

FORNYET KONSESJON FOR KONGSFJORD KRAFTVERK. VURDERING
AV REGULERINGSVIRKNINGER PÅ LAKS, RØYE OG ØRRETUNGER I
KONGSFJORDELVA, FINNMARK, OG FORSLAG TIL NY MANØVRERING.

SVEIN JAKOB SALTVEIT OG ÅGE BRABRAND

Laboratorium for ferskvannsekologi og innlandsfiske (LFI),
Zoologisk Museum, Universitetet i Oslo,
Sarsgate 1,
0562 Oslo 5.

FORORD

I forbindelse med søknad om fornyet konsesjon for Kongsfjord kraftverk i Finnmark ble Laboratorium for ferskvannsekologi og innlandsfiske (LFI) engasjert av Berdal-Strømme om å utføre de fiskeribiologiske undersøkelsene. Undersøkelsen skal dokumentere fiskeribiologisk status i det regulerte vassdraget, virkninger av reguleringen på fisk og angi forslag til minstevannføring og manøvrering.

Feltarbeidet er utført i juli og september 1989. Berlevåg Jeger og Fiskeforening har bidratt med verdifulle opplysninger om vassdraget og spesielt takkes Idar Aasen og Gunnulf Hauge.

Oslo mai 1990

Svein Jakob Saltveit

INNHold

	s.
SAMMENDRAG	4
INNLEDNING	7
OMRÅDE OG LOKALITETSBEskRIVELSE	9
MATERIALE OG METODE	11
RESULTATER	13
Driv av zooplankton	13
Bunndyr	14
Fisk	22
Lengdefordeling	22
Fisketetthet	27
Laks	27
Ørret	28
Røye	29
DISKUSJON	31
Virkning av reguleringen	35
Forslag til minstevannføring, manøvrering og tiltak	40
LITTERATUR	45

SAMMENDRAG

Saltveit, S.J. og Brabrand, Å. 1990. Fornyet konsesjon for Kongsfjord kraftverk. Vurdering av reguleringsvirkninger på laks, røye og ørretunger i Kongsfjordelva, Finnmark, og forslag til ny manøvrering. Rapp. Lab. Ferskv. Økol. Innlandsfiske, Oslo, 121, 51 s.

Kongsfjordvassdraget ble regulert i 1939 ved etablering av dam ved utløp av innsjøen Gædnjajav´ri. I 1952 ble også øvre del av nedslagsfeltet til Juleelva (25.5 km²) overført til Gædnjajav´ri. Fra Gædnjajav´ri overføres vannet til Buevatn, og videre i tunnel til kraftstasjonen med avløp til Buetjern. Reguleringen har ført til sterkt redusert vannføring i Gædnja, som er elvestrekningen mellom Gædnjajav´ri og avløpet fra Buetjern. Det foreligger ikke minstevannføring og vannføringen er her bestemt av lokalt tilsig. I Kongsfjordelva, d.v.s. nedstrøms sammenløp med utløp av kraftstasjonen, er vannføringen bestemt av drift i kraftverket. Vannføringen er høyere om vinteren og redusert om våren og sommeren i fyllingsperioden.

Tilsammen 9 lokaliteter ble undersøkt i juli og september 1989. Fisk ble innsamlet med elektrisk fiskeapparat og tetthetsberegninger ble utført ved at lokalitetene ble avfisket tre ganger og deretter beregnet ut fra avtak i fangst (successive removal). Bunndyr ble innsamlet ved hjelp av sparkemetoden fra fire lokaliteter, men drivprøver av zooplankton er samlet fra fem lokaliteter.

Dominerende bunndyrgrupper i vassdraget i juli var muslinger, døgnfluer, vannmidd og fjærmygg, mens døgnfluene dominerte faunasammensetningene på i september. Døgnfluene utgjorde da mer enn 60% av bunndyrene. Døgnfluefaunaen besto av tilsammen 7 arter. Baetis rhodani, B. subalpinus og Ameletus inopinatus var tallrik på de fleste stasjonene, mens arten B. lapponicus hadde en spredt tallrik forekomst. Det var en tendens til økning i antall døgnfluearter nedover vassdraget.

Steinfluefaunaen i vassdraget er relativt artsrik, og tilsammen ble 12 arter påvist. Både individantallet og artsantallet av steinfluer var høyere i september og dominerende arter var Isoperla obscura, D. nanseni, Taeniopteryx nebulosa og Leuctra hippopus. Vårfluefaunaen er artsfattig og bare 5 arter ble påvist. Vanligste art er rovformen Rhyachopila nubila. Eneste snegleart i vassdraget er Lymnea peregra.

Det ble påvist fem fiskearter i vassdraget; laks, ørret, røye, trepigget stingsild og nipigget stingsild. Både røye og ørret har anadrome og stasjonære bestander.

I 1958 ble det bygget to fisketrapper i fossen ca. 8 km opp i vassdraget. Laks kunne opprinnelig forsere fossene, men etter etablering av trapper kan sjørret og sjørøye nå teoretisk gå opp til ca. 3 km oppstrøms sammenløpet med Buetjern (Fossan).

I juli 1989 ble de fleste årsungene funnet på to lokaliteter, en i Gædnja og en i Kongsfjordelva. Antall årsunger av laks var langt lavere i september og total tettheter av laksunger var bare 1.8 ind/100 m². Årsungene hadde i september en gjennomsnittslengde på 46.1 mm. På lokaliteten i Gædnja er tettheter av årsunger redusert fra 234 fisk pr. 100 m² i juli til ingen fisk i september.

Årsunger av ørret ble ikke påvist i juli og materialet av eldre fisk var også svært lite. I september besto materialet av ørretunger av fisk mellom 49 og 159 mm, men årsungene dominerte. Disse hadde en gjennomsnittslengde på 5.5 cm, og den totale tetthet av ørret var i juli 1.7 ind/100 m², mens den i september var 4.4 ind/100 m².

Røye besto i juli også hovedsaklig av fisk eldre enn årsunger. Bortsett fra to individer, ble samtlige årsunger av røye i september påvist like nedstrøms dammen i Gædnjajav'ri. Dette er rekrutter av fisk som har sluppet seg ut fra innsjøen. Disse årsungene hadde en gjennomsnittslengde på 5.3 cm. Total tetthet av røye var i juli og september henholdsvis 3.6 og 8.4 ind/100 m².

Gædnja har et stort potensiale som oppvekstområde for lakseunger. Redusert vannføring har imidlertid gitt reduksjon i vanddekket bunnareal, dyp og vannhastighet og derved redusert Gædnjas betydning. Redusert vannføring forårsaker fiskedød, sannsynligvis som følge av høy vanntemperatur.

I Kongsfjordelva d.v.s. på elvestrekningen nedstrøms kraftverket kan hurtige reduksjoner i vannføring være årsaken til de svært lave tettheter av fisk.

Reguleringen har fjernet de store flomtoppene og derved stabilisert bunnforholdene. Vekstforholdene for mose er derved bedret. Over store områder både i Gædnja og Kongsfjordelva dekket denne begroing hele elvebunnen. Tettheten av elvemose var minst der bunnen var ustabil, bestående av små stein og grus. Mose begrenser gyteområdene.

Forholdene for fisk kan trolig bedres betydelig ved endret manøvrering og økt minstevannføring.

INNLEDNING

Kongsfjordelva ble regulert i 1939 ved etablering av dam ved utløp av innsjøen Gædnjajav´ri, med justeringer av manøvreringsreglement i 1952 og 1974. Gædnjajav´ri har en reguleringshøyde på 6.35 hvorav 3.35 m senkning og 3.0 m heving. I 1952 ble også øvre del av nedslagsfeltet til Juleelva (25.5 km²) overført til Gædnjajav´ri. Fra Gædnjajav´ri overføres vannet til Buevatn, reguleringshøyde 10.0 m og videre i tunnel til kraftstasjonen med avløp til Buetjern.

Reguleringen har ført til sterkt redusert vannføring i Gædnja, som er elvestrekningen mellom Gædnjajav´ri og avløpet fra Buetjern, d.v.s. ned til Kongsfjordelva (se Fig. 1). Det foreligger ikke minstevannføring og vannføringen er her bestemt av lokalt tilsig. Hydrologiske beregninger viser at restvannføringen det meste av året er ca. 20% av naturlig tilsig nærmest dammen og ca. 30% av naturlig tilsig ved Grasdammen. I tørre år tilsvarer dette henholdsvis 100 og 150 l/s. Videre er vannføringen i elva mellom Buevatn og Buetjern sterkt redusert.

I Kongsfjordelva, d.v.s. nedstrøms sammenløp med utløp av kraftstasjonen, er vannføringen bestemt av driften i kraftverket. Vannføringen er høyere om vinteren og redusert om våren og sommeren i fyllingsperioden. Hydrologiske simuleringer gir ikke vannføringer under 1200 l/s øverst i Kongsfjordelva og 1600 l/s nederst.

Fisk i vassdraget er tidligere undersøkt av Bjerknes og Rikstad (1976). Dette er den eneste etterundersøkelse som er utført på fisk, men fiskefaunaen ble også undersøkt i forbindelse med en vurdering av fisketrappene (Halvorsen 1987).

Laks er den viktigste fiskearten i vassdraget, med vanlig fangststørrelse på 4-6 kg. Videre foregår oppvandring av sjørret og sjørøye, mens det i Gædnja (ovenfor Buetjern) er bestand av stasjonær ørret, og helt øverst mot Gædnjajav'ri også stasjonær røye.

Før reguleringen ble det påvist enkelte laks opp til Gædnajav'ri. Ifølge Bjerknes og Rikstad (1976) har reguleringen ført til at den lakseproduserende strekning er halvert, og Bjerknes og Rikstad (1976) angir at den tørrlagte elvestrekning (Gædnja) tildels hadde gode gyte- og oppvekst-områder. Eventuell endret avkastning var ikke mulig å kvantifisere, idet det mangler fangststatistikk fra tiden før regulering.

Fisket og den betydning dette har for turisme og friluftsliv står svært sentralt i vassdraget. Elva og dalen betyr svært mye som rekreasjonsområde for befolkningen i Berlevåg og Båtsfjord. Hovedspørsmålet for Kongsfjordelva er hvorvidt avkastningen av laks, sjørret og sjørøye kan økes utover dagens nivå. Bjerknes og Rikstad (1976) antar god naturlig rekruttering på den nåværende lakseførende strekning, og fraråder her utsetting av yngel. I dette ligger den antagelse at bestanden på nåværende lakseførende strekning ikke er begrenset av for lav naturlig rekruttering i forhold til næringsgrunnet. Økning eller opprustning av naturlig lakseførende strekning ved å slippe vann fra Gædnajav'ri vil trolig gi rask etablering av ungfiskbestand, selv ved lav minstevannføring. Stopp i drift av kraftverket i oppgangsperioden vil trolig øke oppgangen til Gædnja.

OMRÅDE OG LOKALITETSBEKRIVELSE.

Det undersøkte området ligger i Berlevåg kommune, Finnmark og dekkes av kartblad 2336 II (M 711). Vassdraget har et nedslagsfelt på ca. 280 km². De største innsjøene i vassdraget er Gædnjajav'ri, 229 m o.h., Store Buevatnet, 227 m o.h. og Buetjern, 138 m o.h. (Fig. 1). I tillegg drenerer vassdraget en rekke større og mindre vann og tjern.

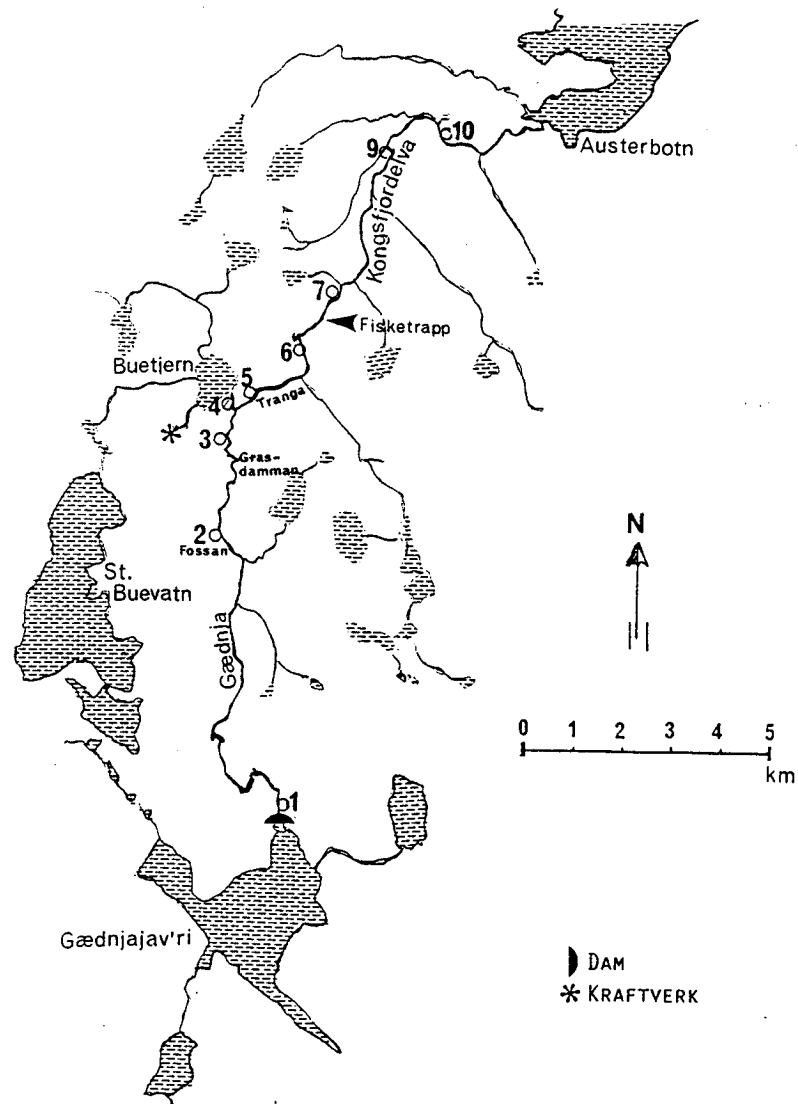


Fig. 1. Kart over det undersøkte vassdraget med de lokalitetene, 1-10, avmerket.

Gædnjajav´ri drenerte naturlig til elva Gædnja, som etter sammenløp med avløpet fra Buetjern får navnet Kongsfjordelva. Mellom Gædnjajav´ri og avløpet i sjøen i Kongsfjorden (Austerbotn) er elva ca. 30 km lang. Store partier av elva har en relativt flat profil og de største fallene skjer over relativt korte strekninger, som Tranga og fosser nedstrøms Fossvatna, der fisketrappene er bygget. Bortsett fra på slike partier er vannhastigheten i vassdraget relativt moderat. Mye av bunnen består imidlertid av relativt stor stein, med tett begroing av mose og noe alger. Enkelte partier har imidlertid små stein og grov grus med liten begroing. Kongsfjordelva er omgitt av tett vegetasjon av vier.

Det er påvist fem fiskearter i vassdraget; laks, ørret, røye, trepigget stingsild og nipigget stingsild. Både røye og ørret har anadrome og stasjonære bestander. I Gædnjajav´ri og Buevatn var det ifølge lokalbefolkningen god bestand av røye og ørret før reguleringen, mens vannene idag er dominert av småfallen røye og sparsom ørretbestand. Regulering og endret beskatning anses som de sannsynlige årsaker.

Det ble i 1958 bygget to fisketrapper i fossen nedstrøms Fossvatna eller ca. 8 km opp i vassdraget (se Fig. 1). Laks kunne tidligere forsere fossene, men sjørret og sjørøye kan nå teoretisk gå opp til ca. 3 km oppstrøms sammenløpet med Buetjern (Fossan).

Det foreligger ikke data på temperatur og vannføring, men temperaturmålinger ble igangsatt høsten 1989.

De undersøkte lokalitetene er avmerket på Fig.1, og en kort generell beskrivelse av disse er gitt i Tabell 1.

Tabell 1. Beliggenhet, bunnsubstrat og strømforhold på de undersøkte stasjonene i Kongsfjordelva.

STASJON	BELIGGENHET	STRØM FORHOLD	DOMINERENDE STEINSTØRRELSE I BUNNSUBSTRAT					BEGROING	
			Blokker	Hodestor	Knyttneve	Små Grus	Sand		
1	utløp Gædnjajav'ri	svak		+	++	+++	+++	+	
2	ca.7 km nedst.Gædnjajav'ri	moderat	+++	+++	+				mye mose noe alger
3	nedstrøms Grasdammen	moderat	+	+++	+++	++	+		mose noe alger
4	utløp Buetjern	moderat	+++	+	+				mye mose noe alger
5	oppstrøms Tranga	moderat	++	++	++	+			mye mose noe alger
6	oppstrøms Fossvatna	moderat		++	+++	+++	++	+	noe mose
7	1 km nedstr. fisketrapp	moderat	+	+++	+++	+	+		mose
9	4 km fra utløp i sjø	moderat		++	+++	+++	++	+	lite
10	2 km fra utløp i sjø	moderat		+++	++	++	+		noe mose

MATERIALE OG METODE

BUNNDYR

Til innsamling av bunndyr ble sparkemetoden benyttet (Hynes 1961). Metoden registrerer de fleste artene som er tilstede. Den kan brukes på steinbunn og bløtbunn, både i rennende og stillestående vann (Brittain og Saltveit 1984). Prøvene tas på tid, og i innsamlingstiden avhenger både av bunnens beskaffenhet og bunndyrtettheten. Ved innsamling i rennende vann holdes håven vertikalt med rammens nedre kant mot substratet. Håven holdes stødig i strømmen ved å sette den ene foten bak rammen. Det passes alltid på at strømmen går rett inn i håven. Med den andre foten blir så substratet i forkant av håven rotet opp, og dyr, planter og planterester blir ført med strømmen inn i håven. Innsamlingene ble tatt på tid; 1 minutt pr. prøve. Håvens maskestørrelse var 0.45 mm. Prøvene ble

fiksert på etanol og senere sortert på laboratoriet.

DYREPLANKTON

Til innsamling av planktondriv i elv ble det benyttet en håv, maskevidde 0.09 mm. Håven ble holdt i strømmen i fem minutter. Plankton ble samlet i en flaske i enden av håven og fiksert på Lugol's løsning. Opptelling og artsbestemmelse ble foretatt i laboratoriet.

ELEKTROFISKE

Til elektrofisket ble det benyttet et elektrisk fiskeapparat konstruert av ingeniør Paulsen. Apparatet leverer kondensatorpulser med spenning ca. 1600 V og frekvens 80 Hz. Stasjonene som bestandsberegningene er utført på er Fig. 1. Lengden på den avfiskede strekning for hver lokalitet var ca. 50 m og det ble fisket fra bredden og så langt ut i elva det var mulig å fiske effektivt (3-6 m). Arealet ble avmerket med en hvit snor lagt på bunnen. Hver lokalitet ble avfisket tre ganger. Den fangede fisken ble lengdemålt til nærmeste mm. Etter måling og opptelling ble mesteparten av fisken satt ut igjen. Noen ble imidlertid tatt med for aldersbestemmelse. På grunnlag av lengde-frekvens kurver er materialet delt i årsyngel (0+) og eldre fisk. Antall årsyngel og eldre fisk av laks og ørret er deretter beregnet ut fra avtak i fangst, successive removal (Zippin 1958). EDB-programmer i FORTRAN ble benyttet ved all sorterings- og beregningsarbeide. Tabell 2 viser det totale materialet som bestandsberegningene og lengdefordelingene er basert på.

Metoden med gjentatte uttak kan underestimere mengden fisk (Junge og Libosvarsky 1965, Libosvarsky 1967, Bohlin og Sundstrøm 1977, Heggberget og Hesthagen 1979). Beregnet estimat for tetthet avviker derfor fra den "sanne" mengde fisk tilstede. Metoden med gjentatte uttak gir imidlertid normalt et estimat som muliggjør en relativ sammenligning over tid, regional sammenligning innen et vassdrag, og til en viss grad

også med andre lakseelver (Bohlin et al. 1989). Dette er også den mest benyttede metode i norske elver.

Tabell 2. Antall fisk som ligger til grunn for bestandsberegninger, antall lokaliteter undersøkt og samlet størrelse på det avfiskede elveareal i juli og september 1989.

	Antall fisk			Antall lok.	Areal (m ²)
	LAKS	ØRRET	RØYE		
JULI	174	19	40	6	1124
SEPT.	22	52	106	8	130

RESULTATER

DRIV AV ZOOPLANKTON

Kvalitative drivprøver av zooplankton ble tatt på stasjon 1, 3, 4, 5 og 10 (se Fig.1). I juli ble det største individantallet i drivprøvene funnet på stasjon 3 (Fig. 2). Prøvene herfra var imidlertid dominert av Chydoridae (80%). Dette er littorale former av Cladocera fra Grasdammen. I juli ble relativt få individer av zooplankton funnet i drivprøvene, og størst tetthet av rent, planktoniske krepsdyr ble funnet på stasjon 1 (Fig. 2). Bosmina longispina og Eudiaptomus gracilis utgjorde hele ca. 85% av mengde dyr på stasjon 1 i juli (Fig. 4). På utløpet av Buetjern, stasjon 4, var også mengden zooplankton i drivet lavt. Chydoridae ble også her funnet i størst antall, deretter fulgte B. longispina. B. longispina utgjorde også mesteparten av drivet på stasjon 5, mens det helt nederst i elva, på stasjon 10, bare ble funnet Chydoridae og littorale copepoder (harpacticoide).

I september ble de absolutt største mengdene zooplankton funnet i drivet like nedstrøms Buetjern (stasjon 4), og mengden dyr var her svært mye høyere enn i juli (Fig. 3). E. gracilis utgjorde de største mengdene og totalt ca. 75% av det zooplankton som drev ut av innsjøen. Relativt høye tettheter ble også funnet av Cyclops scutifer og D. longispina, som hver utgjorde ca. 15% (Fig. 4). Til tross for svært høye tettheter ut av Buetjern, påvises lite driv på stasjonen like etter sammenløpet med Gædnja, d.v.s. stasjon 5. De samme artene dominerer her, men antallet er svært lavt. Dette tyder på at planktonet ut av Buetjern svært hurtig filtreres ut av vannet i den tette vegetasjonen av mose som finnes i utløpet av Buetjern. På de øvrige lokalitetene påvises svært lite dyr i planktonprøvene i september (Fig. 3).

BUNNDYR

Antall bunndyr pr. ett minutt sparkeprøve på de ulike lokalitetene i juli og september 1989 er vist på Fig. 5. I juli ble de høyeste individtetthetene funnet øverst i vassdraget, stasjon 1 og 3, mens stasjon 10 hadde de laveste. Stasjon 1 og 3 hadde de samme bunndyrtetthetene i september som i juli, men i motsetning til i juli økte bunndyrtetthetene nedover vassdraget, og de største tetthetene ble i september funnet på stasjon 10 (Fig. 5).

Dominerende bunndyrgrupper i vassdraget i juli er muslinger, døgnfluer, vannmidd og fjærmygg, mens døgnfluene med unntak av stasjon 3, dominerer faunasammensetningene på lokalitetene i september (Fig. 6). Ved siden av døgnfluer hadde stasjon 3 en like høy andel av steinfluer i september, men døgnfluene utgjorde mer enn 60% av bunndyrene på de øvrige lokaliteter.

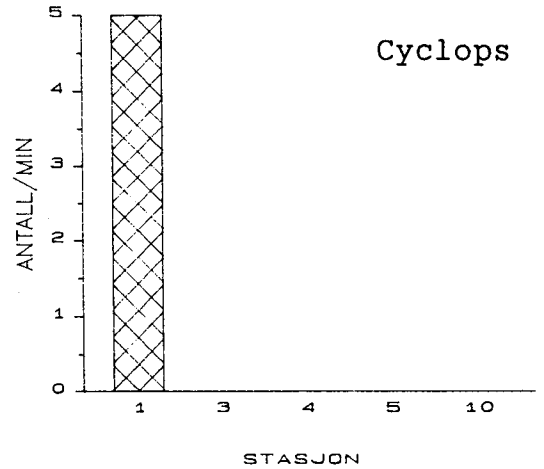
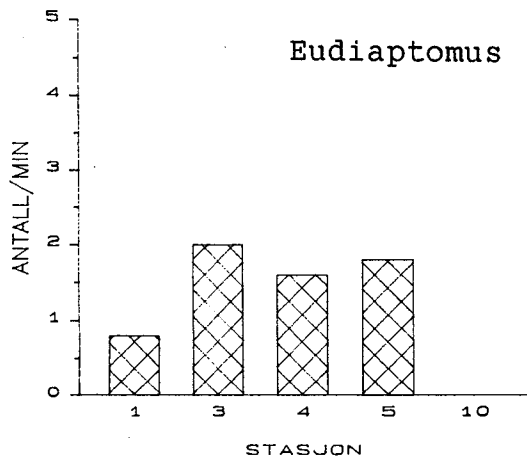
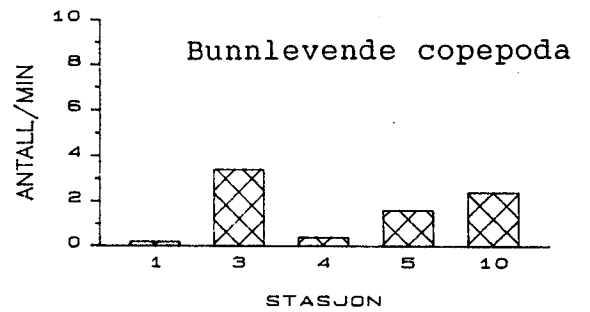
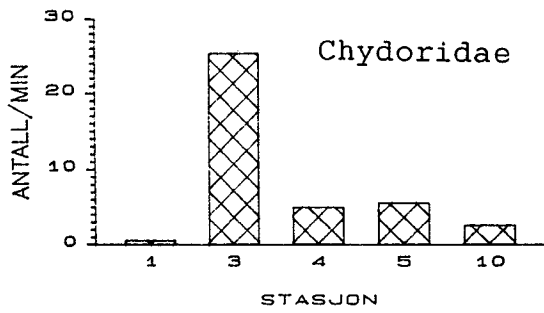
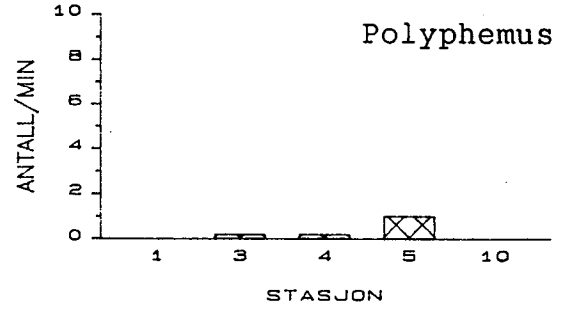
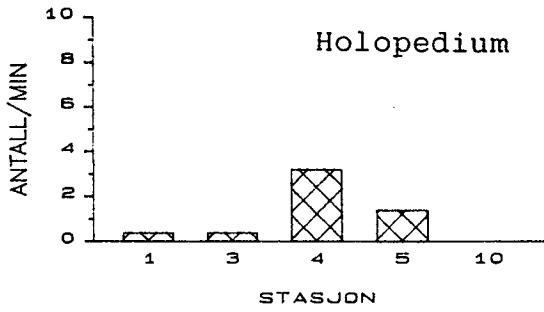
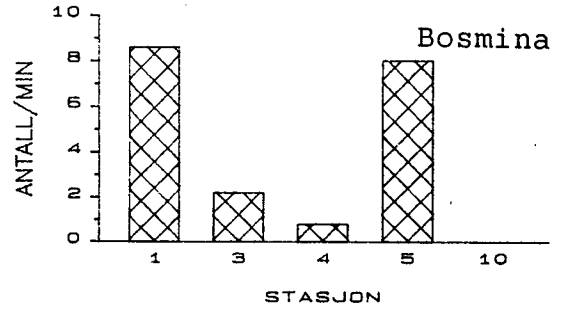
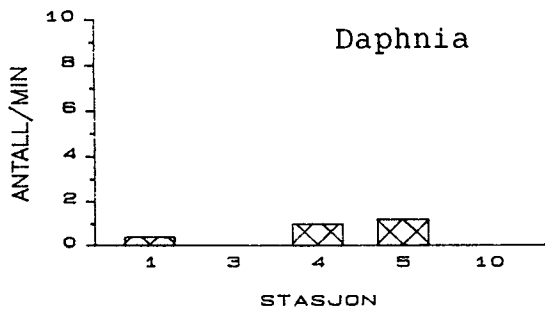
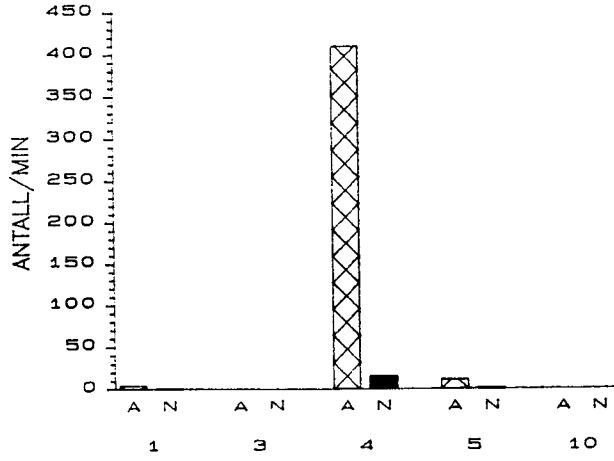
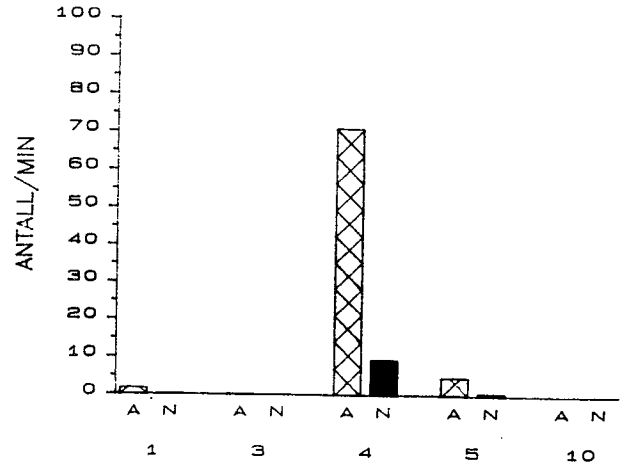


Fig. 2. Antall individer pr. minutt drivprøve av ulike arter/grupper fra ulike lokaliteter i Kongsfjordelva i juli 1989.

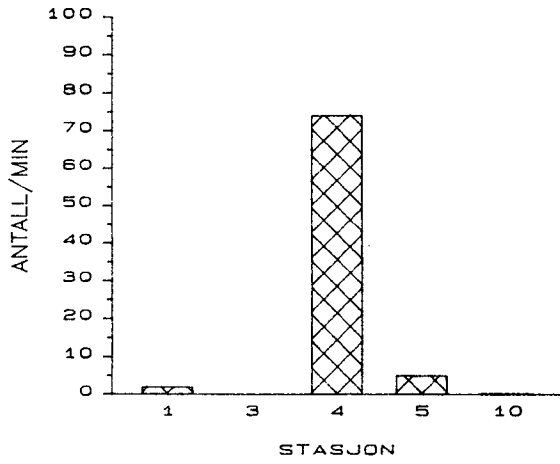
Eudiaptomus



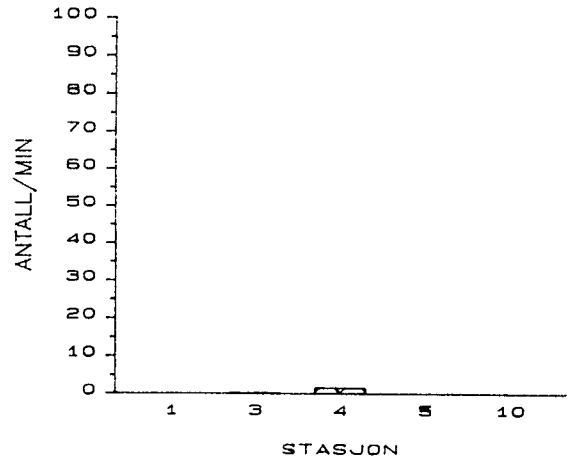
Cyclops



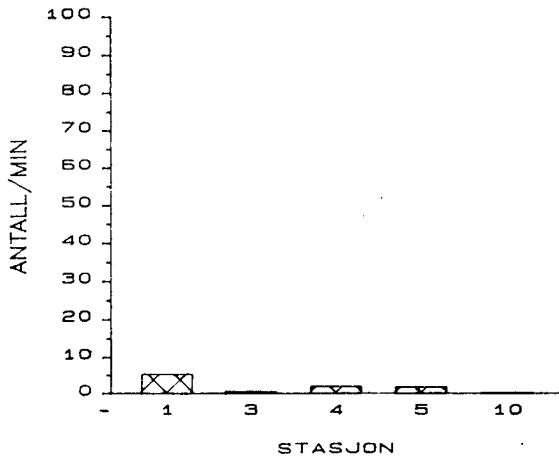
Daphnia



Bosmina



Chydoridae



Bunnlevende copepoda

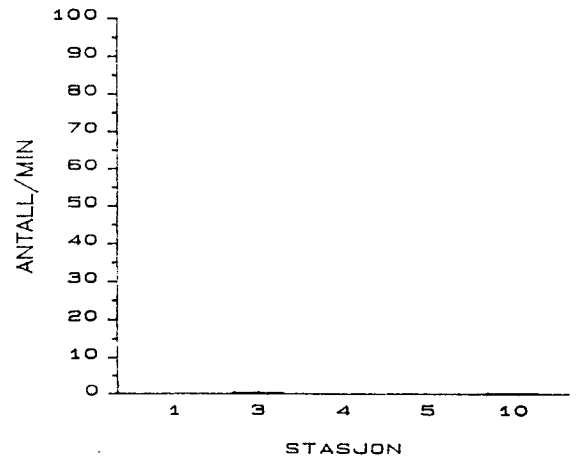


Fig. 3. Antall individer pr. minutt drivprøve av ulike arter/grupper fra ulike lokaliteter i Kongsfjordelva i september 1989.

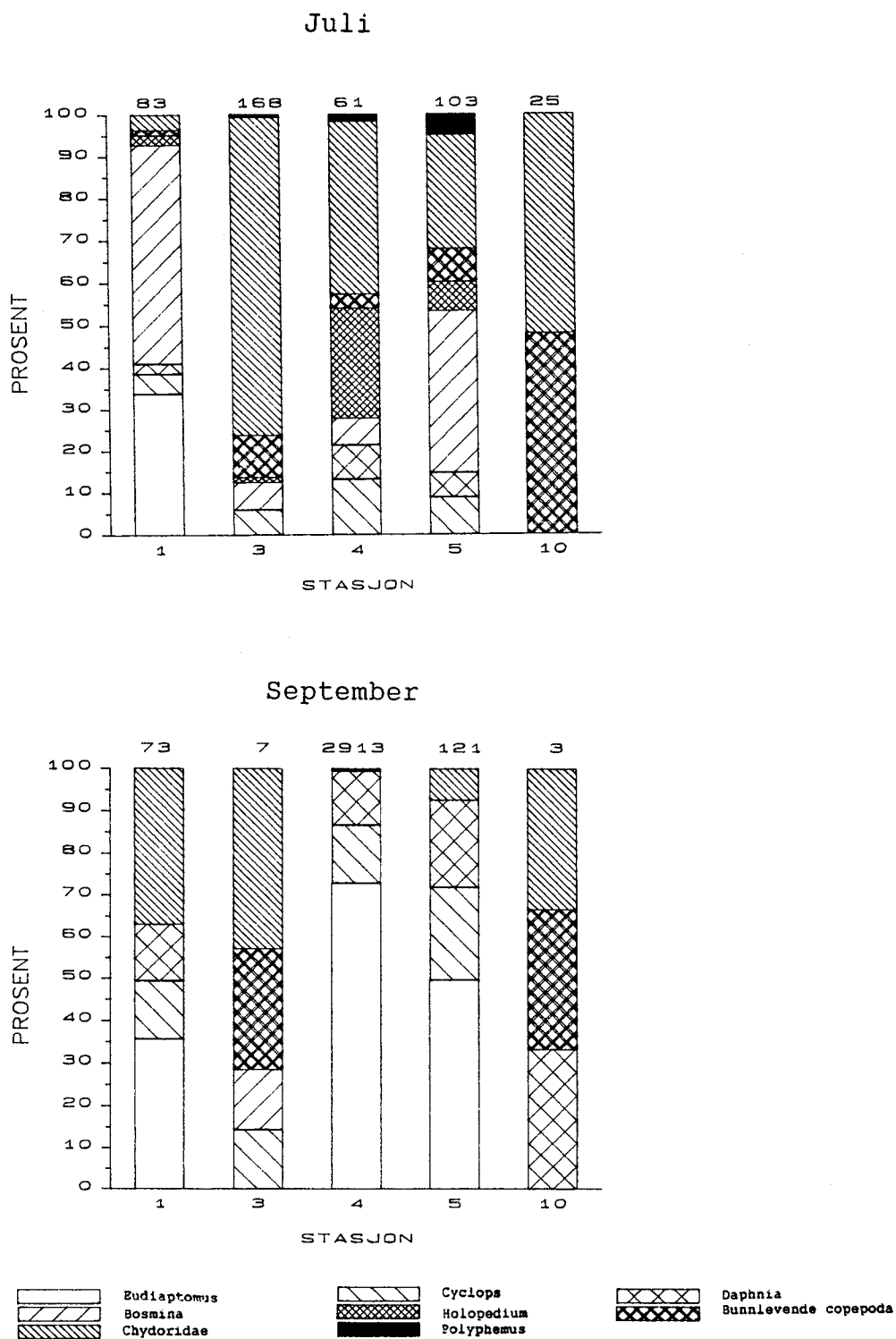


Fig. 4. Prosentvis artssammensetning av drivprøver fra ulike lokaliteter i Kongsfjordelva i juli og september 1989.

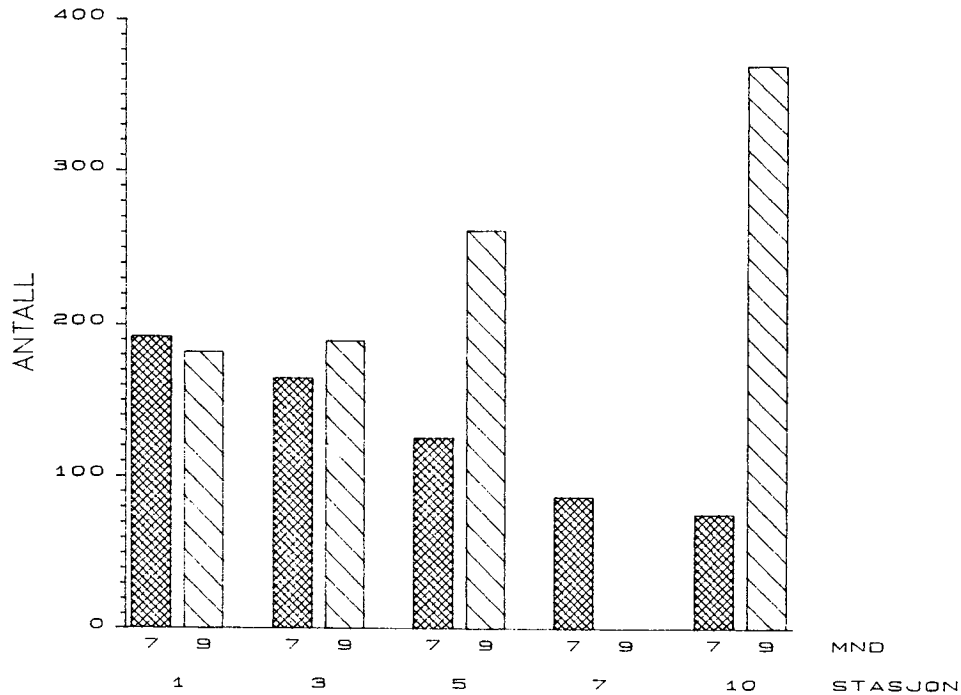


Fig. 5. Antall bunndyr pr. minutt sparkeprøve på ulike lokaliteter i Kongsfjordelva i juli og september 1989.

I juli varierer sammensetningen av bunnfaunaen på de ulike lokalitetene noe mer enn i september. På stasjon 1 utgjorde muslingene mer enn 70% av det totale antall i juli. Døgnfluer utgjorde ca. 20% her i juli, mens de i september utgjorde hele 70%. På stasjon 3 dominerer vannmidd og døgnfluer i juli, mens muslinger igjen dominerer på stasjon 5. Det er en klar sammenheng mellom stasjonenes beliggenhet i forhold til innsjø og dominans av muslinger. På stasjon 10 er vannmidd, døgnfluer og fjærmygg de dominerende gruppene i juli, mens døgnfluer alene dominerer i september.

Antall individer pr. minutt sparkeprøve innen en del viktige bunndyrgrupper er vist på Fig. 7, mens antall av ulike arter er vist i Tabell 3.

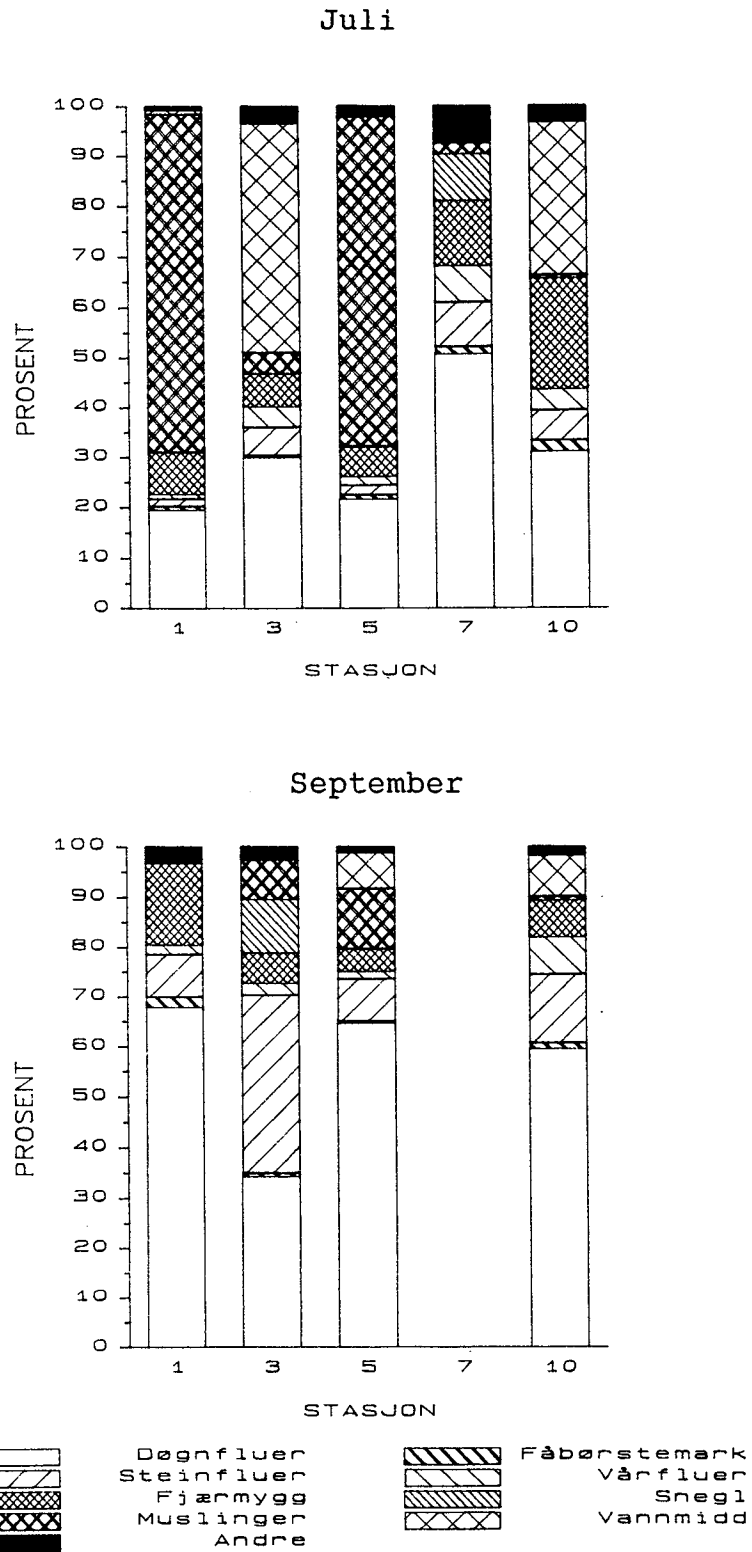


Fig. 6. Prosentvis sammensetning i bunndyrfaunaen på ulike lokaliteter i Kongsjordelva i juli og september 1989.

Tabell 3. Gjennomsnittsansattall (antall/min. sparkeprøve) av døgntfluer, steinfluer, vårfluer og snegl på ulike stasjoner i Kongsfjordelva i juli og september 1989.

ART	JULI					SEPTEMBER			
	1	3	5	7	10	1	3	5	10
DØGNFLUER									
Baetis rhodani	83	86	17	-	14	115	48	325	319
B. subalpinus	10	43	44	17	-	-	-	-	-
B. fuscatus/scambus	3	-	12	1	2	-	-	-	-
B. lapponicus	3	-	-	109	18	-	-	-	-
B. macani	18	-	-	-	19	-	-	-	-
Baetis sp.	23	18	12	-	16	-	-	50	150
Ameletus inopinatus	-	-	-	2	1	30	34	32	89
Ephemerella aurivillii	-	-	<1	<1	<1	3	113	100	102
Heptagenia dalecarlica	-	-	-	-	-	-	-	-	<1
STEINFLUER									
Diura nanseni	5	8	3	20	4	4	11	10	10
Arcynopteryx compacta	2	-	-	1	-	16	3	2	-
Isoperla obscura	-	-	<1	-	-	3	169	37	21
Taeniopteryx nebulosa	-	-	-	-	<1	<1	9	8	37
Protonemura intricata	-	19	3	<1	5	-	8	<1	9
P. meyeri	-	-	-	-	-	-	-	-	3
A. standfussi	3	-	-	-	-	-	-	-	-
Leuctra digitata	-	1	-	1	4	-	-	-	-
L. hippopus	-	-	-	-	-	-	<1	-	73
Capnia sp.	-	-	-	-	-	21	-	<1	-
Nemoura sp.	-	-	-	-	-	<1	-	7	2
Nemurella pictetii	-	-	-	-	-	-	-	-	<1
VÅRFLUER									
Ryachophila nubila	5	19	6	18	9	9	13	4	16
Chaetopteryx sp.	1	-	<1	-	-	1	-	-	-
Apatania sp.	-	-	-	-	-	1	-	5	64
Micrasema	1	1	-	-	-	-	-	2	1
Plectrocnemia conspersa	-	-	-	-	-	-	-	<1	-
Limnephilidae	-	-	-	-	<1	-	-	-	1
SNEGL									
Lymnea peregra	1	<1	1	24	-	-	61	1	-

Døgntfluefaunaen besto av tilsammen 7 arter. I juli var Baetis rhodani og B. subalpinus, tallrik på de fleste stasjonene, mens arten B. lapponicus hadde en spredt tallrik forekomst (Tabell3). I september ble det i hovedsak påvist fire arter, som alle var relativt tallrike. Det er en tendens til økning i antall arter nedover vassdraget.

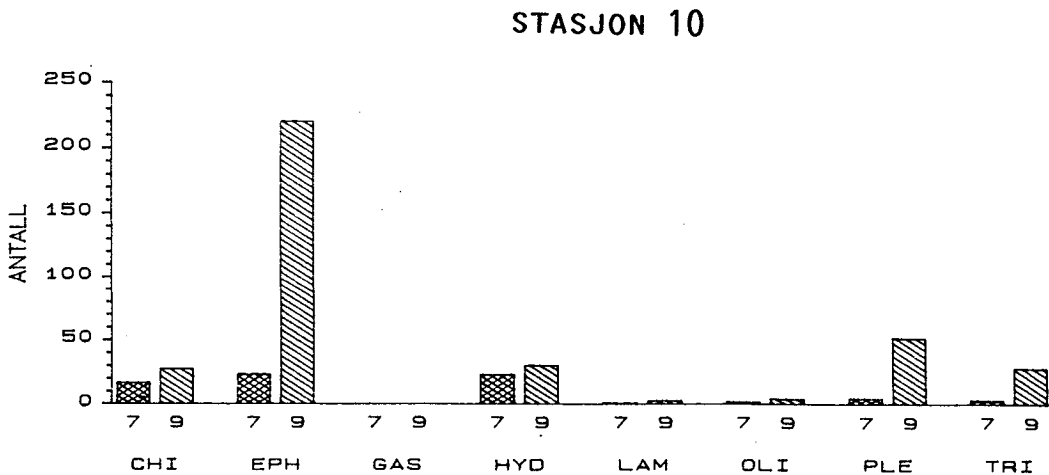
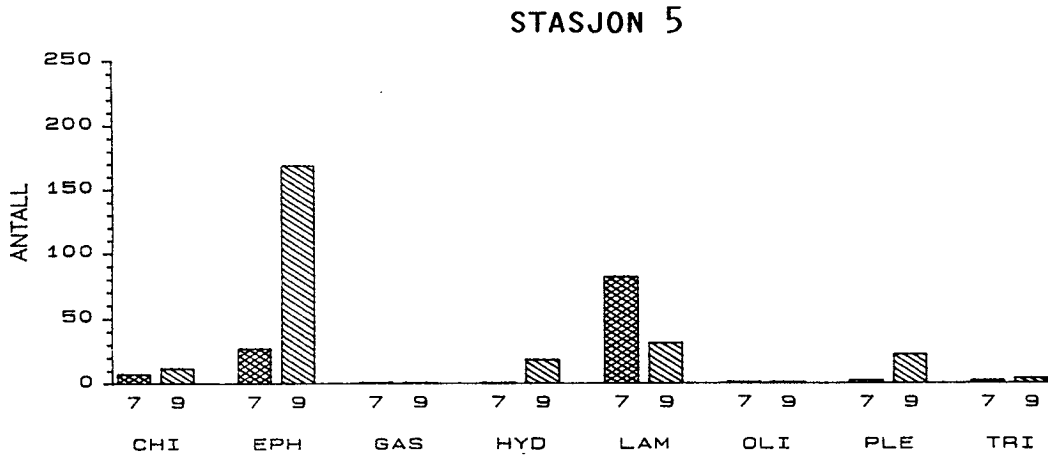
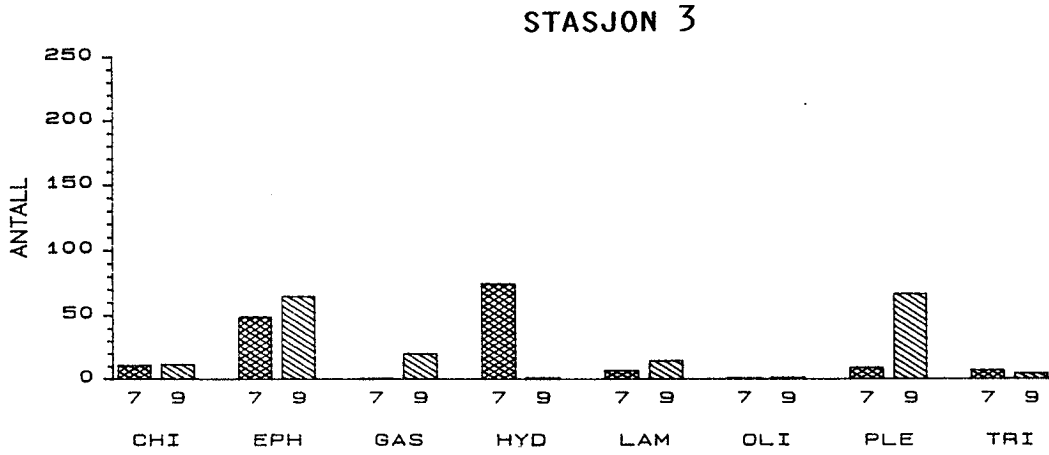
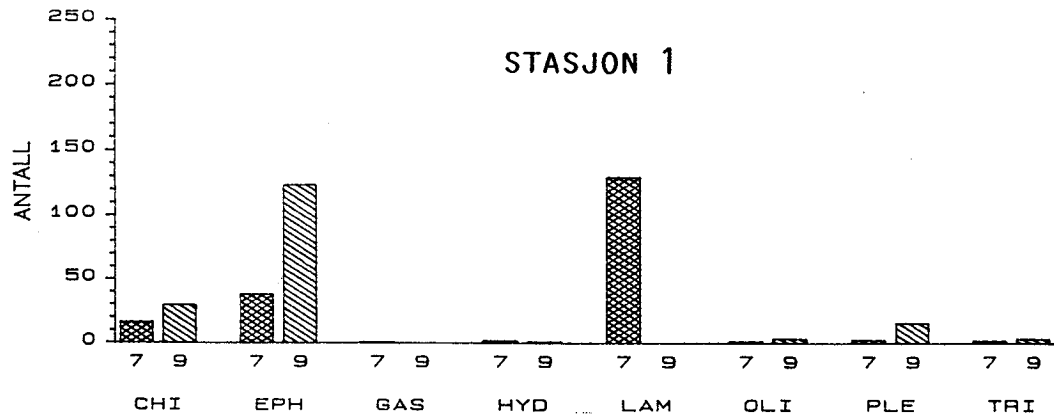


Fig. 7. Antall pr. minutt sparkeprøve av døgnfluer (EPH), fjærmygg (CHI), vårfluer (TRI), steinfluer (PLE), fåbørstemark (OLI), muslinger (LAM), snegl (GAS) og vannmidd (HYD) på ulike lokaliteter i Kongsfjordelva i juli (7) og september (9) 1989.

Steinfluefaunaen i vassdraget er relativt artsrik, og tilsammen ble 12 arter påvist. I juli er individantallet av steinfluer lavt, og den mest tallrike arten var Diura nanseni. Både individantallet og artsantallet av steinfluer er høyere i september (Tabell 3), og dominerende arter er Isoperla obscura og D. nanseni, og på de nederste deler Taeniopteryx nebulosa og Leuctra hippopus.

Vårfluefaunaen er artsfattig og bare 5 arter påvises (Tabell 3). Vanligste art er rovformen Rhyachopila nubila, som ble funnet på samtlige lokaliteter. De øvrige artene har en spredt og lite tallrik forekomst, med unntak av Apatania sp. på stasjon 10 i september.

Eneste påviste snegleart i vassdraget er Lymnea peregra. Arten var lite tallrik på de fleste lokalitetene, med unntak av stasjon 7 i juli og stasjon 3 i september (Tabell 3).

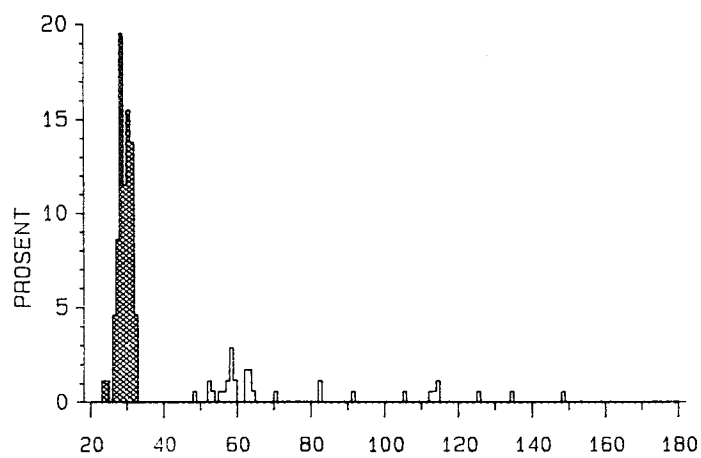
FISK

Fem fiskearter ble fanget under elektrofisket; laks, ørret, røye, trepigget og nipigget stingsild.

LENGDEFORDELING

Materialet av laksunger i juli 1989 besto av fisk mellom 23 og 148 mm (Fig. 8). Årsungene (0+) dominerte imidlertid materialet av laks. Av tilsammen 174 laksunger, ble det funnet 140 årsunger. De fleste årsungene var mellom 26 og 31 mm og hadde i juli en gjennomsnittslengde på 28.9 mm (se Tabell 4). Av fisk eldre enn årsunger var 1+ (48 til 70 mm) mest tallrik.

N=174



N=22

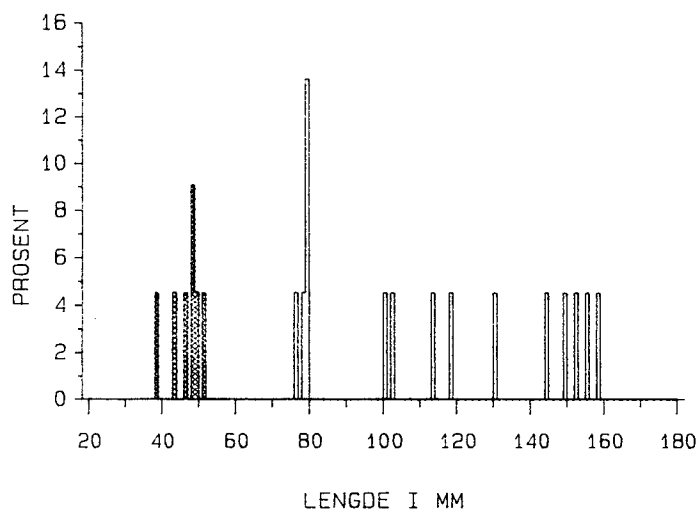


Fig. 8. Prosentvis lengdefordeling av laksunger i Kongsfjordelva i juli og september 1989. Årsunger (0+) er skravert.

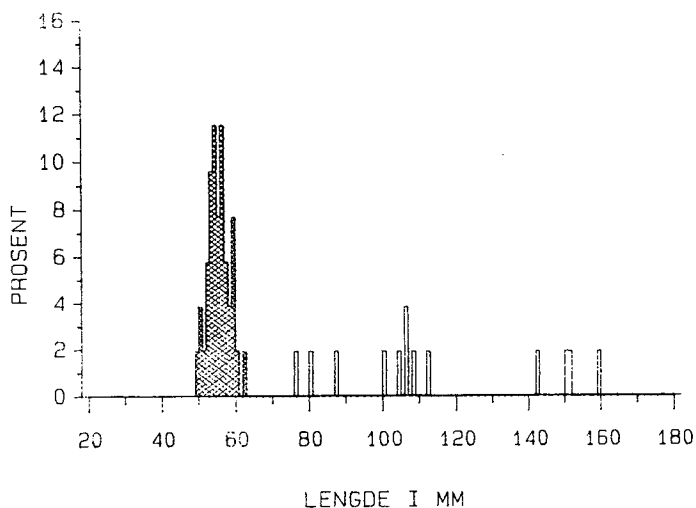
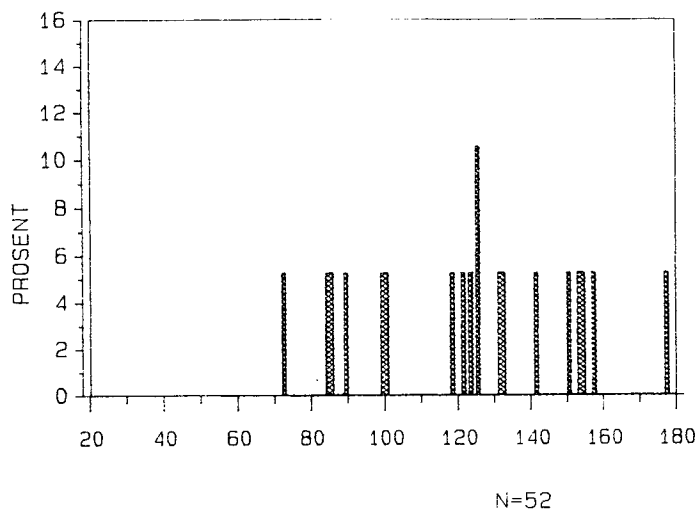
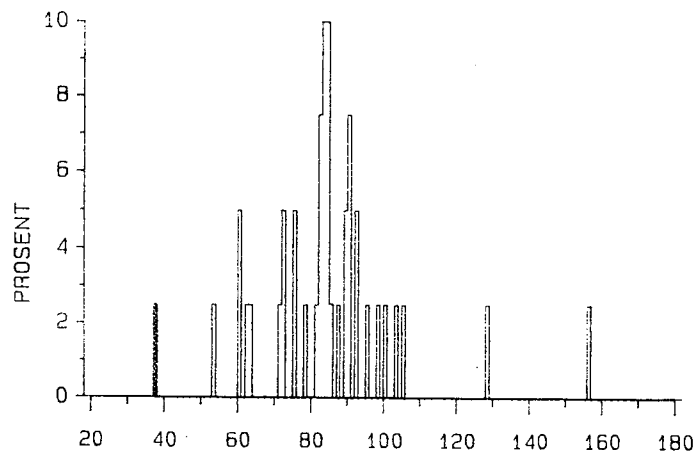


Fig. 9. Prosentvis lengdefordeling av ørretunger i Kongsfjordelva i juli og september 1989. Årsunger (0+) er skravert.

Antall årsunger funnet var langt lavere i september og bare 7 individer ble påvist. Disse var mellom 38 og 51 mm, med en gjennomsnittslengde på 46.1 mm. Imidlertid ble det også funnet få fisk eldre enn 0+ i september.

N=40



N=106

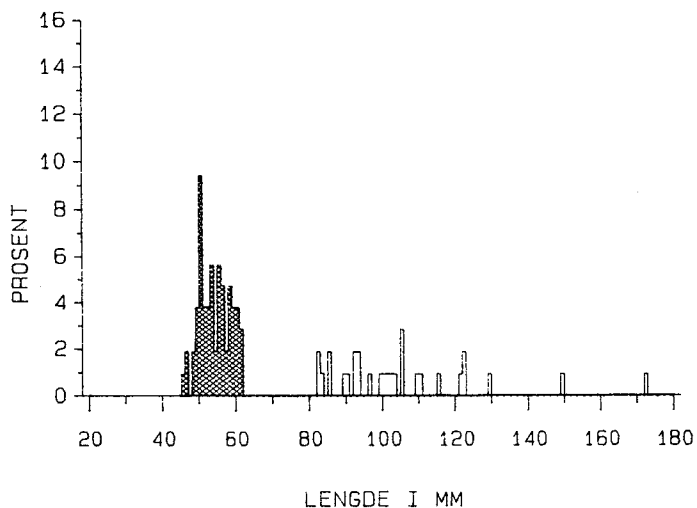


Fig. 10. Prosentvis lengdefordeling av røyeunger i Kongsfjordelva i juli og september 1989. Årsunger (0+) er skravert.

Årsunger av ørret ble ikke påvist i juli 1989 og materialet av eldre fisk var også svært lite (se Fig.9). I september besto materialet av ørretunger av fisk mellom 49 og 159 mm, men årsungene dominerte. De fleste av disse var mellom 53 og 59 mm, og hadde en gjennomsnittslengde på 5.5 cm (Tabell 4).

Materialet av røye besto også i juli hovedsaklig av fisk eldre enn årsunger. Bare en 0+ ble funnet. Det lave antall årsunger i juli sammenlignet med et langt større antall i september (se Fig.10), kan skyldes at stasjon 1, der de aller fleste årsungene ble funnet i september, ble flyttet nærmere dammen i Gædnjajav´ri. Bortsett fra to individer, ble samtlige årsunger av røye i september 1989 påvist på stasjon 1, d.v.s. like nedstrøms dammen i Gædnjajav´ri. Dette er rekrutter av fisk som har sluppet seg ut fra innsjøen. Disse årsungene var mellom 45 og 61 mm og de hadde en gjennomsnittslengde på 5.3 cm. Av fisk eldre enn årsunger var de fleste mellom 82 og 105 mm (Fig.10).

Tabell 4. Gjennomsnittslengde i mm for årsunger (0+) av laks, ørret og røye i Kongsfjordelva i juli og september 1989. Avvik fra middel er oppgitt som 95% konfidensintervall (K.I.). N= antall fisk.

	LAKS			ØRRET			RØYE		
	mm	K.I.	N	mm	K.I.	N	mm	K.I.	N
JULI 1989	28.9	± 0.3	140	-	-	0	37.0	-	1
SEPT. 1989	46.1	± 4.0	7	55.0	± 0.9	39	53.5	± 0.9	77

FISKETETTHET

LAKS

Resultatene er vist i Tabell 5. I juli ble 0+ laksunger bare funnet på stasjon 3 og stasjon 9, mens laksunger eldre enn 0+ bare ble funnet på stasjoner nedenfor sammenløpet mellom Gædnja og avløpet fra Buetjern, d.v.s. i selve Kongsfjordelva (Tabell 6). I september ble laks bare påvist i Kongsfjordelva. I juli hadde stasjon 9 også relativt høye tettheter av laksunger eldre enn 0+. Imidlertid må tetthetene av eldre laksunger på de øvrige lokalitetene i juli og på samtlige lokaliteter i Kongsfjordelva i september karakteriseres som svært lave. Tettheten av årsunger var høy i juli både på stasjon 3 og på stasjon 9. På stasjon 3 er tettheten svært høy i juli, hele 234 laksunger/100 m². Imidlertid påvises ingen laks her i september og det er også påfallende at det med en slik høy tetthet av 0+ ikke påvises noen eldre laksunger. Den eneste lokalitet med årsunger i september var stasjon 9, men tettheten var her svært lav.

Tabell 5. Beregnet total tetthet av laks-, ørret- og røyeunger pr. 100 m² i Kongsfjordelva i juli og september 1989. P- fangbarhet og avvik fra middel er oppgitt som 95% konfidensintervall.

Måned (Antall lokalitet- teter)	Års- klasse	LAKS			ØRRET			RØYE		
		N/100 m ²	95%	p	N/100 m ²	95%	p	N/100 m ²	95%	p
JULI (6)	0+ eldre	19.4	12.2-26.7	0.29	-	-	-	0.1	0.1-0.1	1.00
		3.1	2.8- 3.4	0.69	1.7	1.6-1.8	0.77	3.5	3.4-3.6	0.75
SEPT. (8)	0+ eldre	0.6	0.5- 0.7	0.63	3.4	2.7-4.2	0.51	6.1	5.8-6.5	0.68
		1.2	1.1- 1.2	0.82	1.0	0.9-1.2	0.73	2.3	2.1-2.6	0.64

Tabell 6. Beregnet tetthet av laksunger pr. 100 m² på ulike lokaliteter i Kongsfjordelva i juli og september 1988. P-fangbarhet. i.b. - ikke beregnet.

Stasjon	Års-klasse	JULI			SEPTEMBER		
		N/100m ²	95%	p	N/100m ²	95%	p
1	0+ eldre	-	-	-	-	-	-
2	0+ eldre	-	-	-	-	-	-
3	0+ eldre	233.9	125.0-342.2	0.29	-	-	-
5	0+ eldre	0.8	0.8-0.8	1.0	0.9	0.9-0.9	1.00
6	0+ eldre	-	-	-	0.8	0.8-0.8	1.00
7	0+ eldre	3.9	3.3-4.2	0.71	3.5	3.4-3.4	0.85
9	0+ eldre	51.6 14.7	17.6-85.3 12.5-16.9	0.29 0.64	2.3 1.0	1.9-2.9 0.6-1.3	0.63 0.71
10	0+ eldre	- 1.6	- 1.5-1.9	- 0.78	- 2.0	- 2.0-2.5	- 0.78
Total	0+ eldre	19.4 3.1	12.2-26.7 2.8-3.4	0.29 0.69	0.6 1.2	0.5-0.7 1.1-1.2	0.63 0.82

ØRRET

Tettheten av ørret i vassdraget var svært lav både i juli og september (Tabell 5 og 7). I juli ble den totale tettheten av ørretunger beregnet til 1.7 ind./100 m², mens den i september var 4.4 ind./100 m². Årsunger (0+) ble imidlertid ikke påvist i juli, mens 0+ var mest tallrike årsklassen i september, spesielt på stasjon 2 og stasjon 9.

Tabell 7. Beregnet tetthet av ørretunger pr. 100 m² på ulike lokaliteter i Kongsfjordelva i juli og september 1988. P-fangbarhet. i.b. - ikke beregnet.

Stasjon	Års- klasse	JULI			SEPTEMBER		
		N/100m ²	95%	p	N/100m ²	95%	p
1	0+	-	-	-	-	-	-
	eldre	0.6	0.6-0.6	1.00	-	-	-
2	0+	-	-	-	12.8	11.1-14.8	0.62
	eldre	-	-	-	4.2	4.2-4.2	0.89
3	0+	-	-	-	0.8	0.8-0.8	1.00
	eldre	-	-	-	-	-	-
5	0+	-	-	-	-	-	-
	eldre	4.1	4.1-4.1	0.91	0.9	0.9-0.9	1.00
6	0+	-	-	-	1.7	0.8-3.1	0.57
	eldre	-	-	-	1.7	0.8-3.1	0.57
7	0+	-	-	-	-	-	-
	eldre	3.6	2.5-5.0	0.57	1.7	-	-
9	0+	-	-	-	8.2	-8.6-25.4	0.21
	eldre	-	-	-	-	-	-
10	0+	-	-	-	-	-	-
	eldre	-	-	-	-	-	-
Total	0+	-	-	-	3.4	2.7-4.2	0.51
	eldre	1.7	1.6-1.8	0.77	1.0	0.9-1.2	0.73

RØYE

Den totale tettheten av røye i vassdraget var svært lav både i juli og september (se Tabell 5 og 8). I juli ble bare en årsunge av røye påvist på stasjon 10 og den totale beregnede tetthet var 3.6 fisk/100 m². Dette var i hovedsak eldre fisk, hvorav de fleste ble påvist på stasjon 7 og stasjon 10. De høye tetthetene av røye på stasjon 1 i september, skyldes rekrutter av fisk som har sluppet seg ut fra Gædnjajav'ri (Tabell 8). På de øvrige lokalitetene er tetthetene lave, og med unntak av på stasjon 9 påvises ikke årsunger (0+).

Tabell 8. Beregnet tetthet av røyeunger pr. 100 m² på ulike lokaliteter i Kongsfjordelva i juli og september 1988. P-fangbarhet. i.b. - ikke beregnet.

Stasjon	Års- klasse	JULI			SEPTEMBER		
		N/100m ²	95%	p	N/100m ²	95%	p
1	0+	-	-	-	120.9	114.1-128.1	0.69
	eldre	0.6	0.6-0.6	1.00	14.4	12.5-15.6	0.71
2	0+	-	-	-	-	-	-
	eldre	-	-	-	-	-	-
3	0+	-	-	-	-	-	-
	eldre	-	-	-	-	-	-
5	0+	-	-	-	-	-	-
	eldre	2.4	2.4-2.4	0.85	3.6	3.6-4.5	0.78
6	0+	-	-	-	-	-	-
	eldre	-	-	-	3.0	0.7-7.0	0.41
7	0+	-	-	-	-	-	-
	eldre	7.2	6.7-7.5	0.79	5.5	1.7-9.2	0.45
9	0+	-	-	-	0.7	0.3-1.3	0.57
	eldre	0.7	0.7-0.7	1.00	5.5	-	-
10	0+	0.4	0.4-0.4	1.00	-	-	-
	eldre	5.7	4.6-6.6	0.63	2.0	2.0-2.0	1.00
Total	0+	0.1	0.1-0.1	1.00	6.1	5.8-6.5	0.68
	eldre	3.5	3.4-3.6	0.75	2.3	2.1-2.6	0.64

DISKUSJON

Laks er den viktigste fiskearten i vassdraget, og sett i relasjon til elvas størrelse karakteriseres fangstene av laks som store (Halvorsen 1987). I perioden 1981 til 1989 var gjennomsnittsfangsten av laks 850 kg. De største fangstene ble tatt i 1984, 2000 kg laks; de minste i 1981, 250 kg. Selv om det av og til tas laks på 10-12 kg, er gjennomsnittsvekten til laks i vassdraget lav; ca. 2 kg. Fangstene av sjørøye og sjørret er lavere, for sjørøye varierende fra 14 til 90 kg, mens det for rret bare foreligger tall for 1984 da fangsten var 14 kg.

I Kongsfjordfossene, ca. 8 km opp i elva, ble det i 1958 bygget to fisketrapper (se Fig. 1). Før trappene ble bygget, kunne imidlertid laks passere trappene, og teoretisk gå helt opp til Gædnjajav'ri. I følge Bjerknes og Rikstad (1976) kunne ikke sjørret og sjørøye passere trappene og fisketrappene har derfor økt elvestrekningen for produksjon av spesielt sjørret og sjørøye. Lavere fangst ovenfor trappene indikerer imidlertid at oppvandringen forbi trappene er begrenset og at strekningen teoretisk har mindre betydning som gyte- og oppvekstområde, enn strekningen nedenfor trappene. Det er delte meninger om fisketrappenes funksjon i Kongsfjordelva. Halvorsen (1987) mener imidlertid at de fungerer tilfredsstillende.

Med bakgrunn i undersøkelsene i 1989 synes det som om rimelige mengder gytefisk når strekningen ovenfor trappene, og strekningen ovenfor anses for å ha et stort potensiale. Både ovenfor og nedenfor varierer tetthetene av fisk svært mye på lokalitetene, det samme gjør artssammensetningen av fiskebestanden. Det som idag begrenser produksjonsforholdene i vassdraget er ikke tilgang på gytefisk, men den direkte og indirekte effekt av reguleringen. Det er naturlig her å skille mellom Gædnja og Kongsfjordelva. Gædnja er uten minstevannføring og vannføringen her utgjøres i sin helhet av restfeltet nedstrøms dammen i Gædnjajav'ri.

Veksten til laks i Kongsfjordelva må karakteriseres som god. Etter første vekstsesong oppnådde laks en gjennomsnittslengde på 4.6 cm. Tilsvarende lengder var i Lakselva 4.3 cm, mens de i Repparfjordelva var 4.0 cm (Kristofferen og Rikstad 1980a, b). Disse lengdene vil imidlertid variere fra år til år, avhengig av vanntemperatur. Temperaturområdet hvor fødeopptak foregår og hvor det ikke er tegn til unormal oppførsel, er for laks mellom 6 og 20°C, mens dette området for ørret og røye er henholdsvis mellom 4 og 19°C og 3 og 16°C (Elliott 1981, Wandsvik og Jobling 1982). Dette forklarer trolig den noe bedre veksten funnet hos røye og ørret etter første vekstsesong.

Tetthetsberegninger av laksunger er utført i en rekke lakseelver i Norge. Beregninger av laksetetthet ut fra "gjentatte uttak" metodikk eller andre kvantitative metoder, er benyttet i få elver i Norge og sammenligningsgrunnlaget blir derfor lite. Laksetettheten i Kongsfjordelva i september er vist i Tabell 9 sammen med tetthet i andre elver der en tilsvarende metode og beregning er utført. Beregninger i andre elver er utført på sommeren eller på høsten (juli-september). Det fremgår at tettheten av laksunger i Alta, Forra og Lærdalselva er høy i forhold til de andre elvene oppgitt i Tabell 9 (Heggberget 1975, 1981, Saltveit 1986a). De absolutt laveste tettheter er beregnet for Kongsfjordelva, men lave tettheter er også beregnet i Skjoma, Suldalslågen og Surna (Heggberget 1977, Saltveit og Ofstad 1985a,b, Saltveit 1986b). I Neidenelva ble de totale tetthetene i 1987 av laksunger beregnet til ca. 39 ind./100 m² (Staldvik 1989). Dette tilsvarer tidligere påviste tettheter av laks (Arnesen 1987), og tettheter i Neidenelva karakteriseres som høy sammenlignet med andre elver i Finnmark. For de andre elvene i Finnmark (med unntak av Alta) er resultatene noe mer usikre, da det er benyttet andre beregningsmetoder eller metodene ikke er oppgitt. I Repparfjordelva var tetthetene 45.6/100 m² (basert på avfisking av areal avstengt med not) (Bjerknes og Søndrål 1977), mens antallet fanget etter tre avfiskinger i Lakselva varierte fra 1 til 28 fisk/100 m² (Kristoffersen og Rikstad 1980b).

Tabell 9. Beregnede tettheter av laksunger Kongsfjordelva er lav i forhold til de fleste andre elver oppgitt i ulike norske elver vist sammen med resultatene fra Gjengedal. p= fangbarhet.

ELV	N/100 m ²	95% K.I.	p	ÅR
SURNA ¹				
0+	8.9	8.0-10.0	0.47	1984
eldre	15.5	16.0-15.0	0.58	
SULDAL ^{4 7}				
0+	21.6	20.6-22.6	0.51	1977
eldre	9.0	8.7- 9.3	0.66	
SULDAL ⁷				
0+	12.3	10.5-14.1	0.37	1982
eldre	6.7	6.5- 6.9	0.68	
ALTA ⁶				
0+	41	-	-	1980
eldre	78	-	-	
LÆRDAL ⁸				
0+	93.2	86.9-99.4	0.45	1984
eldre	67.0	65.8-68.2	0.69	
*STJØRDALSELVA ²				
0+	23.5	-	-	1973
eldre	28.0	-	-	
*FORRA ²				
0+	38.0	-	-	1973
eldre	93.6	-	-	
SKJOMA ³				
tot.	7.3	-	-	1976
GJENGEDAL				
0+	27.4	24.1-30.7	0.45	1988
eldre	14.2	13.5-14.9	0.64	
KONGSFJORD				
0+	0.6	0.5- 0.7	0.63	1989
eldre	1.2	1.1- 1.2	0.82	

¹ Saltveit og Ofstad 1985 a

² Heggberget 1975

³ Heggberget 1977

⁵ Aandahl 1974

* to avfiskinger

⁶ Heggberget 1981

⁴ Saltveit og Styrvold 198

⁷ Saltveit 1986 a

⁸ Saltveit 1986 b

Under elektrofisket i Kongsfjordelva i 1975 (Bjerknes og Rikstad 1976) ble det også påvist svært lite fisk, og materialet var utilstrekkelig til både tetthetsberegning og vekststudier. Ved undersøkelsene i forbindelse med vurdering av fisketrappene i vassdraget (september 1986) (Halvorsen 1987) ble det elektrofisket, men ikke bestandsberegnet. Laks var dominerende fiskeart og Halvorsen (1987) anslår den totale tettheten av laks til 8.2 og 5.3/100 m², henholdsvis nedenfor og ovenfor trappene. Laks besto av fisk mellom ca. 5.5 og 17 cm og innholdt årsklassene 0+ til 4+.

Halvorsen (1987) påviste laks opp til like oppstrøms trappa (vår stasjon 5), og konkluderte med at fisketrappene hadde økt den lakseproduserende strekning med ca. 2-3 km. Funn av årsunger (0+) av laks i juni 1989 helt opp til Fossan ved stasjon 2, indikerer imidlertid at den potensielle strekning for produksjon av anadrom fisk er langt større. Laks kunne imidlertid nå hit også før trappene ble bygget, men trappene har fordoblet strekningen for sjørøye og sjørret. Imidlertid er det sterke indikasjoner på at rogn som gytes i elva ovenfor Buetjern ikke når fram til smolt. Undersøkelsene i juni 1989 viser at tetthet av 0+ laksunger i Gædnja på enkelte strekninger er svært høy. Tilsvarende tettheter av årsunger som de som ble funnet på stasjon 3, ble ikke funnet andre steder i elva. Imidlertid er all laks borte fra Gædnja allerede i september. Fravær av eldre laksunger i juni og 0+ i september indikerer at laksungene allerede første sommer blir borte fra denne delen av elva. Det er ikke sannsynlig at fravær av laks i september skyldes nedvandring til Kongsfjordelva og årsaken er derfor trolig at fisken dør.

Denne dødeligheten inntreffer allerede om sommeren før første vekstsesong er avsluttet. Dødeligheten synes total, idet det ikke ble påvist laks på strekningen. Fravær av fisk ga hurig respons i en kraftig økning av lett nedbeitbare byttedyr, som f.eks. snegl. Ørret synes ikke å være påvirket i samme grad, idet det påvises både årsunger (0+) og eldre fisk i Gædnja. Røye påvises imidlertid bare nær dammen i Gædnjajav'ri.

Årsunger (0+) av laks ble også i september 1986 i hovedsak påvist nedstrøms trappene, og laks ble heller ikke funnet av Halvorsen (1987) i Gædnja, d.v.s. ovenfor avløpet fra Buetjern.

VIRKNINGER AV REGULERINGEN.

Redusert vannføring gir reduksjon i vanddekket bunnareal, overflateareal, dyp og vannhastighet. Redusert vannføring kan også gi mer ekstreme temperaturforhold og medføre at substratforholdene endres p.g.a. sedimentasjon av fintmateriale, fordi flomtoppene reduseres. Mer stabil vannføring og reduksjon i flomtopper er sannsynligvis også medvirkende årsak til den sterke begroingen i dette vassdraget (se side 38). Nedstrøms avløpet av kraftverket synes hurtige reduksjoner i vannføring å være en medvirkende årsak til den dårlige reproduksjonen (se side 36, 37 og 38).

Siden dødeligheten av laks i Gædnja (se 35) skjer om sommeren, er årsaken trolig en direkte effekt av høy vanntemperatur, eller en kombinasjon av temperatur og andre faktorer, som f.eks. lite løst oksygen i vannmassene. Det foreligger ikke målinger av vanntemperatur som støtter en slik konklusjon, men lav vannføring om sommeren gjør at vannet når høye temperaturer i perioder med varme og stor innstråling.

Andre faktorer er medvirkende i naturlige vassdrag og virkning av endring i f.eks. vannhastighet, vannføring, reduksjon i vanddyp og konkurranse er ikke vurdert der maksimumstemperaturen er funnet eksperimentelt. Ekstreme varmeperioder i elver med lav vannføring, lite overhengende vegetasjon og stor innstråling kan nettopp gi temperaturer nær grenseområdet for både laks og ørret. At ørret synes å klare seg bedre enn laks kan ikke uten videre forklares, men kan skyldes det faktum at laksunger stiller strengere krav til vannhastighet enn ørret (Heggenes og Saltveit 1990).

En tilsvarende situasjon er rapportert fra elva Afon Dulas i Wales (Cowx et al. 1984). Her førte høy sommertemperatur til total dødelighet av en årsklasse av laksunger. Tidligere på sommeren ble normal rekruttering påvist. Eksperimentelle studier har vist at selv om laks og ørret har den tilnærmete lik øvre letal temperaturgrense (ca. 25⁰C; Elliott 1981), synes ørret likevel å ha en bedre evne til å motstå høye temperaturer i vassdraget (Fry 1971).

Kraftverket er i drift i hovedsak høst, vinter og tidlig vår. Ved stans i kraftverket i driftsperioden finnes ingen mulighet til å slippe vann forbi kraftstasjonen eller over dammen i Gædnjajav'ri for å få vann i elva. Skal "regulert" vann slippes i elva må kraftverket kjøres. Konsekvenser av en driftstans er derfor hurtig reduksjon i vannføring i Kongsfjordelva. Hyppige variasjoner i driftsforholdene vil også gi hurtige endringer i vannføringer. Begge forhold er svært uheldig for fisk.

Når vannføringen varierer vil dette påvirke en rekke fysiske forhold i elva, som strømhastighet, dyp, bredde og ikke minst vanddekket areal. Jo oftere og hurtigere vannføringen varierer, desto oftere og mer markert vil endringene i disse parametre være. Dette vil gi hurtigere vekslinger fra en type oppvekstområde (habitat) til et annet, som fra strykestrekning til kulp og tilbake. Flere undersøkelser har konkludert med at produktive strykområder er spesielt utsatt ved varierende vannføring (se Cushman 1985). Hurtige endringer i vannføring er forbundet med reduksjon i elvas produktivitet (reduisert avkastning), både på grunn av direkte virkninger på fiske og som følge av virkninger på fiskens næringsdyr (tørrlegging, driv) (Cushman 1985).

Den mest synlige effekt av vannstandsreduksjon er at fisk kan tørrlegges (stranding), men også næringsdyr og rogn påvirkes. Død fisk er ved flere anledninger observert i Suldalslågen etter vannstandssenkning og hurig reduksjoner førte her til reduksjon i fisketetthet (Saltveit 1986a). Stranding er spesielt et problem der strandsonen er svakt skrånende

(Brusveen og McPhee 1976, Bauersfelt 1978). De store og hurtige reduksjonene i vannføring hadde i Suldalslågen størst effekt på lokaliteter som besto av langgrunne områder (Saltveit 1986a). Slike områder er viktige oppvekstområder, spesielt for 0+. Store oppvekstområder tørrlegges her plutselig når vannføringen reduseres. I følge Becker et al. (1981) vil sannsynligheten for stranding av fisk øke når vannføringen reduseres om natten, når den reduseres etter høy vannføring eller når vannføringen fra før er svært lav. Imidlertid er trolig større fisk mindre påvirket av stranding fordi de foretrekker andre habitat enn grunne strandområder, f.eks. områder bestående av stryk og kulper (Bauersfeld 1978).

Få undersøkelser er gjort i Norge på virkning av brå reduksjoner i vannføring og døgnvariasjon. Etter nye reguleringer har Nidelva i Trondheim fått hyppige endringer i vannstand. Disse endringene påvirker i større grad yngel enn smolt. Ved enkelte anledninger var tettheten av strandet fisk svært høy (ca. 26/100 m²) ved stans i kraftstasjonen (Hvidsten og Koksvik 1984). Flest fisk strandet på sensommer/høst. Årsyngel (0+) var mest utsatt og de hurtige endringene påvirket laks i langt større grad enn ørret (Hvidsten 1985). Dette stemmer også godt overens med resultatene fra Suldalslågen, der nettopp årsunger påvirkes sterk (Saltveit 1986a). Hurtige endringer hadde også stor betydning for bunnfaunaen i Nidelva. Høyest tetthet og mest variert fauna ble funnet under laveste regulerte vannstand der bunnen hele tiden var dekket av vann (Hvidsten og Koksvik 1984).

I elva Surna, Møre og Romsdal finnes lignende forhold som i Kongsfjordelva. Kraftstasjonen munner her ut i elva og har ingen muligheter for forbislipping av vann ved driftstans. Undersøkelser viste store variasjoner i tetthet, spesielt for 0+, men også for eldre fisk nedstrøms kraftverket i Surna. Mye av Surna består nedstrøms kraftverket av langgrunne områder. På slike områder ble lite eller ingen fisk ble funnet (Saltveit og Ofstad 1985a). Hurtige endringer (senkninger) i vannføring som følge av driftstans i kraftstasjonen hadde her store

konsekvenser, idet store områder tørrlegges.

I den regulerte elva Glywedog førte store og hyppig forekommende endringer i vannføring til en kontinuerlig dødelighet av fisk, med den følge at reproduksjonen viste en gradvis nedgang fra år til år inntil den var ubetydelig (Cowx og Gold 1989).

Årsaken til lave tettheter av fisk i Kongsfjordelva (d.v.s. strekning nedstrøms avløpet fra Buetjern) kan derfor være økt dødelighet og fjerning av fisk forårsaket av hurtige endringer/reduksjoner i vannføring som følge av driftsstans. Et annet forhold er at Kongsfjordelva både i 1987 og 1988 i perioder var omtrent tørrlagt. I forbindelse med tømning og fylling av Buevatn i mai 1988 var vannføringen i elva svært lav. Dette kan ha hatt betydelige konsekvenser for årsklasser eldre enn årsunger i vassdraget, og er med på å forklare de lave tetthetene av fisk i 1989.

Lav og konstant vannføring er trolig årsaken til den sterke begroingen av elvemose i vassdraget. Over store områder var denne begroingen svært tett, og dekket hele elvebunnen. Tettheten av elvemose var minst der bunnen var ustabil, bestående av små stein og grus, f.eks. stasjon 3 og stasjon 9, mens den var betydelig på stabil bunn med store stein og blokker, som f.eks. stasjon 4, 5 og 7.

Mose har betydning for sammensetning av næringsdyr, for gyting og for oppvekst av fisk. Tett mosedekke vil effektivt filtrere partikler fra vannet. Dette vil virke positivt for enkelte bunndyr som ernærer seg av finpartikulært organisk materiale, som f.eks. døgnfluer og fjærmyggglarver. Antallmessig var dette også de to viktigste næringsdyr i vassdraget.

I enkelte vassdrag har driv av zooplankton ut av innsjøer stor betydning som fiskeføde på den nedenforliggende elvestrekning, spesielt på sommeren og tidlig høst (Lillehammer og Saltveit 1979). Dette skyldes at drivet da er størst og at tettheten av næringsdyr i elva er minst. Selv om drivet ut av Buetjern var svært høyt i september, har dette bare betydning for den aller øverste delen av elva. Tett dekke av mose filterer raskt og effektivt plankton fra vannmassene, slik at mengden dyr i vannmassene allerede etter ca. 500 m er minimal. For driv av zooplankton og for zooplankton som føde for fiskeunger har derfor mose negativ effekt.

Laksefisk foretrekker ren steinete substrat til gyting. Noen klar preferanse for stein og grusstørrelse synes ikke å foreligge, men laks synes å unngå sand og grus. Av betydning er også dyp og vannhastighet, men det synes ikke å være helt korrekt at inn-og utløp av kulper er mest foretrukket til gyting hos laks og sjørret (Ottaway et al. 1981, Heggberget et al. 1986). Det synes ikke å foreligge noen informasjon om effekt av mose og annen vegetasjon på gyting. Det er imidlertid sannsynlig at tett vegetasjon av mose over store deler av et elveleie kan være begrensende for gyting og derved for produksjon av fisk. Mose gjør gytesubstrat mindre tilgjengelig og kan også begrense gjennomstrømmingen av vann til en gytegrøp og derved oksygentilførselen. I dette vassdraget påvises de høyeste tettheter av yngel på stasjoner i områder med lite mose, f.eks. på stasjon 1, 3 og 9.

Utbyggingen har gitt langt sterkere reduksjon i vannføring i Gædnja enn i selve Kongsfjordelva. Dette skyldes større bidrag til restvannføringen fra restfeltet og fra kraftverket. Uten minstevannføring er det klart at forholdene for fiskeproduksjon i Gædnja fortsatt vil være svært dårlige. Økt minstevannføring her vil også få betydning for Kongsfjordelva. Her ble det, på bakgrunn av habitatpreferanse hos laks og ørret og Fysisk Beskrivende Vassdragsmodell (FBV) beregnet at vannføringen under $5 \text{ m}^3/\text{s}$ i sterk grad ville gi reduksjon i velegnet sommerhabitat, spesielt for laks og at lavere sommer-

vannføringer enn 3 m³/s endret habitatforholdene dramatisk (Saltveit og Heggenes 1989, Heggenes og Saltveit 1990).

FORSLAG TIL MINSTEVANNFØRING, MANØVRERING OG TILTAK

De følgende forslag til minstevannføring, manøvrering og tiltak bygger på at fiskebestandene skal styrkes ved naturlig rekruttering. Nøkkelfaktoren er her minstevannføring. Imidlertid er minstevannføring en viktig faktor for regulering av vanddekket areal, driv og temperaturforholdene.

Vanntemperaturen i Kongsfjordelva er svært avgjørende for forholdene for fisk om sommeren, men vil også være viktig i overgangsperioden mellom høst og vinter. Ved lave vanntemperaturer om høsten endrer fisken adferd, og søker skjul i substratet. Deretter synes fisken å være lite mobil (Saltveit og Heggenes 1989). Sammenhengen mellom vanntemperatur og vannføring i den kritiske perioden da fisken endrer adferd, er av avgjørende betydning med hensyn til manøvrering i en regulert elv. En lavere vintervannføring må iverksettes før fisken søker skjul i substratet, for å unngå stor dødelighet p.g.a. stranding av fisk ved vannføringsreduksjon senere på vinteren spesielt vil dette være viktig i Kongsfjordelva.

Det er viktig at minstevannføringen om vinteren er stabile. Dersom vannføringen faller under det nivå den hadde når fisken endrer adferd og søker skjul i substratet, kan større dødelighet bli resultatet p.g.a. stranding. Spesielt mindre fisk synes å være lite mobil ved lave vintertemperaturer når den står skjult i substratet. Stabil minstevannføring vil gi økt vinteroverlevelse for fisk både i Kongsfjordelva og Gædnja.

Vanntemperaturen om høsten bør derfor avgjøre manøvreringen av vintervannføringen. Nedtrappingen av vannføringen bør begynne ved en vanntemperatur på 5-6⁰C og være avsluttet ved en vanntemperatur på 3-4⁰C.

Temperatur vil også være en viktig bestemmende faktor for sommervannføringens størrelse i Gædnja. Skal reproduksjon som nå foregår av laks årlig i Gædnja sikres, må vannføringen her være slik at den sikrer en vanntemperatur som i døgnmiddel er lavere enn 20⁰C og der maksimum ikke overskrider 22⁰C. De hydrologiske målingene som nå foregår i vassdraget vil derfor være svært avgjørende for å fastslå en endelig minstevannføring i Gædnja.

For produksjon av fisk og næringsdyr er størrelsen på det vanddekkete areal av stor betydning. På områder med substrat av stor stein er reduksjonene i vanddekket areal større enn på lokaliteter med finere substrat ved samme vannføring, fordi mye vann går mellom steinene.

Dersom sommervannføringen økes betydelig i forhold til dagens nivå, vil forholdet mellom laks og ørret sannsynligvis bli forskjøvet til fordel for laks. Laks er mer avhengig av habitatområder med høyere vannhastigheter og større dyp enn ørret (Saltveit og Heggenes 1989, Heggenes og Saltveit 1990). Lave vannføringer vil favorisere ørret i vassdraget og i en konkurransesituasjon er dessuten ørret dominerende over laks p.g.a. større aggressivitet, noe som ytterligere favoriserer ørret. Dersom sommervannføringen økes, kan dette derfor medføre at det relativt sett vil bli mer laks og mindre ørret. Økt frekvens av flommer kan også få en lignende effekt. Dette er imidlertid mer usikkert.

Oppstrøms kraftverket vil reguleringseffekter på vinterhabitat være helt avhengig av fastsatte minstevannføringer. Uten pålegg om minstevannføringer i Gædnja, vil tilgjengelig habitat være meget sterkt redusert spesielt om vinteren, noe som med stor sannsynlighet medfører redusert produksjon og økt vinterdødelighet. For produksjon av ørret kan her bygging av terskler være et effektivt, avbøtende tiltak, men neppe for laks.

Det er vanskelig å angi tidspunkt for behov for vann for å tilfredsstille oppgang og fangst. Behovet for ekstra vann og mengde vil variere med driften i kraftstasjonen om sommeren og med størrelsen på naturlig tilsig fra restfeltene. For å oppnå best mulig effekt, bør lokkeflommene nå utløpsos ved høyvann og må derfor tilpasses tidevann. Det må derfor fastsettes et fleksibelt manøvreringsreglement i fiskesesongen, der manøvreringen styres lokalt etter behov. Størrelsen på lokkeflommene bør være minst $6 \text{ m}^3/\text{s}$, mens vannføringen i fiskesesongen ikke må underskride $3 \text{ m}^3/\text{s}$, målt ved fisketrappene. Lokkeflommenes bør ha en varighet på ca. 1 døgn, og være jevnt fordelt gjennom sommer og høst. Vannføringen trappes gradvis ned etter hver lokkeflom. Dersom kraftverket har vært i drift over en lengre periode, kan det være behov for en større lokkeflom.

Med bakgrunn i foreløpige vurderinger er det utarbeidet et forslag til et manøvreringsreglement som best mulig sikrer produksjon av laks, røye og ørret på elv, oppgang av fisk og utøvelsen av fisket (Tabell 10). Forslaget må betraktes som foreløpig, idet det ikke foreligger målinger av vanntemperatur og beregninger av vannføring som sikrer en ikke letal temperatur. I tillegg ville det være en fordel for fastsettelse av et manøvreringsreglement om det ble foretatt beregninger av størrelser på vanddekket areal og mengde av optimalt habitat for fisk med hensyn til vannhastighet, dyp og substrat ved ulike vannføringer.

Tabell 10. Foreløpig forslag til minstevannføringer/lokkeflom i m³/s og manøvreringsreglement for Kongsfjordvassdraget.

Periode	Gædnja ¹	Kongsfjordelva
15.-30. April	1	2.5
Mai-august	1 ⁺	3
Sept.-oktober	0.6*	2
November	0.3	1
Des.-15.april	0.3	1

* Gradvis nedtrapping mot stabil vintervannføring (desember mars) avhengig av vanntemperatur. Kortvarige lokkeflommer.

⁺) Temperaturmålinger vil her bli avgjørende, spesielt maksimalverdiene. Kortvarige lokkeflommer.

1) Måles ved dammen.

2) Måles ved fisketrappene.

For å gjennomføre ny manøvrering bør det anlegges en ordning primært for slipping av vann fra dammen i Gædnjajav'ri. Hvis det er praktisk vanskelig å anlegge uttak av minstevannføring fra Gædnjajav'ri, bør alternative vannkilder vurderes. Det tenkes her spesielt på tapping fra Lille Buevatn gjennom kanalisering og utnyttelse av mindre tjern til bekk som drenerer til Gædnja. Ved tapping herfra unngås økning i vanntemperatur gjennom grunne dammer i Gædnja umiddelbart nedstrøms Gædnjajav'ri.

Ved driftstans i kraftstasjonen bør slipping forbi eller gjennom kraftstasjon sikres, eventuelt at gammelt elveleie gjennom Buevasselva benyttes..

For alle arter er det svært viktig at ekstreme tørkesituasjoner om sommeren unngås. Reduserte vintervannføringer vil gi redusert areal med vinteroppholdssteder for laks og ørret. Det foreligger ikke kunnskap om vinteradferd og -overlevelse i elva til å kunne vurdere betydningen av den redusert vintervannføring, heller ikke om vinteroverlevelse er en kritisk faktor i elva. Det er viktig å unngå endringer i vintervannføring ved lav vanntemperatur. Da står laks og ørret nede i

substratet og er mindre mobile enn ved høyere temperaturer. Vannføringsreduksjoner kan derfor medføre at fisk strander og dør. Det er derfor ønskelig å unngå betydelige endringer i vintervannføringen. Dersom minstevannføringen om vinteren skal reduseres, er det viktig at den reduseres for hele perioden med vintervanntemperaturer, slik at den forblir stabil.

Et tiltak som er benyttet i regulerte elver med redusert eller ingen vannføring, er bygging av terskler. Terskler av tradisjonell type opprettholder et høyere vannspeil, og er derfor gunstig for dyp. Imidlertid reduserer tradisjonelle terskler med jevnt overfall vannhastigheten sterkt, og til dels vil strøm bortfalle helt. Denne type terskler vil derfor sterkt favorisere ørret. En alternativ utforming av tersklene som er gunstigere mht. lakseproduksjon, er at de bygges med strømkonsentratorer (Syvde-terkler). Fordi også disse tersklene vil medføre en betydelig økning i dypere arealer med liten eller ingen vannhastighet, vil ørret også her bli favorisert i forhold til laks.

Bygging av terskler og utsetting av fisk er imidlertid tiltak som først bør vurderes hvis det skulle vise seg at det reglement det legges opp til ikke kan opprettholde en tilfredsstillende naturlig reproduksjon.

En større naturlig minstevannføring er å foretrekke, dersom ønsket er å opprettholde en størst mulig lakseproduksjon. Dersom ønsket er å øke den relative produksjonen av ørret, kan terskler med strømkonsentratorer være en fordel. Generelt har vi lite kunnskap om hvordan slike strømkonsentrerende terskler påvirker totalproduksjonen av laksefisk.

LITTERATUR

- Arnesen, A.M. 1987. Fiskeribiologiske undersøkelser i Neiden-
vassdraget 1983 til 1986. Rapp. Fylkesmannen i Finnmark,
21, 60 s.
- Bauersfeld, K. 1978. Stranding of juvenile salom by flow
reductions at Mayfield Dam on the Cowlitz River, 1976.
Techn. Report 36. State of Washington, Dept. of Fisheries.
- Becker, C.D., Fickeisen, D.H. & Montgomery, J.C. 1981.
Assessment of impacts from water level fluctuations on fish
in the Hanford Reach, Columbia River. PNL-3813, Pacific
Northwest Laboratory, Richland, Wash.
- Bjerknes, V. og Rikstad, A. 1976. Fiskeribiologiske etter-
undersøkelser - Kongsfjordreguleringen. Rapp. Fiskerikons.
Finnmark, 14 s.
- Bjerknes, V. og Søndrål, H. 1976. Fiskeribiologiske
forundersøkelser i forbindelse med Skai´de reguleringen.
Porsa kraftlag. Lakseelvene Repparfjordelv m/Skai´dejáka
og Ytre Billefjordelv. Rapp. Fiskekonsulenten i Finnmark,
78 s.
- Bohlin, T. og Sundstrøm, B. 1977. Influence of unequal
catchability on population estimates using the Lincoln
index and the removal method applied to electro-fishing.
Oikos 28: 123-129.

- Bohlin, T., Hamrin, S., Heggberget, T.G., Rasmussen, G. og Saltveit, S.J. 1989. Electrofishing - Theory and practice with special emphasis on salmonids. Hydrobiologia 173: 9-43.
- Brittain, J.E. og Saltveit, S.J. 1984. Bunndyr. s. 191-200. I: Vennerød, K.E. (red.) Vassdragsundersøkelser. Universitetsforlaget, Oslo.
- Brusveen, M.A. og MacPhee, C. 1976. The effect of river fluctuations resulting from hydroelectric peaking on selected invertebrates and fish. Report, Project A-035-IDA. University of Idaho, USA.
- Cowx, I.G. og Gould, R.A. 1989. Effects of stream regulation on Atlantic salmon, Salmo salar L. and brown trout, Salmo trutta L., in the Upper Seven catchment, U.K. Regulated Rivers, 3: 235-245.
- Cowx, I.G., Young, W.O. og Hellawell, J.M. 1984. The influence of drought on the fish and invertebrate populations of an upland stream in Wales. Freshwater Biology, 14: 165-177.
- Cushman, R.M. 1985. Review of ecological effects of rapidly varying flows downstream from hydroelectric facilities. North American Journal of Fisheries Management 5: 330-339.
- Elliott, J.M. 1981. Some aspects of thermal stress of freshwater teleosts, s. 209-245. I: A.D. Pickering (red.): Stress and fish. Academic Press Inc. Ltd. London.

- Fry, F.E.J. 1971. The effect of environmental factors on the physiology of fish. Fish Physiology Vol VI. s. 1-98 i: Hoar, W.S. og Randall, D.J. (Red.). Academic Press, London.
- Halvorsen, M. 1987. En effektstudie av laksetrappene i Finnmark. Rapp. Fylkesmannen i Finnmark, 117 s.
- Heggberget, T.G. 1975. Produksjon og habitatvalg hos laks- og ørret yngel i Stjørdalselva og Forra 1971-1974. K. norske Vidensk. Selsk. Mus. Rapport Zool. Ser. 1975-4, 24 s.
- Heggberget, T.G. 1977. Bestanden av ungfisk i den lakseførende del av Skjoma før bygging av terskler. Rapp. Terskelprosjektet-NVE, 5, 35 s.
- Heggberget, T.G. 1981. Basisundersøkelse i Alta-Kautokeino-vassdraget 1980. NIVA-rapport 1/81: 28-50.
- Heggberget, T.G. og Hesthagen, T. 1979. Population estimates of young Atlantic salmon, Salmo salar, L. and brown trout, Salmo trutta L., by electrofishing in two small streams in Northern Norway. Rep. Inst. Freshw. Res. Drottningholm 58: 27-33.
- Heggberget, T.G., Haukebø, T. og 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.
- Heggenes, J. og Saltveit, S.J. 1990. Seasonal and spatial microhabitat selection and segregation in young Atlantic salmon, Salmo salar L., and brown trout, Salmo trutta L., in a Norwegian river. J. Fish. Biol. 36: 000-000.

- Hvidsten, N.A. 1985. Dødelighet hos ungfisk av laks og aure på grunn av vannstandsendingene i Nidelva. TOFA, Årsbok 1984: 44-53.
- Hvidsten, N.A. og Koksvik, J.I. 1984. Virkninger av døgnregulering på næringsdyrfauna og fisk i Nidelva. Fiskesymposiet høsten 1984.R.L.: 93-107.
- Hynes, H.B.N. 1961. The invertebrate fauna of a Welsh mountain stream. Arch. Hydrobiol. 57: 344-388.
- Junge, C.O. og Libosvarsky, J. 1965. Effects of size selectivity on population estimates based on successive removals with electrical fishing gear. Zool. listy 14: 171-178.
- Kristoffersen, K. og Rikstad, A. 1980a. Undersøkelser i 10 års verna vassdrag: Repparfjordvassdraget. Registrering av fisk og fiske. Rapp. Fiskerikonsulenten i Finnmark, 1-1980, 99 s, med vedlegg.
- Kristoffersen, K. og Rikstad, A. 1980b. Undersøkelser i 10 års verna vassdrag: Registrering av fisk og fiske i Lakselvvassdraget. Rapp. Fiskerikonsulenten i Finnmark, 3-1980, 141 s, med vedlegg.
- Libosvarsky, J. 1967. The effect of fish irritation by electrofishing on the population estimate. Ekol. pol.A.15 (4): 91-106.
- Lillehammer, A. og Saltveit, S.J. 1979. Stream regulation in Norway. s. 201-213. I: Ward, J.V. and Stanford, J.A. (red.). The ecology of regulated streams. Plenum Press. New York.

- Ottaway, E.M., Carling, P.A., Clarke, A. og Reader, N.A. 1981. Observations on the structure of brown trout, Salmo trutta Linnaeus, redds. J. Fish. Biol. 19, 593-607.
- Saltveit, S.J. 1986a. Skjønn Ulla-Førre. Fiskeribiologiske undersøkelser i Suldalslågen. I. Lengdefordeling, vekst og tetthet av laks- og ørretunger i Suldalslågen, Rogaland i perioden 1976 til 1985. Rapp. Lab. Ferskv. Økol. Innlandsfiske, Oslo, 113: 36 s.
- Saltveit, S.J. 1986b. Skjønn Borgund kraftverk. II. Lengdefordeling, vekst og tetthet hos laks og ørretunger i Lærdalselva, Sogn og Fjordane i perioden 1980 til 1986. Rapp. Lab. Ferskv. Økol. Innlandsfiske, Oslo, 91: 57 s.
- Saltveit, S.J. og Heggenes, J. 1989. En konsekvensvurdering av reguleringsvirkninger på laks og ørret i Gjengedalsvassdraget, Sogn og Fjordane. II: Lengdefordeling, vekst, tetthet og habitatvalg hos laks og ørretunger. Rapp. Lab. Ferskv. Økol. Innlandsfiske, Oslo, 117, 82 s.
- Saltveit, S.J. og Ofstad, K. 1985a. Skjønn Trollheimen kraftverk. Undersøkelser av laks og ørret i Surna i 1984. Rapp. Lab. Ferskv. Økol. Innlandsfiske, Oslo, 81: 32 s.
- Saltveit, S.J. og Ofstad, K. 1985b. Skjønn Trollheimen kraftverk. II. En sammenfatning av resultater av undersøkelser på laks og ørret i Surna i 1984 og 1985. Rapp. Lab. Ferskv. Økol. Innlandsfiske, Oslo, Notat 1-1985, 16 s.
- Staldvik, F. 1989. Fiskeribiologiske undersøkelser i Neidenvassdraget i 1987 og 1988. Rapp. Fylkesmannen i Finnmark, 30, 57 s.

Zipin, C. 1958. The removal method of population estimation.
J. Wildl. Mgmt 22: 82-90.

Wandsvik, A., and Jobling, M. 1982. Observations on growth
rates of Arctic charr, Salvelinus alpinus (L.), reared a
low temperature. J. Fish. Biol. 20: 689-699.

Oversikt over utgitte rapporter fra Laboratorium for ferskvannsekologi og innlandsfiske (LFI), Zoologisk museum, Universitetet i Oslo.

- 1, 1970. Mårvatn. Rapport om fiskeribiologiske undersøkelser i august 1969.
- 2, 1970. Stolsvannsmagasinet. Årsrapport om fiskeribiologiske undersøkelser sommeren 1969.
- 3, 1970. Savalen. Årsrapport om fiskeribiologiske undersøkelser sommeren 1969.
- 4, 1971. Årsrapport om fiskeribiologiske undersøkelser i Hallingdal sommeren 1970.
- 5, 1971. Fiskeribiologiske undersøkelser i Savalen 1969 og 1970.
- 6, 1971. Fiskeribiologiske undersøkelser i Steinbusjøen og Øyangen i Vang i Valdres sommeren 1970.
- 7, 1971. Innledende undersøkelser av ørret- og abborbestanden i Flyvann i Vestre Slidre. Forslag til tiltak for å øke avkastningen.
- 8, 1972. Fiskeribiologiske undersøkelser på Blefjell.
- 9, 1972. Korttidseffekten av en øket senkning av Mårvann på ørretbestanden.
- 10, 1972. Fisket i Strandavatn i Hol kommune.
- 11, 1972. Fisket i Ustevann, Sløtfjord, Nygårdsvann, Bergsmulvann og Finsevann. Forslag til beskatningsmåter.
- 12, 1972. Fiskeribiologiske undersøkelser i Feragen, Rien og Hyllingen i Sør-Trøndelag.
- 13, 1973. The effect of increased water level fluctuation upon the Brown trout population of Mårvann, a Norwegian reservoir.
- 14, 1973. Kontinuasjonsskjønn for strekningen Nomelandsmo - Byglandsfjorden. Reguleringsens virkninger på fisket.
- 15, 1973. Regulering av Tronstadvann. Virkninger på fisket.
- 16, 1973. Skjønn - Ytterligere regulering av Nesvatn. Fiske.
- 17, 1974. Inventeringer av verneverdige områder i Østfold. Boksjøområdet, Berbydalen/Indre Iddefjord og Mingevatn/Vestvatn.
- 18, 1974. Dybdefordeling og ernæring hos sik, røye og ørret i Ustevann. Forslag til beskatningsmåter.
- 19, 1974. Østerdalsskjønnet - Savalen. En vurdering av reguleringsens virkninger på fisket ved reguleringshøyder på 3.0 og 4.7 m.
- 20, 1974. Lomen kraftverk. Virkninger på faunaen i Øystre Slidre-vassdraget. Del I. Fisk.
- 21, 1974. Oppsamlingskjønn for Norsjø m.v. Ovenforliggende reguleringsens virkning på fiskebestander og utøvelsen av fisket.
- 22, 1975. Skjoldkreps, Lepidurus arcticus Pallas, i regulerte vann. I. Forekomst av egg i reguleringssonen og klekking av egg. II. Ørekyt og ørrets beiting på skjoldkrepslarver.
- 23, 1975. Fisket i regulerte vann i Hallingdal og Hemsedal. I. Fløvatn/Gyrinovatn, Vavatn, Stolsmagasinet og Bergsjø.
- 24, 1975. Fisket i Glåma på strekningen Hommelvold-Telneset. Virkninger ved utbygging av Tolga-fallene.
- 25, 1976. Østerdalsskjønnet. Glåma mellom Auma og Høyegga. Virkninger på fisket.
- 26, 1976. Utbyggingsplaner for Faslefoss kraftverk. Virkninger på fisket.
- 27, 1976. Skjønn Nisser og Fyresvatn. Ovenforliggende reguleringsens virkning på fisket i Nisser, Borstadvatn og Fyresvatn/Drang.
- 28, 1976. 1. Øvre- og Nedre Smådalsvatn. En limnologisk undersøkelse med hovedvekt på hydrografi, sommeren 1975. 2. Botnvegetasjonen i Øvre- og Nedre Smådalsvatn sommeren 1975. 3. Bunndyr og fiskebestander i Øvre- og Nedre Smådalsvatn. 4. Fuglefaunaen i Smådalen 1975.
- 29, 1976. Fisket i Aursunden. Forslag til drift.
- 30, 1976. Ørretbestanden i Tinnelva. Virkninger på fisket ved utbygging av fallet mellom Tinnsjøen og Årlifoss.
- 31, 1976. Fiskeundersøkelser i Straumsfjorden, Gjeddevatn, Kilevatn, Toppø og Grøssø.

- 32, 1976. Faunaen i elver og bekker innen Oslo kommune. Del I. Bunndyr i Akerselva. Fisk i Akerselva, Sognsvannsbekken - Frognerelva, Holmenbekken-Hoffselva og Mærradalsbekken.
- 33, 1977. Fiskeundersøkelser i Tovdal. Del II. Gauslåfjorden, Herefossfjorden, Ogge og Flakksvatn.
- 34, 1978. Reguleringsundersøkelser i Nedre Heimdalsvatn. I. Dyreplankton, bunndyr og ernæring hos ørret. II. Fisk og fiske. III. Innvirkninger på fugl og pattedyr.
- 35, 1978. Skjønn Øvre Otra. Utbyggingens virkninger på fisket i magasinene.
- 36, 1978. Fiskeribiologiske undersøkelser i Øyungen, Volbufjorden og Stranderfjorden, Øystre Slidre.
- 37, 1978. Fiskeribiologiske undersøkelser i Nidelva og Gjøv i Åmli, Aust-Agder.
- 38, 1978. Faunaen i elver og bekker innen Oslo kommune. Del II. Bunndyr og fisk i Akerselva, Sognsvannsbekken-Frognerelva, Holmenbekken-Hoffselva og Mærradalsbekken 1976 og 1977.
- 39, 1978. Fiskeribiologiske undersøkelser i Numedalslågen ved Skollenborg.
- 40, 1979. Fiskeribiologiske undersøkelser i forbindelse med eutrofiering av Vansjø, Østfold.
- 41, 1979. Skjønn Laudal kraftverk. Fiskeribiologiske forhold i Mandalselva og Mannflåvatn.
- 42, 1980. Bunndyr i elver og bekker i Tovdal, Aust-Agder.
- 43, 1980. Smeland kraftverk. Fiskeribiologiske undersøkelser i Logna og Monn, Vest-Agder.
- 44, 1980. Fiskeribiologiske undersøkelser i forbindelse med reguleringsplanene for vassdragene Etna og Dokka, Oppland. I. Fisk og bunndyr i Etnsenn, Heisenn, Røssjøen, Rotvollfjorden, Sebu-Røssjøen, Dokkfløyvatn, Dokkvatn, Mjogsjøen, Synnfjorden og Garin.
- 45, 1980. Fiskeribiologiske undersøkelser i forbindelse med reguleringsplanene for vassdragene Etna og Dokka, Oppland. II. Registrering av fisk i Randsfjorden ved hjelp av hydroakustisk utstyr.
- 46, 1981. Fiskeribiologiske undersøkelser i forbindelse med reguleringsplanene for vassdragene Etna og Dokka, Oppland. III. Studier på ørret og sik i Randsfjorden og elvene Etna og Dokka.
- 47, 1981. Undersøkelse av bunndyr og fisk i Store Svarttjern og reguleringsmagasinet Øksne ved Hakavik, Eikernvassdraget, Buskerud.
- 48, 1981. Fiskeundersøkelser i Tovdal. Del III. Status for fisk i innsjøer i Tovdal og Skjeggedal, basert på litteratur.
- 49, 1981. Flytting av Nisserdam i Nidelva, Telemark. Virkninger på fisket.
- 50, 1981. Fiskeribiologiske undersøkelser i forbindelse med endret regulering av Trevatn, Oppland.
- 51, 1981. En vurdering av skader på fisket ved utvandring av fisk via tunneler fra Norsjø til Rafnes og Porsgrunn fabrikker.
- 52, 1981. Registrering av fisk i Gjersjøen ved hjelp av hydroakustisk utstyr.
- 53, 1982. Fiskeribiologiske undersøkelser av Brødbølvasdraget, Kongsvinger, Hedmark.
- 54, 1982. Reguleringsundersøkelser i Flenvassdraget, Hedmark fylke. I. Fisk og bunndyr. II. Hydrografi og dyreplankton.
- 55, 1983. Fiskeribiologiske undersøkelser i Lærdalselva, Sogn og Fjordane. Studier på laks- og ørretunger i 1980 og 1981.
- 56, 1983. Fiskeribiologiske undersøkelser i forbindelse med planer om bygging av Hekni kraftverk, Aust-Agder, Del. 1. Fisk.
- 57, 1983. Fiskeribiologiske undersøkelser i Landefoss, Numedalslågen.
- 58, 1983. Rutineovervåking i Farris-Siljanvassdraget 1982. Fagrapport om bunndyr.
- 59, 1983. Fiskeribiologiske undersøkelser i forbindelse med planer om en overføring av Heistadvassdraget til Hovvatn, Aust-Agder. I. Fisk og bunndyr. II. Hydrografi og dyreplankton.
- 60, 1983. Fiskeribiologiske undersøkelser i innsjøene Leirungsvatn, Råkåvatn, Utletjønnene og i Finna elv, Oppland.

- 61, 1983. Biologisk undersøkelse av Mari-dalsvannet, Oslo kommune.
- 62, 1983. Fiskeribiologiske undersøkelser i Skasenvassdraget, Hedmark.
- 63, 1984. Faunaen i elver og bekker innen Oslo kommune. Del III. Bunndyr og fisk i Ljanselva.
- 64, 1984. Fiskeundersøkelser i Tovdal. Del IV. En vurdering av den lakseførende del av Tovdalselva.
- 65, 1984. Registrering av fiskebestanden i Våttern med hydroakustisk utstyr.
- 66, 1984. Reguleringsundersøkelser i Skafsåvassdraget, Telemark fylke. I. Fisk og bunndyr. II. Hydrografi og dyreplankton.
- 67, 1984. Fiskeribiologiske undersøkelser i Kosånassdraget i Aust- og Vest-Agder.
- 68, 1984. Fiskeribiologiske undersøkelser i Eidsfossen, Begna elv, Oppland.
- 69, 1984. Fiskeribiologiske undersøkelser i Svartangen og Dalelva i Lardal, Vestfold.
- 70, 1984. Fauna i elver og bekker innen Oslo kommune. Del IV. Bunndyr og fisk i Loelva.
- 71, 1985. Reguleringsundersøkelser i Søkkundavassdraget, Hedmark fylke. I. Fisk og bunndyr. II. Hydrografi og dyreplankton.
- 72, 1985. Kanalisering nedstrøms Bingsfoss kraftverk i Glomma (Akershus): En fiskeribiologisk vurdering av virkningene på fisk og utøvelsen av fisket.
- 73, 1985. Undersøkelser i Drammenselva 1982-1984
- 74, 1985. Sundheimselva kraftverk, Vestre Slidre, Oppland. En vurdering av de fiskeribiologiske forhold og virkninger på fisk og næringsdyr i berørte innsjøer og elvestrekninger.
- 75, 1985. Haukrei kraftverk. Fiskeribiologiske undersøkelser i Finndølavassdraget, Telemark fylke.
- 76, 1985. Fiskeribiologiske undersøkelser i Sandgrovvatna, Møre og Romsdal.
- 77, 1985. Faunaen i elver og bekker innen Oslo kommune. Del V. Bunndyr og fisk i Akerselva.
- 78, 1985. Minstevannføringer i Øystre Slidre-vassdraget: Virkninger på bunndyr, driv og fisk i forbindelse med overføring av vann fra Øyangen til Lomen kraftverk.
- 79, 1985. Randsfjorden: Undersøkelse og vurdering av fiskeribiologiske forhold.
- 80, 1985. Hydroakustisk registrering av fisk i Vanern og Hjalmaren.
- 81, 1985. Skjønn Trollheimen kraftverk. Undersøkelser av laks og ørret i Surna i 1984.
- 82, 1986. Utbyggingsplaner for Kilå-vassdraget, Telemark. En vurdering av de fiskeribiologiske forhold og virkninger på bunndyr og fisk.
- 83, 1986. Bygging av Skarg kraftverk og ytterlige overføringer til Brokke kraftverk, Aust-Agder. Hydrografi og bunndyr i sidevassdragene til Otra.
- 84, 1986. Temperaturøkning nedstrøms kraftverk: Virkning på utviklingstid av sikrogn. Eksperimentelle studier.
- 85, 1986. Skjønn Ulla-Førre. Fiskeribiologiske undersøkelser i Suldalslågen. I. Lengdefordeling, vekst og tetthet av laks- og ørretunger i Suldalslågen, Rogaland i perioden 1976 til 1985.
- 86, 1986. Brukerundersøkelse av sportsfiske i Numedalslågen ved Skollenborg, Buskerud Fylke.
- 87, 1986. Hydroakustisk registrering av fisk i Storsjon, Jämtland.
- 88, 1986. Faunaen i elver og bekker innen Oslo kommune. Del VI. Bunndyr og fisk i Lysakerelva.
- 89, 1986. Fish distribution and density investigated by quantitative echosounding - Some ecological aspects of the fish fauna in three Portuguese reservoirs.
- 90, 1986. Tilslamming og redusert siktedyp i Ringedalsmagasinet: Virkninger på habitatbruk, næringsopptak og kondisjon hos pelagisk aure.
- 91, 1986. Skjønn Borgund kraftverk. II. Lengdefordeling, vekst og tetthet hos laks og ørretunger i Lærdalselva, Sogn og Fjordane i perioden 1980 til 1986.
- 92, 1986. Fiskedød i Akerselva. Bruk av bunndyr og fisk for lokalisering av kilde for giftutslipp.
- 93, 1986. Flomsikring i Sandvikselva. En vurdering av konsekvenser for fisk og utøvelsen av fisket.
- 94, 1987. Lokalisering av kilde for fiske-død i Akerselva, desember 1986.

- 95, 1987. Biologiske undersøkelser i forbindelse med reguleringsplanene for Moksavassdraget i Øyer, Oppland fylke. fylke. I. Bunndyr og fisk.
- 96, 1987. Tiltaksanalyse for Mjøsa -Endring av fiskebestand.
- 97, 1987. Bunndyrundersøkelser i Kjellavassdraget, Telemark: En vurdering av minstevannføring og forurensningsbelastning.
- 98, 1987. Skjønn Borgund kraftverk. Del III. En vurdering av fiskeutsetting i Lærdalselva, Sogn og Fjordane ovenfor Skjurhaugsfoss.
- 99, 1987. Undersøkelser av bunndyr og fisk Flya mellom Veslevatn og Tisleifjorden, Oppland/Buskerud.
- 100, 1988. Gjengedalsvassdraget, Sogn og Fjordane. En konsekvensvurdering av reguleringsvirkninger på laks og ørret.
- 101, 1988. Fiskeribiologiske undersøkelser i Slidrefjorden, Oppland fylke. Vurdering av tilslag på settefisk.
- 102, 1988. Feeding behaviour and habitat shift in allopatric and sympatric populations of brown trout (Salmo trutta L.): Effects of water level fluctuations versus interspecific competition.
- 103, 1988. Modum-prosjektet: Undersøkelse av fisk, bunndyr og driv i Snarumselva og Drammenselva, Buskerud fylke, i forbindelse med endret regulering.
- 104, 1988. Fiskeribiologiske undersøkelser i forbindelse med overføringer til Napetjern kraftverk, Telemark fylke
- 105, 1988. Faunanen i elver og bekker innen Oslo kommune. VII. Bunndyr og fisk i Sognsvannsbekken og Frognerelva.
- 106, 1988. Faunanen i elver og bekker innen Oslo kommune. VIII. Bunndyr og fisk i Holmenbekken og Hoffselva.
- 107, 1988. Langtidsutvikling av radiocesium i høyfjellsøkosystemet Øvre Heimdalsvatn.
- 108, 1988. Bruk av bunndyr i vassdragsovervåking med vekt på organisk forurensning i rennende vann.
- 109, 1988. The biology and population dynamics of Gammarus lacustris in relation to the introduction of minnows, Phoxinus phoxinus, into Øvre Heimdalsvatn, a Norwegian subalpine lake.
- 110, 1989. Overføring av Flisa til Osensjøen, Hedmark; Undersøkelser av konsekvenser for bunndyr og fisk.
- 111, 1989. Konesjonsbetingede undersøkelser i Dokkavassdraget: Bunndyr, tetthet av ørretunger og livssyklusstudier av strømsik, Oppland Fylke.
- 112, 1989. Faunanen i elver og bekker innen Oslo kommune. IV. Bunndyr og fisk i Mærradalsbekken.
- 113, 1989. Fiskeribiologiske undersøkelser i Suldalslågen, Rogaland.
- 114, 1989. Fiskeribiologiske undersøkelser i Nedre Øtra med Kilefjorden, Gåseflåfjorden og Venneslafjorden.
- 115, 1989. Bestandsstruktur hos ørret (Salmo trutta) i Eidisvatn, Færøyene.
- 116, 1989. Faunaen i elver og bekker innen Oslo kommune. Del XI. Bunndyr og fisk i Ljanselva 1987 og 1988.
- 117, 1989. En konsekvensvurdering av reguleringsvirkninger på laks og ørret i Gjengedalsvassdraget, Sogn og Fjordane. II. Lengdefordeling, vekst, tetthet og habitatvalg hos laks og ørretunger.
- 118, 1989. En vurdering av naturlig rekruttering ovenfor Sjurhaugfoss i Lærdalselva, Sogn og Fjordane.
- 119, 1990. En vurdering av storørretstammene i Hurdalsjøen og Vorm/Glomma i Akershus.
- 120, 1990. Vannbruksplanlegging: Fisk og bunndyr i Liervassdraget.
- 121, 1990. Fornyet konsesjon for Kongsfjord kraftverk. Vurdering av reguleringsvirkninger på laks, røye og ørretunger i Kongsfjordelva, Finnmark, og forslag til ny manøvrering.
- 122, 1990. Effekter på bunndyr og fisk ved en eventuell senking av Totak i Telemark.