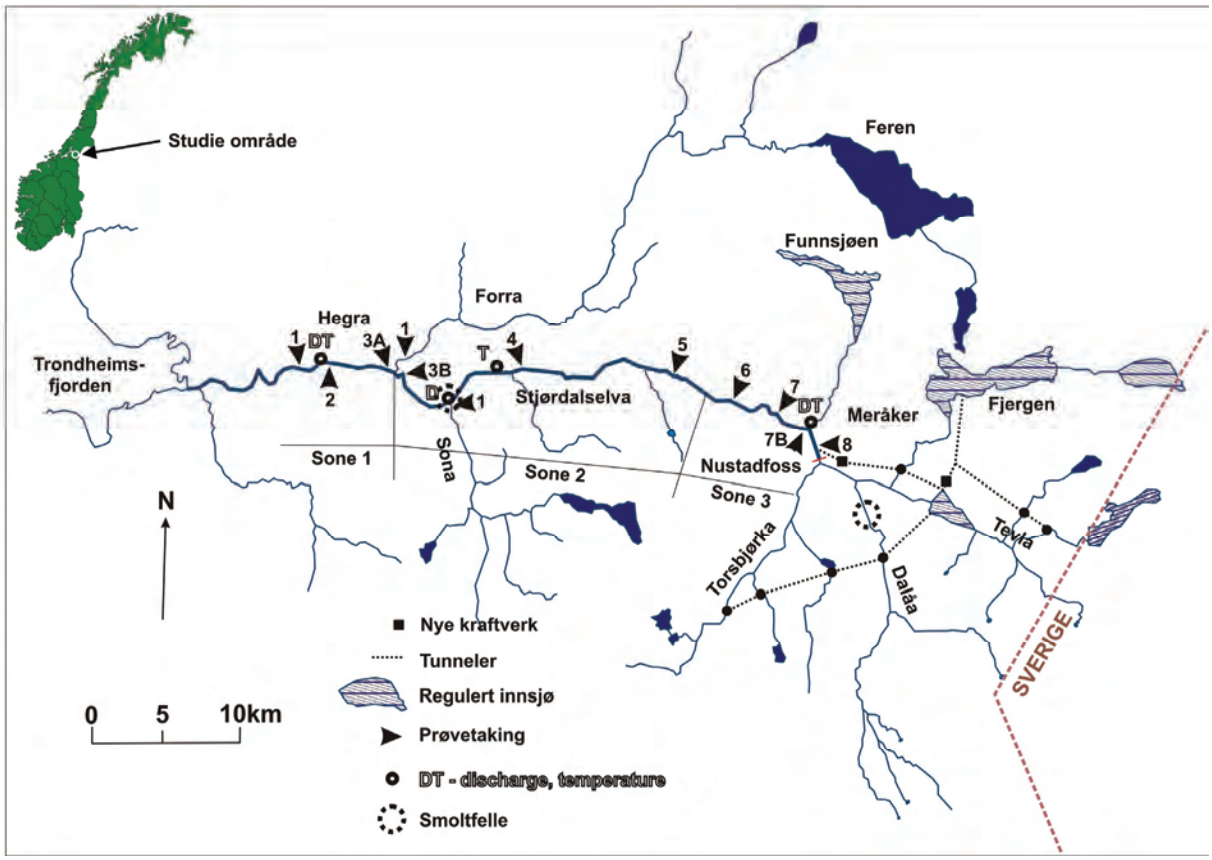
3.2 Metoder

3.2.1 Kvantitative prøver (Surber)

Kvantitative prøver ble tatt med en modifisert Surber-sampler som dekket et areal på 0,148 m^2 og hadde en håvpose med maskevidde på 0,5 mm. Ved hver innsamlingsrunde ble det tatt fem parallelle prøver på hver stasjon. Innsamling ble foretatt på stasjon 6, ved Gudå, og stasjon 8 like nedstrøms Nustadfoss i perioden 1991-1998 (figur 7). Dette er rapportert tidligere (Arnekleiv et al. 2000). I tillegg har vi tatt prøver i 2001, 2002 og 2005 på de samme stasjonene. I de fleste årene er det tatt prøver vår, sommer og høst, men i denne rapporten vil vi fokusere på vårprøvene (tatt i april/mai) i perioden 1991-2005 fordi de er mest komplette og dessuten i samsvar med hovedtrekkene i året sett under ett. For vårfluer mangler imidlertid vårprøvene fra 1995.

3.2.2 Kvalitative metoder (sparkeprøver - R1)

De kvalitative prøvene ble samlet inn ved hjelp av en håv med ramme på 25 x 25 cm og en påmontert håvpose med maskevidde på 0,5 mm. I perioden 1991-1998 ble det tatt prøver på stasjon 1-8 med tre stasjoner innenfor hver av de tre sonene elva ble inndelt i (se figur 7). Det ble også tatt sparkeprøver (R1) i flere av årene etter 1998, men i forbindelse med et annet delprosjekt på næringstilgjengelighet og ernæring hos laksunger. Her ble det kun prøvetatt 1-2 stasjoner innenfor hver sone slik at verdien av disse prøvene i forhold prøvene fra perioden 1991-98 er noe begrenset. Vi finner det likevel riktig å kommentere hovdetrekkene også i dette materialet. For å sammenligne med de kvantitative prøvene vil resultater fra vårprøvene (april/mai) bli presentert.



Figur 7. Kartskisse av Stjørdalsvassdraget hvor lokaliteter for bunndyrprøver og el-fiskestasjoner er angitt.

3.2.3. Artsbestemming

Flere personer har opp gjennom årene vært involvert i artsbestemming og materialet har i noen grad blitt bestemt til ulikt taksonomisk nivå. Dette har medført at vi i noen tilfeller har slått sammen to arter og presentert dem som for eksempel *Baetis muticus/niger* eller slått sammen flere arter og presentert dem på slektsnivå. Bilde 1- 3 viser et utvalg bunndyr.

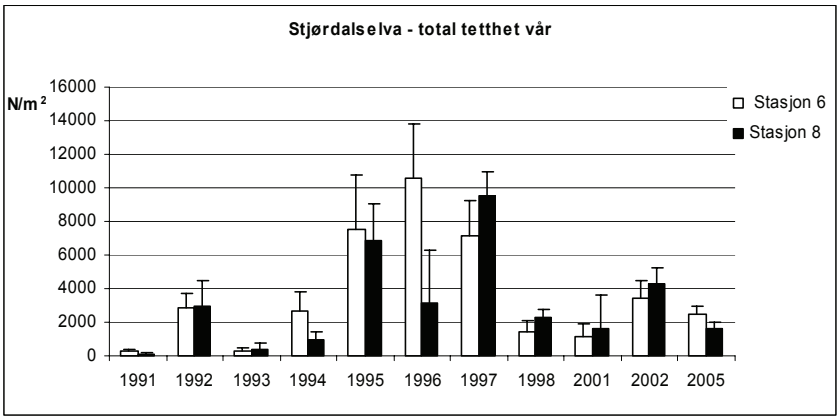
Bilde 1-3. Vårfluelarve (venstre), steinfluelarve under klekking til voksent insekt (midten), og døgnfluelarve. Foto: Jo Vegar Arnekleiv©

3.3 Resultater

3.3.1 Kvantitative prøver (Surber)

Total tetthet

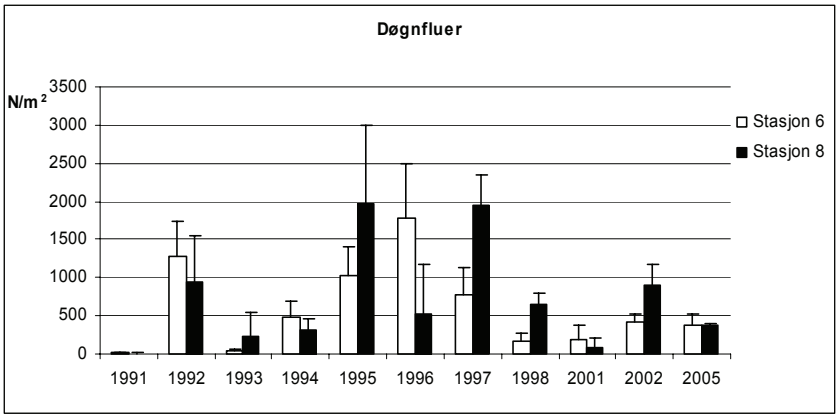
Antall individer per m^2 for bundyrsamfunnet sett under ett viste en klar økning de første årene etter regulering (1995-97), for deretter å ligge på et noe lavere nivå i de undersøkte årene i perioden 1998-2005 (figur 8). Tetthetene i den siste perioden var imidlertid ikke signifikant høyere enn i årene før regulering på noen av stasjonene (tabell 1).



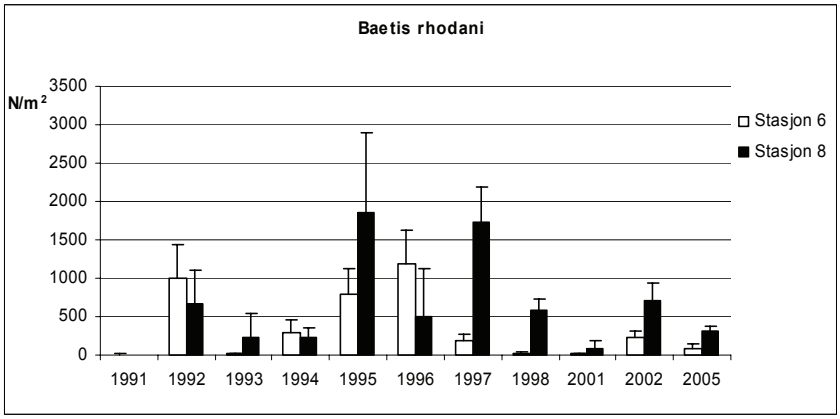
Figur 8. Gjennomsnittlig antall individer/m^2 (total tetthet) av bunndyr fra vårprøver på stasjon 6 og 8 i Stjørdalselva i perioden 1991-2005.

Døgnfluer

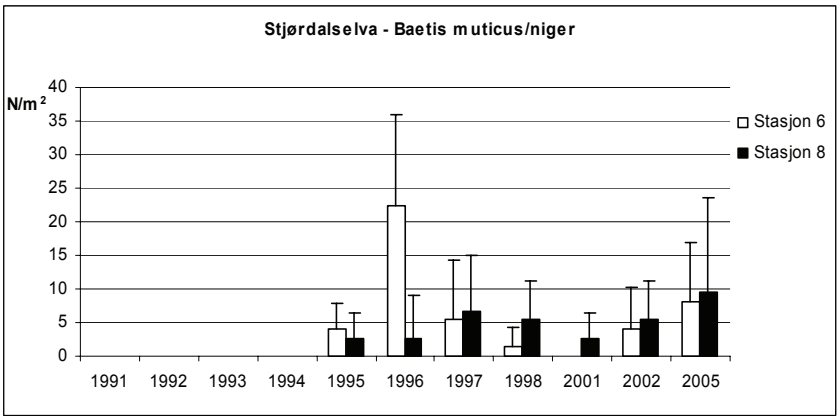
På gruppenivå hadde døgnfluene de høyeste tetthetene i årene like etter regulering (1995-1997), mens det var stor variasjon i tetthet mellom år før regulering (figur 9). Etter 1997 gikk tettheten ned mot et lavere nivå, og den var ikke signifikant forskjellig før regulering (tabell 1). Mellom de enkelte artene ble det avdekket store forskjeller i tetthet over tid. *Baetis rhodani* hadde i store trekk samme utviklingsmønster som døgnfluene på gruppenivå (figur 10). *Baetis muticus/niger* var fraværende i vårprøver tatt før regulering, men ble funnet i vårprøvene i alle årene etter regulering (figur 11). *Heptagenia dalecarlica* hadde en sterk økning i tetthet fra å være nesten fraværende i årene før regulering til å ha relativt høye tettheter i de fleste årene etter regulering (figur 12). Økningen var spesielt sterk i 1997, og fra og med 1998 var tettheten signifikant høyere enn før regulering på stasjon 6, men ikke på stasjon 8 (tabell 1). *Ephemerella*-artene *E. aurivillii* (figur 13) og *E. mucronata* (se vedlegg 1) hadde de høyeste tetthetene på stasjon 6 i 1996 og 1997, mens det ellers var små forskjeller mellom årene før og etter regulering. På stasjon 8 var det imidlertid ingen klare trender i tetthet over tid hos de to artene.



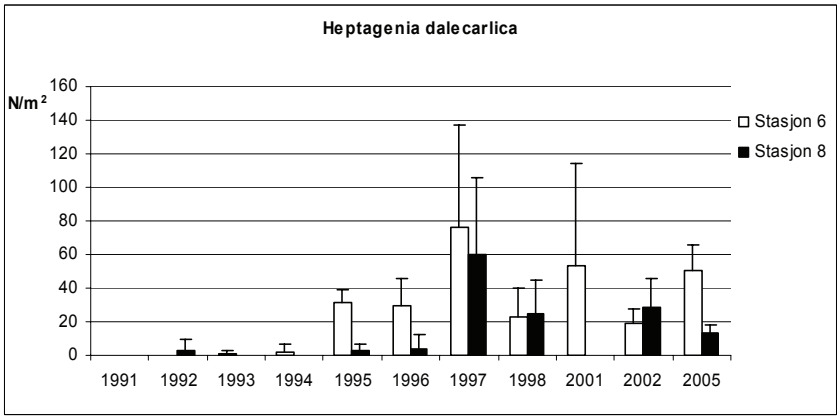
Figur 9. Gjennomsnittlig antall individer/m^2 av døgnfluer fra vårprøver på stasjon 6 og 8 i Stjørdalselva i perioden 1991-2005.



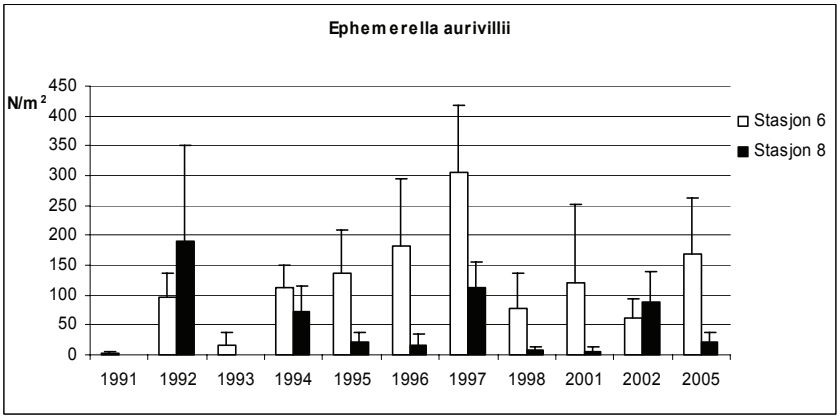
Figur 10. Gjennomsnittlig antall individer/m^2 av *Baetis rhodani* fra vårprøver på stasjon 6 og 8 i Stjørdalselva i perioden 1991-2005.



Figur 11. Gjennomsnittlig antall individer/m^2 av *Baetis muticus/niger* fra vårprøver på stasjon 6 og 8 i Stjørdalselva i perioden 1991-2005.



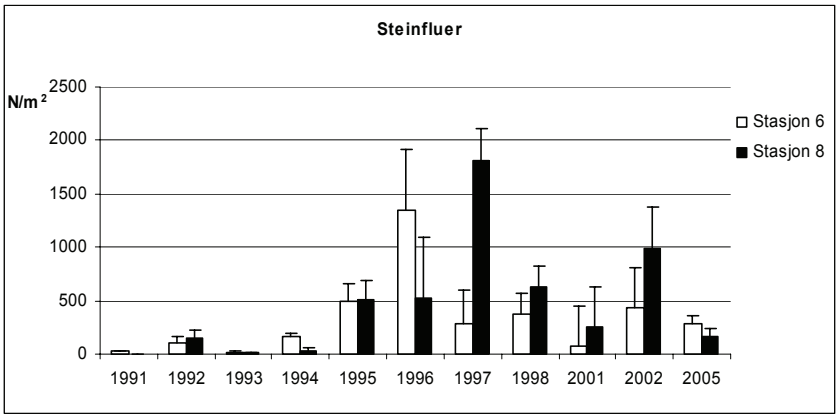
Figur 12. Gjennomsnittlig antall individer/m^2 av *Heptagenia dalecarlica* fra vårprøver på stasjon 6 og 8 i Stjørdalselva i perioden 1991-2005.



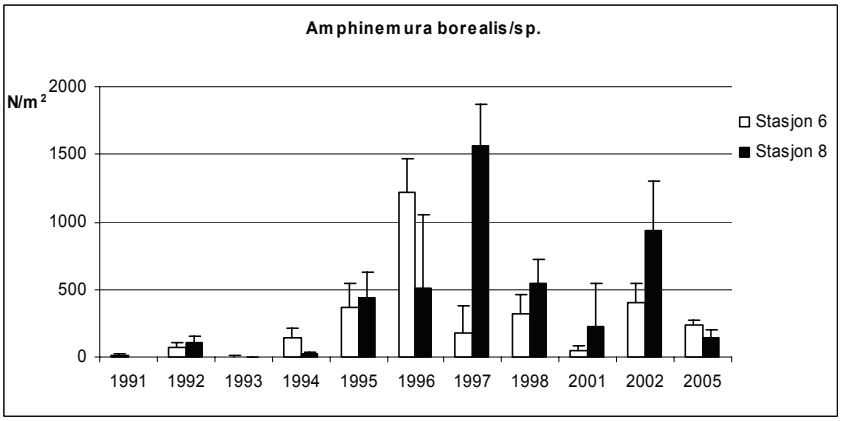
Figur 13. Gjennomsnittlig antall individer/m^2 av *Ephemerella aurivillii* fra vårprøver på stasjon 6 og 8 i Stjørdalselva i perioden 1991-2005.

Steinfluer

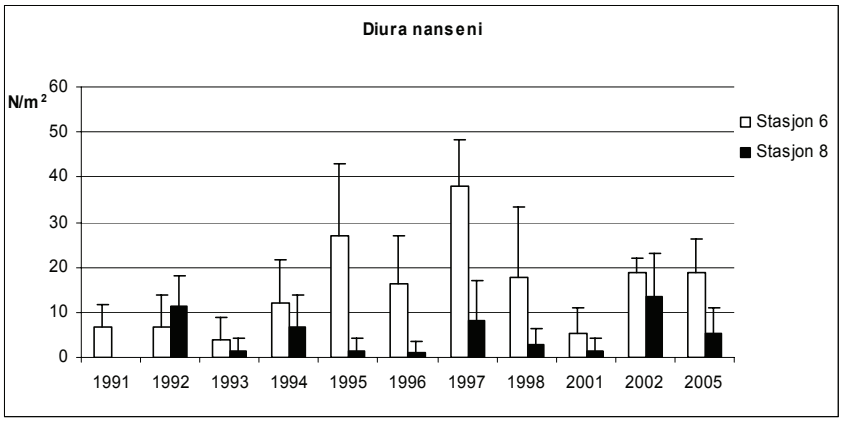
Steinfluene hadde klart høyere tetthet i de fleste årene etter regulering (1995-2005), sammenlignet med før regulering (1991-1993) (figur 14). De siste årene etter regulering (1998-2005) hadde stasjon 8 signifikant høyere tetthet enn før regulering (1991-94) (tabell 1). *Diura nanseni* hadde en liten økning i tetthet på stasjon 6 de fleste årene etter regulering, men det var ingen stor forskjeller mellom år på stasjon 8 (figur 15). Både *Amphinemura borealis*/sp. og *Leuctra* spp. hadde gjennomgående høyere tetthet etter regulering i forhold til perioden før regulering (figur 16 og vedlegg x). For *A. borealis*/sp. var tettheten på stasjon 8 signifikant høyere i perioden 1998-2005 enn i årene før regulering (tabell 1). *Brachyptera risi* og *Capnia* spp. hadde høye tettheter i årene 1995 og 1997 på stasjon 8, men ellers relativt lave tettheter (vedlegg x).



Figur 14. Gjennomsnittlig antall individer/m^2 av steinfluer fra vårprøver på stasjon 6 og 8 i Stjørdalselva i perioden 1991-2005.



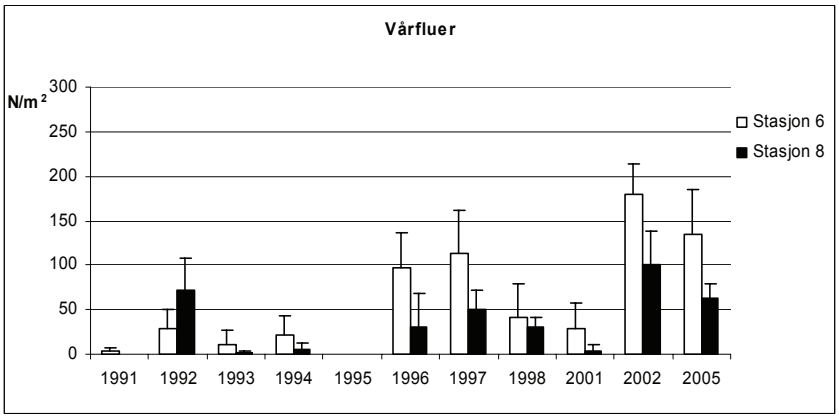
Figur 15. Gjennomsnittlig antall individer/m^2 av *Diura nanseni* fra vårprøver på stasjon 6 og 8 i Stjørdalselva i perioden 1991-2005.



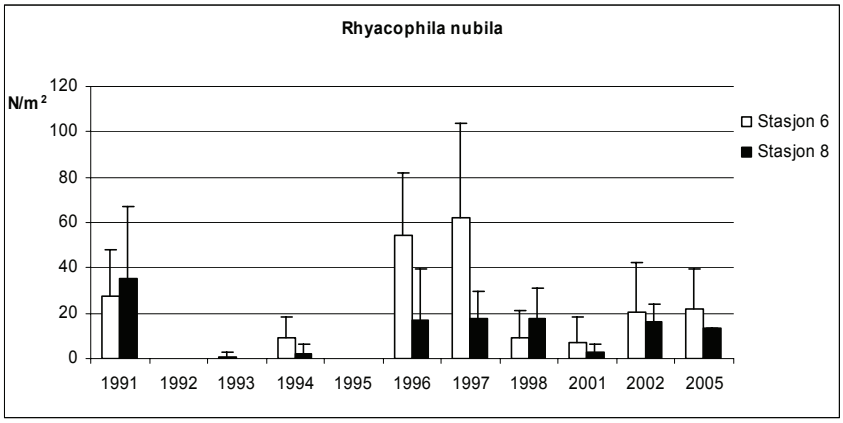
Figur 16. Gjennomsnittlig antall individer/m^2 av *Amphinemura borealis*/sp. fra vårprøver på stasjon 6 og 8 i Stjørdalselva i perioden 1991-2005.

Vårfluer

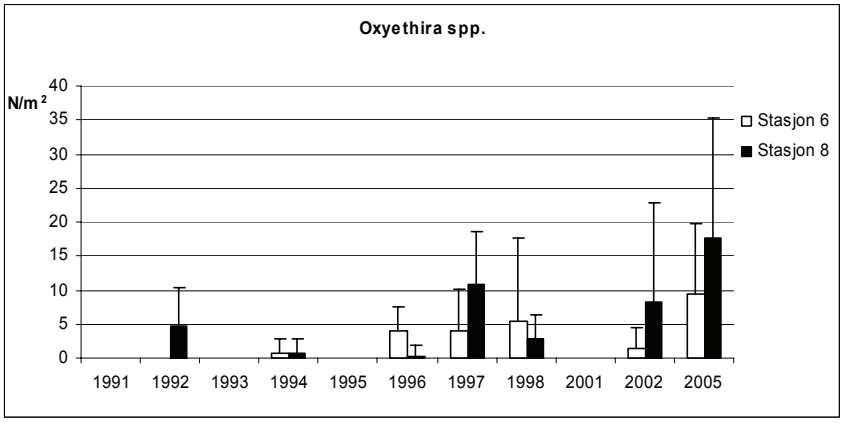
Også vårfluene hadde høyest tetthet etter regulering, spesielt på stasjon 6, og der var de høyeste tetthetene registrert sent i undersøkelsesperioden (2002 og 2005). Det var imidlertid relativt høy tetthet også i 1992, før regulering (figur 17). *Rhyacophila nubila* ble registrert med høyest tetthet på stasjon 6 i 1996-97, mens høyeste tetthet på stasjon 8 var i 1991 (figur 18). Enkelte vårfluetaksa hadde toppverdier sent i undersøkelsesperioden, som Glossosomatidae (vesentlig *Agapetus* sp/*ochripes*?) på stasjon 6 i 2005 (vedlegg 1) og *Oxyethira* spp. i 2005 på begge stasjonene (figur 19). Både *Apatania* spp. og *Polycentropus flavomaculatus* hadde vesentlig høyere tetthet etter regulering enn før regulering (henholdsvis figut 20 og 21). For *Apatania* spp. var tettheten på stasjon 6 signifikant høyere de siste årene etter regulering i forhold til før regulering (tabell 1). *Hydroptila* spp. så også ut til å ha økt noe i tetthet etter regulering (se vedlegg 1).



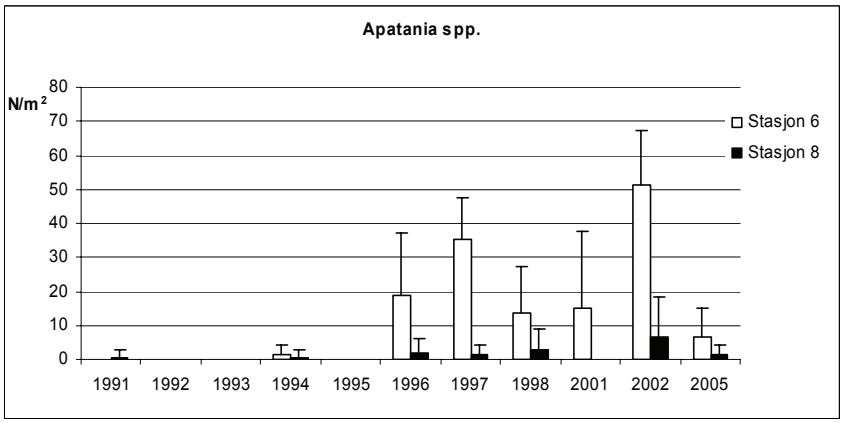
Figur 17. Gjennomsnittlig antall individer/m^2 av vårfluer fra vårprøver på stasjon 6 og 8 i Stjørdalselva i perioden 1991-2005. Materialet fra 1995 er tapt.



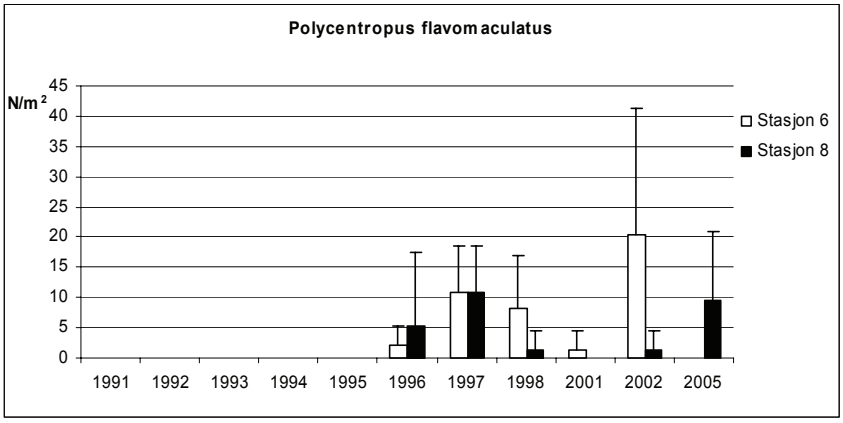
Figur 18. Gjennomsnittlig antall individer/m^2 av *Rhyacophila nubila* fra vårprøver på stasjon 6 og 8 i Stjørdalselva i perioden 1991-2005. Materialet fra 1995 er tapt.



Figur 19. Gjennomsnittlig antall individer/m^2 av *Oxyethira* spp. fra vårprøver på stasjon 6 og 8 i Stjørdalselva i perioden 1991-2005. Materialet fra 1995 er tapt.



Figur 20. Gjennomsnittlig antall individer/m^2 av *Apatania* spp. fra vårprøver på stasjon 6 og 8 i Stjørdalselva i perioden 1991-2005. Materialet fra 1995 er tapt.



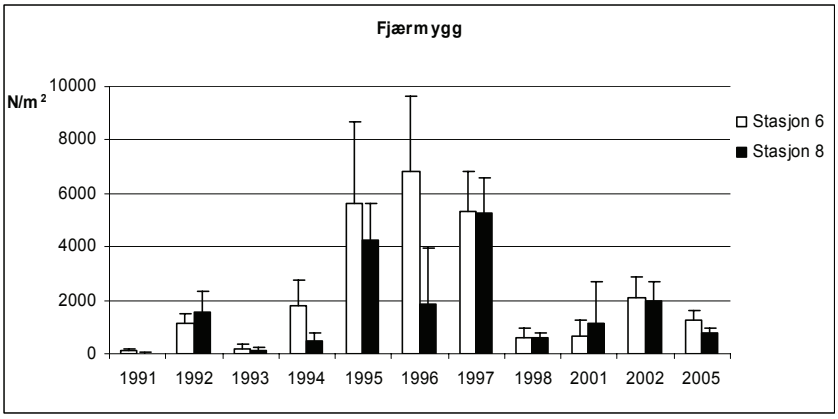
Figur 21. Gjennomsnittlig antall individer/m^2 av *Polycentroppus flavomaculatus* fra vårprøver på stasjon 6 og 8 i Stjørdalselva i perioden 1991-2005. Materialet fra 1995 er tapt.

Tabell 1. P-verdier fra Mann-Witney U-test (exact test, two-tailed) der vårprøver fra de to periodene 1991-94 (før regulering) og 1998, 2001-02 og 2005 (etter regulering) ble testet mot hverandre

Taksa	Stasjon 6	Stasjon 8
Døgnfluer, totalt	1	0,686
Baetis rhodani	1	0,486
Ephemerella aurivillii	0,343	0,8
Heptagenia dalecarlica	0,029*	0,143
Steinfluer, totalt	0,114	0,029*
Amphinemura borealis/sp.	0,114	0,029*
Diura nanseni	0,171	0,743
Vårfluer, totalt	0,057	0,343
Apatania spp.	0,029*	0,4
Hydroptila spp.	0,371	0,486
Rhyacophila nubila	0,571	0,314
Fjærmygg	0,253	0,042*
Fåbørstemark	0,486	0,057
Vannmidd	0,429	0,657
Totalmaterialet	0,686	0,2

Andre grupper

Fjærmygg hadde høyest tetthet i de første årene etter regulering (1995-1997) i forhold til de øvrige undersøkte årene (figur 22). Tettheten var imildertid signifikant høyere på stason 8 også i årene etter 1997, sammenlignet med før regulering (tabell 1). Tovingelarver, vesentlig *Dicronata*, hadde en klar økning i tetthet på begge stasjoner fra og med 1997 (vedlegg 1). Vannmidd, fåbørstemark og damsnegl hadde derimot varierende tettheter gjennom hele undersøkelsesperioden og ingen vesentlige forskjeller på årene før og etter regulering (vedlegg 1).



Figur 22. Gjennomsnittlig antall individer/m^2 av fjærmygg fra vårprøver på stasjon 6 og 8 i Stjørdalselva i perioden 1991-2005.

3.3.2 Kvalitative metoder (sparkeprøver - R1)

Blant døgnfluene ble *Baetis rhodani* registrert med høye antall i sone 3 etter regulering, men det var også høye antall i før regulering, i 1992 (tabell 2). Det var imidlertid også høye antall både før og etter regulering på sone 1 og 2. Andre døgnfluer som *Baeits muticus/niger*, *Heptagenia dalecarlica* og *Ephemerella aurivillii* hadde alle en svak økning i tetthet etter regulering (tabell 2). For *H. dalecarlica* og *E. aurivillii* var det en tendens til at økning i antall har vart lengre i sone 2 og 3 enn den nederste sonen.

Steinflua *Diura nanseni* hadde lave antall gjennom hele undersøkelsesperioden og det var kun mindre forskjeller både mellom år og soner (tabell 2). Det gjennomsnittlige antall av *Amphimeura borealis*/sp. økte derimot kraftig på sone 3 i de fleste årene etter regulering, spesielt i 1997-98, men også i 2005, sent i undersøkelsesperioden (tabell 2). Dette utviklingsmønsteret var på langt nær like framtredende lengre ned i elva, på sone 1 og 2.

Vårfluene ble gjennomgående påvist i lave antall på alle soner og i alle år (tabell 2), og det var vanskelig å påvise klare trender over tid ut fra de kvalitative prøvene.

Av øvrige grupper var fjærmygg den antallsmessig dominerende, og de høyeste antallene på sone 3 ble registrert etter regulering i årene 1994-98, samt i 2005. I sone 1 og 2 var det mindre svingninger i antall, bortsett fra topper i henholdsvis 1993 og 1997.

I Stjørdalselva medførte den siste reguleringa en mer utjevnet vannføring enn tidligere gjennom økt vintervannføring, redusert sommervannføring og reduksjon av flomtoppenes størrelse og hyppighet. I tillegg har det vært perioder med raske vannføringsendringer relatert til kraftverksdrifta (jf. Kap. 2). Et endret vannføringsregime kan tenkes å påvirke habitat og næringstilførsel til bunndyr på flere måter. Redusert størrelse og frekvens av flommer reduserer vannets transportkapasitet og medfører ofte en pålagring av sedimenter (jf. Petts 1984, Fergus 1997, Bogen & Bønsnes 2004). Konsekvensen er et mer stabilt bunnsubstrat, ofte med en økt begroing av alger og moser som i sin tur er med på å binde sand og finfraksjoner av sedimenttransporten. En slik utvikling er registrert i en rekke regulerte elver og har konsekvenser for bunndyr- og fiskehabitat (Bævre 1995, Carter Jonson 1997, Bogen et al. 2004). Det har imidlertid ikke blitt utført egne undersøkelser på erosjon/sedimentasjonsprosesser eller sedimenttransport i Stjørdalselva. Endringer i temperatur kan også påvirke bunndyrenes vekstmønster, klekketids-punkt etc. De endrete temperaturforholdene med lavere vårtemperatur og økt høst- og vintertemperatur kan ha forårsaket endringer i livssyklus hos enkelte arter, men dette er ikke spesielt undersøkt i Stjørdalselva.

Tabell 2. Gjennomsnittlig antall individer per R1-prøve av utvalgte taksa fra vårprøver tatt i Stjørdalselva i perioden 1991-2005 på sone 1, 2 og 3

		1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	2001	2002	2005
	Sone 1	12	158	60	34	3	185	66	8	2	5	31
Baetis rhodani	Sone 2	11	248	132	210	183	113	109	45	82	24	37
(døgnflue)	Sone 3	32	454	15	309	367	349	313	232	24	38	121
	Sone 1	2	4	4	1	<1	13	13	3		4	4
Baetis muticus/niger	Sone 2	<1	1	2	<1	<1	4	19	5		2	2
(døgnflue)	Sone 3	<1				3	3	1	1	<1	3	
	Sone 1	5	<1	3	<1	<1	10	6	6	1	25	10
Heptagenia dalecarlica	Sone 2	1	6	4	2	9	8	25	8	7	18	7
(døgnflue)	Sone 3	1	1	1	2	6	7	26	10	15	14	27
	Sone 1	4	3	5	7		15	16	4	1	5	18
Ephemerella aurivillii	Sone 2	<1	20	7	27	18	25	65	9	13	27	30
(døgnflue)	Sone 3	6	46	7	60	25	23	118	29	26	26	45
	Sone 1	4	2	2	5	2	7	11	5		1	2
Diura nanseni	Sone 2	10	3	2	7	4	7	10	3	11	<1	5
(steinflue)	Sone 3	2	3	2	9	7	3	4	6	3	2	4
Amphinemura	Sone 1	42	18	80	14	6	53	68	20		9	18
borealis/sp.	Sone 2	7	43	37	36	65	45	60	87	9	25	37
(steinflue)	Sone 3	17	6	2	15	14	82	244	142	8	66	112
	Sone 1	<1	<1	2	1		1		<1		<1	2
Rhyacophila nubila	Sone 2		7	5	4		3	7	5	1	2	3
(vårflue)	Sone 3	<1	2		2		2	19	2		2	3
	Sone 1									0,7		
Oxyethira spp.	Sone 2									0,7		
(vårflue)	Sone 3	0,5					2,5			0,7	0,8	
Polycentropus	Sone 1			<1			<1	2	<1		4	1
flavomaculatus	Sone 2				<1		<1	1	3	5	11	<1
(vårflue)	Sone 3	<1	<1	1			1	4	3	2	5	6
	Sone 1						1	7	1			
Apatania spp.	Sone 2			<1				4	1		<1	
(vårflue)	Sone 3	<1					<1	11	1	2	2	<1
	Sone 1	34	91	274	30	2	65	80	6	4	10	29
Chironomidae	Sone 2	4	100	47	67	57	81	536	54	40	52	78
(fjærmygg)	Sone 3	53	97	36	158	414	198	866	146	80	66	149

Utvasking fra reguleringsmagasinene i myr- og skogsområder har medført signifikant høyere fargetall i elva de første årene etter regulering (1995-96 og 1998-99) sammenlignet med årene før regulering (1991-94) (Arnekleiv et al. 2000). En undersøkelse av Fjergenmagasinet i 2000 viste at demningseffekten fremdeles var til stede (Koksvik & Arnekleiv 2001). Økt tilførsel av næringsstoffer/organiske partikler til elva, i kombinasjon med reduserte flomtopper og redusert utspyling, har trolig gitt økt begroing av alger og moser i de øvre deler av elva, samt en mer kompakt elvebunn der størrelsen på hulrommene har blitt redusert (Arnekleiv et al. 2000). Utviklingen av begroingssamfunnet (alger og moser) er kun undersøkt i enkeltår, men resultater fra Reinertsen (1998) og egne observasjoner tyder på økt begroing, særlig av alger, men også moser som følge av kraftutbygginga (Arnekleiv et al. 2000).

Den totale tettheten av bunndyr fra Surberprøver tatt om våren på de to undersøkte stasjonene i Stjørdalselva økte sterkt de første årene etter regulering (1995-97) for deretter å avta til et noe lavere nivå. Dette utviklingsmønsteret var også tilfelle for sentrale bunndyrgrupper som døgnfluer, steinfluer og fjærmygg, og gjaldt også for mange arter. Hovedtendensene for de fleste arter og grupper var de samme for vårprøvene som året sett under ett i perioden 1991-98 (Arnekleiv et al. 2000).

Innen døgnfluene hadde de vanligste artene, *Baetis rhodani*, *Heptagenia dalecarlica* og *Ephemerella aurivillii* de høyeste tetthetene i ett eller flere av de første årene like etter regulering (1995-1997). *H. dalecarlica* hadde også relativt høye tettheter i årene etter 1997 sammenlignet med årene før regulering. En detrivor art som *Baetis rhodani* øker ofte i tetthet etter regulering av elver (Lillehammer & Saltveit 1984, Brittain & Saltveit 1989), og økt tilførsel av organiske partikler til Stjørdalselva fra reguleringsmagasinene har trolig gitt arten økt næringstilgang. *B. rhodani* har i tillegg stor plastisitet i livssyklus (Clifford 1982), slik at den i større grad enn mange arter er i stand til å takle perioder med endrete miljøforhold. *Baetis*-artene blir også ofte funnet i større tettheter i mose enn annet substrat (Maurer & Brusven 1983). Økt næringstilgang og økt mosedekke er trolig hovedårsakene til tetthetsøkningen av *B. rhodani* og *Baetis muticus/niger* etter regulering. *Ephemerella*-artene er kjent for å foretrekke elvemose (Hessen et al. 1992, Bremnes & Saltveit 1997), og økningen i tetthet i Stjørdalselva av *E. aurivillii* etter regulering kan kobles mot økt begroing av elvemose i samme periode.

Mosedekket har imidlertid aldri vært heldekkende og økt forekomst av epilithiske kiselalger på mer åpne områder har trolig tiltatt pga. økt tilførsel av næringsstoffer fra reguleringsmagasinene. Dette har favorisert *H. dalecarlica* som foretrekker rene steinoverflater der den beiter på kiselalger. Arten ser generelt ut til å preferere mosefrie kontra mosedekte områder (Hessen et al. 1992). Økningen i tetthet av *H. dalecarlica* har vedvart også i de siste årene etter regulering (1998-2005) med signifikant høyere tettheter enn årene før regulering på stasjon 6. En annen påvekstspiser som har profitert på økt forekomst av kiselalger er vårflua *Agapetus ochripes*/sp. Både *H. dalecarlica* og *Agapetus* sp. ser imidlertid ut til å ha økt i antall i R1-prøver fra alle deler av elva, noe som kan indikere reguleringseffekter også lengre ned i elva.

Steinfluene har generelt hatt en økning i tetthet i årene etter regulering. *Amphinemura borealis*/sp. økte sterkt i årlig tetthet med 0-110 individer/m^2 i årene før regulering til over 1000 individer/m^2 i 1996-97, etter regulering. Den økte sedimenteringen har trolig gitt bedre tilgang på næringspartikler samtidig som den har forårsaket tiltetting av hulrommene i substratet slik at arter med liten kroppsstørrelse, som *A. borealis* har blitt favorisert. Tetthetsøkning av arter med liten kroppsstørrelse etter regulering og påfølgende sedimentering er også funnet tidligere (Raddum & Fjellheim 1994). Kvalitative prøver (R1) viser at det har vært en prosentvis økning av *A. borealis*/sp. i øvre del av elva etter regulering, men at dette ikke har skjedd lengre ned i elva (Arnekleiv et al. 2000). Tettheten i øvre del av elva var også høyere sent i undersøkelsesperioden (2002 og 2005) sammenlignet med årene før regulering, noe som også var tilfelle for de kvalitative prøvene. De kvantitative prøvene viste i tillegg at tettheten i perioden 1998-2005 var signinfikant høyere enn før regulering på stasjon 8. Lengre ned i elva, i midtre og nedre del har antall individer per R1-prøve vært lavere og jevnere mellom år. Dette kan tyde på at effektene av reguleringa ennå ikke er over.

Årlig tetthet av den predaterende steinfluearten *Diura nanseni* viste små endringer i perioden 1991-98 (Arnekleiv et al. 2000). Det samme var tilfelle for vårprøvene på stasjon 8, mens det har vært en svak økning på stasjon 6 etter regulering fram til 2005. Vi ville forventet en økning av arten pga. økt mengde byttedyr også på stasjon 8. Årsaken til at dette ikke har skjedd er imidlertid uklar.

Både *Leuctra* spp. og *Capnia* spp. hadde høye tettheter i enkeltår etter regulering. Slektene er ikke speiselt assosoiert med begroing, men økt næringstilgang er sannsynligvis noe av forklaringen.

Når det gjelder vårfluene har tetthetsøkningen generelt holdt seg lengre på et høyt nivå enn for de fleste øvrige gruppene. For rovformen *Rhyacophila nubila* har imidlertid tettheten til en viss grad variert i takt med den totale tettheten av bunndyr, og dermed mengden byttedyr. *Rhyacophila* er også funnet å være mest tallrik i tilknytning til mose (Hessen et al. 1992), og i tillegg preferere algebevokste områder (Dudley et al. 1986). Påvekstspisere som *Apatania* og *Agapetus* har økt etter regulering, med en tendens til høye tettheter også sent i undersøkelsesperioden. Økt mengde av epilithiske kiselalger antas å være hovedårsaken til dette. Mikrovårfluer som *Hydroptila* spp. og *Oxyethira* spp. har også økt i tetthet etter regulering, trolig som følge av økt algevekst. Alger fungerer både som næring og habitat for disse slektene (Dudley et al. 1986). De nettspinnende vårfluene *Polycentropus flavomaculatus* og *Hydropsyche nevae* har hatt en markert økning i etterkant av reguleringa. Det antas at den registrerte økningen av små næringsemner, som zooplankton i driv etter regulering (jf. kap. 4), har vært gunstig for denne nettspinnende arten. *P. flavomaculatus* og *Hydropsyche* sp. har vist seg å unngå mosebevokste områder (Hessen et al. 1992). Det er imidlertid kjent at tettheten hos arter innenfor Polycentropodidae og Hydropsychidae kan være høy i algebegroinger (Dudley et al. 1986).

Av øvrige grupper var det særlig fjærmygg som hadde en sterk tetthetsøkning etter regulering, med maksimalverdier i årene 1995-1997. I årene etter 1997 var tettheten på stasjon 8 signifikant høyere enn i årene før regulering (1991-94). Fjærmygg finnes ofte i store mengder på mosebevokste områder (Maurer & Brusven 1991, Hessen et al. 1992), og for mange arter er kiselalger et viktig næringsemne (Pinder 1986). Mye tyder derfor på at økt begroing og finsedimenter har forårsaket den sterke økningen av fjærmygg etter regulering. Også etter 1997 har tettheten i flere år vært høyere enn før regulering, noe som gjelder både for kvantitative og kvalitative prøver. Lengre ned i elva viste de kvalitative prøvene at antall fjærmygg hadde en topp i 1997 i den midterste sonen, og i 1993 i den nederste sonen. Dette indikerer at effektene av reguleringa på fjærmygg trolig gjorde seg mindre gjeldende i de to nederste sonene.

3.4 Oppsummering og konklusjon

Det har skjedd store forskyvninger i artssammensetningen hos bunndyr i de øvre deler av Stjørdalselva etter siste regulering. Dette er imidlertid ikke registrert i samme grad i de midtre og nedre delene av elva, og vi mener at de markerte endringene i bunndyrsamfunnet kan kobles mot effekter av reguleringa.

Den klare økningen i tetthet hos mange arter og grupper i de første årene etter regulering (1995-97) antas å ha sammenheng med en demningseffekt i elva pga. økt tilførsel av næringsstoffer og organiske partikler fra de oppdemte magasinene. Denne effekten synes å vedvare for mange arter. Flere arter har profittert direkte på økt forekomst av næringspartikler. I tillegg har flomtoppene blitt utjevnet og redusert i antall slik at sedimenteringen har økt og sannsynligvis skapt en mer kompakt elvebunn der størrelsen på hulrommene har blitt mindre. Dette har trolig favorisert små taksa som for eksempel *Amphinemura borealis*/sp. Det har også trolig skjedd en økning i begroing av moser, trådalger og trolig også epilithiske kiselalger i denne perioden. Generelt vil moser og alger fungere både som habitat og som næringsfelle for mange arter. Organiske partikler og smådyr, som er næring for bunndyr, vil fanges opp og akkumuleres i begroingene. Mange bunndyr, inkludert fjærmygg har trolig profitert på økt begroing av både alger og moser. *Ephemerella aurivillii* og *E. mucronata* har trolig økt mest som følge av mer elvemose, mens *Hydroptila* spp og *Oxyethira* spp. som følge

av økt algebegroing. I områder uten trådalger og mosedekke har det trolig blitt en økning av epilithiske kiselalger, noe som har favorisert døgnflua *Heptagenia darlecrlica* og vårflue-slektene *Agapetus* og *Apatania*.

Det ble påvist en økning i tetthet av nettspinnende vårfluearter som *Polycentropus flavo-maculatus* og *Hydropsyche nevae*. Økning i tetthet av de to vårflueartene skyldes trolig økt tilførsel av næringspartikler og smådyr i driv etter regulering (jf. Kap.4).

Utvaskinga i magasinene har trolig minket noe etter 1997 da de fleste artene avtok i tetthet i forhold til perioden 1995-97. Det er imidlertid mye som tyder på at demningseffekten fortsatt gjør seg gjeldende fordi mange arter har høyere tettheter i undersøkelsesårene etter 1997, sammenlignet med årene før regulering.

4 DRIVFAUNA OG ERNÆRING HOS UNGFISK

4.1 Innledning

Drivfaunaen i et vassdrag er de invertebrater som til en hver tid transporters med elvestrømmen (Waters 1972, Brittain & Eikeland 1988). Fenomenet omtales gjerne som drift og omfatter både organismer i vannmassene og på overflata. Normalt er det bunnlevende organismer som enten passivt eller aktivt inngår i drivet i tillegg til luftinsekter som driver på overflata eller som sunkne døde individer. Småkreps er også vist å kunne utgjøre en vesentlig del av drivet (Crisp & Gledhill 1970, Clifford 1972a,b, Armitage 1977). I elver og bekker er det antatt at det meste av dette drivet stammer fra innsjøer i nedbørsfeltet (Brittain & Eikeland 1988) og mengden er vist å øke med økt gjennomstrømning og overflateavrenning (Armitage & Capper 1976, Armitage 1978, Larsson et al. 1978) gjerne som følge av nedbør (Campbell 2002).

Kraftutbygginger med større innsjømagasiner tilfører gjerne et vassdrag betydelige mengder innsjøvatn. I disse magasinene foregår det i vekstsesongen (sommermånedene) en ikke ubetydelig produksjon av små krepsdyr. De fleste er filterspisere og livnærer seg på alger i vannmassene (plankton) eller i strandsonen (littorale former). Produskjonen er avhengig av trofigrad (rikhet), men også av predasjon fra fisk og andre organismer. Forekomstene er gjerne store og de planktoniske artene er ofte de viktigste byttedyrene for fiskebestander som oppholder seg i de frie vannmassene (eks røye og sik). Gjennom inntaket av driftsvann vil et kraftverk kunne tilføre det nedenforliggende vassdraget med småkrepsorganismer produsert i inntaksmagasinene (Ward 1975). I en tidligere studie i Stjørdalselva fant vi at det også her kan drive til dels betydelige mengder småkreps i øvre deler (Arnekleiv et al. 2000).

Studier av veksten hos spesielt årsyngel av laks, men også andre aldersklasser, har vist seg å være høyere i Meråker enn i midtre og nedre del av vassdraget (jf. kap 5). I tillegg viser syntetiseringa av fett og proteiner et annet bilde øverst i elva enn i Meråker (jf. kap 7). Registreringer av drivfaunaen og analyser av mageprøver fra de samme periodene er et forsøk på å få et bilde av mengden av småkreps som tilføres vassdraget gjennom utbygginga og om fisken nyttiggjør seg dette tilskuddet av næring. Dette vil i sin tur kanskje kunne være med på å forklare noe av de forskjellene i vekst og energiomsetning vi har registrert innad i vassdraget.

4.2 Metode

4.2.1 Drivfauna

Prøver av drivfaunaen ble innsamlet ved bruk av fellestativer plassert vertikalt på elvebunnen (bilde 4). Hvert stativ inneholdt to håvposer med en lysåpningsdiameter på 10 cm og en håvmaskevidde på 0,25 mm. Nederste felle ble plassert ca 5-10 cm fra elvebunnen, mens øvre felle sto på om lag 1/3-1/2 av dypet sett fra overflaten, avhengig av total dybde. Hver innsamlingsrunde ble det tatt ett sett (2 prøver) med dagprøver (sol i sør) og ett sett i overgangen kveld/natt. Fangsttid for hvert fellestativ ble målt eksakt, men lå i de fleste tilfeller på ca to timer. Vannhastighet ble målt ved hjelp av strømhastighetsmåler av typen ”Mini Air 2 flow meter” (Schiltknecht Messtechnik AG, Sveits) og det ble tatt tre suksessive målinger i

Bilde 4. Fellestativ for drivprøver med to påmonterte håvposer. Foto: Jarl Koksvik©

åpningen på hver håvpose. Dette ble for de fleste innsamlingsrundene gjennomført både ved utsetting og før opptak av fellene. Unntaksvis ble det kun gjort en måling. Gjennomsnittsverdien for vannhastighetsmålingene (både ved utsett og opptak) samt eksakt fangsttid ble lagt til grunn for videre beregninger av vannmengde som passerte fellene i perioden. Prøver ble tatt på st. 2, 4, 6 og 8 i hovedelva og på en stasjon i hver av elvene Dalåa og Forra. Innsamlingen ble gjennomført i periodene 30.07-31.07.03, 19.08-20.08.03, 11.09.03 og 30.03-31.03.04 og omfattet totalt 96 enkeltprøver.

Prøvene ble fiksert i felt og deretter analysert på lab. Under analyser av småkreps ble det benyttet subsampling med en gjennomgang av 1/10 av materialet og som deretter ble multiplisert opp for å omfatte hele prøven. For bunndyr og lite forekommende arter av småkreps ble hele prøven analysert. Flößner (2000) ble benyttet som bestemmelseslitteratur under arbeidet med artsbestemmingen av småkreps.

4.2.2 Mageprøver

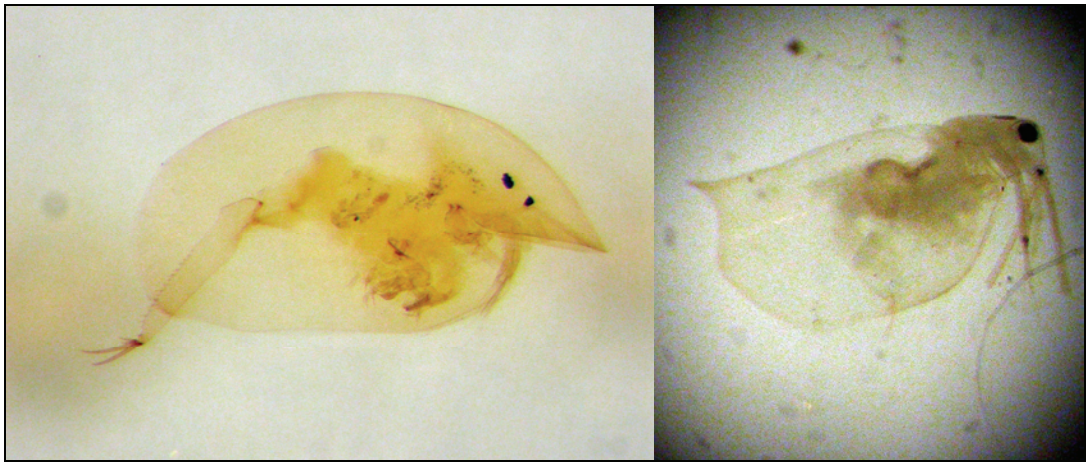
Fisk til mageprøveanalyser ble innsamlet i de samme periodene som drivprøvene. Da hovedhensikten med næringsanalysene var å kartlegge om fisken utnyttet tilførselen av småkreps fra kraftverksmagasinene, ble øvre del av vassdraget (rundt st 8) prioritert. Byttedyrene ble bestemt til nærmeste taksonomiske gruppe og både volumprosent og antall dyr ble registrert i hver mage. Totalt ble det analysert 224 mager fra det aktuelle området. Tettheten av ørretunger er lav i øvre del av vassdraget (jf. kap. 6) og studien omfatter følgelig mageanalyser fra laks.

4.3 Resultater og diskusjon

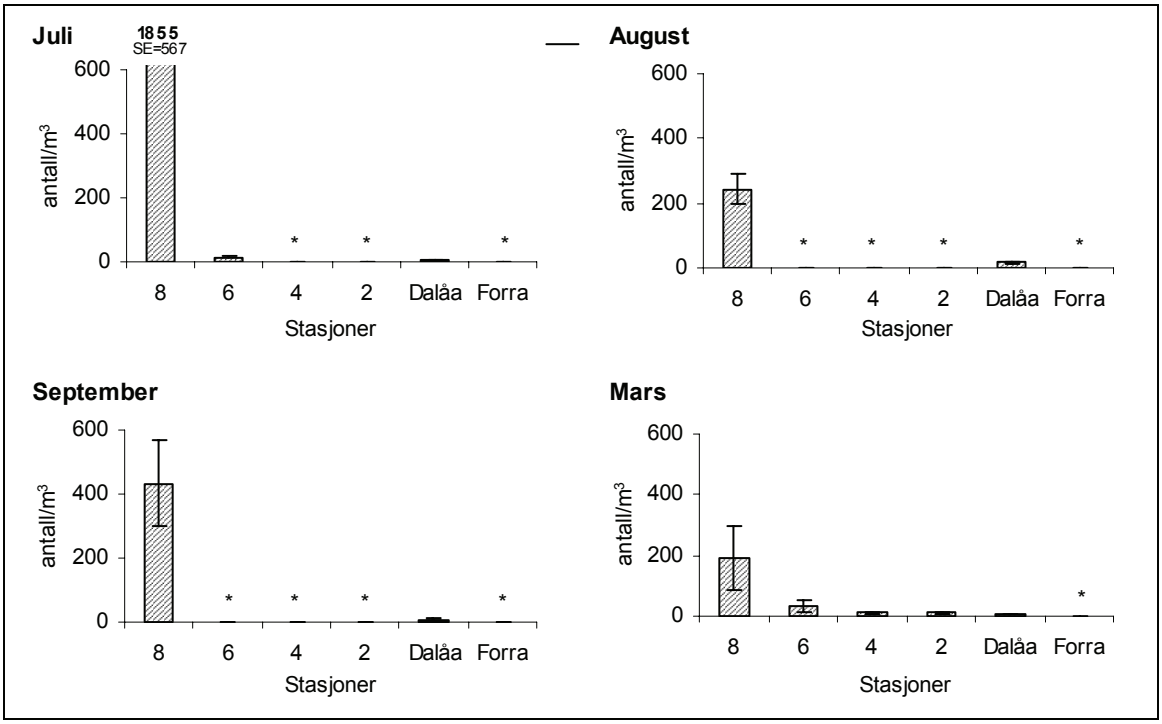
4.3.1 Drivfauna

Småkreps
Analyser av drivdataene viste stor variasjon i mengden driv både mellom de ulike innsamlingsrundene og i de forskjellige delene av elva. Alle datoer var den gjennomsnittlige drivtettheten (antall dyr/m^3) av småkreps (plankton og littorale former) klart størst øverst i hovedelva (st. 8) (figur 23). Variasjonen i drivtetthet mellom innsamlingsperiodene også innen-for denne stasjonen var imidlertid stor, med en gjennomsnittlig verdi på 1855 dyr/m^3 (SE±567) i juli mot 190 dyr/m^3 (SE±106) i mars. Forskjellen i mengde driv mellom disse to ytterpunktene henger trolig sammen med forskjeller i produksjon i inntaksmagasinene da de fleste småkrepsarter oppnår størst biomasse i løpet av sommeren. Store variasjoner (høy SE) i mengde dyr på en gitt stasjon innenfor samme innsamlingsperiode (dag og kveld) viser imidlertid at også andre forhold påvirker drivtettheten. Både forskjeller i plasseringen av fellene i forhold til lokale strømforhold, tiltetting av håvposene og ikke minst endringer i vannføring vil kunne påvirke resultatene. I mars økte bl.a. vannføringa med i overkant av 10 m^3/sek mellom kveld og dagprøvene som følge av regn og snøsmelting. På stasjon 8 medførte dette en reduksjon i gjennomsnittlig drivtetthet på 96 %. Denne ekstreme forskjellen i driv over et så kort tidsrom er et resultat av at opprinnelsen til det meste av småkrepsdrivet er de store inntaksmagasinene, Fjergen og Tevlamagasinet (Grønnbergdammen) (Arnekleiv et al. 2000). Småkrepsen blir tilført elva gjennom kraftverksvannet og en økt naturlig avrenning fra restfeltet (i dette tilfellet gjennom regn og snøsmelting) vil fortynne vannet fra magasinene som igjen vil bety at drivtettheten avtar.

At kraftverksvannet faktisk er hovedkilden til drivtettheten av småkreps ser man tydelig på den stasjonsvise fordelingen av drivet nedover elva, hvor mengden reduseres sterkt nedstrøms stasjon 8 som ligger like nedenfor utløpet av Meråker kraftverk (figur 23). Høyeste målte verdi på de nedenforliggende stasjonene var på 35,6 ind./m^3 (stasjon 6 i mars), men de fleste tetthetene lå godt under 15 ind/m^3. Til sammenligning var gjennomsnittsverdien for st. 8 (alle datoer og prøver) på 681 ind/m^3. Videre var drivtettheten på stasjonen i Dalåa, som ligger like oppstrøms utløpet av kraftverket og følgelig fungerer som en referansestasjon for det "naturlige"



Bilde 5. Eksempler på småkreps tatt i drivprøver i Dalåa. *Camptocercus rectirostris* (venstre) og *Ophryoxus gracilis* (høyre). Foto: Jarl Koksvik/Lars Rønning©



Figur 23. Drivtetthet (antall/m^3) ± SE av småkreps på de ulike stasjonene i Stjørdalselva, Dalåa og Forra. * angir drivtettheter på mindre enn 3 ind/m^3.

drivet i elva, betydelig lavere enn på stasjon 8. I Dalåa var gjennomsnittlig total drivtetthet på 8,7 ind/m^3 og forskjellen til st. 8 var klart signifikant (Mann Whitney U-test, U=2,0, P<0,001). Hva gjelder den markante nedgangen i driv nedover elva er det også tidligere rapportert at driv av zooplankton fra inntaksmagasiner avtar raskt, og at driftdistansen kan være under 1-2 km (Ward 1975, Armitage & Capper 1976, Larson et al. 1978). Trolig skyldes dette både aktiv beiting fra fisk og bunndyr, samt at småkrepsen i drivet etter hvert dør og sedimenteres (jf. Ward 1975).

Ser man på total mengde småkreps som faktisk driver øverst i Stjørdalselva i de periodene hvor produksjonen i inntaksmagasinene er på det høyeste, er det klart at elva tilføres betydelige mengder. I slutten av juli da drivtettheten var størst i denne studien (30.07.-31.07.03), og med utgangspunkt i beregnet vannføring, drev det hele 1.170.000.000 småkrekreps per døgn på stasjon 8. Ved å benytte kjente individvekter for de samme artene i Fjergen (Koksvik & Arnekleiv 2001) og beregne et vektet gjennomsnitt av disse i forhold drivsammensetningen i elva, fant vi at småkrepsedrivet dette døgnet utgjorde 152 kg våtvekt! I august (19.08-20.08), da drivet litt overraskende var på nest laveste nivå blant målingene (i snitt lavere i mars, men da altså sterkt påvirket av nedbør), drev det 264.000.000 småkreps/døgn i samme område. Dette utgjorde en vekt på 40 kg våtvekt/døgn. Trolig er de beregnede verdiene å betrakte som minimumstall da maskevidden på 0,25 mm trolig vil slippe gjennom de minste individene og stadiene (nauplii, copepoditter etc). Oppstuvning av vatn som følge av tiltetting av maskene kan også ha påvirket fangsteffektiviteten noe.

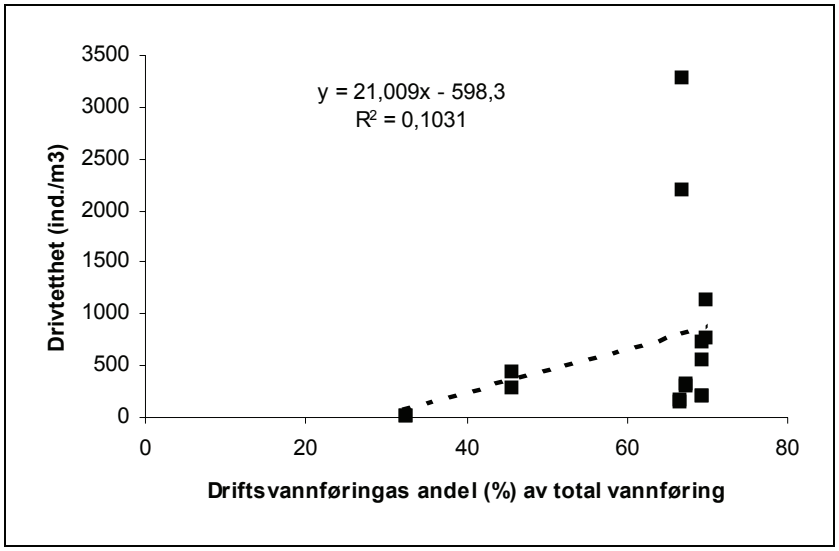
I en biomasseberegning utført under en tidligere studie av drivet i Stjørdalselva, men med en litt annen innsamlingsmetode, ble det vist at drivet da kunne komme opp i over 600 kg/døgn (Arnekleiv et al. 2000). Til tross for en betydelig forskjell i total biomasse mellom dette og 152 kg som var den høyeste målingen i denne studien, så var forskjellen i biomasse per/m^3 mellom disse to innsamlingstidspunktene liten (1998: 29,9 mg dw · m^{-3}, 2003: 24,1 mg dw ·

m^{-3}). Forskjellen i beregnet biomasse per døgn mellom disse to innsamlingsrundene ligger derfor trolig i forskjeller i vannføring. Dette trenger imidlertid ikke nødvendigvis å ha sammenheng med økt driftvannføring da tettheten av individer i driftsvannet er antatt å kunne variere gjennom året (jf neste avsnitt).

Til tross for at det meste av drivet uten tvil tilføres elva gjennom kraftverksvatnet, er det i denne studien ikke funnet noen direkte klar sammenheng mellom driftsvannføringa i Meråker kraftverk og drivet på stasjon 8. I figur 24 er uttynningseffekten av magasinvatnet gjennom restvannføringa i elva forsøkt tatt hensyn til ved at driftsvannføringas andel av total vannføring (minus Funna) er plottet mot drivtettheten, uten at dette ga noen god korrelasjon.

Årsakene til en så svak sammenheng mellom kjøringa av kraftverket og drivtetthet er trolig flere. Populasjonene av småkreps (både plankton og littorale former) har som tidligere nevnt store variasjoner i populasjonsstørrelse gjennom året med de største forekomstene på midt-og ettersommeren. Følgelig vil forskjeller i årstidsproduksjonen direkte kunne påvirke drivet. I tillegg kan de planktoniske artene foreta vertikale vandringer i vannmassene gjennom døgnet. Sammen med påvirkning fra sesongmessige vertikale temperatursjiktninger eller fravær av slike, vil dette kunne medvirke til at det i enkelte perioder på døgnet og gjennom året vil være større mengder plankton som oppholder seg i de områdene hvor inntaket ligger. På høsten når sprangsjiktet gradvis eroderes bort og temperaturen i de ulike vannlagene utjevnes, vil f.eks en større mengde av hoppekrepsen som da dominerer planktonsamfunnet kunne opptre på andre dyp enn i sommermånedene. Individtettheten av småkreps/ m^3 i selve driftsvannet vil derfor kunne variere mye og forekomsten av dyr ved inntaket vil følgelig i perioder kunne bety mer for den observerte drivtettheten i Stjørdalselva enn både hva produksjonen i vatnet og selve kjøringa av kraftverket skulle tilsi.

Artsammensetninga av småkreps i drivet er gitt i figur 25. Totalt ble det registrert 31 forskjellige identifiserbare småkrepstaxa. Generelt var det slik at typiske innsjøarter som *Bosmina longispina, Daphnia galeata/longispina, Holopedium gibberum* og *Cyclops scutifer* /sp. hadde klart størst forekomst øverst i Stjørdalselva (st 8). I sommermånedene dominerte *Bosmina*

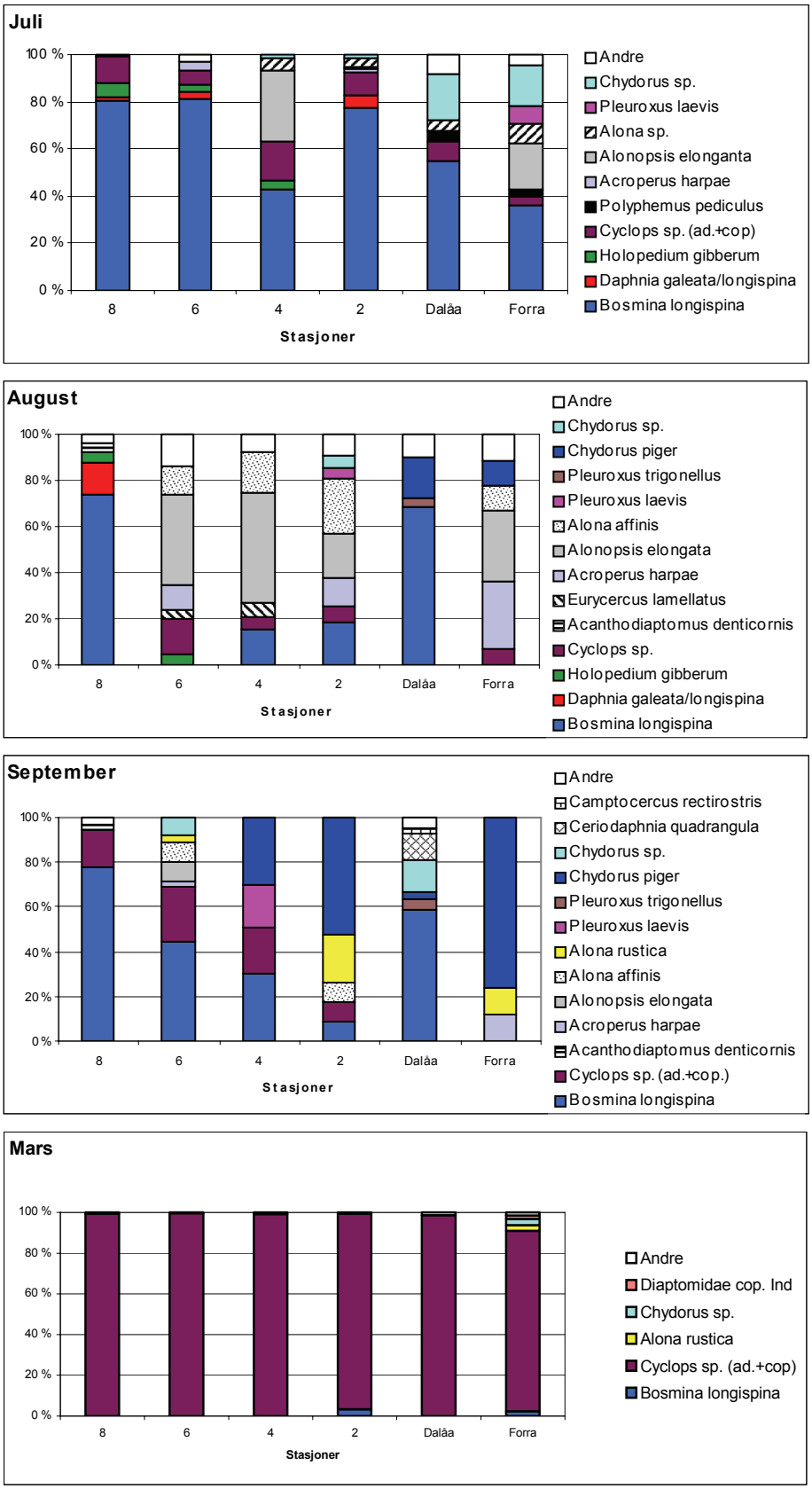


Figur 24. Drivtetthet av småkreps (ind/m^3) på st. 8 i forhold til driftsvannføringas prosentvise andel av total vannføring i Stjørdalselva. Driftsvannføring fra Funna er trukket fra.

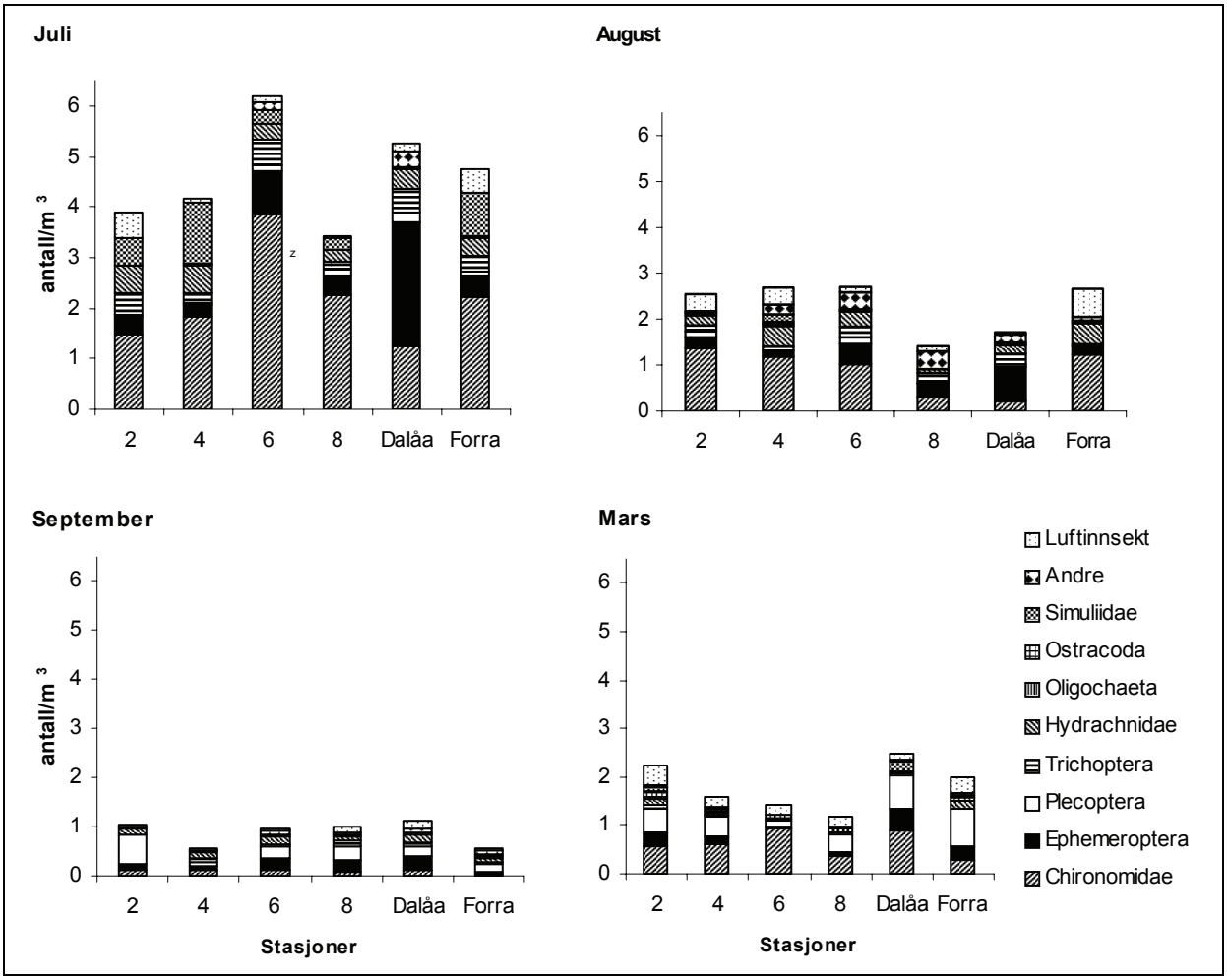
longispina på alle innsamlingsdatoene med en relativt jevn andel på rundt 80%, mens arter innenfor hoppekrepsslekta *Cyclops* (dominans av *C. scutifer*) dominerte fullstendig i mars. Fullstendig dominans av hoppekreps på alle stasjoner denne perioden er en naturlig følge av at arter innenfor denne gruppa gjerne har overvintrende individer, mens dette er mindre forekommende blant vannloppene (Cladocera). Dominans av *Bosmina longispina* på stasjon 8 henger sammen med at arten gjerne er den mest tallrike i innsjøer, spesielt i lokaliteter med store bestander av planktonbeitende fisk. Planktonundersøkelser utført i Fjergen i 2000 (inntaksmagasin Meråker kraftverk) viste da også at arten antallsmessig var den klart mest forekommende her (Koksvik & Arnekleiv 2001). På stasjonene nedover elva var det de fleste datoene et betydelig større innslag av littorale (ikke planktoniske) arter enn hva var tilfelle på st 8. På noen stasjoner og datoer var det imidlertid også en del *B. longispina*. *B. longispina* kan også opptre littoralt, selv om det er tvilsomt at den har noen levedyktig bestand i stillere deler av elva. Tilførsler til elva gjennom avrenning av overflatevann fra større eller mindre dammer eller tjønner langs vassdraget er trolig den viktigste årsaken til registreringer av arten nedover i vassdraget. Dette er trolig også hovedopprinnelsen til de fleste av de registrerte littorale artene selv om noen også kan danne bestander i stillere deler av selve elva. Økt avrenning av overflatevann som følge av nedbør er vist å kunne påvirke mengden småkrepsdriv i elv (Campbell 2002).

Bunndyr

Bunndyrdrivet er registrert i figur 26. Totalt sett var drivet størst på alle stasjonene i juli. Høyest drivtetthet i denne perioden ble registrert på stasjon 6 i Stjørdalselva (6,2 dyr/m^3) og i Dalåa (5,2 dyr/m^3) og Forra (4,7 dyr/m^3). Med unntak av september var fjærmygg (Chironomidae) den mest forekommende gruppen på de fleste stasjonene. Døgnfluer (Ephemeroptera), vannmidd (Hydrachnidae), knott (Simuliidae) og steinfluer (Plecoptera) utgjorde imidlertid også tidvis en god del av drivet. At fjærmygg er en viktig del av bunndyrdrivet er funnet i en rekke studier (Neveu 1974, Scullion & Sinton 1983, Tønset 1996) og dette er også tidligere registrert i Stjørdalselva (Arnekleiv et al. 2000, Bergan & Nystad 2003). Til forskjell fra småkrepsdrivet var det liten sammenheng mellom avstanden til kraftverksutløpet (st. 8) og mengden driv. Dette tyder på at det meste av bunndyrene som inngår i drivet er produsert i elva selv om noe tilførsel fra inntaksmagasinene trolig også finner sted (spesielt av fjærmygg). Kjøring av kraftverket vil imidlertid direkte kunne påvirke drivet gjennom endinger i vannføring. Vannføringsøkninger øker ofte mengden driv, selv om hyppige vannstandsendringer har vist seg å være av mindre betydning enn økning i vannføringa etter lange perioder med lav vannføring (Irvine 1985, Perry & Perry 1986). Størrelsen på drivet er naturlig nok avhengig av forekomsten av bunndyr generelt. At drivtettheten var lavest i september skyldes trolig at forekomsten av bunndyr da ofte er på et lavt nivå, noe som har sammenheng med livssyklus til en rekke arter. I tillegg til vannstandsendringer og tetthet av dyr kan fotoperiode (tid på døgnet), temperatur, predasjon og aktivitet i ulike stadier av livssyklus påvirke drivet av bunndyr (Brittain & Eikeland 1988).



Figur 25. Månedlig prosentvis fordeling av de ulike småkrepskategoriene i drivet på stasjonene i Stjørdalselva, Forra og Dalåa.



Figur 26. Drivtetthet (antall/m^3) av bunndyr og luftinsekt i de ulike innsamlingsperiodene på stasjonen i Stjørdalselva, Dalåa og Forra.

4.3.2 Ernæring hos ungfisk

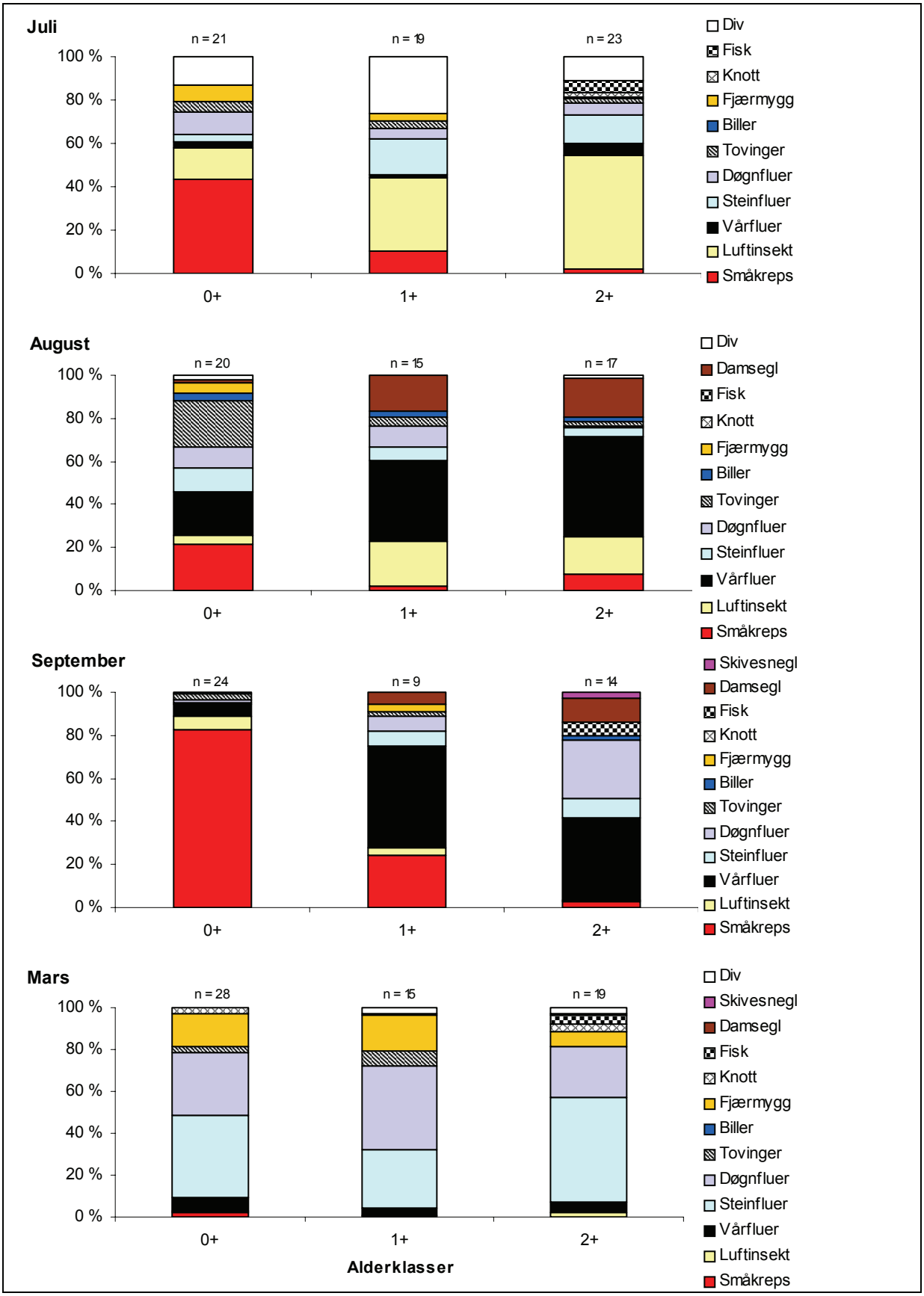
Fiskens ernæring, framstilt som den volumandelen hver byttedyrkategori utgjorde i magen, er framstilt i figur 27. Totalt sett var det stor variasjon i dietten både mellom ulike aldersgrupper av fisk og mellom innsamlingsperiodene. I volum var andelen småkreps klart størst blant de yngste fiskene (0+). I september besto 83% av magefyllingen hos 0+ laks av småkreps. Også i juli var andelen hos denne aldersgruppen betydelig med en fylling på 43% av totalen. I august og oktober var andelene på henholdsvis 22% og 2%. Ettårige laksunger (1+) hadde på lik linje med årsyngelen størst volumandel småkreps i magene i september (24%). I juli var andelen hos denne aldersklassen på 10%, mens den i august og mars var på henholdsvis 2% og 0,4%. Hos toårig laksunger var magefyllingen av småkreps størst i august med en andel på 8%, mens den i juli og september var på henholdsvis 2% og 3%. I mars hadde toårig laksunger ikke spist småkreps.

Andelen en byttedyrkategori utgjør i volum i mageprøvene slik som vist i figur 27, gir et grovt bilde av viktigheten kategorien har som næring for fisken. Byttedyr varierer mye i størrelse og ei stor vårfluelarve vil naturlig nok fylle mer av magen enn f.eks. små krepsdyr og fjærmygg. Laksen bruker synet i sin jakt på næring og næringsemnene plukkes gjerne aktivt fra vannmassene eller på bunnen. En framstilling som viser andelen et næringsemne utgjør i magen basert på *antall* dyr framfor volum vil derfor trolig gi et riktigere bilde av hvor mye tid fisken faktisk har brukt på å beite et gitt bytte. Figur 28 viser andelen småkreps,

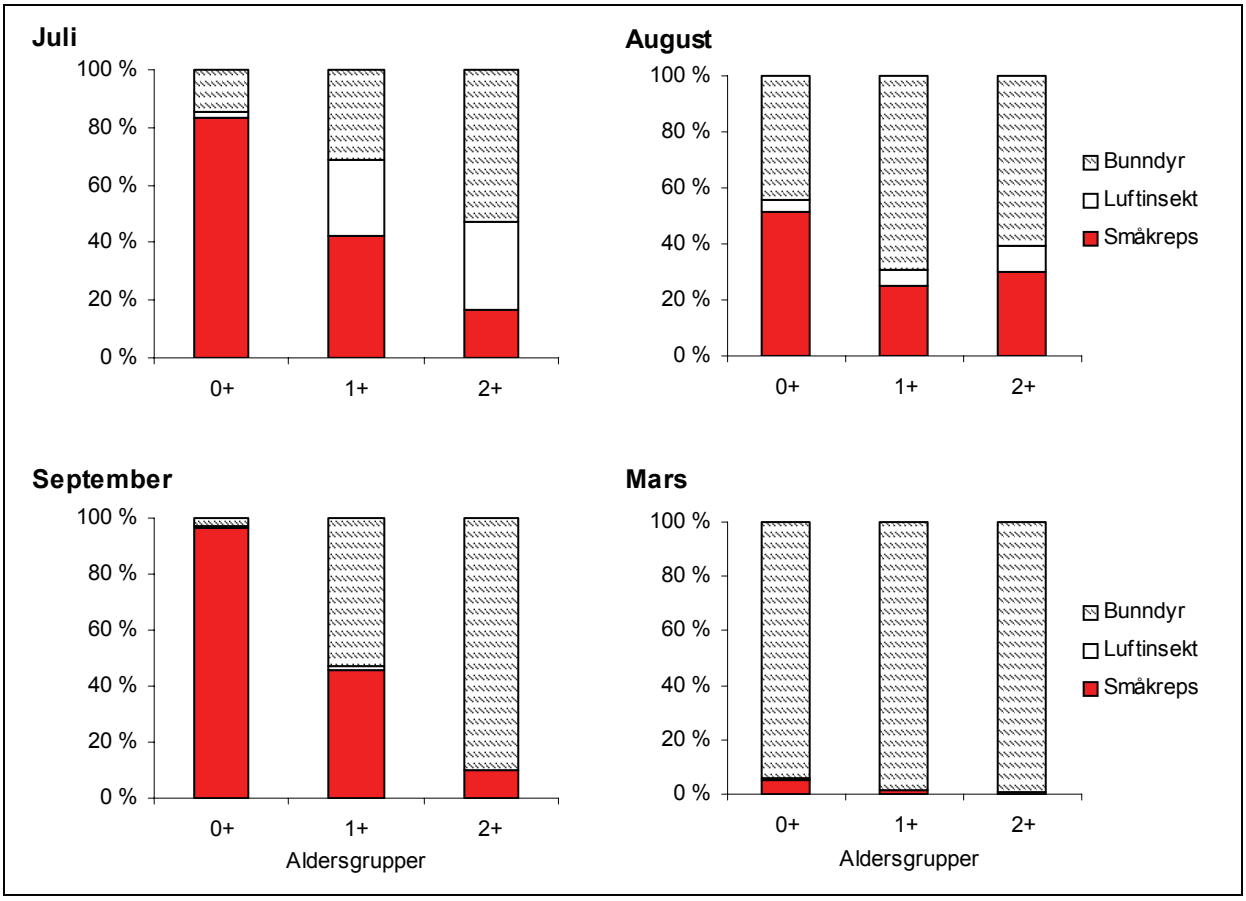
bunndyr og luftinsekt utgjorde i magene basert på antallsprosent. I hovedtrekk viser denne framstillingen samme mønster i betydningen av småkreps som næring mellom aldersgruppene og mellom månedene som det volumprosenten gjør. Verdiene for prosentandelene småkreps utgjør blir imidlertid forhøyet. For 0+ utgjorde antallsprosenten småkreps i juli, august og september henholdsvis 83%, 52% og 97% mot 43%, 22% og 82% framstilt som volumprosent. I mars var antallsprosenten på lik linje med volumprosenten lav med en andel på i underkant av 6 %. Resultatene viser altså enda tydeligere enn ved framstilling av volumprosenten at på sommeren og tidlighøsten (september) er småkreps utnyttet i betydelig grad som næring for årsyngelen. Spesielt i september, men også i juli var faktisk de aller fleste byttedyrene innenfor kategorien småkreps. Også innenfor aldersklassen 1+ øker betydningen av småkreps som næringsemne dersom man benytter antallsprosent. Både i juli og september utgjorde småkreps da over 40 % (juli:43 %, september: 46 %) av byttedyrene i magene. I august lå andelen hos ettårig fisk på 25 %, mens det som hos årsyngelen var beitet lite småkreps i mars (1 %). Betydningen av småkreps som næring hos toåringene økte også ved framstilling av antallsprosent, men andelene var allikevel mindre enn hos de to andre aldersklassene med unntak av i august da andelen hos 2+ var på 30 % mot 25 % hos 1+. I juli og september var andelene på henholdsvis 17 % og 10 %, mens det som tidligere nevnt ikke ble gjort registreringer av småkreps i mars.

Resultatene viser at tilførselen av småkreps gjennom kraftverksvatnet utnyttes i stor grad som næring for laksen øverst i Stjørdalselva. Spesielt er det årsyngelen og til en viss grad ettåringene som utnytter det ekstra næringstilbudet. Yngelen av laks er i øvre del av Stjørdalelva beregnet til å komme opp av grusen rundt St. Hans (jf. kap. 5.4). Den første tida etter "swim-up" er en kritisk fase. Tilgangen til små byttedyr er da viktig noe som også gjelder utover sommeren da aldersklassen har sin viktigste vekstperioden. Den ekstra tilførselen av småkreps i denne perioden (sommeren) er følgelig antatt å være positiv for overlevelse og vekst hos årsyngelen. At de eldste laksungene tar mindre småkreps enn de yngre aldersklassene skyldes trolig en størrelsesavhengig byttedyrseleksjon. Fisk vil til en hver tid utnytte det byttedyret som er lettest tilgjengelig (Ball 1961, Cada et al. 1987, Sagar & Glova 1995), men i følge optimalitetsteorien skal ikke fisken ta små og ugunstige bytter om større og mer profitable bytter er tilgjengelig (Begon et al 1990). Hva som er gunstig byttedyrstørrelse vil imidlertid være avhengig av fiskens størrelse. Munnstørrelsen vil bl.a. være bestemmende for den maksimale størrelsen et bytte kan ha (Wankowski 1979) og etter hvert som fisken vokser vil den ha muligheten til å ta større individer (Bannon & Ringler 1986, Brodeur 1991). Trolig forklarer dette mye av den registrerte betydningen av småkreps som bytte mellom de tre aldersklassene av laks i Stjørdalselva. At småkreps i liten grad utnyttes av fisken i mars (alle aldersklasser) til tross for et visst driv er antatt å ha sammenheng med fiskens habitatvalg. På vinteren, når temperaturen er lav og fisken blir tregere i bevegelsene, søker fiskeungene skjul i forsenkninger og hulrom i substratet (Rimmer et al. 1983). Det er naturlig å anta at fisken i denne perioden av året ikke vil unytte det drivende tilbudet av småkreps på samme måte som i sommermånedene. Mangel på utnyttelse av småkreps som næring til tross for registreringer i driv ble også funnet i en vinterstudie i Altaelva (Ugedal et al. 2005).

Når det gjelder utnyttelsen av andre byttedyr (bunndyr og overflateinsekt) var det betydelig forskjeller både mellom aldersgruppene og mellom innsamlingsperiodene (figur 27). I juli økte andelen luftinsekter med størrelsen på fisken; et mønster som også var framtredende for vårfluer som bytte i august. I september var også vårfluer viktig for 1+, mens 2+ hadde et større innslag av døgnfluer. Mageprøvene fra mars viste at døgn- og steinfluer i tillegg til fjærmygg for 0+ og 1+ var de viktigste byttedyrene for laksungene denne måneden. Slike sesongmessige variasjoner i diett hos laksefisk er vanlig og er registrert i en rekke studier (bl.a. Andersen et al. 1986, Cada et al. 1987, Tønset 1996). Trolig henger variasjonene sammen med tidligere nevnte tilgjengelighet og optimalitetsteorier knyttet til fiskestørrelse.



Figur 27. Ernæring (volumprosent) hos tre aldersklasser av laks på st. 8 i Stjørdalselva i fire perioder. n angir antall prøver som er analysert pr. aldersklasse.



Figur 28. Andelen (prosentandelen av antall) småkreps, luftinsekt og bunndyr i mageprøver hos tre aldersklasser av laks på st. 8 i Stjørdalselva i fire perioder.

4.4 Oppsummering og konklusjon

Stjørdalselva tilføres i perioder en betydelig mengde småkreps gjennom kraftverksvatnet. Denne studien har imidlertid vist at det i all hovedsak er de øvre delene som ligger nærmest kraftverksutløpet hvor småkreps driver i vannmassene. Trolig skyldes den markante nedgangen med økt avstand til kraftverksutløpet en kombinasjon mellom predasjon fra bunndyr og fisk og sedimentasjon av døde dyr. Et beskjedent driv av småkreps også nedover i elva og i elvene Forra og Dalåa er i tillegg til en begrenset produksjon i stillere partier av elvene, antatt å stamme fra overflateavrenning fra vannforekomster langs vassdraget. Store variasjoner i drivtetthet mellom innsamlingsperiodene skyldes trolig flere forhold. Det ble ikke funnet noen god sammenheng mellom kjøringa av kraftverket og mengden småkreps i elva. Trolig er individtettheten i kraftverksvannet avhengig av produksjonen i magasinene, men også den vertikale fordelingen av dyr i forhold til inntaket. Både vertikalvandringer gjennom døgnet og ikke minst forskjeller i temperatursjiktninger vil kunne påvirke dette. At opphavet til småkrepsdrivet er magasinene kom tydelig fram gjennom artssammensetninga som viste typiske innsjøarter som *Bosmina longispina, Daphnia galeata, Holopedium gibberum, Cyclops scutifer* etc. En markant høyere drivtetthet nedstrøms kraftverksutløpet enn like oppstrøms (dvs stasjonen i Dalåa), viser det samme. Mengden dyr som tilføres vassdraget er vist å være betydelig med hele 152 kg våtvekt/døgn eller 1.170.000.000 dyr/døgn i juli. I august som hadde laveste sommerverdi ble det tilført 40 kg våtvekt/døgn noe som tilsvarer 264.000.000 dyr. Tilførselen har næringspåvirkning både på fisk og bunndyr, i tillegg til en generell næringsanrikning til systemet gjennom nedbrytning av døde individer.

Drivtettheten av bunndyr var størst i juli og besto av typiske grupper som bl.a. fjærmygg, døgnfluer, steinfluer, knottlarver og vannmidd. Til forskjell fra småkrepsdrivet var det liten sammenheng mellom avstanden til kraftverksutløpet (st. 8) og mengden driv. Dette tyder på at det meste av bunndyrene som inngår i drivet er produsert i elva selv om noe tilførsel fra inntaksmagasinene trolig også finner sted (spesielt av fjærmygg). Kjøring av kraftverket vil imidlertid direkte kunne påvirke drivet gjennom endringer i vannføring da mengden driv gjerne går opp ved økende vannføring.

Mageprøveanalysene viste at småkreps utgjorde en viktig del av næringa hos lakseungene øverst i vassdraget. Utnyttelsen avtok imidlertid med alder, størrelse og tid på året. Betydningen av småkreps som næring var følgelig viktigst for årsyngel, men ble også periodevis utnyttet i betydelig grad av ettåringene. Trolig har småkrepstilførselen en positiv innvirkning på overlevelse og vekst gjennom sommeren hos årsyngel i øvre del av vassdraget. Denne størrelsesspesifikke utnyttelsen er antatt å ha sammenheng med tilgjengelighet og kjente optimalitetsteorier. Beskjeden utnyttelse av småkrepsdrivet i mars skyldes trolig endret habitatvalg ved nedsatt temperatur. Mageanalysene ble framstilt både som byttedyrenes representasjon som volum og i antall. Trolig gir antallsprosenten et riktigere bilde av små næringsemners betydning da antallet viser hvor aktivt fisken faktisk har plukket et bytte.

Utnyttelsen av andre byttedyr (bunndyr og overflateinsekt) varierte både mellom aldersgruppene og mellom innsamlingsperiodene. Sesong- og størrelsesmessige variasjoner i diett er vanlig hos laksefisk og henger trolig sammen med tilgjengelighet og fiskestørrelse.

5 VEKST HOS UNGFISK

5.1 Innledning

Temperatur styrer fiskens fysiologiske yteevne, og er en av de viktigste faktorene for vekst (Elliott 1975 a,b, Jensen 1990, Wootton 1998). Basert på laboratorieforsøk er det utviklet flere vekstmodeller ut fra temperatur som faktor, både for ørret (Elliott 1975 a,b, Elliott et al. 1995) og laks (Elliott & Hurley 1997, 1998, Forseth et al. 2001), og modellene er benyttet for å forutsi vekst i naturlige populasjoner (Jensen 1990, Elliott 1994, Forseth et al. 2001). Vekstraten hos ungfisk er i hovedsak bestemt av temperaturen og næringsopptaket (Elliott et al. 1995, Elliott & Hurley 1997). Minimumstemperaturen for vekst hos laksunger er ofte angitt til 6-7 °C (Elliott 1991, Elliott & Hurley 1997, Jensen 1990). Forsøk gjort under gunstige oppdrettsbetingelser viser imidlertid at både ørret- og laksunger kan omsette næring og vokse ved temperaturer ned mot 0 °C (Koskela et al. 1997, Forseth et al. 2000). Naturlige fiskepopulasjoner er imidlertid også påvirket av en rekke andre faktorer som kan influere på veksten, ikke minst tilgjengeligheten av næring (Bacon et al. 2005), vannføring (Arndt et al. 2002) og tettheten av artsfrender (Bohlin et al. 2002, Vøllestad et al. 2002). Hos elvelevende ungfisk av salmonider er det vist vekstvariasjoner innen en årstid (Lobon-Cervia & Rincon 1998, Bacon et al. 2005), mellom aldersgrupper innen samme vekstsesong (Jones et al. 2002), mellom cohorter over flere år (Egglishaw & Shackley, 1977; Letcher & Gries, 2003) og mellom populasjoner fra ulike elver innen samme år (Egglishaw & Shackley, 1977). Elvesystemer er i prinsippet dynamiske systemer, og i tillegg til temperaturvariasjoner både innen døgn og gjennom sesongen, forekommer store variasjoner i vannføring. Dette kan påvirke tilgjengeligheten og typen næring i tid og rom, og fiskens energibruk ved næringssøk og forflytninger (Arndt et al. 2002, Enders et al. 2005), og derved også påvirke fiskens vekst. Vi benyttet langtidsserien fra Stjørdalselva til en nærmere analyse av hvilke miljøvariabler som hadde størst innvirkning på laksungenes vekst både mellom år og innen elva (Arnekleiv et al. 2006). Vekst hos laks og ørret før og etter regulering er også tidligere rapportert for perioden 1990-2000 (Arnekleiv et al. 2002), og i tillegg har vi analysert eventuelle forskjeller i lengde ved alder mellom soner også for perioden 2000-2006, og oppsummert resultatene nedenfor.

5.2 Metoder

Vekstmateriale av ungfisk av laks og ørret ble samlet med elektrisk fiskeapparat fra de faste stasjonene (jf. figur 7). Materialet ble i hovedsak samlet inn i oktober, men ble i enkeltår også samlet inn i i september/oktober og begynnelsen av november. For vekstanalysene ble fisk fra tre og tre stasjoner undersøkt samlet:

Sone 1: St. 1 - 3A
Sone 2: St. 3B - 5
Sone 3: St. 6 - 8

Innsamlet ungfisk ble spritfiksert og tatt med til laboratoriet for sikker artsbestemmelse og aldersanalyse. Alder ble bestemt ved lesing av otolitter og skjell. Det ble også bestemt kjønn, gonadenes utviklingsstadium og tatt mageprøver av et utvalg fisk. Fiskens lengde ble målt til nærmeste mm fra snuten til enden av halefinnen i naturlig utstrakt stilling.

Fiskens vekst er vurdert mot temperaturdata de enkelte år der vi både har benyttet døgnmiddeltemperaturer for aktuelle tidsrom og beregnet antall døgngrader > 4°C for hele vekstperioden. Temperaturdata fra Nustadfoss (sone 3), Øverkil (sone 2) og Hegra (sone 1) er

benyttet i sammenligningen av vekst hos laks fra ulike elvesoner. Likeså har vi benyttet vannføringsdata fra samløp Funna, Sona ndf. og Hegra i analysene (jf. figur 7)(data fra NVE).

Det ble benyttet ANOVA for å undersøke effekten av alder, elvesone og år på veksten (lengde ved ulik alder). For øvrig ble det benyttet ikke-parametriske tester for sammenligning av vekst mellom soner og år. Ved parvise sammenligninger ble Mann-Whitney U-test (MW) brukt, og ved en-faktor analyse ble Kruskal-Wallis variasjonstest (KW) brukt. For å analysere effektene av ulike miljøvariabler for vekst, ble det utført multiple regresjonsanalyser med vekstrate for hver aldersgruppe som avhengig variabel. Alle tester ble utført i programpakken SPSS 11.0.

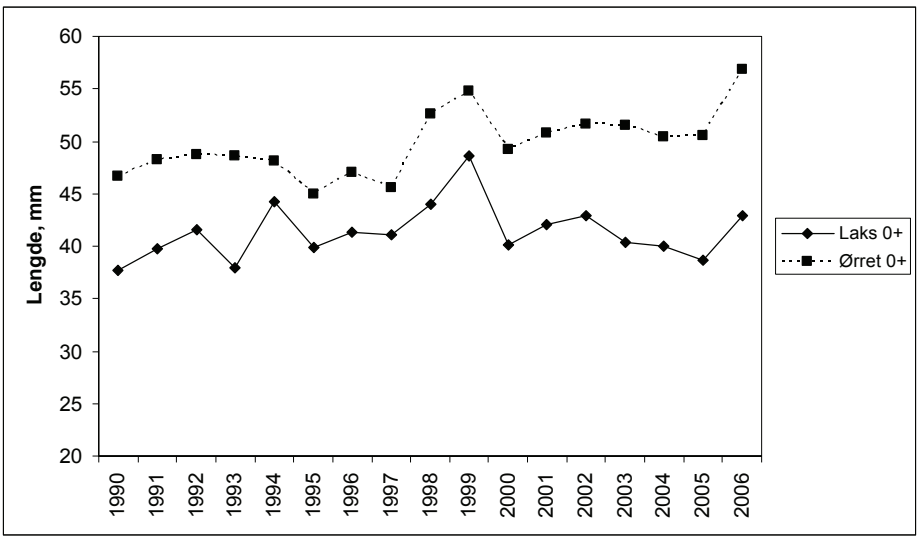
5.3 Resultater

5.3.1 Observert vekst og vekst i ulike soner

Lengdeveksten til laksungene i Stjørdalselva er forholdsvis liten. Årsyngelen (totalmaterialet) nådde en lengde på 40,5 ± 0,15 mm (gjennomsnitt ± 95 % c.i, N = 3560) i oktober. Gjennomsnittlig størrelse på ett og to år gamle laksunger var henholdsvis 64,0 mm (N = 2075) og 88,0 mm (N = 1067). Årsyngelen til ørret var signifikant lengre enn laksen i alle år ($p < 0,000$, figur 29) og målte 48,8 mm ± 0,4 (gjennomsnitt ± 95 % c.i, N = 945). Også ett og to år gamle ørretunger var lengre enn laksungene av samme alder, og hadde en gjennomsnittslengde på henholdsvis 87,0 mm (N = 363) og 121,2 mm (N = 160).

Det var betydelig variasjon i ungfiskens vekst fra år til år. For laksyngelen (0+) var veksten dårligst i 1993 og 2000 og best i 1994 og 1999, mens ørretyngelen hadde dårligst vekst i 1995 og 1997 og best i 1999 og 2006 (figur 29).

Effekten av både år og sone på lengdevekst var sterk (tabell 3). Innen hver aldersgruppe hadde år større forklaringsprosent enn sone på variasjonen i lengde (Arnekleiv et al. 2006). Men også effekten av område innen elva (sone) hadde signifikant innvirkning på variasjonen i lengdevekst. Generelt fant vi de største laksungene i Meråker (sone 3), uansett alder for materialet 1990-2000. Det var en signifikant reduksjon i lengde fra sone 3 til sone 2 til sone 1 for alle aldersgrupper (alle sammenligninger $p < 0,001$), unntatt for forskjellen mellom 2+ mellom sone 1 og 2 ($p = 0,082$).

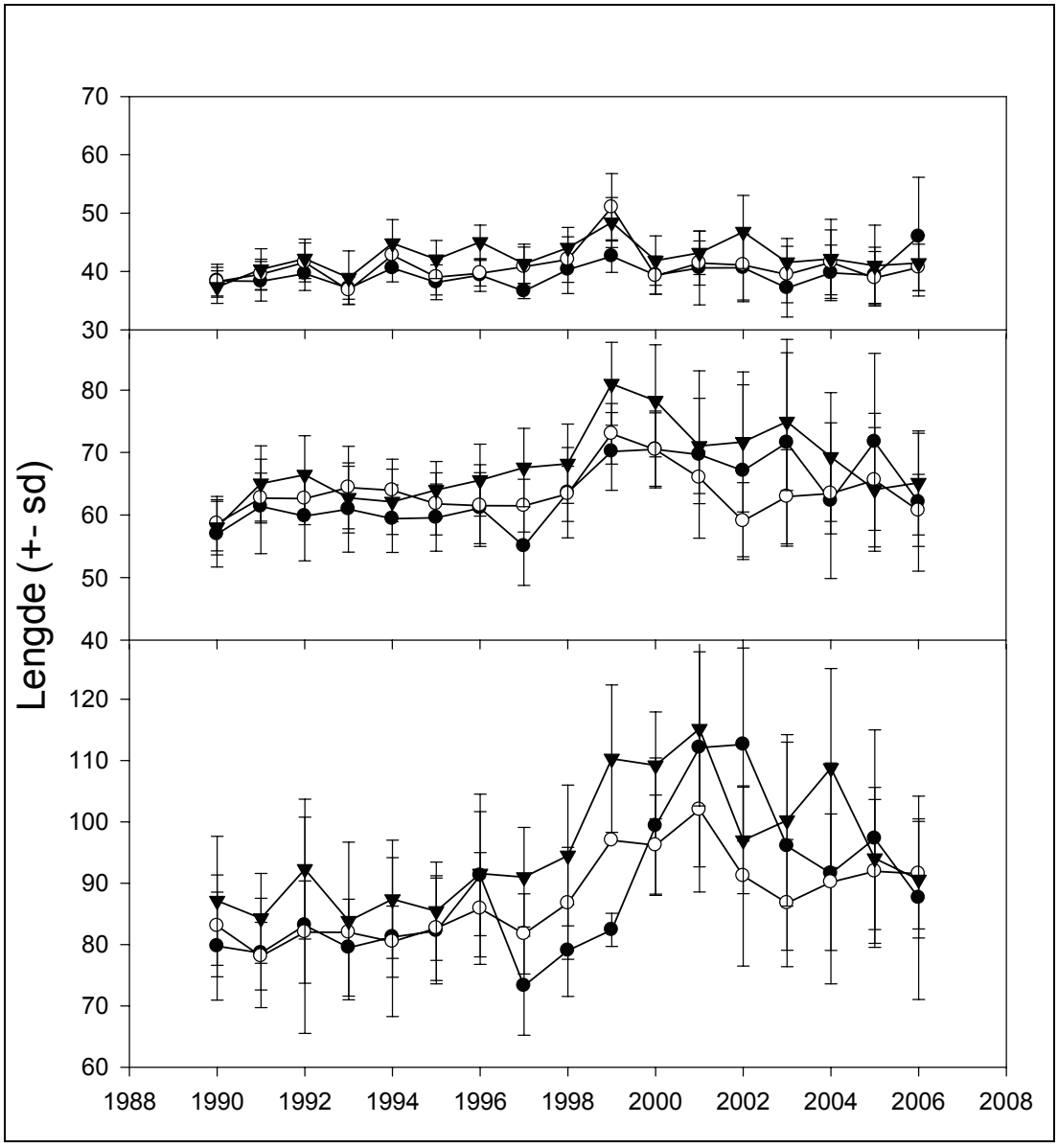


Figur 29. Gjennomsnittslengder til årsyngel av laks og ørret fanget på høsten 1990-2006.

Tabell 3. Resultat av ANOVA tester for faktorers innvirkning på vekst hos laksunger 0+-3+, $r^2 = 0,915$ (etter Arnekleiv et al. 2006)

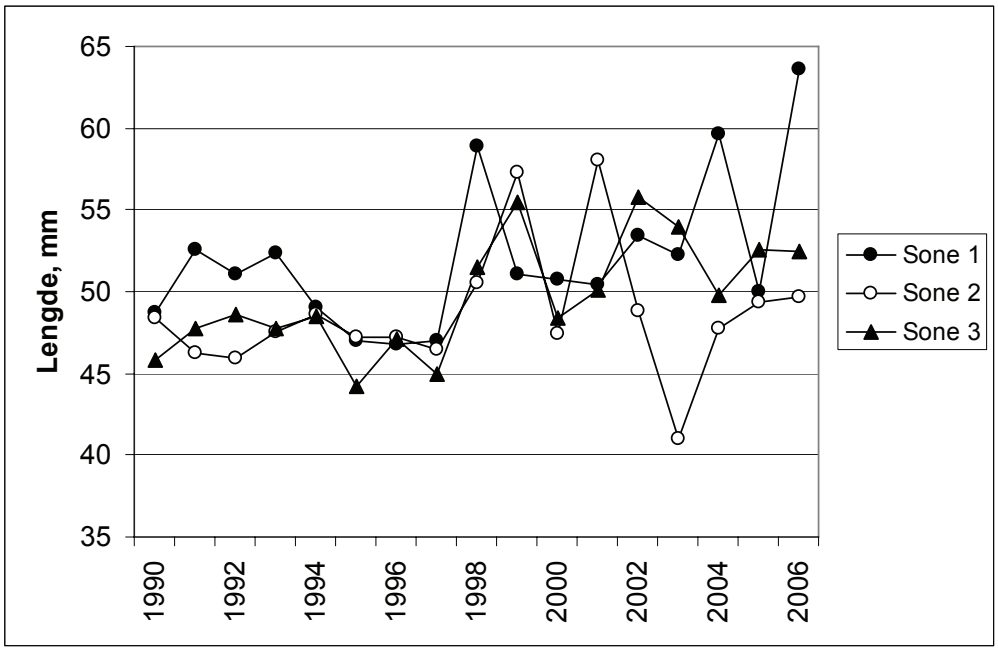
Faktor	d.f.	Gj.sn. R^2	F	P
Alle aldersgrupper				
År	10	1618,68	39,32	< 0,001
Sone	2	4129,35	97,89	< 0,001
Alder	3	203899,34	4953,53	< 0,001
År x Sone	20	294,90	7,16	< 0,001
År x Alder	30	604,28	14,68	< 0,001
Sone x Alder	6	435,08	10,57	< 0,001
År x Sone x Alder	56	144,07	3,50	< 0,001
	4026	41,16		

Også når en legger til vekstdata for perioden 2000-2006 fortsatte den samme tendensen. Laksungene vokste best i sone 3 (Meråker), og dette gjaldt alle aldersgrupper (0+ - 2+) (figur 30). Årsyngelen var i 14 av 17 år lengre i sone 3 enn i de to andre sonene (figur 30), og gjennomsnittslengdene var 39,1 mm, 39,7 mm og 41,7 mm i henholdsvis sone 1, 2 og 3. For 1+ laksunger var også veksten best i sone 3 i 13 av 17 år, mens 2+ laksunger hadde best vekst i sone 3 i 14 av 17 år (figur 30). Gjennomsnittslengdene for 1+ og 2+ laksunger var signifikant bedre i sone 3 enn sone 1 og 2 også når en inkluderer perioden 2000-2006 i totalmaterialet. Laksungenes vekst synes dermed å øke oppover Stjørdalselva. Figur 30 viser også at forskjellene i vekst mellom sonene blir større etter regulering og særlig etter 1998, noe som stadfestes av testene som jevnt over viser høyere signifikansnivå etter enn før regulering.



Figur 30. Gjennomsnittslengder (cm ± sd) til årsyngel (øverst), 1+ (midten) og 2+ (nederst) laksunger i ulike soner i Stjørdalselva 1990-2006. Symboler: ▼ sone 3, ○ sone 2, ● sone 1.

For ørret var det ikke så klare forskjeller i vekst mellom sonene (figur 31), og forskjellene var dels motsatt i forhold til laks; ørreten innen hver aldersgruppe var jevnt over størst i sone 1. Årsyngel av ørret (totalmaterialet) var 51,2 mm i sone 1 (N = 217), 48,2 mm i sone 2 (N=195) og 48,0 mm i sone 3 (N = 533). Ørretyngelen var signifikant lengre i sone 1 enn i sone 2 og 3, mens det ikke var signifikant forskjell i lengde mellom sone 2 og 3. Også om en sammenligner mellom år så var årsyngelen størst i sone 1 i 10 av 17 år (figur 31). Ettårig ørret (1+) var også signifikant lengre i sone 1 enn i de to andre sonene, mens det for eldre ørret var for lite materiale til en analyse av forskjeller i vekst innen elva.



Figur 31. Gjennomsnittslengder til ørretårsyngel i ulike soner i perioden 1990-2006.

5.3.2 Vekst før og etter regulering

Laksungene i Stjørdalselva synes å ha vokst bedre i perioden etter siste regulering i forhold til før regulering, og veksten har vært best i sone 3 (Meråker) (jf. figur 30). Vi har undersøkt om det er forskjeller i lengde hos de ulike aldersgrupper laksunger mellom tre tidsbolker: Periode 1 (1990-1993, før regulering), periode 2 (1994-2000) og periode 3 (2001-2006). Resultatene er vist i tabell 4.

Tabell 4. Gjennomsnittslengder i mm (og antall) for ulike aldersgrupper laksunger i tre tidsperioder (1: 1990-1993, 2: 1994-2000, 3: 2001-2006) i Stjørdalselva, basert på elfiske i oktober, samt test (ANOVA, Bonferroni korreksjon) på forskjeller i lengde mellom tidsperioder. * p<0,05 ** p<0,01 *** p<0,001

Alder	Periode 1	Periode 2	Periode 3	1 mot 2	1 mot 3	2 mot 3
0+	39,4 (916)	41,3 (858)	40,7 (1786)	***	***	*
1+	61,2 (553)	65,0 (594)	65,1 (928)	***	***	
2+	83,7 (343	87,3 (335)	92,3 (389)	**	***	***

Laksungene innen alle aldersgrupper var signifikant lengre i periode 2 og 3 (etter regulering) enn i periode 1 (før regulering). Forskjellene var mindre mellom periode 2 og 3 (tabell 4), og for årsyngel var lengden signifikant mindre i periode 3 mot periode 2, mens det ikke var forskjell på lengden av ettåringer (1+) mellom de to periodene. Toåringene, derimot, viste en signifikant økning i lengde fra periode 1 til 3.

For ørret var det også en signifikant økning i lengde fra periode 1 til 3, og 2 til 3, men ikke mellom periode 1 og 2 for både 0+ og 1+.

Vi har videre undersøkt om økningen i laksungenes lengder før-etter regulering har vært forskjellig mellom de ulike sonene. Testene viste at det var forskjeller mellom sonene. Generelt var det ingen, eller små forskjeller i lengde mellom de ulike tidsperiodene i sone 1 (0+-2+). I sone 2 var det økning i lengde mellom periode 1 og 2 (alle aldre) og mellom 1 og 3 (1+ og 2+), men ikke mellom tidsperiode 2 og 3. I sone 3 (Meråker) var det imidlertid en

signifikant økning i lengde mellom alle tre tidsperiodene for alle aldersgruppene (vedlegg xx). Dette viser at økningen i vekst mellom tidsperiodene har vært størst i sone 3, noe mindre i sone 2, mens vi i sone 1 ikke har hatt noen økning i lengdevekst (0+) eller bare små endringer mellom tidsperiodene.

5.3.3 Variasjon i vekst i forhold til miljøvariabler

Betydningen av ulike miljøvariabler for vekstraten til de enkelte aldersgruppene av laksunger ble analysert for materialet fra 1990 til 2000 (Arnekleiv et al. 2006). For årsyngel ble følgende variabler testet: gjennomsnittstemperaturen fra swim-up til fangst, gjennomsnittsvannføring og variasjonen i vannføring fra swim-up til fangst, samt tettheten av årsyngel. De testede miljøfaktorene forklarte samlet 48 % av variasjonen i årsyngelens vekstrate, og variasjonen i vannføring hadde størst signifikant betydning for veksten foran gjennomsnittsvannføring og temperatur. For 1+ og 2+ ble følgende variabler testet: gjennomsnittstemperatur og gjennon-snittsvannføring for vinter, vår og sommer, variasjonen i vannføring i de samme periodene og tettheten av de enkelte årsklassene. Vannføring og variasjonen i vannføring sammen med vann-temperaturen vår og sommer bidro til å forklare 56 % av variasjonen i vekstrate for ettåringene (1+), men det var variasjon i vannføring som ga det signifikant største bidraget. Også for to-åringene (2+) hadde vannføring signifikant betydning for variasjonen i vekst, men her var det tettheten som ga størst signifikant bidrag til å forklare vekstvariasjonen.

5.4 Diskusjon

Årseffekten forklarte mer av vekstvariasjonen enn soneeffekten, og indikerer at variasjonen i vekst var større mellom år enn variasjonen innen elva (mellom soner). En stor del av denne år-til-år variasjonen ble forklart av variasjon i vannføring og temperatur. Imidlertid ble den betydelige variasjonen i vekst oppover elva ikke forklart av temperatur, i det laksungene vokste best øverst i elva hvor vanntemperaturen i store deler av vekstsesongen var lavest i forhold til lenger nedover vassdraget. Overraskende var variasjon i vannføring den variabelen som ga det største bidraget til å forklare variasjonene i vekst innen elva. Dette kan forklares med at vannføringsvariasjoner påvirker mengden tilgjengelig næring i drivet, og laksungene er aktive driftspisere ved middels og høye vanntemperaturer (Frankiewicz 1993). Det er ellers kjent at økninger i vannføring kan medføre en betydelig økning i drivet, spesielt hvis vannføringa først har vært stabil en periode (Perry & Perry 1986, Brittain & Eikeland 1988). Imidlertid er det ikke betydelig forskjell i vannføringsvariasjoner innen Stjørdalselva, selv om variasjonene kan bli noe mer utjevnet nedstrøms Forrasamløpet av det uregulerte tilsiget. Dette innebærer at vekstvariasjonene innen elva også må være påvirket av andre faktorer som ikke ble inkludert i analysen, eller som kan være koblet mot vannføring. Foruten vannføring som kan påvirke drivtettheten, er størrelsen på drivet naturlig nok avhengig av forekomsten av bunndyr generelt. Bunndyrundersøkelsen har dokumentert en økning i bunndyrtetthetene øverst i elva etter regulering, og en fortsatt høyere tetthet av flere arter også de seineste årene. I tillegg har vi dokumentert at kraftverksvannet bidrar med betydelig næring i form av småkreps helt øverst i elva, og at denne næringa utnyttes av laks-ungene, spesielt årsyngelen. Men også før siste regulering har øverste del av elva sannsyn-ligvis hatt et tilskudd av småkreps gjennom kraftverksvannet både fra Fjergen og Funnsjøen. Både mengden næring, og tilgjengeligheten av næring synes dermed å være størst øverst i elva og kan derfor være en viktig faktor for de observerte vekstforskjellene innen vassdraget.

Laksungene vokste også bedre etter regulering, og forskjellen var særlig stor i vekstraten hos årsyngel (Arnekleiv et al. 2006). Likeså var økningen i gjennomsnittslengder (0+-2+) mellom tre tidsperioder større i sone 3 enn lenger nedover elva. Også denne økte vekstraten har sannsynligvis sammenheng med kraftverksrelaterte endringer øverst i elva. I tillegg til småkreps, skjedde det en økning i bunndyrtetthetene og særlig av små arter (jf. kap. 3 og 4). Årsyngelen kommer ikke opp av grusen før nærmere St. Hans, og juli og august er viktigste vekstmåneder for årsyngelen. Det er i dette tidsrommet at tilbudet av småkreps var størst. Samtidig avtar mengden av større bunndyr utover sommeren, noe som skyldes livssyklus til en rekke arter, mens det kommer inn nyklekte små larver på høsten. Totalt sett betyr dette at tilbudet av egnete næringsdyr har vært meget godt for årsyngelen i juli-september, og best øverst i elva etter reguleringen. I tillegg har en på høsten (september-oktober) hatt en temperaturøkning øverst i elva på grunn av reguleringa. Dette kan også ha bidratt til bedre vekst her, og særlig for 0+, mens det er usikkert om tilbudet av egna næringsdyr har vært energetisk gunstig for de større laksungene, siden bunnfaunaen bestod mest av små dyr denne perioden. En generell temperaturøkning over tid kan også være en medvirkende faktor til den observerte økningen i gjennomsnittslengde til laksungene i perioden 1990-2006.

Totalt sett økte altså veksten til laksungene etter regulering, og økningen var mest markert øverst i elva. I Altaelva har laksungenes vekst avtatt på forsommeren på grunn av lavere vanntemperatur i denne perioden etter kraftutbyggingen, men økt seinere i vekstsesongen (Ugedal et al. 1998). Vi har ikke data til å kunne måle veksten i ulike deler av sesongen i Stjørdalselva, men basert på resultatene fra Alta og de framlagte data om næringstilbud og ernæring hos laksungene i Stjørdalselva, er det grunn til å anta at en tilsvarende endring i veksten har skjedd også i Stjørdalselva, og totalt sett er veksten bedre etter regulering, særlig i øvre deler av elva.

Det at laksungene i alle aldersgrupper er størst øverst i Stjørdalselva kan også være påvirket av andre faktorer enn vannføring, næringstilgang og eventuelt av en temperaturøkning på slutten av vekstperioden. I Stjørdalselva er gjennomsnittsvekta på laksen lavest nederst i elva hvor det tas mye smålaks, mens den stiger oppover i vassdraget, slik at det i de to øverste fangstsonene (sone 4-5) tas størst andel stor laks. Dersom en antar at dette også er et uttrykk for størrelsesfordelinga på gytefisken, betyr det at størst andel av stor laks gyter øverst i elva. Det er godt kjent at store hunner gyter store egg som også gir stor yngel (Thorpe et al. 1984, Hutchings 1991, Hayashizaki et al. 1995), og stor yngel har større overlevelse, konkurranse-evne, svømmeegenskaper, vekst, og generelt bedre "fitness" enn små yngel (Bagenal 1969, Ojanguren et al. 1996, Cutts et al. 1999, Einum & Fleming 2000 a,b). En kan derfor forvente størst yngel øverst i elva, og denne fordelen tar ungfisken med seg i den videre veksten fram til smoltifisering. Vi ser da også at smolt av samme alder i Stjørdalselva er størst øverst i elva (Arnekleiv et al. 2000). Stor smolt synes å gi tilbakevandring av større andel stor laks enn ung og liten smolt. Det er vist at laksen kommer tilbake til området i elva hvor den er født, og slik kan en derfor ha en evolusjon mot at de største laksene tar i bruk de beste gyteområdene i elva som i dette tilfelle synes å ligge øverst.

5.5 Oppsummering og konklusjon

Vekstmateriale av ungfisk av laks og ørret ble samlet med elektrisk fiskeapparat fra de faste 9 elfiskestasjonene i Stjørdalselva. Materialet ble i hovedsak samlet inn i oktober. For total-materialet var gjennomsnittslengdene til de ulike aldersklassene av laksunger slik: årsyngel (0+) 40,5 mm (N = 3560), ettåringer (1+) 64,0 mm (N = 2075) og toåringer (2+) 88,0 mm (N

= 1067). Ørreten var signifikant lengre enn laksen for alle årsklasser og ørretyngelen (0+) målte 48,8 mm (N = 945). Ett og to år gamle ørretunger hadde en gjennomsnittslengde på henholdsvis 87,0 mm (N = 363) og 121,2 mm (N = 160).

Det var betydelig variasjon i ungfiskens vekst fra år til år og innen ulike deler (soner) av elva. Innen hver aldersgruppe hos laksungene hadde år større forklaringsprosent enn sone på variasjonen i lengde.

Generelt fant vi de største laksungene i Meråker (sone 3), uansett alder for materialet 1990-2006. Det var en signifikant reduksjon i lengde fra sone 3 til sone 2 (midtpartiet av elva) til sone 1 (nederst, nedstrøms Forrasamløpet) for alle aldersgrupper laksunger. For ørret var det ikke så klare forskjeller i vekst mellom sonene, og forskjellene var dels motsatt i forhold til laks; ørreten innen hver aldersgruppe var jevnt over størst i sone 1 (nederst i elva).

Laksungene innen alle aldersgrupper var signifikant lengre i periode 2 (1994-2000) og 3 (2001-2006, etter regulering) enn i periode 1 (1990-1993, før regulering). Økningen i vekst mellom tidsperiodene var størst i sone 3, noe mindre i sone 2, mens vi i sone 1 ikke hadde noen økning i lengdevekst (0+) eller bare små endringer mellom tidsperiodene.

Betydningen av ulike miljøvariabler for vekstraten til de enkelte aldersgruppene av laksunger ble analysert for materialet fra 1990 til 2000. Variasjonen i vannføring hadde størst signifikant betydning for veksten foran gjennomsnittsvannføring og temperatur for årsyngel og ettåringer, mens tetthet av ungfisk og vannføring hadde størst betydning for variasjonen i vekst til toåringene. En indirekte effekt av vannføring og vannføringsvariasjoner kan være tilgjengeligheten og mengden av næringsdyr. Sannsynligvis har økt tilgang på næringsdyr, og da spesielt av små arter øverst i elva bidratt til den observerte økningen i vekst hos laksunger øverst i elva. Dette har særlig gitt årsyngelen bedre vekst. Økningen i tilgjengelig næring kan forklares med reguleringseffekter. Økt næring sammen med endret temperatur er også de mest sannsynlige årsakene til en økning i vekst i periodene etter regulering (tidsperiodene 1994-2000 og 2001-2006 mot perioden 1990-1993).

6 TETTHET AV UNGFISK

6.1 Metode

Tettheten av laks- og ørretunger i Stjørdalselva er beregnet en til to ganger hvert år fra 1990 til 2006. Det ble fisket med elektrisk fiskeapparat (Paulsen-apparat) på til sammen ni faste stasjoner i Stjørdalselva, og en stasjon i Sona. I Forra ble det fisket på en referansestasjon i perioden 1991-1997, og på tre faste stasjoner fra 1999. For sammenligning av utviklingen i tetthet mellom år er data fra den nederste stasjonen benyttet. Vi har imidlertid også undersøkt tetthetsutviklingen på tre stasjoner fra 2001. Tettheten ble beregnet etter tre omgangers suksessivt fiske av et fast avmerket areal pr. lokalitet (Zippin-metoden, 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 de tilfeller der 95 % konfidensintervall blir større enn tetthetsestimatet har vi brukt summen av de tre fiskeomgangene som uttrykk for fisketettheten. Utviklingen i tetthten av ungfisk er undersøkt separat for hver enkelt stasjon, men på grunn av lave fisketettheter på enkelte stasjoner har vi også slått sammen materialet for tre og tre stasjoner i Stjørdalselva og beregnet egentlige fiskemengder for tre ulike soner (jf. figur 6): Sone 1: St. 1 – 3A, Sone 2: St. 3B – 5, Sone 3: St. 6 – 8.

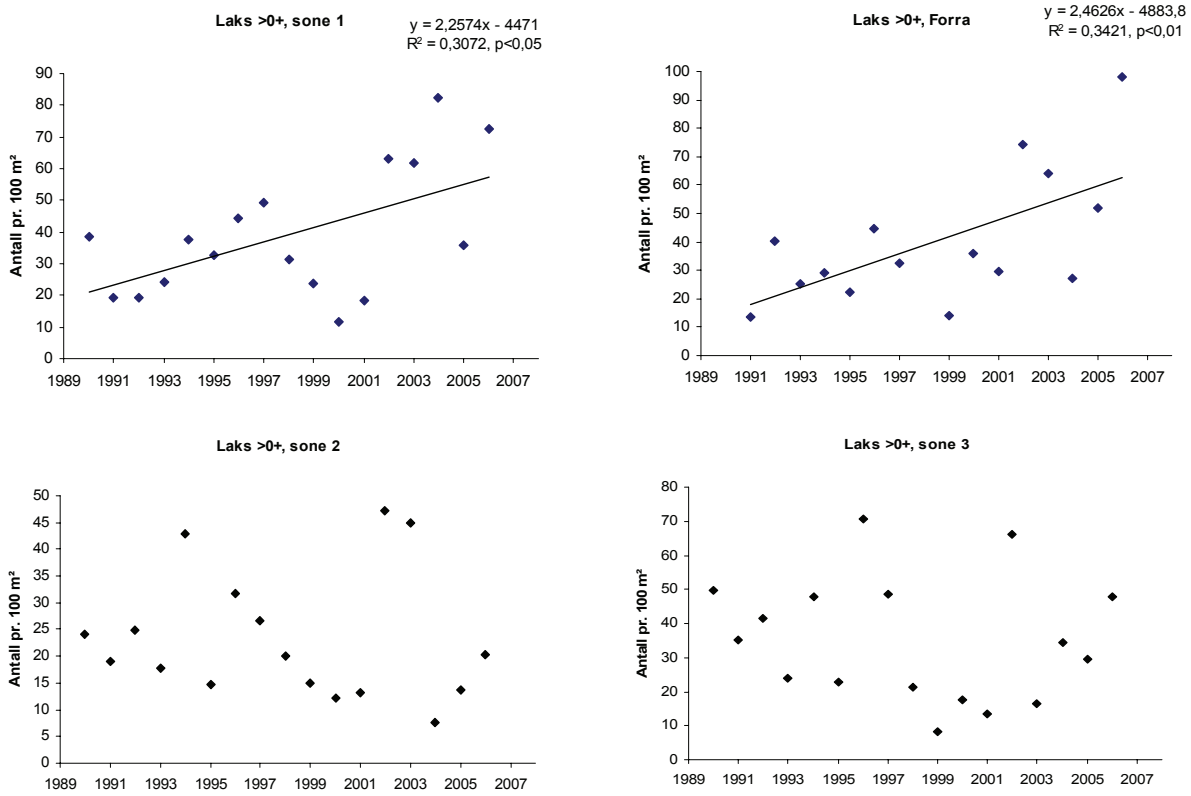
Tettheten av ungfisk er beregnet for 1+ og eldre, men vi har også beregnet tettheten for årsyngel (0+) separat. Årsyngel kan ofte være vanskelig å fange og kan forekomme klumpvis fordelt i elva, noe som ofte gir usikre estimater. Avhengig av elvas bunnsubstrat, dyp og vannhastighet vil områdenes egnethet som oppvekstområder variere. Fangbarheten til ungfisken vil også variere avhengig av miljøforholdene under innsamlingen (Jensen & Johnsen 1988, Bohlin et al. 1989). De viktigste faktorene er vannføring, endring (spesielt økning) i vannføring i dagene før innsamling foruten temperatur og turbiditet. For å unngå store utslag av variasjon i disse faktorene på tetthetsestimatene kan en foreta en beregning av faktorenes innvirkning og justere estimatene etter for eksempel en fast vannføring. En annen måte er å minimalisere faktorenes innvirkning på tetthetsestimatet ved å utføre innsamlingen under så like betingelser som mulig. Vi har valgt denne tilnærmingen og har elfisket på lav vannføring til noenlunde samme tid hvert år for at vanndekket areal, substrat og vannhastighet på stasjonene skulle være mest mulig direkte sammenlignbart (jf. Arnekleiv et al. 1995, 2000).

Fra 1993 ble det satt ut ensomrige laksunger årlig ovafor lakseførende strekning. All denne fisken ble fettfinneklippet. Fettfinneklippet fisk ble påvist i svært lavt antall på de faste elfiskestasjonene og er holdt utenfor i tetthetsberegningene.

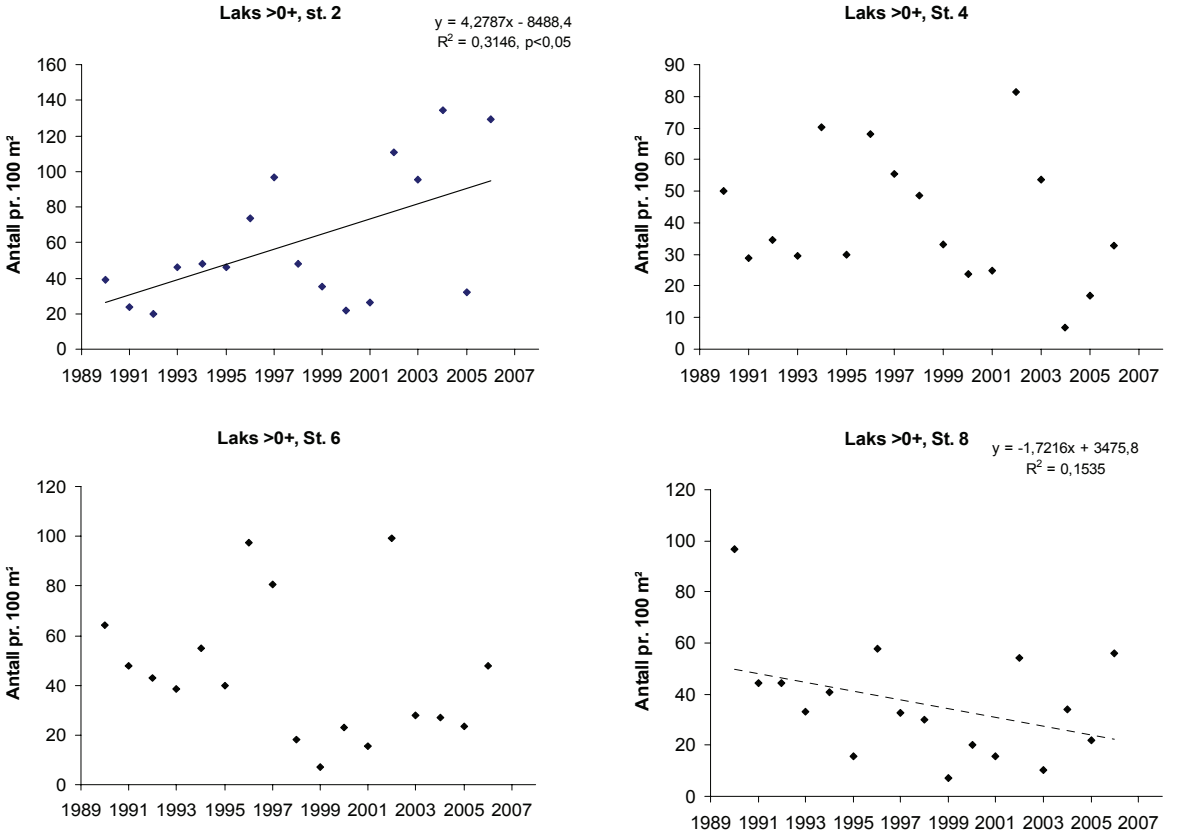
Hovedhensikten med tetthetsundersøkelsen av laks- og ørretunger er å sammenligne tetthetene før og etter regulering. Vi har derfor studert sammenhengen mellom beregna fisketettheter og tid ved lineære regresjons-og korrelasjonsanalyser. Vi har beregnet gjennomsnittlig tetthet på hver sone hvert år og plottet tetthet som en funksjon av år. I tillegg har vi testet om tetthet før regulering er forskjellig fra tetthet etter regulering.

6.2 Resultater

Resultatene av tetthetsberegningene for laks på de ulike sonene i Stjørdalselva samt i Forra er vist i figur 31, mens tetthetene på utvalgte stasjoner er vist i figur 32. Tetthetene av laksunger (> 0+) har variert mye mellom år (8,4–80,4 ind./100 m²) og mellom sonene.



Figur 31. Beregna tettheter pr. 100 m² av laksunger eldre enn 0+ i forhold til år for de ulike sonene i Stjørdalselva og i Forra i perioden 1990-2006. Signifikante endringer over tid er angitt med trendlinje.



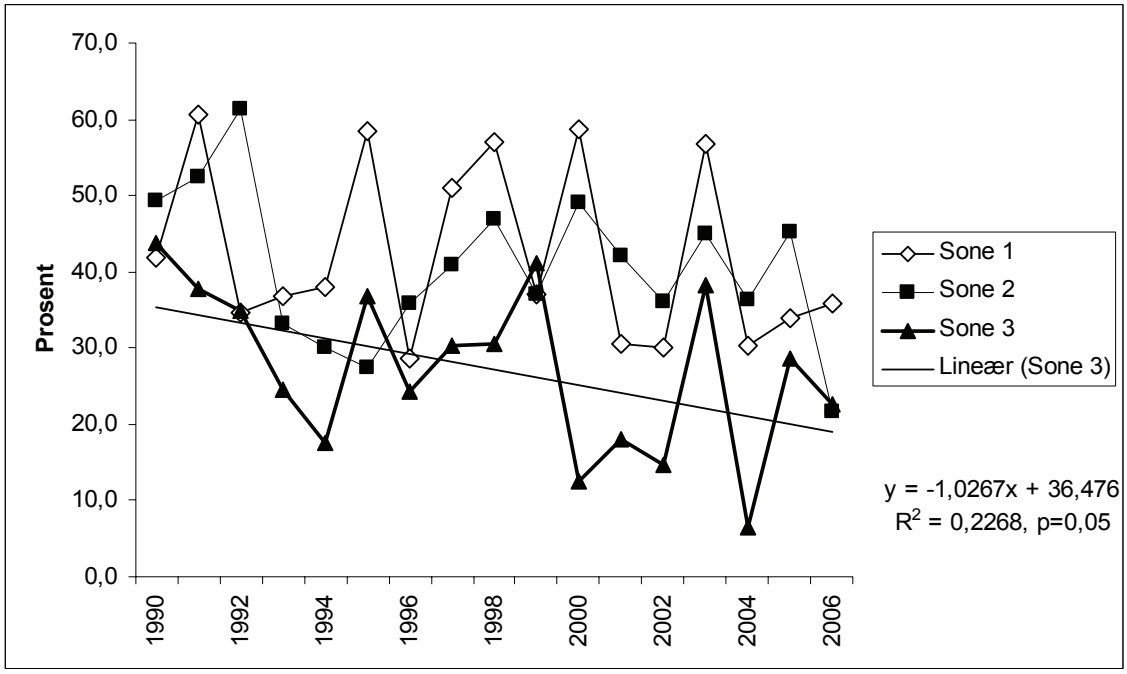
Figur 32. Beregna tettheter av laksunger eldre enn 0+ i forhold til år på utvalgte stasjoner i Stjørdalselva 1990-1999. Signifikant endring er vist med heltrukket linje.

Resultatene av regresjonsanalysene viser at det både nederst i Stjørdalselva (sone 1) og i Forra har skjedd en signifikant økning i ungfisktetthetene i undersøkelsesperioden (1990-2006). Det er særlig i årene 2002-2006 at en har hatt høye tettheter av eldre laksunger. Denne økningen vises også på stasjon 2 (Hegra, figur 32). Denne tendensen finner vi ikke igjen i sone 2 og 3, eller for stasjon 4, 6 og 8. I sone 2 var det høye tettheter av laksunger i 2002 og 2003, men ikke de tre siste årene. I sone 3 har tetthetene variert mye med høye tettheter i 1996 og 2002. For perioden 1990-2001 skjedde det imidlertid en signifikant reduksjon i tetthetene i denne sonen ($p<0,01$), og særlig på stasjon 8, Meråker (jf. Arnekleiv et al. 2000). Tettheten i henholdsvis sone 3 og stasjon 8 i 1999 var bare 8,4 og 7,1 ind./100 m². Selv om det har vært en økning i tetthetene de tre siste årene, er det fortsatt en negativ trend i tetthetene av laksunger på stasjon 8 (figur 32). Det var ingen signifikant forskjell i laksestetthetene mellom sonene (inkl. Forra) i perioden 1990-1994 (totalmateriale, alle tester $p>0,05$), mens det var signifikant større tettheter i Forra og sone 1 enn i sone 2 og 3 de siste fem årene av undersøkelsen ($p= 0,003$).

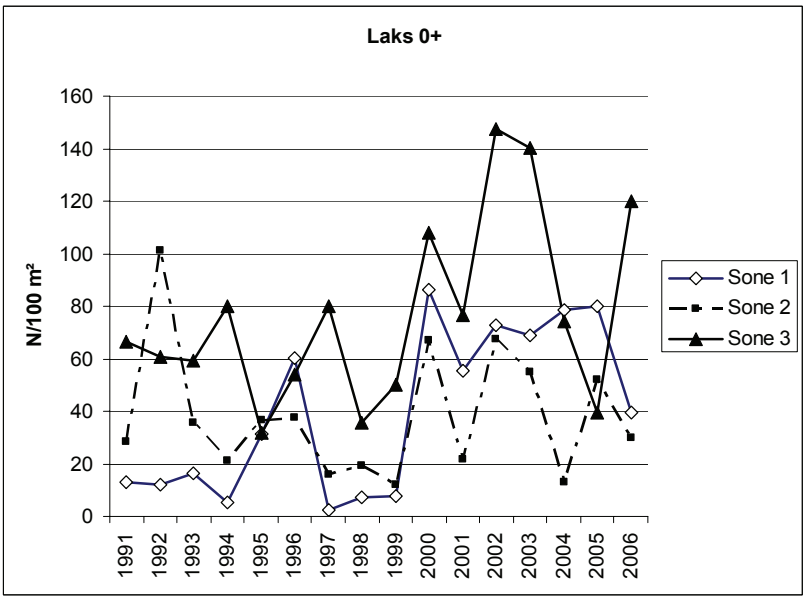
Tettheten av to- og treårige laksunger har i mange av årene vært lavere på stasjonene øverst i elva sammenlignet med sone 1 og 2. Figur 33 viser andelen eldre laksunger (≥2+) i forhold til totaltettheten av laksunger (>0+) i de tre sonene i ulike år. I årene 1994, 1997, 1998, 2000, 2001, 2002 og 2004 var andelen eldre laksunger betydelig lavere i sone 3 enn de andre delene av elva. Det var også en signifikant nedgang i andelen eldre laksunger i undersøkelsesperioden i sone 3, men ikke i de andre sonene. Det var imidlertid også en tydelig nedgang i andelen større laksunger i sone 3 i perioden 1990-1994 (figur 33). De noe høyere tetthetene av laksunger i sone 3 i de tre siste årene bestod for en stor del av ettåringer (vedlegg 3). Dette tyder på at dødeligheten og/eller utvandringen av eldre laksunger har vært høyere på stasjonene i Meråker enn i resten av elva. Den negative trenden i andel eldre laksunger over tid tyder videre på at denne dødeligheten/utvandringen har økt med årene. Dette understøttes av at tetthetene i siste femårsperiode var signifikant lavere i sone 2 og 3 enn i Forra og sone 1, mens dette ikke var tilfelle før regulering.

Tetthetsutviklingen i Forra viste samme tendens om en i stedet for tettheten på stasjon 1 i hele undersøkelsesperioden brukte tetthetene på stasjon 1-3 i 2001-2006 (vedlegg 4). Tetthetsestimatene av laksunger i Sona var usikre, og fangbarheten lav, noe som skyldes at den ene elfiskestasjonen har vært vanskelig å fiske på grunn av stri elv og grovt substrat. Vi har derfor valgt å ikke legge så mye vekt på disse resultatene. Tetthetene viste imidlertid også her en tendens til økning over tid (vedlegg 4).

For årsyngel av laks er tetthetsestimatene generelt mer usikre og de har variert mye, men de viser at tettheten med få unntak har vært størst i sone 3, med de høyeste registrerte tetthetene i 2002 og 2003 (figur 34). Dette er yngel som stammer fra gyting i 2001 og 2002 som er de to årene det ble tatt mest mellom- og storlaks i Meråker i hele fangstperioden 1973-2006 (jf. Arnekleiv et al. 2007a).

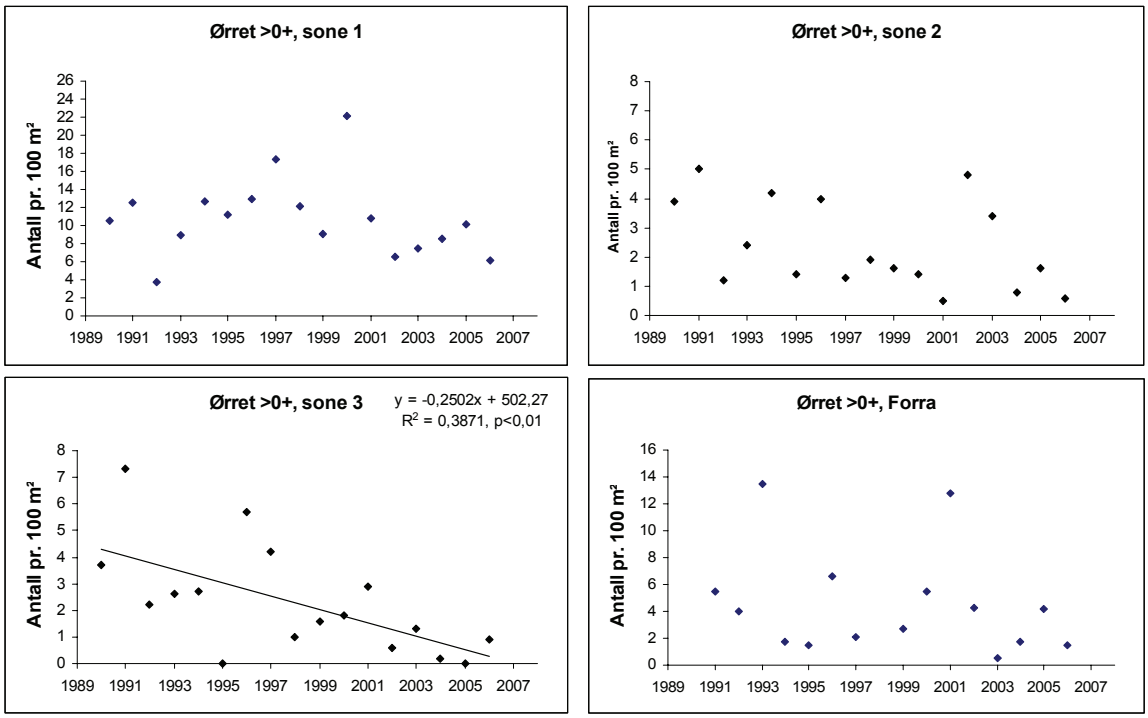


Figur 33. Prosentandel eldre laksunger (≥2+) i forhold til totaltettheten av laksunger (>0+) i de tre sonene i ulike år. Beregninger basert på observert tetthet av hver aldersgruppe pr. stasjon etter tre omganger elfiske.



Figur 34. Årlig beregna tettheter av årsyngel av laks i son 1-3 i Stjørdalselva.

Ørret (> 0+) utgjorde i gjennomsnitt bare 5-15 % av de totale ungfisktetthetene i Stjørdalselva. Ørret ble særlig fanget langs forbyggingene som var del av stasjonene 2 og 3A, og tetthetene av ørretunger var størst i sone 1 (gj.sn. 10,8 ind./100 m²) sammenlignet med sone 2 (2,4 ind./100 m²) og sone 3 (2,3 ind./100 m²). Regresjonsanalysene viser ingen signifikant endring i tetthet over tid i sone 1 og 2, eller i Forra. Men i sone 3 var det en signifikant reduksjon i tettheten av ørretunger over tid (figur 35).



Figur 35. Beregna tettheter pr. 100 m² av ørretunger eldre enn 0+ i forhold til år i sone 1-3 i Stjørdalselva 1990-2006. Signifikant endring er vist med heltrukket linje.

6.3 Diskusjon

Tettheten av laksunger i sone 1 og i Forra viste en signifikant økning i undersøkelsesperioden 1990-2006. Spesielt var utviklingen etter 2000 positiv, noe som kan ha sammenheng med det gode innsiget av laks til Trondheimsfjordelvene fra 1999 og utover (jf. Arnekleiv et al. 2007). Tettheten av laksunger var lav i alle tre sonene i perioden 1998-2000, noe som dels kan ha sammenheng med den dårlige oppgangen av mellom- og storlaks i perioden 1996-98 og sannsynligvis dårlig rekruttering. Den positive utviklingen i tetthet av laksunger som vi finner nederst i Stjørdalselva og i Forra, reflekteres imidlertid ikke i samme økning i tettheter videre oppover vassdraget, selv om tetthetene har tatt seg opp noe også i sone 3 de siste tre år. Sammenligner vi gjennomsnittstetthetene i perioden 1991-1994 med 2001-2006 så finner vi en økning på 165 % og 106 % i henholdsvis sone 1 og i Forra, mens sammenligning av tetthetene i samme periode i sone 2 og 3 viser en endring på henholdsvis + 4 % og - 2 %. Forutsatt en lik utvikling i laksetetthetene i sone 2 og 3 som i sone 1 og Forra, skulle vi hatt en tetthet som lå 2-2,7 ganger høyere i sone 2 og 3 i 2001-2005 enn det målingene viser. Vi fant ingen signifikant forskjell i tetthetstallene mellom sonene (og Forra) før regulering, men signifikant høyere tetthet i sone 1 og Forra enn i de to andre sonene i siste femårsperiode. Dette tyder på at vi har hatt en negativ tetthetsutvikling av laksunger i sone 2 og 3 i Stjørdalselva i forhold til "uregulerte" forhold.

Også når en ser på sammensetningen av årsklassene, var det en lavere andel eldre laksunger i sone 3 enn resten av elva i mange enkeltår, og med en signifikant negativ utvikling i denne andelen med årene. Tettheten av årsyngel har imidlertid vært høyest i sone 3 de fleste år, noe som også samstemmer med at de fleste gytegropene i alle år er registrert i sone 3. Små mengder større laksunger i øvre del har også medført en større innsats de siste årene for å få merket et tilstrekkelig antall smolt fra sone 3 (jf. kap. 8). Samlet sett tyder dette derfor på at det må ha

skjedd en større dødelighet og/eller utvandring av eldre laksunger i sone 3 sammenlignet med de andre områdene i Stjørdalselva og Forra. Dataene på tetthetene av ørretunger er også parallell med utviklingen av laksetetthetene. Ungfiskbestanden av ørret er størst nederst i elva hvor vi ikke finner noen klar trend i utvikling av tetthetene over tid. De lave tetthetene i Meråker har imidlertid blitt signifikant lavere i undersøkelsesperioden.

Over tid vil det skje svingninger i populasjonsstørrelsen hos fisk, både for voksen laks og ungfisk. Disse endringene kan skyldes naturlige variasjoner, tilfeldigheter eller ha ulike årsaker, også menneskeskapte. Det kan være flere faktorer som sammen er årsak til en annen utvikling i ungfisktetthetene i sone 2 og 3 enn i resten av elva og Forra, og en direkte nedgang i tettheten av eldre laksunger på enkeltstasjoner øverst i elva. De enkeltfaktorene som kan være spesielt viktige er:

- Fluktuasjoner i vannføring som en følge av kraftverksdriften
- Utjevnet vannføring over året med mulig økt sedimentasjon og tiltetting av substratet (habitatdegradering) øverst i elva som følge av reguleringen
- Endret vanntemperatur som kan ha medført økt energiforbruk og dermed økt dødelighet om vinteren og våren
- Mulig økt bunnisdannelse med økt vinterdødelighet i enkeltår
- Økt humusinnhold i vannet (endret vannkvalitet) og økt begroing (fortsatt "demnings-effekt") som kan ha påvirket næringsopptak, sedimentasjon, fysisk fiskehabitat og fiske-fysiologi
- Endret vannkvalitet og blandsoner med endret tungmetallinnhold som kan ha påvirket laks øverst i elva
- For liten gytebestand og/eller redusert gytebestand i undersøkelsesperioden, noe som kan ha gitt redusert rekruttering av 0+

Vintrene 1994 og 1995 ble det i perioder kjørt døgnregulering i Meråker kraftverk, noe som resulterte i hyppige og raske endringer i vannføringa i Stjørdalselva. Etter 1996 har regulanten tilstrebet en mest mulig jevn drift av kraftverket. Likevel har det med ujevne mellomrom skjedd flere utfall i kraftverket, spesielt i 1998, med raske og store dropp i vannføring og vannstand. De mest optimale leveområdene for laksunger og spesielt de yngste aldersgruppene, er ofte nær land. Disse er da særlig utsatt for stranding og stressreaksjoner ved hyppige og raske vannstandsreduksjoner. Det er ikke gjort spesielle undersøkelser for å fastslå mengden fisk som eventuelt strandet og døde under slike episoder i elva, men undersøkelser i Alta (Forseth et al. 1996), Nidelva (Hvidsten 1985, Arnekleiv et al. 1994) og resultater fra Effektprosjektet i SINTEF (Saltveit et al. 1999, 2000) viser at slike reduksjoner kan gi høye dødelighetstall på ungfisk. Slike variasjoner i vannføring vil være størst øverst i elva og jevnes ut nedover elve-strengen av tilløpselver og tilsig. Datasettene fra Stjørdalselva gir imidlertid ikke grunnlag for å konkretisere hvor stor negativ effekt pulskjøringa har hatt for rekrutteringen i sone 3. Imidlertid viser analysene av ungfiskens energiinnhold at laksungene sommeren 1998 hadde svært lave fettreserver allerede før vinteren, i motsetning til andre år (se kap. 7). Det er derfor sannsynlig at ekstra stor energirelatert vinterdødelighet var medvirkende årsak til de meget lave tetthetene av ungfisk i Meråker i 1999.

Byggingen av Meråker kraftverk har medført en utjevna vannføring over året med reduserte flomtopper og økt vintervannføring. Det er dokumentert økt humusinnhold i vannmassene, sterk begroing av arter som vi vet ofte får økt mengde nedstrøms kraftverksutløp, og en endret artssammensetning av bunndyr med økning i tetthet av små arter øverst i elva. Næringstilbudet til fisk, særlig av en del små bunndyrarter og zooplankton, har økt øverst i Stjørdalsleva etter

regulering (jf. kap. 3,4). Samtidig har en utjevnet vannføring med økt vintervannføring og en pålagt minstevannføring sannsynligvis bidratt til større tilgjengelige oppvekstarealer på årsbasis. Større oppvekstarealer om vinteren er regnet som delforklaring på økt smoltproduskjon i Orkla etter regulering (jf. Hvidsten 1993, Hvidsten et al. 2004). Forutsatt god rekruttering, ville vi derfor forvente at dette bidro til økte tettheter av eldre laksunger, særlig i øvre del av Stjørdalselva, men dette har ikke skjedd. Dersom substratet tettes til, f.eks. ved økt sedimentasjon og begroing, vil dette også ha innvirkning på fiskens oppveksthabitat og spesielt på skjulplasser for større ungfisk. Det er ikke gjennomført studier av erosjon og sedimentasjon før/etter siste regulering, men vi har observert en mer hardpakka elvebunn (substratendring) i øvre del av elva etter regulering (jf. Arnekleiv et al. 2000). En slik substratendring er i overensstemmelse med de endringene vi har registrert i bunndyrsamfunnet og med registreringer i en rekke andre regulerte elver med utjevna eller redusert vannføring. Redusert størrelse og frekvens av flommer reduserer vannets transportkapasitet og medfører ofte en pålagring av sedimenter (jf. Petts 1984, Fergus 1997, Bogen & Bønsnes 2004). I tillegg har en fått tilført økt mengde humus fra reguleringsmagasinene, og finfordelt materiale kan derfor sedimentere på flere områder i elva, og hulrom mellom steiner samt alge- og mosebegroing vil fungere som sedimentfeller og medføre et endret bunndyr- og fiskehabitat (jf. Carter Jonson 1997, Bogen et al. 2004). Dette kan redusere antall gunstige skjulplasser ved at rommene mellom steinene blir fylt opp og elvebunnen mister mye av sin opprinnelige heterogenitet. En gradvis endring av substratet etter 1994 kan derfor ha redusert tilgjengeligheten av gode stand- og skjulplasser for ungfisk, med størst negativ virkning på eldre fiskunger som trenger større hulrom i substratet for skjul enn årsunger. På stasjon 7 i Meråker var det de første årene (1990 og noen år) et løst substrat av rullestein, og vi måtte utvise stor forsiktighet under elfiske fordi stein kunne løsne under føttene og rulle ut i djupålen. De seinere årene er dette substratet mye mer stabilt, og steinene sitter fastere.

Nedenfor kraftverket i Surna har utjevnet vannføring medført økt andel av mindre egna oppvekstarealer. Dette er trukket fram som årsak til lavere fisketetthet og større dødelighet (Lund et al. 2003). I Suldalslågen er forekomst av finpartikulært materiale og dermed lite skjul for fisk om sommeren og vinteren vurdert å være begrensende for lakseproduksjonen (Saltveit & Bremnes 2004). Dokumentasjonen av endringene i øvre del av Stjørdalselva er forenlig med en slik sekundæreffekt av kraftutbyggingen på fiskehabitatet, og en delforklaring på tetthets-utviklingen av laksunger i sone 3 sammenlignet med tetthetsutviklingene i Forra og nederst i Stjørdalselva.

Basert på fangststatistikken og gyteobservasjoner synes det å ha vært en markert reduksjon av gytebestanden av laks fra 1994 til et bunnår i 1997. Dette kan tenkes å ha gitt lave tettheter av årsyngel og reduserte ungfisktettheter i etterfølgende år. Dette skulle imidlertid ikke slå ut i en dårligere utvikling av ungfisktetthetene i sone 3 enn i resten av elva, snarere tvert om. Tettheten av årsyngel har i hele undersøkelsesperioden vært størst i sone 3 som synes å være den viktigste gytestrekningen i hele elva. Det synes derfor ikke å være mangel på rekrutter som er årsak til reduksjonen av eldre laksunger øverst i elva sammenlignet med lenger nedover.

Driften av Meråker kraftverk har ført til endringer i vanntemperaturen i de øvre delene av lakseførende del ned til i hvert fall Øverkil. Fiskens metabolisme og overlevelse er sterkt av-hengig av temperaturen, og laksungene benytter sommeren til å vokse og akkumulere energi til å overleve vinteren (Berg & Bremset 1998). Økt vintertemperatur kan påvirke denne meta-bolismen, og mangel på is kan sannsynligvis også påvirke laksungenes aktivitet og energi-balanse (jf. Finstad 2005). I perioden 1996-2000 ble det samlet inn data om fett-/protein-innhold i ungfisken gjennom året, og resultatene indikerer at det skjer en energirelatert dødelighet som

er større øverst i elva sammmenlignet med nederst. Dette er presentert i neste kapittel (kap. 7) med diskusjon om kraftutbyggingens virkninger på laksungenes fysiologiske kondisjon.
I februar 1998 var Stjørdalselva utsatt for en kraftig vinterflom med flomtopp på 510 m³/s målt ved samløp Funna. Også i de seinere vintre har det vært enkelte store vinterflommer, eksempelvis i desember 2003 (233 m³/s i Meråker) og januar 2006 (373 m³/s i Meråker). Slike ekstremflommer er rapportert å kunne gi skader både på bunnfauna og fisk (Brabrand 1998, Hindar et al. 1999). Tetthetene av eldre laksunger ble redusert i øvre del av elva 1990-2001 og var lave i 1998, men tetthetene videre nedover elva var på nivå med tidligere år. Tetthetstallene for 2002-årsklassen i påfølgende år var ikke spesielt lave, og tettheten av både 0+ og 1+ laksunger i 2006 var god. Det er derfor lite som tyder på at store vinterflommer som de vi hadde i 1998, 2003 og 2006 har hatt store virkninger på ungfiskproduksjonen i Stjørdalsleva. Dette er også i tråd med de funn som ble gjort i Gråelva i 2006 (Einum et al. 2006). I Gaula førte derimot den store vårflommen i 1995 til redusert årsklassestyrke av 1995-årgangen i midtre og nedre deler av elva, men ikke i øvre deler og i Sokna, og den ga heller ikke økt dødelighet på større laksunger. Jensen & Johnsen (1999) fant at det først og fremst var store flommer i tidspunktet under og rett etter at yngelen kom opp av grusen som ga økt dødelighet, mens flommene ikke ga økt dødelighet på 1+ og eldre fisk.

Ungfiskproduksjonen er relatert til forekomsten av gunstige oppvekstarealer, og gjennom reguleringen er det sikret en større minstevannføring (minimum 9,5 m³/s nedstrøms Funnasamløpet) enn før regulering. Dette har sannsynligvis virket positivt for ungfiskproduksjonen særlig øverst i elva, da vannføringen før den siste reguleringen kunne være 3-5 m³/s i enkeltperioder. Denne positive effekten av reguleringen har imidlertid sannsynligvis vært langt mindre enn de antatt negative effektene, siden vi har en ugunstig utvikling i ungfisktetthetene øverst, sammenlignet med resten av elva.

I områdebeskrivelsen er det redegjort for tungmetaller i elvene grunnet sig fra nedlagte kisgruver og kraftutbyggingens virkninger på fordeling av forurenset vann og forurensningsnivået. Vi vil fortsatt ikke utelukke at tungmetaller kan ha en negativ effekt på laksungenes overlevelse i øvre del av anadrom strekning. Et forsøk med ørret utsatt i bur i ulike deler av vassdraget viste dødelighet og akkumulering av Cu og Cd i gjellene til fisk som overlevde i Dalåa/Gilsåa og i Torsbjørka. Det var imidlertid ingen åpenbare effekter på ørret holdt i bur i Stjørdalselva ved Flåan bru (Iversen et al. 1998). Jernutfelling fra grunnen ved råvanninntaket til klekkeriet rett oppstrøms Nustadfoss ga i perioder høy dødelighet på settefisken, og med meget høye jernverdier på gjellene (okerkvelning). I et eget "jernprosjekt" ved Universitetet for miljø og biovitenskap, Ås, skal en identifisere toksiske tilstandsformer av Fe fra grunnvann, gruve- og myravrenning og dannelse av toksiske Fe-former. Her er det valgt ut forsøksområder i Torsbjørka, Dalåa og Stjørdalselva for oppfølgende undersøkelser i samarbeid med NIVA, klekkeriet og Vitenskapsmuseet. Innledende undersøkelser viser at det også finnes relativt høye verdier av reaktivt jern nedstrøms Nustadfossen i mai, men langt lavere verdier enn i f.eks. Torsbjørka (Hans Chr. Teien, pers. medd.).

6.4 Oppsummering og konklusjon

Tettheten av laks- og ørretunger i Stjørdalselva er beregnet en til to ganger hvert år fra 1990 til 2006. Det ble fisket med elektrisk fiskeapparat på til sammen ni faste stasjoner i Stjørdalselva, og en stasjon hver i Sona og Forra. Både nederst i Stjørdalselva (sone 1) og i Forra har det skjedd en signifikant økning i ungfisktetthetene i undersøkelsesperioden (1990-2006, med størst økning de 5 siste årene). Tettheten var 2,0-2,6 ganger høyere de fem siste årene sammenlignet

med årene før regulering. En tilsvarende økning ble ikke registrert i midtre (sone 2) og øvre (sone 3) del av elva, hvor tetthetene var uendret eller noe lavere i siste femårsperiode sammenlignet med perioden før regulering, og i sone 3 var det en signifikant reduksjon i tettheten i perioden 1990-2001. Vi fant ingen signifikant forskjell i tetthetstallene mellom sonene (og Forra) før regulering, men signifikant høyere tetthet i sone 1 og Forra enn i de to andre sonene i siste femårsperiode. Dette tyder på at vi har hatt en negativ tetthetsutvikling av laksunger i sone 2 og 3 i Stjørdalselva i forhold til "uregulerte" forhold.

I årene 1994, 1997, 1998, 2000, 2001, 2002 og 2004 var andelen eldre laksunger betydelig lavere i sone 3 enn de andre delene av elva. Det var også en signifikant reduksjon i andel eldre laksunger med årene i sone 3, men ikke i de andre sonene. Samtidig har tetthetene av årsyngel av laks vært god i sone 3, og høyere enn i de andre delene av elva de fleste år. Det har derfor skjedd en overdødelighet eller utvandring av eldre laksunger i sone 3 og dels sone 2 i undersøkelsesperioden. Også tettheten av ørretunger er signifikant redusert i sone 3 i undersøkelsesperioden. Den negative utviklingen i ungfisktettheter settes i sammenheng med sekundæreffekter av reguleringen; utjevnet vannføring med reduserte flommer som sannsynligvis har medført et tiltettet substrat (endret ungfiskhabitat) gjennom sedimentasjon og økt begroing, sannsynlig negative effekter av raske vannstandvariasjoner relatert til kraftverksdriften i enkeltår (1994, 1995 og 1998), endret vintertemperatur og mindre islegging som kan ha medført økt energiforbruk og økt energirelatert dødelighet og mulig negativ effekt av vannkvalitetsendringer relatert til utbyggingen. En mulig positiv effekt av økt vanndekket areal gjennom pålagt minstevannføring har sannsynligvis ikke vært nok til å oppveie for de negative effektene. Dette har sannsynligvis ført til en redusert smoltproduksjon i øvre del av Stjørdalselva.

7 LAKSUNGENES ENERGIINNHOLD – EN OPPSUMMERING

7.1 Innledning

Vinteren blir vanligvis antatt å være en kritisk periode for overlevelse hos laksunger i rennende vann (Cunjak & Power 1987, Berg & Bremset 1998, Cunjak et al. 1998). Modeller for energiomsetning i fisk bruker vanntemperaturen som en nøkkelfaktor (Elliot et al. 1995, Jensen et al. 2000). Tradisjonelt er det antatt at investering i biomasseoppbygging og vekst stanser når temperaturen faller under 4-7 °C. De senere år er det imidlertid gjort undersøkelser som viser at både ørret- og laksunger under gunstige oppdrettsbetingelser kan omsette næring og vokse ved temperaturer ned mot 0 °C (Koskela et al. 1997, Forseth et al. 2000, Finstad et al. 2004). Det overskuddet av energi i fiskens næring som den ikke bruker til å opprettholde livsfunksjonene (vedlikeholdskostnadene), fører til vekst og lagring av fett i ulike deler av fisken (vesentlig i lever, muskel og rundt innvollene). Lagringsfettet brukes som energikilde og er dessuten en viktig komponent i cellemembraner. Under sulting eller under perioder hvor næringsinntaket er lavt vil fisken bruke fettreservene (vesentlig triglyserider) som energikilde til fordel for proteiner. Basiskunnskapen om energilagring og energiforbruk ved lave temperaturer er imidlertid mangelfull. Det er mulig at selv små temperaturendringer om vinteren kan ha stor påvirkning på forholdet mellom forbruk av lagret fett og inntak av energi gjennom næringssøk. I Homla, som er ei nærliggende uregulert elv med vintertemperaturer rundt 0 °C, viste Berg & Bremset (1998) at fettinnholdet i laks- og ørretungene ble redusert med 45-70 % gjennom vinteren. Fettlagrene ble imidlertid raskt bygd opp igjen om våren. Ut fra dataene ble det beregnet at energibehovet om vinteren ble dekket av to omtrent like store deler: opptatt næring og forbrenning av lagret fett.

I ei regulert elv som Stjørdalselva er temperaturen gjennom året endret med en høyere vintertemperatur, lavere temperatur på våren/forsommeren og høyere temperatur på ettersommeren (Asvall 2000). Også lystilgangen om vinteren er endret som følge av mindre isdekke og lengre strekning åpen elv. Dette kan tenkes å påvirke laksungenes syklus med hensyn til energiomsetning gjennom året. Med åpen, vintervarm elv kan det tenkes at både temperaturen og endret habitat forårsaker en økt aktivitet og metabolisme uten at fisken greier å kompensere det økte energiforbruket med tilstrekkelig økt næringsopptak. Data fra Altaelva og eksperimenter med og uten isdekke kan tyde på at slike problemer kan oppstå nedstrøms kraftverk. Dette kan medføre at energilagrene tømmes på vårvinteren og medføre økt dødelighet (jf. Forseth et al. 2000, Finstad et al. 2004, 2005). For å undersøke dette ble variasjonen i energiinnholdet til laksungene (fett- og proteinlagrene) gjennom året undersøkt øverst i elva, rett nedstrøms utløpet fra kraftverket og fra en referanselokalitet lengre ned i vassdraget hvor vanntemperaturen er normalisert i forhold til kraftverket (Hegra). Resultatene er tidligere rapportert (Arnekleiv et al. 2002) og publisert (Berg et al. 2006), og her gjengis en oppsummering av resultatene med en diskusjon om reguleringens effekter på ungfiskoverlevelse.

7.2 Oppsummering av resultatene

Ungfisk av laks ble samlet inn med elfiskapparat fra Stjørdalselva i Meråker og ved Hegra (jf. figur 7) i perioden mai 1996- oktober 1999 (20 innsamlingstidspunkter, N=2346 laksunger). Metoden for nærmere analyser av fett- og proteininnhold og statistisk behandling av materialet er nærmere beskrevet i Arnekleiv et al. 2000 og i Berg et al. 2006.

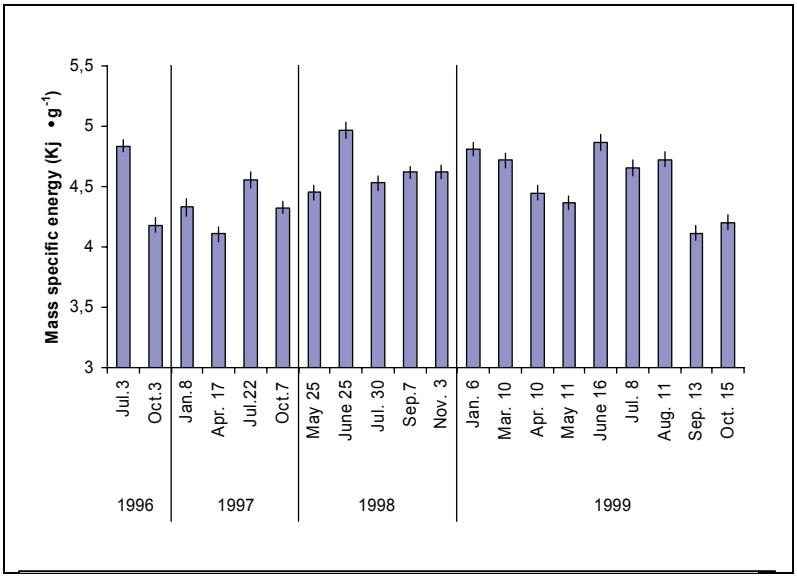
Ser en på totalmaterialet (N = 2346) var innholdet av de ulike elementene 79,4 % vann, 15,6 % protein, 2,4 % fett og 2,8 % aske (vesentlig Ca- og Mg- karbonater). Fiskene veide gjennomgående under 25 g, og 120 av dem var gyteparr. Flest av disse ble funnet på stasjon 1 (øverst).

7.2.1 Årsvariasjoner i totalt fettinnhold, proteininnhold og laksungenes energiinnhold

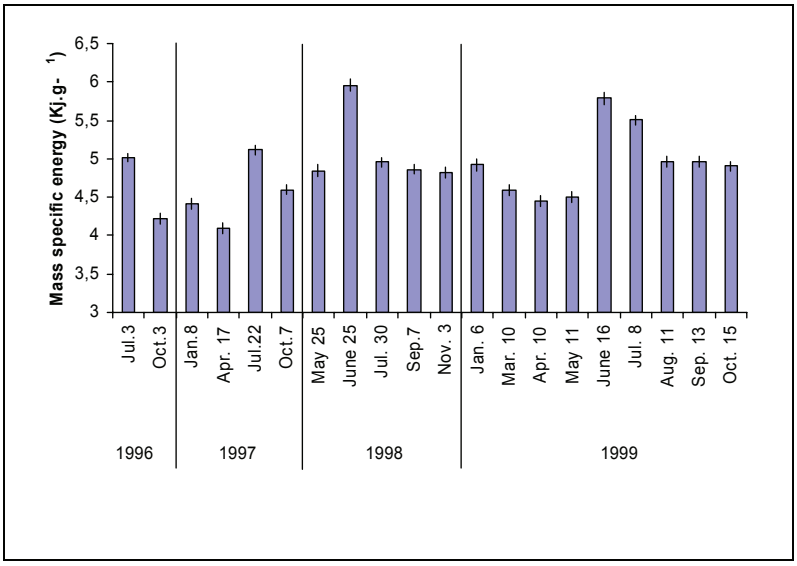
Totalinnholdet av fett, protein og totalt energiinnhold hos laksungene varierte gjennom året med fiskestørrelse, med innsamlingstidspunkt og mellom stasjonene (ANCOVA, alle tester $p < 0,001$). Gjennomsnittsverdiene for spesifikt energiinnhold, fettinnhold og protein varierte mye gjennom året. Laveste verdier for spesifikt energiinnhold på referansstasjonen ble funnet i vinterperioden oktober – april med gjennomsnittsverdier rundt 4,3 kJ g^{-1} (figur 36). Fra et bunnivå i april/mai økte energiinnholdet svært raskt til en topp i juni i to påfølgende år (henholdsvis 5,0 kJ g^{-1} og 4,9 kJ g^{-1}). Det var en tidsforskjell på bare 1,5 måned mellom de laveste og høyeste verdiene for spesifikt energiinnhold. Det var overraskende at energiinnholdet sank allerede fra juli/august og utover høsten. I august og september målte vi energiinnhold på 4,7 kJ g^{-1} eller lavere. Reduksjonen i spesifikt energiinnhold var like stor på ettersommeren som reduksjonen på vinteren. Variasjonene gjennom året var mye lik mellom Hegra og Meråker, men med noe høyere top-verdier i Meråker (figur 37).

Variansanalyse (ANCOVA) viste at laksungenes størrelse hadde signifikant innvirkning på fettinnhold og energiinnhold ($p < 0,001$), likeså innsamlingsperiode ($p < 0,001$) og interaksjonen mellom innsamlingsperiode og vekt ($p < 0,001$). Den individuelle variasjonen i fettinnhold og energi var spesielt stor i juni og juli, noe som forventes i en situasjon da fisken bygger opp fettreservene. Høyt energiinnhold på tidligsommeren (juni) skyldtes en rask akkumulering av fett etter vinteren, mens proteininnholdet ikke viste en slik økning, men var relativt lavt i perioden med stor akkumulering av fett (figur 38). Høyeste proteinverdiene ble målt i januar, mens spesifikt proteininnhold var lavest i juli i tre av årene (figur 38). På vinteren var den individuelle variasjonen i fett- og energiinnhold mindre, og i januar hadde mange fisk svært små energilagre, og energitapet om vinteren var størst for den store fisken. Det er verdt å merke seg at mange av laksungene allerede i januar omtrent ikke hadde fettreserver igjen (figur 38) og at spesifikt energiinnhold var rundt 4 kJ g^{-1} for en rekke laksunger.

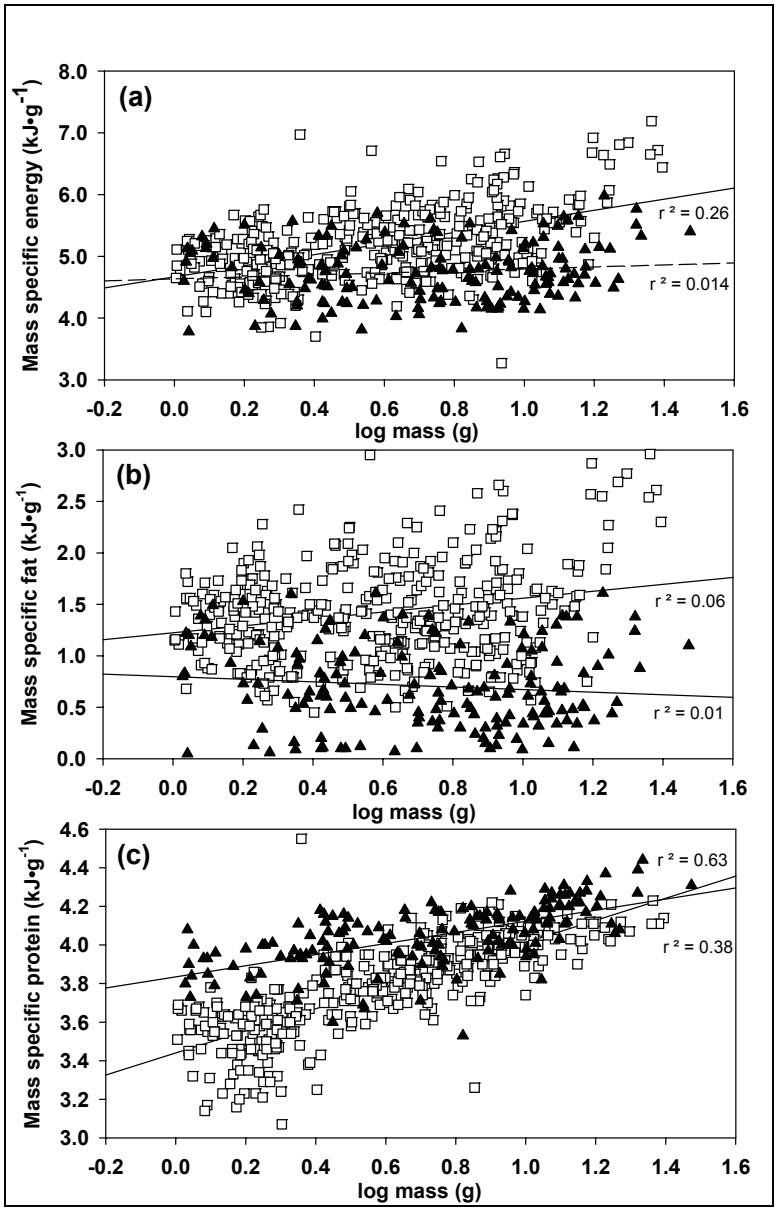
For 25 % av alle fiskene innsamlet om vinteren (perioden fra og med oktober til og med april) var det vektspesifikke innholdet av lagringslipider under 0,4 kJ/g. Når fettinnholdet minker så øker det relative vanninnholdet. For alle størrelsesgrupper fisk var vanninnholdet størst i januar og utover vårvinteren. Høyest vanninnhold ble funnet hos den minste fisken (årsyngel) hvor største vanninnhold ble målt til 87,3 % av kroppsvekten.



Figur 36. Variasjoner i vektspesifikt energiinnhold (kJ g^{-1}) til lakseparr fra stasjon Hegra gjennom undersøkelsesperioden 1996-1999. Sammenligningen er basert på gjennomsnittlig fiskevekt på 4,9 g.



Figur 37. Variasjoner i vektspesifikt energiinnhold (kJ g^{-1}) til lakseparr fra stasjon Meråker gjennom undersøkelsesperioden 1996-1999. Sammenligningen er basert på gjennomsnittlig fiskevekt på 5,6 g.

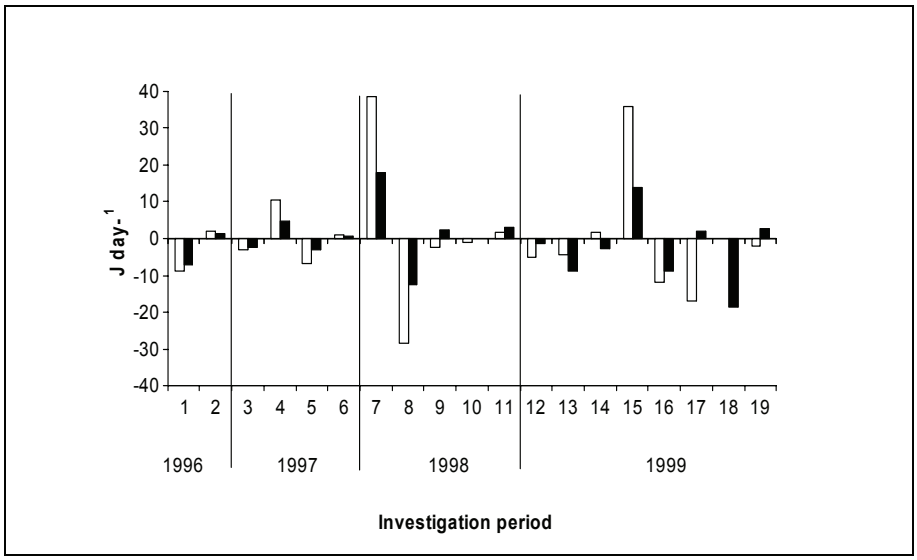


Figur 38. Vektspesifikke verdier for totalenergi (a), fettinnhold (b) og proteininnhold (c) hos laksunger samlet i januar (svarte trekanter) mot juli (åpne firkanter). Lineære regresjoner med r^2-verdier for de to periodene er angitt.

7.2.2 Energiinnhold i laksunger fra øverst og nederst i Stjørdalselva

Totalt energiinnhold og fettinnhold i laksungene varierte mellom stasjonene, mellom innsamlingsperiodene og med fiskestørrelsen (ANCOVA, $p < 0{,}001$ alle tester). Også laksungene i Meråker hadde lavest energiinnhold i april/mai, og en rask økning i energiinnhold på tidligsommeren, med de høyeste verdiene i juni tre år på rad (figur 37). I hele sommer- og høstperioden var spesifikt energiinnhold høyere hos fisk fra Meråker (st. 1) enn fra Hegra (st. 2) (figur 36 og 37). Dette kan tyde på at laksungene i Meråker har bedre næringsforhold gjennom vekstsesongen enn laksungene fra Hegra siden vanntemperaturen var høyest ved Hegra. Allerede i september–oktober avtok imidlertid energiinnholdet hos fisken på begge stasjonene.

Vi har beregnet den daglige endringen i laksungenes energiinnhold fra en dato til neste, dvs. for de 19 periodene mellom de 20 innsamlingstidspunktene. Resultatene er vist i figur 39. Endringene i spesifikt energiinnhold var i alle periodene unntatt èn (hvor verdiene var like) større ved Meråker (st. 1) enn ved Hegra (st. 2). Endringen i energilagre var altså i 18 av 19 mulige tilfeller størst på stasjon 1 i Meråker. Mens laksungene lagret mest energi på stasjon 1, så var imidlertid også energitapet størst hos laksungene øverst i elva (st. 1, figur 39). Overraskende fant vi at laksungene på begge stasjonene hadde tappet fra energilagrene allerede i perioden fra juli til oktober 1997 (periode 5-6) og fra juli til september 1999 (periode 17-19), mens fettakkumuleringen skjedde raskt fra mai til juli (periode 15-17). Figuren viser igjen at både vinning og tap i energiinnhold er større på stasjon 1 (Meråker) enn på stasjon 2 (Hegra) i hele perioden. Spesielt ble det imidlertid observert at mellom 25. juni og 30. juli i 1998 (periode 8, figur 39) hadde laksungene i Meråker et stort energitap som fortsatte til 7. september 1998 (periode 10). Et så høyt energitap på sommeren ble ikke observert de andre årene eller på stasjon 2 (Hegra).



Figur 39. Endringer i totalenergi pr. dag (J/dag) fra ett prøvetidspunkt (periode) til neste for laksunger fra Meråker (st. 1, åpne søyler) og Hegra (st. 2, svarte søyler), basert på totalt 20 tidsperioder i 1996-1999.

Lakseyngelen (0+) kom inn i prøvene fra slutten av juni alle tre årene (1997-1999). Dødeligheten er stor i første delen av livsfasen til laksyngelen, og vi har derfor spesielt sammenlignet det totale energiinnholdet til årsyngel på de to stasjonene. Både størrelsen (lengde og vekt) og spesifikt energiinnhold til årsyngelen i juli og august var forskjellig ($p > 0,001$) mellom stasjonene. For totalmaterialet av årsyngel i juli var totalt energiinnhold signifikant høyere på stasjon 2 (Hegra) enn stasjon 1 (Meråker), altså omvendt av hovedtendensen i hele ungfiskmaterialet. Gjennomsnittlig energiinnhold for all individuelt målte 0+ i juli og august var 1,84 kJ ± 1,08 (SD) (N= 79) på Hegra og 1,27 kJ ± 0,42 (SD) (N= 89) i Meråker. Energiinnholdet hos årsyngelen før vintersesongen var altså 31 % lavere i Meråker enn Hegra, og denne forskjellen var meget signifikant ($p<0,001$, t-test).

7.3 Diskusjon

Gjennomsnittsverdiene for spesifikt energiinnhold, fettinnhold og protein varierte mye gjennom året. Våre undersøkelser har imidlertid ikke inkludert laksungenes kroppsvekst (tradisjonell somatisk vekst) i analysene. I perioder hvor fisken prioriterer lengdevekst, kan derfor observert nedgang i energilagrene delvis skyldes en omfordeling av energi til vekst. Dette kan påvirke tolkningen av energitapene i sommersesongen, men de laveste energiverdiene fant vi på seinvinteren fram til april, en tidsperiode hvor laksungene har svært liten vekst. Til tross for relativt lav temperatur og vårflom i mai og første halvdel av juni, skjedde det hos laksungene en rask oppbygging av energilagrene fra mai til juli, i samme periode som fisken også har en kraftig lengdevekst. Overraskende skjedde det i tre påfølgende år en rask reduksjon av spesifikt energiinnhold fra juli til oktober både for fisken fra Hegra og Meråker. Dette kan ikke skyldes bare lengdevekst, siden tilveksten gjennom sommeren for ett år (1999) var størst i begynnelsen av sommeren og liten i august-oktober for laksunger >0+. Temperaturene på ettersommeren og høsten skulle være tilfredsstillende til vekst og energilagring, spesielt etter regulering hvor en har fått en økt temperatur på høsten. Næringsforholdene er derimot svært forskjellige på for- og ettersommeren i midt-norske lakseelver. På grunn av livssyklusen til mange insekter som er viktig næring for laksungene, er tilgangen på store individer god på forsommeren, mens det på ettersommeren og tidlighøsten er et stort innslag av små, nyklekte larver. Ved siden av våre undersøkelsr i Stjørdalselva fant også Tønset (1996) signifikant lavere drivtettheter og drivrater av næringsdyr i oktober enn i mai i Gaula. Drivmengdene var negativt korreleret med dagnummer i perioden juli – september i en kanadisk elv (Keely & Grant 1997). Det er mulig at denne variasjonen i næringens kvalitet og kvantitet gjennom året bidrar til at laksungene må tære på opplagrede energiressurser allerede fra tidlig høst. Hvordan næringens kvantitet og kvalitet innvirker på energilagring og energiforbruk hos laksunger gjennom året er imidlertid lite undersøkt.

Energiinnholdet og fettlagrene var som forventet lavest på vinteren og vårvinteren for alle størrelsesgrupper fisk, og spesifikt energiinnhold var uavhengig av fiskestørrelse på vårvinteren. I det nærliggende Homlavassdraget har Berg og Bremset (1998) utført en tilsvarende undersøkelse som viste et tap i fettlagrene gjennom vinteren på 45-70 %. I Homla var tapet i fettlagrene større hos den største fisken, mens dette ikke var så tydelig i Stjørdalselva. Imidlertid hadde også den største fisken de største fettreservene, og fettinnholdet hos små fisk på våren var svært lavt. Også i Altaelva indikerer undersøkelser over flere år et jevnt tap av totalt fettinnhold og spesielt lagringsfett på vårvinteren (mars-mai) (Forseth et al. 2000). Beregninger både fra Altaelva og Homla tyder på at laksungene i tillegg til å forbrenne de fleste fettressursene, også må foreta et relativt stort næringsinntak for å overleve vinteren (Berg & Bremset 1998, Forseth et al. 2000). Dette er sannsynligvis også tilfelle i Stjørdalselva, men om næringens kvantitet og kvalitet og fiskens næringsinntak er tilstrekkelig gjennom våren er høyst usikkert.

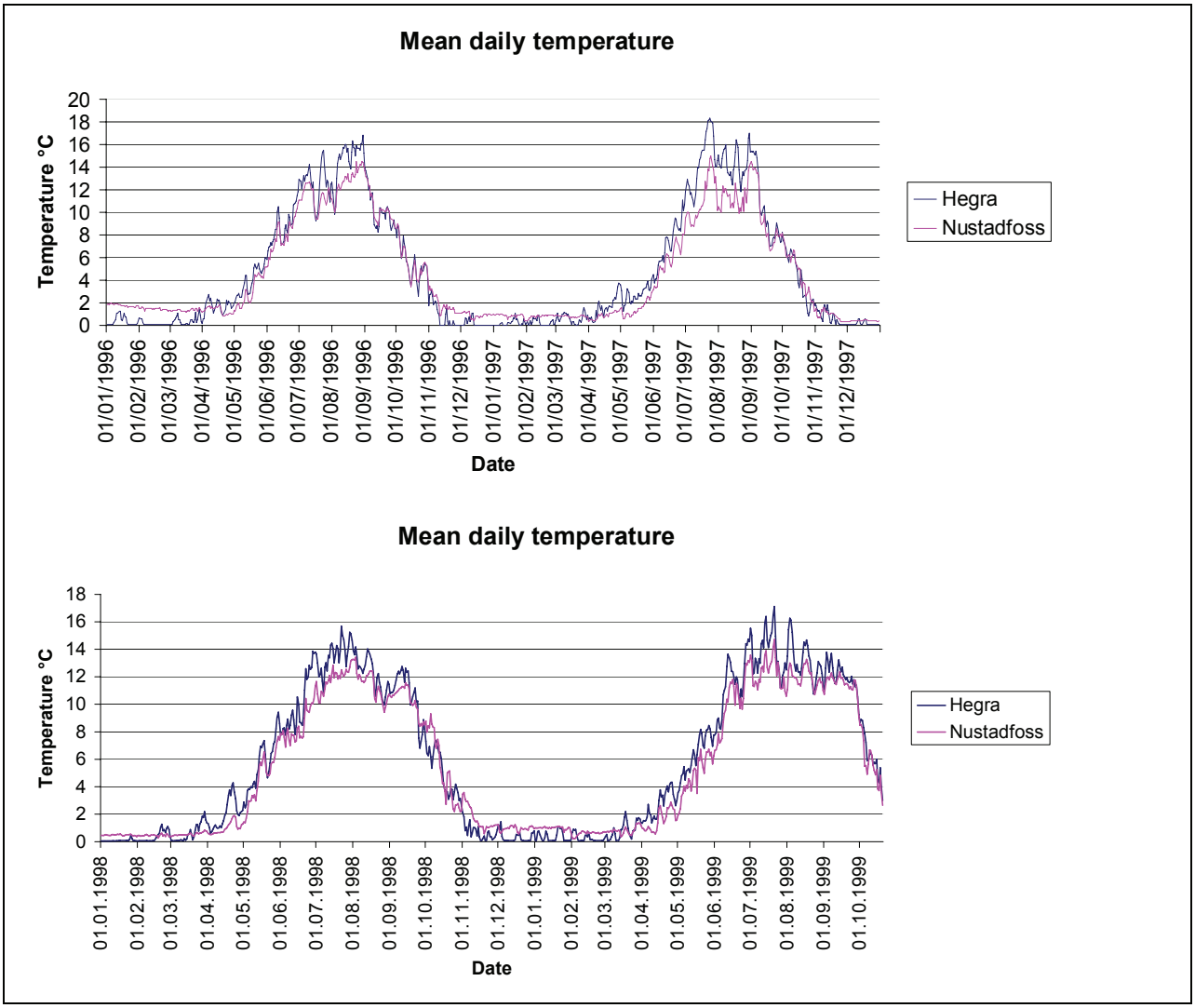
Mange fisk hadde så lave energiressurser i april-mai at de ligger på grensen til å overleve og det kan ikke utelukkes at betydelige andeler av laksungene i elva faktisk døde på vårvinteren og derfor ikke kunne inngå i analysene. Dersom det er en energirelatert dødelighet gjennom vinteren vil en forvente at laksungene med lavest fettreserver dør etter hvert, og at det blir en mindre variasjon i energiinnholdet utover vinteren slik som observert i Stjørdalselva. Basert på målinger av laksungenes energiinnhold i Altaelva, viste Finstad et al. (2004a) gjennom bioenergetisk modellering at det sannsynligvis var en slik energi-relatert dødelighet blant laksungene nedstrøms Alta kraftverk (i Sautso). Videre eksperimenter viste også at de metabolske kostnadene ved å leve under et simulert isdekke var lavere enn i åpen elv. Fravær av isdekke økte hvilemetabolismen med 30 %. Våre innsamlinger i Meråker ble gjort der elva er isfri, mens det ofte var isdekke og vanskelig å samle inn fisk midtvinters på Hegra. Også våre data viser at laksungene i Meråker tapte mer energi gjennom vinteren enn laksungene på Hegra. Det er også sannsynlig at vi i øvre deler av Stjørdalselva har en energirelatert vinterdødelighet som er relatert til kraftverksdriften, ved høyere vintertemperatur og mangel på isdekke. Temperaturdata fra den perioden vi samla fisk viser en høyere vintertemperatur ved Nustadfoss enn ved Hegra, og med mindre variasjon enn ved Hegra (figur 40). Studiene i Altaelva indikerte et kritisk energiinnhold på om lag 4,4-4,8 kJ g^{-1} for overlevelse (Finstad et al. 2004a). Selv om det kan være forskjeller mellom elvene i hva som er et kritisk nivå for overlevelse, og at kunnskapen om dette er mangelfull, er det grunn til å framheve at de laveste nivåene for energiinnhold hos laksungene i Stjørdalelva i mars-april lå på 3,8-4,2 kJ g^{-1} . Det er derfor grunn til å anta at perioden mars-april representerer en flaskehals med hensyn til overlevelse hos de fleste størrelsesgrupper laksunger i Stjørdalselva, og hvor dødeligheten sannsynligvis er størst i Meråker. Spesielt er det urovekkende at vi målte et energiinnhold som var 31 % lavere hos årsyngelen i Meråker sammenlignet med Hegra før inngang til vinteren. Det er derfor trolig en høyere energirelatert dødelighet hos ettåringene i Meråker enn ved Hegra, og en slik energi-relatert vinterdødelighet nedstrøms Meråker kraftverk korresponderer med modeller for frekvens-avhengig fordeling av energiinnhold og en økt dødelighet av ungfisk med mangelfulle energilagre utover vinteren (Finstad et al. 2004a,b).

Lave energilagre hos laksungene om vinteren kan også ha andre negative konsekvenser. Det er funnet at lave fettreserver vil øke eventuelle effekter av fettløselige miljøgifter i fisk (Jørgensen et al. 1997). Videre vil mangel på isdekke om vinteren medføre en høyere pradasjonsrisiko for laksungene fra for eksempel fiskender, oter og mink. Effektene av slik predasjon er imidlertid lite kjent, selv om det finnes rapporter på høy predasjonsrate fra rovdyr på laksunger (Heggenes & Borgstrøm 1998, Kålås et al. 1993, Russell et al. 1996). Undersøkelser i Altaelva tyder på at predasjon fra fiskender i liten grad påvirket laksebestanden negativt (Moen 1983), mens simuleringer viste at dersom elva ble isfri tidligere om våren, kunne dette potensielt føre til økt predasjon på laksunger fra fiskeender (Næsje et al. 2005).

I 1997 og 1999 registrerte vi en nedgang i laksungenes spesifikke energiinnhold fra juli til september-oktober, mens det i 1998 skjedde et energitap allerede mellom 25. juni og 30. juli, og hovedsakelig på den øverste stasjonen (Meråker). Energitapet skjedde på et tidspunkt hvor en normalt vil ha god vekst og oppbygging av energilagrene i form av fettakkumulering. Det var ikke temperaturendringer i dette tidsrommet som kan bidra til å forklare det store energi-tapet. Perioden for energitapet sammenfaller imidlertid med den perioden hvor en hadde en serie med utfall av Meråker kraftverk med store og hyppige endringer i vannføring (jf. Arne-kleiv et al. 2000).

Det var ikke forventet at fisken skulle forbruke fettreservene fra juni til juli 1998, og det var årsyngelen som tapte mest. Dette kan stemme med at de raske vannstandsfluktuasjonene var

årsak til energitapet. Årsyngelen lever nærmest land og vil være mest utsatt for stranding og forflytninger når leveområdene vekselvis tørrlegges og vanndekkes (jf. Hvidsten 1985, Arnekleiv et al. 1994). På grunn av forflytninger og stadig etablering av nye territorier har tydeligvis de laksungene som overlever måtte tære på fettreservene i en tidsperiode da laksungene normalt syntetiserer fett slik det er vist de andre årene. Vi må derfor forvente at disse fiskene (særlig årsyngel) hadde et dårligere utgangspunkt (lave fettlagre) for vinteroverlevelse enn i andre år, og spesielt øverst i elva. Gjennom en ekstra stor energi-relatert dødelighet kan dette ha medvirket til de meget lave ungfisktetthetene vi observerte i 1999, og hvor tetthetene var ekstra lave i sone 3 i forhold til lenger nedover elva.



Figur 40. Vanntemperaturer (døgnmiddel °C) ved Meråker og Hegra i 1996-1999.

7.4 Oppsummering og konklusjon

Ungfisk av laks ble samlet inn med elfiskapparat fra Stjørdalselva i Meråker og ved Hegra i perioden mai 1996- oktober 1999 (20 innsamlingstidspunkter, N=2346 laksunger). For totalmaterialet var innholdet av de ulike elementene 79,4 % vann, 15,6 % protein, 2,4 % fett og 2,8 % aske (vesentlig Ca- og Mg- karbonater).

Totalinnholdet av fett, protein og totalt energiinnhold hos laksungene varierte gjennom året med fiskestørrelse, med innsamlingstidspunkt og mellom stasjonene. Laveste verdier for spesifikt energiinnhold ble funnet i vinterperioden oktober – april med gjennomsnittsverdier rundt 4,3 kJ g^{-1}. Fra et bunnivå i april/mai økte energiinnholdet svært raskt til en topp i juni i to påfølgende år. Det var en tidsforskjell på bare 1,5 måned mellom de laveste og høyeste verdiene for spesifikt energiinnhold. Det var overraskende at energiinnholdet sank allerede fra juli/august og utover høsten. Reduksjonen i spesifikt energiinnhold var like stor på ettersommeren som reduksjonen på vinteren.

Totalinnholdet av fett og proteiner var forskjellig for fisk fanget i Meråker og Hegra. Mens laksungene lagret mest energi på stasjonen i Meråker, så var imidlertid også energitapet størst hos laksungene øverst i elva. Energiinnholdet hos årsyngelen før vintersesongen var 31 % lavere i Meråker enn Hegra, og denne forskjellen var meget signifikant. Det skjedde sannsynligvis en energirelatert dødelighet hos ungfisken om vinteren, og med sannsynlig høyere dødelighet i Meråker enn Hegra. Ett år (1998) forbrukte årsyngelen fra Meråker fettreserver i stedet for å syntetisere fett i sommermånedene slik den gjorde de andre årene. Dette antas å ha sammenheng med stadige forflytninger i forbindelse med hyppige og raske vannstandsfluktuasjoner relatert til kraftverksdriften.

8 SMOLTUTVANDRING OG SMOLTPRODUKSJON

Når ungfisk av anadrome laksefisk gjør seg klar til utvandring og et liv i sjøen, gjennomgår de en rekke fysiologiske, atferdsmessige og utseendemessige (morfologiske) forandringer. Denne smoltifiseringen er en sammensatt prosess som foregår gradvis og starter i god tid før utvandringen til sjøen (Hoar 1988, Heggberget et al. 1992). Smoltifiseringsprosessen synkroniseres av fiskens ytre miljøforhold (lys, temperatur, vannføring) slik at utvandringen kan skje på et tidspunkt da temperatur- og næringsforholdene i sjøen er gunstige for overlevelse og oppvekst (Metcalfe & Torpe 1990, Byrne et al. 2003). Fisken blir stimdannende og begynner å svømme, sannsynligvis aktivt, med strømmen nedover mot sjøen (Peake & McKinley 1998, Olsen et al. 2004). I tillegg endrer fiskene fysiologi til å kunne leve i vann med saltholdighet høyere enn sin egen kroppsvæske. Fiskene blir også blanke med kvit buk og får en slankere kropp. Lyset styrer i stor grad smoltifiseringen hos laksefisk (Wedemeyer et al. 1980, Lundquist 1983), mens temperaturen er en viktig faktor for hastigheten i smoltifiseringsprosessen i samvirke med fotoperioden (Wedemeyer et al. 1980, Hoar 1988 Boeuf 1993). Temperaturen er videre viktig for vekst og smoltalder, og vannføring og vanntemperatur har vist seg å være viktige faktorer for selve smoltutvandringen (Arnekleiv et al. 1995, Hvidsten et al. 1995a, b, Johnsen et al. 1997, Byrne et al. 2003, Zydlewski et al. 2005). Smoltutvandringen skjer til ulike tidspunkter langs norskekysten, men slik at smolten når sjøen ved en temperatur som sannsynligvis er gunstig for overlevelse og oppvekst (Hvidsten et al. 1998). Høy vannføring ved utvandring av smolt kan øke overlevelsen. Dette er observert for utsatt smolt både i Gaula, Surna og Orkla (Hvidsten & Hansen 1998, Hvidsten et al. 2004). For villsmolt i Orkla var også økning i vannføring viktigste forklaringsvariabel for smoltutvandring, men det ble ikke påvist noen sammenheng mellom smoltoverlevelse og vannføring under utvandring. I Suldalslågen ble det funnet en positiv sammenheng mellom vannføring under utvandring og smoltoverlevelse (Forseth et al. 2003). Årsakene til økt overlevelse ved høy vannføring kan være flere; økt turbiditet og tykt ferskvannslag i fjorden kan redusere predasjonen fra sei og torsk og medføre en raskere utvandring av smolten i fjorden. Siden vannføring og vanntemperatur er påvirket av utbyggingen, har vi sett det som viktig å undersøke ulike parametre ved smolt, smoltutvandring og smoltproduksjon i vassdraget.

8.1 Metoder

Smoltundersøkelsene er utført i tida april/mai - juni hvert år fra 1991 til 2005 (tabell 4). Fra Sona bru (figur 7) er det hvert år fra 1991 fanget utvandrende smolt ved hjelp av feller manøvrert med elektriske vinsjer (bilde 6-9). Fellene hadde en kvadratisk åpning på 1 m² (2 m² i 1991) og en 8-9 m lang påmontert notpose med maskevidde 9,5 mm. Fangstmetoden er den samme som bl.a er benyttet i Orkla og beskrevet av Garnås & Hvidsten (1985) og Hvidsten (1990). Det ble brukt to parallelle feller som ble manøvrert i hovedstrømmen i elva og var operative fra månedsskiftet april/mai til begynnelsen av juni de fleste år (jf. tabell 4). Enkelte år ble fellene operert lenger utover i juni for å se om noe smolt kunne vandre seinere. I hovedsak ble fellene satt ut kl. 20.00 og tømt og satt ut igjen kl. 00.00, kl. 04.00 og kl. 08.00, men i perioder med stabil vannføring ble fellene satt ut om kvelden (kl. 20.00) og tatt opp igjen om morgenen (kl. 08.00). I 1991, og periodevis seinere, ble det foretatt døgnkontinuerlig innsamling hver 4. time. Fellene har fungert meget bra, men i enkelte netter med stor flom har de gått fulle med kvist og rask. Smoltfangsten ble regnet som antall smolt pr. m² lysåpning i fangstfellene og pr. tid fisket. Fra 1991 og fram til 1994 ble smoltutgangen analysert i forhold til miljøparametrene vannføring (døgnmiddel), endring i vannføring, tempeatur, endring i temperatur, lys (dag/natt) og månefase. Siden utvandringen skjedde i den

mørkeste del av døgnet, og vannføring og temperatur og endring i disse hadde størst betydning (Arnekleiv et al. 1995), er disse parametrene undersøkt i perioden 1995-2005, og fellene i hovedsak satt ut kl. 20 og tatt opp kl. 08. Videre ble all fanget smolt (laks og ørret) undersøkt med hensyn til lengdefordeling (lengde målt fra snute til ende av halefinne naturlig utstrakt), alder (skjell og otolitter), kjønn og gonadenes utvikling, og det ble tatt mageprøver av et utvalg smolt fra hele utvandringsperioden. Bilde 6-9 viser smoltfella og laks- og ørretsmolt.

Tabell 4. Oversikt over startdato og sluttdato for fangst av smolt i feller ved Sona bru 1991-2005

Startdatoer smoltfangst			Sluttdatoer smoltfangst		
ÅR	DATO	DAGNR	ÅR	DATO	DAGNR
1991	25.04.1991	115	1991	30.05.1991	150
1992	29.04.1992	120	1992	31.05.1992	152
1993	27.04.1993	117	1993	07.06.1993	158
1994	26.04.1994	116	1994	10.06.1994	161
1995	25.04.1995	115	1995	10.06.1995	161
1996	26.04.1996	117	1996	10.06.1996	162
1997	29.04.1997	119	1997	17.06.1997	168
1998	29.04.1998	119	1998	10.07.1998	191
1999	01.05.1999	121	1999	21.06.1999	172
2000	03.05.2000	124	2000	23.06.2000	175
2001	03.05.2001	123	2001	15.06.2001	166
2002	30.04.2002	120	2002	09.06.2002	160
2003	03.05.2003	123	2003	10.06.2003	161
2004	04.05.2003	124	2004	10.06.2004	161
2005	26.04.2005	116	2005	19.06.2005	170

Bilde 6-9. Smoltmerking og fellefangst i Stjørdalselva. Foto: Jo Vegar Arnekleiv©

Undersøkelse av smoltproduksjonen ble utført fra 1992 etter Petersen-metoden med merking og gjenfangst (Ricker 1975). I april hvert år ble smolt fanget med elektrisk fiskeapparat, merket med finneklipping og satt ut igjen på de områdene den ble fanget. Elva ble inndelt i tre soner og smolt ble merket med ulik finneklipping på følgende måte: Sone 1 (Sona-Flora)- høyre bukfinne, Sone 2 (Flora-Gudå) - venstre bukfinne, Sone 3 (Gudå-Nustadfoss) - gattfinne. Med bakgrunn i lengdefordelingen til utvandrende smolt i 1991, ble nedre grense for merking satt til 10 cm for laksesmolt og 11 cm for ørretsmolt. I 1999 ble det i tillegg til finneklipping benytta brikkemerking (carlin-merker). På bakgrunn av gjenfanget merket smolt i fellene ble tettheten av smolt beregnet etter formelen:

$$N = (M+1)(C+1)/(R+1) \qquad \text{(Ricker 1975)}$$

N = antall smolt
M = antall merket smolt
C = antall smolt fanget i fellene
R = antall gjenfangete smolt

På grunn av vansker med å arealberegne grusører o.l., ble smoltproduksjonsarealene satt lik arealet av elva fra bredd til bredd og beregna ut fra kart med målestokk 1:5000. Tabell 5 gir en oversikt over antall merket villsmolt og antall smolt fanget i smoltfelle ved Sona bru 1991-99.

Vannføringsdata og temperaturdata er innhentet fra NVE. Det ble opprettet en egen serie med beregning av vannføring for et punkt rett nedstrøms samløp Sona (Sona ndf.). For analyse av smoltutvandringen i forhold til miljøforhold er vannføringsdata fra dette punktet benyttet, samt temperaturdata fra stasjon 50409 Øverkil.

Tabell 5. Antall lakssmolt og ørretsmolt fanget i fangstfelle ved Sona bru og antall presmolt merket ved elfiske mellom Sona bru og Nustadfoss i perioden 1991-2005

	Fangst antall laksesmolt	Antall merket laksesmolt	Fangst antall ørretsmolt	Antall merket ørretsmolt
1991	4360		243	
1992	1273	1662	110	
1993	1090	1526	134	324
1994	585	1170	75	156
1995	1215	1523	83	144
1996	2345	1467	266	145
1997	1113	1592	78	103
1998	573	1183	56	118
1999	3008	1402	165	78
2000	1081	1694	112	85
2001	988	1534	166	28
2002	2479	1262	137	
2003	2414	1515	136	176
2004	4127	1481	117	64
2005	2624	1374	207	144

Det er testet om utvandringen av smolt er korrelert til omgivelsesvariabler ved bruk av multippel regresjonsanalyse og matrise-kji-kvadrattest. Der materialet ikke har vært normalfordelt selv etter transformering er det benyttet ikke-parametriske tester. For testing av forskjeller mellom år og perioder (alder, lengde, kondisjon, magefylling m.v) ble det først benyttet Kruskal-Wallis ANOVA. Når forskjeller ble påvist ble det benyttet Mann-Whitney U-test for å finne ut mellom hvilke tidspunkt forskjellene lå. For å teste om det var tidsuavhengighet når den merka smolten fra de ulike deler av elva kom i fella ble det benyttet kji-kvadrat test, mens sammenhenger mellom variabler ble undersøkt med Pearson Korrelasjon eller Kendall`s tau-b. Sekvensiell Bonferroni-justering ble brukt for å justere signifikansnivået i forhold til antall tester utført på samme materiale. All statistikkbehandling er utført i programpakken SPSS versjon 11.0.

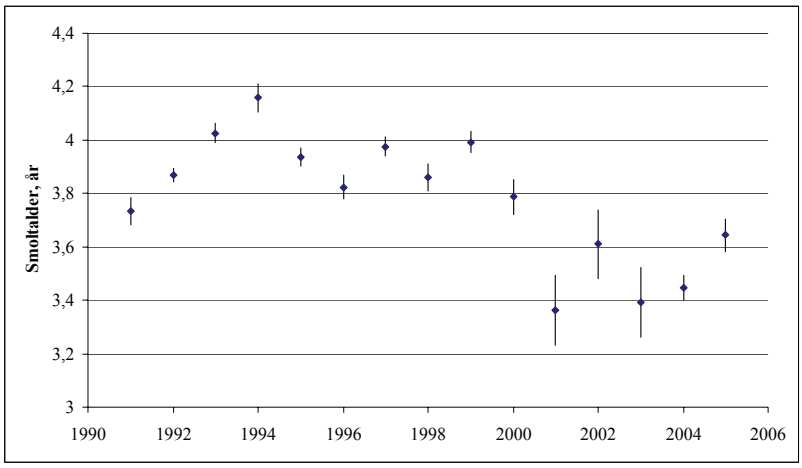
8.2 Bestandsparametre hos smolt

I Stjørdalselva dominerte laksesmolt over ørretsmolt og laks utgjorde for hele perioden (1991-2005) 93,3 % av all fanget smolt. Andelen varierte fra 85,6 % (2001) til 97,2 % (2004). Tilsvarende utgjorde andelen ørretsmolt i gjennomsnitt 6,7 % av all fanget smolt i perioden. Andelen ørretsmolt viste en svak synkende tendens i undersøkelsesperioden, og varierte fra 2,8 % (2004) til 14,4 % (2001).

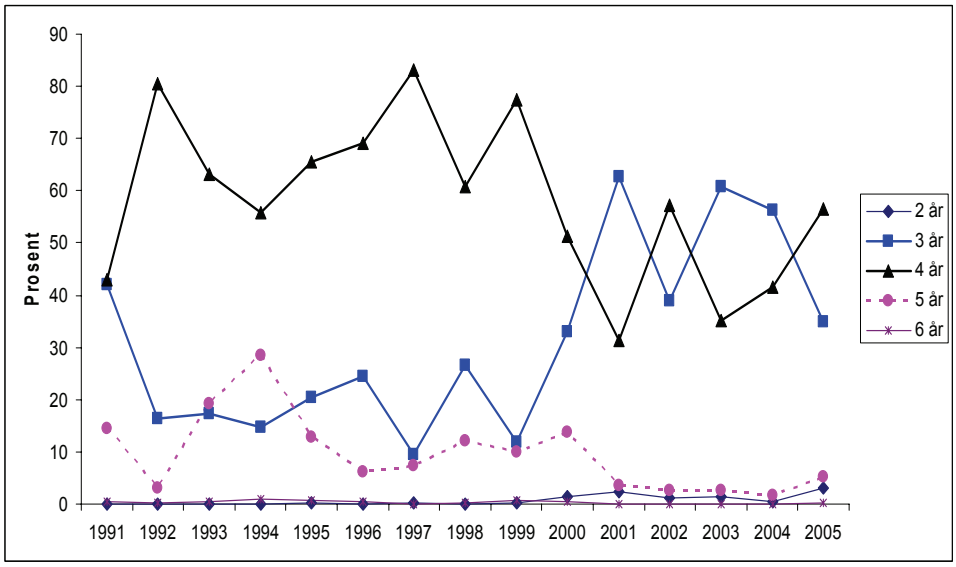
8.2.1 Alder og lengde

Laksesmolt

Laksesmolten bestod av flere aldersklasser (to til sju år), men tre og fire år gammel smolt dominerte. Laksens gjennomsnittlige smoltalder for hele undersøkelseperioden (1991-2005) var 3,8 år, men den varierte fra 3,4 år (2001) til 4,2 år (1994) (figur 41). Gjennomsnittlig smoltalder var forskjellig mellom år (Kruskal-Wallis, df = 14, $p < 0,0001$). Det var en signifikant økning i smoltalder i perioden 1991-1994, deretter var smoltalderen relativt stabil i perioden 1995-2000, mens den har vært signifikant lavere i perioden 2001-2005 ($p< 0,001$). Det var også en signifikant forskjell i smoltalder om en sammenligner perioden før og etter siste regulering (Man-Whitney, $p < 0,000$), med yngre smolt etter regulering. Aldersfordelingen de enkelte år (figur 42) viser at fireåringene dominerte fra 1992 fram tom 1999. I perioden 2000-2005 var det en vekselvis dominans av tre- og fireåringer, mens andelen femåringer har gått ned etter en topp i 1994.



Figur 41. Gjennomsnittlig smoltalder (+/- 95% c.i.) i 1991-2005, basert på fangst av smolt under utvandring (N= 8840).

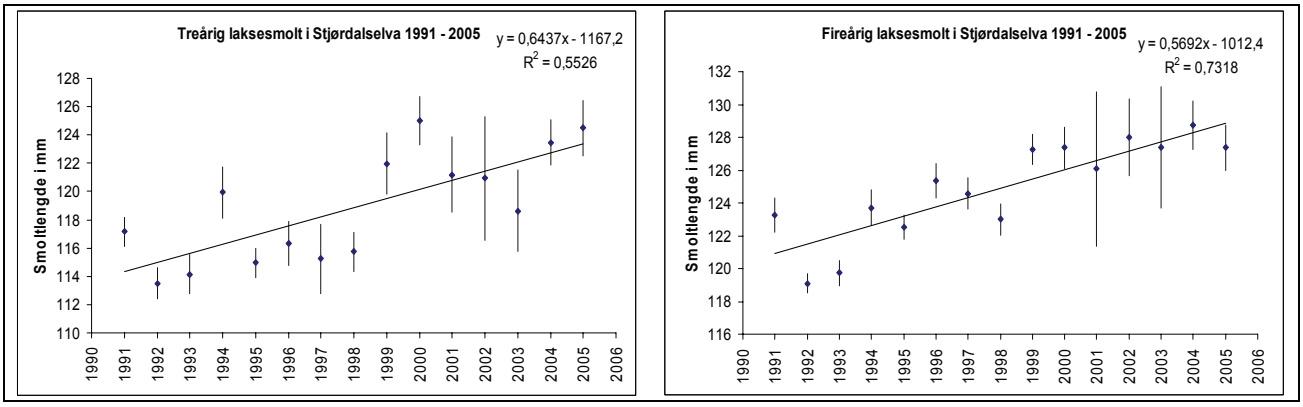


Figur 42. Prosentvis alders- sammensetning av lakssmolten.

Basert på gjenfangster av smolt merket i ulike soner av elva, undersøkte vi om det var forskjell på smoltalderen mellom soner. Vi fant signifikant forskjell mellom soner (Kruskal Wallis, df = 2, p = 0,001), med høyest smoltalder i sone 2 (Flora-Meråkergrensa) (Mann-Whitney, p < 0,01).

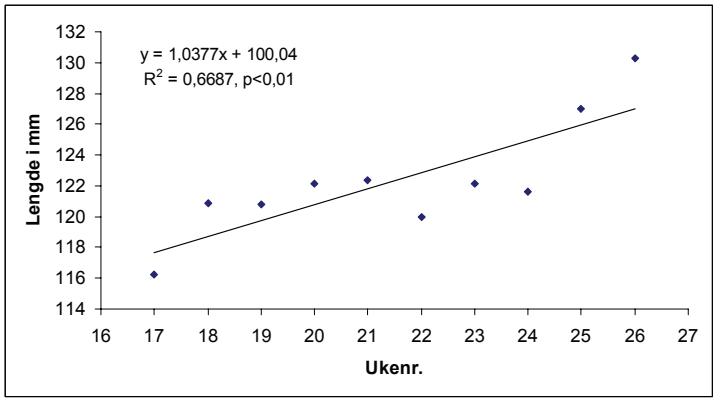
Det var signifikant positiv sammenheng mellom smoltalder og smoltlengde hos laks (hele materialet, Pearson Korr., Kendall`s tau, p < 0,000).

Gjennomsnittslengden til laksesmolten var 121,6 mm og gjennomsnittsvekten var 14,9 gram (totalmaterialet). Smoltlengden var størst i 2000 (126,3 mm) og minst i 1992 (118,3 mm), og det var signifikant forskjell i lengde mellom år (Kruskal-Wallis, df = 14, p < 0,001). Laksesmolten var signifikant lengre i perioden etter utbygging sammenlignet med før utbygging (p < 0,001), og det var en signifikant økning i smoltlengden med årene i undersøkelsesperioden både for treårig og fireårig smolt (figur 43). Gjennomsnittslengden hos treårig laksesmolt varierte mellom 113 mm og 125 mm, og fireårig smolt varierte mellom 119 mm og 129 mm.



Figur 43. Gjennomsnittlig lengde (mm +/- 95 % c.i.) hos 3-årig og 4-årig laksesmolt i perioden 1991-2005 basert på smoltfangst under utvandring.

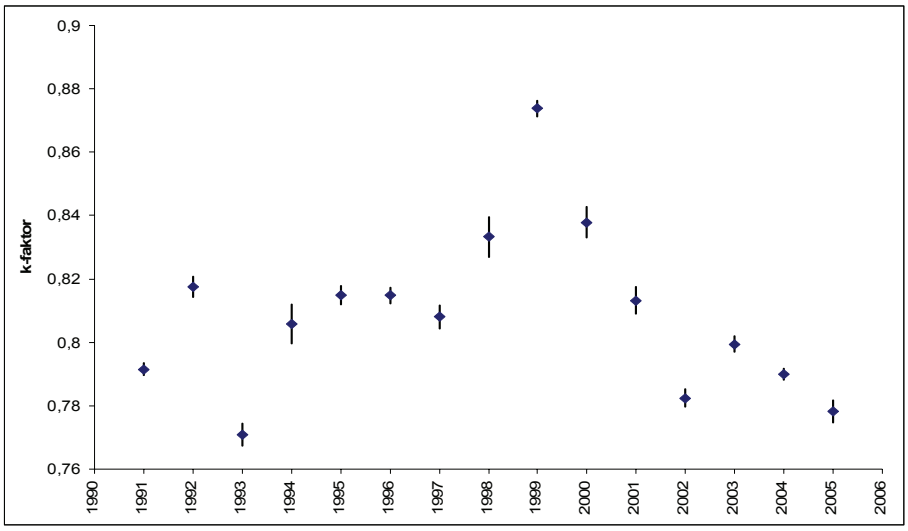
Lakssmoltens utvandringsperiode kan vare opp mot ti uker, og lengden hos smolten økte gjennom utvandringsperioden (figur. 44). Dette gjaldt både for treårig og fireårig smolt, og skyldes sannsynligvis at smolten har en lengdevekst i løpet av utvandringstiden. Dette understøttes av en svakt økende vanntemperatur gjennom utvandringsperioden, og at smolten tar til seg næring under utvandring (jf. Arnekleiv et al. 2000). Smoltens gjennomsnittlige magefylling var 36% i perioden 1991-1994 og 50 % i perioden 1995-2005. Denne forskjellen var signifikant ($p < 0,001$).



Figur 44. Gjennomsnittslengde til lakssmolt pr. uke under utvandring i perioden 1991-2005.

Smolt fra øverst i elva (sone 3, Meråker) var signifikant lengre enn smolt fra sone 1 og 2 (Sona bru til Meråkergrensa, $p < 0,001$). Det var ikke forskjell i smoltlengde mellom sone 1 og 2 ($p > 0,05$).

Laksesmoltens kondisjonsfaktor varierte mye i perioden, men var i gjennomsnitt 0,81. Kondisjonsfaktoren var best i 1999 (0,87) og dårligst i 1993 (0,77) (figur 45). Det var en klar reduksjon av k-faktoren i perioden 1999-2005. Det var ingen signifikant forskjell i k-faktoren for tre- og fireårig smolt, og reduksjonen i k-faktor kan derfor ikke skyldes den endra alderssammensetningen på smolten (yngre smolt). Til tross for reduksjonen i k-faktor i perioden 1999-2005, var k-faktoren fortsatt signifikant større i perioden etter utbygging sammenlignet med før utbygging ($p < 0,001$). Dette gjaldt også for de enkelte aldersgruppene (3-, 4- og 5-åringer). Det var små forskjeller i k-faktoren mellom aldersgruppene innen hvert år. Det ble funnet en positiv sammenheng mellom k-faktor og dagnummer, dvs at k-faktoren økte utover i utvandringsperioden, i likhet med smoltlengden.



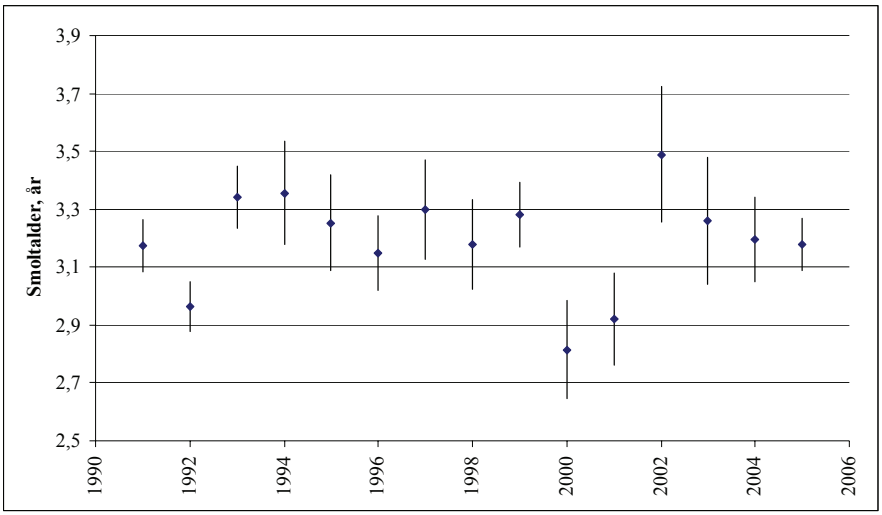
Figur 45. K-faktor (± 95 % c.i) hos laksesmolt fanget under utvandring ved Sona bru 1991-2005.

Ørretsmolt

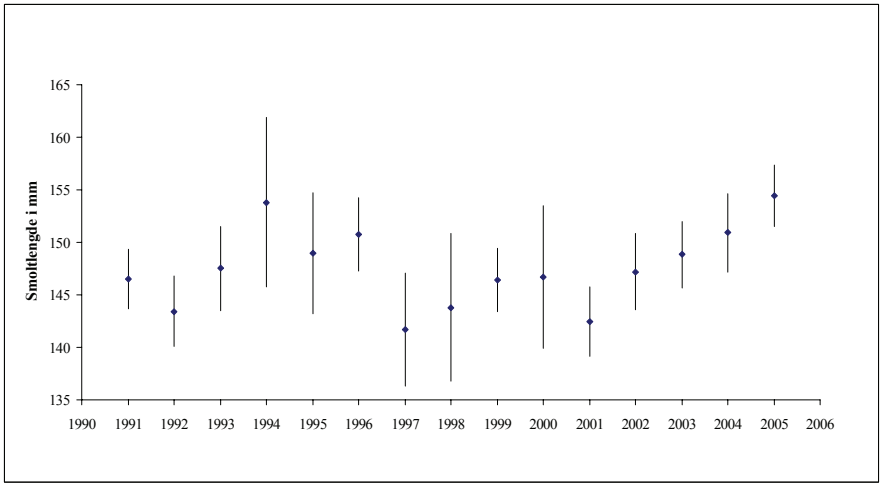
Alderen hos ørretsmolt var i alle år lavere enn hos laks, i gjennomsnitt 3,2 år. Ørretens smoltalder varierte mellom 2,8 år (2000) og 3,5 år (2002), og det var ingen signifikant endring i smoltalder over tid, og heller ingen forskjell i smoltalder før/etter regulering (p>0,05). Det var i alle år flest treåringer i fangstene, unntatt i 2002 hvor det var flest toåringer (figur 46). Også for ørret var det positiv sammenheng mellom alder og lengde (p < 0,01). Det var ingen samvariasjon mellom gjennomsnittsalderen for ørret og gjennomsnittsalderen for laksesmolt i undersøkelsesperioden (Kendall`s tau, p > 0,05).

Ørretsmolten var i alle år lengre enn laksesmolten og hadde gjennomsnittslengde 148 mm. Lengden varierte mellom 141,7 mm (1997) og 154,5 mm (2005) og det var ingen klare trender i lengdefordelingen gjennom undersøkelsesperioden (figur 47). Det var ingen signifikant forskjell i smoltlengden hos ørret før og etter regulering (p > 0,05). Det var heller ingen forskjell i smoltlengde mellom sonene i elva for ørret (alle tester p > 0,05).

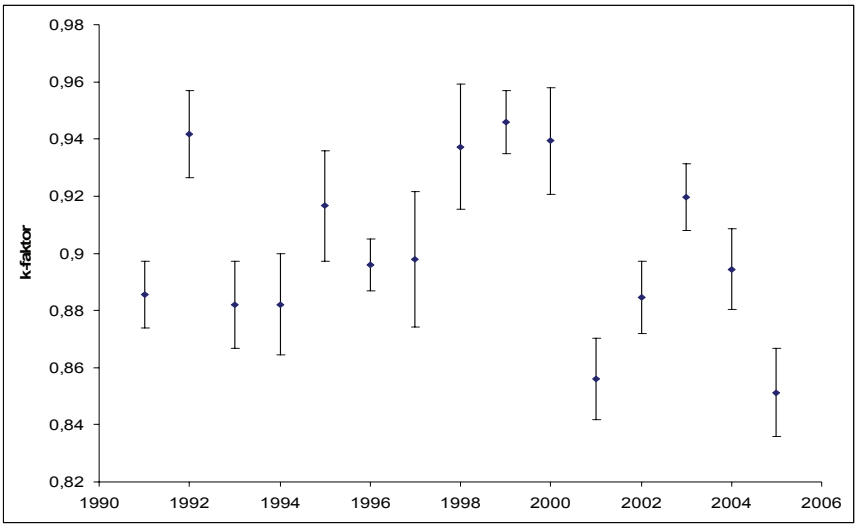
Treårig ørretsmolt hadde signifikant høyere k-faktor enn fireårig smolt, men det var ingen fortskjell i k-faktor for ørretsmolten før og etter regulering (figur 48).



Figur 46. Gjennomsnittlig smoltalder (+/- 95% c.i.) hos ørretsmolt i 1991-2005, basert på fangst av smolt under utvandring.



Figur 47. Gjennomsnittlig lengde (mm +/- 95 % c.i.) hos ørretsmolt i perioden 1991-2005 basert på smoltfangst under utvandring.



Figur 48. K-faktor (± 95 % c.i) hos ørretsmolt fanget under utvandring ved Sona bru 1991-2005.

8.2.2 Kjønnsfordeling

I perioden 1991- 2005 ble det kjønnsbestemt 11603 laksesmolt og 2023 ørretsmolt.

Det er vanlig at en del av hannfisken blir kjønnsmoden i stedet for å smoltifisere og vandre til sjøen (gyteparr). I fangster av utvandrende smolt vil det derfor ofte være et overskudd av hunnfisk, så også i vårt materiale (chi-kvadrat test, $p<0,001$).

Andelen hannfisk var i gjennomsnitt 39,3 %, og varierte mellom 32,5 % (2002) og 44,2 % (2003). Av det totale materialet bestod tre- og fireåringene av henholdsvis 39,4 % og 38,8 % hannfisk. For femårig laksesmolt var 43,1 % hannfisk, og for seks-åringene var 52,8 % hannfisk.

En del hannfisk deltar i gytingen som gyteparr og kan gå ut som smolt året etter. Andelen av smolt som har vært gyteparr har variert mellom 2,2 % og 23,3 % i perioden 1991-2005.

Hos ørretsmolten var det signifikant flere hunner enn hanner i 1991, 1998, 1999, 2003 og 2005 ($p < 0,05$), mens det i de andre årene ikke var signifikant forskjell på antall hunner og hanner i materialet.

8.2.3 Ernæring

Graden av magefylling (skala 0-4, hvor 0 = tom og 4 = full – 100 %) ble undersøkt gjennom smoltutvandringsperioden i alle år. Analyse av mageprøver er gjort for et fåtall år og er rapportert tidligere (Arnekleiv et al. 2000).

For totalmaterialet av laksesmolt (N = 11651) hadde 8,5 % av smolten tom mage, flest smolt hadde magefylling 1 (43,5 %) og 2 (22 %). Gjennomsnittlig magefylling i perioden 1991-1994 var 1,45 (36 %), mens magefyllinga i perioden 1995-2005 var 1,97 (50 %), og denne forskjellen var signifikant (Mann-Whitney, $z = -23,7$, $p < 0,001$).

Vi delte utvandringsperioden i fire datogrupper fra 25.april til 10. juni. Innen datogruppene varierte graden av magefylling fra 1,37 til 2,17 for laksesmolten og fra 1,19 til 2,01 for ørretsmolten. Vi fant en signifikant økning i magefylling for laks utover i utvandringsperioden (Oneway ANOVA, $p < 0,01$).

Laksesmolten hadde i hovedsak spist døgnfluer, steinfluer og fjærmygg i utvandringsperioden. Vi fant god overensstemmelse mellom dominerende dyregrupper i mageprøver og bunndyrprøver ett år, mens smolten hadde selektert steinfluer positivt og døgnfluer negativt et annet år (Arnekleiv et al. 2000).

8.3 Smoltutvandring

8.3.1 Utvandringstidspunkt

I Stjørdalselva er smoltutvandringen registrert i alle år i perioden 1991-2005, og registreringen har i hovedsak foregått fra slutten av april til ca. 10. juni hvert år. Hovedutvandringen i Stjørdalselva skjer fra midten av mai til første del av juni. Dersom en forutsetter at smoltfangsten har vart hele utvandringsperioden, var median utvandringsdato for 50 % av smolten (totalmaterialet) den 21.mai. I perioden 1991-2005 har halvparten av lakssmolten vandret ut tidligst den 13. mai (2002) og seinest den 7. juni (1998) (tabell 6). Dette gir en forskjell i hovedutvandring på 25 dager. Det var ingen forskjell på median utvandringsdato før/etter regulering ($p>0,05$), og heller ingen tendens til endring i median utvandringsdato over tid (figur 49). I Orkla varierte utvandringstiden med 21 dager for datoer da 50 % av smolten hadde vandret (12.mai-3.juni) (Hvidsten et al. 2004). Det er derfor ganske lik utvandringstid for lakssmolten fra Stjørdalselva og Orkla, noe som var ventet for to elver i samme region.

Ørretsmolten har vandret ut jevnt over noe seinere enn laksesmolten. Halvparten av ørretsmolten vandret ut tidligst den 13. mai (2002) og seinest den 2. juni (1997) (tabell 6). Det var heller ingen tendens til endring i median utvandringsdato over tid for ørretsmolten.

8.3.2 Sjøtoleranse

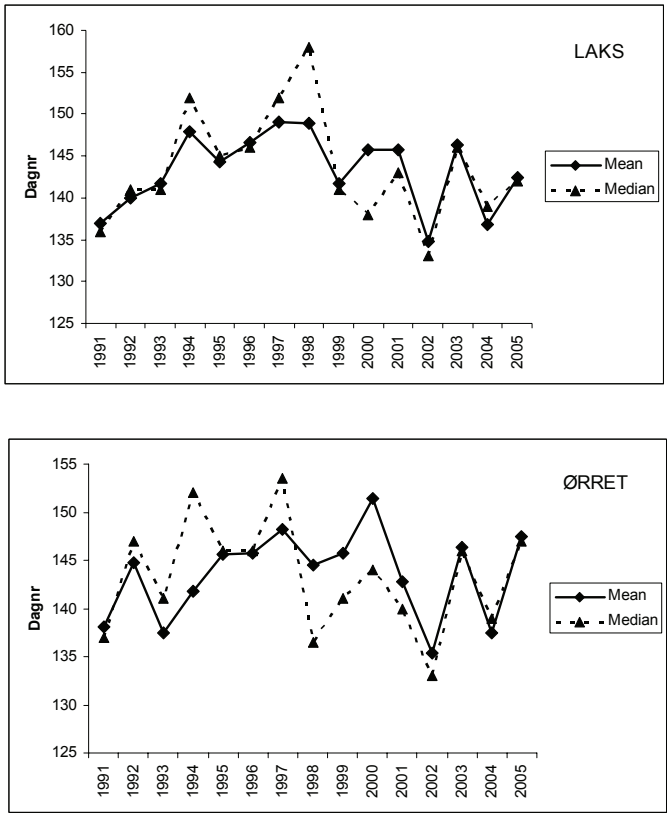
Ved analyse av de ulike miljøvariablers betydning for smoltutvandringer er det viktig å vite noe om når smolten er ferdig smoltifisert og klar for utvandring. Parren vil under smoltifiseringsprosessen utvikle evne til sjøtoleranse og vil i ferskvann være preadaptert til et liv i sjøvatn (35‰) (Nonnote & Boeuf 1995, Wedemeyer 1996). Ved utvandring er det vist at villsmolt av både Atlantisk laks (Lysfjord & Staurnes 1998), ørret (*Salmo trutta*) (Ugedal et al. 1998) og Svalbardrøye (*Salvelinus alpinus*) (Halvorsen et al. 1993, Nilssen et al. 1997) har utvikla evne til sjøtoleranse. Fisk som går i sjøen med lav sjøtoleranse vil ha større dødstall sammenlignet med fullt utvikla smolt, siden en fysiologisk svekka smolt vil være mer utsatt for blant anna predasjon og sykdommer (Handeland et al. 1996). Utvikling av sjøtoleranse for laks, både for villfisk og fisk med kultiveringsbakgrunn, ble derfor undersøkt gjennom et eget delprosjekt og en hovedfagsoppgave i 1998 og 1999 (Arnekleiv et al. 2000, Urke 2001, Urke et al. in prep.). Bare resultatene oppsummeres her.

Presmolt av villfisk (124 ± 9,8 mm, 12,3 ± 3,5 g, x±SD) og fisk med kultiveringsbakgrunn fra Dalåa (123 ± 9,8 mm, 12,2 ± 3,4 g, x±SD) ble undersøkt med 24 t og 168 t sjøtoleransetester (35 ‰) ved utelab på Sona og ved Brattøra Forskningssenter. Forsøkene starta opp tidlig i april og varte fram til slutten av juni. Både villfisk fra Stjørdalselva og fisk med kultiveringsbakgrunn etablerte sjøtoleranse målt i osmolalitet, klorid og magnesium i plasma omtrent samtidig. Sjøtoleransen var ikke etablert den 4. mai (1998), men den var etablert for begge grupper den 14. mai (1998), og sjøtoleransen holdt seg deretter ut forsøksperioden (til 26. juni) (figur 50). Det var ingen tegn til desmoltifisering ved forsøkets slutt. All forsksfisk utviklet også en smoltlik morfologi som var korrelert med etableringen av sjøtoleranse (Urke 2001).

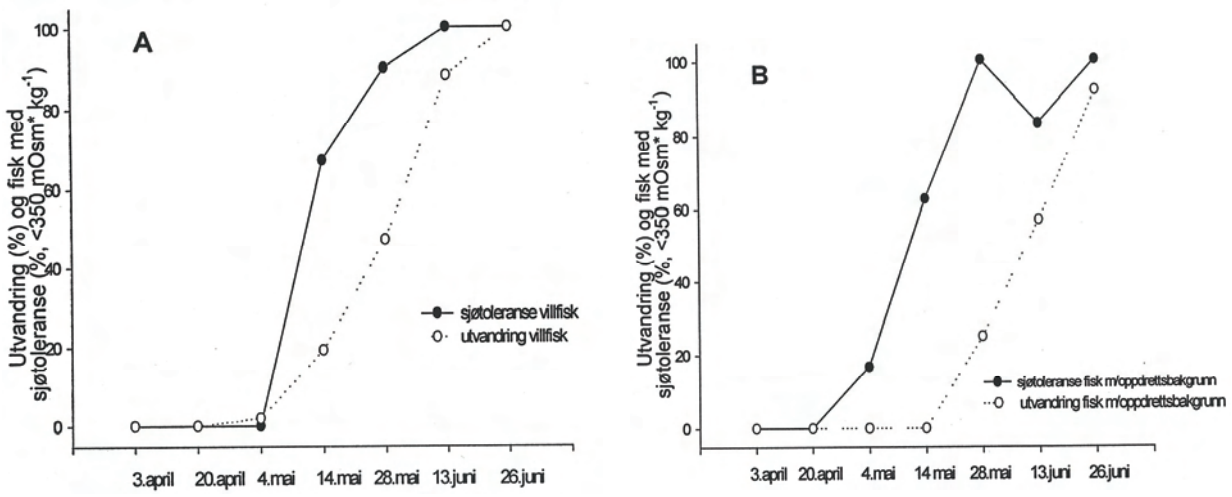
Tabell 6. Dato for når 50 % av smolten (laks og ørret villsmolt) passerte fella på Sona bru i 1991-2005

	LAKS		ØRRET	
År	Dato	Prosentandel utvandret	Dato	Prosentandel utvandret
1991	15. mai	48,0	16. mai	48,6
	16. mai	68,0	17. mai	53,1
1992	19.mai	45,7	25. mai	44,5
	20. mai	52,1	26. mai	51,8
1993	20.mai	42,8	19. mai	44,4
	21.mai	54,3	20. mai	50,4
1994	31.mai	39,6	30. mai	47,3
	01. juni	92,5	01. juni	73,0
1995	24. mai	22,0	25. mai	49,4
	25. mai	56,9	26. mai	56,6
1996	24.mai	46,4	24. mai	49,6
	25. mai	50,7	25. mai	54,9
1997	31. mai	44,4	01. juni	48,7
	01. juni	54,6	02. juni	50,0
1998	06. juni	49,0	15. mai	30,4
	07. juni	50,0	16. mai	50,0
1999	20. mai	29,4	20. mai	20,6
	21. mai	83,2	21. mai	55,8
2000	16. mai	31,8	22. mai	49,1
	17. mai	50,1	23. mai	54,5
2001	22. mai	30,2	19. mai	48,2
	23. mai	50,2	20. mai	51,8
2002	12. mai	34,0	12. mai	39,4
	13. mai	73,7	13. mai	56,2
2003	25. mai	48,2	25. mai	48,5
	26. mai	52,0	26. mai	52,2
2004	17. mai	32,4	12. mai	31,6
	18. mai	68,9	18. mai	60,7
2005	21. mai	27,9	26. mai	49,3
	22. mai	70,2	27. mai	54,6

Prosedyre brukt under Carlin-merking og selve Carlin-merkinga førte ikke til redusert evne til sjøtoleranse verken for villsmolt eller smolt med oppdrettsbakgrunn. Det ble heller ikke funnet dødelighet under forsøket (Arnekleiv et al. 2000).



Figur 49. Gjennomsnittlig og median dato for når 50 % av lakssmolten og ørretsmolten passerte Sona bru under utvandring i perioden 1991-2005.



Figur 50. Prosent andel villfisk (A) og fisk med kultiveringsbakgrunn (B) som hadde etablert sjøtoleranse under sju tester våren 1998, samt andel av fisken fanga i fella ved Sona på ulike tidspunkt. Sjøtoleranse er her definert som en plasmaosmolalitet på under 350 mOsm*kg^{-1} etter 24 t eksponering. (Etter Urke 2001).

8.3.3 Smoltutvandring i forhold til miljøvariabler

Siden vannføring og temperatur og endring i disse hadde størst betydning for utvandringen (Arnekleiv et al. 1995), er disse parametrene undersøkt i perioden 1995-2005.

Det ble registrert smolt i fella ved vanntemperaturer mellom 1,2 °C og 14 °C. 80,1 % av smolten vandret mellom 5 °C og 9 °C (figur 51). 15,1 % av smolten vandret ved temperaturer under 5 °C, mens bare 4,8 % ble fanget ved temperaturer mellom 9,1 og 14 °C. Gjennomsnittstemperaturen ved smoltutvandringen var 5,9 °C. Dette er omtrent det samme som gjennomsnittstemperaturen ved smoltutvandringen i Orkla, 5,5 °C (Hvidsten et al. 2004). Smoltutvandringen var liten ved lav temperatur tidlig i sesongen, men utvandringen kunne imidlertid fortsette eller starte selv om temperaturen var mellom 2 ^{o}C og 4,5 ^{o}C seinere i perioden (eksempelvis 2001, 2003, jf. vedlegg 5), og den kunne fortsette også ved synkende temperatur. Det ser derved ikke ut til å være en nedre terskelverdi for temperatur med hensyn til utvandring siden både laks- og ørretsmolt ble fanget i fella ved laveste døgnmiddeltemperatur i perioden hvert år (2,0 ^{o}C - 4,5 ^{o}C). Derimot fant vi en sammenheng mellom antall døgngrader i april-mai og lengden på smoltutvandringsperioden (figur 52). Dette samsvarer med resultatene til Zydlewski et al. (2005), som fant at temperatursummen i utvandringstida hadde mer å si for utvandrings-perioden enn temperaturterskler.

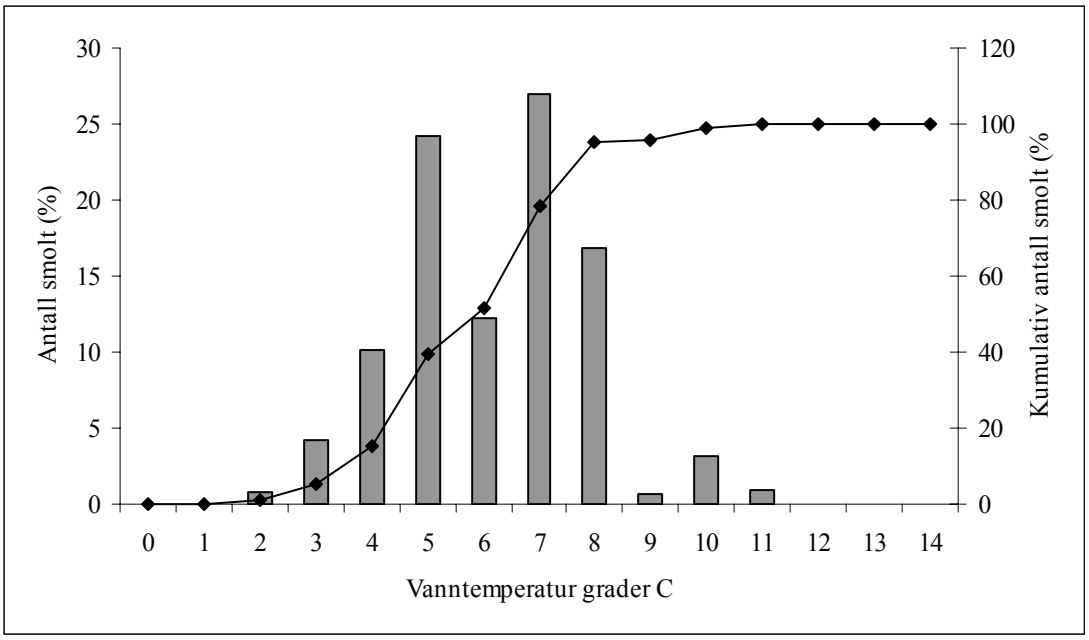
I en del andre vassdrag vandrer laksesmolten ved en høyere temperatur enn i Stjørdalselva og Orkla. I Burrishole i Irland var gjennomsnittstemperaturen henholdsvis 9,7 °C, 10,5 °C og 10,2 °C når 50 % av smolten hadde vandret i hver av tiårsperiodene 1970-årene, 1980-årene og 1990-årene (Byrne et al. 2003). I Rickleåen i Sverige vandret smolten ved høy temperatur (over 10 ^{o}C) og synkende vannføring (Österdahl 1964), men dette kan sannsynligvis ha sammenheng med en antpredatoratferd mot gjedde (Jf. Hvidsten 2004). Utvandring ved høy temperatur kan også ha sammenheng med at utvandringen er korreleret med en høy nok sjøtemperatur til å sikre overlevelse i sjøen (Antonsson & Gudjunsson 2002).

I Stjørdalselva hadde endringer i vanntemperaturen signifikant betydning som forklaringsvariabel for smoltutvandringen i enkeltår (1994, 1996, 2001) og for totalmaterialet, men det var i første rekke endringer i vannføring som hadde størst betydning for smoltutvandringen de fleste år (jf. vedlegg 9).

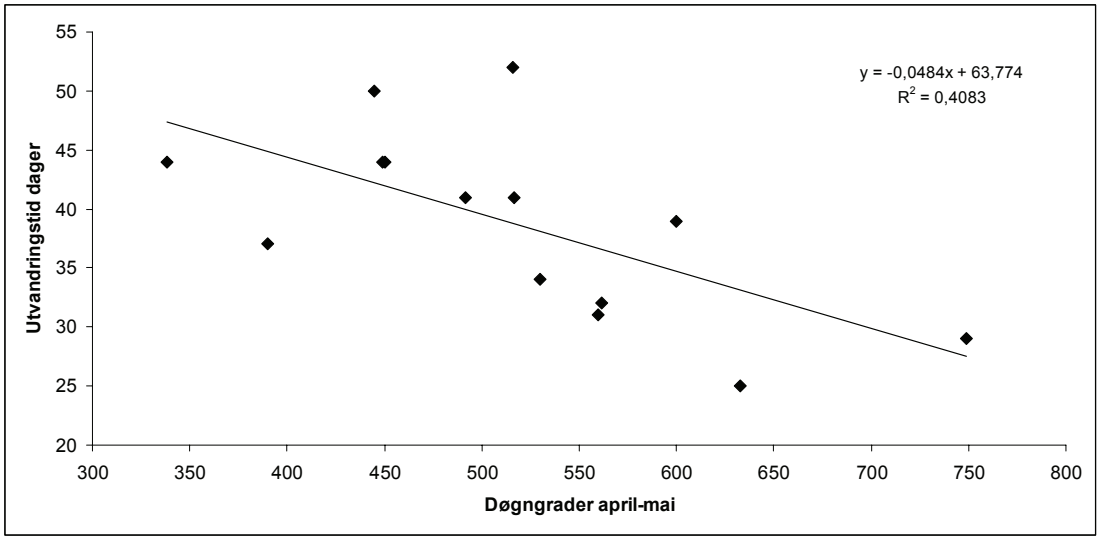
Det ble funnet en signifikant positiv korrelasjon mellom økning i vannføring og økning i antall smolt som gikk ut (laks/ørret) når en ser på totalmaterialet (1991- 2005) (Chi Square $p < 0,000$, vedlegg 8.3.3). For enkeltårene 1992, 1993,1995 og 2003 var forholdet ikke signifikant for laks, men viste samme tendens. Ørretsmolten viste samme utvandrings-mønster som laksen, men hadde flere år der forholdet ikke var signifikant. Utvandringen av lakssmolt og ørretsmolt de enkelte år i forhold til vannføring og temperatur er vist i vedlegg 5.

Høy vannføring tidlig i utvandringsperioden ga imidlertid ikke noen topp i utvandring (figur 53), (jf. årene 1993, 1995, 1996, 1998 vedleggsfigur 8.3.3). Disse tidlige vannføringstoppene falt imidlertid også sammen med lav vanntemperatur, og sannsynligvis var bare en del av laksesmolten ferdig smoltifisert og klar til utvandring tidlig i mai (jf. kap. 8.3.2).

Stabil og liten vannføring over mange dager synes å gi stopp i smoltutvandringa. I perioden 15.-28. mai 1994 var vannføringa stabil lav på bare 25-27 m^3/s, og det ble verken fanget laks- eller ørretsmolt, mens det var god utgang både før og etter denne perioden. I slutten av perioden (31. mai) ble det sluppet en lokkeflom på 30 m^3/s. Dette falt sammen med regnvær



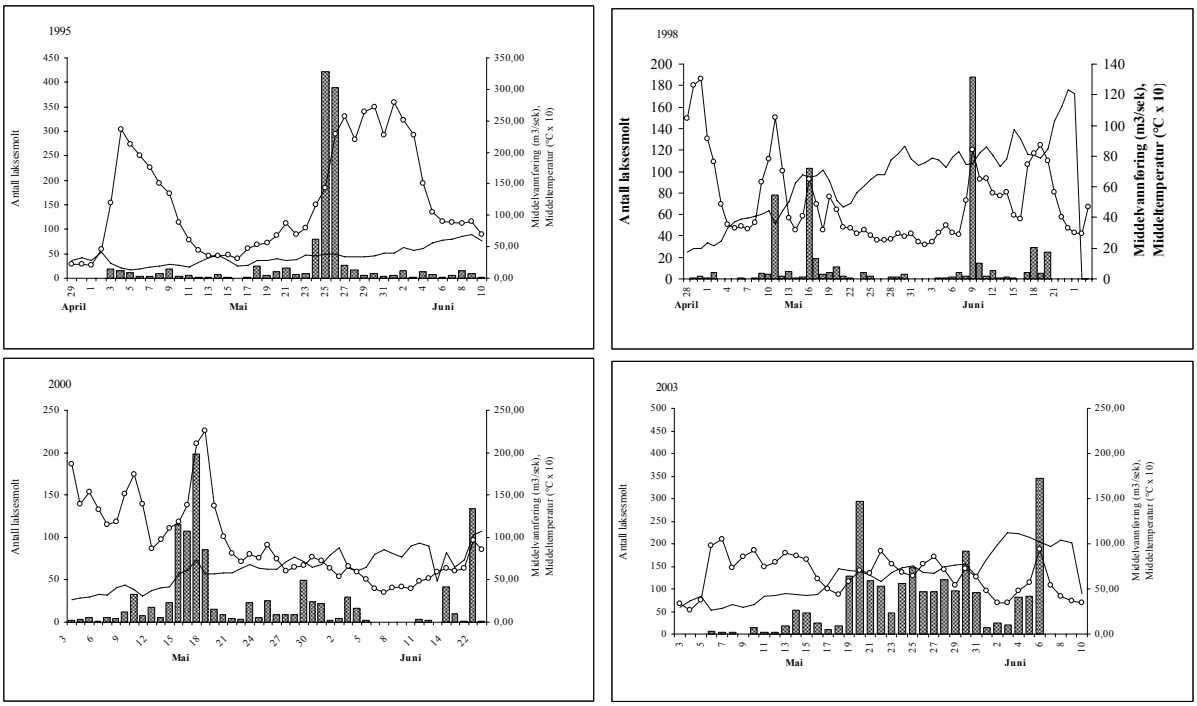
Figur 51. Smoltutvandring ved ulike temperaturer i Stjørdalselva 1990-2005.



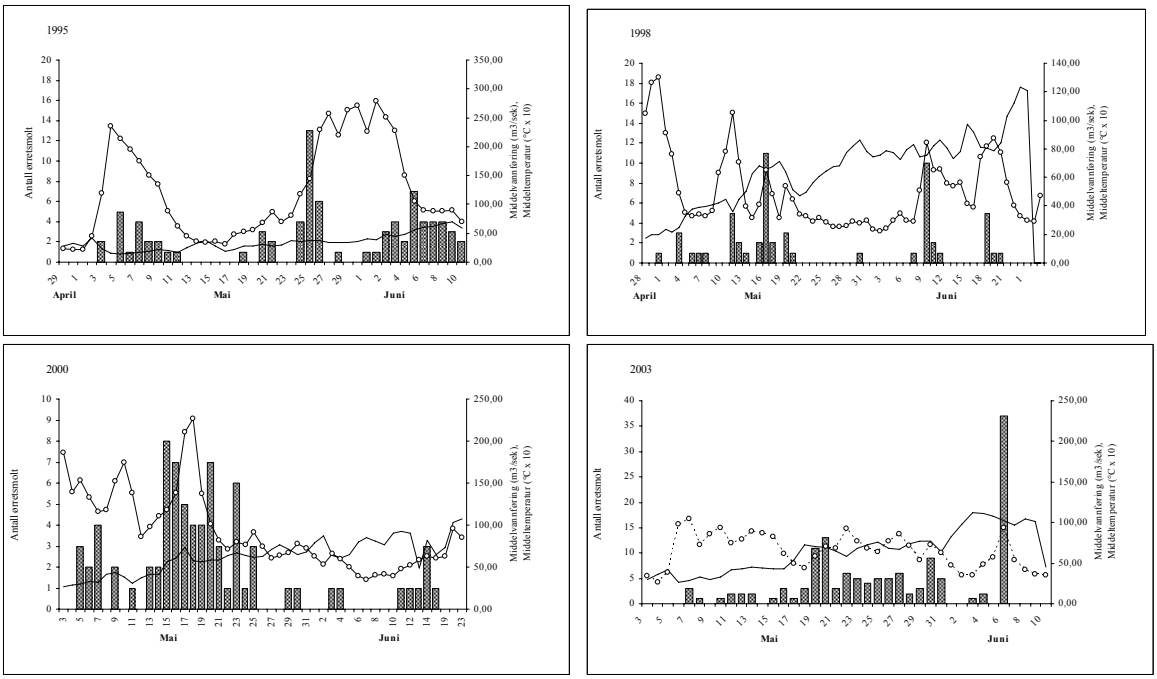
Figur 52. Sammenheng mellom lengden på utvandringsperioden og antall døgngrader i april-mai for smoltutvandringen av laksesmolt i Stjørdalselva 1990-2005.

og vannføringa økte fra ca. 30 m^3/s til ca. 90 m^3/s, noe som initierte stor smoltutvandring. Også i 1998 var det svært liten utvandring på synkende og stabil, lav vannføring i perioden 17. mai- 8. juni (figur 53). Det ble da sluppet en lokkeflom på 30 m^3/s i ett døgn fra den 8. juni kl. 15, samtidig som tilsiget økte noe pga lokalt regnvær. Vannføringa ved samløp Funna økte fra 11,2 m^3/s til 48 m^3/s ved midnatt, og vi fikk en topp i smoltutvandringa (jf. figur 53). Tilsvarende var det svært liten utvandring på stabil vannføring i midten av mai 1999, i en periode i 2000 og i 2002 (jf. figur 53). Det var også en tendens til at smoltutvandringa foregikk spredt over en lengre tidsperiode når det inntraff lengre perioder med relativt jevn vannføring midt i smoltutvandringsperioden (eks. 2003, figur 53).

Hovedutvandringen til ørretsmolten følger stort sett laksesmolten og blir styrt av de samme fysiske parametrene (jf. også Hembre et al. 2000). I de fleste år var det imidlertid en større spredning i utvandringstid for ørret enn for laks (figur 54, jf. også vedleggsfigur 8.3.3).



Figur 53. Utvandring av laksesmolt i forhold til vannføring og temperatur i Stjørdalselva for utvalgte år 1991-2006 (se tekst).



Figur 54. Utvandring av ørretsmolt i forhold til vannføring og temperatur i Stjørdalselva i utvalgte år i perioden 1991-2006.

8.3.4 Asynkron smoltutvandring i Stjørdalselva

Lys, temperatur og vannføring er de tre fysiske faktorene som synes å ha størst betydning for smoltifisering og utvandring hos lakssmolt (Metcalfe & Torpe 1990, Boeuf 1993, Antonsson & Gudjonsson 2002, Byrne et al. 2003, Zydlewski et al. 2005). I tillegg til fysiske faktorer kan også biologiske faktorer påvirke smoltutvandringen. Det er mulig at smolten påvirker hverandres atferd slik at når først noen smolt begynner vandringen slutter flere seg til i en stimdannelse (Olsen et al. 2004). Dette kan gi en synkron smoltutvandring hvor smolt fra ulike deler av elva vandrer samtidig. Dette er ansett som en tilpasning til best mulig overlevelse, siden utvandring i stim vil kunne redusere predasjonen i sjøen (Hvidsten & Lund 1988) og bedre presisjonen i navigeringen tilbake til oppvekstelva (McKinnell et al. 1997).

Gjenfangstene av merket smolt fra de tre sonene (jf. metoder) i Stjørdsalselva hvert år var for små til å analysere forskjell i utvandringstid for smolt fra ulike deler av elva hvert år. Vi har imildlertid sett på om det var forskjeller i utvandringstid for totalmaterialet av merka smolt fra ulike soner. Videre har vi sett på om det var forskjell i utvandringstid for smolt fra ulike soner i tre tidsbolker: 1992-1994 (før regulering), 1995-1999 og 2000-2005. Smoltutvandringen av merket smolt fra ulike områder i elva var signifikant forskjellig (Kruskal-Wallis ANOVA, χ^2 = 46,96, df = 3, p < 0,0001) når en ser på totalmaterialet (alle år). Smolten fra sone 1 (Sona-Flora) kom tidligst, deretter kom smolten fra sone 2 (Flora – Gudå), så kom smolten fra sone 3 (Gudå – Nustadfoss), og til slutt kom smolten fra Dalåa (kultivert laks). Forskjellene i utvandringstidspunkt var signifikant mellom alle sonene for totalmaterialet. For perioden 1992-1994 (før regulering) fant vi ingen signifikant forskjell i dato for utvandring mellom smolt fra de tre sonene i Stjørdalselva (Kruskal-Wallis ANOVA, χ^2 = 3,452, df = 2, p = 0, 178). For perioden 1995-1999 var det derimot signifikant forskjell i utvandringstidspunkt for smolt fra de tre sonene (Kruskal-Wallis ANOVA, χ^2 = 10,340 df = 2, p = 0,006), hvor smolt fra sone 3 vandret signifikant seinere enn smolt fra sone 1 og 2 (jf. også Arnekleiv et. al 2000). I perioden 2000-2005 var det også en signifikant forskjell i utvandringstidspunkt for smolt fra de tre sonene (Kruskal-Wallis ANNOVA, χ^2 = 10,199, df = 2, p = 0, 006). Smolt fra sone 3 (Meråker) vandret ut signifikant seinere enn smolt fra sone 1 (Sona – Flora) (Post Hoc Tests, multiple comparisons, p<0,001), mens det ikke var signifikant forskjell på utvandrings-dato for smolt fra sone 1 og 2. Median utvandringsdato var 25. mai for sone 3, 22. mai og 19. mai for henholdsvis sone 2 og sone1.

I Orkla fant en ingen forskjell i tidspunktet for utvandring av smolt fra ulike deler av elva (Hvidsten et al. 1995), og i løpet av 9 år var det bare ett år at smolten vandret ut først fra de nedre delene og sist fra de øvre delene. I Stjørdalselva fant vi at det ikke var signifikant forskjell mellom sonene i forhold til når smolten ble fanget i fella for hele materialet fram til 1999 (jf. Arnekleiv et al. 2000), noe som indikerer tidsuavhengighet. Nye analyser for tre tidsbolker viser imidlertid en asynkron utvandring både for perioden 1995-1999 og 2000-2005, hvor smolten fra øvre del av elva vandret seinere enn smolt fra den nedre delen (Sona-Flora).

Vi kjenner ikke årsaken til denne forskjellen i utvandringstidspunkt for smolt fra ulike deler for de undersøkte periodene. Undersøkelsene i Altaelva beskriver også en slik asynkron smoltutvandring i 2004 og 2005, hvor smolten fra Sautso vandret ut seinest. Forsøk med Altalaks i anlegg viste at redusert vanntemperatur kan forsinke smoltutvandringen, og at redusert vanntemperatur om våren i Sautso kan være en årsak til forsinkelse i utvandringstids-punktet for smolten i denne delen av Altaelva (Næsje et al. 2005). Også andre undersøkelser viser til at temperatur og temperatursummen i smoltutvandringstida har avgjørende innflytelse

på smoltutvandringsperioden og start- og stoppdato for utvandring (Zydlewski et al. 2005). I Stjørdalselva har også reguleringen medført en redusert temperatur i mai og juni spesielt i øvre deler. Denne temperaturreduksjonen vil jevne seg ut nedover vassdraget (Asvall 2001). Det er derfor mulig at en redusert temperatur i smoltutvandringstida etter 1994 kan ha medført en forsinkelse i utvandringstidspunktet for smolt fra Meråker slik som vist for smoltutvandringa fra Sautso i Altaelva. Det kan imidlertid ikke utelukkes at asynkron smoltutvandring også forekommer i uregulerte systemer på grunn av endringer i fysiske forhold oppover et vassdrag. I lange anadrome vassdrag vil bl.a temperaturen normalt være lavere, og isleggingen mer langvarig jo lenger oppover vassdragene man kommer, noe som kan bidra til en seinere smoltutvandring (jf. Zydlewski et al. 2005). Vi har imidlertid dårlig med referansedata på dette fra nordiske uregulerte elver.

8.3.5 Døgnvariasjoner i utvandring

Arnekleiv et al. (1995) fant at laksesmolten i Stjørdalselva gikk ut om natta, på den mørkeste tida av døgnet. Dette gjaldt også ved betydelig økning i vannføringa, og også i døgn med høy vannføring. Men i døgn med høy vannføring og stor smoltutgang gikk også noe smolt ut i skumringen mellom kl. 20-24 og kl. 04-08. Hembre (1994) fant at tilsvarende gjaldt for ørretsmolt. Også i andre sør- og midtnorske laksebestander er det vist en slik døgnvariasjon i utvandring hos lakssmolt (Hvidsten 1990, Saltveit 1998), mens smolten lengst nord i landet synes å vandre etter vårflommen og gjennom hele døgnet (Carlsen et al. 2005, Davidsen et al. 2005).

8.3.6 Smoltmodell for Stjørdalselva

Smoltutvandringa kan modellerast ved generaliserte lineære modeller (GLM) der ein testar bidraget frå dei ulike miljøvariablane (kovariater) som inngår i modellen. Knut Alfredsen, NTNU, har på bakgrunn av våre smoltdata forsøkt å lage ein smoltmodell for Stjørdalselva. Smoltmodellen og simuleringane av smoltutvandring gitt uregulert vassføring og vasstemperatur i elva er oppsummert.

Uregulert vassføring for Sona ndf
Det er brukt data for ein syntetisk vassføringsserie kalt Sona ndf som grunnlag for å modellere smoltutvandringa. Denne serien er laga av NVE og er funne ved å rekne vassføringa ved Sona lik vassføring Hembre minus vassføring Høggås oppskalert med ein faktor på 1.22. Den uregulerte serien er laga ved å skalere frå vassmerket Høggås i Forra til Sona basert på areal og spesifikk avrenning. Alle data er henta frå NVE Atlas og avrenningskart for Norge.

Målestasjon	Areal (km^2)	Spesifikk avrenning ($l/s*km^2$)
Sona ndf	1019	38
Høggås bru i Forra	760	27.6

Skalering $Q_{Sona\_ureg} = 1.86 * Q_{Høggås}$

Eit alternativ er å bruke korrleasjonssanalyse mellom Sona ndf og Høggås. Dette gir ein oppskaleringsfaktor på 1.85 (r^2=0.79), så her gir det same svar.

Øvre delar av Stjørdalsvassdraget var allereie før den siste utbygginga påverka av regulering, medan serien frå Høggås bru er uregulert. Effekta er difor sjekka ved å samanlikne Sona ndf frå perioda 1963 – 1990 med ein serie for det same tidsrommet skalert til dette vassmerket frå Høggås (vedlegg 6). Samanliknar ein dagelege middelverdiar ser frå dette at Sona har høgare vintervassføring og at stigninga mot vårflom kjem igang litt før enn kva tilfelle er med den skalerte serien.Flomtoppen er omtrent lik med litt tidlegare kulminasjonstidspunkt i serien frå Sona. Sidan skilnaden på dei to seriane ikkjer spesielt framtredande vel vi for vidare analyse å bruke den skalerte serien frå Sona. Med utangspunkt i skaleringsformelen er det laga vassføringsseriar for utvandringsperioda for åra 1994 – 2004. Desse er viste i vedlegg 7.

Temperaturserien frå Hegra bru er brukt som "uregulert" temperatur i modellen. Reknar denne som så lite påverka av reguleringa at den kan brukast som den er i modellen utan å måtte justerast med tanke på reguleringsverknader. Serien har med få unntak kontinuerlege data fram til midten av mai 2001, og der det mangla enkeltverdiar i perioden 2001-2005 er desse fylt i av NVE (Ånund Kvambekk pers. medd.).

Tilpassinga av smoltmodellen

Modelltilpassinga følger dei same prinsippa som NINA har brukt for Orkla (Hvidsten et al. 1995; Hvidsten et al. 2004). Ein generalisert lineær modell (t.d. Dobson, 2002) er forsøkt tilpassa smoltutvandringsdata. Denne har forma:

$$\log(y_i) = \log(n_i) + \mathbf{x}_i^T \boldsymbol{\beta}$$

Der y er smoltutvandringa, log(n) er ein offset, x er ein vektor med fysiske og biologiske variable og β er ein vektor med koeffisientar. Koeffisientane er tilpassa gjennom glm prosedyra i programpakken R (R-core group) og val av modell er gjort ved Akaike sitt informasjonskriterium (AIC).

Det er brukt ei lang rekke fysiske variable som inngangsdata, samt nokre data om den aktuelle smoltutvandringa, utvandringsperioda og utvandringsrate. Spesielt dei siste variablane gjer at modellen er sterkt knytt til inngangsdata og dette må ein ta spesiell omsyn til når modellen vert brukt prediktivt. Ulike kombinasjonar av fysiske og smoltvariable er kombinert i eit forsøk på å kome fram til ein modell som gjengir den observerte smoltutvandringa best mogleg. Variable som er testa er vist i vedlegg 8.3.5 nr. 3 i form av individuelle korrelasjonstestar.

<u>Alternativ1: Bruk av alle åra etter reguleringa starta opp</u>

Den modellen som verkar å gi best tilpassing er på forma:

$$ln(Smolt) = \beta_0 + \beta_1 dQ + \beta_2 ln(Q) + \beta_3 Tv + \beta_4 Q + \beta_5 ln(Smig) + \beta_6 Dag + \beta_7 log(Akks+1) + offset$$

Q - vassføring, Tv – vasstemperatur, Smig – gjenverande smolt, dagar i gjen av utvandringsperioda og Akks – akkumulert smolttal. Offset er sett lik ln(fangsperiode) + ln(smolt igjen/ dagar igjen) tilsvarande den som NINA brukte for Orkla (Hvidsten, 2004).

Tilpassinga gir følgjande resultat (AIC = 22083)

```
              Estimate Std. Error z value Pr(>|z|)
(Intercept)  -28.264726   0.256517 -110.19   <2e-16 ***
dQ             0.019129   0.000317   60.34   <2e-16 ***
log(Q)         5.047489   0.066059   76.41   <2e-16 ***
```

```
Tv              0.118631   0.006163   19.25   <2e-16 ***
Q              -0.035394   0.000602  -58.79   <2e-16 ***
log(Smig)      -0.357485   0.006622  -53.98   <2e-16 ***
Dag             0.096688   0.001274   75.90   <2e-16 ***
log(Akks + 1)   1.043572   0.009624  108.44   <2e-16 ***
---
Signif. codes:  0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1
```

Resultata frå køyringa er vist i vedlegg 8.3.5 nr 4, medan figur 55 viser resultata frå utvalgte år. Modellen har store problem med dei tilfella der utvandringa skjer samla over eit kort tidsrom (1994, 1995, 2002). Elles greier den tildels å fange trenden i utvandringa, men den bommar på det eksakte talet på smolt ved mange tilhøve. Slik modellen er no inkluderer den ikkje noko biologisk informasjon eller funksjonelle samanhengar mellom fysiske tilhøve og biologisk respons som er det som mest sannsynleg styrer utvandringa.

Alternativ2: Tilpassing på halve perioda, testing på andre halvdel

Det er og gjort eit forsøk på å tilpasse modellen for ei periode på fem år (2000-2004) og så køyre den for resten av perioda etter reguleringa starta opp (1994-1999). Den modellen som ga best tilpassing er lik forrige med det unntak at lufttemperaturen verka inn i dette tilfellet. AIC for denne tilpasninga er på 6910.

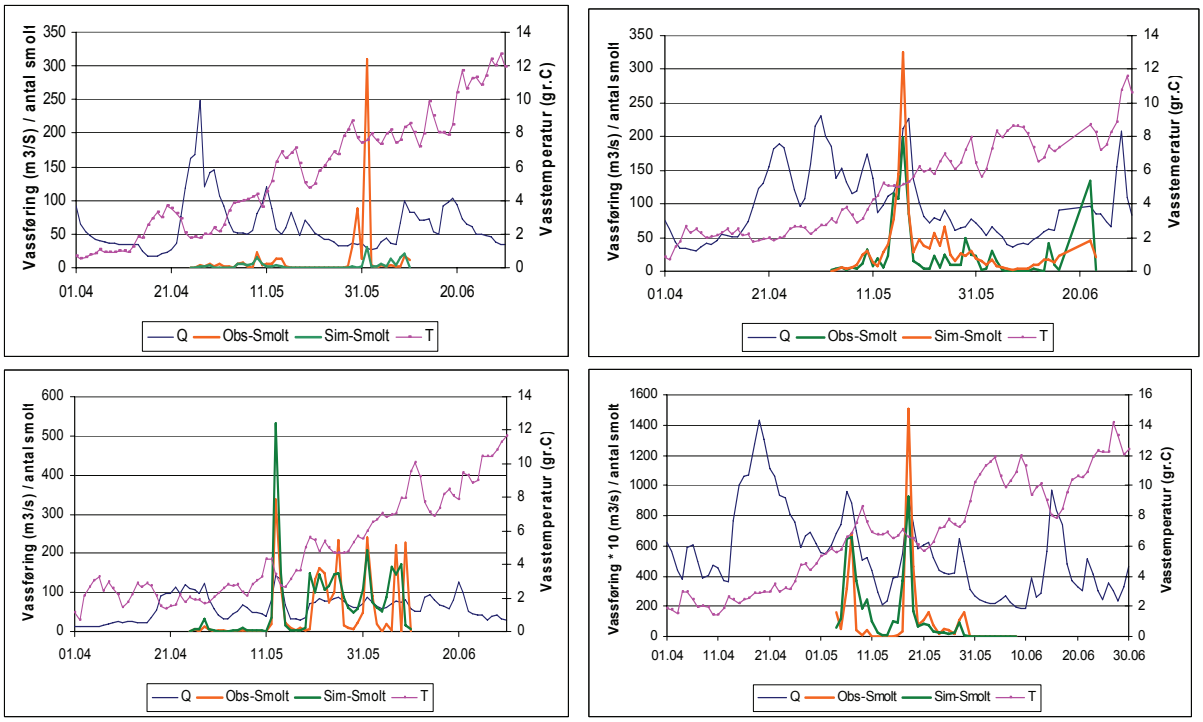
```
Coefficients:
                Estimate Std. Error z value Pr(>|z|)
(Intercept)   -4.228e+01  4.566e-01  -92.59   <2e-16 ***
dQ             1.435e-02  5.068e-04   28.31   <2e-16 ***
log(Q)         8.629e+00  1.192e-01   72.41   <2e-16 ***
Q             -6.637e-02  1.265e-03  -52.46   <2e-16 ***
Tv             3.775e-01  1.558e-02   24.23   <2e-16 ***
Tluft         -9.104e-02  4.637e-03  -19.63   <2e-16 ***
log(Smig)     -6.095e-01  9.725e-03  -62.67   <2e-16 ***
Dag            1.694e-01  3.432e-03   49.37   <2e-16 ***
log(Akks + 1)  1.146e+00  1.595e-02   71.87   <2e-16 ***
---
Signif. codes:  0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1
```

Resultat er vist i vedlegg 8.3.5 nr. 5. Ein ser at det vert noko betre tilpassing til åra 2000 – 2004 spesielt på enkelte toppar i utvandringa. Testkøyringa på 1994 – 1999 ga derimot dårlegare tilpassing av modellen. Testar med andre periodeinndelingar gir den same trenden, det er vanskeleg å tilpasse ein modell for ei kortare periode som og gir god tilpassing i kontrollperiodene. Det er og vanskeleg å sjå kva variable som gjer utslaget ved desse testane og det er svært vanskeleg utifrå dette å kunne seie noko om kor gode egenskapar modellen har til å forutsjå utvandring utifrå fysiske variable når vi ikkje kan gjere tilpassing til datasettet.

Alternativ3: Uregulerte år

Modellen er tilpassa for dei tre uregulerte åra. Modellen får tilsvarande form som i alternativ 2 med følgjande koeffisientar (AIC=5955):

```
                Estimate Std. Error z value Pr(>|z|)
(Intercept)   -2.396e+01  4.662e-01  -51.39   <2e-16 ***
dQ             1.632e-02  4.242e-04   38.48   <2e-16 ***
log(Q)         2.749e+00  1.124e-01   24.46   <2e-16 ***
Q             -2.738e-02  1.156e-03  -23.69   <2e-16 ***
Tv             3.181e-01  1.845e-02   17.24   <2e-16 ***
Tluft          7.665e-02  6.220e-03   12.32   <2e-16 ***
log(Smig)     -5.261e-01  2.195e-02  -23.96   <2e-16 ***
Dag            2.461e-01  4.949e-03   49.72   <2e-16 ***
log(Akks + 1)  1.424e+00  2.430e-02   58.59   <2e-16 ***
---
Signif. codes:  0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1
```



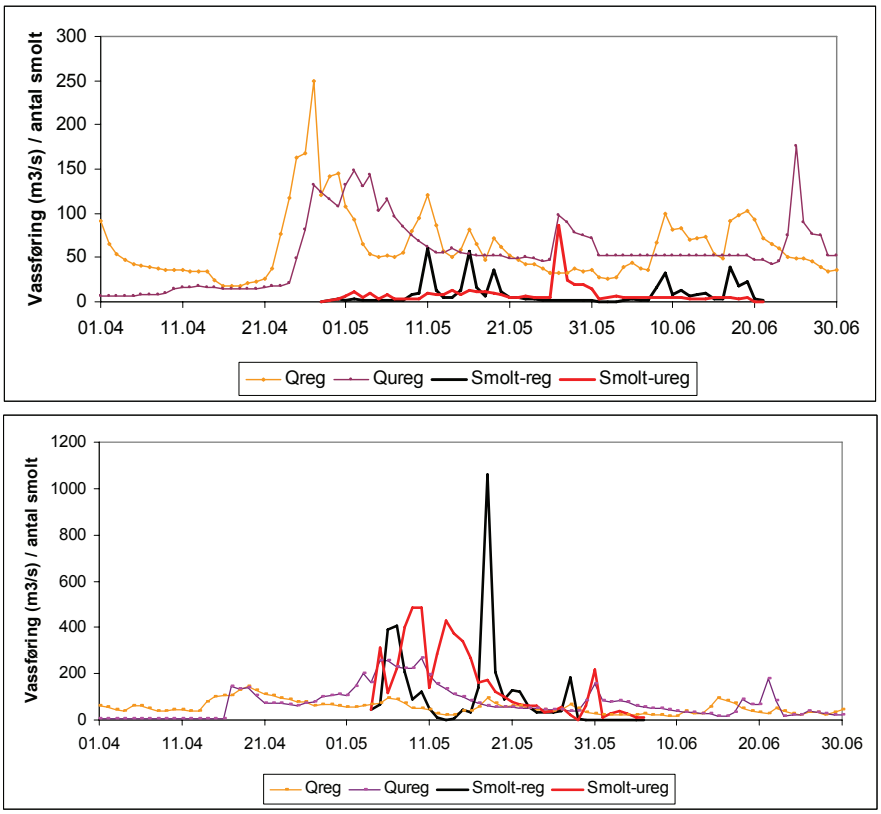
Figur 55. Resultat av køyring av smoltmodell for Stjørdalselva i utvalgte år (1994 og 2000 øvst, 1996 og 2004).

Køyring av uregulert situasjon

Føresetnadane for denne køyringa er at antal smolt som skal gå ut og utvandringsperioda er den same. Merk tidlegare diskusjon rundt avgrensingar i bruken av modellen prediktivt. Modellen er så køyrt med dette utgangspunktet. Har brukt modellalternativ 1 sidan det er den som i heile perioda gir best tilpassing til data og sidan den uregulerte perioda brukt i alternativ 3 er svært kort. Resultata frå utvalgte år er vist i figur 56. Resultata viser at ein under uregulerte forhold ville fått smoltutvandring i perioden med låg vassføring der ein fekk stopp i utvandringa under regulerte tilhøve. Modellen overestimerer utvandringa i 2003, og resultata er usikre.

8.3.7 Smolt av settefisk fra Dalåa

En-somrig settefisk satt ut ovafor lakseførende del, vesentlig i Dalåa, har etterhvert smoltifisert og kom inn i smoltfangstene ved Sona bru fra 1995. Smolt fra settefisk har i perioden 1995-1999 utgjort 5,1 % - 14,9 % av all laksesmolt fanget i fella. Denne smolten hadde i alle år en signifikant lavere alder enn villsmolten (Mann-Whitney, p = 0,000), med gjennomsnitlig alder på 2,6 år (variasjon 2,0-5,0 år, tabell 7). Den var også signifikant lengre (gj.sn. 131,2 mm) enn villsmolten (gj.sn. 121,9 mm) i samme periode (Mann-Whitney, p = 0,000).



Figur 56. Resultat av køyring av smoltmodellen for uregulert vassføring i 1998 (øverst) og 2004 (nederst).

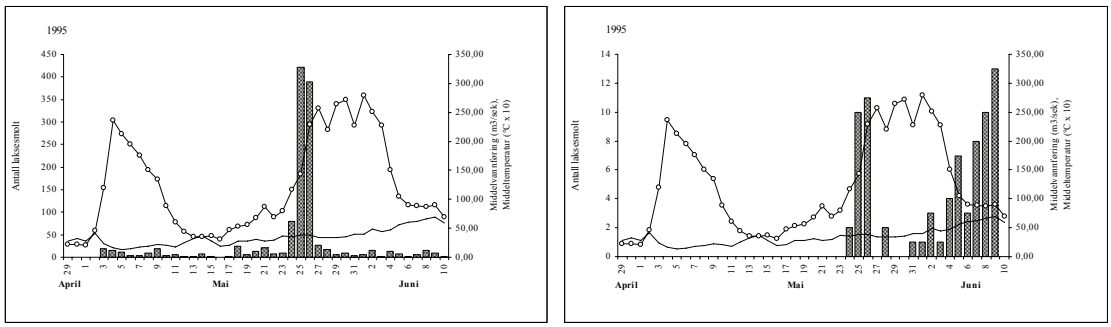
Smolt av settefisk fra Dalåa viste ingen signifikant forskjell i antall hunner og hanner med unntak av årene 1999 ($X^2 = 12,38$, $p = 0,000$) og 2000 ($X^2 = 18,57$, $p = 0,000$) hvor det gikk ut flere hunner. Hos villsmolten var det flere hunner enn hanner blant utvandrende smolt.

I perioden 1995-2005 ble magefylling undersøkt både for villsmolt og smolt fra settefisk fanget i fella ved Sona bru. Dalåasmolten hadde signifikant større magefylling (1,83) enn villsmolten (1,75) ($p = 0,029$). Dette kan ha sammenheng med at Dalåasmolten de felste år gikk ut seinere enn villsmolten, og magefyllingen økte utover i utvandringsperioden (jf. kap. 8.2.3).

Tabell 7. Oversikt over alder, lengde (mm) og kondisjon for laksesmolt fra Dalåa tatt på Sona bru i Stjørdalselva 1995–2005

		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
2000	189	1,93	5	1	125,57	176	104	0,84	1,01	0,68
2001	66	2,38	3	2	134,49	158	116	0,84	0,99	0,69
2002	265	2,24	4	2	122,38	159	104	0,79	1,02	0,62
2003	191	2,44	4	2	128,21	167	108	0,81	0,95	0,66
2004	250	3,16	4	2	134,41	167	105	0,81	0,95	0,63
2005	331	2,63	5	2	130,79	171	103	0,77	0,97	0,51

Settefisksmolten vandret ut signifikant seinere enn villsmolten (Mann-Whitney, $p < 0{,}0001$). Forskyvningen i gjennomsnittlig utvandringstidspunkt varierte fra 3 dager til 20 dager, men i 2001 hadde villsmolt og Dalåasmolt samme utvandringstidspunkt. Sannsynligvis er forsinkelsen i utvandringen hos smolt fra settefisk større i enkelte år, siden smoltfangsten ble avsluttet 10. juni. Smoltfangst med smoltfelle i Dalåa viste at smolten enkelte år fortsatte utvandringen til begynnelsen av juli (Arnekleiv & Rønning 2005). I de fleste år startet utvandringen av villsmolt og smolt av settefisk omtrent samtidig, men smolt fra settefisk vandret over en lengre periode (figur 57), og hadde asynkron hovedutvandring i forhold til villsmolt.



Figur 57. Fangst av villsmolt og Dalåasmolt ved Sona bru i 1995.

Ved utvandring 18-20. mai 1999 hadde fisk ifrå Dalåa utvikla evne til sjøtoleranse og denne evna holdt seg ut forsøksperioden (30. juni) (Arnekleiv et al. 2000, Urke 2001). Dette betyr at fisk som har utvikla sjøtoleranse i øvre del av Stjørdalsvassdraget vil ha denne evna selv om de ikke når sjøen før om over fem uker seinere.

8.3.8 Effekter av reguleringen på smoltutvandring

I Stjørdalselva var smoltutvandringen assosiert med en økning i vannføring foran endring i temperatur. Også smoltmodellene viste at vannføring og temperatur og en endring i disse var de viktigste miljøvariablene samt at utvandringsperioden og antall gjenværende smolt i elva hadde innvirkning på mengden smolt som vandret til enhver tid. Stor utvandring skjedde oftest på høy vannføring, men etter en periode med lav vannføring og liten utvandring kunne bare en beskjeden vannføringsøkning initiere stor utvandring. Liten og stabil vannføring på 25-30 m³/s forårsaket stopp i smoltutvandringa i Stjørdalselva, og perioder med relativt lav og varierende vannføring medførte stor spredning i utvandringa.

Utbyggingen av Kraftverkene i Meråker har gitt en utjevnet vannføring hvor flomtoppene er redusert. I snørike år med normal avsmelting vil reguleringa sannsynligvis ikke ha noen stor innvirkning på variasjonen i vannføringa i smoltutvandringsperioden og dermed på smoltutvandringa. Derimot er det sannsynlig at reguleringa gir en mer utjevnet vannføring i smoltutvandringsperioden i år med middels og liten avrenning. Spesielt i år med lite snø vil den nye reguleringen medføre betydelig reduserte flomtopper i Stjørdalselva både i størrelse og hyppighet (jf. kap. 2.3). Simulerte ”uregulerte” vannføringer for serien Sona ndf de enkelte år indikerer også at vannføringa ville vært høyere og med flere små topper i slike perioder (jf. vedlegg xx-2). Smoltmodellen indikerer da også en økt utvandring av smolt under ”uregulerte” forhold i slike perioder (jf. kap. 8.3.5). Også de vellykkete forsøkene med lokkeflommer samt utvandringsdataene viser at mindre økninger i vannføring i slike perioder gir økt, og konsentrert utvandring. Siden reguleringen har dempet flomtoppene og hyppigheten

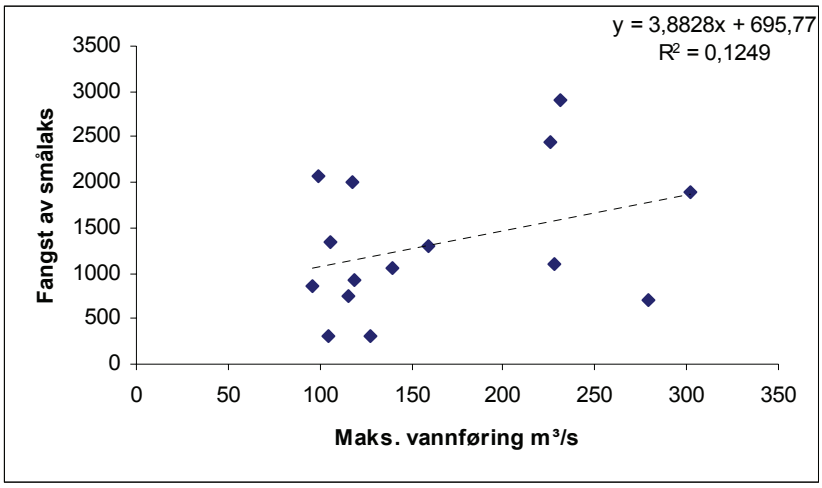
av flomtopper, har sannsynligheten for en mer spredt smoltutvandring økt og reguleringen har også økt sannsynligheten for flere perioder med delvis stopp i utvandringen. Dette er i første rekke knytta til år med lite tilsig i smoltutvandringsperioden (tørre år). En pålagt minstevannføring på 9,5 m^3/s vil i liten grad påvirke utvandringen siden det først og fremst er økning i vannføring som betyr mest for utvandringen innen sesongen. I tillegg er det mulig at en redusert vanntemperatur øverst i elva i smoltutvandringsperioden kan være medvirkende årsak til en observert asynkron utvandring hos lakssmolten. Hovedspørsmålet blir om dette har bidratt til redusert smoltoverlevelse.

Spredt smoltutvandring er antatt å gi en høyere dødelighet i sjøen gjennom økt predasjon enn når smolten går ut på en flomtopp med turbid vann (Hvidsten & Møkkelgjerd 1987, Hvidsten & Lund 1988). En asynkron smoltutvandring hvor smolten fra øvre del av vassdraget vandrer seinere enn den lenger ned i vassdraget vil også kunne bidra til en mer spredt utvandring og øke predasjonsrisikoen.

Høy vannføring ved utvandring av smolt kan øke overlevelsen. I Suldalslågen ble det funnet en positiv sammenheng mellom vannføring under utvandring og antall ensjøvinterlaks som kommer tilbake til elva (Forseth et al. 2003). I Orkla, hvor økning i vannføring var beste forklaringsvariabel for utvandring i likhet med Stjørdalselva, ble det imidlertid ikke funnet noen signifikant sammenheng mellom smoltoverlevelse og vannføring under utvandring (Hvidsten et al. 2004).

Vi har også undersøkt sammenhengen mellom vannføring i smoltutvandringsperioden og gjenfangsten av voksen laks. Det var ingen signifikant sammenheng mellom gjennomsnittsvannføringen i smoltutvandringsperioden (1. mai-10. juni og 10. mai – 10. juni) og ukorrigerte fangster av smålaks året etter eller fangst av mellomlaks og storlaks to og tre år etter (alle tester $p > 0.05$). Det var heller ingen signifikant sammenheng mellom maksimumsvannføringene i de samme periodene og gjenfangstene av smålaks, mellomlaks og storlaks. Korrelasjonen mellom vannføring i utvandringsperioden og fangst av smålaks var positiv, men ikke signifikant (figur 58). Vi har imidlertid ikke korrigert for variasjoner i sjøoverlevelse mellom år, og denne faktoren vet vi kan være betydelig, men vanskelig å beregne. I under-søkelsen for Suldalslågen og Orkla ble det forsøkt korrigert for storskala variasjoner i sjøoverlevelse ved å benytte sjøoverlevelsesestimater og beskatningsrater for ensjøvinterlaks fra Ims og Namsen, samt sjøtemperaturer (Forseth et al. 2003, Hvidsten et al. 2004). Til tross for dette ble det ikke funnet noen sammenheng mellom vannføring og smoltoverlevelse i Orkla. Data fra Stjørdalselva viste dårlig sammenheng mellom fangstene av smålaks med fangstene av mellom- og storlaks påfølgende år, noe som kan tyde på store variasjoner i sjøoverlevelse mellom år. At vi ikke finner en sammenheng mellom vannføring under smoltutvandring og gjenfangster av voksen laks er derfor ikke noe bevis på at en slik sammenheng ikke eksisterer. De metodene vi har brukt for å undersøke dette kan ha vært for ”unøyaktige”, og/eller variasjonene i storskala sjøoverlevelse kan ha overskygget eventuelle sammenhenger som måtte eksistere. Det er imidlertid en rekke indisier som tyder på at vannføring under utvandring kan ha positive effekter på smoltoverlevelsen. En positiv sammenheng mellom vannføring under selve smoltutgangen og gjenfangst av voksen laks er vist i eksperimentelle utsettinger av merket smolt både i Gaula, Surna og Orkla (Hvidsten & Hansen 1988, Hvidsten & Johnsen 1993, Hvidsten et al. 2004), foruten for villsmolt i Suldalslågen (Forseth et al. 2003). Under høy vannføring blir ferskvannslaget i fjorden tykkere, noe som kan bidra til mindre predasjon fra rovfisk som torsk og sei. Flomvann med økt turbiditet kan medføre at predatorer ser smolten dårligere, og utvandring over kort tid i stor stim vil ytterligere redusere predasjonsrisikoen. Høy vannføring og dermed høy vann-

hastighet vil bringe smolten hurtigere ut fjorden, og kan dermed bidra til økt overlevelse i den første sjøfasen. Siden vi imidlertid ikke kan påvise sikre sammenhenger mellom vannføring under utvandring og smoltoverlevelse i Stjørdalselva kan vi ikke trekke noen klare konklusjoner på effekten av vannføring for smoltoverlevelsen.



Figur 58. Sammenheng mellom maksimum vannføring under smoltutvandring (Sona ndf.) og fangst av smålaks året etter.

8.4 Smoltproduksjon

8.4.1 Årlig smoltproduksjon

Hver vår fra slutten av mars til slutten av april (1992–2005) ble det merket villsmolt fra Sona bru til Nustadfoss ved el-fiske, og gjenfangst skjedde ved hjelp av to notfeller operert fra Sona bru (jf. 8.1 Metoder).

Gjenfangstprosenten av merket laksesmolt varierte fra 1,2 % i 2000 til 5,5 % i 2002, mens gjennomsnittlig gjenfangstprosent var 3,0 %. For ørret ble det bare merket i gjennomsnitt 120 stk. pr. år, og gjenfangstprosenten var 0 % i sju av årene. Høyest gjenfangstprosent var i 1996 (2,7 %). Merking-gjenfangstforsøkene med ørret ga dermed ikke grunnlag for noen beregning av smolttetthet.

Resultatet av produksjonsberegningene er gjengitt i tabell 10, og årlige gjennomsnittstettheter av laksesmolt pr. 100 m² er vist i figur 59.

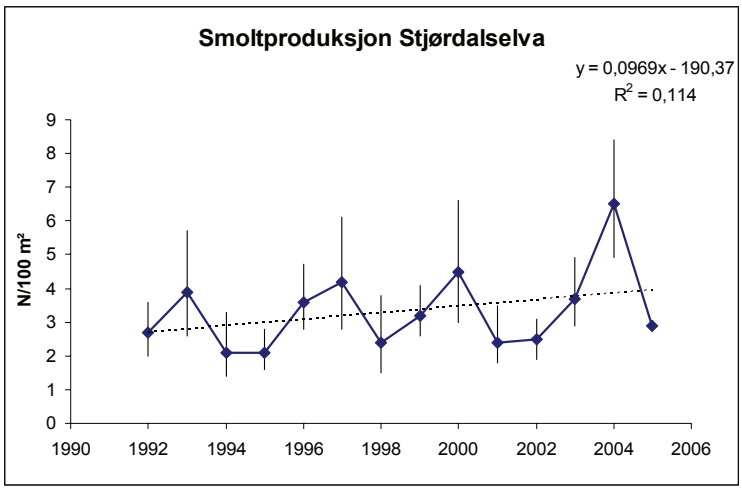
I gjennomsnitt har smoltproduksjonen vært 3,4 lakssmolt pr. 100 m^2. Laveste estimat ble beregnet til 2,1 laksesmolt pr. 100 m^2 (1994, 1995) og det høyeste til 6,5 pr. 100 m^2 (2004). Dersom en antar at smoltproduksjonen er lik ovafor og nedafor Sona bru (til flomålet) varierte den totale estimerte smoltproduksjonen fra 75600 smolt i 1995 til 230800 smolt i 2004. Det ble ikke funnet signifikante forskjeller i smoltproduksjon mellom før og etter utbygningen i Stjørdalselva (Mann-Whitney, p = 0,555), og heller ingen signifikant endring over tid (1992-2005). Trendlinjen (lineær regresjon) for utvikling i tetthet over tid viste en liten positiv endring (figur 59). Det er videre verdt å merke seg toppene i smolttetthet med 2-3 års mellomrom.

Det var ingen signifikant sammenheng mellom antall smolt fanget i fellene og estimert smoltproduksjon (totalantall). Fangstantall kan derfor ikke benyttes som mål på smoltproduksjonen.

Smoltproduksjonsberegningene for Stjørdalselva indikerer en relativt lav smoltproduksjon sammenlignet med f. eks. Orkla. Smoltproduksjonen i Orkla ble estimert til gjennomsnittlig 6,5 smolt pr. 100 m^2 (variasjon 4,0 – 10,8) for perioden 1983-2002 ved hjelp av den samme metoden (Hvidsten et al. 2004). I Alta ble smoltproduksjonen beregnet til 14,7 og 17,0 smolt pr. 100 m^2 i 2004 og 2005 (Ugedal et al. 2006). I Nidelva, Trondheim, ble smoltproduksjonen beregnet til 4,2 smolt pr. 100 m^2 i 1984 (Arnekleiv et al. 1994). I Suldalslågen i Rogaland varierte smoltproduksjonen mellom 2,1 og 3,3 smolt pr. 100 m^2 i perioden 1999-2003 (Saltveit & Bremnes 2004), mens Jensen et al. (2004) beregnet en smolttetthet på 3,1 – 4,0 smolt pr. 100 m^2 i Eira i Møre og Romsdal.

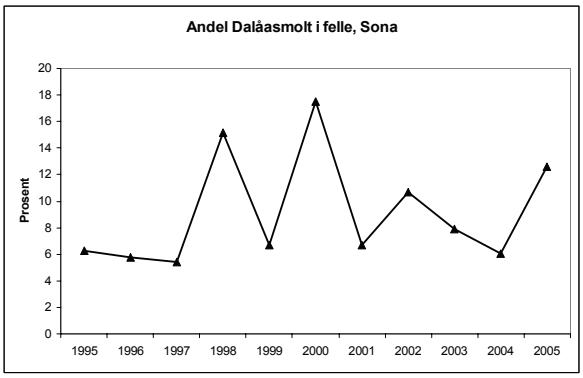
Tabell 19. Beregning av smoltproduksjon (N) på strekningen Sona bru - Nustadfoss i perioden 1992-2005, basert på merking - gjenfangst og beregning etter Ricker (1975). M = totalt antall smolt merket, R = antall gjenfanget merket smolt, C = totalt antall smolt fanget, c.i = 0,95 er 95% konfidensintervall. Sone 1, 2 og 3 er antall merket smolt fanget fra de enkelte soner som elva er delt inn i. Kolonnen "Dalåa" viser antall laks som kommer fra utsettinger i Dalåa

År	**M**	**R**	**C**	**N**	**N/100m2**	**c.i = 0,95**	**Sone 1**	**Sone 2**	**Sone 3**	**Dalåa**
1992	1662	43	1273	48151	2,7	2,0 - 3,6	19	16	8	
1993	1526	23	1088	69288	3,9	2,6 - 5,7	3	12	8	
1994	1170	17	585	38123	2,1	1,4 - 3,3	6	10	1	
1995	1523	48	1215	37820	2,1	1,6 - 2,8	17	24	7	76
1996	1467	52	2345	64980	3,6	2,8 - 4,7	14	16	22	135
1997	1592	23	1113	73942	4,2	2,8 - 6,1	13	9	1	60
1998	1183	15	573	42476	2,4	1,5 - 3,8	7	6	2	87
1999	1402	71	3008	58634	3,3	2,6 - 4,1	33	34	4	202
2000	1695	21	1081	79786	4,7	3,1 – 7,0	9	9	3	189
2001	1534	34	989	43419	2,4	1,8 – 3,4	9	16	9	66
2002	1262	69	2479	44746	2,5	2,0 – 3,2	24	38	7	265
2003	1515	61	2414	59050	3,3	2,6 – 4,2	17	33	11	191
2004	1481	52	4127	115428	6,5	4,9 – 8,4	24	18	10	250
2005	1374	69	2624	51562	2,9	2,3 – 3,7	17	35	17	331



Figur 59. Estimert mengde laksesmolt pr. 100 m² (± 95 % c.i) de enkelte år i Stjørdalselva.

I og med at lakssmolt produsert fra utsettingene ovafor lakseførende strekning var merket med fettfinneklipping, har denne smolten vært skilt ut i fellefangsten på Sona (jf. tab. 19), og har ikke vært medregnet i smoltproduksjonsestimatet for Stjørdalselva. Det er tidligere gjort smoltproduksjonsberegninger som tyder på at utsettingene gir en smoltproduksjon på opp mot 10 000 smolt årlig (Arnekleiv et al. 2002). Dette kommer som et tillegg til det beregnede produksjonsestimatet for villsmolt i vassdraget, og er iverksatt som et kompenserende tiltak for tapte oppvekstarealer og mulig smoltproduksjonstap som følge av reguleringen. I forhold til villsmolt av laks var andelen av slik kultivert smolt i fangstene på Sona i gjennomsnitt 9,3 % (figur 60). Andelen voksen laks som stammet fra kultiveringen i sportsfiskefangstene og skjellprøvene fra hele elva var imidlertid lavere, i gjennomsnitt 4,1 % (Arnekleiv et al. 2007).

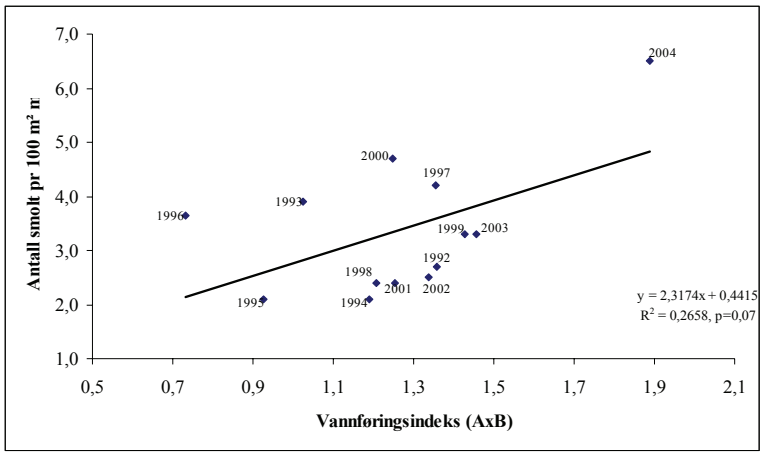


Figur 60. Andel (%) lakssmolt fra kultivert fisk ("Dalåasmolt") av all fanget lakssmolt i felle på Sona 1995-2005.

8.4.2 Smoltproduksjon, bestandsparametre og omgivelsesvariabler

Tettheten av laksesmolt målt ved utvandring gir et uttrykk for smoltproduksjonen i et vassdrag, og denne produksjonen er resultatet av en rekke faktorer. Hydrologiske faktorer, temperaturforhold, vannkjemi og næringsforhold, gytebestandens størrelse og vassdragets størrelse er viktige faktorer for den totale smoltproduksjonen (Gibson 1993). I Orkla ble det funnet at den minste vintervannføringen hadde stor betydning for smoltproduksjonen (Hvidsten 1993, Hvidsten et al. 2004). Dette gjaldt om en regnet med en særskilt vannføringsindeks for laveste vintervannføring de to og tre siste vintrene før smoltutgangen eller om en benyttet gjennomsnittlig minste vintervannføring de siste tre årene (Hvidsten et al. 2004). Vi har utført en tilsvarende analyse på smoltmaterialet fra Stjørdalselva.

Lakssmoltens alder i Stjørdalselva er i hovedsak 3 og 4 år, og smolten har derfor erfart livsbetingelsene i elva minst tre vintre før den utvandret. Vi satte den minste vannføringen (døgnmiddel Hegra) de to og tre siste vintrene (november-april) før smoltutgang sammen til en vannføringsindeks etter samme måte som ble gjort i Orkla (jf Hvidsten et al. 2004 s. 40-41), og testet sammenhengen mellom vannføringsindeksene og smoltestimatene. Tilsvarende laget vi en indeks for minste sommervannføring de to og tre siste somrene før smoltifisering, og testet mot smoltestimatene. Vi fant ingen signifikant sammenheng mellom noen av vannføringsindeksene og smoltestimatene verken for vinter- eller sommervannføringene. Det var heller ingen sammenheng om vi endret tidsperiodene og benyttet gjennomsnittsverdier for vannføring. Det var imidlertid en positiv, men ikke signifikant relasjon mellom vintervannføringen de to siste årene før utvandring og smoltestimatene (figur 61).



Figur 61. Sammenheng mellom en minste vintervannføring (gitt som en vannføringsindeks) og smoltproduksjon i Stjørdalselva 1992-2005.

Laksungenes vekst og smoltalder har også betydning for smoltproduksjonen (Symons 1979) i det en forventer en høyere smoltproduksjon i elver med lav smoltalder kontra høy smoltalder. Vi fant imidlertid ingen signifikant sammenheng mellom smoltestimatene de enkelte år og gjennomsnittlig smoltalder ($p>0,05$) for totalmaterialet. Dette kan dels skyldes at det var relativt liten forskjell i smoltalder mellom år. I Stjørdalselva var smoltalderen i gjennomsnitt 3,8 år (variasjon 3,4 – 4,2 år) for perioden 1991-2005, men gjennomsnittsalderen var 3,5 år i perioden 2001-2005, mot 3,9 år i hele perioden før (1991-2000). Smoltalderen var altså 0,4 år lavere de siste fem årene, og i samme periode var gjennomsnittlig smoltproduksjon 3,6 pr. 100 m², mot gjennomsnittlig 3,2 pr. 100 m² i perioden 1991-2000. Økningen kan derfor dels skyldes en lavere smoltalder, men også andre faktorer. Vi har derfor undersøkt sammenhenger mellom smoltproduksjonen i Stjørdalselva og ulike omgivelsesvariabler ved multippel regresjonsanalyse.

Analysen ble utført med utgangspunkt i miljøvariabler med sannsynlig virkning på smoltproduksjonen, vurdert ut fra egne data og andre studier. Foruten minste vintervannføring to og tre år før smoltutgang, inkluderte vi laksungenes vekstforhold uttrykt ved smoltalder, årsklassestyrke uttrykt ved en gjennomsnittlig tetthet av ettåringer (1+) i elva ovafor Sona bru to og tre år før smoltutvandring, og næringsforholdene (demningseffekt) uttrykt ved bunndyrtettheter i Meråker. Vi utførte en multippel regresjonsanalyse ved bruk av prosedyren ”backward selection” i statistikkpakken SPSS med estimert smoltproduksjon og Ln til estimert smoltproduksjon som avhengig variabel. Bunndyrtetthetene falt først ut av analysen

fordi vi mangler tetthetsdata fra tre år i serien. Når vi avkorta tidsserien til å gjelde de årene med samtidige data for bunndyrtettheter og smolttettheter forklarte modellen 27 % av variasjonen i smoltestimatene, og bunndyr var den faktoren som bidro mest til å forklare variasjonen i smoltestimatene, men ingen av variablene bidro signifikant (alle tester p>0,05). Vi har imidlertid vist at bunndyrtetthetene og tilgjengelig næring ble endret etter regulering og hadde innvirkning på laksungenes næringsvalg og vekst (jf kap. 4 og 5). Regresjonsanalysen med alle år inkludert (1992-2005) viste at årsklassestyrke uttrykt som tettheten av ettåringer (1+) var den eneste variabelen som signifikant bidro til å forklare variasjonene i smoltestimatet (R^2=0,322 for modellen). Dernest bidro minste vintervannføring to år før smoltutgang og smoltalder til å forklare variasjonen i smoltproduksjonen i hele undersøkelsesperioden (tab.20).

Årsklassestyrke var den variabelen som bidro mest til å forklare variasjonen i smoltestimatet. Tettheten av 1+ ett år var altså korrelert med tettheten av 3 og 4 gammel smolt to og tre år etter. Den nærmest sykliske variasjonen i topper i smolttettheten med 2-3 års mellomrom indikerer derfor at vi har sterke årsklasser av ungfisk omtrent hvert 2.-3. år. Dette tyder på at det kan være en sterk konkurranse mellom årsklassene av laksunger.

Regresjonsmodellen ga en forklaringsgrad (R^2) på bare 32 % for variasjonen i smoltestimatene. Det er derfor sannsynligvis at også andre variabler som vi ikke har mål på eller oversikt over har hatt innvirkning på smoltproduksjonen. En tilsvarende analyse utført på materialet fra Orkla viste at minste vintervannføring to vintre før smoltutgang, fosforinnhold i vannprøver tre år før smoltutgang og gjennomsnittlig smoltalder bidro til å forklare 63 % av variasjonen i smoltproduksjonen (Hvidsten et al. 2004). Datamaterialet for Orkla strakk seg over en periode på 21 år.

Tabell 20. Sammenhenger mellom smoltproduksjon (E, antall smolt pr 100 m^2) i ulike år, minste vintervannføring to og tre vintre før smoltutgang (vinter fra 1 okt og ut april V_{okt}), minste vintervannføring to og tre vintre før smoltutgang (vinter fra 1. des og ut april V_{des}), tetthet 1+ lakseyngel to år før smoltutgang (T_{1+}), og gjennomsnittlig smoltalder (A_s) i Stjørdalselva 1992 – 2005. Parametrene β_x er estimert med modellen $E = \beta_0 + \beta_1 A_s + \beta_2 T_{1+} + \beta_3 V_{okt} + \beta_4 V_{des.}$ De ulike parametrene (med SE i parentes) er estimert ved multippel regresjon. R^2 og $_{adj}R^2$ angir henholdsvis den totale forklaringsgraden og den justerte forklaringsgraden for modellene. p angir signifikansen for modellene. Signifikansnivået for de ulike parametrene: *= < 0,05;** = < 0,01

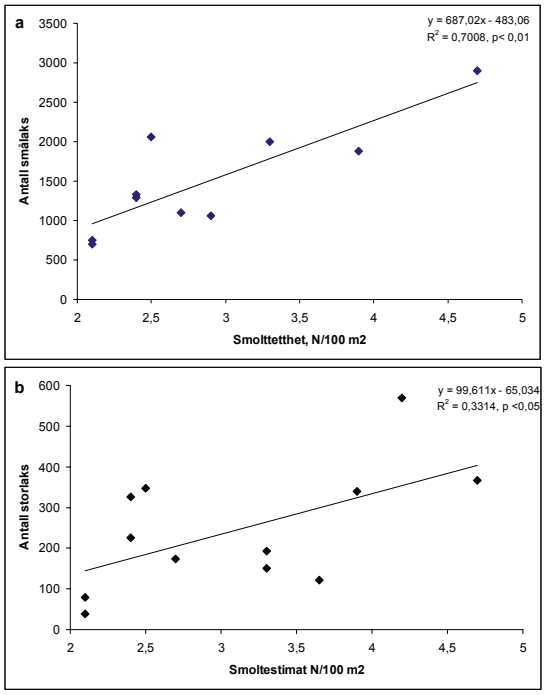
Modell	β_0	β_1	β_2	β_3	β_4	R^2	$_{adj}R^2$	p
Modell 1	3,77	0,06	0,21	0,14	-0,52	0,322	0,200	0,43
	(7,54)	(0,04)	(1,34)	(1,21)	(1,84)			
Modell 2	3,25	0,06	0,35	-	-0,39	0,321	0,117	0,25
	(5,60)	(0,04)	(0,52)	-	(1,37)			
Modell 3	1,68	0,06	0,40	-	-	0,315	0,191	0,12
	(0,88)	(0,04)	(0,47)	-	-			
Modell 4	2,23**	0,07	-	-	-	0,271	0,210	0,05
	(0,60)	(0,03)	-	-	-			

8.5 Relasjoner mellom smoltproduksjon og voksen laks

Dersom en antar at det er lik fangstdødelighet og sjøoverlevelse hvert år, skulle det være en meget god sammenheng mellom smoltestimatet ett år og fangsten av smålaks (ensjøvinter laks) året etter, og mellom smoltestimatet og fangsten av mellomlaks og storlaks henholdsvis to og tre år etter. Denne forutsetningen vet vi imidlertid ikke er holdbar, og at det er store variasjoner i sjøoverlevelsen for laks mellom år og tidsperioder, og også endringer i beskatningsmønsteret (Jensen 2004, Hvidsten et al. 2004). Vi har likevel undersøkt om det kunne være en sammenheng mellom smoltproduksjonsestimatene i Stjørdalselva og gjen-fangster av laks uten å korrigere for storskala variasjoner i sjøoverlevelse.

Vi fant en signifikant sammenheng mellom smoltproduksjon og antall tilbakevandret smålaks uttrykt ved fangst av smålaks i Stjørdalselva (figur 62 a). Sammenhengen er imidlertid avhengig av at en utelater de to årene med lavest smålaksfangst; 1997 og 2004. I Orkla fant en at smoltårsklassene 1995 og 1996 var de med lavest sjøoverlevelse for hele perioden 1983-2002. Det er grunn til å anta at sjøoverlevelsen også var dårlig for disse smoltårsklassene i Stjørdalselva. Utenom år med dårlig sjøoverlevelse ser det derfor ut til å være en god sammenheng mellom smoltestimatene våre og gjenfangsten av smålaks. Basert på dataene fra Orkla fant en god sjøoverlevelse av smålaks på 1980-tallet, dårlig overlevelse midt på 1990-tallet og økning i overlevelsen mot 2000-2002 (Hvidsten et al. 2004).

Vi fant imidlertid ingen sammenheng mellom smoltestimatene og fangst av mellomlaks to år etter ($p>0,05$), men det var en signifikant sammenheng mellom smoltestimatene og fangstene av storlaks tre år etter i Stjørdalselva ($p<0,05$, figur 62 b).



Figur 62. Sammenhengen mellom smoltestimatet ett år og antall smålaks fanget året etter (a) og antall storlaks fanget to år etter (b) i Stjørdalselva i perioden 1992-2005. Smålaksfangstene i 1997 og 2004 er utelatt.

8.6 Effekter av reguleringen på smoltproduksjonen

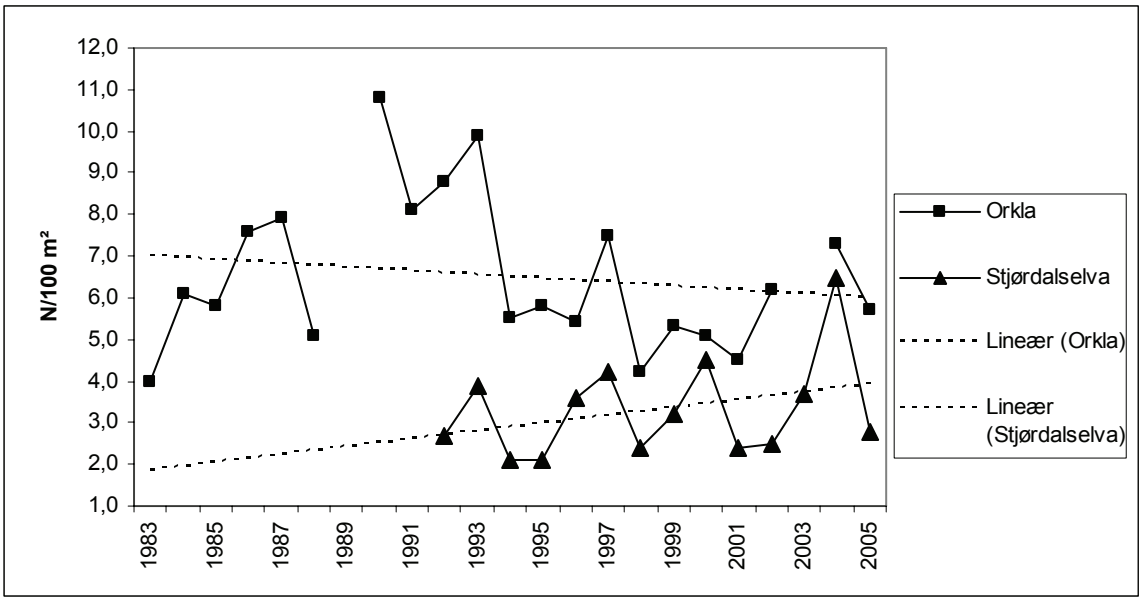
Mange faktorer påvirker produksjonen av laksesmolt i elv, men av faktorene som er mest direkte og indirekte influert av kraftutbyggingen i Meråker er endringer i vannføring, vanntemperatur og isforhold, endringer i tilgjengelig næring og bunndyrtettheter, og sekundæreffekter av disse. Selv om vi ikke fant signifikante sammenhenger mellom vintervannføringer og smoltproduksjonen var det en klart positiv trend mellom minste vintervannføring de to siste vintrene før smoltutvandring og smoltestimatene for hele undersøkelsesperioden. Utenom resultatene fra Orkla (Hvidsten et al. 2004) har også flere andre studier funnet en sammenheng mellom vintervannføring og ungfiskoverlevelse, bl. a i kanadiske elver (Gibson & Myer 1988, Cunjak & Terrhien 1998, Cunjak et al. 1998). Sannsynligvis kan lav vintervannføring virke begrensende på ungfiskproduksjonen ved at lite areal med gode habitater blir tilgjengelige gjennom vinteren. Etter siste regulering i Stjørdalselva er minimum månedsvannføring i perioden november-april økt i gjennomsnitt 47 % (jf. kap. 2.3). På lave vannføringer vil betydelige deler av elvesenga være tørrlagt, avhengig av elvetopografien, og en økning i minstevannføring på vinteren kan ha økt tilgjengelige arealer for fiskeproduksjon. Dette har sannsynligvis hatt en positiv effekt på smoltproduksjonen, men vi har ikke registrert noen markert økning i smoltproduksjon de nærmeste årene etter regulering slik som i Orkla, hvor smoltproduksjonen økte fra 4,0 til 10,8 smolt pr. 100 m² sju år etter regulering. I tillegg har vi sannsynligvis hatt en positiv effekt på smoltproduksjonen av lavere smoltalder de fem siste årene, hvor smolten har vært i gjennomsnitt 0,4 år yngre. Det betyr at en større andel av smolten har vandret som treåringer, og ett år kortere tid på elv vil redusere dødeligheten fram til smoltutgang for denne andelen. Årsaken til bedre vekst og lavere smoltalder kan være flere. Selv om temperaturen har blitt lavere på forsommeren, har reguleringen medvirket til endret og økt næringstilgang (demningseffekt) og gitt en positiv effekt på veksten særlig i øvre del av elva (jf. kap. 5). Imidlertid har de antatt positive effektene av økt vintervannføring og redusert smoltalder ikke resultert i noen signifikant økning i smoltproduksjonen. Det kan være flere årsaker til dette. De påpekte endringene i øvre del av elva har sannsynligvis redusert produksjonsgrunnlaget her (jf. kap. 6). Det er i kapitlene foran pekt på flere negative faktorer for ungfiskoverlevelse som kan knyttes til reguleringen; dårligere ungfiskhabitat (økt sedimentasjon), strandingsdødelighet enkelte år, energirelatert dødelighet knytta til endringer i vintertemperatur, hydrologi og is, mulig økt tungmetallbelastning. Siden vi ikke har målt en forventet økning i smoltproduksjonen (grunnet positive reguleringseffekter og forventet økt ungfisktetthet sml. Sone 1 og Forra) er det sannsynlig at de påpekte negative effektene av reguleringen minst har oppveid de positive.

I vurderingen av effektene av reguleringen på smoltproduksjonen er det imidlertid et stort problem at vi ikke har smoltproduksjonsdata fra ei uregulert referanseelv som Forra eller annen nærliggende elv, og få år med produksjonsdata fra Stjørdalselva før regulering. Oppfyllingen av magasinene i Meråker startet høsten 1993 og våren 1994, og 1994 var første reguleringsår med endret vannføring, temperatur og demningseffekt. Smoltproduksjonsberegningene startet i 1992 og vi har derfor bare to år med smoltproduksjonsberegninger før regulering. Smolten som vandret ut våren 1994 hadde imidlertid levd mesteparten av livet på uregulert elv, og 1994 er derfor inkludert som "uregulert" år i analysene av smoltproduksjonen. Det er vanskelig å vite hvor representative årene før regulering (1992-1994) er for en lengre "uregulert" periode. Det er imidlertid svært lite sannsynlig at smoltproduksjonen ville vært konstant fra år til år. Dersom en likevel tar gjennomsnittsverdien for smoltproduksjonen 1992-1994 (2,9 smolt pr. 100 m^2) som en referanse, har det ikke vært noen signifikant endring i smoltestimatet etter reguleringen i forhold til før reguleringen, selv om

gjennomsnittsverdien er noe høyere etter (3,4 smolt pr. 100 m^2). Det betyr imidlertid ikke at reguleringen ikke har påvirket produksjonsforholdene for laks.

Siden de påviste sammenhengene mellom miljøvariabler og smoltestimatene var svake er det også usikkert å benytte regresjonsmodellene til å beregne/anslå endringer i smoltproduksjonen gitt ulike endringer i miljøvariablene før/etter reguleringen. Dessuten vet vi ikke i hvor stor grad de samme miljøfaktorene har begrenset smoltproduksjonen før og etter regulering. Smoltproduksjonen er også påvirket av noen faktorer som er mer varige (vannføringsendringer, temperaturendringer) enn andre (næringstilførsel, demningseffekt). Vi kjenner smoltproduksjonsdata fra to andre uregulerte elver (Halselva i Finnmark og Imsa i Rogaland), men disse elvene er så forskjellige og geografisk langt unna at de ikke kan benyttes for en sammenligning av utviklingen i smoltproduksjonen. De beste referansedata vi har som kan gi indikasjoner på en forventet smoltproduksjonsutvikling under "uregulerte" forhold er data om ungfisktetthetene i Forra sammenlignet med sonene i Stjørdalselva, foruten smoltestimatene før regulering.

Videre finnes smoltproduksjonsdata fra flere regulerte elver, og dataene fra Orkla er sammenlignbare siden elvene er i samme region og samme metode er benyttet i samme tidsrom for smoltproduksjonsberegningene. Kurvene over variasjonen i smoltestimatene i Orkla og Stjørdalselva følger hverandre i stor grad i samme tidsrom (figur 63). Vi ser at det er samsvar i toppene i smoltproduksjon for årene 1993, 1997 og 2004. Dette tyder på at det også er storskala variasjoner i faktorer som gir regionale variasjoner i smoltproduksjonen. Slike faktorer kan være klima, hydrologi (årsavrenning) og temperatur. Dessuten er begge elvene regulert på grovt sett samme måte med en utjevnet vannføring i en stor del av anadrom strekning. Vi ser imidlertid også betydelige forskjeller i utviklingen i smoltproduksjonen i de to elvene. I de sju første årene etter reguleringen i Orkla var det en kraftig økning i smoltproduksjonen, en økning som i stor grad er forklart ut fra reguleringsvirkninger: økt vintervannføring og næringstilførsel (Hvidsten et al. 1995, 2004). Langtidsutviklingen i smoltproduksjonen i Orkla etter dette har imidlertid vært nedadgående (jf. figur 63). I Stjørdalselva har vi ikke hatt en tilsvarende økning i smoltproduksjonen, men det vises heller ingen negativ utvikling i estimatet de siste årene. I Orkla er det beregnet at nettoeffekten av reguleringen for perioden 1983-2002 er en økning i smoltproduksjonen på 10-30 % (Hvidsten et al. 2004). En nedadgående tendens i smoltproduksjonen de seinere årene i Orkla kan være forenlig med redusert demningseffekt og dermed redusert næringstilførsel. For Stjørdalselva har vi også dokumentert en sammenheng mellom demningseffekt, endringer i bunndyrtettheter og vekst hos ungfisk, noe som har bidratt til en lavere smoltalder. Resultatene (jf. kap. 3, 4 og 5) indikerer også at denne effekten av kraftutbyggingen ikke er slutt. Når denne effekten er borte vil det sannsynligvis påvirke ungfiskbestanden, men hvordan smoltproduksjonen vil bli i Stjørdalselva i det lange løp (langtidseffekt av reguleringen) har vi så langt ikke kunnskap til å beregne.



Figur 63. Sammenligning av utviklingen i smolttetthetene (N/ 100 m²) i Orkla og Stjørdalselva fram til 2005.

Vi fant en positiv sammenheng mellom ungfisktetthetene (1+) to år før og smoltesetimetene, og det er mulig å benytte ungfisktetthetene kombinert med smoltproduksjonsdata for å beregne hvordan smoltproduksjonen ville vært, gitt "uregulerte" forhold. Økningen i ungfisktettheter i sone 1 i Stjørdalselva gjennom undersøkelsesperioden har øyensynlig andre årsaker enn reguleringsrelaterte siden økningen var parallell i uregulerte Forra. Vi fant ingen signifikant forskjell i tetthetene mellom sone 1 og Forra før regulering, og det var heller ikke signifikant forskjell i tetthetene mellom Forra/sone 1 og sone1/sone 2 før regulering. Vi kan derfor forsvare å bruke tetthetsutviklingen i Forra og sone 1 som en referanse for hvordan tetthetene ville være gitt "uregulerte" forhold. Hvis en tar utgangspunkt i ungfisktetthetene i sone 2 og 3 i årene 1990-92, så resulterte de i smolttetthetene under uregulerte forhold i 1992-94. Dersom vi forutsetter samme utvikling i ungfisktettheter videre oppover vassdraget som i sone 1 og i Forra, burde vi grovt kalkulert forventet en dobling av smoltproduksjonen i perioden siden vi fant en signifikant sammenheng mellom tetthetene av 1+ laksunger og smoltestimatene. Vi har i kapittel 6 og 7 pekt på flere negative effekter av reguleringen for overlevelsen av ungfisk i sone 3 og 2, og som kan være forklaring på at vi ikke har hatt den samme positive utviklingen i ungfisktettheter som lenger ned i elva, og konkluderte med en sannsynlig reduksjon i smoltproduksjonen øverst i elva som følge av reguleringseffekter (jf. kap.6.4). Gjennomsnittlig smoltproduksjon de fem siste årene var 3,6 pr. 100 m^2 i forhold til 2,9 smolt pr. 100 m^2 før regulering (1992-94). Forutsatt lik overlevelse og utvikling i ungfisktetthetene som i uregulerte Forra og nederst i elva, burde smoltestimatet vært ca. 5,8 pr. 100 m^2 (eller ca. 60 % høyere enn registrert). Det er derfor grunnlag for å anta at de negative effektene av kraftutbygginga har vært større enn de positive og resultert i et netto tap i smoltproduksjonen ovafor Sona. Vi har da holdt ungfisktettheter og smoltproduksjon som skyldes utsettingene ovafor Nustadfoss utenfor beregningene. Vi vil imidlertid påpeke at beregningene over effektene av utbyggingen på smoltproduksjonen er beheftet med usikkerhet enten en bruker bare smoltestimatene før regulering som referanse eller kobler ungfisktettheter fra uregulerte Forra og smoltestimat og benyter det som en referanse. Begge metodene har styrker og svakheter.

8.7 Diskusjon

8.7.1 Metode

Det er utført smoltproduksjonsberegninger i flere norske elver med ulike metoder. Antallet produsert smolt kan undersøkes ved tellinger i feller som fanger all utvandrende fisk (f.eks. Imsa og Halselva; Jonsson m. fl. 1998, Jensen 2004), ved telling av utvandrende smolt ved hjelp av video (Skjoma: A. Lamberg og P. Fiske upublisert, Utsjoki: Davidsen m. fl. 2005), eller estimeres ved hjelp av merking/gjenfangst metodikk. Den siste metoden er mest brukt i norske lakselver (Orkla: Hvidsten m. fl. 2004; Eira: Jensen m. fl. 2006; Suldalslågen: Saltveit & Bremnes 2004; Alta: Næsje m. fl. 2005; Aurland og Flåm: Hellen m. fl. 2006) og den metoden vi også har benytta i Stjørdalselva (jf. Arnekleiv m. fl. 2000). Beregningsmetoden forutsetter at det er lik fangstsannsynlighet for merka og umerka fisk, og at all merka fisk smoltifiserer og vandrer ut. Det siste er sannsynligvis ikke tilfelle siden alder og størrelse ved smoltifisering varierer. Beregningene slik de ble utført gjelder antall smolt på merketidspunktet. Det vil imidlertid være noe dødelighet i tidsrommet mellom merking og utvandring. Begge disse momentene gjør at bestandsestimatene blir noe for høye. Vi vet ikke hvor stor andel av merkafisken som ikke smoltifiserer, men størrelsen på fisken som ble merka ble bestemt ut fra smoltstørrelsen på fisk som faktisk vandra ut, og minstemålet satt til 10 cm. Vi anser det som lite sannsynlig at en større andel enn 10 % ble stående igjen i elva, og vi vil anta at det var liten forskjell på denne andelen mellom år. Sammenligning av utviklingen i smoltestimat mellom år er derfor holdbar, og også sammenligning av smoltestimater mellom elver hvor samme metode er benyttet.

Det er antatt at fangst av smolt ved hjelp av feller gir et relativt mål på mengden smolt som vandrer ned elva til ethvert tidspunkt (Hvidsten 1990). Dette forutsetter at fangsteffektiviteten til enhver tid er lik. Ved høy vannføring og spesielt når elva nådde nye maksimale nivåer kunne fellene bli tettet igjen av drivende rask og dermed få mindre fangsteffektivitet. Dette skjedde enkelte døgn med stor vannføring. Fellene ble da tømt fire ganger i løpet av natta, men det forekom enkeltnetter hvor fellene ble fylt, og antallet smolt kan da ha blitt undersestimert. En annen feilkilde er at vi ikke kjenner smoltens evne til å unnvike fellene, men det antas at dette i tilfelle bare kan skje ved svært lav vannhastighet. Det var god vannstrøm i elva der fellene stod, og unnvikelse er derfor lite sannsynlig.

8.7.2 Livshistorieparametre, smoltutvandring og smoltproduksjon

Smoltalderen vil kunne innvirke på smoltproduksjonen i ei elv. Ved høy smoltalder vil en få flere årsklasser av fisk i elva, noe som normalt vil gi en lavere smoltproduksjon enn når smoltalderen er lav. Smoltalderen på utvandrende laksesmolt i Stjørdalselva var igjennomsnitt 3,8 år (1991-2005), men ble redusert gjennom undersøkelsesperioden, særlig de fem siste år. Også i Orkla ble det funnet en betydelig variasjon i smoltalderen mellom år med gjennomsnittsalder mellom 3,0 og 3,7 år, og her økte smoltalderen med et halvt år etter regulering (Hvidsten et al. 2004). Det er en klar sammenheng mellom vekst hos ungfisk av laks og smoltalderen. L'Abèe-Lund et al. (1989) fant at smoltalderen hos ørret var signifikant avtagende med stigende vanntemperatur i elva. Saltveit (1998) fant også at vanntemperatur påvirker alder ved smoltifisering hos laks og ørret. En variasjon i smoltalder mellom år kan dels forklares ut fra temperaturvariasjoner mellom år da vekstraten er temperaturavhengig og smoltalder øker med avtagende vekstrate (Jonsson & L'Abèe-Lund 1993). Ved samme temperatur synes ungfisk av laks og ørret å vokse bedre på forsommeren enn seinere i sesongen

(Jensen 1990, Næsje et al. 1998). Temperatursenkningen på våren/ forsommeren etter regulering i Stjørdalselva kunne derfor forventes å gi en høyere smoltalder, men dette kan ha blitt oppveid av økt næringsmengde (demningseffekt) og en større temperaturøkning på ettersommeren.

Både alder, lengde og k-faktoren varierte hos laksesmolt fra ulike deler av elva. Smoltalderen var høyest i sone 2, mens både lengden og k-faktoren var signifikant større i sone 3 (Meråker) enn i de andre sonene. Laksesmoltens lengde og k-faktor var også signifikant større etter enn før reguleringen. Både smoltstørrelse, k-faktor og alder er relatert til de livsvilkår den enkelte fisk erfarer gjennom sin oppvekst fram til smoltifisering og utvandring. Parametre som har innvirkning på disse forholdene er bl.a temperatur, næringstilgang, andel gunstig habitat og konkurranse. Forholdene kan variere mellom år og innen samme elv og gi merkbare variasjoner i hvordan disse parametrene innvirker på oppvekstforholdene til smolten. Økt smoltlengde og lavere smoltalder i Stjørdalselva etter regulering samstemmer med økt tilgang på næring og at veksten økte. Derimot er det vanskelig å forklare den tydelige toppen i k-faktor i 1999 og med en tydelig reduksjon i årene etterpå. Vi fant ingen sammenheng mellom smoltalder og k-faktor eller mellom smoltlengde og k-faktor.

Smolt av settefisk utsatt i Dalåa vandret i alle år ut seinere enn villsmolten og oftest over en lengre periode. Den hadde også signifikant lavere smoltalder og større lengde enn villsmolten. Seinere utvandring av "settefisksmolt" er antatt å kunne gi lavere overlevelse enn hos villsmolt. Forsinka smoltutvandring hos klekkerismolt og smolt fra settefisk er også dokumentert i andre vassdrag, bl.a. i Suldalslågen (Saltveit 1998, 2000). Det kan være flere årsaker til dette, men forskjeller i klekkeriet i forhold til i elva med hensyn til næring, temperatur, lys og klekketidspunkt er sannsynligvis vesentlige faktorer. Tiltaket med utsetting av settefisk ovafor lakseførende del regnes likevel som vellykket (Arnekleiv et al 2000, 2002, Arnekleiv 2005), og har resultert i en gjennomsnittlig andel utvandrende smolt på 9,3 % i forhold til villsmolt. I tillegg kommer smolt fra utsettingene i Forra. Selv om andelen kultivert fisk i sportsfiskefangstene var lavere, vil vi anta at dette dels kan skyldes en underrapportering av fettfinneklipt fisk i sportsfiskefangstene. Siden vi ikke fant noen sammenheng mellom antall villsmolt fanget og smoltestimatet, kan vi ikke benytte antallet settefisksmolt som direkte mål på smoltproduksjonen som stammer fra utsettingene. Det er imidlertid tidligere beregnet en gjennomsnittlig årlig smoltproduksjon på ca. 7500 smolt pr. år fra utsettingene i Meråker (Arnekleiv et al. 2002). For hele undersøkelsesperioden var gjennomsnittlig smoltproduksjon i Stjørdalselva ovafor Sona 3,4 smolt pr. 100 m^2, eller 59100 smolt, og et tillegg fra utsettingene vil dermed bidra med en ca. 13 % økning i smoltproduksjonen ovafor samløp Sona. Undersøkelsene i Dalåa de seinere årene viser imidlertid en sterk reduksjon i ungfisktetthetene etter utsetting som følge av økende sedimentasjon og substratdegradering på tiltaksfeltene (Arnekleiv et al. 2006), slik at anslaget for smoltproduksjonen fra settefisk sannsynligvis er noe overestimert.

8.8 Oppsummering og konklusjon

Smoltutvandringa i Stjørdalselva er undersøkt hver vår fra 1991 ved at smolt ble fanget i feller ved Sona bru. Fanget smolt ble undersøkt med hensyn på alder, lengde, vekt, kjønn, kjønnsmodning og mageinnhold. Smoltproduksjonen ble estimert ut fra en merke-gjenfangst metode ved at presmolt ble elfisket fra elva tidlig på våren, merket og satt ut igjen på fangststed. På bakgrunn av fellefangstene ble antall smolt produsert pr. arealenhet beregnet.

I Stjørdalselva dominerte laksesmolt (93 %) over ørretsmolt. Det meste av laksesmolten var tre og fire år gammel. Det ble ikke registrert noen forskjell i smoltalder før og etter utbygging. Imidlertid var både lengde og kondisjonsfaktor signifikant større i perioden etter utbygging enn før, og smolt fra øverst i elva var signifikant lengre enn smolt fra nedre deler. Gjennomsnittlig smoltalder og smoltlengde til ørret var ikke forskjellig mellom periodene eller innen elva, og ørretsmolten var i alle år yngre enn laksesmolten.

Det ble registrert signifikant flere hunnfisk enn hannfisk hos laksesmolt i hele undersøkelsesperioden, noe som skyldes at en del hannfisk hvert år blir kjønnsmodne i stedet for å smoltifisere. For ørret var det bare enkeltår at det var flere hannfisk enn hunnfisk blant smolten. Undersøkelsen viser videre at laksesmolten spiser under utvandring og hadde hovedsakelig spist steinfluer, døgnfluer og fjærmygg.

Median utvandringsdato for 50 % av smolten (totalmaterialet) var den 21.mai. Det var en forskjell i hovedutvandring fra tidligste til seineste dato på 25 dager. Det var ingen forskjell på median utvandringsdato før/etter regulering, og heller ingen tendens til endring i median utvandringsdato over tid. Ørretsmolten vandret ut jevnt over noe seinere enn laksesmolten.

Det ble registrert smolt i fella ved vanntemperaturer mellom 1,2 °C og 14 °C, og gjennomsnittstemperaturen ved utvandring var 5,9 °C. Det var en signifikant negativ sammenheng mellom antall døgngrader i april-mai og lengden på smoltutvandringsperioden.

Utvandringen skjedde om natta, og økning i vannføring var den viktigste utløsende faktor. Økende og høy vannføring tidlig i utvandringsperioden ga imidlertid ikke noen topp i utvandring og hadde sammenheng med lav vanntemperatur og at bare en liten andel av smolten var smoltifisert. Utvandringa syntes å foregå over en lengre periode (spredt utvandring) når vannføringa var relativt jevn, mens stabil, lav vannføring på 25-30 m^3/s (ved Sona) i smoltutvandringsperioden førte til stopp i utvandringa. Etter en lengre periode med jevn vannføring og liten utvandring kunne bare en liten vannføringsøkning initiere stor utvandring. To lokkeflommer som falt sammen med økt nedbør medførte stor utvandring. Temperatur synes ikke å ha samme betydning for initiering av utvandring, siden utvandringa kunne fortsette selv på synkende og lave temperaturer.

Vi fant en asynkron smoltutvandring etter regulering i det smoltutvandringen av merket smolt fra ulike områder i elva var signifikant forskjellig, og med seinest utvandring på smolten fra øverst i elva. Dette kan ha sammenheng med redusert temperatur i øvre del av elva i utvandringstida etter regulering.

Hovedutvandringen til ørretsmolten fulgte stort sett laksesmolten og blir styrt av de samme fysiske parametrene. I de fleste år var det imidlertid en større spredning i utvandringstid for ørret enn for laks.

Gjenfangstprosenten av merket laksesmolt varierte fra 1,2 % i 2000 til 5,5 % i 2002, mens gjennomsnittlig gjenfangstprosent var 3,0 %. Merking-gjenfangstforsøkene med ørret ga for lite materiale til at beregning av smolttetthet kunne gjennomføres.

Beregna smoltproduksjon var i gjennomsnitt 3,4 lakssmolt pr. 100 m^2 pr. år (variasjon 2,1 – 6,5 smolt pr. 100 m^2). Totalproduksjonen for hele Stjørdalselva (uten Forra og Sona) ble beregnet til ca. 76000-230000 laksesmolt pr. år.

Vi undersøkte sammenhenger mellom smoltproduksjonen i Stjørdalselva og ulike omgivelses-variabler både ved vanlig og ved multippel regresjonsanalyse. Foruten minste vintervann-føring to og tre år før smoltutgang, inkluderte vi laksungenes vekstforhold uttrykt ved smolt-alder, årsklassestyrke uttrykt ved en gjennomsnittlig tetthet av ettåringer (1+) i elva ovafor Sona bru to og tre år før smoltutvandring, og næringsforholdene (demningseffekt) uttrykt ved bunndyrtettheter i Meråker. Analysene viste at årsklassestyrke uttrykt som tettheten av ett-åringer (1+) var den eneste variabelen som signifikant bidro til å forklare variasjonene i smoltestimatet, og modellen forklarte bare 32 % av variasjonene. Sannsynligvis er det derfor andre variabler som vi ikke har mål på som betyr mye for smoltproduksjonen i Stjørdalselva. Vi fant imidlertid en signifikant sammenheng mellom smoltproduksjon og antall tilbakevand-ret smålaks uttrykt ved fangst av smålaks i Stjørdalselva.

Det var ingen signifikant forskjell i smoltproduksjonsestimatet mellom før og etter utbygningen i Stjørdalselva eller over tid (1992-2005). Dersom en bruker smoltestimatene de tre første årene (1992-1994) som en referanse for uregulerte forhold, kan det tyde på at reguleringen ikke har medført noen endring i smoltproduksjonen ovafor Sona. Imidlertid har det skjedd en markert økning i ungfisktetthetene i uregulerte Forra og nederst i Stjørdalselva i undersøkelsesperioden, og vi fant en sammenheng mellom ungfisktettheter og smoltproduksjon. Dersom en legger dette til grunn skulle smoltproduksjonen ovafor Sona, gitt ”uregulerte” forhold vært ca. 60 % høyere enn registrert, og det argumenteres for at reguleringsvirkningene har medført et netto tap i smoltproduksjonen ovafor Sona. Langtidsutviklingen i smoltproduksjonen er usikker siden en demningseffekt fortsatt påvirker næringssituasjonen i elva.

9 AKTUELLE KOMPENSASJONSTILTAK

Utbyggingen av Kraftverkene i Meråker har medført vesentlige endringer i vannføring, temperatur- og isforhold, næringstilførsel og sekundæreffekter med endringer i biologiske forhold som følge av dette. Basert på omfattende undersøkelser i perioden 1990-2006 har vi vist til både positive og negative effekter av reguleringen for ferskvannsbiologiske forhold og fiskeproduksjon. Noen av utviklingstrekkene har vært:

- Demningseffekt med økt tilførsel av næring, endret bunndyrsammensetning og endret begroing spesielt i øvre del av elva
- Bedre vekst av ungfisk etter regulering, med best vekst øverst i elva, spesielt for årsyngel av laks. Lavere smoltalder de siste fem år
- Større oppvekstarealer om vinteren og sikring av minstevannføring gir totalt større oppvekstarealer. Dårligere ungfiskhabitat i øvre del av elva med negativ eller mangel på positiv utvikling i ungfisktetthetene av laks sammenlignet med nedre deler, og signifikant reduksjon i ungfisktetthetene av ørretunger øverst i elva
- Sannsynlig forhøyet energirelatert dødelighet om vinteren i øvre del
- Negativ påvirkning av reguleringen på smoltutvandringen og sannsynlig netto reduksjon i smoltproduksjonen av lakssmolt ovafor Sona

En del av de negative effektene av reguleringen kan en forsøke å redusere gjennom kompenserende tiltak, og noen tiltak er allerede utført. Vi vil trekke fram noen mulige kompensasjonstiltak, uten å gi noen mer utførlig vurdering av mulighetene eller kost-nytte vurdering.

Som følge av utjevnet vannføring med mindre og færre flommer har reguleringen med stor sannsynlighet medført en endring i ungfiskhabitatet hvor elvebunnen har blitt mer tiltettet. Dette er en utvikling som er beskrevet fra en rekke regulerte vassdrag med utjevnet eller redusert vannføring. For å kunne kompensere for en slik utvikling er det i andre vassdrag utført forsøk med **spyleflommer** (bl.a Suldalslågen) med vekslende hell. I Stjørdalselva har en hatt noen store vinterflommer de seinere årene, men dette ser ikke ut til å ha medført større endringer i ungfiskhabitatet. Slipping av større spyleflommer kan også ha negative effekter (jf. Saltveit et al. 1995), og tidsperioden for slipping av slike flommer må tilpasses de biologiske forholdene. Store høstflommer er ikke uvanlige i Midt-Norge og trolig vil en spyleflom på høsten før gyting være en god tilpasning til naturlige flomsituasjoner.

Degraderingen av ungfiskhabitatet kan til en viss grad kompenseres med **biotopjusternde tiltak** i form av steinutlegging, og erfaringene både fra forsøkene i Dalåa og steinsettingene ved Smemobekken i Meråker kan benyttes for utforming av slike tiltak. Erfaringene tilsier imidlertid at slike tiltak må restaureres relativt jevnlig for godt og varig resultat.

Fiskeutsettingene ovafor lakseførende del kombinert med biotopjusterende tiltak har gitt gode ungfisktettheter av laks og et tilskudd til elvas naturlige smoltproduksjon. Vi vil anbefale at disse tiltakene videreføres til en ser langtidsvirkningen av reguleringen på lakseproduksjonen. Som del av tiltaket anbefales det gjort forsøk med eggplanting som supplement til settefisk for å utvikle en best mulig smolt, samt å vedlikeholde allerede gjennomførte biotopjusterende tiltak ovafor lakseførende del.

Undersøkelsen peker på at smoltutvandringen kan bli negativt påvirket særlig i tørre år og i perioder med lav, stabil vannføring. To forsøk med **lokkeflommer** samt resultater av

undersøkelsne viser at ekstra vannslipp (vannføringsøkning) i slike situasjoner gir økt smolt-utvandring. Vi anbefaler at en innfører rutiner og retningslinjer for å kunne iverksette lokkeflommer for å bedre smoltutvandringen i gitte situasjoner. Muligheten for lokkeflommer ligger også i dagens manøvreringsreglement, men det er først og fremst med tanke på oppvandring av voksen laks seinere i sesongen. Slik reglementet er utformet synes slipping av vann med tanke på å øke smoltutvandringen å stride mot kravet om oppfylling av Fjergen i samme aktuelle tidsperiode. Vi mener manøvreringsreglementet bør endres på dette punkt slik at det blir mulig å slippe lokkeflommer med tanke på å sikre en god smoltutvandring.

Det er uavklart hvorvidt tungmetaller har negativ innvirkning på fisken i øvre del av Stjørdalselva. Tungmetallpåvirkningen i Torsbjørka nedstrøms inntaket er økt som følge av reguleringen, men en i andre deler av vassdraget har en fortynning av tungmetallholdig vann gjennom overføringer. Også med tanke på at Torsbjørka har gode oppveksthabitater for laksekultivering bør det gjøres tiltak for å **begrense tungmetallpåvirkningen** fra Torsbjørka.

10 SAMMENDRAG

I forbindelse med utbyggingen av Kraftverkene i Meråker som ble satt i drift i 1994, er det siden 1990 foretatt konsesjonsbetingede ferskvannsbiologiske undersøkelser i Stjørdalselva. Denne delrapporten oppsummerer resultater fra undersøkelser i lakseførende del i perioden 1990-2006 av hydrologi, vannkjemi, begroing, bunndyr, ungfisktettheter, smoltutvandring og smoltproduksjon. Målsettingen med undersøkelsen har vært å dokumentere ferskvannsbiologiske forhold med hovedvekt på laksebestanden og endringer i bestandene etter byggingen av Kraftverkene i Meråker. Videre har det vært en målsetting å finne årsaken til eventuelle endringer og å foreslå mulige kompensasjonstiltak.

10.1 Reguleringer, fysisk-kjemiske forhold og begroing

Vassdragsreguleringen i Meråker innebar en fortsatt regulering av Hallsjøen og Skurdalssjøen, økt regulering av Fjergen, nytt inntaksmagasin i Tevla og overføring av en rekke elver og bekker. Det ble bygget to nye kraftverk; Meråker kraftverk og Tevla pumpekraftverk med samlet produksjon 590 GWh og utløp øverst i lakseførende strekning.

Vintervannføringen etter utbygging er økt vesentlig, flomtoppene er redusert i størrelse og hyppighet og sommervannføringen er redusert. Driften av Meråker kraftverk har ført til økt vanntemperatur om høsten (ca. 1,5 °C i september) og vinteren (i middel 0,5 °C) og lavere temperatur om våren og sommeren (juni ca. 2 °C kaldere vann). Virkningene avtar nedover elva.

Vannkvaliteten i Stjørdalselva er preget av svakt surt til nøytralt vann, ledningsevne i gjennomsnitt 25-38 µS/cm og et høyt fargetall (brunt, humusholdig vann, gjennomsnittlig 14-38 mg Pt/l). Årlige gjennomsnittsverdier av fargetallet var signifikant høyere etter enn før regulering, og høyest i elvas øvre del. Dette skyldes trolig økt utvasking av humusstoffer som følge av neddemte arealer ved Fjergen og etablering av Tevlamagasinet. Målinger av kobber og sink i 1997 og 1998 (NIVA) viste forhøyede verdier, noe som kan tilskrives avrenning fra gamle gruveområder.

Det er bare foretatt sporadiske begroingsundersøkelser i Stjørdalselva i 1993, 1994 og 1997. Disse tyder på en økt begroing i øvre del av elva etter regulering. Det ble påvist flere kaldtvannsarter som også er registrert i dels store mengder nedenfor kraftverksutløp ved andre utbygginger, bl.a. i Alta.

10.2 Bunndyr

Det har skjedd store forskyvninger i artssammensetningen hos bunndyr i de øvre deler av Stjørdalselva etter siste regulering. Dette er imidlertid ikke registrert i samme grad i de midtre og nedre delene av elva, og endringene er i samsvar med endringer i substrat, vannkvalitet og forhold knyttet mot effekter av reguleringa. Den klare økningen i tetthet hos mange arter og grupper i de første årene etter regulering (1995-97) antas å ha sammenheng med en demningseffekt i elva pga. økt tilførsel av næringsstoffer og organiske partikler fra de oppdemte magasinene. Denne effekten synes å vedvare for mange arter. Økningen var særlig markert hos bunndyr med liten kroppsstørrelse, som fjærmygg og enkelte steinfluearter (bl.a. *Amphinemura borealis*/sp.*)*. Kvalitative prøver viste også en endret sammensetning i øvre del

av elva (Meråker) i forhold til midtre og nedre deler av elva. Dette kan skyldes økt sedimentering av finpartikler som følge av en mer utjevnet vannføring. Økninger i tetthet av døgnflueslekta *Ephemerella* er forenlig med økte moseforekomster, mens tetthetsøkningen av vårflueslektene *Hydroptila* og *Oxyethira* kan settes i sammenheng med økt algebegroing. Det ble også påvist en økning i tetthet av nettspinnende vårfluearter som *Polycentropus flavomaculatus* og *Hydropsyche nevae*, noe som er forenlig med økt tilførsel av næringspartikler og smådyr i driv etter regulering.

Utvaskinga i magasinene har trolig minket noe etter 1997 da de fleste artene avtok i tetthet i forhold til perioden 1995-97. Det er imidlertid mye som tyder på at demningseffekten fortsatt gjør seg gjeldende fordi mange arter har høyere tettheter i undersøkelsesårene etter 1997, sammenlignet med årene før regulering.

10.3 Drivfauna og ernæring

Stjørdalselva tilføres i perioder en betydelig mengde småkreps gjennom kraftverksvatnet. Det er i all hovedsak de øvre delene som ligger nærmest kraftverksutløpet hvor småkreps driver i vannmassene. En markant nedgang av drivmengdene med økt avstand til kraftverksutløpet skyldes en kombinasjon mellom predasjon fra bunndyr og fisk og sedimentasjon av døde dyr.

Artssammensetninga viser at drivet har opphav i magasinene i det typiske innsjøarter som *Bosmina longispina, Daphnia galeata, Holopedium gibberum, Cyclops scutifer* dominerte. Mengden dyr som tilføres vassdraget er vist å være betydelig med 152 kg våtvekt/døgn eller 1.170.000.000 dyr/døgn i juli. I august som hadde laveste sommerverdi ble det tilført 40 kg våtvekt/døgn noe som tilsvarer 264.000.000 dyr. Tilførselen har næringspåvirkning både på fisk og bunndyr, i tillegg til en generell næringsanrikning til systemet gjennom nedbrytning av døde individer.

Drivtettheten av bunndyr var størst i juli og besto av typiske grupper som bl.a. fjærmygg, døgnfluer, steinfluer, knottlarver og vannmidd. Til forskjell fra småkrepsdrivet var det liten sammenheng mellom avstanden til kraftverksutløpet og mengden driv, noe som tyder på at det meste av bunndyrene som inngår i drivet er produsert i elva.

Mageprøveanalysene viste at småkreps utgjorde en viktig del av næringa hos lakseungene øverst i vassdraget. Utnyttelsen avtok imidlertid med alder, størrelse og tid på året. Betydningen av småkreps som næring var viktigst for årsyngel, men ble også periodevis utnyttet i betydelig grad av ettåringene. Trolig har småkrepstilførselen en positiv innvirkning på overlevelse og vekst gjennom sommeren hos årsyngel i øvre del av vassdraget.

10.4 Vekst hos ungfisk

Vekstmateriale av ungfisk av laks og ørret ble samlet med elektrisk fiskeapparat fra de faste 9 elfiskestasjonene i Stjørdalselva. Materialet ble i hovedsak samlet inn i oktober. For totalmaterialet var gjennomsnittslengdene til de ulike aldersklassene av laksunger slik: årsyngel (0+) 40,5 mm (N = 3560), ettåringer (1+) 64,0 mm (N = 2075) og toåringer (2+) 88,0 mm (N = 1067). Ørreten var signifikant lengre enn laksen for alle årsklasser og ørretyngelen

(0+) målte 48,8 mm (N = 945). Ett og to år gamle ørretunger hadde en gjennomsnittslengde på henholdsvis 87,0 mm (N = 363) og 121,2 mm (N = 160).

Det var betydelig variasjon i ungfiskens vekst fra år til år og innen ulike deler (soner) av elva. Innen hver aldersgruppe hos laksungene hadde år større forklaringsprosent enn sone på variasjonen i lengde. Generelt fant vi de største laksungene i Meråker (sone 3), uansett alder for materialet 1990-2006. Det var en signifikant reduksjon i lengde fra sone 3 til sone 2 (midtpartiet av elva) til sone 1 (nederst, nedstrøms Forrasamløpet) for alle aldersgrupper laksunger. For ørret var det ikke så klare forskjeller i vekst mellom sonene, og forskjellene var dels motsatt i forhold til laks; ørreten innen hver aldersgruppe var jevnt over størst i sone 1 (nederst i elva).

Laksungene innen alle aldersgrupper var signifikant lengre i periode 2 (1994-2000) og 3 (2001-2006, etter regulering) enn i periode 1 (1990-1993, før regulering). Økningen i vekst mellom tidsperiodene var størst i sone 3, noe mindre i sone 2, mens vi i sone 1 ikke hadde noen økning i lengdevekst (0+) eller bare små endringer mellom tidsperiodene.

Betydningen av ulike miljøvariabler for vekstraten til de enkelte aldersgruppene av laksunger ble analysert for materialet fra 1990 til 2000. Variasjonen i vannføring hadde størst signifikant betydning for veksten foran gjennomsnittsvannføring og temperatur for årsyngel og ettåringer, mens tetthet av ungfisk og vannføring hadde størst betydning for variasjonen i vekst til toåringene. En indirekte effekt av vannføring og vannføringsvariasjoner kan være tilgjengeligheten og mengden av næringsdyr. Sannsynligvis har økt tilgang på næringsdyr, og da spesielt av små arter øverst i elva bidratt til den observerte økningen i vekst hos laksunger øverst i elva. Dette har særlig gitt årsyngelen bedre vekst. Økningen i tilgjengelig næring kan forklares med reguleringseffekter. Økt næring sammen med endret temperatur er også de mest sannsynlige årsakene til en økning i vekst i periodene etter regulering.

10.5 Tetthet av ungfisk

Tettheten av laks- og ørretunger i Stjørdalselva er beregnet en til to ganger hvert år fra 1990 til 2006. Det ble fisket med elektrisk fiskeapparat på til sammen ni faste stasjoner i Stjørdalselva, og en stasjon hver i Sona og Forra. Både nederst i Stjørdalselva (sone 1) og i Forra har det skjedd en signifikant økning i ungfisktetthetene i undersøkelsesperioden (1990-2006), med størst økning de 5 siste årene. Tettheten var 2,0-2,6 ganger høyere de fem siste årene sammenlignet med årene før regulering. En tilsvarende økning ble ikke registrert i midtre (sone 2) og øvre (sone 3) del av elva, hvor tetthetene var uendret eller noe lavere i siste femårsperiode sammenlignet med perioden før regulering, og i sone 3 var det en signifikant reduksjon i tettheten i perioden 1990-2001.

I årene 1994, 1997, 1998, 2000, 2001, 2002 og 2004 var andelen eldre laksunger betydelig lavere i sone 3 enn de andre delene av elva. Det var også en trend til lavere andel eldre laksunger med årene i sone 3 i forhold til de andre sonene. Samtidig har tetthetene av årsyngel av laks vært god i sone 3, og høyere enn i de andre delene av elva de fleste år. Det har derfor skjedd en overdødelighet eller utvandring av eldre laksunger i sone 3 og dels sone 2 i undersøkelsesperioden. Også tettheten av ørretunger er signifikant redusert i sone 3 i undersøkelsesperioden.

Den negative utviklingen i ungfisktettheter settes i sammenheng med sekundæreffekter av reguleringen; utjevnet vannføring med reduserte flommer som sannsynligvis har medført et tiltettet substrat (endret ungfiskhabitat) gjennom sedimentasjon og økt begroing, sannsynlig negative effekter av raske vannstandvariasjoner relatert til kraftverksdriften i enkeltår (1994, 1995 og 1998), endret vintertemperatur og mindre islegging som kan ha medført økt energiforbruk og økt energirelatert dødelighet og mulig negativ effekt av vannkvalitets-endringer relatert til utbyggingen. En mulig positiv effekt av økt vanndekket areal gjennom pålagt minstevannføring og økt vintervannføring har sannsynligvis ikke vært nok til å oppveie for de negative effektene. Dette har sannsynligvis ført til en redusert smoltproduksjon i øvre del av Stjørdalselva.

10.6 Laksungenes energiinnhold

Ungfisk av laks ble samlet inn med elfiskapparat fra Stjørdalselva i Meråker og ved Hegra i perioden mai 1996- oktober 1999 (20 innsamlingstidspunkter, N=2346 laksunger). For totalmaterialet var innholdet av de ulike elementene 79,4 % vann, 15,6 % protein, 2,4 % fett og 2,8 % aske (vesentlig Ca- og Mg- karbonater).

Totalinnholdet av fett, protein og totalt energiinnhold hos laksungene varierte gjennom året med fiskestørrelse, med innsamlingstidspunkt og mellom stasjonene. Laveste verdier for spesifikt energiinnhold ble funnet i vinterperioden oktober – april med gjennomsnittsverdier rundt 4,3 kJ g^{-1}. Fra et bunnivå i april/mai økte energiinnholdet svært raskt til en topp i juni i to påfølgende år. Det var en tidsforskjell på bare 1,5 måned mellom de laveste og høyeste verdiene for spesifikt energiinnhold. Det var overraskende at energiinnholdet sank allerede fra juli/august og utover høsten. Reduksjonen i spesifikt energiinnhold var like stor på ettersommeren som reduksjonen på vinteren.

Totalinnholdet av fett og proteiner var forskjellig for fisk fanget i Meråker og Hegra. Mens laksungene lagret mest energi på stasjonen i Meråker, så var imidlertid også energitapet størst hos laksungene øverst i elva. Energiinnholdet hos årsyngelen før vintersesongen var 31 % lavere i Meråker enn Hegra, og denne forskjellen var meget signifikant. Det skjedde sannsynligvis en energirelatert dødelighet hos ungfisken om vinteren, og med sannsynlig høyere dødelighet i Meråker enn Hegra. Ett år (1998) forbrukte årsyngelen fra Meråker fettreserver i stedet for å syntetisere fett i sommermånedene slik den gjorde de andre årene. Dette antas å ha sammenheng med stadige forflytninger i forbindelse med hyppige og raske vannstands-fluktuasjoner relatert til kraftverksdriften.

10.7 Bestandsparametre hos smolt

Smoltutvandringa i Stjørdalselva er undersøkt hver vår fra 1991 ved at smolt ble fanget i feller ved Sona bru. Fanget smolt ble undersøkt med hensyn på alder, lengde, vekt, kjønn, kjønnsmodning og mageinnhold.

I Stjørdalselva dominerte laksesmolt (93 %) over ørretsmolt. Laksesmolten bestod av flere aldersklasser (to til sju år), men tre og fire år gammel smolt dominerte. Laksens gjennomsnittlige smoltalder for hele undersøkelseperioden (1991-2005) var 3,8 år (variasjon

3,4 – 4,2 år). Det var en signifikant forskjell i smoltalder om en sammenligner perioden før og etter siste regulering, med yngre smolt etter regulering.

Gjennomsnittslengden til laksesmolten var 121,6 mm og gjennomsnittsvekten var 14,9 gram (totalmaterialet). Smoltlengden var størst i 2000 (126,3 mm) og minst i 1992 (118,3 mm), og laksesmolten var signifikant lengre i perioden etter utbygging sammenlignet med før utbygging, og det var en signifikant økning i smoltlengden med årene i undersøkelsesperioden. Både lengden hos smolten og kondisjonsfaktoren økte også gjennom utvandringsperioden (mai-juni). Smoltens gjennomsnittlige magefylling var 36% i perioden 1991-1994 og 50 % i perioden 1995-2005. Denne forskjellen var signifikant ($p < 0,001$).

Laksesmoltens kondisjonsfaktor (gjennomsnitt 0,81) var best i 1999 (0,87) og dårligst i 1993 (0,77). Det var en klar reduksjon av k-faktoren i perioden 1999-2005, men til tross for dette var k-faktoren fortsatt signifikant større i perioden etter utbygging sammenlignet med før utbygging ($p < 0,001$).

Alderen hos ørretsmolt var i alle år lavere enn hos laks, i gjennomsnitt 3,2 år (variasjon 2,8 – 3,5 år). Ørretsmolten var i alle år lengre enn laksesmolten (gjennomsnittslengde 148 med mer). Det var ingen signifikant endring i smoltalder og smoltlengde over tid, og heller ingen forskjell i smoltalder og smoltlengde før/etter regulering.

10.8 Smoltutvandring

I Stjørdalselva er smoltutvandringen registrert ved Sona i alle år i perioden 1991-2005, og registreringen har i hovedsak foregått fra slutten av april til ca. 10. juni hvert år. Median utvandringsdato for 50 % av smolten (totalmaterialet) var den 21.mai. Det var en forskjell i hovedutvandring fra tidligste til seineste dato på 25 dager. Det var ingen forskjell på median utvandringsdato før/etter regulering, og heller ingen tendens til endring i median utvandringsdato over tid. Ørretsmolten vandret ut jevnt over noe seinere enn laksesmolten.

Det ble registrert smolt i fella ved vanntemperaturer mellom 1,2 °C og 14 °C, og gjennomsnittstemperaturen ved utvandring var 5,9 °C. Det var en signifikant negativ sammenheng mellom antall døgngrader i april-mai og lengden på smoltutvandringsperioden.

Utvandringen skjedde om natta, og økning i vannføring var den viktigste utløsende faktor. Økende og høy vannføring tidlig i utvandringsperioden ga imidlertid ikke noen topp i utvandring og hadde sammenheng med lav vanntemperatur og at bare en liten andel av smolten var smoltifisert. Utvandringa syntes å foregå over en lengre periode (spredt utvandring) når vannføringa var relativt jevn, mens stabil, lav vannføring på 25-30 m^3/s (ved Sona) i smoltutvandringsperioden førte til stopp i utvandringa. Etter en lengre periode med jevn vannføring og liten utvandring kunne bare en liten vannføringsøkning initiere stor utvandring. To lokkeflommer som falt sammen med økt nedbør medførte stor utvandring. Temperatur synes ikke å ha samme betydning for initiering av utvandring, siden utvandringa kunne fortsette selv på synkende og lave temperaturer.

Vi fant en asynkron smoltutvandring etter regulering i det smoltutvandringen av merket smolt fra ulike områder i elva var signifikant forskjellig, og med seinest utvandring på smolten fra øverst i elva. Dette kan ha sammenheng med redusert temperatur i øvre del av elva i utvandringstida etter regulering.

Hovedutvandringen til ørretsmolten fulgte stort sett laksesmolten og blir styrt av de samme fysiske parametrene. I de fleste år var det imidlertid en større spredning i utvandringstid for ørret enn for laks.

Med bakgrunn i en rekke fysiske data, data om smoltutvandring, utvandringsperiode og utvandringsrate er det utviklet en smoltmodell for å bekrive utvandringa til vill laksesmolt under ulike miljøbetingelser. Modellen viste at vannføring og temperatur samt endringer i disse og antallet gjenværende smolt var de viktigste variablene for å beskrive smoltutvandrigen. Modellen hadde problem med de tilfellene der utvandringa skjedde samla over et kort tidsrom, ellers var det godt samsvar mellom predikerte og observerte verdier. Etter at vi hadde tilpassa modellen ble den brukt til å forutsi hvordan smoltutvandringen ville vært gitt uregulerte forhold.

Reguleringa av Stjørdalselva har ført til en demping av flomtopper og en mer utjevnet vannføring. Det er sannsynlig at endringene i vannføring på grunn av reguleringen har påvirket smoltutvandringen bl.a. med en mer spredt utvandring i enkeltår. Vi fant ingen sammenhenger mellom vannføring under utvandring og smoltoverlevelse i Stjørdalselva og kan ikke trekke noen klare konklusjoner på effekten av vannføring for smoltoverlevelsen.

En-somrig settefisk satt ut ovafor lakseførende del, vesentlig i Dalåa, kom inn i smoltfangstene ved Sona bru fra 1995 med en gjennomsnittsandel på 9,3 % av all laksesmolt fanget i fella (1995-2005). Denne smolten hadde signifikant lavere alder enn villsmolten, var signifikant lengre og kjønnsfordelingen avvek noe fra villsmolten. Settefisksmolten vandret ut signifikant seinere enn villsmolten.

Både villfisk fra Stjørdalselva og fisk med kultiveringsbakgrunn etablerte sjøtoleranse målt i osmolalitet, klorid og magnesium i plasma omtrent samtidig. Sjøtoleransen ble ett år (1998) etablert mellom den 4. og 14. mai, og sjøtoleransen holdt seg deretter ut forsøksperioden (til 26. juni). Det var ingen tegn til desmoltifisering i slutten av juni.

10.9 Smoltproduksjon

Smoltproduksjonen ble estimert ut fra en merke-gjenfangst metode ved at presmolt ble elfisket fra elva tidlig på våren, merket og satt ut igjen på fangststed. På bakgrunn av fellefangstene ved Sona bru ble antall smolt produsert pr. arealenhet beregnet.

Gjenfangstprosenten av merket laksesmolt varierte fra 1,2 % i 2000 til 5,5 % i 2002, mens gjennomsnittlig gjenfangstprosent var 3,0 %. Merking-gjenfangstforsøkene med ørret ga for lite materiale til at beregning av smolttetthet kunne gjennomføres.

Beregna smoltproduksjon var i gjennomsnitt 3,4 lakssmolt pr. 100 m^2 pr. år (variasjon 2,1 – 6,5 smolt pr. 100 m^2). Totalproduksjonen for hele Stjørdalselva (uten Forra og Sona) ble beregnet til ca. 76000-230000 laksesmolt pr. år. Det var ingen signifikant forskjell i smoltproduksjon mellom før og etter utbygningen i Stjørdalselva eller over tid (1992-2005). Trendlinjen (lineær regresjon) for utvikling i tetthet over tid viste en liten positiv endring.

Vi undersøkte sammenhenger mellom smoltproduksjonen i Stjørdalselva og ulike omgivelsesvariabler både ved vanlig og ved multippel regresjonsanalyse. Foruten minste vintervannføring to og tre år før smoltutgang, inkluderte vi laksungenes vekstforhold uttrykt

ved smoltalder, årsklassestyrke uttrykt ved en gjennomsnittlig tetthet av ettåringer (1+) i elva ovafor Sona bru to og tre år før smoltutvandring, og næringsforholdene (demningseffekt) uttrykt ved bunndyrtettheter i Meråker. Analysene viste at årsklassestyrke uttrykt som tettheten av ettåringer (1+) var den eneste variabelen som signifikant bidro til å forklare variasjonene i smoltestimatet, og modellen forklarte bare 32 % av variasjonene. Sannsynligvis er det derfor andre variabler som vi ikke har mål på som betyr mye for smoltproduksjonen i Stjørdalselva. Vi fant imidlertid en signifikant sammenheng mellom smoltproduksjon og antall tilbakevandret smålaks uttrykt ved fangst av smålaks i Stjørdalselva.

10.10 Effekter av reguleringen på ferskvannsbiologiske forhold og fiskebestandene

De fysiske endringene i vannføring, temperatur, is og vannkvalitet som skyldes kraftutbygginga gir både direkte og indirekte påvirkninger på biologiske forhold i vassdraget, og disse effektene er sammensatt. Effektene er dels omtalt i sammendragene ovafor, men her gis en punktvis oversikt over de vesentligste endringene samt vurderingene.

- Store forskyvninger i artssammensetningen hos bunndyr i de øvre deler av Stjørdalselva etter regulering forklares ut fra reguleringseffekter, bl. a demningseffekt med økt næringstilførsel, økt mose- og algebegroing og økt sedimentasjon av substratet. Økt tetthet av særlig små arter øverst i elva og resultatene tyder på en fortsatt demningseffekt
- Stjørdalselva tilføres i perioder en betydelig mengde småkreps gjennom kraftverksvatnet, og dette utnyttes av særlig årsyngel og dels ettårig laksunger helt øverst.
- Laksungene innen alle aldersgrupper vokste signifikant bedre i periode 2 (1994-2000) og 3 (2001-2006, etter regulering) enn i periode 1 (1990-1993, før regulering). Økningen i vekst mellom tidsperiodene var størst øverst i elva. Økt vekst har medført lavere smoltalder de siste fem årene, mens det ikke var signifikant endring i smoltalder i perioden 1991-1999. Vannføring og vannføringsvariasjoner var de variablene som best forklarte vekstvariasjonene, og dette settes i sammenheng med økt næringstilgang som en positiv sekundæreffekt av kraftutbyggingen.
- Tettheten av laksunger økte signifikant i perioden 1991-2006 i uregulerte Forra og nederst i Stjørdalselva, mens tettheten var uendret eller redusert (ørret) i de to andre sonene. Andelen eldre laksunger ble redusert øverst i elva og det er sterke indisier på en overdødelighet/utvandring av eldre laksunger fra øverst i elva, og en redusert smoltproduksjon her. Dette settes i sammenheng med sekundæreffekter av reguleringen (bl.a dårligere ungfiskhabitat, strandingsdødelighet).
- Det har sannsynligvis foregått en energirelatert vinterdødelighet med størst utslag i øvre del av elva. Dette forklares dels med økt vintertemperatur og dårligere ungfiskhabitat (reguleringsrelatert).
- Økning i vannføring var viktigste faktor for forklaring av variasjonen i smoltutvandring. Reguleringa har medført reduserte flomtopper og utjevnet vannføring, og påvirket smoltutvandringen negativt spesielt i tørre år. Asynkron smoltutvandring etter regulering kan settes i sammenheng med redusert vanntemperatur i smoltutvandringsperioden øverst i elva.

- Laksesmolten var signifikant lengre i perioden etter utbygging sammenlignet med før utbygging, og det var en signifikant økning i smoltlengden med årene i undersøkelsesperioden, sannsynligvis som følge av økt vekst.
- I gjennomsnitt har smoltproduksjonen vært 3,4 lakssmolt pr. 100 m^2. Basert på smoltproduksjonsestimatet før regulering (1992-94) har det ikke vært noen signifikant endring i smoltproduksjonen etter regulering, men trenden har vært positiv. Minstevannføring og økt vintervannføring har sannsynligvis hatt positive effekter på tilgjengelig produksjonsareal, men er motvirket av negative reguleringseffekter på ungfiskoverlevelsen i øvre del av elva. Basert på utviklingen av ungfisktettheter i Forra og nederst i elva, og en sammenheng mellom ungfisktettheter og smoltproduksjon, er det beregnet et nettotap i smoltproduksjon i Stjørdalselva oppstrøms Sona. Langtidsutviklingen i smoltproduksjonen er usikker siden en demningseffekt fortsatt påvirker næringssituasjonen i elva

10.11 Mulige kompensasjonstiltak

Negative effekter av reguleringen i forhold til dårligere ungfiskhabitat med redusert smoltproduksjon i øvre del av elva, samt negativ påvirkning på smoltutvandring kan dels kompenseres for gjennom tiltak. Foreslåtte tiltak som bør vurderes eller videreføres er:

- Bruk av spyleflom for å renske opp substratet i øvre del av elva
- Biotopjusterende tiltak i form av steinutlegging i øvre del av elva
- Videreføre kultivering av laks ved utsetting av merket settefisk og/eller utplanting av øyerogn ovafor lakseførende strekning
- Gi muligheter for bruk av lokkeflommer for å sikre smoltutvandringen. Dette kan kreve endringer i nåværende manøvreringsreglement
- Tiltak for å begrense økt tungmetallpåvirkning i Torsbjørka nedstrøms inntak etter regulering

11 LITTERATUR

Andersen, T.F., Fjellheim, A., Karlsen, L.R. & Raddum, G.G. 1986. Variations in density of a population of brown trout (*Salmo trutta* L.) and its relation to food resources in a regulated west Noresgian river. – Pol. Arch. Hydrobiol. 33: 463-474.

Armitage, P. D. 1977. Invertebrate drift in the regulated River Tees, and an unregulated tributary Maize Beck, below Cow Green Dam. - Freshwater Biology 7: 167-183.

Antonsson, T. & Gudjonsson, S. 2002. Variability in timing and characteristics of Atlantic salmon smolt in Icelandic rivers. – Transactions of the American Fisheries Societt 131: 643-655.

Armitage, P. D. 1978. Catches of invertebrate drift by pump and net.- Hydrobiologia 60: 229-233.

Armitage, P. D. & Capper, M.H. 1976. The numbers, biomass and transport downstream of micro-crustaceans and *hydra* from cow green reservoir (Upper Teesdale). - Freshwater Biology 6: 425-432.

Arndt, S.K.A, Cunjak, R. A. & Benfey, T.J. 2002. Effect of summer floods and spatial-temporal scale on growth and feeding of juvenile Atlantic salmon in two New Brunswick streams. – Transaction of the American Fisheries Society 131, 607-622.

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 Zool. Ser. 1986, 1: 1-29.

Arnekleiv, J.V. 1994. Fisk og bunndyr i Skauga 1985-1990. – Universitetet i Trondheim, Vitenskapsmuseet Zoologisk Notat 1994-7. 1-23.

Arnekleiv, J.V. 1996. Life cycle strategies and seasonal distribution of mayflies Ephemeroptera) in a small stream in Central Norway. – Fauna Norvegica Serie B 43: 19-30.

Arnekleiv J.V., Hellesnes I., Lindstrøm E.-A. & Bongard T. 1997. Vannkvalitet, begroing og bunndyr i Nea 1993-1995. Del II. Forholdene etter regulering. – Vitenskapsmuseet Rapport Zoologisk Serie 1997-10. 1-46.

Arnekleiv, J.V. Koksvik, J, Rønning, R & Harby, A. 2006. Long-term effects of habitat enhancement work on density and survival of juvenile Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) parr in a regulated stream. Abstract. International Conference on "Riverine Hydroecology: Advances in Research and Applications". University of Stirling, Scotland. Abstract Book: 30-31.

Arnekleiv, J.V. & Kjærstad, G. 2003. Changes in density and intra-watercourse distribution of Plecoptera following hydropower regulation in a central Norwegian river. – pp 179-186 in Gaino, E (ed.). Research Update on Ephemeroptera and Plecoptera. Universita di Perugia – Italy 2003.

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

Arnekleiv, J.V. & Rønning, L. 1997. Effekter av grusgraving på ungfisk og bunndyr i Gaula, Sør-Trøndelag. – Vitenskapsmuseet, Rapp. Zool. Ser. 1997, 5: 1-36.

Arnekleiv, J.V. & Rønning, L. 2005. Smoltutvandring og kraftverk – en undersøkelse i forbindelse med planlagt rehabilitering av Nustadfoss kraftverk i Stjørdalsvassdraget, Meråker kommune. NTNU Vitenskapsmuseet Rapp. Zool. Ser. 2005, 1: 1-29.

Arnekleiv, J.V., Finstad, A.G. & Rønning, L. 2006. Temporal and spatial variation in growth of juvenile Atlantic salmon. – Journal of Fish Biology 68: 1062-1076. doi: 10.111/j.1095-8649.2006.00986.x

Arnekleiv, J.V., Korsen, I., Rønning, L. & Fiske, P. 2007. Ferskvannsbiologiske undersøkelser i Stjørdalselva 1990-2006. Faglig oppsummering: kraftverksregulering, voksen, anadrom laksefisk og fangststatistikk. NTNU Vitenskapsmuseet Rapp. Zool. Ser. 2007,2: 1-87.

Arnekleiv, J.V., Kjærstad G., Rønning L. & Koksvik J. 2002. Fisk, bunndyr og minstevannføring i elvene Tevla, Torsbjørka og Dalåa, Meråker kommune. – Vitenskapsmuseet Rapport Zoologisk Serie 2005-5. 1-90.

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 Rapport Zoologisk Serie 2000-3: 1-91.

Arnekleiv, J.V., Rønning, L., Johansen, S.W., Haug, A. & Bongard, T. 1995. Fiskebiologiske referanseundersøkelser i Stjørdalsvassdraget. – Vitenskapsmuseet Rapp. Zool. Ser. 1995, 5: 1-86.

Arnekleiv. J.V., Koksvik, J.I., Hvidsten, N.A. & Jensen, A.J. 1994. Virkninger av Bratsbergreguleringen (Bratsberg kraftverk) på bunndyr og fisk i Nidelva, Trondheim (1982-1986). – Vitenskapsmuseet Rapp. Zool. Ser. 1994, 7: 1-56.

Arnesen, R.T og Iversen, E.R. 2000. Meråker gruvefelt – Vurdering av vannføring og forurensning. NIVA Rapport 4304-2000: 1-12.

Asvall, R.P. 1995. Kraftverkene i Meråker. Vanntemperatur og isforhold 1983-1994. – NVE Rapport 32, 1995: 1- 11 + vedlegg.

Asvall, R.P. 2000a. Vanntemperatur og isforhold i Stjørdalelva 1995-1999. – NVE, HM-Notat nr. 19: 1-12.

Asvall, R.P. 2000b. Kraftverkene i Meråker. Virkninger på isforholdene i Stjørdalselva. – NVE, HM-Notat 27-2000: 1-5.

Asvall, R.P. 2001. Vanntemperaturer og isforhold i Stjørdalselva. Virkninger av Meråkerutbyggingen. – NVE Oppdragsrapport 2001-6, 1- 58.

Bacon, P.J., Gurney, W.S.C,, Jones, W., McLaren, I.S. & Youngson, A.F. 2005. Seasonal growth patterns of wild juvenile fish: partitioning variation among explanatory variables, based on individual growth trajectories of Atlantic salmon (Salmo salar) parr. – Journal of Animal Ecology 74: 1-11.

Bacon, P.J., Gurney, W.S.C., Jones, W., McLaren, I.S. & Youngson, A.F. 2005. Seasonal growth patterns of wild juvenile fish: partitioning variation among explanatory variables, based on individual growth trajectories of Atlantic salmon (Salmo salar) parr. – Journal of Animal Ecology 74, 1-11.

Bagenal, T.B. 1969. Relationship between egg size and fry survival in brown trout *Salmo trutta* L. – Journal of Fish Biology 1: 349-353.

Ball, J.N. 1961. On the food of the brown trout of Llyn Tegid. - Proc.Zool.Soc.Lond. 137: 599-622.

Bannon, E. & Ringler, N.H. 1986. Optimal prey size for stream resident brown trout (*Salmo trutta*): tests of predictive models. - Can. J. Zool. 64: 704-713.

Begon, M., Harper, J.L. & Townsend, C.R. 1990. Ecology. Individuals, populations and communities. 2nd ed. Blackwell Scientific Publications, Oxford. 945 pp.

Berg, O.K. & Bremset, G. 1998. Seasonal changes in the body composition of young riverine Atlantic salmon and brown trout. – Journal of Fish Biology 52: 1272-1288.

Berg, O.K., Arnekleiv, J.V. & Lohrmann, A.2006. The influence of hydoelectric power generation on the body composition of juvenile Atlantic salmon. – River Research & Applications 22: 993-1008. DOI: 10.1002/rra.949

Berg, O.K., Hendry, A.P., Svendsen, B., Bech, C., Arnekleiv, J.V. & Lohrmann, A. 2001. Maternal provisioning of offspring and the use of those resources during development: variation within and among Atlantic salmon families. – Functional Ecology 15: 13-23

Bergan, M. A. & Nystad, B.A. 2003. Drivfauna, bunndyr og ernæring hos laks (*salmo salar*) om vinteren i Stjørdalselva, Nord-Trøndelag. Hovedfagsoppgave. Zoologisk institutt, NTNU. 47s.

Boe, C.A. 2001.Sak nr9/1990 B ved Stjør- og Verdal herredsrett: Meråkerreguleringen. Vanntemperatur, isforhold og klima. Rapport fra den sakkyndige. 38 s.

Boeuf, G. 1993. Salmonid smolting: a pre-adaption to the oceoanic environment. p. 105-135 in Rankin, J.C. & Jensen, F.B. (eds.). – Fish Ecophysiology. Chapman & Hall, London.

Bogen, J. & Bønsnes, T.E. 2004. Sedimenttransport og substratforhold i Suldalslågen, sluttrapport 1998-2003. – Suldalslågen-Miljørapport 39. Statkraft SF, Oslo.

Bogen, J., Bremnes, T., Bønsnes, T.E., Heggenes, J., Johansen, S.W. & Saltveit, S.J. 2004. Fiskehabitat i Suldalslågen: et studium av sedimentasjonsdynamikk, begroing, habitattilbud og habitatbruk hos fisk. Sluttrapport. – Suldalslågen-Miljørapport 16. Statkraft SF, Oslo.

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.

Bohlin, T., Sundström, L. F., Jonsson, J. I., Höjesjö, J. & Pettersson, J. 2002. Density- dependent growth in brown trout: effects of introducing wild and hatchery fish. – Journal of Animal Ecology 71, 683-692.

Brabrand, Å. (red.). 1998. Virkning av flom på vannlevende organismer. – NVE. HYDRA-rapport nr. Mi02: 1-100.

Bremnes, T. & Saltveit, S.J. 1996. Effekt av regulering på tetthet og sammensetning av bunndyr i Suldalslågen. – Rapp. Lakseforsterkningsprosjektet i Suldalslågen 27: 1-57.

Bremnes, T. & Saltveit, S.J. 1997. Effekt av mose på bunndyr i Suldalslågen. – Rapp. Lakseforsterkningsprosjektet i Suldalslågen 30: 1-41.

Brittain, J. E. & Eikeland, T.J. 1988. Invertebrate drift - a review. - Hydrobiologia 166: 77-93.

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

Brittain, J.E. & Saltveit, S.J. 1996. Plecoptera, Stoneflies. – In Aquatic Insects of North Europe. Edited by A.N. Nilsson. Apollo Books: Denmark. pp. 55-75.

Brittain, J.E., Lillehammer, A. & Bildeng, R. 1984. The impact of a water transfer scheme on the benthic macroinvertebrates of a Norwegian river. s. 189-199 i Lillehammer, A. and Saltveit, S.J. (eds.) Regulated Rivers. – Universitetsforlaget, Oslo.

Brittain, J.E., Nøst, T. og Arnekleiv, J.V. 1996. Ephemeroptera Døgnfluer. s. 130-135 i Aagaard, K. og Dolmen, D. – Limnofauna Norvegica. Katalog over norsk ferskvannsfauna. Tapir, Trondheim. 310 s.

Brodeur, R.D. 1991. Ontogenetic variations in the type and size of prey consumed by juvenile coho, *Oncorhynchus kisutch*, and chinook, *O. tchawytscha*, salmon. - Env. Biol. Fish. 30: 303-315.

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.

Byrne, C.J., Poole, R., Rogan, G., Dillane, M. & Whelan, K.F. 2003. Temporal and environmental influences on the variation in Atlantic salmon smolt migration in the Burrishoole system 1970-2000. – Journal of Fish Biology 63: 1552-1564.

Bævre, I. 1995. Trollheimen-reguleringes innvirkning på elveløp og hydrologi i Surna på strekningen Bulu-Harang. – Norges vassdrag- og energidirektorat, Rapport 21. 1-39.

Cada, G.F., Loar, J.M. & Cox, D.K. 1987. Food and feeding preferences of rainbow and brown trout in southern Appalachian streams. - Am. Midl. Nat. 117: 374-385.

Campbell, C. E. 2002. Rainfall events and downstream drift of microcrustacean zooplankton in a newfoundland boreal stream. - Canadian Journal of Zoology 80: 997-1003.

Carlsen, K.T., Berg, M., Finstad, B. & Heggberget, T.G. 2005. Diel periodicity and environmental influence on the smolt migration of Arctic charr, Salvelinus alpinus, Atlantic salmon, Salmo salar, and brown trout, Salmo trutta, in northern Norway. – Env. Biol. Fish. 70: 403-413.

Carter Jonson, W. 1997. Equlibrium response of riparian vegetation to flow regulation in the Platte River, Nebraska. – Regulated Rivers Research & Management 13: 403-415.

Clifford, H. F. 1972a. A year`s study of the drifting organisms in a brown-water stream of Alberta, Canada. - Can. J. Zool. 50: 975-983.

Clifford, H. F. 1972b. Drift of invertebrates in an intermittent stream draining marshy terrain of west-central Alberta. - Can. J. Zool. 50: 985-991.

Clifford, H.F. 1982. Life cycles of mayflies (Ephemeroptera), with spcial reference to voltinism. – Quaest Entomol 18: 15-90.

Crisp, D. T. & Gledhill, T. 1970. A quantitative description of the recovery of the bottom fauna in a muddy reach of a mill stream in southern england after draining and dredging. - Arch. Hydrobiol. 67: 502-541.

Cunjak, R.A. & Power, G. 1987. Winter habitat utilization by stream resident brook trout (S. fontinalis) and brown trout (S. trutta). – Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 43: 1970-1981

Cunjak, R.A. & Therrien, J. 1998. Inter-stage survival of wild juvenile Atlantic salmon, Salmo salar L. – Fisheries Management and Ecology 5: 209-223.

Cunjak, R.A., Prowse, T.D. & Parrish, D.L. 1998. Atlantic salmon (Salmo salar) in winter: "the season of parr discontent"? – Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 55 (Suppl. 1): 161-180.

Cutts, C.J., Brembs, B., Metcalfe, N.B. & Taylor, A.C. 1999. Prior residence, territory quality and life history strategies in juvenile Atlantic salmon (*Salmo salar* L.). – Journal of Fish Biology 55: 784-794.

Dahl, T.E. & Godtland, K. 1995. Sedimenttransport i bratte elver - en studie i Gaula i Sør-Trøndelag. – SINTEF-rapport STF 60 A95112: 1-49.

Davidsen, J., Svenning, M.A., Orell, P., Yoccoz, N., Dempson, J.B., Niemela, E., Klemetsen, A., Lamberg, A. & Erkinaro, J. 2005. Spatial and temporal migration of wild Atlantic salmon smolts determined from a video camera array in the sub-Arctic River Tana. – Fisheries Research 74 (1-3): 210-222.

Dudley, T., Cooper, S.D. & Hemphill, N. 1986. Effects of macroalgae on a stream invertebrate community. – Journal of the North American Benthological Society 5: 93-106.

Duston, J., Saunders, R.L. & Knox, D.E. 1991. Effects of increases in freshwater temperature on loss of smolt characteristics in Atlantic salmon (Salmo salar). – Can. J. Fish. Aquat. Sci. 48: 164-169.

Egglishaw, H.J. & Shackley, P.E. 1977. Growth, survival and production of juvenile salmon and trout in a Scottish stream, 1966-75. – Journal of Fish Biology 11, 647-672.

Egglishaw, H.J. 1969. The distribution of benthic invertebrates on substrata in fastflowing streams. – J. An. Ecol. 38: 19-33.

Einum, S. & Fleming, I.A. 2000a. Selection against late emergence and small offspring in Atlantic salmon (*Salmo salar*). – Evolution 54: 628-639.

Einum, S. & Fleming, I.A. 2000b. Highly fecund mothers sacrifice offspring survival to maximize fitness. – Nature 405: 565-567.

Einum, S., Berger, H.M. & Fjeldstad, H.P. 2006. Effekter av ekstremflom på kunstig etablerte gyteområder og fisketetthet i Gråelva, Nord-Trøndelag. – NINA Rapport 220: 1-30.

Elgmork, K. 1970. Plankton og planktonproduksjon i regulerte innsjøer. – NVE, Kraft og miljø I: 11-15.

Elliott, J.M. & Hurley, M.A. & Fryer R.J. 1995. A new, improved growth model for brown trout, Salmo trutta. – Functional Ecology 9, 290-298.
Elliott, J.M. & Hurley, M.A. 1997. A functional model for maximum growth of Atlantic salmon parr, Salmo salar, from two populations in Northwest England. – Functional Ecology 11, 592-603.
Elliott, J.M. & Hurley, M.A. 1998. A new functional model for estimating the maximum amount of invertebrate food consumed per day by brown trout, Salmo trutta. – Freshwater Biology 42, 235-246.
Elliott, J.M. 1975a. The growth rate of brown trout (Salmo trutta L.) fed on maximum rations. – Journal of Animal Ecology 44, 805-821.
Elliott, J.M. 1975b. The growth rate of brown trout (Salmo trutta L.) fed on reduced rations. – Journal of Animal Ecology 44, 823-842.
Elliott, J.M. 1991. Tolerance and resistance to thermal stress in juvenile Atlantic salmon, Salmo salar. – Freshwater Biology 25: 61-70.
Elliott, J.M. 1994. Quantitative ecology and the brown trout. Oxford University Press, Oxford. 286 p.
Elliott, J.M., Hurley, M.A. & Fryer, R.J. 1995. A new, improved growth model for brown trout, Salmo trutta. – Functional Ecology 9: 290-298.
Elwood, J.W. & Waters, T.F. 1969. Effects of floods on food consumption and production rates of a stream brook trout population. – Transaction of the American Fisheries Society 98, 253-262.
Enders, E. C., Buffin-Belanger, T., Boisclair, D. & Roy, A. G. 2005. The feeding behaviour of juvenile Atlantic salmon in relation to turbulent flow. – Journal of Fish Biology 66, 242–253
Evans, D.O. 1984. Temperature independence of the annual cycle of standard metabolism in the pumkinseed. Transactions of the American Fisheries Society 113: 494-512.
Fergus, T. 1997. Geomorphological adjustments of the channel after river regulation for hydropower in the Fortun, Sogn og Fjordane, Norway. – Rapportserie: Hyrologi, Universitetet i Oslo. 1-75.
Finstad, A.G. 2005. Salmonid fishes in a changing climate: The winter challenge. – Doctoral thesis. NTNU, Department of Biology 2005: 199.
Finstad, A.G., Forseth, T., Næsje, T.F. & Ugedal, O. 2004a. The importance of icecover for energy turnover in juvenile Atlantic salmon. – Journal of Animal Ecology 73:959-966.
Finstad, A.G., Næsje, T.F. & Forseth, T. 2004. Seasonal variation in the thermal performance of juvenile Atlantic salmon (Salmo salar). – Freshwater Biology 49, 1459–1467
Finstad, A.G., Ugedal, O. Forseth, T. & Næsje, T.F. 2004 b. Energy-related juvenile winter mortality in a northern population of Atlantic salmon (Salmo salar). – Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 61:2358-2368.
Fjeldstad, H.P. & Heggenes, J. 1999. Fiskehabitatforhold i Stjørdalselva ved Gudå – fiskepreferanser. – SINTEF rapport nr. STF 22A99409: 1-24.
Fjellheim, A. & Raddum, G.G. 1993. Effects of increased discharge on benthic invertebrates in a regulated river. – Regulated Rivers: Research & Management 8, 179-187.
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.
Flößner, D. 2000. Die Haplopoda und Cladocera Mitteleuropas. Backhuys Publishers, Leiden, The Nederlands. 428 pp.
Forseth, T., Fiske, P., Hvidsten, N.A. & Saltveit, S.J. 2003. Smoltoverlevelse i Suldalslågen – miljøfaktorer som påvirker smoltutvandring og overlevelse i fjorden. – Statkraft SF, Suldalslågen – miljørapport nr. 30: 1-59.

Forseth, T., Hurley, M.A., Jensen, A.J. & Elliott, J.M. 2001. Functional models for growth and food consumption of Atlantic salmon parr, Salmo salar, from a Norwegian river. – Freshwater Biology 46: 173-186.

Forseth, T., Næsje, T., Jensen, A.J., Saksgård, L. & Hvidsten, N.A. 1996. Ny forbitappingsventil i Alta kraftverk: betydning for laksebestanden. – NINA Oppdragsmelding 392: 1-26.

Forseth, T., Næsje, T.F., Saksgård, R., Ugedal, O., Aursand, M., Thorstad, E. & Hårsaker, K. 2000. Fat metabolism and physiological condition in juvenile Atlantic salmon from River Alta. Statkraft Engineeringt. – Altaelva rapport 14, 37 pp. (in Norwegian).

Frankiewicz, P., Zalewski, M. & Thorpe, J.E. 1993. Feeding pattern of brown trout (Salmo trutta L.) from the river Earn (Scotland), in relation to invertebrate drift. – Polish Archive of Hydrobiology 40: 15-29.

Garnås, E. & Hvidsten, N.A. 1985. Density of Atlantic salmon, Salmo salar L., smolts in the River Orkla, a large river in central Norway. – Aquacult. Fish. Manag. 16: 369-376.

Gibson, R.J. & Myers, R.A. 1988. Influence of seasonal river discharge on survival of juvenile Atlantic salmon, Salmo salar. – Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 45: 344-348.

Giller, P.S. & Malmqvist, B. 1998. The biology of streams and rivers. Oxford University Press: Oxford. 296p.

Grande, M. & Andersen, S. 1990. Effect of two temperature regimes from a deep and a surface water release on early development of salmonids. – Regulated Rivers: Research and Management 5: 335-360.

Halleraker, J.H., Saltveit, S.J., Harby, A., Arnekleiv, J.V., Fjeldstad, H.P. & Kohler, B. 2003. Factors influencing stranding of wild juvenile brown trout (Salmo trutta) during rapid and frequent flow decreases in an artificial stream. – River Research and Application 19: 589-603.

Halvorsen, M., Arnesen, A.M., Nilssen, K. & Jobling, M. 1993. Osmoregulatory ability of anadromous Arctic charr, Salvelinus alpinus L., migrating towards the sea. – Aquacult. Fish. Manage. 24: 199-211.

Handeland, S.O., Järvi, T., Fernø, A. & Stefansson, S.O. 1996. Osmotic stress, antipredator behaviour, and mortality of Atlantic salmon (Salmo salar) smolts. – Can. J. Fish. Aquat. Sci. 53: 2673-2680.

Hansen, L.P. & Jonsson, B. 1989. Salmon ranching experiments in the River Imsa; effect of timing of Atlantic salmon (Salmo salar) smolt migration on survival to adults. – Aquaculture 82: 367-373.

Harby, A., Alfredsen K., Arnekleiv, J.V., Flodmark, L.E.W., Halleraker, J.H., Johansen, S.W. & Saltveit, S.J. 2004. Raske vannstandsendringer i elver - Virkninger på fisk, bunndyr og begroing. Sluttrapport fra forskningsprosjektet "Konsekvenser av effektkjøring på økosystemer i rennende vann". – SINTEF Rapport TR A5932. 1-39.

Hayashizaki, K., Hirohashi, M. & Ida, H. 1995. Effect of egg size on the characteristics of embryos and alevins of chum salmon. – Fisheries Science 61: 177-180.

Heggberget, T. G., Lund, R.A., Ryman, N. & Ståhl, G. 1986. Growth and genetic variation of presmolt Atlantic salmon (Salmo salar) from different sections of the river Alta, North Norway. – Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science 43, 1828-1835.

Heggberget, T.G. 1972. Funn av ørekyt, Phoxinus phoxinus L., i Stjørdalsvassdraget i Nord-Trøndelag sommeren 1971. – Fauna 25, 54. Oslo 1972.

Heggberget, T.G. 1975. Produksjon og habitatvalg hos laks- og ørretyngel i Stjørdalselva og Forra 1971-1974. – K. Norske Vidensk. Selsk. Mus. Rapport Zool. Ser. 1975, 4: 1-24.

Heggberget, T.G., Staurnes, M., Strand, R. & Husby, J. 1992. Smoltification in salmonids. – NINA Forskningsrapport 31: 1-42.

Heggenes, J. & Borgstrøm, R. 1988. Effect of mink, Mustela vison Schreber, predation on cohorts of juvenile Atlantic salmon, Salmo salar L., and brown trout, S. trutta L., in three small streams. Journal of Fish Biology 33: 885-894.

Heggenes, J. & Dokk, J.G. 2001. Contrasting temperatures, waterflows, and light: seasonal habitat selection by young Atlantic salmon and brown trout in a borenemoral river. – Regulated Rivers: Research &Management 17:623-635.

Heggenes, J., Baglinière, J.L. & Cunjak, R.A. 1999. Spatial niche variability for young Atlantic salmon (Salmo salar) and brown trout (S. trutta) in heterogenous streams. – Ecology of Freshwater Fish 8: 1-21.

Hembre, B. 1994. Utvandring og livshistorievariabler til ørretsmolt (Salmo trutta L.) i Stjørdalselva. – Hovedfagsoppgave. Zoologisk institutt, AVH, Universitetet i Trondheim.

Hembre, B., Arnekleiv, J.V. & L'Abèe-Lund, J.H. 2001. Effect of water discharge and temperature on the seaward migration of anadromous brown trout, Salmo trutta, smolts. – Ecology of Freshwater Fish 10, 61-64.

Hessen, D., Brandrud, T.E., Bækken, T., Kjellberg, G., Lindstrøm, E.-A., Mjelde, M. & Rørslett, B. 1992. Etterundersøkelser ved Osa kraftverk, Strandfossen kraftverk og Braskereidfoss kraftverk, Hedmark. – NINA Rapport 0-86143, 0-46144, 0-86145: 1-146.

Hindar, K., L'Abèe-Lund, J.H. & Arnekleiv, J.V. 1999. Storflommers effekt på laksunger i Gaula. NVE. – HYDRA-notat nr. 9: 1-17.

Hoar, W.S. 1988. The physiology of smolting salmonides. s- 275-343 i Hoar, W. S. and Randall, D. J. (eds.). Fish physiology. – Academic Press, New York.

Hunter, M.A. 1992. Hydropower flow fluctuations and salmonids: a review of the biological effects, mechanical causes, and options for mitigations. State of Washington, Department of Fisheries. – Technical Report 119: 1-46.

Hutchings, J.A. 1991. Fitness consequences of variation in egg size and food abundance in brook trout *Salvelinus fontinalis.* – Evolution 45: 1162-1168.

Hvidsten, N. A. & Lund, R. 1988. Predation on hatchery-reared and wild smolts of Atlantic salmon, Salmo salar L., in the estuary of River Orkla, Norway. – J. Fish Biol. 33: 121-126.

Hvidsten, N.A. & Hansen, L.P. 1988. Increased recapture rate of adult Atlantic salmon, Salmo salar L., stocked as smolts at high water discharge. – J. Fish Biol. 32: 153-154.

Hvidsten, N.A. & Koksvik, J.I. 1983. Virkninger av døgnregulering på næringsfauna og fisk i Nidelva. – Fiskesymposiet 1983, Vassdragsregulantenes forening, Asker.

Hvidsten, N.A. & Ugedal, O. 1991. Increased densities of Atlantic salmon smolts in the river Orkla, Norway, after regulation for hydropower production. – Am. Fish. Soc. Symp. 10: 219-225.

Hvidsten, N.A. 1985. Mortality of presmolt Atlantic salmon, Salmo salar L., and brown trout, Salmo trutta L., caused by fluctuating water levels in the regulated River Nidelva, central Norway. – Journal of Fish Biology 27: 711-718.

Hvidsten, N.A. 1990. Utvandring og produksjon av laks- og auresmolt i Orkla 1979-1988. – NINA, Oppdragsmelding 39: 26 s.

Hvidsten, N.A. 1993. High Winter Discharge after Regulation Increases Production of Atlantic salmon (Salmo salar) Smolts in the River Orkla, Norway. s. 175-177 i Gibson, R.J. and Cutting, R.E. (eds.). Production of Juvenile Atlantic Salmon, Salmo salar, in Natural Waters. – Canadian Special Publication of Fisheries and Aquatic Sciences 118.

Hvidsten, N.A., Heggberget, T.G. & Jensen, A.J. 1998. Seawater temperature at Atlantic salmon smolt enterance. – Nordic J. Freshw. Res. 74: 79-86.

Hvidsten, N.A., Jensen, A.J., Johnsen, B.O. og Jensås, J.G. 1995 a. Bestand og rekruttering av laks i Orkla. – NINA Oppdragsmelding 389: 1-27.

Hvidsten, N.A., Jensen, A.J., Vivås, H., Bakke Ø. & Heggberget T. G. 1995 b. Downstream migration of Atlantic salmon smolts in relation to water flow, water temperature, moon phase and social interaction. – N. J. Freshw. Res. 70: 38-48.

Hvidsten, N.A. & Møkkelgjerd, P.I. 1987. Predation on salmon smolts, Salmo salar L., in the estuary of the River Surna, Norway. – Journal of Fish Biology 30: 273-280.

Hvidsten, N.A. & Johnsen, B.O. 1993. Increased recapture rate of adult Atlantic salmon released as smolts into shoals of wild smolts in the River Orkla, Norway. – North Am. J. Fish. Mgmt. 13(2): 272-276.

Hvidsten, N.A., Johnsen, B.O., Jensen, A.J., Fiske, P., Ugedal, O., Thorstad, E.B., Jensås, J.G., Bakke, Ø. & Forseth, T. 2004. Orkla - et nasjonalt referansevassdrag for studier av bestandsregulerende faktorer hos laks. Samlerapport for perioden 1979 - 2002. – NINA Fagrapport 079. 94 s.

Irvine, J.R. 1985. Effects of successive flow perturbations on stream invertebrates. – Can. J. Fish. Aquat. Sci. 42: 1922-1927.

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

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.

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.J. 1990. Growth of young migratory brown trout Salmo trutta correlated with water temperature in Norwegian rivers. – Journal of Animal Ecology 59, 603-614.

Jensen, A.J. (redaktør) 2004. Geografisk variasjon og utviklingstrekk I norske laksebestander. – NINA Fagrapport 80. 79 s.

Jensen, A.J. 2003. Atlantic salmon (Salmo salar) in the regulated river Alta: Effects of altered water temperature on parr growth. – River Research and Applications 19: 733-747.

Jensen, A.J., Finstad, B., Hvidsten, N.A., Jensås, J.G., Johnsen, B.O., Lund, E., & Holthe, E. 2004. Fiskebiologiske undersøkelser i Auravassdraget. Årsrapport 2003. – NINA Oppdragsmelding 813. 35s.

Jensen, A.J., Forseth, T. & Johnsen, B.O. 2000. Latitudinal variation in growth of young brown trout Salmo trutta. – Journal of Animal Ecology 69: 1010-1020.

Jensen, J.W. 1988. Crustacean plankton and fish during the first decade of a subalpine, man-made reservoir. – Nordic Journal of Freshwater Research 64: 5-53.

Jensen, J.W. 1982. A check on the invertebrates of a Norwegian hydroelectric reservoir and their bearing upon fish production. – Rep. Inst. Freshw. Res., Drottninmgholm 60: 39-50.

Jensen, J.W. 1993. Fiskebestandene i Essand-Nesjø magasinene etter 22 år. Vitenskapsmuseet Rapp. Zool. Ser. 1993, 4: 1-19.

Jensen, J.W. og Koksvik, J.I. 1992. Rapport fra forsøk med korttidsregulering av Altaelva 07.04.92. – Trondheim 29.04.92. Notat 5 s.

Johnsen, B.O., Jensen, A.J., Koksvik, J.I. og 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.

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.

Jones, W., Gurney, W.S.C., Speirs, D.C, Bacon, P.J. & Youngson, A.F. 2002. Seasonal patterns of growth, expenditure and assimilation in juvenile Atlantic salmon. – Journal of Animal Ecology 71, 916-924.

Jonsson, B. & Jonsson, N. 2003. Energy allocation among developmental stages, age groups, and types of Atlantic salmon (Salmo salar) spawners. – Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 60:506-516.

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, B. & Ruud-Hansen, J. 1985. Water temperature as the primary influence on timing of seaward migrations of Atlantic salmon, Salmo salar, smolts. – Can. J. Fish. Aquat. Sci 42: 593-595.

Jonsson, N., Jonsson, B. & Hansen, L.P. 2003. The marine survival and growth of wild and hatchery-reared Atlantic salmon. – Journal of Applied Ecology 40: 900-911.

Jørgensen, E.H., Burkow, I.C., Foshaug, H., Killie, B. & Ingebrigtsen, K. 1997b. Influence of lipid status on tissue distribution of the persistent organic pollutant octachlorostyrene in Arctic charr (Salvelinus alpinus). – Comparative Biochemistry and Physiology 118 C: 311-318.

Jørgensen, E.H., Johansen, S.J.S. & Jobling, M. 1997a. Seasonal patterns of lipid deposition and lipid depletion in anadromous Arctic charr. – Journal of Fish Biology 51: 312-326.

Kallio-Nyberg, I., Jutila, E., Saloniemi, I. & Jokikokko, E. 2004. Association between environmental factors, smolt size and the survival of wild and reared Atlantic salmon from the Simojoki River in the Baltic Sea. – Journal of Fish Biology 65: 122-134.

Keeley, E.R. & Grant, J.W.A. 1997. Allometry of diet selectivity in juvenile Atlantic salmon (Salmo salar). – Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 54: 1894 – 1902.

Koksvik, J. & Arnekleiv, J.V. 2001. Fiskebiologiske undersøkelser i Fjergen sju år etter siste tilleggsregulering. – Vitenskapsmuseet Rapport Zoologisk Serie 2001-1: 1-27.

Koksvik, J., Arnekleiv, J.V., Rønning, L. & Kjærstad, G. 2003. Rassikring av Krogstadmarka, Meråker – innvirkning på gyteområder, ungfisk og bunndyr samt forslag til kompensasjonstiltak i Stjørdalselva og Smemobekken. Vitenskapsmuseet Zoologisk Notat 2003-4: 1-30.

Koksvik, J.I. 1993. Biotopjusteringstiltak i Innerdalsmagasinet. Utvikling i ørretpopulasjonen i magasinet og et tilknyttet terskelbasseng. I: Brittain, J.E. & L'Abèe-Lund, J.H. (red.). Biotopjusteringsprogrammet – status 1992. NVE-publikasjon nr. 15: 38-43.

Koksvik. J.I. 1998. Altautbyggingen. Overskjønn vedrørende laksefisket. Fiskerisakkyndig uttalelse om reguleringens virkninger på den lakseførende strekningenn av Altaelva. – Rapport 146 s.

Koskela, J., Pirhonen, J. & Jobling M. 1997. Growth and feeding responses of a hatchery population of brown trout (Salmo trutta L.) at low temperatures. – Ecology of Freshwater Fish 6: 116-121.

Kålås, J.A., Heggberget, T.G., Bjørn, P.A. & Reitan, O. 1993. Feeding behaviour and diet of goosanders (Mergus merganser) in relation to salmonid seaward migration. – Aquatic Living Resources 6: 31-38.

L' Abée-Lund, J.H., Jonsson, B., Jensen, A.J., Sættem, L.M., Heggberget, T.G., Johnsen, B.O. & Næsje, T.F. 1989. Latitudinal variation in life-history characteristics of sea-run migrant brown trout Salmo trutta L. – J. Anim. Ecol. 58: 525-542.

Larsson, P., Brittain, J.E., Lien, L. Lillehammer, A. & Tangen, K. 1978. The lake ecosystem of Øvre Heimdalsvatn. - Holoarct. Ecol. 1: 304-320.

Lauters, F., Lavandier, P., Lim, P., Sabaton, C. & Belaud, A. 1996. Influence of hydropeaking on invertebrates and their relationship with fish feeding habitats in a Pyrenean river. – Regulated Rivers: Research & Management 12, 563-573.

Lepneva, S.G. 1964. Fauna of the USSR. Trichoptera, vol 2, no. 1. Larvae and Pupae of Annulipalpa. Israel – Program for Scientific Translations 1970, Jerusalem.

Letcher, B.H. & Gries, G. 2003. Effects of life history variation on size and growth in stream-dwelling Atlantic salmon. – Journal of Fish Biology 62, 97-114. doi: 10.1046/j.0022-1112.2003.00009.x.

Lillehammer A. & Saltveit, S.J. 1979. Stream regulation in Norway. – The Ecology of Regulated Streams (Ward, J.W. & Stanford, J.A., eds.), pp 201-213. New York: Plenum Press.

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

Lobon-Cervia, J. & Rincon, P.A. 1988. Field assessment of the influence of temperature on growth rate in a brown trout population. – Transaction of the American Fisheries Society 127, 718-728.

Lund, R.A., Johnsen, B.O. & Hvidsten, N.A. 2004. Fiskebiologiske undersøkelser i Surna 2002. – NINA Oppdragsmelding 788: 1-41.

Lundquist, H. 1983. Precocious sexual maturation and smolting in Baltic salmon (Salmo salar L.): Photoperiodic synchronization and adaptive significance of annual biological cycles. – Ph. D. Thesis, University of Umeå, Swden.

Lysfjord, G. & Staurnes, M. 1998. Gill Na^+K^+-ATPase activity and hypoosmoregulatory ability of seaward migrating smolts of anadromous Atlantic salmon (Salmo salar), sea trout (Salmo trutta) and Artic charr (Salvelinus alpinus) in the Hals river, northern Norway. – Aquaculture 168: 279-288.

Løvhøiden, F. 1993. Kjemisk overvåkning av norske vassdrag Elveserien 1988-90. – NINA Oppdragsmelding 156: 1-158.

Martin, M.D., Brown, R.S., Barton, D.R. & Power, G. 2000. Abundance of stream invertebrates in winter: Seasonal changes and effects of river ice. – Canadian-Field-Naturalist 115: 68-74.

Maurer, M.A. & Brusven, M.A. 1983. Insect abundance and colonization rate in *Fontinalis neomexicana* (Bryophyta) in an Idaho Batholith stream, USA. – Hydrobiologia 98: 9-15.

McGrinnity, P., Prodöhl, P., O Maoileeidigh, N., Hynes, R., Cotter, D., Baker, N., O'Hea, B. & Ferguson, A. 2004. Differential lifetime success and performance of native and non-native Atlantic salmon examined under communal and natural conditions. – Journal of Fish Biology 65: 173-187.

McKinnell, S., Pella, J.J. & Dahlberg, M.L. 1997. Population-specific aggregations of steelhead trout (*Oncorhynchus mykiss*) in the North Pacific Ocean. – Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 54: 2368-2376.

Metcalfe, N.B. & Thorpe, J.E. 1990. Determinants of geographical variation in the age of seaward-migrating salmon, Salmo salar. – J. Anim. Ecol. 59: 135-145.

Metcalfe, N.B., Fraser, N.H.C. & Burns, M.D. 1999. Food availability and the nocturnal vs. diurnal foraging trade-off in juvenile salmon. – Journal of Animal Ecology 68: 371-381.

Mjøen, T. 1999. Driftsplan for Stjørdalsvassdraget. Høringsnotat, fullversjon. 60 s.

Moen, K. 1983. Fiskeenders (*Mergus merganser* L. og *M. serrator* L.) beskatning av laksunger (*Salmo salar* L.) i Altaelva. – Hovedfagsoppgave, Universitetet i Tromsø. 63 s.

Munn, M.D. & Brusven, M.A. 1991. Bentic macroinvertebrate communities in nonregulated and regulated waters of the Clearwater River, Idaho, U.S.A. – Regulated Rivers: Research & Management 6: 1-11.

Neveu, A. 1974. La dèrive des stades aquatiques de quelques familles de Diptères torrenticoles. – Ann. Hydrobiol. 5: 15-42.

Nonnotte, G. & Boeuf, G. 1995. Extracellular ionic and acid-base adjustments of Atlantic salmon presmolts and smolts in fresh water and after transfer to seawater: the effects of ovine growt hormone on the acquisition of euryhalinity. – J. Fish. Biol. 46: 563-577.

NOU 1999:9. Til laks åt alle kan ingen gjera? Om årsaker til nedgangen i de norske villaksbestandene og forslag til strategier og tiltak for å bedre situasjonen. – NOU 1999:9: 1-297.

Næsje, T.F., Finstad, B., Jensen, A.J., Koksvik, J.I., Reinertsen, H., Saksgård, L., Aursand, M., Forseth, T., Heggberget, T.G. og Hvidsten, N.A. 1998. Fiskeribiologiske undersøkelser i Altaelva 1981–1998. – Statkraft Engeneering. Alta-rapport nr. 9: 1- 159.

Næsje, T.F., Fiske, P., Forseth, T., Thorstad, E.B., Ugedal, O., Finstad, A.G., Hvidsten, N.A., Jensen, A.J. & Saksgård, L. 2005. Biologiske undersøkelser i Altaelva. Faglig oppsummering og kommentarer til forslag om varig manøvreringsreglement. – NINA Rapport 80. 99 pp.

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.

Ojanguren, A.F., Reyes-Gavilán, F.G. & Braña, F. 1996. Effects of egg size on offspring development and fitness in brown trout, *Salmo trutta* L. – Aquaculture 147: 9-20.

Olsen, K.H., Petersson, E., Ragnarsson, B., Lundqvist, H. & Jarvi, T. 2004. Downstream migration in Atlantic salmon (Salmo salar) smolt sibling groups. – Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 61: 328-331.

Peak, S. & McKinley, R.S. 1998. A re-evaluation of swimming performance in juvenile salmonids relative to downstream migartion. – Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 55: 682-686.

Perry, S.A. & Perry, W.B. 1986. Effects of experimental flow regulation on invertebrate drift and stranding in the Flathead and Kootenai rivers, Montana, USA. – Hydrobiologia 134: 171-182.

Petts, GE. 1984. Impounded Rivers. Wiley, Chichester. 326 s.

Pinder L.C.V. 1986. Biology of freshwater Chironomidae. Annual Review of Entomology 31:1-23.

Raddum G.G. & Fjellheim A. 2005. Populasjonsstrukturen hos bunndyr i Aurlandselva i relasjon til endringer i vannføring og temperatur. – Rapport Miljøbasert vannføring 3-2005. Norges vassdrags- og energidirektorat. 1-49.

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 Geografisk Tidsskrift 48: 39-44.

Raddum, G.G. 1978. Reguleringens virkning på bunnfaunaen i Aurlandselven. – Rapport Laboratorium for Ferskvannsøkologi og innlandsfiske, Universitetet i Bergen 25. 1-49.

Raddum, G.G., Arnekleiv, J.V., Halvorsen, G.A., Saltveit, S.J. & Fjellheim, A. 2006. Bunndyr. – I: Saltveit, S.J. (red.). Økologiske forhold i vassdrag - konsekvenser av vannføringsendringer. NVE, s. 65-79.

Raddum, G.G., Fjellheim, A., Barlaup, B. & Åtland, Å. 1991. Undersøkelser av bunndyr i Aurlandsvassdraget: En sammenligning av forholdene før og etter utbygging. – Rapport Laboratorium for Ferskvannsøkologi og Innlandsfiske, Universitetet i Bergen 70. 1-69.

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

Reiso, S. & Brittain, J.E. 2000. Life cycle, diet and habitat of Polycentropus flavomaculatus, Plectrocnemia conspersa and Rhyachophila nubila (Trichoptera) in Øvre Heimdalen, Jotunheimen Mountains, Norway. – Norwegian Journal of Entomology 47: 113-124.

Ricker, W.R. 1975. Computation and interpretation of biological statistics of fish populations. – Department of the Environment Fisheries and Service, Ottawa. 382pp.

Riley, W.D., Eagle, M.O. & Ives, S.J. 2002. The onset of downstream movement of juvenile Atlantic salmon, Salmo salar, in a chalk stream. – Fisheries Management & Ecology 9: 87-94.

Rimmer, D.M., Paim, U. & Saunders, R.L. 1983. Autumnal habitat shift of juvenile Atlantic salmon (*Salmo salar*) in a small river. - Can. J. Fish. Aquat. Sci. 40 (6): 671-680.

Russell, I.C., Dare, P.J., Eaton, D.R. & Armstromng, J.D. 1996. Assessment of the problem of fisheating birds in inland fisheries in England and Wales. – Report from the Directorate og Fisheries Research, Lowestoft. 130 s.

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

Scullion, J. & Sinton, A. 1983. Effects of artificial freshets on the substratum composition, benthic invertebrate fauna and invertebrate drift in two impounded rivers in mid-Wales. – Hydrobiologia 107: 261-269.

Saloniemi, I., Jokikokko, E., Kallio-Nyberg, I, Jutila, E. & Pasanen, P. 2004. Survival of reared and wild Atlantic salmon smolts: size matters more in bad years. – ICES Journal of Marine Science 61: 782-787

Saltveit, S.J. & Bremnes, T. 2004. Effekter på bunndyr og fisk av ulike vannføringsregimer i Suldalslågen. Sluttrapport. – Suldalslågen Miljørapport 42: 1-137.

Saltveit, S.J. 1998. Smoltutvandring hos laks i Suldalslågen. – Lakseforsterkningsprosjektet i Suldalslågen Fase II. Rapport nr. 44: 1-26.

Saltveit, S.J. 2000. Suldalslågen. Fiskeribiologiske undersøkelser i forbindelse med nytt prøvereglement. Årsrapport for 1999. Årsrapporter 1999 - Biologiske forhold. – Suldalslågen Miljørapport nr. 4.

Saltveit, S.J., Bremnes, T. & Lindaas, O.R. 1995. Effekt av økning i vannføring på fisk og bunndyr. – Rapport Lakseforsterkningsprosjektet i Suldalslågen , 17: 40 s.

Saltveit, S.J., Arnekleiv, J.V., Halleraker, J.H. & Harby, A. 1999. Experimental studies on the effect of rapid flow deacreases on juvenile Atlantic salmon (Salmo salar) and Brown trout (Salmo trutta). – Extended abstract, 3rd. Int. Ecohydraulic Symp. Salt Lake City, 12-16 July, 1999.

Saltveit, S.J., Halleraker, J.H., Arnekleiv, J.V. & Harby, A. 2001. Field experiments on stranding in juvenile Atlantic salmon (Salmo salar) and brown trout (Salmo trutta) during rapid flow decreases caused by hydropeaking. – Regulated Rivers: Research and Management 17: 609-622.

Ska, A., Cunjak, R.A. & Benefey, T.J. 2002. Effect of summer floods and spatial-temporal scale on growth and feeding of juvenile Atlantic salmon in two New Brunswick streams. – Transactions of the American Fisheries Society 131, 607-622.

Stefansson, S.O., Berge, Å.I. and Gunnarson, G.S. 1998. Changes in seawater tolerance and gill Na^+K^+-ATPase activity during desmoltification in Atlantic salmon kept in freshwater at different temperatures. – Aquaculture 168: 271-277.

Symons, P.E.K. 1979. Estimated escapement of Atlantic salmon (Salmo salar) for maximum smolt production in rivers of different productivity. – J. Fish. Res. Bd Can. 36: 132-140.

Thorpe, J.E., Miles, M.S. & Keay, D.S. 1984. Developmental rate, fecundity and egg size in Atlantic salmon, *Salmo salar* L. – Aquaculture 43: 289-305.

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.

Ugedal, O., Finstad, B., Damsgaard, B. & Mortensen, A. 1998. Sewater tolerance and downstream migration in hatchery-reared and wild brown trout. – Aquaculture 168: 395-405

Ugedal, O., Thorstad, E.B., Næsje, T.F., Reinertsen, H.R., Koksvik, J.I., Saksgård, L. Hvidsten, N.A., Blom, H.H., Fiske, P. & Jensen, A. 2005. Biologiske undersøkelser i Altaelva 2004. NINA Rapport 43. 1-98.

Ugedal, O., Thorstad, E.B., Næsje, T.F., Saksgård, L., Reinertsen, H.R., Fiske, P., Hvidsten, N.A. & Blom, H. H. 2006. Biologiske undersøkelser i Altaelva 2005. – NINA Rapport 177. 52 s.

Urke, H.A. 2001. Utvikling av sjøtoleranse og vandringsåtferd hos Atlantisk laks (*Salmo salar* L.) med og utan oppdrettsbakgrunn. Cand.scient.-oppgave i akvakultur. Zoologisk institutt, NTNU Trondheim. 79s.

Wannowski, J.W.J. 1979. Morphological limitations, prey size, selectivity and growth response of juvenile Atlantic salmon, *Salmo salar*. - J. Fish Biol. 14: 89-100.

Ward, J.V 1975. Downstream fate of zooplankton from a hypolimnial release reservoir. – Verh. Int. Ver. Limnol. 19: 1798-1804.

Ward, J.V. 1992. Aquatic insect ecology. 1. Biology and habitat. – John Wiley & Sons Inc., N.Y., 438 s.

Waters, T. F. 1972. The drift of stream insects. - Ann. Rev. Entomol. 17: 253-272.

Wedemeyer, G.A. 1996. Physiology of fish in intensive culture systems. – Chapman & Hall.

Wedemeyer, G.A., Saunders, R.L. & Clarke, W.C. 1980. Environmental factors affecting smoltification and early marine survival of anadromus salmonids. – Mar. Fish. Rev 42. (6): 1-14.

Zydlewski, G.B., Haro, A. & McCormick S.D. 2005. Evidence for cumulative temperature as an initiating and terminating factor in downstream migratory behaviour of Atlantic salmon (Salmo salar) smolts. – Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 62: 68-78.

Österdahl, L. 1964. Smolt investigations in the river Rickelån. – Swed. Salmon Res. Intitute. Report LFI Medd./1964.

VEDLEGG

Vedlegg 1. Gjennomsnittlig tetthet av ulike bunndyrtaxa (N/m²) på stasjon 6 og 8 i Stjørdalselva basert på vårprøver (Surber) 1991-2005.

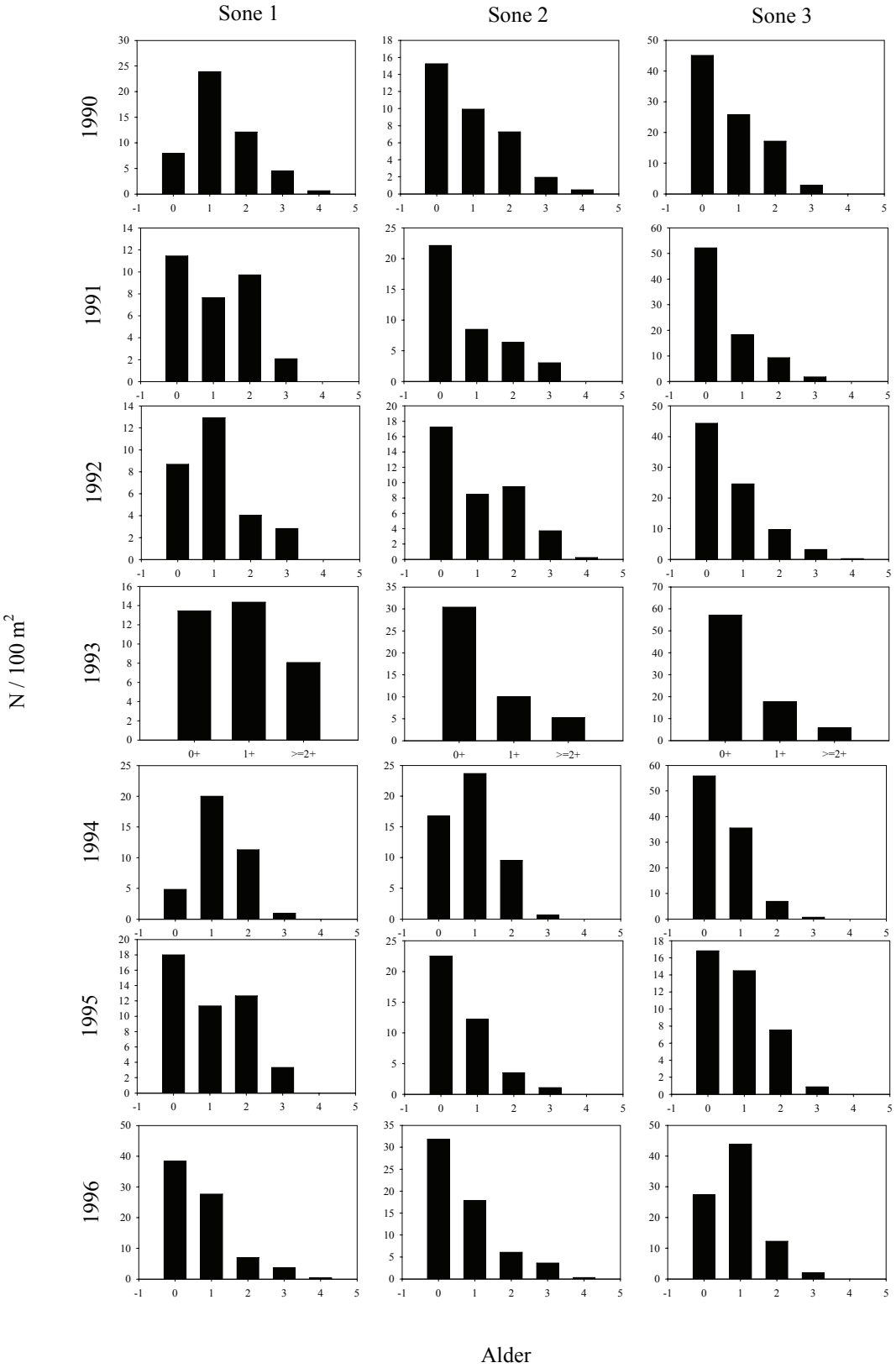
	Stasjon	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	2001	2002	2005
Nematoda (rundormer)	6				<1		3		1		3	
	8		<1	1			1		3	4	4	
Glossiphonia complanata (igle)	8											1
Oligochaeta (fåbørstemark)	6	94	172	24	117	209	162	262	114	126	144	160
	8	41	96	3	28	30	59	76	190	57	175	123
Hydracarina (vannmidd)	6		42		22	64	62	33	64	9	20	26
	8		67		10	18	35	87	38		14	23
Døgnfluer												
Siphlonurus sp.	8									1	4	
Ameletus inopinatus	6		1	<1	5	4	3	4	3		1	1
	8	8			4	80	2	11			31	4
Parameletus chelifer	8						<1					
Centroptilum luteolum	6								7		1	
Baetis muticus/niger	6					4	22	5	1		4	8
	8					3	3	7	5	3	5	9
Baetis rhodani	6	8	1005	12	295	793	1188	193	27	14	221	89
	8		676	232	229	1862	504	1736	586	81	712	319
Heptagenia sp.	6				1						72	
	8	1									22	
Heptagenia dalecarlica	6			<1	2	31	29	76	23	53	19	50
	8		3			3	4	60	24		28	14
Ephemerella aurivillii	6	3	97	16	113	137	181	306	77	119	61	170
	8		189		71	20	15	111	8	5	88	20
Ephemerella mucronata	6		176	9	71	62	363	199	24	5	33	56
	8		74		3	9	3	35	16		7	4
Steinfluer												
Diura nanseni	6	7	7	4	12	27	16	38	18	5	19	19
	8		12	1	7	1	1	8	3	1	14	5
Isoperla sp.	6				<1						1	4
	8		5		1	3	1	4	7	8	16	7
Isoperla grammatica	6			>1		8	3	7				
	8						2	3				
Isoperla obscura	6			1								
	8			4								
Chloroperlidae	6					4	2					
Siphonoperla burmeisteri	6		1	>1	1			3	3	3	3	
	8		1		>1	1	>1	14	1	5	1	
Taeniopteryx nebulosa	8						>1					
Brachyptera risi	6		17	<1	4	4	18	18			1	8
	8		8	3	2	42	5	125	27	3	14	
Amphinemura borealis/sp.	6	14	68	3	139	370	1217	179	324	43	403	236
	8		111	1	21	434	504	1565	544	226	939	139
Amphinemura standfussi	6									3		12
	8											4
Amphinemura standfussi/	6					71	67		16			
sulcicollis	8					8	8		26			
Amphinemura sulcicollis	6	5	9	3						1		1
	8		12									1
Nemoura sp.	6	1	3	<1		3	3		4			
	8					5			4			
Nemoura avicularis	6							1				
Nemoura cinerea	8				<1							

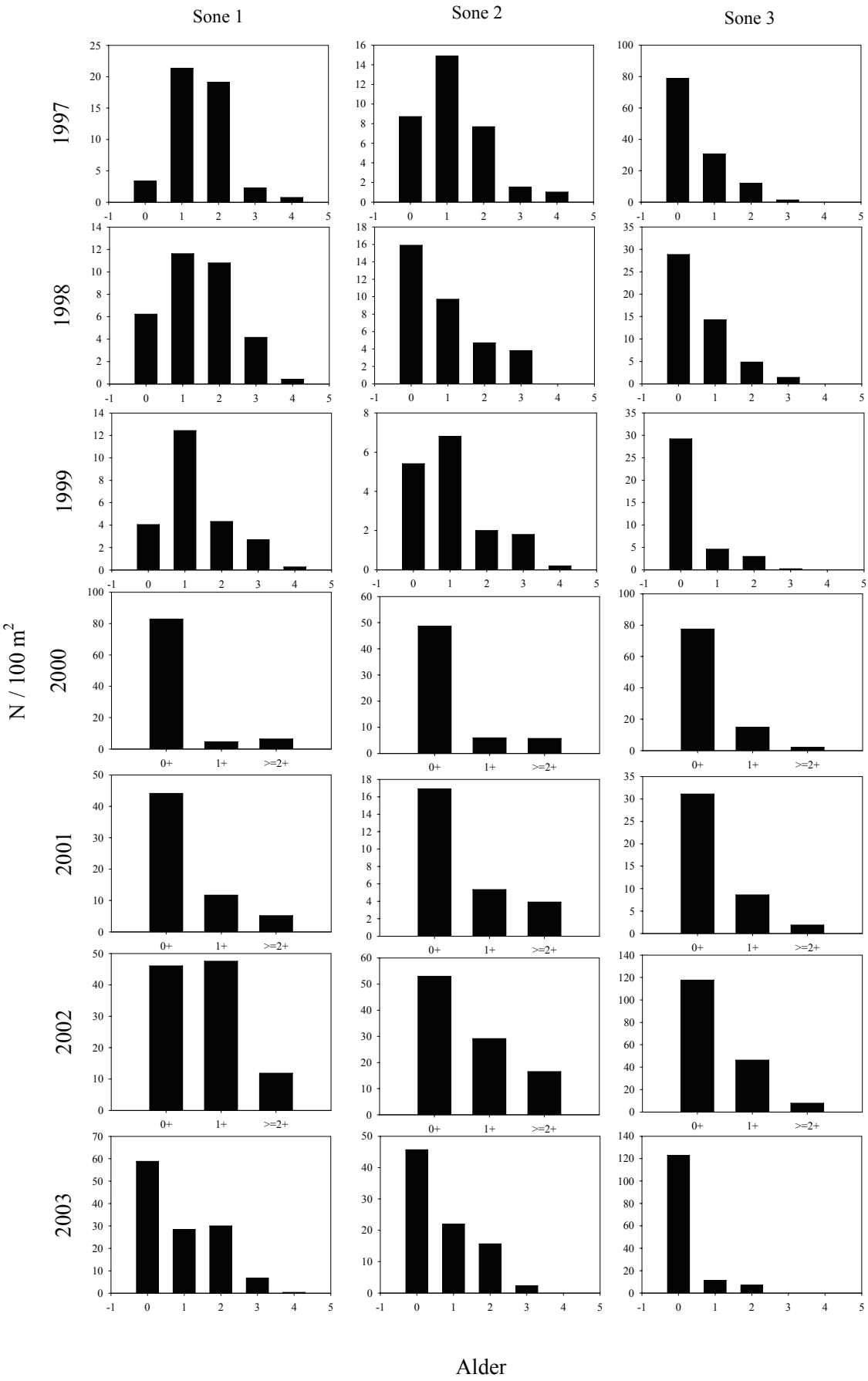
Protonemura meyeri	6						20	7				3
	8		2			1	<1	3				1
Capnia spp.	6			1							1	1
	8		2			15	4	45	5	3		1
Leuctra spp.	6				7	1	6	38	9	20	5	1
	8	1				1	2	45	12	15	11	5

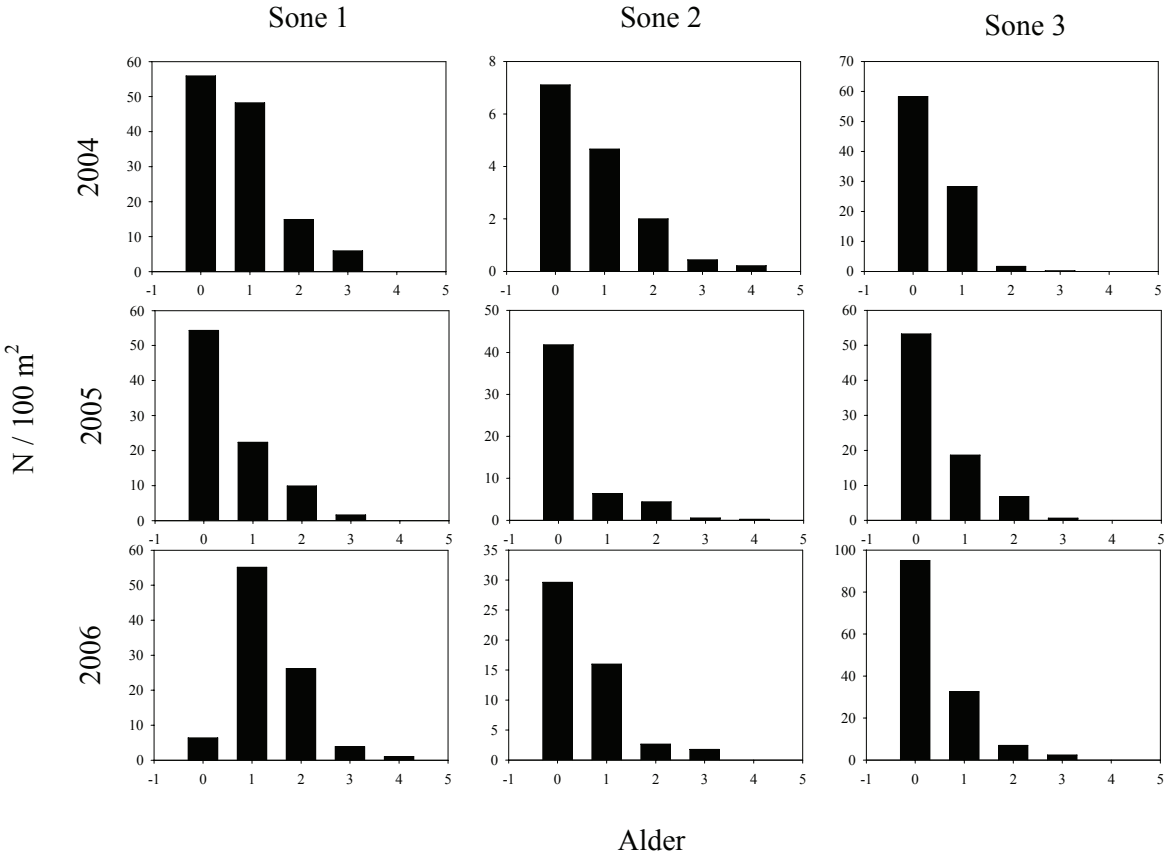
	Stasjon	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	2001	2002	2005
Biller												
Hydraena gracilis	6										1	
	8											1
Elmidae	6	1	13		<1	5	18	9	4	5	30	30
	8		28		<1	4	9	18	9		7	43
Trichoptera												
Rhyacophila nubila	6		28	<1	9		54	62	9	7	20	22
	8		35		2		17	18	18	3	16	14
Glossosomatidae	6		<1	9	6		3				11	80
	8		<1	1	1		1	1			3	7
Hydroptila spp.	6				2		<1		1		60	1
	8		24		<1		3		7		65	4
Oxyethira spp.	6				<1		4	4	5		1	9
	8		5		<1		<1	11	3		8	18
Philopotamus montanus	6						<1					
	8							3				
Polycentropodidae	6										4	1
	8		<1							1		
Plectrocnemia conspersa	6		<1	<1	<1		<1	1			1	
	8		1				<1	3				
Polycentropus flavomaculatus	6						2	11	8	1	20	
	8						5	11	1		1	9
Ceratopsyche nevae	6				<1							8
	8											8
Arctopsyche ladogensis	6						9		1	1		3
Micrasema setiferum/gelidum	6											1
Lepidostoma hirtum	6			<1							1	
Limnephilidae	6	4			<1		3		<1		4	
	8				<1		<1					
Apatania sp.	6				1		19	35	14	15	52	7
	8	<1			<1		2	1	3		7	1
Ecclisopteryx dalecarlica	6											1
	8											1
Halesus sp.	6									1		
Potamophylax sp.	8							1				
Potamophylax cingulatus	8							1				
Potamophylax latipennis	6								1	1	3	1
Sericostoma personatum	6									1	1	
	8		4									
Diptera (tovinger, ubestemte)	6		1	1	3	1		75	8	22	75	52
	8	1	2	3	<1		1	97	23	15	77	28
Tipulidae (stankelbein)	6	18	35	2	39	100	117	39	26		1	
	8	1	28		9	47	41	35	12		3	
Psychodidae(sommerfuglmygg)	6							9	4	1	1	1
	8							4				
Simuliidae (knott)	6		1		3	4	54	144	4	1	18	110
	8		<1		4	12	6	103	35		52	33
Chironomidae (fjærmygg)	6	94	1151	161	1800	5611	6840	5317	591	671	2086	1257
	8	14	1553	103	479	4271	1843	5264	595	1153	1950	751

Ceratopogonidae (sviknott)	6	9	14	1	32	26	68	52	19	3	23	22
	8	3	35	1	68	26	18	46	33	3	14	23
Sphaeriidae	6			<1				1	3		7	4
(erte- og kulemuslinger)	8									1		
Lymnaeidae (damsnegler)	6	3	6		3	4	1	28		3	22	26
	8		22		<1	3	8	9			4	39
Planorbidae (skivesnegler	6				<1							

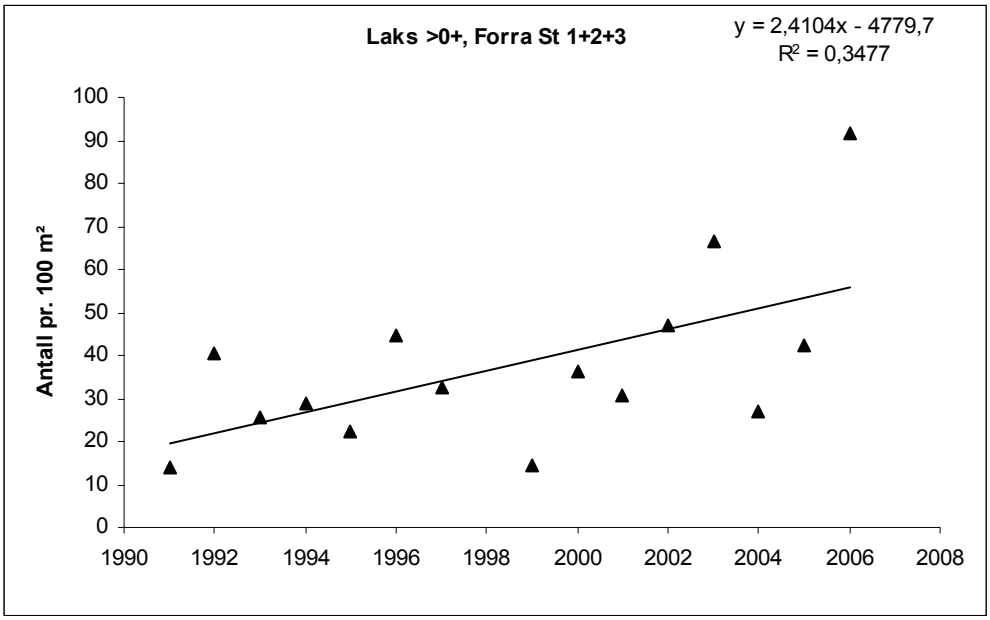
Vedlegg 3. Observerte tettheter av ulike aldersklasser laksunger i Stjørdalselva 1990-2006, basert på elfiske på 9 stasjoner (3 soner) med tre omgangers elfiske

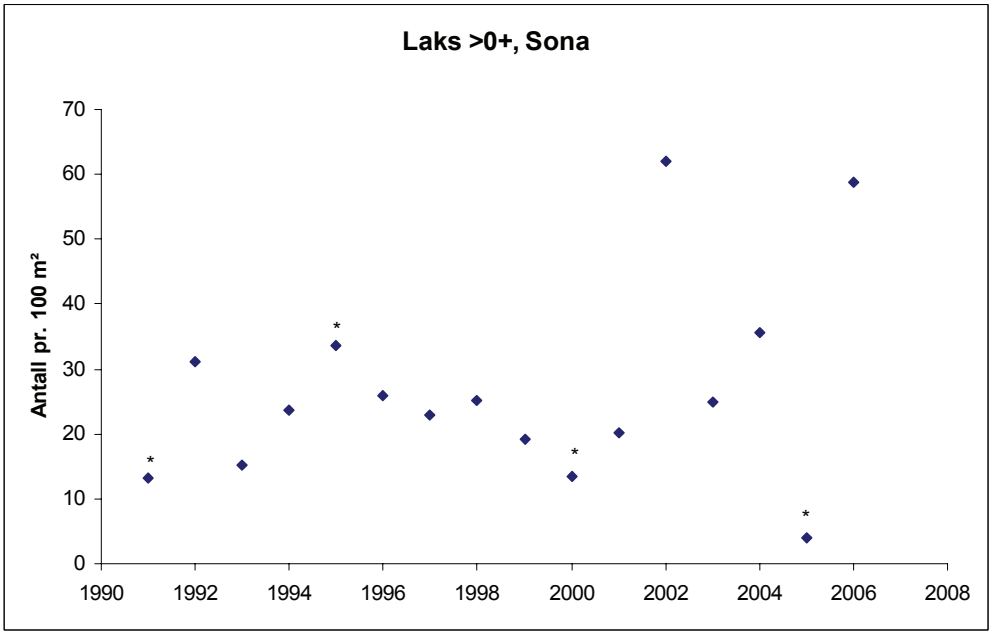



Sone 1
Sone 2
Sone 3
1997
1998
1999
2000
2001
2002
2003
N / 100 m2
0+
1+
>=2+
Alder


Sone 1
Sone 2
Sone 3
2004
2005
2006
N / 100 m2
Alder

Vedlegg 4

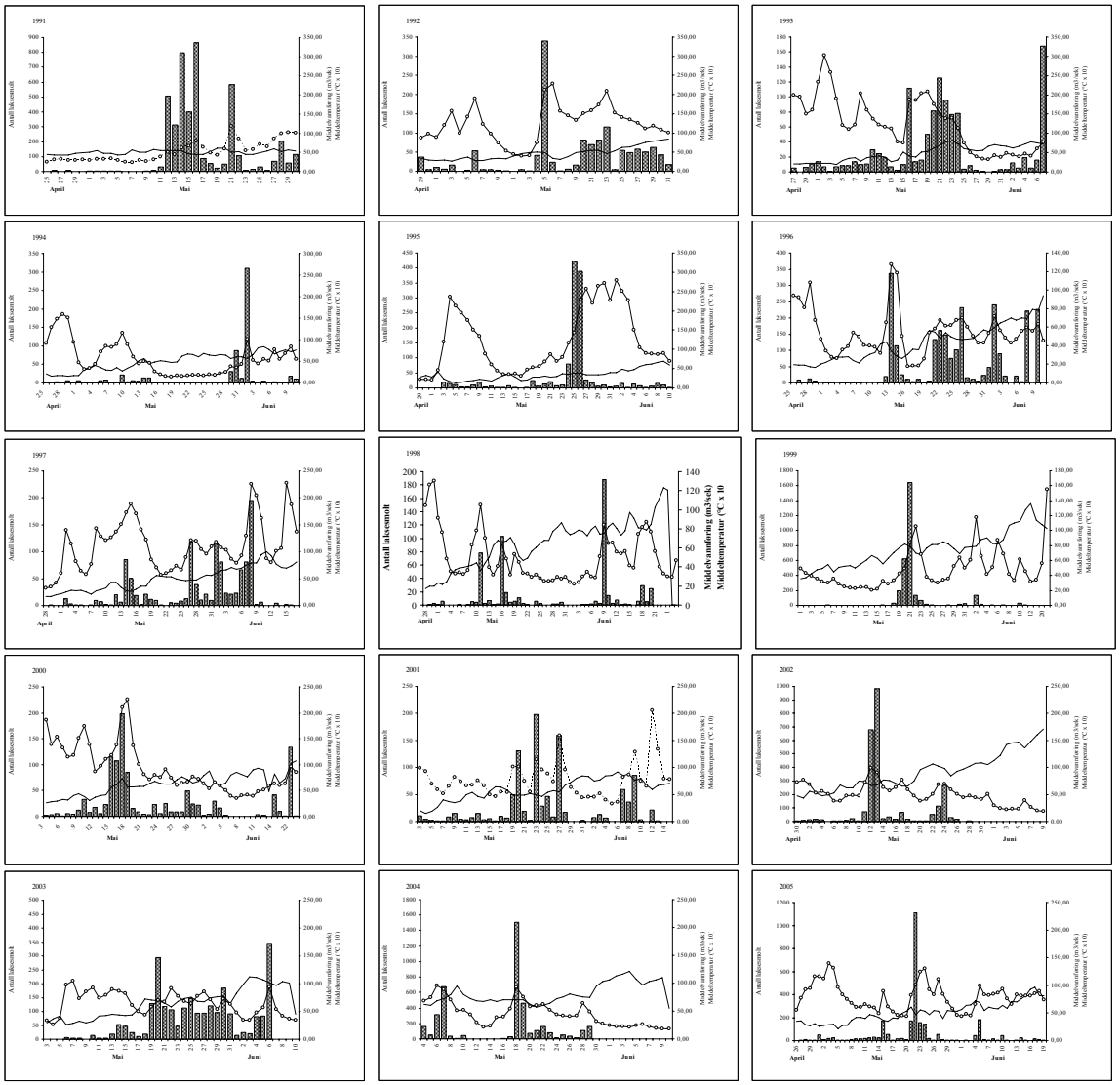




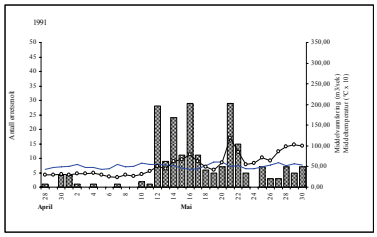
Vedleggsfigur. Tettheten (Zippinestimat) av laksunger >0+ i Forra (øverst) når en benytter tetthetsdata fra stasjon 1 i 1991-2000 og tettheten fra tre stasjoner i perioden 2001-2006. Nederst vises tettheten av laksunger >0+ i Sona. * angir observerte tettheter

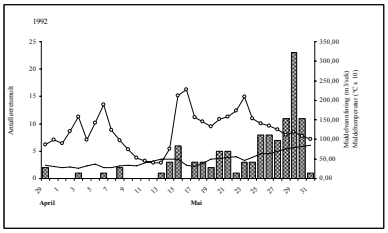
Vedlegg 5 Smoltutvandring (antall), vannføring og temperatur ved Sona bru, 1991-2005

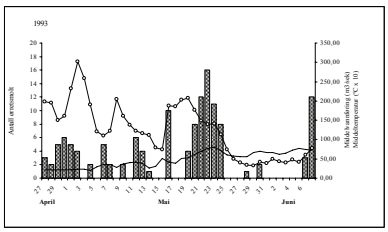
LAKS

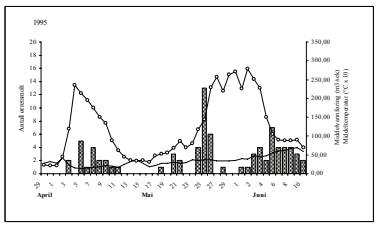


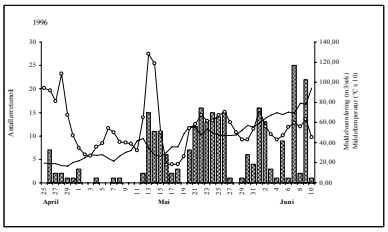
ØRRET

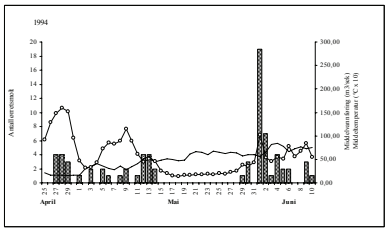

1991
Antall ørretsmolt
Middelvannføring (m3/sek)
Middeltemperatur (°C x 10)
April
Mai

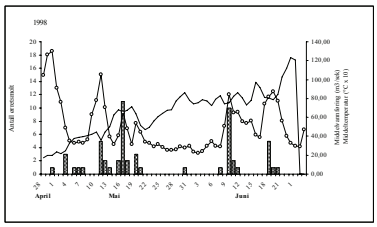

1992
Antall ørretsmolt
Middelvannføring (m3/sek)
Middeltemperatur (°C x 10)
April
Mai

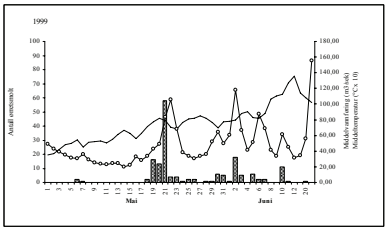

1993
Antall ørretsmolt
Middelvannføring (m3/sek)
Middeltemperatur (°C x 10)
April
Mai
Juni

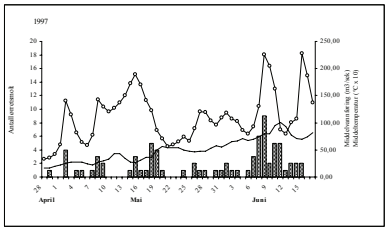

1995
Antall ørretsmolt
Middelvannføring (m3/sek)
Middeltemperatur (°C x 10)
April
Mai
Juni

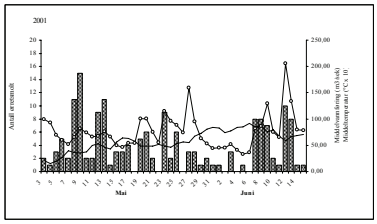

1996
Antall ørretsmolt
Middelvannføring (m3/sek)
Middeltemperatur (°C x 10)
April
Mai
Juni

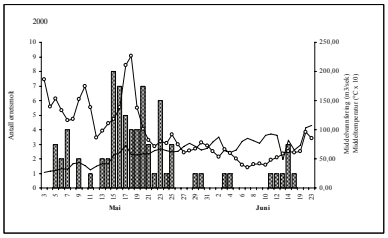

1994
Antall ørretsmolt
Middelvannføring (m3/sek)
Middeltemperatur (°C x 10)
April
Mai
Juni

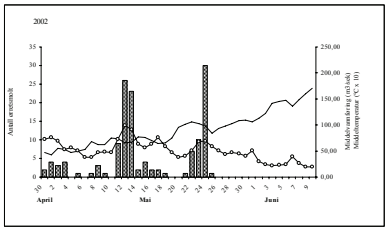

1998
Antall ørretsmolt
Middelvannføring (m3/sek)
Middeltemperatur (°C x 10)
April
Mai
Juni

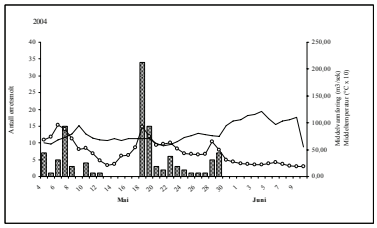

1999
Antall ørretsmolt
Middelvannføring (m3/sek)
Middeltemperatur (°C x 10)
Mai
Juni

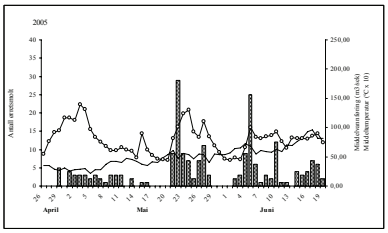

1997
Antall ørretsmolt
Middelvannføring (m3/sek)
Middeltemperatur (°C x 10)
April
Mai
Juni

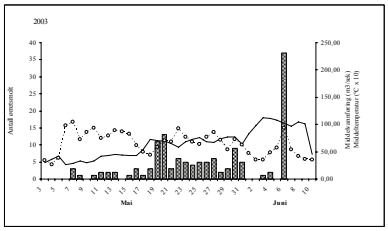

2001
Antall ørretsmolt
Middelvannføring (m3/sek)
Middeltemperatur (°C x 10)
Mai
Juni


2000
Antall ørretsmolt
Middelvannføring (m3/sek)
Middeltemperatur (°C x 10)
Mai
Juni

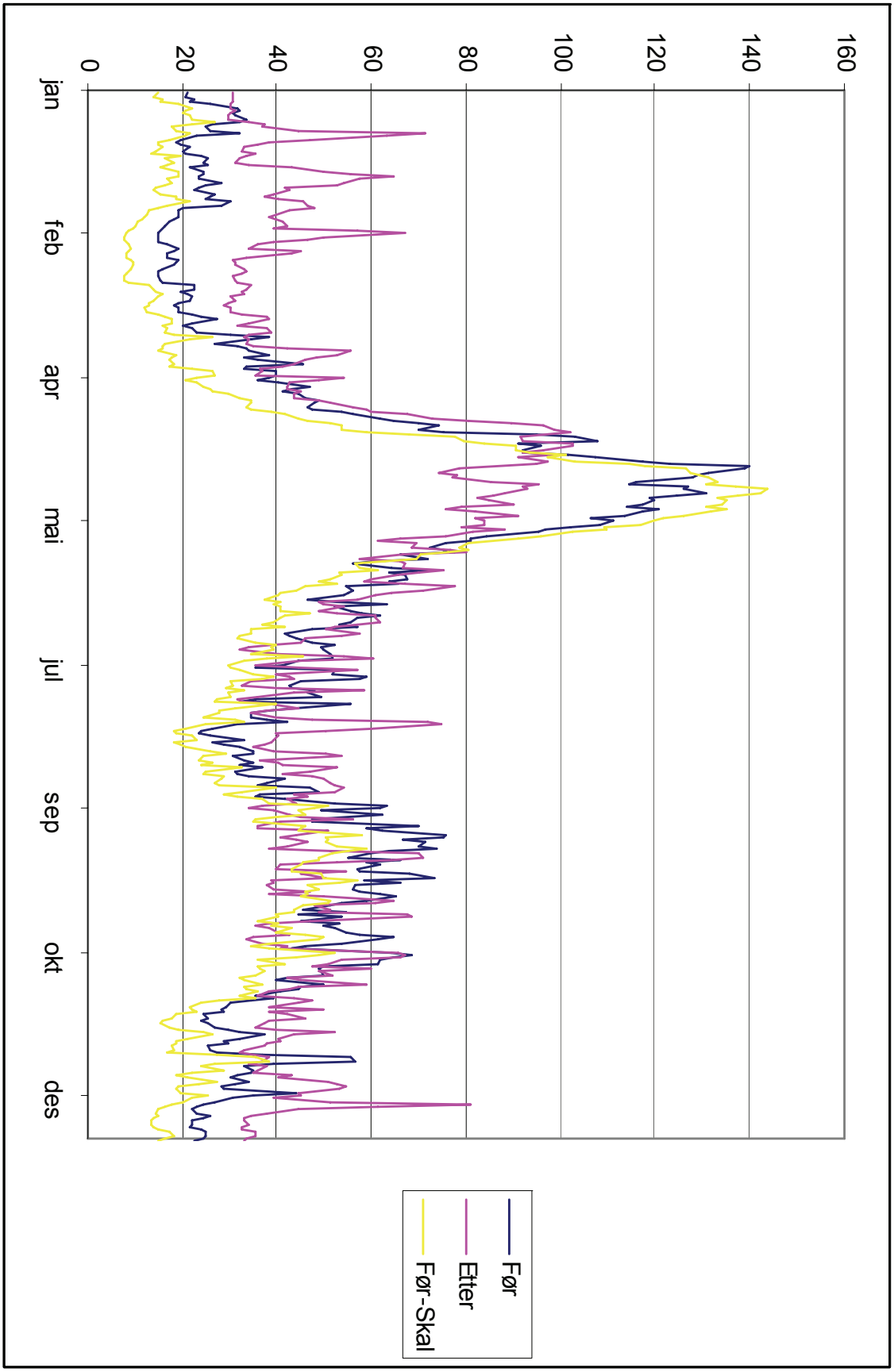

2002
Antall ørretsmolt
Middelvannføring (m3/sek)
Middeltemperatur (°C x 10)
April
Mai
Juni


2004
Antall ørretsmolt
Middelvannføring (m3/sek)
Middeltemperatur (°C x 10)
Mai
Juni


2005
Antall ørretsmolt
Middelvannføring (m3/sek)
Middeltemperatur (°C x 10)
April
Mai
Juni


2003
Antall ørretsmolt
Middelvannføring (m3/sek)
Middeltemperatur (°C x 10)
Mai
Juni

VEDLEGG 6


160
140
120
100
80
60
40
20
0
jan
feb
apr
mai
jul
sep
okt
des
Før
Etter
Før-Skal

VEDLEGG 7 - Vassføringsdata for uregulert tilstand ved vassmerke Sona ndf (m^3/s)

	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004
25.4.	7	34	61	20	49	20	55	35	18	22	63
26.4.	7	37	109	19	82	18	62	39	24	20	75
27.4.	7	32	129	17	133	16	79	39	23	21	76
28.4.	8	29	137	16	124	15	76	98	24	35	102
29.4.	8	27	131	15	117	14	82	137	21	48	103
30.4.	9	25	111	15	107	14	75	115	26	43	114
1.5.	24	22	90	14	133	13	72	105	60	36	107
2.5.	28	21	95	14	148	12	96	107	58	34	144
3.5.	29	24	90	15	131	12	105	118	50	47	203
4.5.	27	39	82	29	144	12	77	124	29	36	159
5.5.	26	48	83	40	103	12	66	170	23	28	259
6.5.	25	52	87	32	117	33	17	183	21	28	256
7.5.	24	102	90	30	96	72	61	155	18	34	227
8.5.	26	124	91	28	85	93	64	115	21	56	221
9.5.	30	157	88	28	75	122	65	122	33	69	224
10.5.	31	177	85	32	69	68	76	96	43	75	266
11.5.	33	190	82	31	62	133	64	82	60	114	197
12.5.	35	203	79	33	56	118	65	109	65	103	155
13.5.	37	181	82	34	55	148	68	137	53	105	134
14.5.	39	179	88	35	61	243	62	124	103	103	112
15.5.	42	177	93	39	55	113	53	118	125	86	99
16.5.	48	170	98	46	54	194	52	115	211	95	86
17.5.	59	162	105	54	52	137	54	102	236	107	70
18.5.	69	155	109	60	52	148	62	107	221	102	63
19.5.	77	146	111	69	53	120	35	141	203	130	58
20.5.	70	139	115	93	52	118	23	102	205	144	56
21.5.	55	135	107	113	49	126	12	100	224	123	54
22.5.	51	133	102	109	48	172	10	90	173	130	53
23.5.	64	131	95	90	51	170	10	82	134	119	52
24.5.	80	129	90	120	48	144	13	73	114	115	50
25.5.	192	124	88	133	46	172	59	69	112	117	43
26.5.	276	117	83	148	47	172	11	62	117	94	44
27.5.	254	107	82	155	98	141	10	57	119	99	47
28.5.	225	131	91	170	90	144	61	55	123	119	40
29.5.	194	146	98	181	79	133	146	53	130	58	38
30.5.	165	157	107	197	75	183	102	51	134	37	83
31.5.	146	135	113	211	72	122	72	49	130	36	155
1.6.	133	135	124	235	53	68	43	44	125	38	86
2.6.	122	124	126	251	53	68	42	90	117	103	78
3.6.	117	131	126	233	53	66	41	95	119	100	83
4.6.	105	118	131	243	53	59	38	91	95	99	76
5.6.	96	115	120	235	53	54	37	75	75	99	61
6.6.	79	115	120	225	53	107	36	75	76	100	55
7.6.	60	111	117	206	53	60	38	72	159	71	52
8.6.	64	105	131	201	53	59	37	57	99	81	47
9.6.	66	103	129	185	53	52	30	52	130	76	46
10.6.	68	96	126	177	53	49	33	46	103	72	38
11.6.	65	90	126	181	53	51	55	43	81	67	36
12.6.	64	79	113	165	53	49	44	47	83	60	32
13.6.	62	68	85	160	53	46	33	49	115	57	30
14.6.	60	60	75	155	53	54	28	75	88	67	26
15.6.	61	53	70	160	53	61	25	65	83	65	18
16.6.	64	64	62	187	53	57	23	49	78	50	19
17.6.	60	118	55	137	53	64	20	51	71	49	34
18.6.	57	155	49	133	53	105	19	51	72	49	88
19.6.	55	131	42	129	53	61	18	91	66	49	67
20.6.	55	117	38	118	47	60	18	70	71	48	65
21.6.	59	109	40	122	47	54	16	46	60	48	178
22.6.	60	80	39	117	43	49	16	45	57	36	83
23.6.	55	68	42	113	45	47	15	49	53	32	19
24.6.	53	56	57	109	75	43	14	160	54	30	20
25.6.	52	49	49	120	177	37	13	90	53	25	20

VEDLEGG 8 – Variabler i smoltmodellen

Correlations

			Tv	Q	Indeks	dQ	lnQ	lnTv	Tl	dTl	RR	P	dP	Akks	Smig	Dag
Spearman's rho	Tv	Correlation Coefficient	1.000	-.329**	.392**	.021	-.329**	1.000**	.384**	.061	-.100*	.011	.005	.723**	-.604**	-.773**
		Sig. (2-tailed)	.	.000	.000	.606	.000	.000	.000	.132	.014	.789	.896	.000	.000	.000
		N	606	606	606	606	606	606	606	604	602	606	606	606	606	606
	Q	Correlation Coefficient	-.329**	1.000	.694**	.096*	1.000**	-.329**	.307**	-.135**	.222**	-.009	.050	-.037	-.005	.092*
		Sig. (2-tailed)	.000	.	.000	.018	.000	.000	.000	.001	.000	.817	.223	.363	.901	.023
		N	606	606	606	606	606	606	606	604	602	606	606	606	606	606
	Indeks	Correlation Coefficient	.392**	.694**	1.000	.128**	.694**	.392**	.591**	-.069	.126**	.001	.059	.505**	-.391**	-.481**
		Sig. (2-tailed)	.000	.000	.	.002	.000	.000	.000	.089	.002	.977	.150	.000	.000	.000
		N	606	606	606	606	606	606	606	604	602	606	606	606	606	606
	dQ	Correlation Coefficient	.021	.096*	.128**	1.000	.096*	.021	.158**	.003	.087*	-.057	-.023	-.012	.028	-.002
		Sig. (2-tailed)	.606	.018	.002	.	.018	.605	.000	.950	.033	.159	.572	.769	.486	.967
		N	606	606	606	606	606	606	606	604	602	606	606	606	606	606
	lnQ	Correlation Coefficient	-.329**	1.000**	.694**	.096*	1.000	-.329**	.307**	-.135**	.222**	-.009	.050	-.037	-.005	.092*
		Sig. (2-tailed)	.000	.000	.000	.018	.	.000	.000	.001	.000	.819	.222	.364	.901	.023
		N	606	606	606	606	606	606	606	604	602	606	606	606	606	606
	lnTv	Correlation Coefficient	1.000**	-.329**	.392**	.021	-.329**	1.000	.384**	.061	-.100*	.011	.005	.723**	-.604**	-.773**
		Sig. (2-tailed)	.000	.000	.000	.605	.000	.	.000	.132	.014	.789	.899	.000	.000	.000
		N	606	606	606	606	606	606	606	604	602	606	606	606	606	606
	Tl	Correlation Coefficient	.384**	.307**	.591**	.158**	.307**	.384**	1.000	.310**	-.276**	.035	.024	.296**	-.342**	-.376**
		Sig. (2-tailed)	.000	.000	.000	.000	.000	.000	.	.000	.000	.389	.560	.000	.000	.000
		N	606	606	606	606	606	606	606	604	602	606	606	606	606	606
	dTl	Correlation Coefficient	.061	-.135**	-.069	.003	-.135**	.061	.310**	1.000	-.189**	-.014	.017	-.030	.015	-.015
		Sig. (2-tailed)	.132	.001	.089	.950	.001	.132	.000	.	.000	.733	.674	.455	.719	.721
		N	604	604	604	604	604	604	604	604	600	604	604	604	604	604
	RR	Correlation Coefficient	-.100*	.222**	.126**	.087*	.222**	-.100*	-.276**	-.189**	1.000	-.133**	-.081*	.104*	-.080*	-.095*
		Sig. (2-tailed)	.014	.000	.002	.033	.000	.014	.000	.000	.	.001	.048	.011	.049	.020
		N	602	602	602	602	602	602	602	600	602	602	602	602	602	602
	P	Correlation Coefficient	.011	-.009	.001	-.057	-.009	.011	.035	-.014	-.133**	1.000	.287**	.006	-.022	.030
		Sig. (2-tailed)	.789	.817	.977	.159	.819	.789	.389	.733	.001	.	.000	.891	.584	.461
		N	606	606	606	606	606	606	606	604	602	606	606	606	606	606
	dP	Correlation Coefficient	.005	.050	.059	-.023	.050	.005	.024	.017	-.081*	.287**	1.000	.010	-.007	-.007
		Sig. (2-tailed)	.896	.223	.150	.572	.222	.899	.560	.674	.048	.000	.	.809	.868	.860
		N	606	606	606	606	606	606	606	604	602	606	606	606	606	606
	Akks	Correlation Coefficient	.723**	-.037	.505**	-.012	-.037	.723**	.296**	-.030	.104*	.006	.010	1.000	-.514**	-.855**
		Sig. (2-tailed)	.000	.363	.000	.769	.364	.000	.000	.455	.011	.891	.809	.	.000	.000
		N	606	606	606	606	606	606	606	604	602	606	606	606	606	606
	Smig	Correlation Coefficient	-.604**	-.005	-.391**	.028	-.005	-.604**	-.342**	.015	-.080*	-.022	-.007	-.514**	1.000	.617**
		Sig. (2-tailed)	.000	.901	.000	.486	.901	.000	.000	.719	.049	.584	.868	.000	.	.000
		N	606	606	606	606	606	606	606	604	602	606	606	606	606	606
	Dag	Correlation Coefficient	-.773**	.092*	-.481**	-.002	.092*	-.773**	-.376**	-.015	-.095*	.030	-.007	-.855**	.617**	1.000
		Sig. (2-tailed)	.000	.023	.000	.967	.023	.000	.000	.721	.020	.461	.860	.000	.000	.
		N	606	606	606	606	606	606	606	604	602	606	606	606	606	606

**. Correlation is significant at the 0.01 level (2-tailed).

*. Correlation is significant at the 0.05 level (2-tailed).

Vedlegg 9.

Sammenheng mellom endringer i miljøvariabler og endringer i smoltutgang av laks og ørretsmolt 1991 - 2005 (Chi Square test).	Laks				Ørret			
	Continuity Correction		Pearson's R\Spearman Corr		Continuity Correction		Pearson's R\Spearman Corr	
	Chi Square	Sign p	Verdi	Sign p	Chi Square	Sign p	Verdi	Sign p
Totalmaterialet								
endring vannf	100,344	0,000	0,425	0,000	57,317	0,000	0,365	0,000
endring temp	9,572	0,002	-0,135	0,001	4,415	0,036	-0,105	0,028
1991								
endring vannf	3,229	0,072	0,396	0,030	2,495	0,114	0,381	0,050
endring temp	0,134	0,714	-0,134	0,481	0,000	1,000	-0,045	0,825
1992								
endring vannf	1,553	0,213	0,289	0,115	1,650	0,199	0,365	0,095
endring temp	0,000	1,000	-0,220	0,905	0,015	0,903	-0,121	0,592
1993								
endring vannf	2,203	0,138	0,293	0,071	0,066	0,798	0,111	0,544
endring temp	0,504	0,478	0,166	0,313	3,500	0,061	0,349	0,025
1994								
endring vannf	5,436	0,020	0,483	0,006	5,029	0,025	0,496	0,007
endring temp	7,427	0,006	-0,556	0,001	0,093	0,761	-0,131	0,507
1995								
endring vannf	1,013	0,314	0,224	0,190	0,000	1,000	-0,012	0,954
endring temp	2,813	0,094	0,335	0,046	0,001	0,976	0,083	0,686
1996								
endring vannf	12,890	0,000	0,610	0,000	5,172	0,023	0,422	0,008
endring temp	5,484	0,019	-0,145	0,007	5,074	0,024	-0,418	0,009
1997								
endring vannf	7,736	0,005	0,449	0,002	10,697	0,001	0,611	0,000
endring temp	0,027	0,870	-0,069	0,647	0,896	0,344	-0,220	0,204
1998								
endring vannf	7,249	0,007	0,441	0,002	1,950	0,163	0,338	0,079
endring temp	0,180	0,671	-0,109	0,471	0,000	1,000	-0,011	0,956
1999								
endring vannf	5,964	0,015	0,456	0,005	1,994	0,158	0,357	0,073
endring temp	0,104	0,748	-0,112	0,508	0,334	0,563	-0,195	0,340
2000								
endring vannf	5,243	0,022	0,413	0,008	2,516	0,113	0,372	0,051
endring temp	0,000	1,000	0,011	0,947	0,019	0,892	-0,105	0,603
2001								
endring vannf	18,354	0,000	0,739	0,000	7,927	0,005	0,518	0,001
endring temp	5,602	0,018	-0,431	0,006	0,659	0,417	-0,188	0,266
2002								
endring vannf	6,079	0,014	0,508	0,003	2,685	0,101	0,418	0,042
endring temp	2,072	0,150	-0,325	0,075	2,685	0,101	-0,418	0,042
2003								
endring vannf	2,427	0,119	0,332	0,059	4,159	0,041	0,458	0,014
endring temp	0,025	0,874	-0,089	0,624	0,000	1,000	0,062	0,754
2004								
endring vannf	7,146	0,008	0,577	0,001	3,587	0,058	0,548	0,015
endring temp	0,343	0,558	-0,187	0,351	0,000	1,000	-0,114	0,653
2005								
endring vannf	4,858	0,028	0,345	0,012	1,540	0,215	0,247	0,125
endring temp	0,000	1,000	0,003	0,982	0,106	0,745	0,105	0,529

Rapportserien

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

Til forfatterne

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

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

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

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

Eksempler:

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

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

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

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

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

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

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

ISBN 978-82-7126-764-3
ISSN 0802-0833

NTNU
Det skapende universitet