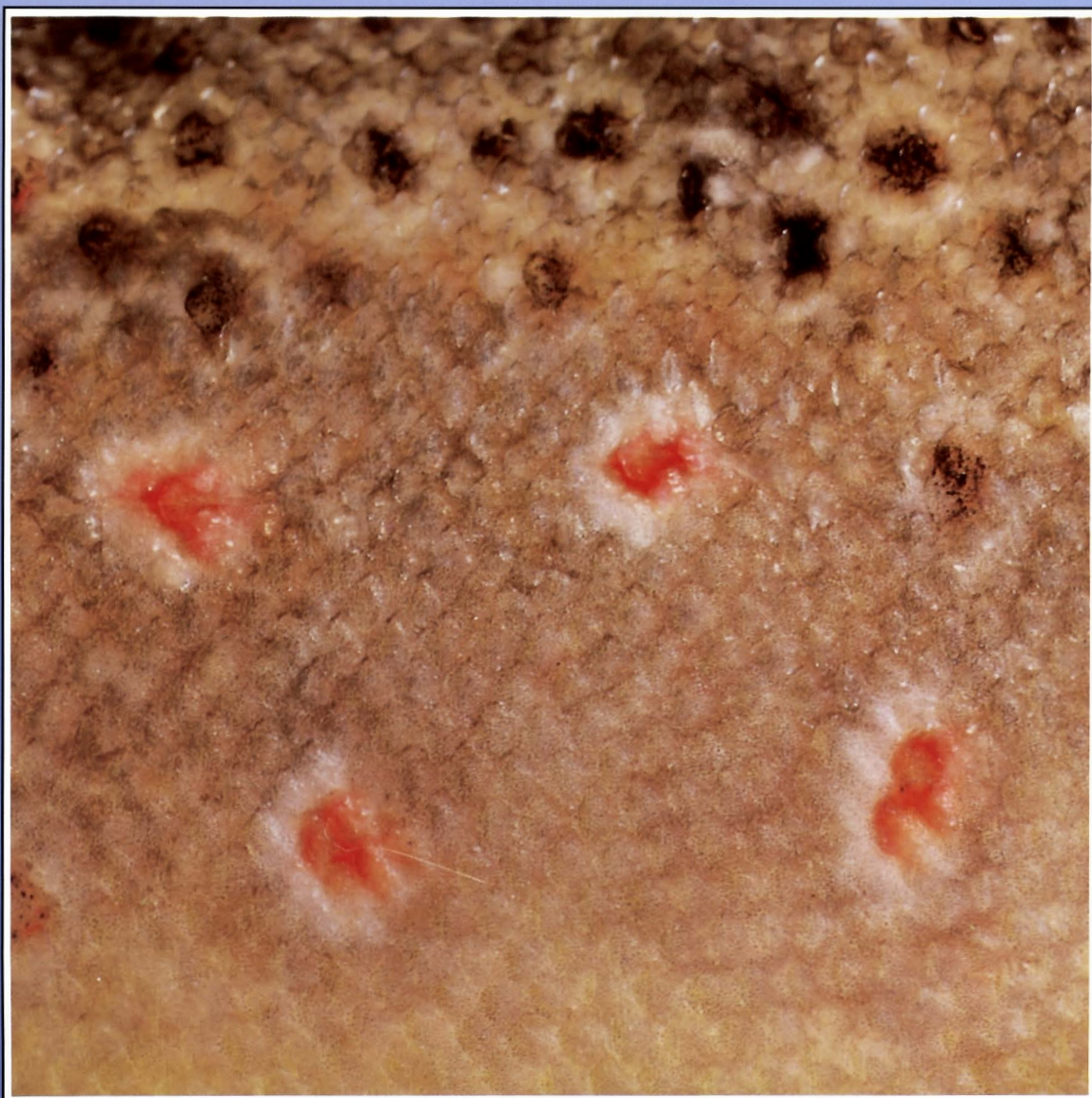


VIRKNINGER AV BRATSBERGREGULERINGEN (BRATSBERG KRAFTVERK) PÅ BUNNDYR OG FISK I NIDELVA, TRONDHEIM (1982-1986)

Jo Vegar Arnekleiv, Jan Ivar Koksvik
Nils Arne Hvidsten, Arne J. Jensen



VITENSKAPSMUSEET

ZOOLOGISK AVDELINGS OPPDRAGSTJENESTE

Utredning og forskning innen anvendt zoologisk miljøproblematikk

Helt siden 1969 har Zoologisk avdeling ved Vitenskapsmuseet, UNIT, påtatt seg oppdrag innen anvendt zoologisk miljøproblematikk. Et laboratorium for ferskvannsekologi og innlandsfiske (LFI) ble da tilknyttet avdelingen. Siden har en også fått en terrestrisk oppdragsenhet.

Zoologisk avdeling har derfor i dag et utrednings- og forskningsmiljø som blant annet tar sikte på å bistå ulike offentlige myndigheter innen stat, fylker, fylkeskommuner og kommuner med miljøkonsekvensanalyser. Vi påtar oss også forsknings- og utredningsoppgaver (FoU) i forbindelse med planlagte naturinngrep fra interesserte private bedrifter m.m.

Oppdragsvirksomheten har i dag faglig kapasitet innenfor fagfeltene

- | | |
|----------------------------------|---------------------|
| - ferskvannsbiologi | - ornitologi |
| - fiskeribiologi | - småvilt |
| - herpetologi (amfibier/krypdyr) | - fotodokumentasjon |

Oppdragsvirksomheten påtar seg

- faunakartlegging og overvåking
- for- og etterundersøkelser ved naturinngrep
- konsekvensanalyser av planlagte naturinngrep
- biologisk verdievaluering/biodiversitetsanalyse
- forskningsoppgaver

Zoologisk avdelings geografiske arbeidsfelt vil normalt være innenfor Vitenskapsmuseets ansvarsområde; det vil grovt sett si fylkene Møre og Romsdal, Sør-Trøndelag, Nord-Trøndelag og Nordland. Så fremt vi har kapasitet bistår vi imidlertid også innen andre landsdeler.

Vi har lang erfaring i FoU innen våre fagfelt og bred erfaring fra samarbeid med forvaltningsmyndighetene på ulike plan. Dette medfører at vi kan tilby alle våre kunder et ferdig produkt:

- av faglig god standard
- til avtalt tid
- til konkurransedyktige priser

For å sikre dette, er det ønskelig at oppdrag blir bestilt i så god tid som mulig på forhånd. Spesielt er dette viktig ved arbeidsoppgaver som krever større feltinnsats.

Adresse: Universitetet i Trondheim
Vitenskapsmuseet
Zoologisk avdeling
7004 Trondheim

Tlf.nr.:
73 59 22 80 (avdelingen)
73 59 22 89 (LFI - ferskvannsekologi)
73 59 22 74 (ornitologi/småvilt)

VIRKNINGER AV BRATSBERGREGULERINGEN (BRATSBERG KRAFTVERK)
PÅ BUNNDYR OG FISK I NIDELVA, TRONDHEIM (1982-1986)

av

Jo Vegar Arnekleiv
Jan Ivar Koksvik
Nils Arne Hvidsten
Arne J. Jensen

Universitetet i Trondheim
Vitenskapsmuseet
Laboratoriet for ferskvannsøkologi og innlandsfiske, rapport nr. 89)
Trondheim, desember 1994

ISBN 82-7126-867-8
ISSN 0802-0833

REFERAT

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, Rapport Zoologisk Serie 1994-7: 1-56.*

Rapporten presenterer resultater av undersøkelser på bunndyr og fisk i lakseførende del av Nidelva, Trondheim, i perioden 1982-1986.

Nidelva er regulert for kraftproduksjon med 6 kraftstasjoner hvorav to har utløp i lakseførende del. Manøvreringen av Bratsberg kraftverk medfører raske vannstandsvekslinger med periodevis tørrlegging av deler av elvebunnen. Elva har konsesjonspålagt minstevannføring lik 30 m³/s, mens manøvrering av Bratsberg kraftverk medfører vannføringssendringer mellom 30 m³/s og 150 m³/s utenom spesielt vannrike perioder hvor vannføringen kan bli større. Reguleringen har ført til større vanndekte arealer i forhold til under naturlig vannføringsregime.

Nidelva har en variert bunnfauna hvor de nederste tre km er dominert av brakkvannsformer av marflo, mysider, fåbørstemark og fjærmygg. Ovenfor flopåvirkning var det større innslag av døgnfluer, steinfluer, vårfluer, snegler og fjærmygg. Totalt ble det påvist 16 arter døgnfluer, 19 arter steinfluer, 11 arter vårfluer og 3 arter snegler. Innen disse gruppene var de dominerende artene henholdsvis *Baetis rhodani*, *Leuctra fusca*, *Rhyacophila nubila* og *Lymnaea peregra*.

Bunnfaunaen viste til alle tre årstider (vår, sommer, høst) en utpreget sonering som fulgte vannstands nivåene til de forskjellige manøvreringsalternativer for kraftverket. I bunnområder som ble utsatt for vannstandsvekslinger (reguleringssonen) var individtetthetene og artsutvalget for de fleste dyregrupper signifikant lavere enn i områder som var permanent vanndekket (minstevannføring). Faunaen i reguleringssonen var svært sparsom og dominert av sedimenttilknyttede dyregrupper som fåbørstemark, stankelbeinlarver og fjærmygg, mens bunnfaunaen på permanent vanndekte arealer hadde stor diversitet med høye tettheter av døgnfluer, steinfluer, vårfluer, snegler og fjærmygg. Det konkluderes med at de hyppige vannstandsvekslingene har forårsaket redusert diversitet av faunaen i reguleringssonen. Som følge av faunasoneringen er tilbudet av næringsdyr for ungfisk dårlig i reguleringssonen, men meget god på permanent vanndekte arealer. Det ble funnet relativt små mengder bunndyr som strandet.

Tetthetsanalyse av laks- og ørretunger viste varierende verdier fra område til område og fra år til år. Tettheten av laksunger >0+ var med unntak av 1985, >30 fisk pr. 100 m². Tettheten av ørret >0+ varierte mellom 4 og 20 ungfisk pr. 100 m².

Vannstandsfluktuasjonene medførte store tap av 0+ laks og ørret. Til tross for dette tyder undersøkelsene på at rekrutteringen av laksunger ikke blir vesentlig skadet som følge av stranding. Ørretungene er mer utsatt på grunn av stranding og rekrutteringen av ørret blir sannsynligvis begrenset gjennom stranding første leveåret.

Laksesmoltproduksjonen ble estimert til ca. 25000 smolt (4,2 smolt pr. 100 m²), og gjennomsnittlig smoltalder var 3,1 år.

Undersøkelser av innvandring av røye fra Selbusjøen gjennom Bratsberg kraftverk, viste at et betydelig antall røye kom ned i Nidelva om høsten. Det ble ikke påvist rekruttering av røye i elva.

Laksen i Nidelva er storvokst og gjennomsnittsvekt på laks over 3 kg var for perioden 1983-93, 9 kg, mens smålaksen var 2,1 kg. Også sjørreten hadde høy gjennomsnittsvekt; 2,1 kg.

Rapporten gir anbefalinger om tiltak for å minske skadevirkningene av kraftverksmanøvreringen.

Emneord: Vassdragsregulering, bunndyr, laks, ørret.

Jo Vegar Arnekleiv, Jan Ivar Koksvik, Universitetet i Trondheim, Vitenskapsmuseet, Zoologisk avdeling, N-7004 Trondheim.

Nils Arne Hvidsten, Arne J. Jensen, Norsk Institutt for Naturforskning, Tungasletta 2, N-7005 Trondheim.

ABSTRACT

Effects of the Bratsberg hydro-regulation (Bratsberg power station) on macroinvertebrates and fish in the river Nidelva, Trondheim (1982-1986). *Vitenskapsmuseet, Rapport Zoologisk Serie 1994-7: 1-56.*

This report gives results of investigations of macroinvertebrates and fish in the lowermost five km of the river Nidelva, Trondheim, in the period 1982-1986.

Nidelva is regulated for hydro-electric power production through six power stations of which two have their outlets in the anadromous fish stretch. Manoeuvring of the Bratsberg power station causes frequent changes in water flow, resulting in alternate flooding and draining of areas of the river bottom. The minimum water discharge is 30 m³/s, and the manoeuvring of the Bratsberg power station results in water fluctuations between 30 m³/s and 150 m³/s. In periods with high runoff, the water discharge may be larger. The permanently wetted areas were increased as a result of a relatively high minimum discharge compared to natural flow.

The river Nidelva has a rich bottom fauna, and on the lowermost three km the fauna is dominated by brackish water forms of Gammaridae, mysids, oligochaets and chironomids. In the river above the tidal influenced zone, there was a greater share of mayflies, stoneflies, caddisflies, freshwater snails and chironomids. A total of 16 species of mayflies, 19 species of stoneflies, 11 species of caddisflies and 3 species of freshwater snails were found. Within these groups, the dominating species were *Baëtis rhodani*, *Leuctra fusca*, *Rhyacophila nubila* and *Lymnaea peregra*, respectively.

The macroinvertebrates showed a pronounced zonation which followed the water levels of the different manoeuvring alternatives in the power station. The pattern was prominent in spring, summer and autumn samples. In the bottom areas that were influenced by the water fluctuations (the regulation zone), the density and the number of species of most taxa were significantly lower than in areas permanently covered by water (covered areas at minimum water discharge). The macroinvertebrate fauna in the regulation zone was very sparse and was dominated by sediment dwelling animals such as oligochaets, tipulids and chironomids, whereas in permanently covered areas the bottom fauna had a great diversity with high densities of mayflies, stoneflies, caddisflies, freshwater snails and chironomids. We conclude that the frequent water fluctuations resulted in a reduced diversity of macroinvertebrates in the regulated zone.

As a consequence of the fauna zonation, the supply of food organisms for young fish in the regulated zone is poor, whereas it is good in areas permanently covered by water. A relatively small amount of macroinvertebrates were found stranded.

An analysis of the density of salmon and trout parr showed variable values from area to area and from year to year. With the exception of 1985, the density of salmon parr was ≥ 30 fish per 100 m². The density of trout varied between 4 and 20 parr per 100 m².

Water fluctuations were found responsible for a large loss of 0+ salmon and trout. However, the recruitment of salmon does not seem to be essentially reduced as a result of stranding. The young trout are more vulnerable and the recruitment of trout is probably reduced as a result of stranding of yearlings.

The production of salmon smolt was estimated to about 25000 (4.2 smolts per 100 m²), and the average age of smolt was 3.1 years.

Investigations of Arctic Charr coming from Lake Selbusjøen through the Bratsberg power station, showed that a considerable number of charr were entering the river Nidelva in the autumn. No recruitment of charr in the river was demonstrated.

The average weight of salmon > 3 kg caught by sport fishing in the period 1983-93, was 9 kg, and grilse (<3kg) had an average weight of 2.1 kg. Also the sea trout had a high average weight: 2.1 kg.

The report gives recommendations for initiatives to reduce the negative effects of the manoeuvring of the power station.

Keywords: River regulation, macroinvertebrates, Atlantic salmon, trout

Jo Vegar Arnekleiv, Jan Ivar Koksvik, University of Trondheim, Museum of Natural History and Archaeology, N-7004 Trondheim.

Nils Arne Hvidsten, Arne J. Jensen, Norwegian Institute for Nature Research, Tungasletta 2, N-7005 Trondheim.

INNHold

REFERAT

ABSTRACT

FORORD 7

1. INNLEDNING 8

2. OMRÅDEBESKRIVELSE 8

3. METODER OG MATERIALE 10

3.1 Bunndyr og planktondriv 10

3.2 Fisk 11

4. RESULTATER OG DISKUSJON 13

4.1 Bunndyr 13

4.1.1 Bunnfaunaen i Nidelva 13

4.1.2 Bunnfaunaens sonering i elvas lengde 14

4.1.3 Bunnfaunaens sonering i forhold til vannstandsvariasjoner 18

4.1.4 Stranding av bunndyr 25

4.1.5 Planktondriv 30

4.2 Ungfisk 31

4.2.1 Tetthet av ungfisk 31

4.2.2 Smoltproduksjon 33

4.2.3 Laksens alder og størrelse ved smoltutvandring 34

4.2.4 Stranding av fisk 36

4.2.5 Vekst 38

4.2.6 Næringsvalg til ungfisk 42

4.3 Voksen fisk 44

4.3.1 Gytegrupundersøkelser 44

4.3.2 Registrering av fisk i driftsvannet fra Bratsberg kraftverk 47

4.3.3 Vekst hos laks under sjøoppholdet 48

4.3.4 Fangststatistikk 49

5. OPPSUMMERING OG VURDERINGER 51

5.1 Bunndyr 51

5.2 Fisk 52

5.3 Aktuelle tiltak 53

6. LITTERATUR 54

VEDLEGG

FORORD

I 1977 ble Bratsberg kraftverk satt i drift. For å finne virkningen på næringsfauna, fiskeproduksjon og fiske ble det i 1982 igangsatt en undersøkelse hvor Direktoratet for naturforvaltning (DN), Universitetet i Trondheim, Vitenskapsmuseet og Fiskerikonsulenten i Sør-Trøndelag har deltatt.

DN v/Reguleringsundersøkelsene har undersøkt forholdene omkring virkninger på ungfiskproduksjonen, mens Vitenskapsmuseet v/Laboratoriet for ferskvannsekologi og innlandsfiske (LFI) har undersøkt næringsfaunaen og fiskens ernæring, og sammenstilt data på fangststatistikk og skjellprøver.

Undersøkelsene pågikk i perioden 1982 til og med 1986, og ble betalt av Trondheim Energiverk.

1. INNLEDNING

Nidelva er regulert til produksjon av elektrisk kraft. Kraftproduksjonen er varierende og gir store og hyppige endringer i vannstanden. Endringene i vannstanden gir tørrlagte områder i elveleiet.

Det er vist av flere forfattere at de grunne områdene ved elvebreddene er viktige habitater for ungfisk av laks og ørret (Lindroth 1955, Keenleyside & Yamamoto 1962, Karlstrøm 1976). Ungfisken danner territorier. Ved normale vannstandsendringer blir territoriene endret, og fisken forflytter seg med vannstandsendingene (Lindroth 1955). Naturlige svingninger i vannstanden synes derfor ikke å forårsake vesentlig dødelighet hos laksefisk. I likhet med fisk er det kjent at mange bunndyr også foretar forflytninger over elvebredden ved naturlige vannstandsvariasjoner (Olsson 1982, Olsson & Søderstrøm 1978), og i ei elv er det bestandig et stort driv av organismer som kan etablere seg på nylig oversvømte arealer (jfr. Brittain & Eikeland 1988).

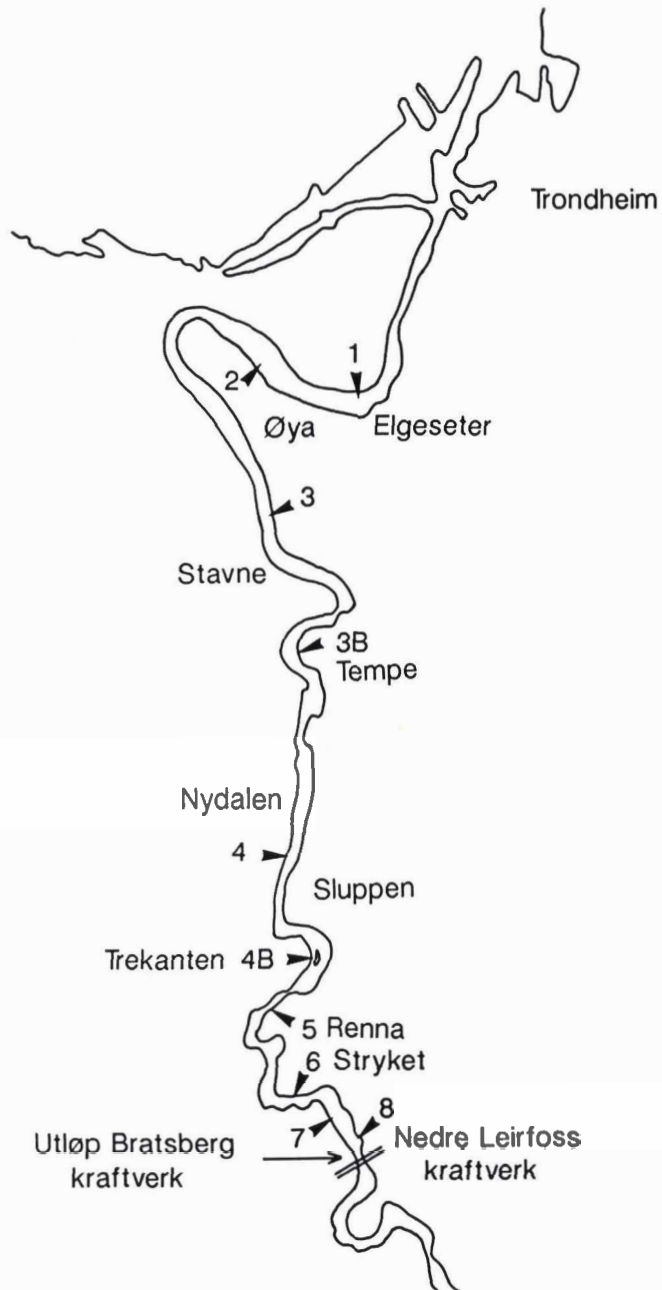
Inn- og utkopling av Bratsberg kraftverk gir plutselige og store vannstandsendringer i Nidelva. Det fins lite beskrevet i litteraturen om hva som skjer med bunnfauna og fisk ved hurtige vannstandsendringer. Undersøkelsen tar sikte på å kartlegge virkningene av Bratsberg kraftverk på forekomst og mengde av næringsdyr og ungfiskproduksjon.

2. OMRÅDEBESKRIVELSE

Nidelva er en gjennomregulert elv som i alt har 6 kraftstasjoner. Utløpet til Trondheimsfjorden er i Trondheim by. Nedenfor Nedre Leirfoss har Nidelva en laks- og sjøørretproduserende strekning på ca. 5 km (figur 1).

To kraftverk har utløp i den lakseførende del av Nidelva. I Nedre Leirfoss kraftverk kan vannføringen variere mellom 30 m³/s og 60 m³/s, men vanligvis kjører stasjonen konstant på konsesjonspålagt minstevannføring lik 30 m³/s.

Bratsberg kraftverk har sitt utløp på motsatt side av Nedre Leirfoss kraftverk. Bratsberg kraftverk kjøres etter tilsig og kraftbehov og har en driftsvannføring på mellom 60 m³/s og 120 m³/s. Vannføringen i Nidelva er således gjennomregulert og varierer mellom 30 m³/s og 150 m³/s, med unntak av spesielle vannrike perioder hvor vannføringen kan bli større. Den høye minstevannføringen (30 m³/s) gir større permanent vanddekt areal etter regulering enn ved naturlig vannføringsregime. Det drives sportsfiske i lakseførende del av elva, og i gode år fanges 4000-5000 kg laks og 800-1000 kg sjøørret.



Figur 1. Kart over Nidelva med stasjonsplasseringer for bunndyrprøver.

3. METODER OG MATERIALE

Undersøkelsen tar sikte på å kartlegge virkningene av Bratsberg kraftverk på bunndyr- og ungfiskproduksjonen. Det foreligger ikke fiskeribiologiske undersøkelser fra før reguleringen. Denne undersøkelsen er derfor i hovedsak knyttet til kjente målbare endringer i miljøet. Det er vesentlig to faktorer som kan kvantifiseres og benyttes til å vurdere effekter på bunndyr- og ungfiskproduksjonen. Disse faktorene er:

1. de store, raske og hyppige vannstandsendringene i elva, og
2. endringene i vanntemperaturen som oppsto som følge av reguleringen.

Vannstandsendringen ved stans i kraftverket var rapportert å medføre stor dødelighet hos ungfisk av laks og ørret. I et normalår har Bratsberg kraftverk omkring 210 stans fordelt på tre ulike stoppsituasjoner. Den minst hyppige, men samtidig den største vannstandsendringen finner sted når begge maskiner i Bratsberg kraftverk blir stanset. Dette skjer omkring 10 ganger i et normalår. Turbinene blir da stanset over en 10 minutters periode, og vannstanden vil da i løpet av ca. 80 minutter synke 80-90 cm ved Nydalen.

Vanntemperaturmålingene er gjennomført ved OCEANOR etter oppdrag fra regulanten (Berge 1987). Temperaturen ble målt tre steder i elva; ved utløpet av Bratsberg kraftverk, ved Nedre Leirfoss før vannet blandet seg med vannet fra Bratsberg kraftverk, og ved Kroppan bru. OCEANOR har vurdert at vanntemperaturen ved Nedre Leirfoss er nærmest uendret etter Bratsbergreguleringen. Endringene i vanntemperatur kan derfor leses direkte av forskjellen mellom vanntemperaturen i blandingsmassen (målt ved Kroppan bru) og vanntemperaturen ved Nedre Leirfoss.

3.1 Bunndyr og planktondriv

I 1982 og 1983 ble det utført bunndyrundersøkelser på stasjoner fordelt på hele den lakseførende strekning for å framskaffe en oversikt over bunnfaunaen (figur 1). Prøvene er tatt med standard håv med maskevidde 0,5 mm (Frost et al. 1971, Brittain 1978) i perioden mai-september.

På grunnlag av de innledende undersøkelsene ble det i 1983 valgt ut to prøveområder for videre studier; stasjon 4B (Trekanten) og stasjon 6 (Stryket) (figur 1). Prøveområdet Trekanten består av ei jevnt skrånende elveør som tørregges 30-40 m utover fra strandlinja når full stans i Bratsberg kraftstasjon inntreffer (vannføring reduseres fra 150 m³/s, full elv, til 30 m³/s, minstevannføring). Substratet domineres av stein med tverrmål 5-15 cm over hele øra. Vannvegetasjonen, som vesentlig er elvemose, tiltar med avstand fra land og øker sterkt under lavregulert grense. 80-90 % er mosedekt på permanent vanddekte arealer.

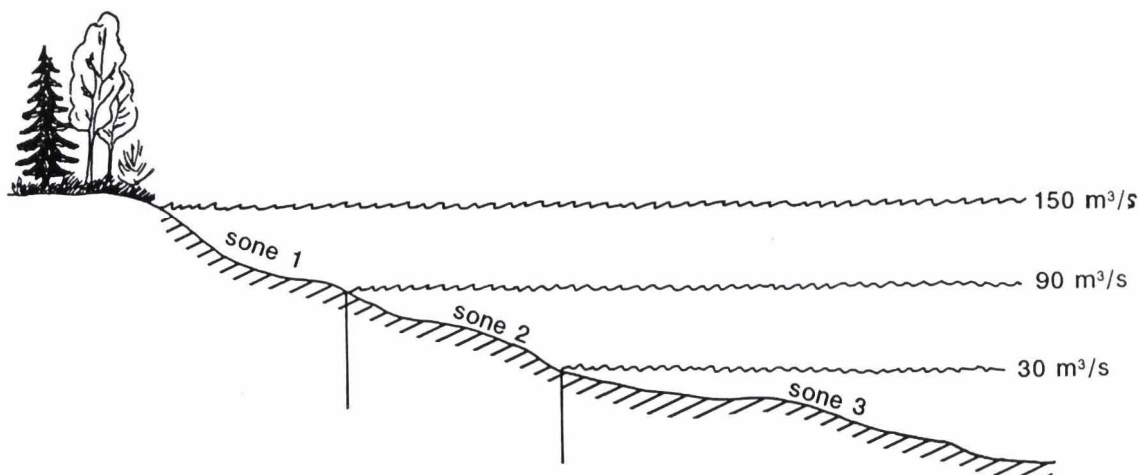
I denne undersøkelsen er betegnelsen LRV brukt om vannstanden i elva på minstevannføring (30 m³/s) og HRV er definert som vannstanden ≥ 150 m³/s. Kvantitative bunndyrprøver fra vanddekte arealer ble samlet inn med en modifisert Surbersampler (Macan 1958, Brittain & Saltveit 1984) med maskevidde 0,5 mm i håvposen. På nylig tørrlagt elvebredd ble

kvantitative bunndyrprøver tatt med rammer. Innenfor plastrammer som avgrenset et areal på 672 cm² ble ca. 10 cm av bunnssubstratet overført i plastbøtter og seinere plukket reine for bunndyr bl.a. ved gjentatt siling gjennom 0,5 mm duk. Alt bunndyrmateriale ble fiksert i 96% etanol og sortert/artsbestemt under stereolupe. Døgnfluer, steinfluer, vårfluer og snegler ble bestemt til art.

For å studere sonering utover elvesenga og vurdere betydningen av stranding, ble tverrprofilen i elva på prøveområdene inndelt i 3 soner (figur 2). For hver prøverunde er det tatt 5 Surberprøver fra hver sone, og ved strandingsforsøk 5 rammeprøver fra hver sone som nylig ble tørrlagt.

Det ble foretatt prøvetaking flere ganger gjennom året, i hovedsak i februar/mars, mai/juni, juli, august og oktober.

Prøver av planktondriv ble foretatt ved siling av vann gjennom planktonhåv med maskevidde 90 μ . Hver prøve bestod av avsil fra 1000 liter vann. Prøvene ble innsamlet på stasjonene 3B, 4B, 6 og 8.



Figur 2. Tverrprofil av Nidelva med soneinndeling. Sone 1 er dekket av vann bare når begge turbiner i Bratsberg kraftverk er i drift, og i flomperioder. Sone 2 er dekket av vann når en av turbinene er i bruk. Dersom Bratsberg kraftverk ikke er i drift, tørregges sone 1 og 2. Sone 3 er alltid vanndekket på grunn av minstevannføringen i Nidelva.

3.2 Fisk

Til innsamling av materiale ble det benyttet følgende metoder:

1. Til innsamling av ungfisk for tetthets-, alders- og vekstanalyse ble det benyttet elektrisk fiskeapparat.
2. Til vurdering av betydningen av stranding av fisk i forbindelse med stans i Bratsberg kraftverk og tørlegging av deler av elvebunnen ble det anlagt prøveflater på tre ulike områder i elva. Hver prøveflate ble undersøkt av to personer ved hvert forsøk.

- Kraftverket ble da stanset på ønsket tidspunkt.
3. Antall gytegroper og plassering i vassdraget ble registrert fra fly. Gytegroper ble undersøkt med hensyn på art, tørrlegging, overlevelse og tidspunkt for klekking.
 4. Til beregning av smoltproduksjon ble det etter modell fra undersøkelsene i Orkla merket villsmolt som ble satt ut igjen. Carlin-merket oppforet smolt ble også satt ut, og det ble bygd taubane for smoltfelle ved Tempe.
 5. Fra fiskere ble det hevdet at det var observert stimer av røye øverst i lakseførende deler av elva, noe som ble sagt var nytt. Det ble antatt at disse kom fra Selbusjøen gjennom Bratsberg kraftverk. For å bestemme hvor mye fisk som kom gjennom kraftverket, ble det montert ei fangstfelle i utløpet av kraftverket.
 6. Skjellprøver av voksen laks og sjørøret er innhentet fra TOFA.

Det ble samlet inn ungfiskmateriale for arts-, tetthets- og aldersanalyse i 1982, 1983, 1984, 1985 og 1986. Ved elfisket ble det benyttet tre overfiskinger av arealene for tetthetsberegning. Tettheten er beregnet etter Zippin (1958), Bohlin (1984) og Heggberget et al. (1986).

Strandingsforsøk ble gjennomført i 1983 og 1984 med i alt 14 tørrlegginger av de tre ulike forsøksfeltene.

Til beregning av veksttap hos ørret pga. endrete vanntemperaturer er det benyttet en vekstmodell beskrevet av Elliott (1975 a, b), men modellen er justert slik at den gjelder for norske forhold (Jensen 1990). Maksimal-vekst er satt ved 15 °C, og verdiene for konstantene a og b_2 er de samme som ble beregnet for Lakselva i Misvær av Jensen (1990). Et tilsvarende veksttap for laksunger kan ikke beregnes, da vi mangler en tilsvarende vekstmodell for laks.

Smoltproduksjonsberegningene er basert på modifisert Petersen estimat (Ricker 1975).

I tabell 1 er vist antall fisk som er analysert fra de enkelte år til tetthets-, alders- og næringsanalyser. Materialet fra strandingsforsøkene inngår ikke i tabellen.

Tabell 1. Innsamlet ungfiskmateriale i 1982-1986.

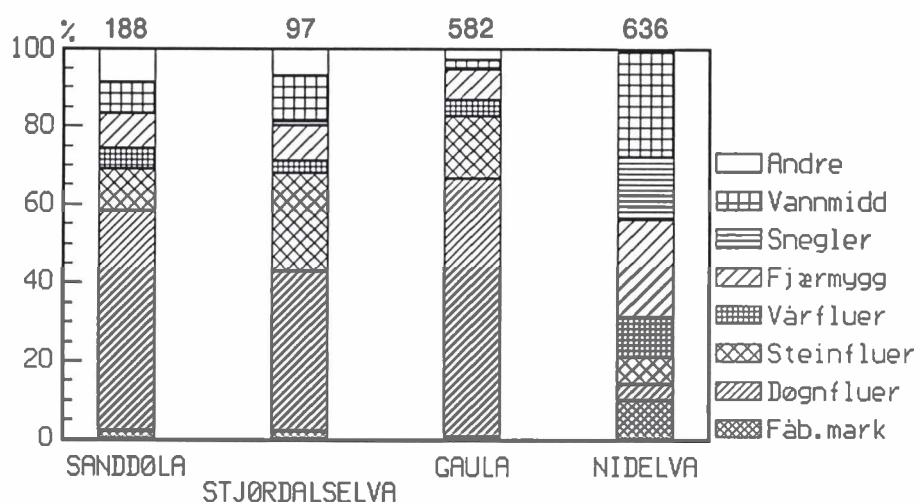
År	Dato	Laks					Ørret				
		0(+)	1(+)	2(+)	3(+)	Sum	0(+)	1(+)	2(+)	3(+)	Sum
1982	11.05	-	1	20	2	23	-	4	1	1	6
	21.06	-	16	38	1	55	7	51	5	-	63
	22.07	44	72	7	-	123	41	69	1	-	111
	11.09	831	55	7	-	893	266	23	-	-	289
1983	25.03	-	49	37	12	98	-	40	24	3	67
	23.08	869	236	17	-	1122	704	69	-	-	773
	20.10	278	155	19	-	452	73	18	4	-	95
1984	13.04	-	66	105	42	213	-	42	31	-	73
	08.08	469	88	12	-	569	289	26	3	-	318
	06.11	60	39	34	-	133	105	32	1	-	138
1985	04.07	-	40	31	-	71	24	30	1	-	55
	06.08	144	16	2	-	162	271	28	1	-	300
	29.10	77	21	28	2	128	79	18	1	-	98
1986	25.03	-	24	27	25	76	-	58	22	1	81
Sum		2772	878	384	84	4118	1859	508	95	5	2467

4. RESULTATER OG DISKUSJON

4.1 Bunndyr

4.1.1 Bunnfaunaen i Nidelva

Undersøkelser av bunnfaunaen på en rekke lokaliteter fra Elgeseter til Nedre Leirfoss viser at Nidelva har en rik bunnfauna, men det er store variasjoner både med hensyn til mengder og sammensetning av bunndyr. Bunndyrprøver (R5) fra strekningen ovenfor flopåvirket område med prøvetakingssteder fra Nydalsdammen til Nedre Leirfoss er sammenlignet med prøver fra strykpartier i nedre deler av noen større, uregulerte elver i Midt-Norge (figur 3). Sammenligningen bygger på sparkeprøver (R5) tatt på strykstrekninger i juni og august (Arnekleiv & Koksvik 1980, Koksvik & Nøst 1981, Nøst 1982, 1985, Traaen et al. 1988).



Figur 3. Faunasammensetning (%) og gjennomsnittlig antall pr. prøve (R5) i juni og august i noen større elver i Trøndelag.

Ser en på gjennomsnittlig antall bunndyr pr. prøve ligger Nidelva noe over de andre elvene, men slike relative mengdeangivelser har en stor grad av usikkerhet. Faunasammensetningen i Nidelva er derimot forskjellig fra de andre elvene. For alle de tre andre elvene (Sanddøla, Stjørdalselva og Gaula) utgjør døgnfluer og steinfluer 65-80 % av faunaen i juni/august, mens disse gruppene totalt sett utgjør bare 11 % av faunaen i Nidelva. Her dominerer fjærmygg, snegler og vannmidd antallsmessig, mens vårfluer og fåbørstemark også forekommer i stort antall.

Ved en vurdering av næringens betydning for fisk er det antatt at vannmidd og fåbørstemark er av relativt liten betydning, mens både fjærmygg, snegler, vårfluer, døgnfluer og steinfluer anses som attraktive næringsdyr. I Nidelva var også flere andre grupper godt representert, og totalt vurderes Nidelva å ha en rik bunnfauna.

Den påviste forskjell i faunasammensetning mellom Nidelva og andre store midt-norske elver antas å ha flere årsaker, men vi kan peke på noen momenter som skiller Nidelva fra de andre:

- a) Nidelva er regulert og har hyppige og store vannstandsvekslinger, noe som gjør forholdene spesielle. Temperaturforholdene vil være forskjellig fra uregulerte elver, bl.a. fordi bunn tapping fra Selbusjøen jevner ut temperaturen.
- b) Nidelva har en langt kraftigere begroing av moser og alger enn f.eks. Gaula, Stjørdalselva og Sanddøla. Dette antas i hovedsak å være en regulerings effekt. Is- og lysforholdene vil være annerledes enn i uregulert elv, og flomtoppene er dempet. I tillegg er Nidelva betydelig forurensset av organisk stoff og næringssalter, noe som vil favorisere økt begroing (Bongard & Koksvik 1989).

4.1.2 Bunnfaunaens sonering i elvas lengde

Faunaprøver tatt på i alt 9 lokaliteter (figur 1) fra Elgeseter til foten av Nedre Leirfoss i mai-september 1982/83 viser en tydelig sonering av faunaen i elvas lengderetning både i mengde og sammensetning (figur 4). Strekingen fra utløpet i sjøen og 4 km oppover (til Stavne bru) er påvirket av tidevannet. Elva opp til grensen for flopåvirkning har en enklere sammensatt og mer spesiell fauna enn lenger oppover. I helt nederste flopåvirkede deler av elva forekommer to brakkvannsformer av marflo, *Gammarus zaddachi* og *Gammarus duebeni* ved siden av mysider av slekta *Neomysis* i stort antall. Ellers dominerer fåbørstemark og fjærmygglarver i de nederste 3 km av elva (St. 1-3). Disse kan imidlertid forekomme i stort antall slik at de relative bunndyrmengder i nedre deler av elva er høye, mens utvalget av grupper og arter er lavt. Fåbørstemark vil imidlertid ha liten betydning som næring for fisk, mens både marflo og fjærmygglarver vil være viktig næring for laks og ørret.

Mengden bunndyr i den ikke flopåvirkede delen opp til Nedre Leirfoss (St. 4-8) synes å variere mye og ligger i området 116-1450 individer pr. prøve (R5) i gjennomsnitt. Den relative tetthet var størst på stasjon 4B (Trekanten) og i Leirfosshølen på Nidelvsida (St. 8). Sammenlignet med elvas nedre deler har elvefaunaen ovenfor flopåvirkning et større innslag av bunnformer som er attraktive næringsdyr for fisk. Dette gjelder blant annet snegler, vårfluer, døgnfluer og steinfluer (figur 4).

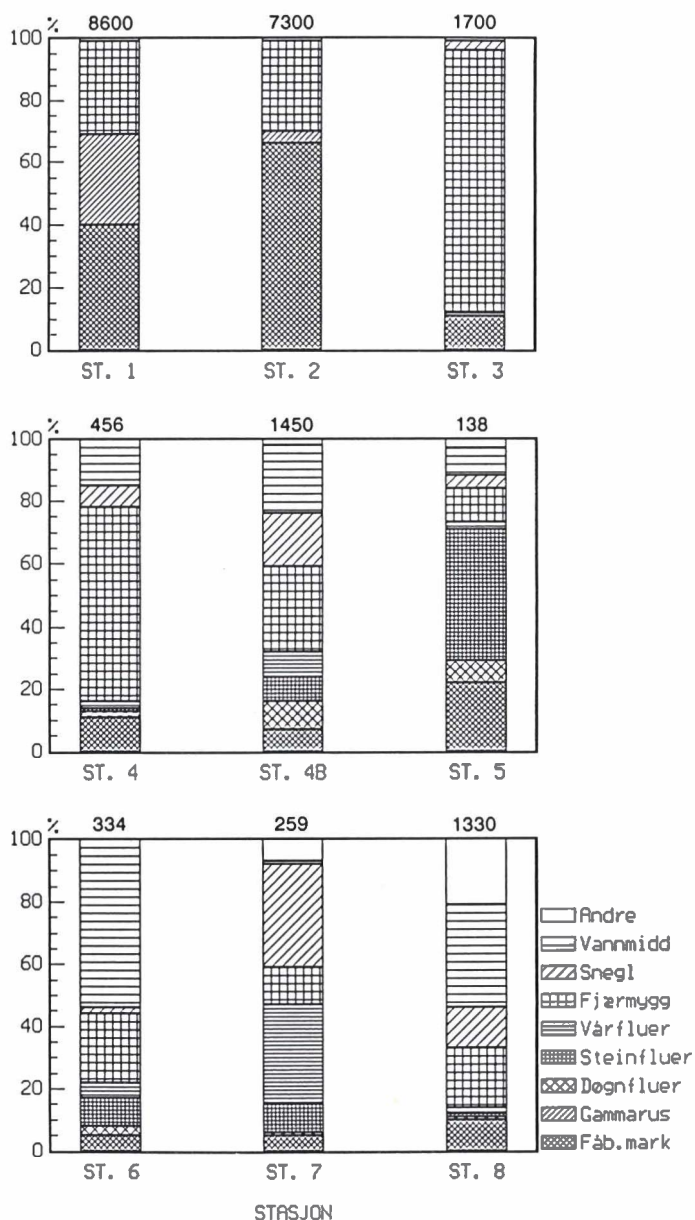
Sammensetningen av faunaen varierer på strekingen og gjenspeiler elveforholdene på stedet. Det mest strømharde stedet (St. 5, Renna) har en større dominans av steinfluer enn ellers i elva. Snegler forekom på alle stasjoner og tildels i høyt antall på glattstryk og stillere partier (St. 4B-Trekanten og St. 7 og 8 - Leirfosshølen). Flest grupper ble påvist i prøver fra Leirfosshølen. Nedenfor utløpet av Bratsberg kraftstasjon (St. 7) var det et spesielt stort innslag av vårfluer.

Tabell 2 viser artssammensetningen innen døgnfluer og steinfluer fra elva mellom Stavne og Nedre Leirfoss (St. 4-8) sommerstid. Innen døgnfluer dominerte *Baëtis rhodani* foran *Baëtis fuscatus/scambus* og *Ephemerella aurivillii*. Dette er alle vanlige arter i rennende vatn i Midt-Norge. Steinfluefaunaen i Nidelva var sterkt dominert av arten *Leuctra fusca*. Videre forekom *Nemoura cinerea* tallrikt.

Det store innslaget av vårfluer nedenfor utløpet av Bratsberg kraftstasjon (St. 7) bestod nesten utelukkende av arten *Polycentropus flavomaculatus*. Dette er en vanlig nettspinnende art som bl.a. samler drivende organismer i fangstnett. Forholdene her var sannsynligvis

gunstige med hensyn til drivende næring i driftsvatnet fra Selbusjøen (jfr. kap. 4.1.5).

Basert på hele bunndyrmaterialet (alle metoder) for hele prøvetakingsperioden (1982-86) er det satt opp en artsliste over påviste arter innen døgnfluer, steinfluer, vårfluer og snegler fra Nidelva nedenfor Nedre Leirfoss (tabell 3). Totalt er det påvist 16 arter døgnfluer, 19 arter steinfluer, 11 arter vårfluer og 3 arter snegler. Dette viser at Nidelva på den relativt korte strekningen kan gi habitat for mange arter. Vi har også krysset av arter som Rolf Dahlby har påvist i Nidelva opp til Tiller i 1930- og 40-åra (Rolf Dahlby pers. medd.). Noen av disse artene er ikke gjenfunnet av oss, men det kan ha sammenheng med at vi ikke har data fra de mer stilleflytende elvepartiene ovenfor Nedre Leirfoss, eller også økt eutrofiering/forurensning.



Figur 4. Faunasammensetning (%) på ulike stasjoner i Nidelva 1982-84 basert på sparkeprøver.

Tabell 2. Artssammensetning (%-andel) innen døgnfluer (Ephemeroptera) og steinfluer (Plecoptera) på stasjonene 4-8 i Nidelva 1982/83, basert på roteprøver i mai-september.

Art	%	Art	%
Ephemeroptera		Plecoptera	
Baëtis rhodani	67,6	Leuctra fusca	81,0
Baëtis fuscatus/scambus	14,5	Nemoura cinerea	10,3
Ephemerella aurivillii	6,5	Amphinemura borealis	1,7
Centroptilum luteolum	2,8	Amphinemura standfussi	1,5
Ephemerella mucronata	1,8	Amphinemura sulcicollis	0,7
Leptophlebia marginata	1,6	Diura nanseni	0,7
Siphonurus lacustris	1,4	Nemoura sp.	0,7
Baëtis muticus	1,2	Leuctra sp./digitata	0,7
Heptagenia sulphurea	1,0	Capnia atra	0,6
Heptagenia joernensis	0,8	Taeniopteryx nebulosa	0,4
Ameletus inopinatus	0,6	Nemoura avicularis	0,4
Heptagenia sp.	0,2	Nemoura flexuosa	0,4
		Isoperla grammatica	0,3
		Brachyptera risi	0,2
		Protonemura meyeri	0,2
		Nemurella picteti	0,1
		Amphinemura sp.	0,1

Tabell 3. Arter av døgnfluer, steinfluer, vårfluer og snegler påvist i bunndyrprøver (Surber, sparkeprøve, rammepøve, drivprøve) i Nidelva opp til Nedre Leirfoss 1982-1986. (x): arter av døgn- og steinfluer påvist i Nidelva opp til Tiller i 1930-40 åra (Rolf Dahlby, pers. medd.)

Ephemeroptera			Plecoptera	
Ameletus inopinatus	x	(x)	Diura nanseni	x (x)
Siphonurus sp.	x		Isoperla difformis	x
Siphonurus lacustris	x		Isoperla grammatica	x
Baëtis sp.	x		Isoperla obscura	x
Baëtis rhodani	x	(x)	Siphonoperla burmeisteri	(x)
Baëtis fuscatus/scambus	x		Taeniopteryx nebulosa	x (x)
Baëtis muticus	x	(x)	Brachyptera risi	x (x)
Baëtis niger	x		Amphinemura borealis	x
Baëtis subalpinus	x		Amphinemura sulcicollis	x (x)
Baëtis vernus	x		Amphinemura standfussi	x
Centroptilum luteolum	x	(x)	Nemoura avicularis	x
Cloëon simile		(x)	Nemoura cinerea	x (x)
Procloeon bifidum		(x)	Nemoura flexuosa	x
Heptagenia dalecarlica	x	(x)	Nemurella pictetii	x (x)
Heptagenia joernensis	x	(x)	Protonemura meyeri	x (x)
Heptagenia sulphurea	x		Capnia atra	x (x)
Leptophlebiae	x		Leuctra digitata	x
Leptophlebia marginata	x	(x)	Leuctra fusca	x
Paraleptophlebia sp.	x		Leuctra hippopus	x (x)
Ephemerella aurivillii	x	(x)	Leuctra nigra	x
Ephemerella ignita		(x)		
Ephemerella mucronata	x	(x)		
Ephemerella vulgata		(x)		
Trichoptera			Lymnaeidae	
Rhyacophila nubila	x		Lymnaea peregra	x
Polycentropus flavomaculatus	x		Valvata piscinalis	x
Hydropsyche sp.	x			
Arctopsyche ladogensis	x		Planorbidae	
Apatania stigmatella	x			
Apatania wallengreni	x		Gyraulus acronicus	x
Apatania zonella	x			
Apatania muliebris	x			
Halesus radiatus	x			
Potamophylax latipennis	x			
Chaetopteryx/Anitella	x			

4.1.3 Bunnfaunaens sonering i forhold til vannstandsvariasjoner

For å undersøke om de hyppige vannstandsendingene i elva kunne ha medført endret faunasammensetning på de områdene som var utsatt for vekslende tørrlegging og vanndekke, ble det tatt prøver utover i elvesenga (elvetverrsnittet) som beskrevet under metodekapitlet.

Figurene 5-7 viser gjennomsnittlige bunndyrmengder av de ulike dyregrupper i sonene til tre årstider.

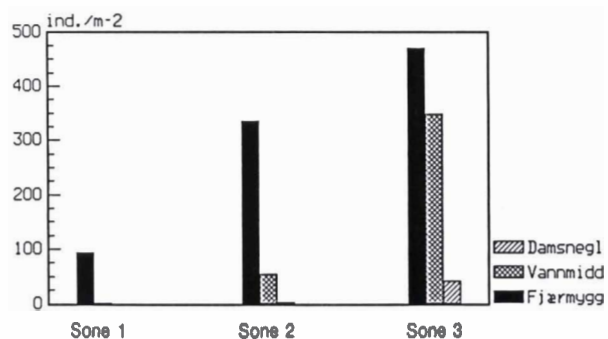
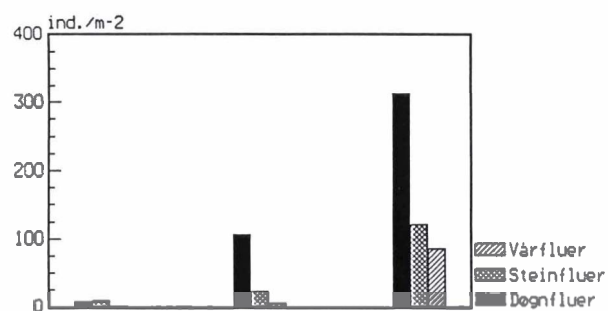
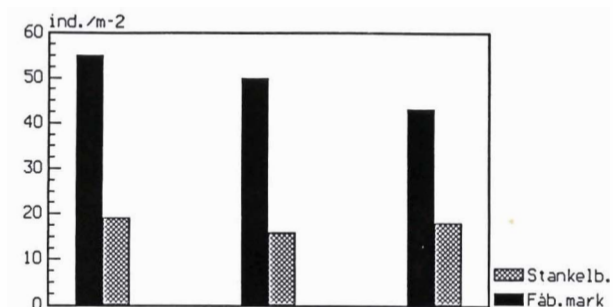
Resultatene viser at bunnfaunaen til alle prøvetidspunkter har en utpreget sonering som følger vannstands nivåene til de forskjellige manøvreringsalternativer for kraftverket ($> 150 \text{ m}^3/\text{s}$, $90 \text{ m}^3/\text{s}$, $30 \text{ m}^3/\text{s}$).

I sone 1 som bare er vanndekt når begge turbinene i Bratsberg kraftverk er i full drift ($> 150 \text{ m}^3/\text{s}$), ble det registrert en svært sparsom fauna. Her dominerte gravende former som fåbørstemark og stankelbeinlarver sammen med fjærmygg til alle tre årstider. Fåbørstemark og stankelbeinlarver vil som regel være lite tilgjengelig for fisk. Andre dyregrupper var nærmest helt fraværende.

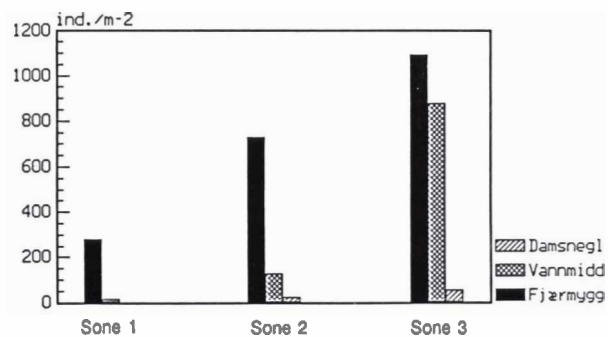
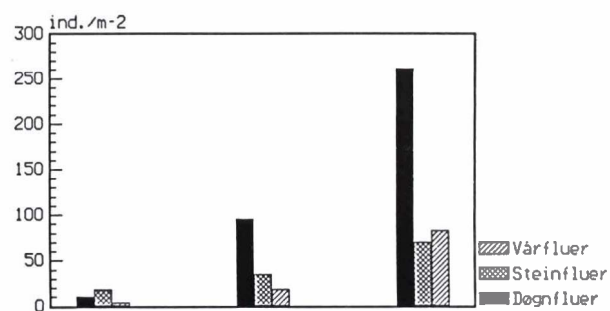
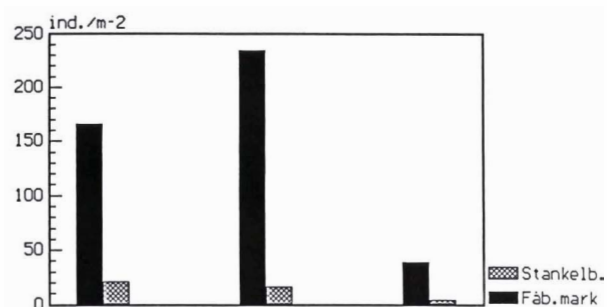
I sone 2 som er vanndekt når kun den ene Bratsbergturbinen er i drift ($90 \text{ m}^3/\text{s}$), men som er tørrlagt når det bare slippes minstevannføring (bare Nedre Leirfoss kraftverk kjøres), var faunasammensetningen noe rikere, men fortsatt var individtettheten til de fleste dyregrupper lav (figur 5-7). Fjærmyggglarver som normalt er blant de viktige næringsobjekter for ungfish av laks og ørret, hadde god tetthet i sone 2 i vår- og sommerprøvene. Men fortsatt var tettheten av andre viktige næringsdyrgrupper lav.

I sone 3 som er permanent vanndekt ($30 \text{ m}^3/\text{s}$, bare Nedre Leirfoss kraftverk i drift), var bunnfaunaen både i mengde og sammensetning økt til et "normalt" nivå som en kjenner fra større elver i landsdelen. Først i denne sonen registrerte vi et bredt artsutvalg innen døgnfluer, steinfluer og vårfluer, og tetthetene var jevnt over høye. Fjærmygg hadde de høyeste tetthetene i denne sonen og snegler forekom vanlig. Resultatet viser at faunasammensetning og mengde i denne sonen gir et meget godt næringstilbud til fisk hele året.

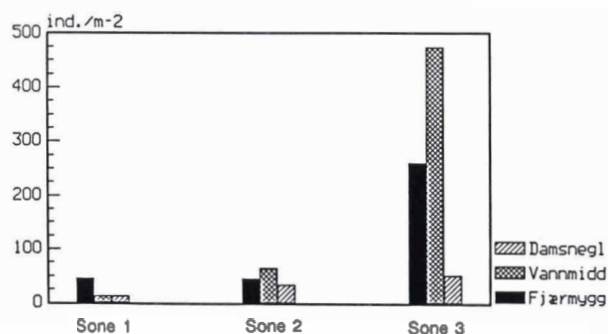
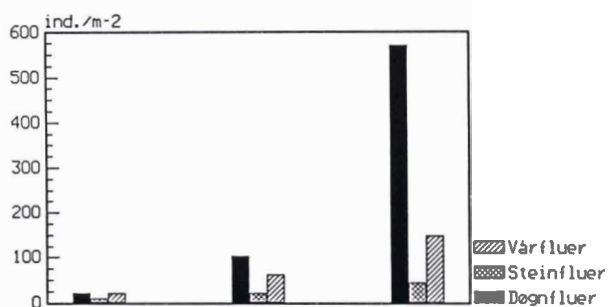
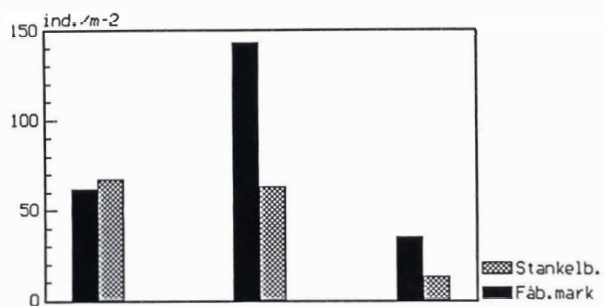
Det er tenkelig at forholdene på denne ene stasjonen ikke er representativ for elva. Vi tok derfor også samme type prøver fra St. 6 (Stryket) til noen tidspunkter. Det er en noe smalere sone som blir tørrlagt her enn på Trekanten, og substratet var noe grovere. Resultatene herfra viser imidlertid akkurat den samme tendens med sonering av faunaen og tilsvarende forekomster som på St. 4B (Trekanten). Figur 8 viser resultatet av høstprøver på Stryket (det ble ikke tatt prøver i sone 1 på dette tidspunktet).



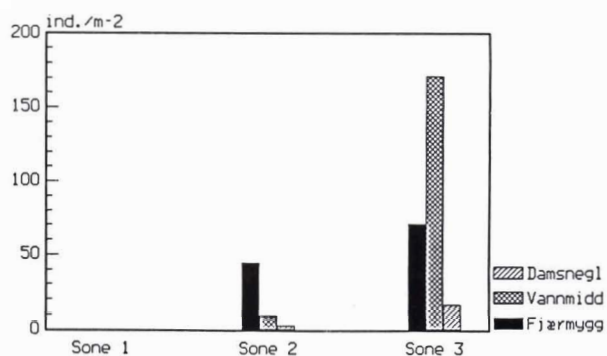
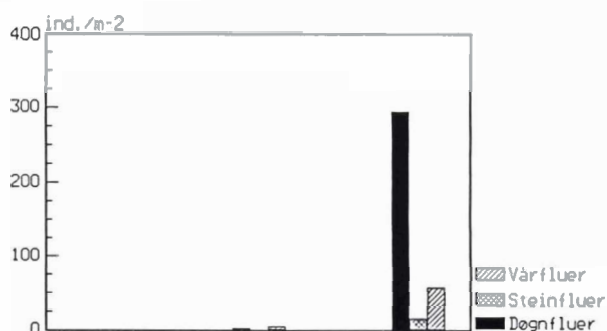
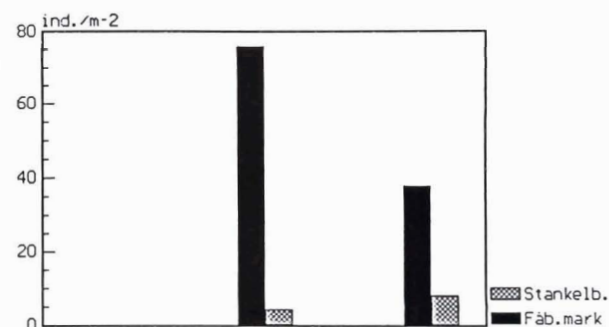
Figur 5. Bunndyrtettheter i de ulike reguleringssoner i Nidelva i perioden mars-mai 1983-1986. De tre sonene er beskrevet i fig. 2.



Figur 6. Bunndyrtettheter i de ulike reguleringssoner i Nidelva i perioden juni-juli 1983-1986.



Figur 7. Bunndyrtettheter i de ulike reguleringssoner i Nidelva i perioden september-oktober 1983-1986.



Figur 8. Bunndyrtettheter i de ulike reguleringssoner på St. 6 (Stryket) i perioden august-oktober 1985-1986.

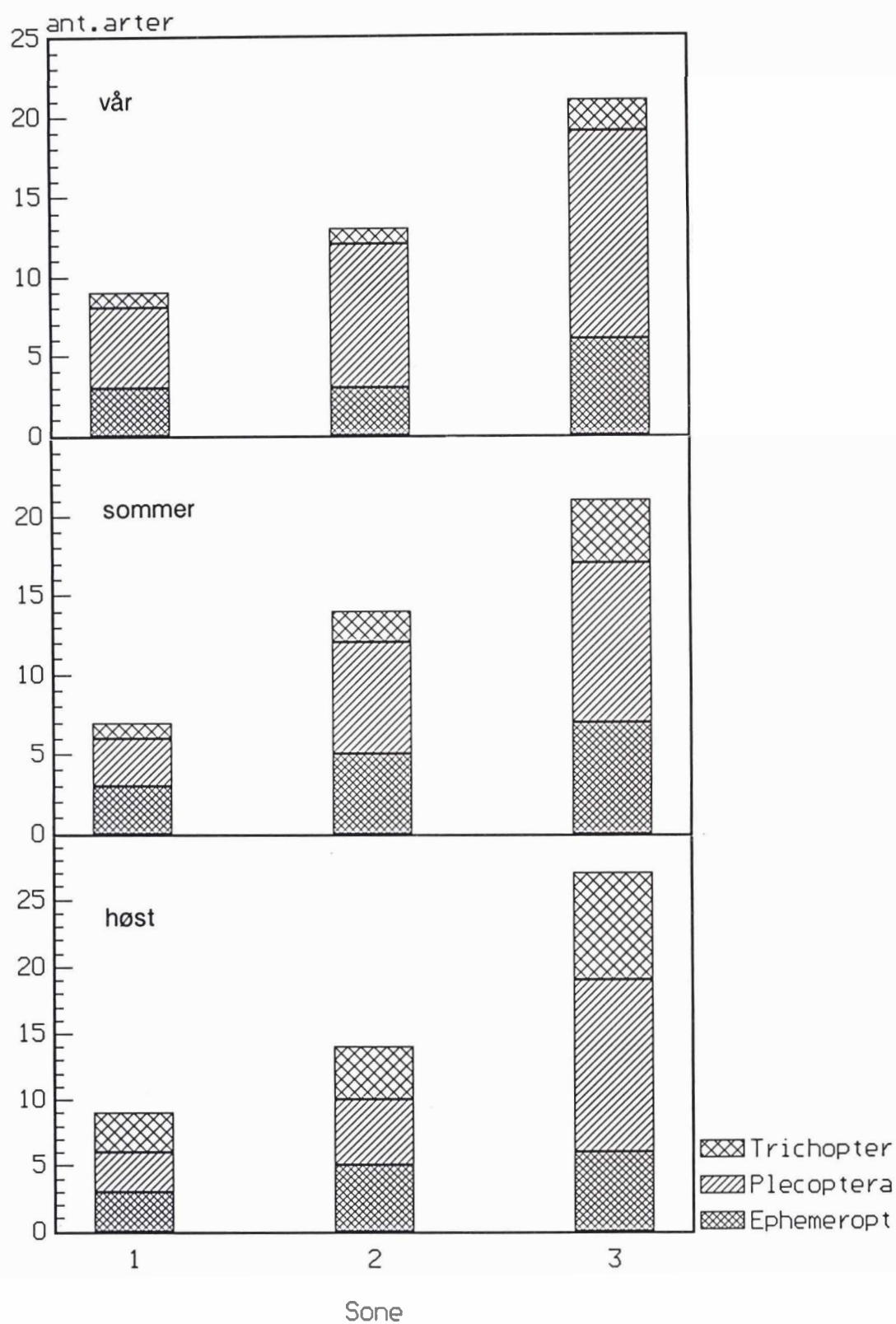
For de enkelte dyregrupper er det testet for signifikante tetthetsforskjeller mellom de ulike soner til ulike årstider (vedlegg 1). Gruppene døgnfluer, steinfluer, vårfluer vannmidd og delvis fjærmygg hadde signifikant større tetthet (N/m^2) under LRV (sone 3) enn i sonene som ble utsatt for fluktuerende vannstand (sone 1 og 2) til alle tre årstider. For fåbørstemark og stankelbeinlarver var det ikke signifikante forskjeller i tetthet mellom sonene, men en tendens til høyere tetthetstall i sonene med fluktuerende vannstand. I og med at disse gruppene sammen med fjærmygg dominerte faunaen i sone 1 og 2, er det sannsynlig at disse gruppene med et delvis nedgravd levevis kan overleve i fuktig elvegrus, mens andre dyregrupper ikke finner tilfredsstillende leveforhold i et miljø med hurtige vekslinger mellom tørrlegging og vanddekke.

Vi har også undersøkt artssammensetningen innen gruppene døgnfluer, steinfluer og vårfluer fra de tre sonene. Uten hensyn til tetthet er det i figur 9 vist antall registrerte arter fra de ulike sonene til ulike årstider. Det var en klar økning i artsantallet fra sone 1 til sone 3 hvor det totalt er registrert 34 arter (alle årstider). Særlig i høstprøvene ble det funnet et markert større antall arter steinfluer og vårfluer i sone 3 enn i de to andre sonene. Slengere av enkelt-individer av arter kunne ofte finnes i sone 1 og 2, mens det var først i sone 3 at artene hadde en større tallmessig forekomst.

Forskjeller i tetthet mellom sonene for de mest vanlige artene er vist i tabell 4. Det var signifikant større tetthet i sone 3 enn i sone 1 for alle de vanlige artene både vår, sommer og høst. Det var også signifikant større tetthet av artene i sone 3 enn i sone 2 i 15 av 18 tilfeller. Mellom sonene i området med vekslende vannstand (sone 1 og 2), var det tallmessig flere individer i sone 2 enn sone 1 i 16 av 18 tilfeller, men forskjellene var ikke i like stor grad signifikante.

Resultatene viser klart at det er først i sone 3 - permanent vanddekket areal - at bunnfaunaen har en "normal" artsdiversitet med tallrik forekomst av mange arter.

Det er utført få undersøkelser i Skandinavia på elvefaunaen nedenfor kraftverk med utpreget døgn- og ukemanøvrering. I en svensk elv forårsaket hyppige vannstandsfluktuasjoner lave tettheter av døgnflueslekten *Baëtis* som enten ble eliminert eller forekom bare i de dypere partier av elva (Henricson & Sjøberg 1984). Dette samsvarer med våre funn i Nidelva. I to andre svenske elver med raske vannstandsendringer fant Henricson & Müller (1979) at døgnflueartene *Ephemerella mucronata* og *Heptagenia sulphurea* overlevde vannstandsvekslingene, men de kvantifiserte ikke forekomstene av artene. Fra andre land, særlig USA, er det utført en rekke undersøkelser på faunaen nedenfor dammer med raske vannstandsfluktuasjoner. Her er det funnet betydelig skade på elvefaunaen i flere vassdrag, og Ward (1976) konkluderer med at få arter evner å tilpasse seg de store fluktuasjonene i vannføring og vannhastighet med det resultat at både bunndyrtetthet og diversitet reduseres. Flere forfattere har påpekt at mange arter synes å være knyttet til områdene med noe lavere vannhastighet nær elvebreddene, og at raske vannstandsvekslinger medfører et ugunstigere substrat, økt drift og stranding av dyr (Ciborowski et al. 1977, Armitage 1984, Trotzky & Gregory 1984, Perry & Perry 1986, Brittain & Eikeland 1988). Imidlertid synes effektene av unaturlig raske vannstandsendringer å virke selektivt; bl.a. er det i flere elver rapportert om en reduksjon i mengde og diversitet innen insektordener som døgnfluer, steinfluer og vårfluer, men en økning i mengden fjærmygg (Cushman 1985, Brittain & Saltveit 1989).

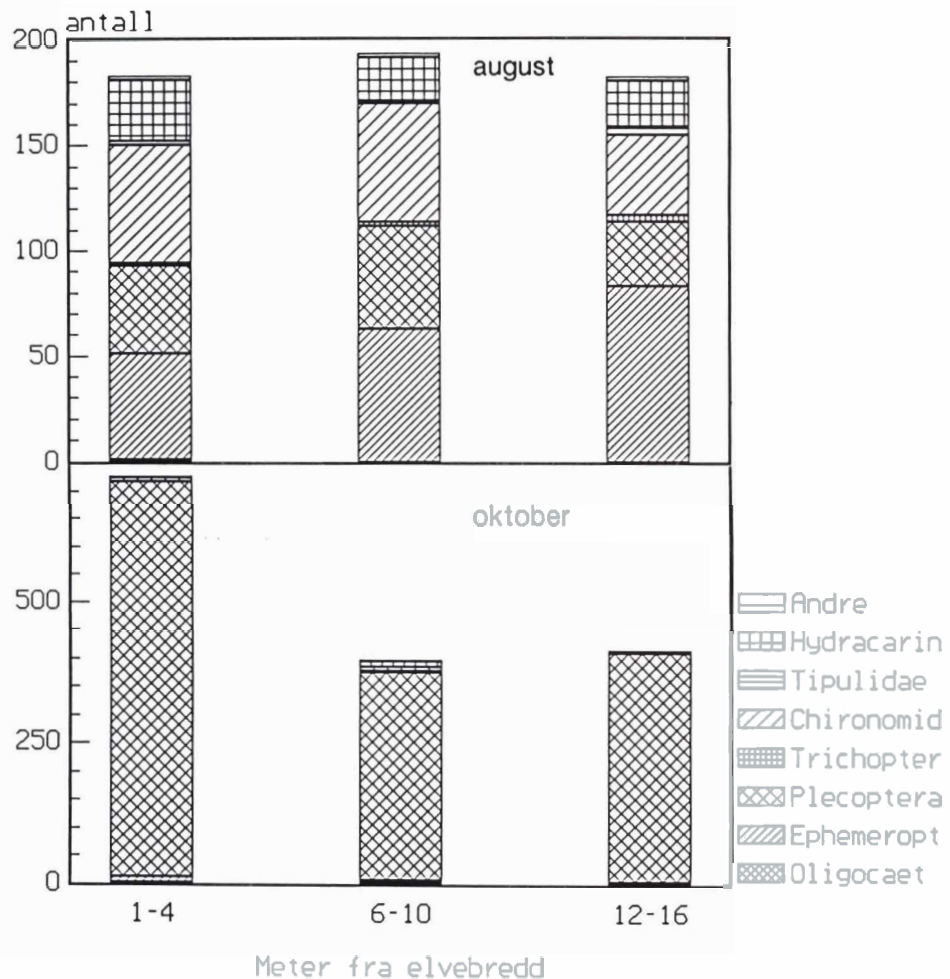


Figur 9. Antall arter døgn-, stein- og vårflyer registrert i surberprøver i reguleringssoner i Nidelva, vår (mars-mai), sommer (juni-august) og høst (september-oktober).

Tabell 4. Gjennomsnittlig tetthet (N/m²) av de mest tallrike arter på de ulike soner til tre årstider og test på signifikante tetthetsforskjeller mellom soner (ANNOVA, ONE-WAY). n.s. = ikke signifikant, * = signifikant

ART	Sone 1	Sone 2	Sone 3	P < 0,05		
				S1/S2	S1/S3	S2/S3
Vår						
Baëtis rhodani	9,8	98,2	252,5	*	*	*
Ephemerella aurivillii	0,2	1,3	5,4	n.s	*	*
Ephemerella mucronata	0,5	1,9	13,8	n.s	*	*
Brachyptera risi	0,2	5,1	5,6	*	*	n.s
Capnia atra	6,0	6,2	67,5	n.s	*	*
Rhyacophila nubila	0,3	5,0	73,5	*	*	*
Sommer						
Baëtis rhodani	10,3	84,7	212,4	*	*	*
Baëtis fuscatus/scambus	0,3	3,3	10,0	n.s	*	*
Ephemerella aurivillii	0,0	1,7	7,3	*	*	*
Ephemerella mucronata	0,0	4,3	11,1	*	*	n.s
Amphinemura borealis	3,8	7,7	13,5	n.s	*	*
Leuctra fusca	0,3	12,6	24,7	*	*	n.s
Rhyacophila nubila	4,0	17,4	67,1	*	*	*
Høst						
Baëtis rhodani	49,8	103,3	408,5	*	*	*
Ephemerella aurivillii	3,5	2,3	13,2	n.s	*	*
Taeniopteryx nebulosa	3,0	6,6	21,9	n.s	*	*
Rhyacophila nubila	8,1	7,5	38,6	n.s	*	*
Apatania wallengreni	0,0	39,7	101,0	*	*	*

De refererte utenlandske undersøkelsene støtter opp om resultatene fra Nidelva og at den sparsomme faunaen i sone 1 og 2 i hovedsak skyldes kraftverksmanøvreringen. Selv om det er lite sannsynlig kan det imidlertid tenkes at den sonering vi har funnet i Nidelva er naturlig og også opptrer i andre norske elver. I et annet prosjekt har vi tatt bunndyrprøver utover elvesenga på tre stasjoner i Gaula (jfr. Arnekleiv 1987, Arnekleiv et al. 1989, dels upubliserte data). Resultater herfra er vist i figur 10. Faunaen hadde her en mye jevnere forekomst utover i transektet, og det var ved flere tidspunkt heller større mengde dyr nær bredden enn lenger ut.



Figur 10. Bunndyrs sammensetning og mengde (antall pr. prøve) i elveprofil i Gaula, Støren august 1987 og oktober 1989.

Disse resultatene sannsynliggjør at soneringen i Nidelva har sammenheng med de hyppige vannstandsvekslingene, noe som forårsaker at tilbudet av næringsdyr for ungfish er betydelig dårligere i reguleringssonen (sone 1 og 2) enn under LRV (sone 3). Spesielt dårlig er næringstilbudet i sone 1 som er vanddekt bare når kraftverkene kjører med alle maskiner. De permanent vanddekte arealene (sone 3) er meget produktive og gir ungfish av laks og sjørret meget gode næringstilbud i denne sonen. Bunnen under LRV har velutviklede matter av elvemose, noe som sannsynligvis er medvirkende årsak til den rike faunaen (jfr. Bremnes & Saltveit 1992). Forekomsten av elvemose må betraktes som dels en regulerings effekt.

Observasjonene av strandet fisk viser at det står en god del fisk i reguleringssonen (sone 1 og 2) når den er vanndekt, spesielt årsyngel, 0+ (jfr. kap. 4.2.4). Dersom en antar at en vesentlig del av denne aldersklassen holder seg nært land uansett vannføring, vil høy vannføring ramme denne aldersgruppen. Resultatene av strandingsforsøk og elfiske viser da også at strandet fisk har en lavere middellengde enn fisk som er fanget under LRV (jfr. s. 38).

4.1.4 Stranding av bunndyr

For å undersøke om, og i hvilken grad bunndyr og fisk strandet ved stans i kraftverkene, ble det utført strandingsforsøk i 1983 og 1984 (jfr. kap. 4.2.4). Undersøkelsen ble gjennomført ved at begge turbinene i Bratsberg kraftverk ble stanset til ulike tidspunkter. I sone 1 og 2 på prøvelfelt Trekanten ble det tatt 5-10 Surberprøver på vanndekt areal rett før kraftverket stoppet og 10 rammep prøver fra de samme soner umiddelbart etter tørrlegging. Forsøket ble gjentatt påfølgende dag etter 12-15 timers vanndekke ved at kraftverket var i drift om natta og stoppet igjen om morgenen. Tilsammen 12 slike forsøk av to døgnns varighet ble utført.

Resultatene fra fire forsøk til ulike årstider er vist i tabellene 5 og 6. Rammep prøver tatt på nylig tørrlagt elveør i mars og oktober 1983 viste at faunasammensetning og individantall var omlag det samme som når området var vanndekt. Seks timers tørrlegging fulgt av tolv timers vanndekke før ny prøvetaking på tørrlagt areal viste heller ikke store faunaforandringer. Fåbørstemark, fjærmygg- og stankelbeinlarver dominerte både på vanndekt og tørrlagt område, men det var også en del døgnflue- og vårfluellarver tilstede, særlig i oktober. Det er lite trolig at sistnevnte grupper overlever en tørrlegging over flere timer.

Forsøkene i mai og august 1984 ga tilsvarende resultat, men her var tetthetene av døgn-, stein- og vårfluellarver lavere både for surber- og rammep prøvene. Siden faunaens sammensetning er omtrent den samme ved forsøkene slutt som ved første prøvetaking, tyder det på at bunnfaunaen ikke blir stort forandret ved gjentatte tørrlegginger. Faunasammensetningen ved disse strandingsforsøkene viser at grupper som stankelbeinlarver/dipteralarver og fåbørstemark er dominerende til de fleste tidspunkter. Mye tyder på at disse gruppene/artene har evne til å overleve tørrleggingsperioder på mange timer (opptil døgn) i fuktig elvegrus. Stranding av andre grupper som døgnfluer, steinfluer og vårfluer forekommer, men i relativt lave mengder.

For hele materialet viser en analyse at det ikke var signifikant forskjell mellom individtetthetene på vanndekt areal og nylig tørrlagt areal for de fleste grupper (vedlegg 2). Døgnfluellarver og steinfluarver hadde signifikant lavere tetthet i rammep prøvene (tørrlagt elveør) enn i Surberprøvene (vanndekt elveør). Dette kan dels skyldes at dyrene unngikk stranding ved aktiv svømming med strømmen under nedtapping, dels kan det være uttrykk for ulik effektivitet ved metodene. Det ble imidlertid under nedtapping flere ganger observert at arter av særlig døgnfluer og steinfluer aktivt søkte med strømmen utover, eller inn i små dammer som ble dannet. Prøver fra noen slike avstengte dammer viste at det kunne være høye tettheter av flere dyregrupper her (tabell 7). De fleste av disse dyrene må en gå ut fra døde når dammene ble tørrlagt. Videre ble det observert "stressklekking" av enkelte arter under slike nedtappingsepisoder; bl.a. stor klekking (overgang fra larve til voksent, flyvende insekt) av *Leuctra fusca* i september 1984. Dette kan være en respons på de plutselige

miljøforandringene - arter som i utvikling nærmer seg tidspunkt for klekking vil svare på ugunstige forhold og klekke og slik sikre at deler av populasjonen kan forplante seg.

Det er velkjent at mange grupper og arter av bunndyr har stor evne til å forflytte seg og ta i bruk nye områder ved driv (jfr. Brittain & Eikeland 1988). Dersom stranding medførte at en stor del av faunaen ble slått ut, ville en forvente at bare de mest mobile artene/gruppene kunne rekke å kolonisere tørrlagte områder igjen etter få timers vanndekke, dvs. en kunne forvente en redusert tetthet av bunndyr på dag 2 i forhold til dag 1 av eksperimentet. En skulle også forvente en større tetthet av bunndyr ved prøvetaking etter lengre tids vanndekke kontra kort tids vanndekke fordi drivfauna da ville ha lengre tid til å kolonisere oversvømte arealer. Resultatene viser imidlertid at det ikke er signifikant forskjell i tetthet mellom 1. dag og 2. dag, hverken ut fra Surberprøvene eller rammeprøvene. Dette gjelder både grupper og dominerende arter (tabell 8).

Tabell 5. Resultater av tørrleggingsforsøk, Nidelva 1983. Hver dato er det tatt 5 surberprøver før nedtapping (sone 1 og 2) og 10 rammeprøver (sone 1 og 2) umiddelbart etter tørrlegging. V = vanndekt, T = tørrlagt. Tallene angir antall individer pr. m²

Dato	24.03.				25.03.			
Sone	V 1+2		T 1+2		V 1+2		T 1+2	
Fåbørstemark	95		60		35		74	
Døgnfluelarver	9		9		15		18	
Steinfluelarver	16		77		33		42	
Vårfluelarver	0		0		0		0	
Fjærmygglarver	117		226		151		357	
Stankelbeinlarver	5		3		7		0	
Vannmidd	2		3		0		0	
Dato	19.10.				20.10.			
Sone	V 1	T 1	V 2	T 2	V 1	T 1	V 2	T 2
Fåbørstemark	53	232	132	155	26	178	299	982
Døgnfluelarver	22	27	13	62	13	3	49	15
Steinfluelarver	4	12	23	6	9	6	23	3
Vårfluelarver	11	77	86	134	31	38	158	89
Fjærmygglarver	2	12	7	15	4	3	3	15
Stankelbeinlarver	46	24	82	68	81	116	86	15
Vannmidd	4	27	30	27	4	12	59	86

Tabell 6. Resultater av tørreleggingsforsøk, Nidelva 1984. Hver dato er det tatt 10 surberprøver før nedtapping og 10 rammeprøver umiddelbart etter tørrelegging i sone 1 og sone 2. V = vanddekt, T = tørrlagt. Tallene angir antall individer pr. m²

Dato	07.05.84				08.05.84			
Sone	V	T 1	V 2	T 2	V 1	T 1	V 2	T 2
Fåbørstemark	5	6	42	98	9	15	31	48
Døgnfluelarver	32	6	100	9	9	0	133	0
Steinfluelarver	1	0	30	3	8	0	17	6
Vårfluelarver	0	0	3	3	0	0	4	0
Fjærmygglarver	148	89	512	450	275	223	680	158
Stankelbeinlarver	30	12	8	0	66	51	5	0
Vannmidd	4	0	3	0	0	0	3	0
Dato	06.08.84				07.08.84			
Sone	V 1	T 1	V 2	T 2	V 1	T 1	V 2	T 2
Fåbørstemark	149	116	88	39	93	53	78	116
Døgnfluelarver	0	0	49	0	11	0	66	12
Steinfluelarver	1	0	49	3	5	0	30	0
Vårfluelarver	0	0	20	3	5	0	15	6
Fjærmygglarver	36	63	244	42	42	56	59	170
Stankelbeinlarver	10	0	10	0	2	3	5	3
Vannmidd	0	9	67	30	11	0	206	33

Tabell 7. Resultater av tørreleggingsforsøk, Nidelva 1984. Prøver tatt fra avstengte dammer på tørrlagt elvebredd etter nedtapping. Tallene angir antall individer pr. m²

Dato	07.05. 1984	07.08. 1984	08.08. 1984	19.09. 1984	20.09. 1984	24.03. 1983		25.03. 1983	
Damnr.	1	1	2	1-3 Gj.snitt	1-3 Gj.snitt	1	2	1	2
Fåbørstemark	2	74	0	0	29	7		14	
Døgnfluelarver	86	0	74	804	665	81	102	81	108
Steinfluelarver	12	45	15	69	45	271	230	122	88
Vårfluelarver	0	194	0	154	114	0	0	0	0
Fjærmygglarver	170	59	0	89	94	142	95	1132	630
Stankelbeinlarver	2	0	0	0	15			20	7
Vannmidd	0	982	15	516	754	0	0	0	0

Tabell 8. Statistisk testing av resultater fra strandingsforsøk (t-test). Ved Surber- og rammeprøver to påfølgende dager med mellomliggende tørrlegging, ble det testet om det var signifikant forskjell på tetthet av bunndyr (N/m^2) 1. dag mot 2. dag. A: Sone 1 og 2 slått sammen, 12 prøvedatoer. n.s. = ikke signifikant

A: Surber

Gruppe/art	N/m ²			
	Dag 1	Dag 2	t-verdi	95 % signifikans- nivå
Fåbørstemark	85,2	69,2	0,87	n.s.
Døgnfluer	52,8	48,1	0,36	n.s.
Steinfluer	13,2	18,2	-1,13	n.s.
Vårfluer	11,4	17,2	-0,90	n.s.
Stankelbeinlarver	14,7	14,6	0,0	n.s.
Fjærmygg	139,3	140,1	-0,10	n.s.
Damsnegl	5,4	7,2	-0,36	n.s.
Skivesnegl	1,6	2,2	-0,47	n.s.
Vannmidd	22,5	42,8	-1,37	n.s.
Andre	5,9	5,7	0,05	n.s.
EPHEMEROPTERA				
Baëtis rhodani	41,1	46,0	-0,38	n.s.
Ephemerella aurivillii	0,3	0,5	-0,56	n.s.
Ephemerella mucronata	0,4	0,3	0,40	n.s.
PLECOPTERA				
Diura nanseni	0,7	0,4	0,56	n.s.
Taeniopteryx nebulosa	1,3	3,3	-1,33	n.s.
Brachyptera risi	1,7	0,7	1,08	n.s.
Amphinemura standfussi	0,4	0,7	-0,48	n.s.
Nemoura cinerea	1,5	0,7	1,22	n.s.
Capnia atra	0,4	5,1	-1,70	n.s.
Leuctra fusca	3,7	6,3	-0,79	n.s.

B: Rammer

Gruppe/art Sone 1	N/m ²		95 % signi- fikans- nivå	Gruppe/art Sone 2	N/m ²		95 % signi- fikans- nivå
	Dag 1	Dag 2			Dag 1	Dag 2	
Fåbørstemark	130	98	n.s	Oligochaeta	99	202	n.s
Døgnfluer	18	1	*	Ephemeroptera	18	11	n.s
Steinfluer	4	2	n.s	Plecoptera	23	12	n.s
Vårfluer	29	15	n.s	Trichoptera	39	24	n.s
Stankelbeinlarve	25	60	n.s	Tipulidae	19	15	n.s
Fjærmygg	48	101	n.s	Chironomidae	87	84	n.s
Damsnegl	2	3	n.s	Lymnaeidae	3	8	n.s
Skivesnegl	6	1	n.s	Planorbidae	2	3	n.s
Vannmidd	6	4	n.s	Hydracarina	6	7	n.s
EPHEMEROPTERA							
Baëtis rhodani	15,9	0,9	*				
PLECOPTERA							
Diura nanseni	2	2	n.s				

For å analysere eventuell sammenheng mellom tetthet av bunndyr og antall timer arealene var vanndekt før prøvetaking, ble det utført en lineær regresjonsanalyse (tabell 9). Maksimums- og minimumsverdier for antall timer vanndekt var henholdsvis 288 timer og 6 timer. Resultatet viser at det ikke var noen korrelasjon mellom bunndyrtettheter og antall timer vanndekke hverken for noen av bunndyrgruppene eller dominerende arter.

Tabell 9. Resultatet av lineær regresjonsanalyse mellom bunndyrtetthet (N/m^2 , basert på surberprøver) og antall timer vandekt før prøvetaking i sone 1 og 2, Nidelva 1983 og 1984. k = stigningskoeffisient, r^2 = korrelasjonskoeffisient, p = signifikansnivå

	Sone 1			Sone 2		
	k	r^2	p	k	r^2	p
Fåbørstemark	-0,096	0,009	0,630	-0,085	0,007	0,593
Døgnfluer	0,352	0,124	0,066	0,083	0,007	0,601
Steinfluer	0,112	0,013	0,571	-0,052	0,003	0,743
Vårfluer	0,124	0,015	0,529	0,169	0,029	0,283
Tovingelarver	0,054	0,003	0,785	0,253	0,064	0,106
Knottlarver	0,212	0,045	0,278	-0,095	0,009	0,549
Fjærmygg	-0,149	0,022	0,450	0,401	0,161	0,008
Stankelbeinlarver	-0,198	0,039	0,313	-0,150	0,022	0,344
Damsnegl	-0,025	0,001	0,899	-0,059	0,004	0,707
Skivesnegl	0,161	0,026	0,414	0,077	0,006	0,627
Vannmidd	0,047	0,002	0,813	-0,194	0,038	0,218
Plecoptera						
Taeniopteryx nebulosa	0,017	0,002	0,937	0,040	0,002	0,802
Diura nanseni				-0,084	0,007	0,596
Capnia atra				-0,069	0,005	0,662
Ephemeroptera						
Baëtis rhodani	0,373	0,139	0,051	0,067	0,004	0,675
Ephemerella aurivillii	0,133	0,018	0,501	0,049	0,003	0,753

Dette tyder på at drivfauna bare i liten grad koloniserer reguleringssonen etter en tørrlegging.

Til tross for at det i elver vil være et betydelig driv av bunndyr, finner vi ingen økning i tetthet av sentrale bunndyrgrupper selv etter mange ukers vandekke. Dette viser at mange arter/grupper ikke finner livsbetingelser i reguleringssonen som blir analogt til reguleringsssonen i kraftverksmagasiner. Dette synes å være en klar effekt av de hyppige og raske vannstandsvekslingene, noe som trolig har forårsaket endringer i bl.a. substratet og over tid har medført en utarming av faunaen i reguleringssonen (sone 1 og 2).

4.1.5 Planktondriv

På flere stasjoner i den lakseførende del av Nidelva ble det i 1984-86 tatt drivprøver av plankton for å undersøke mengde og sammensetning av småkreps, som kan være av stor betydning som næring for ulike bunndyr og yngel/ungfisk av laks og ørret. Planktonkrepsene produseres først og fremst i sjøer og tjern, men kan også leve permanent i stillestående elvepartier, som bl.a. vist for Sveanområdet i øvre del av Nidelva (Koksvik & Arnekleiv 1984).

En regner med at hovedtyngden av planktonkreps som blir tilført den lakseførende del av Nidelva blir ført ut av Selbusjøen gjennom inntaket for Bratsberg kraftstasjon, som har utløp av driftsvann direkte i lakseførende del; eller gjennom Svean kraftverk med utløp lenger oppe i vassdraget. Planktonkrepsene har liten mulighet for å oppholde seg i rennende vann og blir derfor ført nedover vassdraget med strømmen som driv.

Artssammensetning og mengder i planktondrivet framgår av vedlegg 3-8. Normal årssyklus for planktonproduksjonen i sjøer gjenspeiles ved at det ble registrert størst mengder (biomasse) i drivet i august. Det ble da ofte funnet en biomasse på 10-20 mg/m³. Dersom en tar utgangspunkt i en vassføring på 90 m³/s (Nedre Leirfoss kraftverk og 1 maskin i Bratsberg), utgjør dette et planktondriv på 78-156 kg tørrvekt pr. døgn, eller ca. 800-1600 kg våtvekt pr. døgn. Dette representerer et stort næringspotensiale for dyreformer lenger opp i næringskjeden.

I 1986 ble det ved tre anledninger tatt drivprøver av driftsvann fra Nedre Leirfoss og Bratsberg kraftstasjoner (vedlegg 8). I august og september ble det registrert 5-10 ganger høyere biomasse av planktonkreps i driftsvann fra Bratsberg kraftstasjon enn fra Nedre Leirfoss. Dette var forventet i og med at Bratsberg tar vann direkte fra Selbusjøen, mens Nedre Leirfoss bruker ellevann. I juni var forholdet omvendt, men det er stor usikkerhet på grunn av meget små verdier fra begge steder på dette tidspunkt.

4.2 Ungfisk

4.2.1 Tetthet av ungfisk

Det ble foretatt tetthetsfiske ved LRV (= laveste regulerte vannstand, dvs. minstevannføring) i første halvdel av august hvert år (bortsett fra i 1986, da innsamlingen foregikk 24.07.). Undersøkelser i 1982 viste at det var liten tetthet av fisk på de periodisk vanndekte arealene grunnere enn LRV. I august er siste årets yngel av laks og ørret tilgjengelig ved elfiske.

I tabell 10 er vist tetthet av laks- og ørretunger i perioden 1983-1985.

Tabell 10. Tetthet av laks- og ørretunger pr. 100 m² flate etter tre overfiskinger (+ 95% konfidensintervall)

År	Dato	Område	Art	Størrelse	Antall pr. 100 m ² flate
1982	11.09.	Nydalen	laks + ørret	årsyngel	1005,5 ± 38,0
1984	08.08.	Nydalen	laks + ørret	årsyngel	759,8 ± 144,8
1985	06.08.	Nydalen	laks + ørret	årsyngel	535,0 ± 100,5
1986	24.07.	Nydalen	laks + ørret	årsyngel	1158,8 ± 236,4
1983	16.08.	Stryket	laks	>0+	62,1 ± 4,8
	23.08.	Nydalen	laks	>0+	105,5 ± 12,0
1984	08.08.	Stryket	laks	>0+	36,1 ± 4,0
	08.08.	Nydalen	laks	>0+	34,4 ± 3,3
1985	06.08.	Stryket	laks	>0+	3,1*
	06.08.	Nydalen	laks	>0+	
1986	24.07.	Stryket	laks	>0+	29,3 ± 2,4
	24.07.	Nydalen	laks	>0+	38,7 ± 3,6
1983	14.08.	Samlet**	ørret	>0+	13,8 ± 0,7
1984	08.08.	Samlet	ørret	>0+	5,6 ± 1,9
1985	06.08.	Samlet	ørret	>0+	3,8 ± 1,1
1986	24.07.	Samlet	ørret	>0+	20,0 ± 1,2

* I 1985 ble det overfisket et areal på tilsammen 577 m² på områdene Stryket og Nydalen (ikke Zippin estimat).

** Gjelder områdene Stryket, Renna og Nydalen.

Tettheten av ørret er generelt lav, derfor har vi valgt å slå sammen områdene Stryket, Renna og Nydalen. Arealene som ble overfisket var til sammen alltid mer enn 300 m² (333-952 m²).

Bortsett fra i 1985 dominerte laksungene (større enn årsyngel (> 0+)) ved tetthetsfiske i august. Fisketetthetene av laks- og ørretunger varierte mye i undersøkelsesperioden. Endringene er så store at de ikke kan skyldes innsamlingsmetodikken.

De største tetthetene av laksunger (> 0+) ble registrert i 1983. Senere har tetthetene avtatt til mellom ca. 1/3 og 1/4 av dette. I 1985 ble det knapt registrert laksunger på de samme områdene. Under tetthetsfiske i 1985 ble det registrert at det var usedvanlig lite fisk. Dette ble under fisket knyttet til den jevnt lave vannføringen (minstevannføring) som var fra månedskiftet juni/juli til innsamlingen i august. Den jevne vannføringen medførte at elvebunnen var dekt av fint slam i mye større utstrekning enn tidligere. I 1986 synes imidlertid tettheten av laksunger å ha kommet opp på samme nivå som i 1984. Som nevnt har tettheten av ørretunger vært lav. Det laveste fangsttallet for ørret var i 1985 som for laksungene, men endringene er ikke så markerte som for laksungene.

Det ble funnet relativt bra med eldre fisk enn ettåringer (> 1+) av laks og ørretunger i 1986. Dette må bety at en ikke kunne ha hatt massedød av fisk sommeren 1985, men at fisken har endret tilholdssted ved tetthetsfiske i august 1985, sannsynligvis fordi substratet var slammet ned. Ungfisken har trolig trukket til mer strømssterke områder hvor slammet ble transportert vekk. Cordone & Kelly (1961) foretok en litteraturgjennomgang om sammenhengen mellom effekter av uorganisk sediment på næringsfauna og laksefisk. Rapporten sier at det er betydelige effekter av stor finmassestransport i en elv. Det ble vist til at en på grunn av

finmassetransport i verste fall kan utrydde hele laksepopulasjonen. Wolf (1950) hevder at den atlantiske laksen forsvant fra Ontario Bay på grunn av massetransport i forbindelse med menneskelig aktiviteter som førte til at elvene ble slammet til.

Hva de store variasjonene i tettheten av laksunger i Nidelva skyldes har vi ikke kunnskap om med bakgrunn i disse undersøkelsene. Vi mener at stranding av fisk trolig ikke er sannsynlig årsak til nedgang i tettheten av laksunger, spesielt i 1985. En kan tenke seg at endringer i kjøringen av kraftverket i undersøkelsesperioden har medført disse forskjellene. Sommeren 1985 var det som nevnt ingen vekslinger i vannføringen (juni/juli - innsamlingsdato). Det var konstant minstevannføring som medførte nedslamming av strømsvake områder av elva, på disse områdene av elva ble trolig næringsdyrproduksjonen nedsatt.

Det var spesielt lav vannstand for årstida i Selbusjøen (kote 157,5) ved slutten av juni (1985), og det kan ikke utelukkes at gassovermetning i driftsvannet har medført forflytning hos ungfisken, at fisken har søkt ned på dypere vann for å unngå dykkersyke. Det ble i det aktuelle tidsrommet rapportert om to større fisk med mulige symptomer på dykkersyke. Senere pilotforsøk har ikke gitt indikasjoner på gassovermetning.

Tetthetsfiske etter årsyngel (0+) ble foretatt på begrenset areal på Nydalen. Nydalen er et viktig gyteområde for laks og ørret i elva, og det ble målt over 1000 yngel av ørret og laks pr. 100 m² flate. Lavest tetthet ble målt i 1985, men det kan være tilfeldig fordi forsøksfeltets plassering i forhold til gytegrøpene har variert. Forskjellene kan skyldes stor naturlig dødelighet blant yngelen i denne perioden, og utviklingen kan være forskjellig fra år til år (Elliott 1985).

4.2.2 Smoltproduksjon

Våren 1984 ble det forsøkt å estimere laksesmoltproduksjonen i Nidelva. Opplegget for undersøkelsene var etter modell fra Orkla-arbeidene (Garnås & Hvidsten 1985). Det ble benyttet oppdrettssmolt som ble merket og utsatt i elva ved Leirfosshølen. Fangstfelle ble montert på gangbrua på Nidarø. Det viste seg at vannhastigheten gjennom fangstfella ble for liten pga. kloakkforurensing og generelt liten vannhastighet på stedet. Kun 1 Carlin-merket smolt ble gjenfanget av 2000 utsatte smolt.

I 1985 ble det bygd kabelbane over Nidelva ved Tempe. Dette var det nederste punktet i elva som hadde stor nok vannhastighet for denne typen felle for fangst av smolt på utvandring.

Det ble merket i alt 553 villsmolt i perioden 11.-14.03. på den lakseførende strekningen ovenfor Tempe. I tillegg ble det satt ut 4 grupper á 1000 oppforete smolt ved Nedre Leirfoss. Av disse var 2000 Carlinmerket og 2000 finneklippet (utsatt 10. og 13.05.).

Fella ble satt ut 16.04. og sto ute til 18.06. I perioden 06.05. til 12.06. ble det fanget i alt 40 ville og 22 oppforete smolt.

Det ble bare gjenfanget en merket villsmolt (av 553), og dette er for lite til å beregne smoltproduksjonen. Gjenfangstprosenten for de fire ulike gruppene av oppforet smolt var 0,7, 0,6, 0,5 og 0,4. Det er så liten spredning i gjenfangsten fra de fire ulike utsettingsgruppene,

at den oppforete smolten synes å kunne bli brukt til å estimere smoltproduksjonen i Nidelva. Produksjonen er beregnet etter Ricker (1975).

$$\frac{(M+1)(C+1)}{(R+1)} = \frac{(4000+1)(62+1)}{(22+1)} = 10959 \text{ (konfidensintervall 7592-17031)}$$

M = antall merkete smolt

C = antall fangete smolt

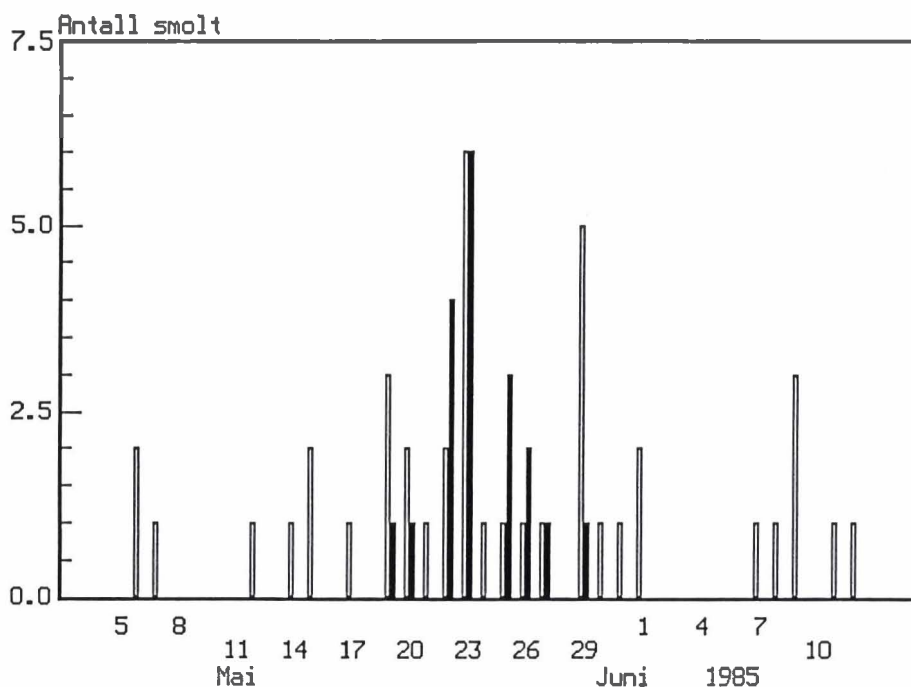
R = antall gjenfangete smolt

Smoltproduksjonen i Nidelva i 1985 synes å ha vært ca. 11 000 på strekningen fra Nedre Leirfoss til Tempe. Totalproduksjonen for hele den lakseproduserende delen av Nidelva forutsatt lik produksjon ovenfor og nedenfor Tempe blir 17 158 stk. smolt eller 2,8 smolt pr. 100 m². Arealet er beregnet som bruttoareal ved HRV fra Nedre Leirfoss til Marienborg (rett nedenfor Regionsykehuset).

Estimatet forutsetter at fangsteffektiviteten har vært like god for oppforet og vill smolt. Det ble imidlertid pga. stor vannføring i perioden 08.05. til 18.05. benyttet en 1 m² felle, ellers ble det brukt 2 m² felle. Den utsatte smolten synes å ha gått ut etter den 18.05., etter som det ble fanget flest oppforete smolt fra 21. til 25.05. (figur 11). Imidlertid hadde fangstfella på 1 m² litt for stor maskevidde som gjorde at vi trolig har mistet villsmolt i perioden 08. - 18.05. Samtidig viser erfaringene fra smoltproduksjonsundersøkelsene i Orkla at den oppforete smolten er lettere å fange i fellene enn villsmolten (Hvidsten 1990).

Smoltutgangen i Nidelva synes å være synkron med utgangen i Orkla. I perioden 08.05. - 18.05. gikk 50 % av smolten i Orkla forbi fangstfellene ved Meldal. På grunn av nedsatt fangsteffektivitet ble bare 12,5 % tatt i dette tidsrommet i Nidelva. Dersom en antar at 50 % av villsmolten i Nidelva i virkeligheten passerte Tempe i denne perioden, skulle totalfangsten i hele innsamlingsperioden vært 70 villsmolt. Totalproduksjonen blir da ca. 25 000 stk. eller 4,2 smolt pr. 100 m², forutsatt lik fangsteffektivitet for vill og oppforet merket smolt.

En smoltproduksjon på 4,2 smolt pr. 100 m² er det samme som (4,1) produksjonen en fant i Orkla i 1983 under uregulert tilstand (Garnås & Hvidsten 1985). Nidelva er vesentlig mer næringsrik enn Orkla. Imidlertid har elva store dype partier med fint sediment som ikke er egnede oppvekstområder for ungfisk. Produksjonen er trolig også begrenset pga. lokal nedslamming fra fint leirslam og delvis forurensninger.



Figur 11. Fangstfordeling under fellefangsten fra smoltutgangen i Nidelva våren 1985. Villsmolt er vist i åpne søyler og oppdrettsmolt i fylte søyler.

Laks- og ørretunger er revirhevdende (Kalleberg 1958, Bachmann 1984). Stadig vannføringsendringer medfører trolig økt stress på ungfisken i forhold til under naturlig avrenning. Dette kan virke begrensende på ungfiskproduksjonen.

Reguleringen kan imidlertid nedsette produksjonen som følge av at naturlige flommer uteblir og at bunnsubstratet ikke blir vasket rent. Samtidig virker reguleringen svært positivt på produksjonsforholdene ved at det opprettholdes en stor minstevannføring i vassdraget. Dette betyr at størsteparten av bunnarealet av elva er permanent vanndekt. Det gir trolig nedsatt vinterdødelighet hos ungfisken.

4.2.3 Laksens alder og størrelse ved smoltutvandring

Gjennomsnittslengden hos villsmolten er vist i tabell 11. Gjennomsnittsalderen i dette materialet var 3,1 år. Alderen hos smolten overensstemmer med den som er funnet i voksenfiskmaterialet, s. 48. Smoltalderen synes å være stabil i Nidelva. I perioden 1980-1986 har smoltalderen i Orkla variert mellom 3,0 og 3,5 år (Hvidsten 1990). Smoltalderen i Nidelva er trolig stabilisert pga. jevn vanntemperatur.

Tabell 11. Alder og gjennomsnittslengde hos smolt av laks på utvandring i Nidelva våren 1985

Antall	Alder i år	Lengde i mm ($\pm$ 95% konfidensintervall)
2	2	116,5
34	3	144,0 $\pm$ 3,5
4	4	163,0 $\pm$ 6,1
40	3,1 $\pm$ 0,1	144,5 $\pm$ 4,1

Smoltstørrelsen er i samme størrelsesorden som i Orkla i perioden 1979-83, hvor gjennomsnittslengden varierte mellom 135 og 151 mm.

4.2.4 Stranding av fisk

Det ble i årene 1983 og 1984 på 3 faste forsøksfelt i elva ved Stryket, Trekanten og Nydalen foretatt registrering av antall fisk som ble tørrlagt (strandet) når Bratsberg kraftverk ble stanset.

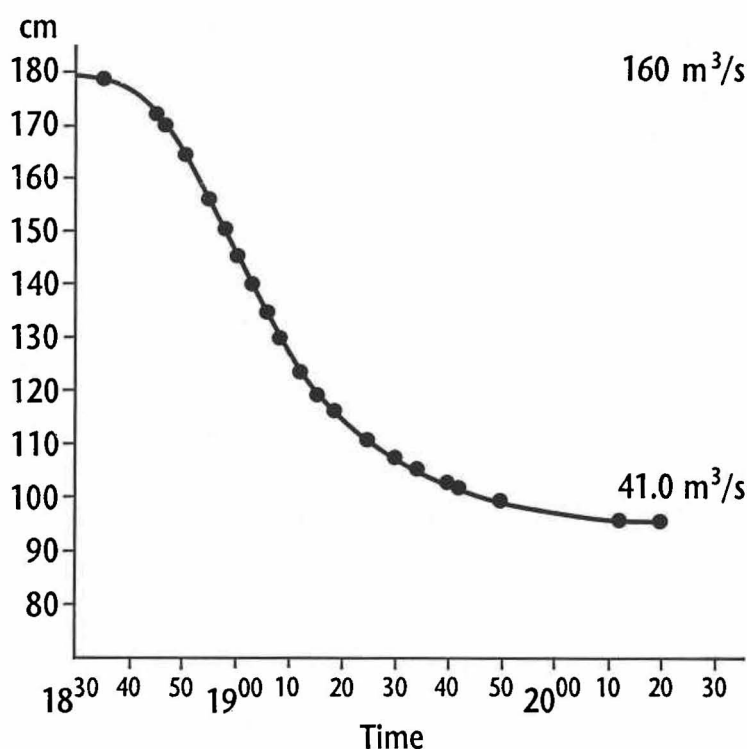
Det viste seg at det vesentlig var årsyngel mindre enn ca. 50 mm av laks og ørret som strandet. Ved i alt 14 tilfeller av stranding ble det funnet 1456 og 379 årsyngel av hhv. laks- og ørretunger. I tillegg ble det funnet 58 større laks- og ørretunger på de tre prøveflatene til sammen. Resultatene fra strandingsforsøkene er tidligere beskrevet av Hvidsten (1985a, b).

En analyse av sammenhengen mellom antall fisk som strandet og antall timer de ulike forsøksfeltene var vanddekt viste at det praktisk talt var like mange yngel av laks som strandet pr. stans fram til at laksungene ble ca. 50 mm lange. Dette ble tolket som at det var tilstrekkelig med laksyngel i elva til å tåle vannstandsendringene som fant sted i undersøkelsesperioden.

Fordi det tilsvarende strandet færre ørretyngel fra gang til gang tyder dette på at rekrutteringen av ørret blir skadet som følge av reguleringen.

Årsaken til at ørretyngelen er mer utsatt for fluktuasjoner i vannstand enn laksen, er at ørreten fortrinnsvis opptre på strømsvakere områder ved land. Relativt små tørrlagte arealer i forhold til total oppvekstareal, kan være årsak til at det ikke ble påvist skade på rekrutteringen av laks pga. stranding. Det vil si at det er stor grad av bratte elvesider i Nidelva som blir tørrlagt og som nedsetter strandingssannsynligheten. Lignende forhold er også beskrevet av Prewitt & Whitemus (1986).

Denne analysen har tatt utgangspunkt i den alvorligste typen stans i kraftverket, dvs. når begge maskiner stanser samtidig (type 3). Vannføringa synker da fra ca. 150 m³/s til 30 m³/s. Hvor raskt vannstanden synker er vist i figur 12. Vannstanden går ned opptil en halv meter på en halv time. Total vannstandssenking kan bli ca. en meter.



Figur 12. Vannstandsending pr. tidsenhet ved stans av begge turbiner i Bratsberg kraftverk, målt ca. 100 m nedenfor Sluppen bru.

Forutsatt at årene 1983 og 1984 var representative mht. antall stans i kraftverket skulle resultatene fra strandingsanalysene være representative for alle år. I tabell 12 er vist type og antall stans i den perioden av året da strandingsfaren er størst. Det viser seg at det både i 1983 og 1984 var vesentlig færre av type 2 stans (dvs. den ene maskinen i Bratsberg kraftverk som var i gang ble stanset) enn gjennomsnittet. I utgangspunktet var det antatt at type 2 stans er alvorligere trussel for ørret- og laksungene enn type 1 stans. Frekvensen av type 2 stans var i 1983 og 1984 hhv. 4,3 og 2,5 ganger under gjennomsnittet i perioden 1978-86.

Tabell 12. Antall og type stans i Bratsberg kraftverk

År	Type 1 (100-50 MW)					Type 2 (50-0 MW)					Type 3 (100-0 MW)				
	Juli	Aug	Sept	Okt	Sum	Juli	Aug	Sept	Okt	Sum	Juli	Aug	Sept	Okt	Sum
1978	15	10	10	16	51	19	2	6	0	27	2	0	0	0	2
1979	12	5	14	5	36	3	11	14	5	33	0	0	3	2	5
1980	0	1	8	1	10	0	6	24	23	53	0	0	0	1	1
1981	4	11	8	0	23	2	12	11	1	26	0	1	1	0	2
1982	13	10	7	12	42	17	15	16	7	55	0	2	2	1	5
1983	6	2	5	3	16	2	5	0	0	7	0	1	0	2	3
1984	7	10	6	7	30	6	2	1	3	12	1	2	1	1	5
1985	0	1	10	4	15	0	12	10	1	23	0	0	2	3	5
1986	0	4	1	9	14	22	13	3	0	38	0	0	0	0	0
Gj.sn.	10	6	8	6	26	8	9	9	4	30	-	-	-	-	3

Dersom type 2 stans er meget kritisk for overlevelsen skulle en forvente et lavt antall ettåringer året etter at det har vært mange stans. I 1983 ble det tvert om registrert 46 ettåringer av laks pr. 100 m² flate. Det synes derfor som om type 2 stans ikke er så farlig som antatt. Dette har trolig mest sammenheng med at tørrlegginga foregår vesentlig saktere med type 2 stans i forhold til type 3. Det at størsteparten av de tørrlagte arealene blir eksponert ved type 2 stans synes med andre ord å ha mindre betydning.

Hvilken type yngel er det så som dør pga. stranding? Det er en sterk konkurranse mellom fisk om de beste standplassene for å skaffe seg skjul og næring. En vil forvente at de beste områdene for både ørret- og laksunger er på de permanent vanndekte arealene under laveste reguleringsvannstand (LRV). Det er de største fiskene som inntar de beste plassene i kraft av sin størrelse.

Det er samtidig med strandingsforsøkene i en del tilfeller gjennomført elfiske under LRV på tilgrensende områder til strandingsområdene. I tabell 13 er vist lengde hos strandet og elfisket ørret- og laksunger.

Tabell 13. Gjennomsnittslengde hos laks- og ørretunger innsamlet fra elfiske under LRV og fra tørrlagte områder over LRV under strandingsforsøkene. SD angir standardavvik

Dato	Sted	Art	Elfisket yngel			Strandet yngel		
			Antall	Lengde	SD	Antall	Lengde	SD
25.03.83	Stryket	Laks	19	50,3	3,6	80	46,0	4,0
19.-20.10.83	Stryket	Laks	82	43,2	4,4	121	41,4	3,2
06.-07.08.84	Stryket	Laks	20	36,7	3,0	35	34,2	2,4
06.-07.08.84	Nydalen	Laks	69	35,7	2,6	20	34,0	2,6
19.-20.10.83	Nydalen	Laks	130	41,8	3,4	12	40,7	2,8
06.-07.08.84	Nydalen	Ørret	53	42,6	3,2	19	40,8	2,7

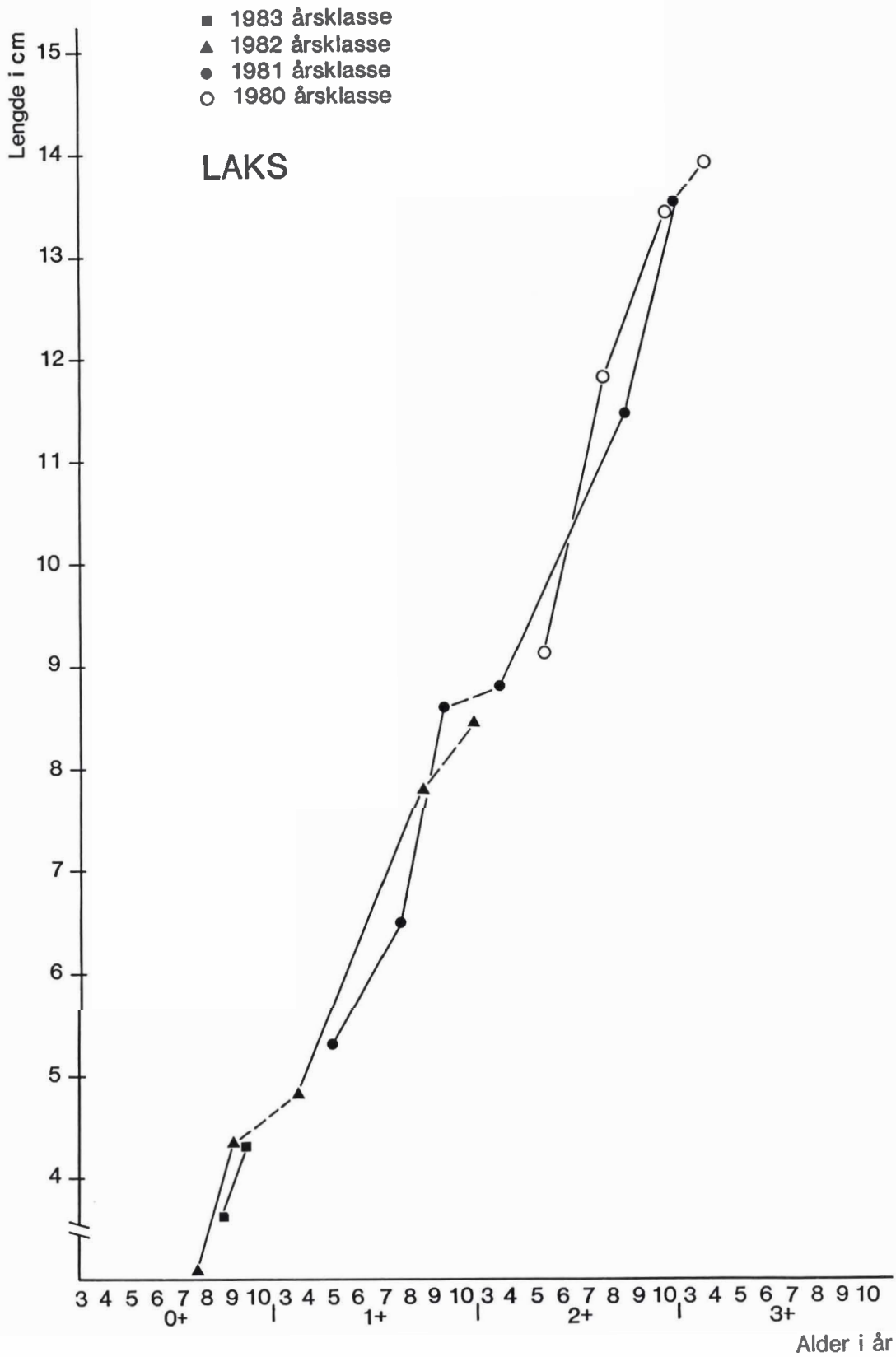
Laksungene som strandet var signifikant mindre enn de som ikke strandet ($p < 0,03$). Det vil med andre ord si at det er laksunger som er mest konkurranseutsatt som dør pga. stranding. Ørretmaterialet er begrenset til ett tilfelle, også her var den strandete fisken minst.

Analysen sier ikke noe om hvor stor skaden på ørretrekrutteringen er. Oppfanget kvantum sjøørret før og etter reguleringen er trolig den eneste måten en ut fra eksisterende materiale kan vurdere yngeltapet på.

4.2.5 Vekst

Aktuell vekst og beregnet veksttap pga. reguleringen

Gjennomsnittslengde for laksungene varierte mellom 43 og 50 mm etter første vekstsesong (figur 13). Tilveksten i løpet av andre vekstsesong varierte mellom 39 og 55 mm, men var oftest i overkant av 40 mm. Det var betydelig forskjell i tilveksten fra år til år, og best tilvekst ble registrert i 1985.



Figur 13. Gjennomsnittslengden målt hos laksunger i Nidelva.

Ørretungene vokste bedre enn laksungene (figur 14). Ved slutten av første vekstsesong var gjennomsnittslengden 59-65 mm. Tilveksten andre sommeren var 52-61 mm.

I tabell 14 er den observerte veksten hos ørretunger i Nidelva sammenlignet med beregninger utført ved hjelp av den norske utgaven av vekstmodellen (Jensen 1990). Ved beregningene er data for vanntemperaturen målt ved Kroppan benyttet. I gjennomsnitt for 5 år (1982-1986) vokser ørreten 83 % av det modellen tilsier.

Ved hjelp av vekstmodellen går det an å estimere hvor godt ørreten ville ha vokst i Nidelva dersom Bratsberg kraftverk ikke hadde vært utbygd. Det kan gjøres ved å benytte vanntemperaturdata fra Nedre Leirfoss i vekstmodellen i stedet for dataene målt ved Kroppan. En forutsetning er at næringstilgangen for ørreten er den samme før og etter bygging av Bratsberg kraftverk. Resultatet av beregningene må for hvert år reduseres tilsvarende prosentandelen som er oppgitt i tabell 14.

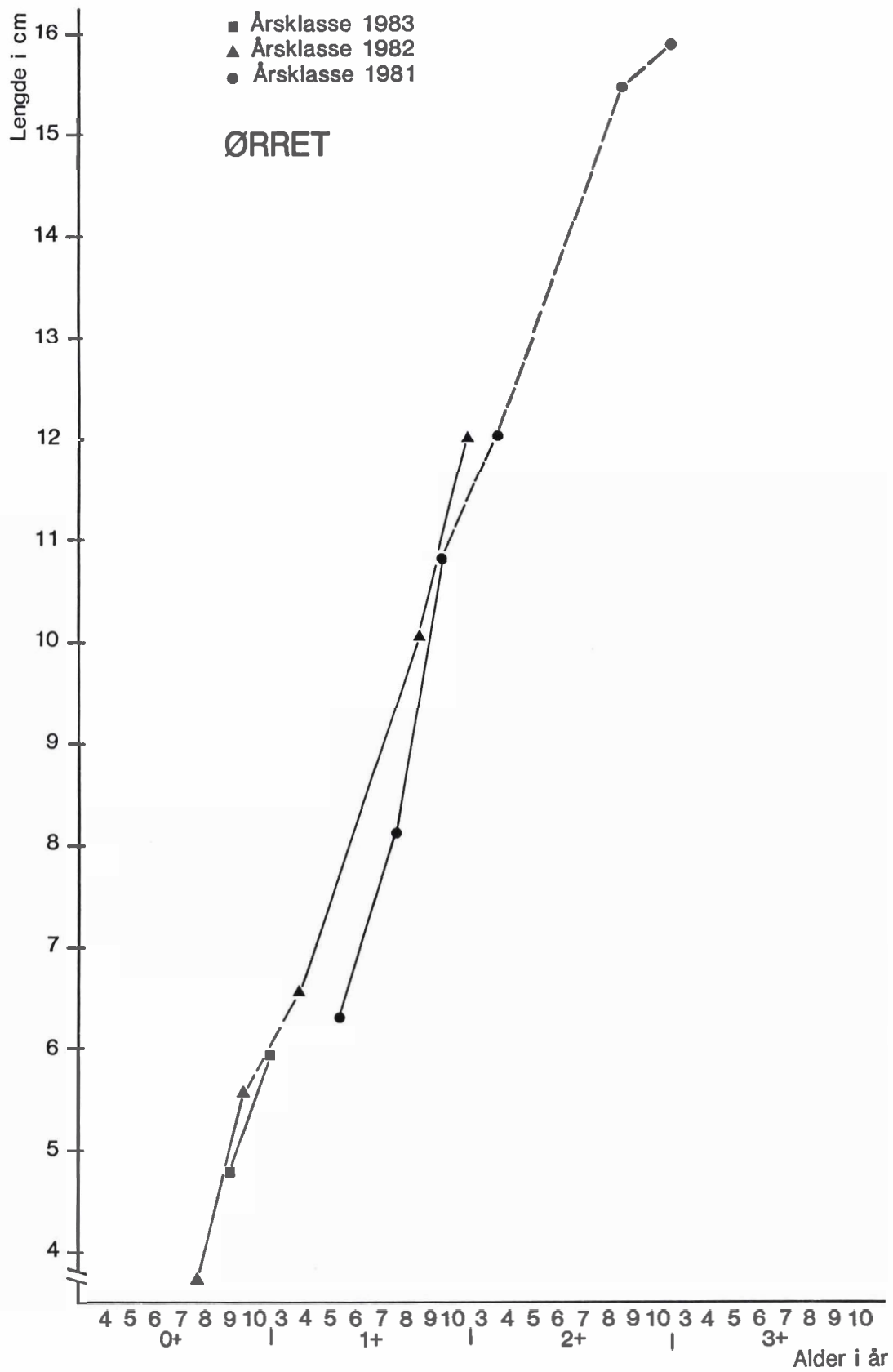
Tabell 14. Forhold (i prosent) mellom observert tilvekst av ørret (alder 1+) og tilsvarende tilvekst beregnet ut fra vekstmodellen (Jensen 1990)

Vekstsesong	Forholdstall (prosent)
1982	72
1983	96
1984	82
1985	86
1986	79
Gjennomsnitt	83

Vi har data for vanntemperaturer målt ved Nedre Leirfoss i 1984, 1985 og 1986. Beregninger for ørret i sin andre vekstsesong (1+) antyder en tilvekst på henholdsvis 59,1, 65,4 og 54,5 mm de tre årene dersom Bratsberg kraftverk ikke hadde vært bygd, sammenlignet med målte verdier på henholdsvis 50,8, 62,3 og 52,7 mm.

Vekstøkningen ville vært størst i 1984. Det skyldes at mai 1984 var varmere enn normalt, og temperaturen i elva steg tidlig til over 5 °C. Utløpsvatnet fra Bratsberg kraftverk var imidlertid kaldt, og avkjølte elva nedstrøms kraftverket. Ørretens vekstsesong ble derfor i 1984 minst 2 uker kortere enn om Bratsberg kraftverk ikke hadde vært bygget.

Vekstberegningene antyder en gjennomsnittlig vekstreduksjon på 4 mm pr. år på grunn av lavere vanntemperatur etter regulering. Dette tilsvarer en vekstreduksjon på ca. 8 %, og betyr at ca. 8 % av fisken må stå ett år ekstra i elva før de når tilstrekkelig størrelse til å smoltifisere. Dersom en regner med ca. 50 % dødelighet pr. år, vil den reduserte veksten føre til et smolttap på 4 %. Denne beregningen gjelder kun effekt av lavere vanntemperatur. Den forholdsvis høye minstevannføringen etter regulering har trolig ført til økt næringstilgang og økt overlevelse. Dette vil delvis kompensere for den lavere tilveksten etter regulering.



Figur 14. Gjennomsnittslengden målt hos ørretunger i Nidelva.

4.2.6 Næringsvalg til ungfisk

Næringsvalget til ulike aldersgrupper av laks og ørret, basert på antall dyr i mageprøver, er vist i figur 15. Mageprøver fra alle stasjoner i perioden mai-september er sett under ett i fremstillingen.

Ungfisk av laks og ørret hadde store likheter i næringsvalg. Dette gjelder alle årsklasser. Fjærmygg hadde sterk dominans hos begge arter. Hos årsyngel (0+) ble det funnet at 67-74 % (henholdsvis laks og ørret) av totalt antall dyr i mageprøvene var fjærmygglarver. Ørretyngelen hadde likevel spist atskillig mer enn laksyngelen. Det ble i gjennomsnitt registrert 13 fjærmygglarver i hver ørretmage, mot 6 i hver laksemage.

Forøvrig var døgnfluelarver, steinfluelarver og plankton de viktigste byttedyrene til yngel (0+) av begge arter.

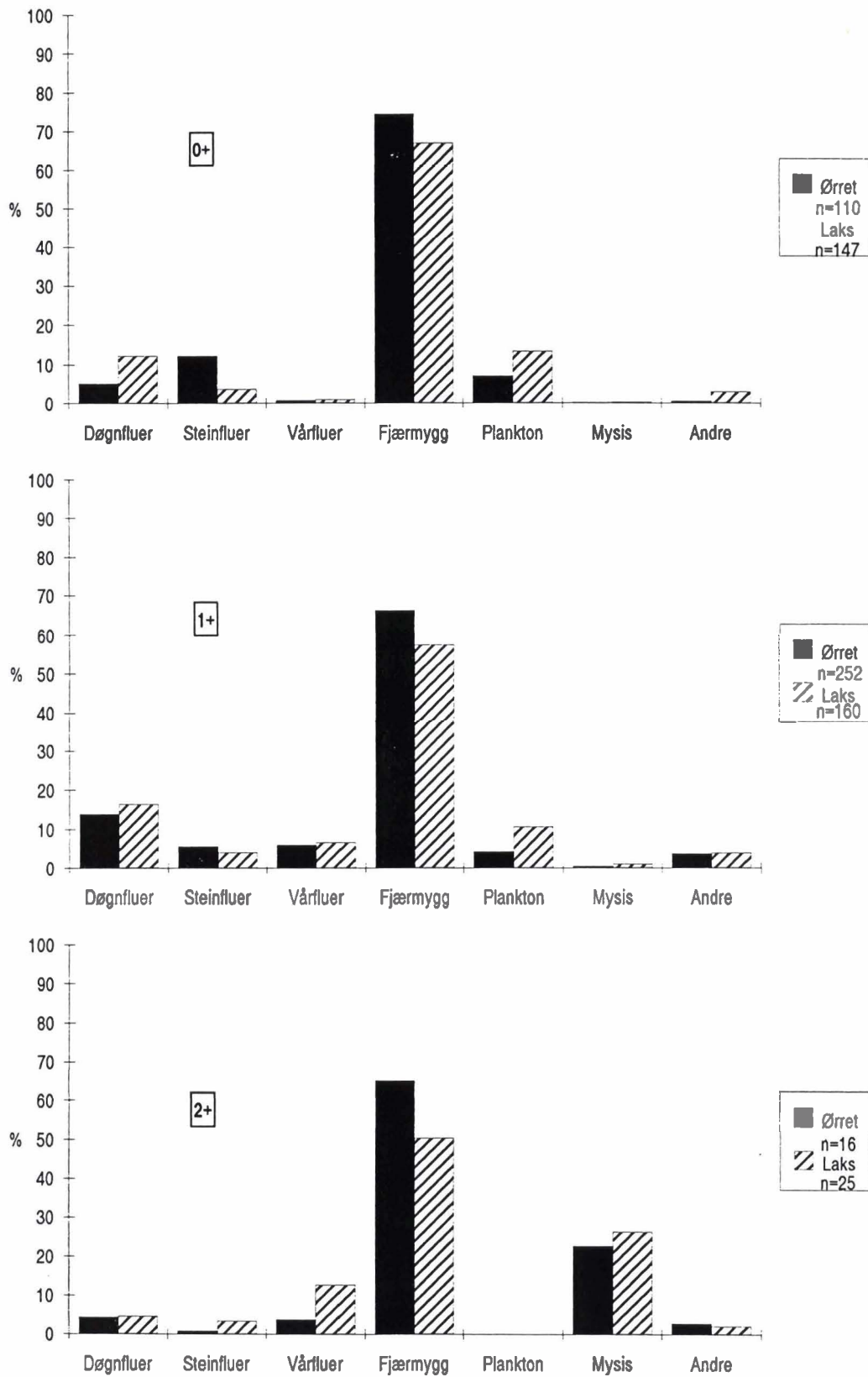
Hos ettåringer (1+) var dominansen av fjærmygg litt svakere enn hos årsyngel (0+). Også i denne aldersgruppen hadde ørret spist mer enn laks. I gjennomsnitt ble det funnet hele 29 fjærmygglarver i hver ørretmage og 10 i hver laksemage.

Døgnfluelarver, steinfluelarver og plankton var også viktige byttedyr for aldersgruppe 1+ av begge arter. I tillegg kom vårfluelarver inn med en sterkere andel enn hos 0+. Vårfluelarvene er store byttedyr som næringsmessig vil ha langt større betydning enn den prosentvise andel av antall tilsier. Det er vanlig at andelen av vårfluer øker med fiskens alder/størrelse hos ungfisk av både laks og ørret (Jensen et al. 1993, Johnsen et al. 1991).

Dominansen (%) av fjærmygg var tilnærmet lik hos toåringer (2+) og ettåringer (1+). Ørret innen aldersgruppe 2+ hadde spist mer enn laks, og det ble i gjennomsnitt registrert 36 fjærmygg i hver ørretmage, mot 18 i hver laksemage.

Hos aldersgruppe 2+ kom mysis (*Mysis relicta*) inn med en betydelig andel hos både ørret og laks. Det ble gjennomsnittlig funnet 13 mysis i ørretmager og 9 i laksemager innen denne aldersgruppen. Mysis ble spist gjennom hele sesongen og på hele elvestrekningen. Mysis blir ført ut av Selbusjøen med driftsvannet for kraftverkene. Arten er tidligere vist å ha betydning som næring for ørret og røye i øvre del av Nidelva, nedenfor Svean kraftstasjon (Koksvik & Arnekleiv 1984).

Under betegnelsen "Andre" i figur 15 er samlet mer og mindre sporadiske forekomster av gruppene snegl (Lymnaeidae), vannbiller (Coleoptera), knott (Simuliidae), stankelbein (Tipulidae), ubestemte tovinger (Diptera indet.), vannmidd (Hydracarina), fåbørstemark (Oligochaeta) og forskjellige overflateinsekter.



Figur 15. Næringsvalg hos ulike aldersgrupper av laks og ørret i Nidelva, basert på antall dyr i mageprøvene.

4.3 Voksen fisk

4.3.1 Gytegrupundersøkelser

Det ble foretatt gytegrupundersøkelser ved flyobservasjon på ulike tidspunkter i 1982 og 1983. Undersøkelsene ble gjennomført ved LRV, når begge maskiner i Bratsberg kraftverk var stanset. I kun ett tilfelle ble observasjonene vellykket. Det viste seg at leirslam enten som følge av stor vannføring i sidebekker, eller ved at leirslam fra hovedelva løsnet og blakket vannet og gjorde siktforholdene umulige til flyobservasjoner i de øvrige forsøkene. Metoden for flyobservasjon av gytegrupper er beskrevet av Heggberget et al. (1986).

Nidelva er ei elv som har spesielt dype partier i forhold til andre elver i distriktet. Siktforholdene er derfor vanskelige og begrenser de arealene som er tilgjengelige ved flyobservasjon.

Stamfiske gjennom mange år i Nidelva har vist at laks sjelden gyter før 15. november. Hovedperioden for gyting synes å være fra 15.-20. november til 15. desember. I 1993, f.eks., foregikk stryking av stamfisk den 5. desember, men fisken kunne ha stått enda en uke før stryking (A. Weiseth, TOFA, pers. medd.). Gyteperioden for sjørret faller atskillig tidligere, og er sannsynligvis mest intens i slutten av september.

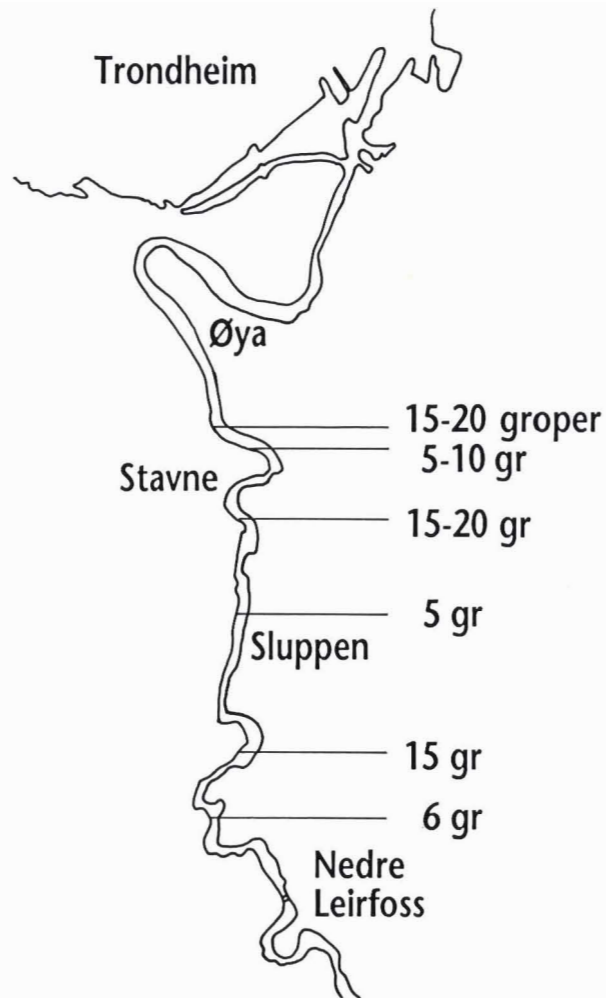
Dette indikerer at flyregistreringene i 1983 foregikk for tidlig til å gi et best mulig bilde av antall gytegrupper for laks, mens sjørret var ferdig med gyteperioden.

I figur 17 er vist et oversiktsbilde på reset utenfor Trekanten i svingen ovenfor Kroppan bru. Ved flyobservasjonene ble det notert 6 sikre gytegrupper midt ute i elva. Ved kontroll i elva viste det seg at det i tillegg var et sammenhengende belte av gytegrupper langs land mot Trekanten, slik at antall gytegrupper ble sterkt underestimert på dette stedet.

Beliggenhet av gytegrupper i forhold til varierende vannføring og eventuell dødelighet som følge av tørrlegging ble undersøkt. Det ble funnet flere gytegrupper grunnere enn de permanent vanndekte arealene ved Trekanten. Det ble også funnet tre sikre gytegrupper i sideløpet innenfor Trekanten. Det sildrer vann over dette sideløpet så lenge det er drift ved en maskin i Bratsberg kraftverk og det er minstevannføring i tillegg ($85 \text{ m}^3/\text{s}$).

Utviklingen ved disse gytegruppene i sideløpet på Trekanten ble fulgt våren 1984. På grunnlag av elfiske og graving i gropene ble det konstatert at det ikke skjedde noen skade på yngelen fram til klekkingen fant sted. Det var ørret som hadde gytt i sideløpet. Om substratoverflaten var tørrlagt ble ikke egg og de første yngelstadiene ødelagt. Disse gytegruppene lå like under HRV (vannstand ved høy vannføring, $180 \text{ m}^3/\text{s}$) og det kan nærmest ikke skje gyting på grunnere områder i elva. Det synes derfor som om det ikke blir skader på rekruttering av ørret og laksyngel pga. tørrlegging av gyteplasser. Årsaken må være at det alltid siver vann i de gruslagene hvor rogn/yngelen ligger, slik som beskrevet fra gytegrupundersøkelser i Eira (Jensen 1979).

FLYTELLING NIDELVA 17.11.82



Figur 16. Kart over registrerte gytegrøper av laks og ørret.



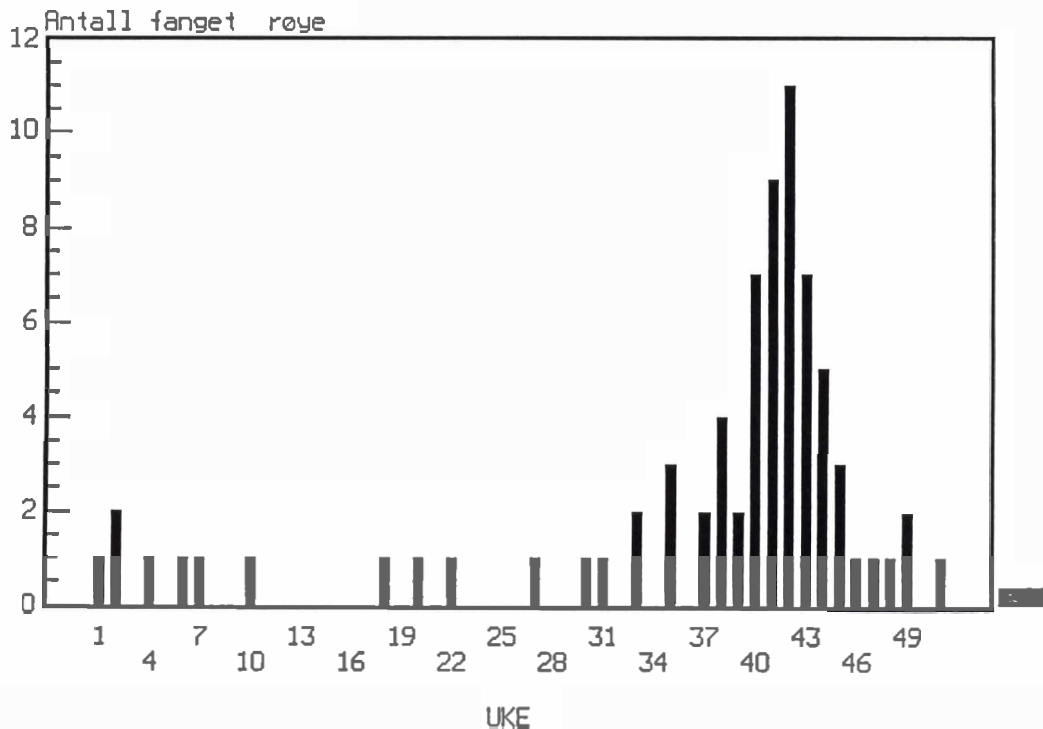
Figur 17. Bilde av gytegrøper ved Trekanten i Nidelva (dato 17.11.82)

4.3.2 Registrering av fisk i driftsvannet fra Bratsberg kraftverk

Det ble i 1983 igangsatt fellefangst nedenfor Bratsberg kraftverk ved utløpet ved Nedre Leirfoss. Bakgrunnen for at en satte igang undersøkelsene var at laksefiskere i Nidelva hadde observert stimer av røye i elva, noe som de ikke hadde sett tidligere. For å finne et mål på hvor mye fisk som går ut av Selbusjøen og ned i Nidelva, ble det montert en 1 m² stor fangstfelle ved utløpet av Bratsberg kraftverk. Forsøket ble gjennomført fra november 1982 til november 1984.

Det fremgår av figur 18 at den viktigste fangsten skjer om høsten. Det synes totalt å gå omkring 50 røye og ørret i fella pr. år (årsyngel utelatt). Det var bare et fåtall ørret i fangstene. I tillegg ble det registrert lake i fella.

Fisken var i ulik grad utsatt for skader i forbindelse med turbinpassasjen. Fella ble ettersett en gang i uka. På grunn av skader på fisken var det totalt bare hhv. 16 og 18 røyer i 1983 og 1984 som kunne lengdemåles.



Figur 18. Fordeling av fellefangst røye pr. uke ved utløpet av Bratsberg kraftverk 1982-1984 (materialet er slått sammen).

I tabell 15 er vist lengde og alder på fellefangst røye i 1983 og 1984.

Tabell 15. Lengde og alder på fellefanget røye ved Nedre Leirfoss. n = antall, l = lengde.

	ALDER															
	0+		1+		2+		3+		4+		5+		6+		7+	
	n	l	n	l	n	l	n	l	n	l	n	l	n	l	n	l
1983	1	62	2	145	3	182	6	237	3	274	1	258				
1984	1	65	6	122	4	197	4	226	1	264	0		1	280	1	296

I 1984 ble det funnet to gytemodne røyer, i 1983 en. Det var m.a.o. dominans av gjellfisk i fangstene, men fellefangsten var størst om høsten slik at den økte fangsten på dette tidspunktet synes å ha sammenheng med endret atferd hos gjellfisken i forbindelse med gytetiden.

En kan beregne antall fisk som har gått gjennom Bratsberg kraftverk ved å anta at vannstanden ved utløpet av kraftverket er konstant. Det vannfylte tverrsnittet i utløpskanalen er ca. 80 m². Fella fanget bare 1 m² av denne flata. Den totale fiskemengden pr. år (røye, ørret og lake) er da (80 x 50) = 4 000 fisk. Årsyngel av røye, som det var en god del av, er som nevnt ikke med i beregningen. Beregningen er et grovt overslag, med flere feilkilder. Vannstanden hvor fangstfella stod, varierte ofte gjennom døgnet. Dersom det er liten vannstand og stor utgang av fisk vil en overestimere antallet fisk som går ut. Et annet forhold er at en del fisk blir kuttet opp i flere deler ved turbinpassasjen. Dette øker fangstsannsynligheten i fella, noe som vil kunne gi en overestimering.

Det er usikkert hvilken betydning røya fra Selbusjøen har på laks- og ørretungene i Nidelva. Det er påvist røye ved elfiske rett nedenfor utløpet av Bratsberg kraftverk. Ved strandingsforsøkene ble det funnet noen årsyngel av røye på området Trekanten. På dette området ble det påvist gyting av røye idet elektroforese-analyse på rogn gav sikker påvisning av røye (våren 1983).

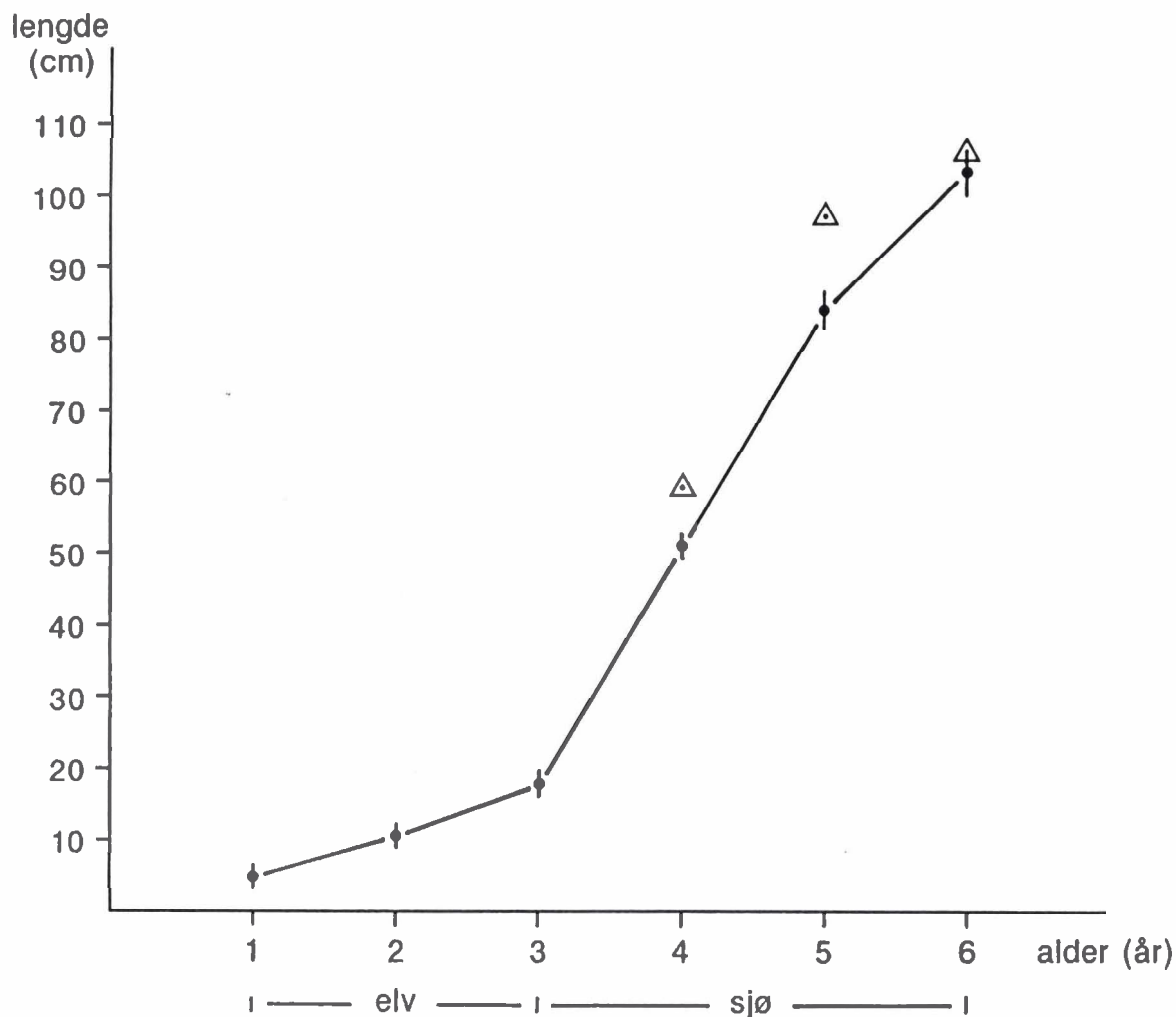
Nidelva har fått tilført røye fra de øvre deler av vassdraget også før reguleringen. Det er imidlertid sannsynlig at det tilføres flere røye etter Bratsbergreguleringen enn før. Det ble som nevnt påvist ubetydelig med ungfisk av røye på oppvekstområdene for laks og ørret. Det er derfor lite trolig at røya nedsetter ungfiskproduksjonen av laks og ørret.

4.3.3 Vekst hos laks under sjøoppholdet

Figur 19 viser gjennomsnittlig vekstforløp, tilbakeberegnet på grunnlag av skjellanalyser av 35 laks fanget i Nidelva i 1987. Alle unntatt 2 fisker hadde stått 3 år på elva før utvandring. Gjennomsnittslengde ved utvandring var 17,6 cm, m.a.o. meget stor smolt. Etter 1 år i sjøen var gjennomsnittslengden 51 cm, etter 2 år 84 cm og etter 3 år 103 cm (Koksvik 1988).

Figur 19 viser også gjennomsnittslengder ved fangst for fisk med ulik lengde på sjøoppholdet. En ser at alle årsklasser har hatt en viss tilvekst i sjøen vår/sommer 1987 før oppgang i elva. Tilveksten var størst hos fisk med 1 og 2 års sjøopphold (smålags og mellomlags), mens fisk med 3 års sjøopphold hadde ubetydelig tilvekst før oppgang. Dette er rimelig når en vet at storlaksen kommer tidligst opp i elva.

Gjennomsnittsvekt for fisk som hadde vært 1 år i sjøen var ved fangst 2080 g ($n = 11$), 2 år i sjøen 9500 g ($n = 13$) og 3 år i sjøen 12064 g ($n = 20$). Dette er meget god vektøkning; særlig ligger fisk med 2 års sjøopphold høyt.



Figur 19. Vekstkurve (med angitt standard feil) for 35 laks fanget i Nidelva i 1987, basert på skjellanalyser. Δ - middellengder ved fangst 1987 (etter Koksvik 1988).

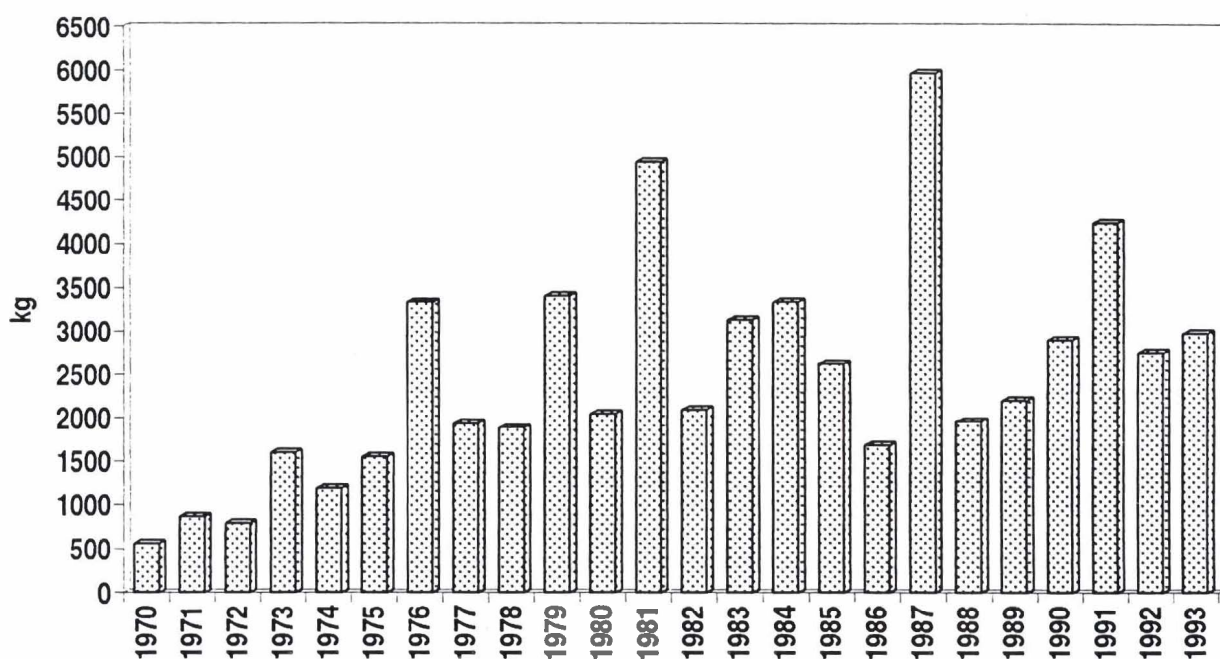
4.3.4 Fangststatistikk

Figur 20 viser samlet fangst av laks og sjøørret i Nidelva i perioden 1970-1993. I gjennomsnitt for hele perioden ble det fisket 2500 kg pr. år. Tatt i betraktning at elvas laks- og sjøørretproduserende del ikke er mer enn 5 km, er dette et meget høyt fangstkvantum. De beste årene ble det fanget mellom 5000 og 6000 kg, dvs. mer enn et tonn laks pr. km produserende elv. Det finnes knapt andre elver i Norge som kan vise til et liknende resultat innen sportsfiske etter laks og sjøørret.

De lave verdiene for første halvdel av syttiårene må sannsynligvis delvis sees i lys av at innrapportering av fangster da var mer ufullstendig enn senere. Statistikken for Nidelva i de siste 10-15 år regnes imidlertid som meget pålitelig.

Nidelva er kjent for sin storvokste laksestamme. Gjennomsnittsvekt på laks over 3 kg (mellomlaks og storlaks) var for perioden 1983-1993 hele 9,0 kg. Hvert år tas det fisk i 20-kilosklassen, og Nidelvas største registrerte laks er 31,8 kg. Smålaksen har også høyere vekt enn i de fleste andre elver og var i gjennomsnitt 2,1 kg i perioden 1983-1993.

I tillegg til laks tas det årlig 500-1000 kg sjørøtt i Nidelva. Sjørøtten har også høy gjennomsnittsvekt, 1,5 kg i perioden 1983-1993. Ørret på 3-5 kg landes jevnlig gjennom sesongen.



Figur 20. Oppfisket kvantum laks og sjørøtt i Nidelva i perioden 1970-1993. (Kilde: TOFA's årbøker).

5. OPPSUMMERING OG VURDERINGER

I perioden 1982-1986 utførte LFI, Universitetet i Trondheim, Vitenskapsmuseet og Reguleringsundersøkelsene (ved DN, nå NINA), undersøkelser på bunndyr og fisk i lakseførende del av Nidelva for å klargjøre eventuelle effekter av Bratsbergreguleringen (Bratsberg kraftverk, 1978) på næringsdyr og fisk. Siden det ikke er utført undersøkelser før regulering, ble undersøkelsene i hovedsak knyttet til kjente målbare endringer i miljøet - de store, raske og hyppige vannstandsendingene i elva (kraftverksmanøvrering) og endringer i vanntemperaturen. Bunndyrprøver ble tatt fra ni lokaliteter på hele strekningen og inngående bunndyrstudier foretatt på to lokaliteter. Stranding av ungfisk og bunndyr er undersøkt ved repetert stopp av Bratsberg kraftverk og undersøkelse av tørrlagte prøveflater.

5.1 Bunndyr

Undersøkelsen har vist at Nidelva har en variert bunnfauna hvor de nederste tre kilometer er dominert av brakkvannsformer av marflo, mysider, fåbørstemark og fjærmygg. Ovenfor flopåvirkning er det et større innslag av bunndyrformer som er attraktive næringsdyr for fisk. Dette gjelder blant annet døgnfluer, steinfluer, vårfluer, snegl og fjærmygg. Faunasammensetningen kan variere betydelig mellom ulike steder i elva.

For å undersøke om de hyppige vannstandsvariasjonene i elva hadde medført endret faunasammensetning på de områdene som var utsatt for vekslende tørrlegging og vanndekke, ble det tatt bunndyrprøver utover i elvesenga (elvetverrsnittet) til godt under laveste regulerte vannstand (minstevannføring). Resultatene viser at bunnfaunaen til alle prøvetidspunkt har en utpreget sonering som følger vannstands nivåene til de forskjellige manøvreringsalternativer for kraftverket. I området som ble utsatt for vekslinger i vannstanden (reguleringssonen; sone 1 og 2), var faunaen til dels svært sparsom, og individtetthetene lave. Faunaen var dominert av gravende former som fåbørstemark, stankelbeinlarver og fjærmyggelarver. Først i sone 3 - permanent vanndekket areal, hadde bunnfaunaen en "normal" diversitet og i denne sonen forekom et bredt utvalg av døgnfluer, steinfluer, vårfluer, snegl og fjærmygg i høye tettheter. Det ble ikke funnet noen sammenheng mellom tettheten av bunndyr og antall timer arealene var vanndekket før prøvetaking, hverken for noen dyregrupper eller dominerende arter. Dette viser at de fleste grupper/arter ikke finner gunstige nok livsbetingelser til å kolonisere reguleringssonen som blir analog til reguleringssonen i kraftverksmagasiner. Det ble ikke funnet tilsvarende sonering i uregulerte Gaula, og faunafordelingen betraktes som en effekt av vannstandsvekslingene. Det konkluderes derfor med at de hyppige vannstandsvekslingene som følge av Bratsbergreguleringen har medført skade på faunaen i de bunnområder som utsettes for slike hyppige vannstandsvekslinger. Dette representerer betydelige bunnarealer. Til en viss grad motsvares dette av en økning i permanent vanndekte arealer etter reguleringen som følge av en høy minstevannføring.

I og med at reguleringssonen allerede har en sparsom fauna, ble det funnet relativt små mengder bunndyr som strandet, og forsøkene viste omtrent samme faunasammensetning og mengde etter gjentatt vanndekke/tørrlegging. Hovedmengden av bunndyr i reguleringssonen er gravende former som sannsynligvis tåler tørrlegging til en viss grad. Som følge av faunasoneringen er tilbudet av næringsdyr for ungfisk betydelig dårligere i reguleringssonen

(sone 1 og 2) enn under LRV (sone 3). Spesielt dårlig er næringstilbudet i sone 1 som er vanndekt bare når kraftverkene kjører med alle maskiner. De permanent vanndekte arealene derimot (sone 3) er meget produktive og gir ungfisk av laks og ørret meget gode næringsbetingelser i denne sonen.

Observasjoner av strandet fisk viser at det står en god del fisk i reguleringssonen på stor elv, spesielt årsyngel. Det er grunn til å anta at en vesentlig del av denne aldersklassen vil oppholde seg nært land uansett vannføring, og høy vannføring vil i så fall ramme denne aldersklassen med et dårlig næringstilbud. Resultatet av strandingsforsøk og elfiske viser da også at strandet fisk har en lavere middellengde enn fisk fanget under LRV.

5.2 Fisk

Tetthetsanalyse av laks- og ørretunger viste varierende verdier fra område til område og fra år til år. Laksungene dominerte over ørretungene. Tettheten av laksunger var med unntak av 1985, 30 fisk eller mer pr. 100 m² bunnareal. Ørret, som består av stasjonær ørret og sjøvandrende ørret, hadde tettheter varierende fra 4 til 20 ungfisk pr. 100 m². Reguleringen er trolig ugunstig for ungfisk når stabil vannføring i lange perioder fører til nedslamming av oppvekstområder. I andre perioder er ungfisk av laks og ørret utsatt for stranding når vannføringen blir redusert raskt ved stans i kraftverket. Undersøkelsene tyder på at rekrutteringen av laksunger ikke ble skadet som følge av stranding i undersøkelsesperioden. Det var den minste og mest konkurranseutsatte yngelen som døde pga. av stranding. Så lenge det er overskudd av yngel vil strandingen føre til en raskere tilpasning mellom antall rekrutter og tilgjengelige habitater for laksunger. Ørretungene synes å være mer utsatt på grunn av stranding. Undersøkelsen indikerer at rekrutteringen av ørret ble begrenset gjennom stranding på yngelstadiet første leveåret.

Laksesmoltproduksjonen ble estimert til ca. 25000 smolt som tilsvarer 4,2 smolt pr. 100 m². Dette er på samme nivå som for Orkla før regulering. Minstevannføringen er høy i Nidelva (30 m³/s) og fører til store permanent vanndekte arealer, men elvas potensiale for ungfiskproduksjon begrenses av elvebunn med finsubstrat og begroing. Dette nedsetter skjulmulighetene for ungfisken. Vi antar at store permanente produksjonsarealer som følge av reguleringen oppveier ulempene med stranding og nedslamming.

Gytegroper av sjørøtt som ble påvist ovenfor laveste regulerte vann-nivå, synes å ha normal overlevelse.

Undersøkelser av innvandring av røye fra Selbusjøen gjennom Bratsberg kraftverk, viste at et betydelig antall røye kom ned i Nidelva om høsten. Det er imidlertid ikke påvist rekruttering av røye i elva.

5.3 Aktuelle tiltak

Skadene på fiskeproduksjonen grunnet plutselige vannstandsendringer i lakseførende del av Nidelva kan sannsynligvis reduseres ved små endringer i manøvreringen av Bratsberg kraftverk og ved mindre, lokale justeringer i elveløpet.

De største skadene når det gjelder stranding av yngel og ungfisk skjer når begge maskiner i Bratsberg kraftverk stanses samtidig og vannføringen reduseres fra 150 til 30 m³/s. Denne type stans bør unngås. Vi foreslår at en slik vannføringsreduksjon blir gjennomført trinnvis over en viss tidsperiode. Når det er aktuelt å stanse én av maskinene, noe som gir en vannføringsreduksjon på 60 m³/s, bør dette på samme måte foregå trinnvis. Vi har ikke hatt anledning til å undersøke hvor lange nedkjøringsperiodene bør være, og vil derfor anbefale at det blir gjort forsøk for å fastlegge minimumsperioder.

Yngel, ungfisk og næringsdyr har en tendens til å samle seg i små pytter som sist tørker ut på blottlagte bunnarealer ved nedkjøring. Slike pytter blir derfor en slags dødsfeller. På de mest utsatte strandingsområdene i elva vil vi foreslå at det blir gjort forsøk med å drenere ut slike pytter ved å grave små "grøfter" ut til hovedløpet. På grunn av massetransport kan det være vanskelig å holde slike grøfter intakte. Det bør i slike tilfelle vurderes å fylle i fordypningene som gir pytter med elvegrus. En må regne med at begge tiltak vil kreve et visst vedlikehold.

Skadene på sjørretproduksjonen som er omtalt foran, bør forsøkes kompensert ved utsetting av ettårige, eventuelt ensomrige ørretunger. Da strandingsproblemene er absolutt størst for fisk mindre enn 5 cm, må utsatt fisk være større. Utsettingsmaterialet bør merkes, og tilslaget av voksen sjørret bør bli undersøkt. Vi foreslår at utsettingene i første omgang foregår over en femårsperiode med varierende antall fra 1 000 til 10 000 fisk årlig. Det vil være naturlig at TOFA tar seg av disse oppgavene, både med hensyn til produksjon, merking og kontroll med gjenfangst. Utsetting av laksunger bør løpende vurderes ut fra gytebestandens størrelse og manøvrering av kraftverkene.

Selv om det ikke kunne dokumenteres rekrutteringssvikt med den manøvreringen som fant sted i undersøkelsesperioden, kan en ikke se bort fra at år med et større antall ugunstige stans i Bratsberg kraftverk, spesielt i perioder med svak gytebestand, også kan gi rekrutterings-skader på laks.

6. LITTERATUR

- Armitage, P.D. 1984. Environmental changes induced by stream regulation and their effect on lotic macroinvertebrate communities. I Lillehammer, A. & Saltveit, S.J (red.): *Regulated Rivers*, Universitetsforlaget, Oslo: 139-165.
- Arnekleiv, J.V., L'Abée-Lund, J.H. & Koksvik, J.I. 1989. Forsknings- og referansevasdrag Gaula. Biologi og habitatutnyttelse til laks og ørret i Gaula. *MVU-rapport nr. B62*: 50 s.
- Arnekleiv, J.V. & Koksvik, J.I. 1980. Ferskvannsbiologiske og hydrografiske undersøkelser i Stjørdalsvassdraget 1979. *K. Norske Vidensk. Selsk. Mus. Rapport Zool. Ser. 1980-6*: 1-82
- Arnekleiv, J.V. 1987. Bunndyrundersøkelser i Gaula 1987. I Saltveit et al. (red): Forsknings- og referansevasdrag (FORSKREF). Årsrapport for 1987. *MVU-rapport nr. B46*, Oslo: 81-86.
- Bachmann, R.A. 1984. Foraging behaviour of free-ranging wild and hatchery brown trout in a stream. *Trans. Am. Fish. Soc.* 113: 1-32.
- Berge, F.S. 1987. Temperaturmålinger i Nidelva. Datarapport nr. 4 med vedlegg om virkningene av Bratsberg kraftverk på temperaturforholdene i Nidelva. *OCEANOR. Rapport nr. OCN 87014*. 60 s.
- Bohlin, T. 1984. Kvantitativt elfiske etter lax och öring. Synspunkter och rekommendationer. *Inf. fra Sötvattenslaboratoriet, Drottningholm 4*, 33 s.
- Bongard, T. & Koksvik, J.I. 1989. Lokal forurensning i Nidelva og en del tilløpsbekker vurdert på grunnlag av bunnfaunaen. *Universitetet i Trondheim, Vitenskapsmuseet, Rapport Zool. Ser. 1989-2*: 1-20.
- Bremnes, T. & Saltveit, S.J. 1992. Effekt av mose- og algebegroing på bunndyr og fisk: et litteraturstudium. *Lakseforsterkningsprosjektet i Suldalslågen, Rapport nr.1*:40s.
- Brittain, J.E. 1978. Sparkemetoden - fordeler, ulemper og anvendelser. *Fauna* 31: 50-58.
- Brittain, J.E. & Eikeland, T.J. 1988. Invertebrate drift - A review. *Hydrobiologia* 166: 77-93.
- Brittain, J.E. & Saltveit, S.J. 1984. Bunndyr. I Vemmerød, K. (red.): *Vassdragsundersøkelser. En metodebok i limnologi*. Universitetsforlaget. 283 s.
- Brittain, J.E. & Saltveit, S.J. 1989. A review of the effect of river regulation on mayflies (Ephemeroptera). *Regulated Rivers: Research & Management, vol. 3*: 191-204.
- Ciborowski, J.J., Pointing, P.J., & Corkum, L.D. 1977. The effect of current velocity and sediment on the drift of the mayfly *Ephemerella subvaria* McDunnough. *Freshwater Biology* 7: 567-572.
- Cordone, A.J. & Kelly, D.W. 1961. The influence of inorganic sediment on the aquatic life of streams. *California Fish and Game* 47: 189-288.
- Cushman, R.M. 1985. Review of Ecological Effects of Rapidly Varying Flows Downstream from Hydroelectric Facilities. *North Am. Journal of Fisheries Management* 5: 330-339.
- Elliott, J.M. 1975a. The growth rate of brown trout (*Salmo trutta* L.) fed on maximum rations. *J. Anim. Ecol.* 44, 805-821.
- Elliott, J.M. 1975b. The growth rate of brown trout (*Salmo trutta* L) fed on reduced rations. *J. Anim. Ecol.* 44, 823-842.
- Elliott, J.M. 1985. Population regulation for different lifestages of migratory trout *Salmo trutta* in a Lake District stream, 1966-83. *J. Anim. Ecol.* 54, 617-638.

- Frost, S., Huni, A. & Kershaw, W.E. 1971. Evaluation of a kicking technique for sampling stream bottom fauna. *Can. J. Zool.* 49: 16-173.
- Garnås, E. & Hvidsten, N.A. 1985. Density of Atlantic salmon, *Salmo salar* L., smolts in the river Orkla, a large river in Central Norway. *Aquaculture and Fisheries Management* 16, 369-376.
- Heggberget, T.G, Haukebø, T. & Veie Rosvoll, B. 1986. An aerial method of assessing spawning activity of Atlantic salmon, *Salmo salar* L., and brown trout, *Salmo trutta* L., in Norwegian streams. *J. Fish Biol.* 28, 335-342.
- Henricson, J. & Sjøberg, G. 1984. Stream zoobenthos below two short-term regulated hydro-power dams in Sweden. I Lillehammer, A. & Saltveit, S.J. (red.): *Regulated Rivers*. Universitetsforlaget, Oslo. 211-221.
- Henricson, J. & Müller, K. 1979. Stream regulation in Sweden with some examples from central Europe. I Ward, J.V. & Stanford, J.A. (red.): *The Ecology of Regulated Streams*, Plenum Press, N.Y. 183-199.
- Hvidsten, N.A. 1985a. Dødelighet hos ungfisk av laks og aure på grunn av vannstands- endringer i Nidelva. *Direktoratet for Naturforvaltning, Reguleringsunderøkelsene, Rapport 4*, 15 s.
- Hvidsten, N.A. 1985b. Mortality of pre-smolt Atlantic salmon, *Salmo Salar* L., and brown trout, *Salmo trutta* L., caused by fluctuating water levels in the regulated River Nidelva, Central Norway. *J. Fish Biol.* 27, 711-718.
- Hvidsten, N.A. 1990. Utvandring og produksjon av laks- og auresmolt i Orkla 1979-1988. *NINA. Oppdragsmelding* 39: 26 s.
- Jensen, A.J. 1990. Growth of young migratory brown trout *Salmo trutta* correlated with water temperature in Norwegian rivers. *Journal of Animal Ecology* 59, 604-614.
- Jensen, A.J., Koksvik, J.I., Jensen, J.W., Jensås, J.G., Johnsen, B.O., Møkkelgjerd, P.I. & Winge, K. 1993. Stor-Glomfjordutbyggingen i Nordland: Ferskvannsbiologiske undersøkelser i Beiarelva før utbygging (1989-92). *Vitenskapsmuseet, Rapp. Zool. Ser.* 1993-1: 1-48.
- Jensen K. W. 1979. Laksundersøkelser i Eira. I "Vassdragsreguleringens biologiske virkninger i magasiner og lakseelver". Redigert ved T.B. Gunnerød og P. Mellquist. NVE, DVF. s. 165-173.
- Johnsen, B.O., Koksvik, J.I., Jensen, A.J. & Håker, M. 1991. Alternativ produksjon av laksesmolt basert på yngelutsetting i elv. Bunndyr og fisk i Litjvassella, Vefsnavassdraget. *Vitenskapsmuseet, Rapp. Zool. Ser.* 1991-1: 1-48.
- Kalleberg, H. 1958. Observations in a stream tank of territoriality and competition in juvenile salmon and trout (*Salmo salar* L. and *Salmo trutta* L.). *Rep. Inst. Freshwat. Res. Drottningholm* 39, 55-98.
- Karlstrøm, Ø. 1976. Habitat selection and population densities of salmon (*Salmo salar* L.) and trout (*Salmo trutta* L.) parr in Swedish rivers. *Inf. fra Sötvattenslaboratoriet, Drottningholm*: 72 s.
- Keenleyside, M.H.A. & Yamamoto, F.T. 1962. Territorial behaviour of juvenile Atlantic salmon (*Salmo salar* L.). *Behaviour* 14 (12): 139-169.
- Koksvik, J.I. 1988. Vekst og lengde/vektforhold hos laks fisket i Nidelva 1987. *TOFA Årbok* 1987-88: 70-71.
- Koksvik, J.I. & Arnekleiv, J.V. 1984. Fiskebestand og næringsforhold i Nidelva ovenfor lakseførende del. *K. norske Vidensk. Selsk. Mus. Rapport Zool. Ser.* 1984-2: 1-38.

- Koksvik, J.I. & Nøst, T. 1981. Gaulavassdraget i Sør-Trøndelag og Hedmark fylker. Ferskvannsbioologiske undersøkelser i forbindelse med midlertidig vern. *K. norske Vidensk. Selsk. Mus. Rapport Zool. Ser. 1981-24*: 1-96.
- Lindroth, A. 1955. Distribution territorial behaviour and movements of sea trout fry in the River Indalsälven. *Rep. Inst. Freshw. Drottningholm* 36: 104-119.
- Macan, T.T. 1958. Methods of sampling the bottom fauna in stony streams. *Mitt. Int. Verein. theor. angew. Limnol.* 8: 1-21.
- Nøst, T. 1982. Hydrografi og ferskvannsevertebrater i Sanddøla/Luru-vassdragene 1981 i forbindelse med planlagt vannkraftutbygging. *K. norske Vidensk. Selsk. Mus. Rapport Zool. Ser. 1982-8*: 1-86.
- 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.
- Olsson, T. & Söderström, O. 1978. Springtime migration and growth of *Parameletus chelifer* (Ephemeroptera) in a temporary stream in northern Sweden. *Oikos* 31: 284-289.
- Olsson, T.I. 1982. Lateral movements versus stationary - Adaptive alternatives in benthic invertebrates to the seasonal environment in a boreal river. Dr. grad. Universitetet i Umeå 1992.
- Perry, S.A. & Perry, W.B. 1986. Effects of experimental flow regulation on invertebrate drift and stranding in the Flathead and Kootenai Rivers, Montana, U.S.A. *Hydrobiologia* 134: 171-182.
- Prewitt, C.M. & Witemus, C. 1986. A technique for quantifying effects of daily flow fluctuations on stranding of juvenile salmonids. *Instream Flow Chronicle, Vol. II, nr. 4*. 3 p.
- Ricker, W.E. 1975. *Computation and interpretation of biological statistics of fish populations*. Department of the Environmen Fisheries and Service, Ottawa.
- Trotzky, H.M. & Gregory, R.W. 1974. The effects of water manipulation below a hydroelectric power dam on the bottom fauna of the upper Kennebec River, Maine. *Trans. Am. Fish. Soc.* 103: 318-324.
- Traaen, T., Arnekleiv, J.V., Bongard, T., Grande, M., Lindstrøm, E.A. & Lingsten, L. 1988. Tiltaksorientert overvåking i Gaula, Sør-Trøndelag, 1986-1987. *NIVA-rapport nr. 337/88*: 97 s.
- Zippin, C. 1958. The removal method of population estimation. *J. Wild. Man.* 22 (1): 82-90.
- Ward, J.V. 1976. Effects of flow patterns below large dams on stream benthos: a review, in Osborn, J.F. & Allam, C.H. (eds): *Instream flow needs Symposium 2, Am. Fish. Soc. Bethesda, Maryland*: 235-253.
- Wolf, P. 1950. American problems and practice, I. Salmon which disappeared. *Salmon and trout magazine, No. 130*, pp. 201-212.

VEDLEGG

Vedlegg 1. Gjennomsnittlig tetthet (N/m²) av ulike dyregrupper i reguleringssoner i Nidelva til tre årstider og testresultat på signifikans i tetthetsforskjeller mellom soner (ANNOVA ONE-WAY).

Dyregruppe	N/m ²			Signifikans p < 0,05		
	Sone 1	Sone 2	Sone 3	S1/S2	S1/S3	S2/S3
Vår						
Oligochaeta	40,0	61,8	39,3	n.s	n.s	n.s
Ephemeroptera	12,5	103,5	276,9	*	*	*
Plecoptera	8,7	19,5	91,7	n.s	*	*
Trichoptera	0,3	5,2	76,6	*	*	*
Tipulidae/diptera l	22,9	13,2	17,7	n.s	n.s	n.s
Chironomidae	112,3	394,8	416,9	*	*	n.s
Lymnaeidae	0,0	1,9	27,3	(*)	(*)	*
Planorbidae	0,0	1,3	10,6	(*)	(*)	*
Hydracarina	1,1	45,6	169,9	*	*	*
Sommer						
Oligochaeta	178,3	433,9	40,1	n.s	n.s	n.s
Ephemeroptera	11,4	97,8	260,6	*	*	*
Plecoptera	20,6	34,6	65,3	n.s	*	n.s
Trichoptera	4,3	17,9	84,0	*	*	*
Tipulidae/diptera l.	22,5	28,1	6,7	n.s	n.s	n.s
Chironomidae	336,8	764,3	1089,3	n.s	*	n.s
Lymnaeidae	0,0	17,9	46,9	(*)	(*)	n.s
Planorbidae	0,0	2,4	19,0	(*)	(*)	*
Hydracarina	14,1	128,3	906,0	*	*	*
Høst						
Oligochaeta	68,7	129,3	35,4	n.s	n.s	n.s
Ephemeroptera	65,1	118,6	572,8	n.s	*	*
Plecoptera	10,6	19,8	44,2	n.s	*	*
Trichoptera	22,1	49,8	149,3	n.s	*	*
Tipulidae/diptera l.	70,7	45,1	18,5	n.s	n.s	n.s
Chironomidae	50,8	47,0	262,1	n.s	*	*
Lymnaeidae	8,8	11,5	24,9	n.s	n.s	n.s
Planorbidae	4,0	2,1	5,0	n.s	n.s	n.s
Hydracarina	15,1	69,0	475,7	*	*	*

Vedlegg 2. Gjennomsnittlig tetthet (N/m^2) av ulike dyregrupper på vanndekt og nylig tørrlagt elvebunn (for hele materialet), og testresultat på signifikans i tetthetsforskjeller mellom de to situasjoner (ANNOVA, ONE-WAY)

Dyregruppe	Vanndekt N/m^2	Tørrlagt N/m^2	95% signifikansnivå
Sone 1			
Oligochaeta	70,7	175,3	*
Ephemeroptera	18,7	7,4	*
Plecoptera	6,6	2,5	*
Trichoptera	4,5	16,9	n.s.
Tipulidae	16,3	19,8	n.s.
Diptera larvae indet.	11,2	14,9	n.s.
Chironomidae	85,9	77,4	n.s.
Lymnaeidae	5,4	2,1	n.s.
Planorbidae	2,5	2,9	n.s.
Hydracarina	6,8	8,7	n.s.
Sone 2			
Oligochaeta	85,3	186,9	n.s.
Ephemeroptera	75,5	15,5	*
Plecoptera	23,8	11,6	*
Trichoptera	22,0	24,2	n.s.
Tipulidae	19,5	10,1	n.s.
Chironomidae	222,6	164,7	n.s.
Lymnaeidae	7,3	7,0	n.s.
Planorbidae	1,8	4,0	n.s.
Hydracarina	53,7	26,3	n.s.

Vedlegg 3. Drivprøver av småkreps på stasjon 3, Tilfredshet, og ved Tempe i
Nidelva den 8.8.1984. Antall pr. m³ vann og biomasse i tørrvekt

Stasjon	Tilfredshet	Tempe
Dato	8.8.84	8.8.84
Vassføring		
CLADOCERA		
Holopedium gibberum	10	
Daphnia longispina	5	5
Daphnia galeata	75	70
Bosmina longispina	2100	2500
COPEPODA		
Arctodiaptomus laticeps		
adulte	45	30
Cyclops scutifer		
nauplier	2000	560
copepoditter	10	
adulte	155	160
Sum Cladocera	2190	2575
Sum Copepoda	2210	750
Biomasse i mg·m⁻³ tørrvekt		
Cladocera	7,9	10,2
Copepoda	1,4	1,2
Totalt	9,3	11,4

Vedlegg 4. Drivprøver av småkreps på stasjon 4B Trekanten i Nidelva 1984. Antall pr. m³ vann og biomasse i tørrvekt.

Dato	6.8.84	6.8.84	7.8.84	7.8.84	8.8.84	19.9.84	20.9.84
Vassføring	HRV	LRV	HRV	LRV			
CLADOCERA							
Holopedium gibberum	320	180	260	10	140		
Daphnia longispina				10		20	20
Daphnia galeata	210	160	380	170		80	70
Bosmina longispina	1200	2200	2800	2600	3700	50	30
Polyphemus pediculus	60		40				
Alona affinis						3	10
COPEPODA							
Heterocope appendiculata							
adulte			10				10
Arctodiaptomus laticeps							
nauplier	40	40					
copepoditter					10		
adulte	50	130	160	30	70	60	30
Cyclops scutifer							
nauplier	1200	1400	1800	1200	1100		
copepoditter	80	30	70	50	10	120	20
adulte	520	210	780	210	190	20	30
Sum Cladocera	1790	2540	3480	2790	3840	153	130
Sum Copepoda	1890	1810	2820	1490	1380	200	90
Biomasse i mg·m⁻³ tørrvekt							
Cladocera	8,3	11,3	15,6	12,2	16,6	1,5	1,3
Copepoda	3,3	2,3	5,9	1,5	1,7	0,8	0,4
Totalt	11,6	13,6	21,5	13,7	18,3	2,3	1,7

Vedlegg 5. Drivprøver av småkreps på stasjon 4B Trekanten i Nidelva 1985. Antall pr. m³ vann og biomasse i tørrvekt.

Dato	26.4.85	27.6.85	27.6.85	7.8.85
Vassføring		HRV		LRV
CLADOCERA				
<i>Holopedium gibberum</i>		-		10
<i>Daphnia galeata</i>				10
<i>Bosmina longispina</i>	2	8	4	1300
<i>Bythotrephes longimanus</i>				5
<i>Ceriodaphnia quadrangula</i>	1			
<i>Polyphemus pediculus</i>				5
<i>Alona affinis</i>				20
COPEPODA				
<i>Arctodiaptomus laticeps</i>				
nauplier	520	200	240	
copepoditter	1	70	90	
adulte	42	10		70
<i>Mixodiaptomus laciniatus</i>				
adulte				5
<i>Cyclops scutifer</i>				
nauplier	620	10	10	
copepoditter	12	420	420	
adulte	1	80	40	
Sum Cladocera	3	9	4	1350
Sum Copepoda	1196	790	800	75
Biomasse i mg·m⁻³ tørrvekt				
Cladocera	<0,1	0,1	<0,1	7,5
Copepoda	0,5	1,2	0,9	0,6
Totalt	0,5	1,3	0,9	8,1

Vedlegg 6. Drivprøver av småkreps på stasjon 4B Trekanten i Nidelva 1986. Antall pr. m³ vann og biomasse i tørrvekt.

Dato	23.6.86	28.6.86	1.8.86	17.9.86
Vassføring				
CLADOCERA				
Holopedium gibberum		20	260	2
Daphnia galeata		70	240	3
Bosmina longispina		170	380	24
Polyphemus pediculus	1		10	
Alona affinis				4
COPEPODA				
Heterocope appendiculata				
adulte			20	
Arctodiaptomus laticeps				
nauplier	10	40	40	
copepoditter	6	30	10	
adulte		230	40	7
Mixodiaptomus laciniatus				
adulte			20	
Acanthodiaptomus denticornis				
adulte			10	
Cyclops scutifer				
nauplier	50	2600	240	100
copepoditter	6	30	20	5
adulte		300	250	3
Sum Cladocera	1	260	890	33
Sum Copepoda	122	3230	650	115
Biomasse i mg·m⁻³ tørrvekt				
Cladocera	<0,1	1,8	6,8	0,2
Copepoda	<0,1	3,7	2,6	0,1
Totalt	<0,1	5,5	9,4	0,3

Vedlegg 7. Drivprøver av småkreps på stasjon 6, Stryket, i Nidelva 1985 og 1986. Antall pr. m³ vann og biomasse i tørrvekt

Dato	7.8.85	23.6.86	1.8.86	17.9.86
Vassføring				
CLADOCERA				
Holopedium gibberum	12	1	110	2
Daphnia longispina	1			
Daphnia galeata	28		240	12
Bosmina longispina	1300	5	300	58
Polyphemus pediculus	20		30	2
Alona affinis	4			4
COPEPODA				
Heterocope appendiculata				
adulte			10	
Arctodiaptomus laticeps				
nauplier		10		
copepoditter		12	10	
adulte	85	3	60	3
Mixodiaptomus laciniatus				
adulte			70	2
Cyclops scutifer				
nauplier	100	10	140	180
copepoditter	5	6	40	15
adulte	30	10	410	3
Sum Cladocera	1365	6	680	78
Sum Copepoda	220	51	740	203
Biomasse i mg·m⁻³ tørrvekt				
Cladocera	7,0	<0,1	6,1	0,5
Copepoda	0,9	0,1	3,5	0,1
Totalt	7,9	0,1	9,6	0,6

Vedlegg 8. Småkreps i driftsvann fra Nedre Leirfoss kraftstasjon og Bratsberg kraftstasjon. Antall pr. m³ vann og biomasse i tørrvekt

Stasjon	Utløp N.Leirf.	Utløp Bratsberg	Utløp N.Leirf.	Utløp Bratsberg	Utløp N.Leirf.	Utløp Bratsberg
Dato	23.6.86	23.6.86	1.8.86	1.8.86	17.9.86	17.9.86
CLADOCERA						
Holopedium gibberum			10	140	1	
Daphnia longispina					1	
Daphnia galeata			70	400	28	2
Bosmina longispina	2		190	320	90	10
Polyphemus pediculus	1				2	
Allona affinis					8	
COPEPODA						
Heterocope appendiculata						
adulte	1			10	2	
Arctodiaptomus laticeps						
nauplier	5	10				
copepoditter	5	5	5	10		
adulte	1	1	75	70	21	9
Mixodiaptomus laciniatus						
adulte				10	1	
Cyclops scutifer						
nauplier	5	10	3500	140	140	160
copepoditter	2	2	15		42	6
adulte	4	6	180	720	4	1
Sum Cladocera	3	0	270	860	130	12
Sum Copepoda	23	34	3775	960	210	176
Biomasse i mg·m⁻³ tørrvekt						
Cladocera	<0,1	<0,1	1,0	8,4	0,7	<0,1
Copepoda	<0,1	<0,1	1,9	4,8	0,3	<0,1
Totalt	0,1	<0,1	2,9	13,2	1,0	0,1

- 1974-1 Jensen, J.W. Fisket i Ringvatnene, Åbjøravassdraget. (LFI-19). 14 s.
- 2 Langeland, A. Virkninger på fiskebestand og næringsdyr av regulering og utrasing i Storvatnet i Rissa og Leksvik kommuner. (LFI-20). 20 s.
- 3 Heggberget, T.G. Fiskeribiologiske undersøkelser i de lakseførende deler av Åbjøravassdraget 1973. (LFI-23). 15 s.
- 4 Jensen, J.W. En hydrografisk og biologisk inventering i Åbjøravassdraget, Bindalen. 30 s.
- 5 Lundquist, P. Brukerbeskrivelse for EDB-program. Plankton 2, vertikalfordeling - pumpeprøver. 19 s.
- 6 Langeland, A. Gjødsling av naturlige innsjøer - en litteraturoversikt. (LFI-22). 16 s.
- 7 Holthe, T. Resipientundersøkelse av Trondheimsfjorden. Bunndyrsundersøkelser; Preliminær rapport. 45 s.
- 8 Lundquist, P. & Holthe, T. Brukerveiledning til fire datamaskinprogrammer for kvantitative makrobenthosundersøkelser. 54 s.
- 9 Lande, E. Resipientundersøkelsen av Trondheimsfjorden. Årsrapport 1972-1973.
- 10 Langeland, A. Ørretbestanden i Holden i Nord-Trøndelag etter 60 års regulering. (LFI-23). 21 s.
- 11 Koksvik, J.I. Fiskeribiologiske og hydrografiske undersøkelser i Nesjøen (Tydal) fjerde år etter oppdemningen. (LFI-24). 43 s.
- 12 Heggberget, T.G. Habitatvalg hos yngel av laks, Salmo salar L. og ørret, Salmo trutta L. 75 s.
- 13 Langeland, A. Fiskeribiologiske undersøkelser i Storvatnet, Åfjord kommune, før regulering.
- 14 Haukebø, T. En hydrografisk og biologisk inventering i Forra-vassdraget. 57 s.
- 15 Suul, J. Ornitologiske undersøkelser i Rusasetvatnet, Ørland kommune, Sør-Trøndelag. 32 s.
- 16 Langeland, A. Fiskeribiologiske undersøkelser i Frøyingsvassdraget, Namsskogan, 1974. (LFI-26). 23 s.
- 1975-1 Aagaard, K. En ferskvannsbilologisk undersøkelse i Norddalen og Stordalen, Åfjord. 39 s.
- 2 Jensen, J.W. & Holten, J. Flora og fauna i og omkring Rusasetvatn, Ørland. 30 s.
- 3 Sivertsen, B. Fiskeribiologiske undersøkelser i Huddingsvatn, Røyrvik, i 1974, etter to års gruve-drift ved vatnet. 22 s.
- 4 Heggberget, T.G. Produksjon og habitatvalg hos laks- og ørret yngel i Stjørdalselva og Forra 1971-1974. (LFI-27). 24 s.
- 5 Dolmen, D., Sæther, B. & Aagaard, K. Ferskvannsbilologiske undersøkelser av tønner og evjer langs elvene i Gauldalen og Orkdalen, Sør-Trøndelag. 46 s.
- 6 Lundquist, P. & Strømgren, T. Brukerveiledning til fire datamaskinprogrammer for kvantitative zooplanktonundersøkelser. 29 s.
- 7 Frengen, O. & Røv, N. Faunistiske undersøkelser på Frøylene i Sør-Trøndelag, 1974. 42 s.
- 8 Suul, J. Ornitologiske registreringer i Gaulosen, Melhus og Trondheim kommuner, Sør-Trøndelag. 43 s.
- 9 Moksnes, A. & Vie, G.E. Ornitologiske undersøkelser i reguleringsområdet for de planlagte Vefsna-verkene i 1974. 31 s.
- 10 Langeland, A., Kvittingen, K., Jensen, A., Reinertsen, H., Sivertsen, B. & Aagaard, K. Ekperiment med gjødsling av en naturlig innsjø. D. I. Forundersøkelser i eksperimentsjøen Langvatn og referansesjøen Målsjøen. (LFI-28). 65 s.
- 11 Suul, J. Ornitologiske registreringer i Vega kommune, Nordland. 54 s.
- 12 Langeland, A. Ørretbestandene i Øvre Ofalningsjøen, Store Sverjesjøen og Grana smeren 1975. (LFI-29). 30 s.
- 13 Jensen, A.J. Statistiske beregninger av kvantitativt zooplanktonmateriale. Datamaskinprogram med brukerveiledning. (LFI-30). 29 s.
- 14 Frengen, O., Karlsen, S. & Røv, N. Observasjon fra en kalvingsplass for tamrein. Silda i Vefsnmark 1975. 41 s.
- 15 Jensen, J.W. Fisket i endel av elvene og vatn som berøres av Eidfjord-Nord utbyggingen. 3 s.
- 16 Langeland, A. Virkninger på fiskeribiologisk forhold i Tunnsjøflyene etter 11 års regulering. (LFI-31). 27 s.
- 17 Karlsen, S. & Kvam, T. Undersøkelser om forholdet ørn-sau i Sanddølådalen, 1975. 17 s.
- 1976-1 Jensen, J.W. Fiskeribiologiske undersøkelser i Storvatn og Utsetelva, Tingvoll. 24 s.
- 2 Langeland, A., Jensen, A., & Reinertsen, H. Eksperiment med gjødsling av en naturlig innsjø. Del II. (LFI-32). 53 s.
- 3 Nygård, T., Thingstad, P.G., Karlsen, S., Krogs K. & Kvam, T. Ornitologiske undersøkelser i fjellområdet fra Vera til Sørli, Nord-Trøndelag. 91 s.
- 4 Koksvik, J.I. Hydrografi og evertebratfauna i Vefsna-vassdraget 1974. 96 s.
- 5 Langeland, A. Fiskeribiologiske undersøkelser i Selbusjøen 1973-75. (LFI-33). 74 s.
- 6 Dolmen, D. Biologi og utbredelse hos Trit vulgaris (L.), salamander, og T. cristatus (Laure) stor salamander, i Norge, med hovedvekt på Trøndelagsområdet. 164 s.
- 7 Langeland, A. Vurdering av fysisk/kjemiske og biologiske tilstander i Øvre Gaula, Nea og Selvsjøen. (LFI-34). 27 s.
- 8 Jensen, J.W. Hydrografi og ferskvannsbilologisk i Vefsnvassdraget. Resultater fra 1973 og en oppsummering. 36 s.
- 9 Thingstad, P.G., Spjøtvoll, Ø. & Suul, J. Ornitologiske undersøkelser på Rinnleiret, Levange og Verdal kommuner, Nord-Trøndelag. 39 s.
- 10 Karlsen, S. Ornitologiske undersøkelser i Fossvatnet, Steinkjer, Nord-Trøndelag, 1972-76. 2 s.
- 1977-1 Jensen, J.W. En hydrografisk og ferskvannsbilologisk undersøkelse i Grøvvassdraget 1974. 24 s.
- 2 Koksvik, J.I. Ferskvannsbilologiske og hydrofiske undersøkelser i Saltfjell-/Svartisområdet. Del 1. Stormdalen, Tespdalen og Bjøllådalen. 60 s.
- 3 Moksnes, A. Fuglefaunaen i Forraområdet i Nord-Trøndelag. Sluttrapport fra undersøkelsene 1972. 56 s.
- 4 Venstad, A. ORNITOLOGG. En beskrivelse av et programsystem for foredling og informasjonstrekking av materiale samlet inn med datalog

- 12 s.
- 5 Suul, J. Fuglefaunaen og en del våtmarker av ornitologisk betydning i fjellregionen, Sør-Trøndelag. 81 s.
- 6 Langeland, A. Fiskeribiologiske undersøkelser i Stuesjøen, Grønsjøen, Mosjøen og Tya sommeren 1976. (LFI-35). 30 s.
- 7 Solhjem, F. & Holthe, T. BENTHFAUN. Brukerveiledning til seks datamaskinprogrammer for behandling av faunistiske data. 27 s.
- 8 Spjøtvold, Ø. Ornitologiske undersøkelser i Eidsbotn, Levangersundet og Alfnestjøera, Levanger kommune, Nord-Trøndelag. 41 s.
- 9 Langeland, A., Jensen, A.J., Reinertsen, H. & Aagaard, K. Eksperiment med gjødsling av en naturlig innsjø. Del III. (LFI-36). 83 s.
- 10 Hindrum, R. & Rygh, O. Ornitologiske registreringer i Brekkvatnet og Eidsvatnet, Bjugn kommune, Sør-Trøndelag. 48 s.
- 11 Holthe, T., Lande, E., Langeland, A., Sakshaug, E. & Strømgren, T. Resipientundersøkelsen av Trondheimsfjorden. Biologiske undersøkelser. Sammen drag og sluttrapporter. 228 s.
- 12 Slagsvold, T. Bird song activity in relation to breeding cycle, spring weather and environmental phenology - statistical data. 18 s.
- 13 Bernhoft-Osa, A. Noen minner om konservator Hans Thomas Lange Schaanning. 40 s.
- 14 Moksnes, A. & Vie, G.E. Ornitologiske undersøkelser i de deler av Saltfjell-/Svartisområdet som blir berørt av eventuell kraftutbygging. 78 s.
- 15 Krogstad, K., Frengen, O. & Furunes, K.A. Ornitologiske undersøkelser i Leksdalsvatnet, Verdal og Steinkjer kommuner, Nord-Trøndelag. 37 s.
- 16 Koksvik, J.I. Ferskvannsbilologiske og hydrografiske undersøkelser i Saltfjell-/Svartisområdet. Del II. Saltdalsvassdraget. 62 s.
- 17 Langeland, A. Fiskeribiologiske undersøkelser i Store og Lille Kvern fjellvatn, Garbergelva ved Stråsjøen og Prestøyene sommeren 1975. (LFI-37). 12 s.
- 18 Koksvik, J.I. & Dalen, T. Kobbeltv- og Sørfjordvassdraget i Sørfold og Hamarøy kommuner. Foreløpig rapport fra ferskvannsbilologiske undersøkelser i 1977. 43 s.
- 1978-1 Ekker, Aa.T., Hindrum, R., Thingstad, P.G. & Vie, G.E. Observasjoner fra en kalvingsplass for tamrein. Kvaløya i Vestfinnmark 1976. 18 s.
- 2 Reinertsen, H. & Langeland, A. Vurdering av kjemiske og biologiske forhold i Neavassdraget. (LFI-41/39). 55 s.
- 3 Moksnes, A. & Ringen, S.E. Vurdering av ornitologiske verneverdier og skadevirkninger i forbindelse med planene om tilleggsreguleringer i Neavassdraget, Tydal kommune. 28 s.
- 4 Langeland, A. Bestemmelsestabell over norske Cyclopoida Copepoda funnet i ferskvann (34 arter). 21 s.
- 5 Koksvik, J.I. Ferskvannsbilologiske og hydrografiske undersøkelser i Saltfjell-/Svartisområdet. Del III. Vassdrag ved Svartisen. 57 s.
- 6 Bevanger, K. Fuglefaunaen i Kobbeltvområdet, Sørfold og Hamarøy kommuner. Kvantitative og kvalitative registreringer sommeren 1977. 62 s.
- 7 Langeland, A. Fiskeribiologiske undersøkelser i vatn i Sanddølavassdraget, Nord-Trøndelag, sommeren 1976 og 1977. (LFI-40). 27 s.
- 8 Sivertsen, B. Fiskeribiologiske undersøkelser i Huddingsvatn, Røyrvik, 1974-1977. 25 s.
- 9 Koksvik, J.I. Ferskvannsbilologiske og hydrofiske undersøkelser i Saltfjell-/Svartisområdet. IV. Beiavassdraget. 66 s.
- 10 Dolmen, D. Norsk herpetologisk oversikt. 50 s.
- 11 Jensen, J.W. Hydrografi og evertebrater i vassdrag i Indre Visten. 23 s.
- 12 Koksvik, J.I. Ferskvannsbilologiske og hydrofiske undersøkelser i Saltfjell-/Svartisområdet. V. Misværvassdraget. 43 s.
- 13 Baadsvik, K. & Bevanger, K. Botaniske og zoologiske undersøkelser i samband med planer tilleggsregulering av Aursjøen; Lesja og Ne kommuner i Oppland og Møre og Romsdal fylke. 44 s.
- 1979-1 Bevanger, K. & Frengen, O. Ornitologiske verdier i Ørland kommunes våtmarksområder, Sør-Trøndelag. 93 s.
- 2 Jensen, J.W. Plankton og bunndyr i Aursjøen. 31 s.
- 3 Langeland, A. Fisket i Søvatnet, Hemne, Rind Ørkdal kommuner, i 1978 11 år etter reguleringen. (LFI-41). 18 s.
- 4 Koksvik, J.I. Ferskvannsbilologiske og hydrofiske undersøkelser i Saltfjell-/Svartisområdet. VI. Oppsummering og vurderinger. 79 s.
- 5 Koksvik, J.I. Kobbeltvutbyggingen. Vurdering virkninger på ferskvannsfaunaen. 22 s.
- 6 Langeland, A. Fiskeribiologiske undersøkelser i Holvatn, Rødsjøvatn, Kringsvatn, Østre og Ve Osavatn sommeren 1977. (LFI-42). 26 s.
- 7 Langeland, A. Fisket i Tunnsjøelva 15 år etter reguleringen. (LFI-43). 16 s.
- 8 Bevanger, K. Fuglefauna og ornitologiske verdier i Hellemoområdet, Tysfjord kommune, Nordland. 122 s.
- 9 Koksvik, J.I. Hydrografi og ferskvannsbilologiske undersøkelser i Eiteråga, Grane og Vefsn kommuner. 34 s.
- 10 Koksvik, J.I. & Dalen, T. Hydrografi og ferskvannsbilologi i Krutvatn og Krutåga, Hattfjelldal kommune. 45 s.
- 11 Bevanger, K. Fuglefaunaen i Krutågas nedslagsfelt, Hattfjelldal kommune, Nordland. Kvantitative og kvalitative undersøkelser sommeren 1978. 2 s.
- 1980-1 Langeland, A. Fiskeribiologiske undersøkelser i vassdrag i Mosvik og Leksvik kommuner i 1977 og 1979 (Meltingvatnet m.fl.). (LFI-44). 47 s.
- 2 Langeland, A. & Reinertsen, H. Resipientforholdene i Meltingvassdraget og Innerelva, Mosvik og Leksvik kommuner. (LFI-45). 16 s.
- 3 Bevanger, K. Fuglefaunaen i Eiteråga, Gran og Vefsn kommuner, Nordland. Kvantitative og kvalitative undersøkelser sommeren 1978. 30 s.
- 4 Krogstad, K. Fuglefaunaen i Meltingenområdet, Mosvik og Leksvik kommuner. 49 s.
- 5 Holthe, T. & Stokland, Ø. Biologiske undersøkelser i Kristiansunds fastlandssamband. Bunndyrundersøkelser 1978-1979. 27 s.
- 6 Arnekleiv, J.V. & Koksvik, J.I. Ferskvannsbilologiske og hydrografiske undersøkelser i Sanddølavassdraget 1979. 82 s.
- 7 Langeland, A., Brabrand, Å., Saltveit, S.J., Sivertsen, B., Spjøtvold, J.-O. & Raddum, G. Fremdriftsrapport om betydningen av utsettinger og bestandsreguleringer for fiskeavkastningen i regulerte innsjøer. 1980. 100 s.

- (LFI-46). 47 s.
- 8 Nøst, T. & Koksvik, J.I. Ferskvannsbioologiske og hydrografiske undersøkelser i Nesåvassdraget 1977-78. 52 s.
 - 9 Langeland, A. & Koksvik, J.I. Fiskeribioologiske og andre faunistiske undersøkelser i Grøavassdraget (bl.a. Svartsnyttvatn og Dalavatn) sommeren 1979. (LFI-47). 46 s.
 - 10 Koksvik, J.I. & Dalen, T. Ferskvannsbioologiske og hydrografiske undersøkelser i Hellemoområdet, Tysfjord kommune. 57 s.
- 1981-1 Bevanger, K. Fuglefaunaen i Gaulas nedbørfelt, Sør-Trøndelag og Hedmark. 156 s.
- 2 Nøst, T. & Koksvik, J.I. Ferskvannsbioologiske og hydrografiske undersøkelser i Sørilvassdraget 1979. 52 s.
 - 3 Reinertsen, H. & Langeland, A. Kjemiske og biologiske forhold sommeren 1980 i Bjøra, Eida og Søråa i Nord-Trøndelag. (LFI-49). 22 s.
 - 4 Koksvik, J.I. & Haug, A. Ferskvannsbioologiske og hydrografiske undersøkelser i Verdalsvassdraget 1979. 67 s.
 - 5 Langeland, A. & Kirkvold, I. Fisket i Grønsjøen, Tydal 1978-1980. (LFI-50). 28 s.
 - 6 Bevanger, K. & Vie, G. Fuglefaunaen i Sørilvassdraget, Lierne og Snåsa kommuner, Nord-Trøndelag. 65 s.
 - 7 Bevanger, K. & Jordal, J.B. Fuglefaunaen i Drivas nedbørfelt, Oppland, Møre og Romsdal og Sør-Trøndelag fylker. 145 s.
 - 8 Røv, N. Ornitologiske undersøkingar i vestre Grødalen, Sunndal kommune, sommaren 1979. 29 s.
 - 9 Rygh, O. Ornitologiske undersøkelser i forbindelse med generalplanarbeidet i Åfjord kommune, Sør-Trøndelag. 57 s.
 - 10 Nøst, T. Ferskvannsbioologiske og hydrografiske undersøkelser i Drivavassdraget 1979-80. 77 s.
 - 11 Reinertsen, H. & Langeland, A. Kjemiske og biologiske undersøkelser i Leksdalsvatn og Hoklingen, Nord-Trøndelag, sommeren 1980. (LFI-51). 32 s.
 - 12 Nøst, T. Ferskvannsbioologiske og hydrografiske undersøkelser i Todalsvassdraget, Nord-Møre 1980. 55 s.
 - 13 Bevanger, K. Fuglefaunaen i Istras nedbørfelt, Rauma kommune, Møre og Romsdal. 37 s.
 - 14 Nøst, T. Ferskvannsbioologiske og hydrografiske undersøkelser i Istravassdraget 1980. 48 s.
 - 15 Bevanger, K. Fuglefaunaen i Nesåas nedbørfelt, Nord-Trøndelag. 51 s.
 - 16 Bevanger, K., Gjershaug, J.O. & Ålbu, Ø. Fuglefaunaen i Todalsvassdragets nedbørfelt, Møre og Romsdal og Sør-Trøndelag fylker. 63 s.
 - 17 Bevanger, K. Fuglefaunaen i Ognas nedbørfelt, Nord-Trøndelag. 58 s.
 - 18 Bevanger, K. Fuglefaunaen i Skjækras nedbørfelt, Nord-Trøndelag. 42 s.
 - 19 Nøst, T. & Koksvik, J.I. Ferskvannsbioologiske og hydrografiske undersøkelser i Snåsavatnet 1980. 54 s.
 - 20 Arnekleiv, J.V. Ferskvannsbioologiske og hydrografiske undersøkelser i Lomsdalsvassdraget 1980-81. 69 s.
 - 21 Bevanger, K., Rofstad, G. & Sandvik, J. Fuglefaunaen i Stjørdalsvassdragets nedbørfelt, Nord-Trøndelag. 88 s.
 - 22 Bevanger, K. & Ålbu, Ø. Fuglefaunaen i Lomsdalsvassdraget, Nordland. 46 s.
- 23 Nøst, T. Ferskvannsbioologiske og hydrografiske undersøkelser i Garbergelvas nedslagsfelt 1 44 s.
 - 24 Koksvik, J.I. & Nøst, T. Gaulavassdraget i Sør-Trøndelag og Hedmark fylker. Ferskvannsbioologiske undersøkelser i forbindelse med midler vern. 96 s.
 - 25 Nøst, T. & Koksvik, J.I. Ferskvannsbioologisk og hydrografiske undersøkelser i Ognavassdr 1980. 53 s.
 - 26 Langeland, A. & Reinertsen, H. Phyto- og zooplanktonundersøkelser i Jonsvatnet 1977 og 1980. (LFI-52). 19 s.
- 1982-1 Bevanger, K. Ornitologiske observasjoner i Høylandsvassdraget, Nord-Trøndelag. 57 s.
- 2 Nøst, T. Ferskvannsbioologiske og hydrografiske undersøkelser i Høylandsvassdraget 1981. 5 s.
 - 3 Moksnes, A. Undersøkelser av fuglefaunaen og småviltbestanden i de områdene som blir berørt av planene om kraftutbygging i Garbergelva, Rot og Torsbjørka. 91 s.
 - 4 Langeland, A., Reinertsen, H. & Olsen, Y. Undersøkelser av vannkjemii, fyto- og zooplankton i Namsvatn, Vekteren, Limingen og Tunnsjø i 1979, 1980 og 1981. (LFI-53). 25 s.
 - 5 Haug, A. & Kvittingen, K. Kjemiske og biologiske undersøkelser i Hammervatnet, Nord-Trøndelag sommeren 1981. (LFI-54). 27 s.
 - 6 Thingstad, P.G. & Nygård, T. Ornitologiske undersøkelser i Sanddøla- og Luruvassdragene. 11 s.
 - 7 Thingstad, P.G. & Nygård, T. Småviltbiologiske undersøkelser i Sanddøla- og Luruvassdrag 1981 og 1982. 62 s.
 - 8 Nøst, T. Hydrografi og ferskvannsevertebra i Sanddøla/Luru-vassdragene 1981 i forbindelse med planlagt vannkraftutbygging. 86 s.
 - 9 Koksvik, J.I. & Arnekleiv, J.V. Fiskeribiologiske undersøkelser i Sanddøla/Luruvassdraget med konsekvensvurderinger av planlagt kraftutbygg (LFI-55). 108 s.
 - 10 Jordal, J.B. Ornitologiske undersøkingar i Mevassdraget og Grytneselva, Nesset kommune i samband med planer om vidare kraftutbygging 24 s.
 - 11 Reinertsen, H., Olsen, Y., Nøst, T., Rueslåtten, H.G. & Skotvold, T. Resipientforhold i Sanddøla og Luruvassdraget i Nordli, Grong og Snåsa kommune i Nord-Trøndelag. (LFI-56). 57 s.
- 1983-1 Nøst, T. & Arnekleiv, J.V. Fiskeribiologiske og ferskvannsfauunistiske undersøkelser i Mevassdraget 1982. (LFI-57). 25 s.
- 2 Nøst, T. Hydrografi og ferskvannsevertebra i Raumavassdraget 1982. 74 s.
 - 3 Arnekleiv, J.V. Fiskeribiologiske undersøkelser i Lysvatnet, Åfjord kommune 1982. (LFI-58). 2 s.
 - 4 Jensen, J.W. & Olsen, A.J. Fjærmygg (Chironomidae) i oppdemte magasin. Et forprosjekt. 3 s.
 - 5 Bevanger, K., Rofstad, G. & Ålbu, Ø. Vurdering av ornitologiske verneinteresser og konsekvenser for fuglelivet ved eventuell kraftutbygging i Rauma/Ulvåa. 97 s.
 - 6 Thingstad, P.G. Småviltbiologiske undersøkelser i Raumavassdraget 1982 og 1983. 74 s.
 - 7 Arnekleiv, J.V. & Koksvik, J.I. Fiskeribiologiske forhold, evertebratfauna og hydrografi i Ormse

- rådet, Verran kommune, 1982-83. (LFI-59). 76 s.
- 8 Ålbu, Ø. Kraftlinjer og fugl. 60 s.
- 9 Koksvik, J.I. & Arnekleiv, J.V. Fiskeribiologiske undersøkelser i Børsjøen, Tynset kommune. (LFI-60). 27 s.
- 1984-1 Sandvik, J. & Thingstad, P.G. Midlertidig rapport om vannfuglpopulasjonene ved Nedre Nea, Selbu. 33 s.
- 2 Koksvik, J.I. & Arnekleiv, J.V. Fiskebestand og næringsforhold i Nidelva ovenfor lakseførende del. (LFI-61). 38 s.
- 3 Nøst, T. Hydrografi og ferskvannsevertebrater i Raumavassdraget i forbindelse med planlagt kraftutbygging. 36 s.
- 4 Nøst, T. Hydrografi og evertebrater i Indre Visten, Nordland fylke, 1982-83. 69 s.
- 5 Thingstad, P.G. Resultatene av de avbrutte småviltbiologiske undersøkelsene i Indre Visten, Vevelstad. 28 s.
- 6 Ålbu, Ø. & Bevanger, K. Vurdering av ornitologiske verneinteresser og konsekvenser ved eventuell kraftutbygging i Indre Visten. 57 s.
- 7 Thingstad, P.G. Produksjonspotensialet. En indeks for produksjonssammenligninger av ulike fuglesamfunn. 27 s.
- 1985-1 Arnekleiv, J.V. & Koksvik, J.I. Fiskeribiologiske undersøkelser i Raumavassdraget med konsekvensvurderinger av planlagt vannkraftutbygging. (LFI-62). 68 s.
- 2 Strømgren, T. & Stokland, Ø. Hydrologiske og marinbiologiske undersøkelser i Visten juni 1983 - november 1983. 27 s.
- 3 Nøst, T. Hydrografi og ferskvannsevertebrater i øvre deler av Stjørdalsvassdraget i forbindelse med planlagt vannkraftutbygging. 52 s.
- 4 Arnekleiv, J.V. Fiskeribiologiske undersøkelser i øvre deler av Stjørdalsvassdraget i forbindelse med planlagt vannkraftutbygging. (LFI-63). 87 s.
- 5 Koksvik, J.I. Ørretbestanden i Innerdalsvatnet, Tynset kommune, de tre første årene etter regulering. (LFI-64). 35 s.
- 1986-1 Arnekleiv, J.V. Ungfiskundersøkelser i øvre deler av Stjørdalsvassdraget i 1985. (LFI-65). 29 s.
- 2 Langeland, A., Koksvik, J.I. & Nydal, J. Reguleringer og utsetting av *Mysis relicta* i Selbusjøen - virkninger på zooplankton og fisk. (LFI-66). 72 s.
- 3 Arnekleiv, J.V. & Koksvik, J.I. Fisk, zooplankton og *Mysis relicta* i Bangsjøene 1983-1985. (LFI-67). 23 s.
- VITENSKAPSMUSEET, RAPPORT ZOOLOGISK SERIE
- 1987-1 Jensen, J.W. Faunaen i Rusasetvatn etter at vanndybden ble redusert fra 1,3 til 0,3 m. 20 s.
- 2 Strømgren, T., Bremdal, S., Bongard, T. & Nielsen, M.V. Forsøksdrift med blåskjell i Fosen 1985-1986. 42 s.
- 3 Arnekleiv, J.V. & Nøst, T. Fiskeribiologiske undersøkelser i Homlavassdraget, Sør-Trøndelag, 1985 og 1986. (LFI-68). 32 s.
- 4 Koksvik, J.I. Studier av ørretbestanden i Innerdalsvatnet de fem første årene etter regulering. (LFI-69). 22 s.
- 1988-1 Bongard, T. & Arnekleiv, J.V. Ferskvannssølgiske undersøkelser og vurderinger av Sevatnet, Møre og Romsdal 1987. (LFI-70). 25 s.
- 2 Cyvin, J. & Frafjord, K. Sylaneområdet - bruk og virkninger av bruken. 54 s.
- 3 Koksvik, J.I. & Arnekleiv, J.V. Zooplankton, *Mysis relicta* og fisk i Snåsavatn 1984-87. (LFI-71). 3 s.
- 4 Arnekleiv, J.V. & Nydal, J. Fiskeribiologiske undersøkelser i Nordelva-vassdraget, Sør-Trøndelag, med konsekvensvurdering av planlagt vannkraftutbygging. (LFI-73). 57 s.
- 5 Arnekleiv, J.V., Bongard, T. & Koksvik, J.I. Ripientforhold, vannkvalitet og ferskvannsinvertebrater i Nordelva-vassdraget, Fosen, Sør-Trøndelag. (LFI-74). 45 s.
- 1989-1 Haug, A. Phyto- og planktonundersøkelser i Gravatn, Nord-Trøndelag 1988. 18 s.
- 2 Bongard, T. & Koksvik, J.I. Lokal forurensning i Nidelva og en del tilløpsbekker vurdert på grunn av bunnfaunaen. (LFI-75). 20 s.
- 3 Dolmen, D. Ferskvannsbilologiske og hydrografiske undersøkelser av 20 vassdrag i Møre og Romsdal 1988, Verneplan IV. (LFI-78). 105 s.
- 1990-1 Eggan, G. Lake i Selbusjøen. Ernæring og standsvariabler i 1988 og 1982/83. (LFI-76). 2 s.
- 2 Dolmen, D. & Arnekleiv, J.V. En zoologisk befaring av karstområder og grottesystemer i Grane Rana kommuner, Nordland. (LFI-77). 43 s.
- 3 Olsvik, H., Kvifte, G. & Dolmen, D. Utbredelsesvernestatus for øyenstikkere på sør- og østlandet med hovedvekt på forurensnings- og jordbruksrådene. (LFI-79). 71 s.
- 4 Koksvik, J.I., Arnekleiv, J.V. & Winge, K. Undersøkelser av bunnfauna og fisk i forbindelse med kanalisering av Sokna ved Støren i Sør-Trøndelag. (LFI-80). 30 s.
- 5 Koksvik, J.I., Arnekleiv, J.V., Haug, A. & Jensen, J.W. Verneplan IV. Ferskvannsbilologiske undersøkelser og vurdering av 21 vassdrag i Nordland 1988. (LFI-81). 72 s.
- 6 Dolmen, D. Ferskvannsbilologiske og hydrografiske undersøkelser av Verneplan IV-vassdrag i Trøndelag 1989. (LFI-81). 72 s.
- 7 Bongard, T., Arnekleiv, J.V. & Solem, J.O. Bunnfauna og fisk i Rotla før og etter regulering. I. Sjøen før regulering. (LFI-82). 30 s.
- 1991-1 Johnsen, B.O., Koksvik, J.I., Jensen, A. & Håker, M. Alternativ produksjon av laks basert på yngelutsetting i elv. Bunnfauna og fiske i Litjvasselva, Vefsnvassdraget. 48 s.
- 2 Arnekleiv, J.V., Hellesnes, I., Jensen, A. & Strøm, E.A. Vannkvalitet, begroing og bunnfauna ved Nedre Nea 1988 og 1989. Del I. Forholdene før regulering, uten Nedre Nea kraftverk. (LFI-83). 53 s.
- 3 Dolmen, D. & Strand, L.Å. Evjer og dammer i Glomma (Hedmark) og Gaula (Sør-Trøndelag) zoologisk undersøkelse over status og vernevedtak med hovedvekt på Tjønnområdet, Tynset. (LFI-84). 23 s.
- 4 Jensen, J.W. Fiskebestandene i Langvatn Raudvassåga, et brepåvirket vannsystem. 19 s.

- 1992-1 Arnekleiv, J.V. Fiskebestanden i Nedre Nea 1987-90 og vurdering av skadevirkninger av Nedre Nea kraftverk. (LFI-85). 41 s.
- 1993-1 Jensen, A.J., Koksvik, J.I., Jensen, J.W., Jensås, J.G., Johnsen, B.O., Møkkelgjerd, P.I. & Winge, K. Stor-Glomfjordutbyggingen i Nordland: Ferskvannsbiologiske undersøkelser i Beiarelva før utbygging (1989-92). 48 s.
- 2 Thingstad, P.G. Ornitologiske etterundersøkelser ved Nerskogmagasinet, Rennebu kommune. Sammendrag av prosjektarbeidet 1989-92. 56 s.
 - 3 Thingstad, P.G. Ornitologisk arts mangfold og verifisering av nøkkelfaktorer for fuglelivet i ulike skoghabitater innen Trondheim Bymark. 37 s.
 - 4 Jensen, J.W. Fiskebestandene i Essand-Nesjø magasinene etter 22 år. 19 s.
- 1994-1 Koksvik, J.I. Økologisk tilstandsrapport med hovedvekt på relasjoner mellom plankton og røye i Leksdalsvatn 1993. 28 s.
- 2 Haug, A. & Arnekleiv, J.V. Ferskvannsbiologiske undersøkelser i Meltingvatnet, Nord-Trøndelag, fire og fem år etter regulering. (LFI-86). 31 s.
 - 3 Thingstad, P.G. Konesjonsundersøkelser av fugler og pattedyr i forbindelse med planer om overføring av Nesåa til Tunnsjøen/Tunnsjødalen. 49 s.
 - 4 Tømmeraas, P.J. Konsekvensundersøkelser på rovfugl og kråkefugl 1982-93 i forbindelse med kraftutbyggingen i Alta-Kautokeinovassdraget. 42 s.
 - 5 Strand, L.Å. Amfibier i østre deler av Trøndelag. Beskrivelser av ynglebiotopene og utvelgelse av undervisningsdammer. (LFI-87). 39 s.
 - 6 Dolmen, D. Biologiske undersøkelser i Tvedalenområdet, Larvik: Ferskvannsfåuna, amfibier og reptiler. (LFI-88).
 - 7 Arnekleiv, J.V., Koksvik, J.I., Hvidsten, N.A. & Jensen, A.J. Virkninger av Bratsbergreguleringen (Bratsberg kraftverk) på bunndyr og fisk i Nidelva, Trondheim (1982-1986). (LFI-89). 56 s.

Vedlegg 3.

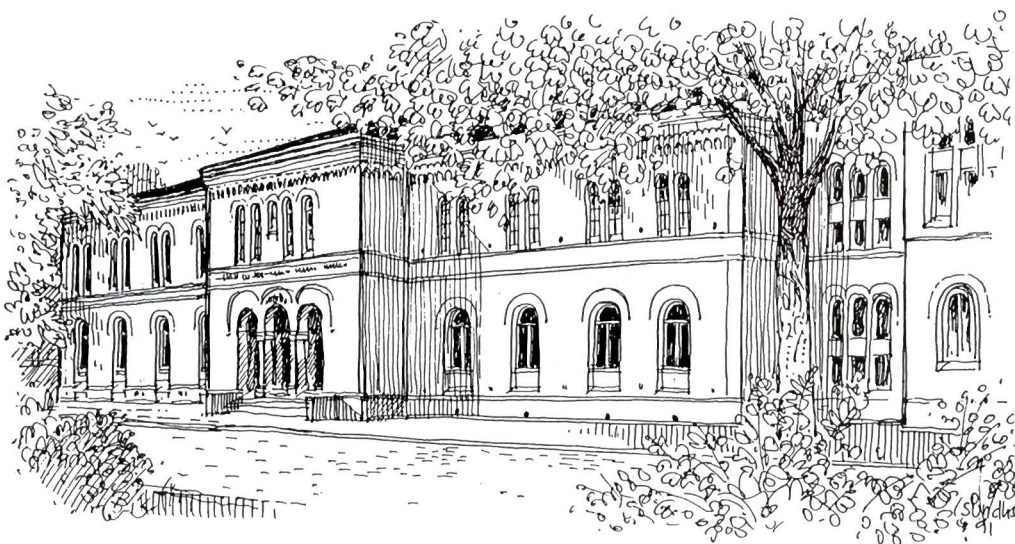
Vedlegg 4. Drivprøver av småkreps på stasjon 4B Trekanten i Nidelva 1984. Antall pr. m³ vann og biomasse i tørrvekt.

Vedlegg 5. Drivprøver av småkreps på stasjon 4B Trekanten i Nidelva 1985. Antall pr. m³ vann og biomasse i tørrvekt.

Vedlegg 6. Drivprøver av småkreps på stasjon 4B Trekanten i Nidelva 1986. Antall pr. m³ vann og biomasse i tørrvekt.

Vedlegg 7.

Vedlegg 8.



ISBN 82-7126-867-8
ISSN 0802-0833