

SKJØNN ULLA FØRRE

**FISKERIBIOLOGISK UTTALELSE
BEGROING OG UNGFISK**

SVEIN JAKOB SALTVEIT

**LABORATORIUM FOR FERSKVANNSØKOLOGI OG INNLANDSFISKE
(LFI,) ZOOLOGISK MUSEUM, UNIVERSITETET I OSLO,
SARSGT. 1, 0562 OSLO**

INNHOOLD

	s.
INNLEDNING	3
OMRÅDEBESKRIVELSE	5
BEGROING	6
Begroingssamfunnene i Suldalslågen	6
Tiltak mot begroing	8
Effekter av mose på fisk	11
Gyting og eggutvikling	11
Ungfisk	12
Effekter av mose på bunndyr	16
UNGFISK	18
Innledning	18
Fisketetthet	18
Vekst	25
BUNNDYR	31
REGULERINGSVIRKNINGER	35
Temperaturendringer	35
Vannføringsendringer	35
Surt vann	36
BIOLOGISK RESPONS	36
Vekst	36
Tetthet	37
Effekt av forsuring	38
Effekt av andre tiltak og endringer	39
LITTERATUR	43

INNLEDNING

Suldalslågen i Rogaland ble første gang regulert i 1966-67 ved utbygging av nedbørfeltet ovenfor Suldalsvatn (Røldal-Suldal). Virkningene av denne reguleringen på Suldalslågen var en økt vintervannføring og redusert sommervannføring. Gjennomsnittlig årlig vannføring i Suldalslågen i uregulert tilstand var $90 \text{ m}^3/\text{s}$, men med store årlige og sesongmessige variasjoner. I naturlig tilstand hadde Suldalslågen en meget lav vintervannføring ($< 20 \text{ m}^3/\text{s}$) i perioden november-april. Sommervannføringen var høy og varierte meget sterkt.

Konsesjon for Ulla-Førre utbyggingen ble gitt i 1974. Utbyggingen omfatter en rekke reguleringer og overføringer i fjellområdene sør for Suldalsvatn. Vannet herfra føres til Kvilldal kraftstasjon med avløp til Suldalsvatn. Fra Suldalsvatn føres vannet videre gjennom Hylen kraftstasjon til Hylsfjorden. Suldalsvatn har en regulerings høyde på 1.5 m og avløpet til Suldalslågen er regulert med en dam. Den nye reguleringen av Suldalslågen ble iverksatt i 1980 og medførte ny endring i vannføring og manøvrering av denne. Generelt medførte utbyggingen en reduksjon i vannmengdene til Suldalslågen både vinter og sommer i forhold til Røldal-Suldal og regulert tilstand. Vannføringen om vinteren er imidlertid nå aldri lavere enn $10 \text{ m}^3/\text{s}$, noe den kunne være i uregulert tilstand.

For å tilfredstille vannføringskravene i manøvreringsreglementet av 1980 målt ved Tjelmane bru (nederst i elva) ble vann sluppet fra dammen i Suldalsvatn. Til tider kunne imidlertid restfeltet nedstrøms dammen gi denne vannføringen. Det var således stadig behov for justeringer, noe som medførte hurtige reduksjoner i vannføringen fra Suldalsvatn. Absolutt minstevannføring fra dammen i tidsrommet 15. oktober til 30. april var $10 \text{ m}^3/\text{s}$.

Målepunktet for minstevannføring er nå flyttet opp til dammen. Fra 15. desember til 30. april er minstevannføringen $12 \text{ m}^3/\text{s}$, mens den fra 1. mai til 1. august vil variere mellom minst 75 og

100 m³/s.

Temperaturendringene i Suldalslågen etter Ulla-Førre antas ikke å være store. Røldal-Suldal utbyggingen medførte en liten temperaturøkning i Suldalslågen, men ifølge NVE skyldes denne i hovedsak endringer i værforhold. Denne var størst nederst i vassdraget og om sommer og midt på vinteren. Etter Ulla-Førre utbyggingen er temperaturen igjen redusert. På årsbasis er reduksjonene størst nederst i vassdraget, der døgngradantallet er redusert med ca. 250 graddøgn eller 14% i forhold til døgngradantallet under Røldal/Suldal reguleringen. Temperaturnedgang har vært størst for vintermånedene og i juni-juli (Tvede 1992). I sommersesongen er reduksjonen 115 døgngrader i forhold til Røldal-Suldal.

For Suldalslågen foreligger relativt god informasjon om de fiskeribiologiske forholdene (bunndyr, ernæring, vekst) i uregulert tilstand (Lillehammer 1964, 1966, 1973a, b, 1974, 1984). Opplysningene om tetthet av laks- og ørretunger i Suldalslågen i uregulert tilstand er imidlertid sparsomme. Det er siden 1976, med unntak av 1985, foretatt kontinuerlige beregninger av tetthet og vekst hos laks- og ørretunger i Suldalslågen (Saltveit 1986, 1989a,b, 1990). Disse undersøkelsene dekker en liten periode før Ulla-Førre utbyggingen.

OMRÅDEBESKRIVELSE

Suldalslågen er en 22 km lang elv mellom Suldalsvatn (68 m o.h. og 29 km²) og de indre deler av Ryfylkefjord i Rogaland (Fig. 1). Nedbørfeltet er 1.287 km².

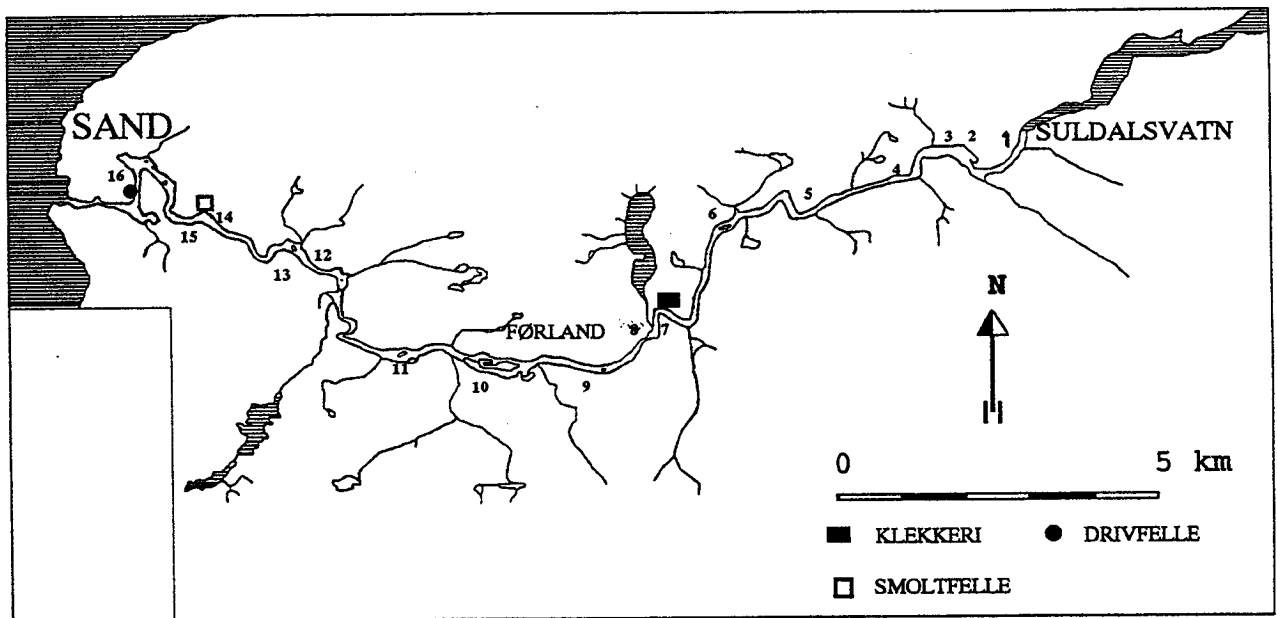


Fig. 1. Kart over Suldalslågen med de lokaliteter, 1-16, som undersøkes med hensyn til ungfisk avmerket. Bunndyr er innsamlet på stasjon 1, 3, 8, 15 og 16.

Suldalslågen produserer anadrom fisk på hele elvestrekningen. Dominerende fiskearter er laks (*Salmo salar*) og ørret (*Salmo trutta*), mens ål (*Anguilla anguilla*), trepigget stingsild (*Gasterosteus aculeatus*) og årsunger av røye (*Salvelinus alpinus*) blir funnet sporadisk. For sistnevnte art er dette fisk som slipper seg ut fra Suldalsvatn.

I Suldalslågen står de fleste laksungene på elv mellom 2-4 år, mens oppholdet i havet er fra 1-4 år (Lillehammer 1984).

BEGROING

Begroingssamfunnene i Suldalslågen.

Undersøkelsene av begroingsforholdene i Suldalslågen er utført av Norsk institutt for vannforskning (NIVA) og disse er av relativt ny dato. Dette gjør at det ikke er mulig å si noe konkret om utviklingen av begroingsforholdene i vassdraget og om effekter av reguleringene. Undersøkelser av begroing ble ikke utført før Røldal-Suldal reguleringen eller før Ulla-Førre utbyggingen. I følge Rørslett et al. (1989) indikerer eldre beskrivelser av vassdraget at de kvalitative delene av begroings-samfunnet er lite endret som følge av vassdragsreguleringene. Det er i hovedsak de samme nøysomme artene av moser, karplanter og alger som preger Suldalslågen. Dette er i samsvar med de helt ubetydelige endringer i vannkjemi som kan påvises i vassdraget.

Vurderingene av begroingsforholdene er i hovedsak basert på undersøkelser utført etter perioden 1986 (Rørslett et al. 1989, Johansen 1995), men det er også trukket inn tidligere undersøkelser av begroingsforhold i Suldalslågen (Skulberg 1981, 1986, 1987).

Suldalslågen har frodige begroingssamfunn. Det er ialt observert 12 arter moser; 4 levermoser og 8 bladmoser. Det er to klart definerte mosesamfunn. Det ene er levermose-samfunnet som i hovedsak består av *Scapania undulata* og *Marsupella aquatica*. Disse danner mørkegrønne til rødlig puter på steiner i hele elveprofilen og er meget strømtolerante. I disse putene kan en finne mindre forekomster av andre arter.

Det andre mosesamfunnet er *Fontinalis*-samfunnet hvor lange dusker av *Fontinalis dalecarlica* dominerer. *Fontinalis antipyretica* som er mindre strømtolerant enn *F. dalecarlica* er ikke så dominerende. *F. dalecarlica* ble imidlertid målt til skuddlengder på hele 1.2 m flere steder. Dette samfunnet var på flere stasjoner dominerende langs siden på elveprofilen med tepper på nær 100%

dekning.

Basert på artsammensetning og dominans karakteriseres algesamfunnet som et rentvannssamfunn. Øverst i elva finnes trådformede grønnalger (særlig *Microspora*) godt utviklet, men denne vegetasjonstypen avtar raskt nedover i vassdraget. Makrovegetasjon med artene krypsiv (*Juncus bulbosus*) og klovasshår (*Callitriche hamulata*) forekommer lokalt rikelig langs Suldalslågen (Rørslett et al. 1989). Makrovegetasjonsforholdene synes å være lite endret siden midten av 1970-åra (Rørslett og Skulberg 1975).

I 1988 forekom mose-dominert vegetasjon på 64% av bunnarealet i elva, mens trådformede alger dekket gjennomsnittlig 19% av arealet (Rørslett et al. 1989). Tilsammen 79% av elvebunnen var kolonisert med moser, alger eller kombinasjon av disse begroingstypene. Andre deler av begroingssamfunnet (karplanter) dekket mindre arealandeler. For perioden 1988 til 1991 er det konstatert en økning i mosedekket areal. I 1991 var dette ca. 81%, men den totale mosedekning i elva synes nå å ha stabilisert seg. Imidlertid endres forholdet mellom de to ulike mosesamfunnene seg, idet levermosene øker i dominans (Johansen 1995).

Dekningen av grønnalger viser en betydelig gradient både med hensyn på avstand fra Suldalsosen og årstidsvariasjon (Johansen 1995). Det er en betydelig lavere dekning med grønnalger om våren i slutten av april i forhold til høsten, hvor det øverst i elva kan bli opp mot 100% dekning dersom vekstforholdene er gunstige. Mengden grønnalger avtar alltid nedover elva om høsten. Om våren er fordelingen jevnere og ofte et tyngdepunkt i elvas midtparti (Lindum-Førland). Grønnalgedekningen synes å kunne settes i sammenheng med vanntemperatur og vannføring/flomfrekvens i de ulike deler av elva (Johansen 1995).

Biomassen av begroingssamfunnet utgjorde totalt omkring 35 mg/cm² elvebunn (350 g/m²) og dette må betegnes som en relativt høy verdi. Mosene utgjorde minst 90% av den registrerte biomassen.

Verdiene for biomasse er imidlertid omlag like store som målingene i 1981-87. Det kan således ikke bekreftes at det har funnet sted noen "tilgroing" i Suldalslågen i tidsrommet etter 1981.

Ifølge Rørslett et al. (1989) er det imidlertid sannsynlig, men ikke bevist at begroingen har økt i omfang sammenliknet med uregulert vassdrag. Det kan imidlertid ikke avgjøres med sikkerhet om det var Røldal-Suldal eller Ulla-Førre som har ført til økning av begroingen. Konstant og stabil vannføring over store deler av året i elva etter Røldal-Suldal har trolig hatt betydning for den videre utviklingen av begroing i Suldalslågen. NIVA mener at Ulla-Førre reguleringen på sikt antakelig vil medføre større forekomst av moser og andre planter med sakte vekst og lang levetid.

Tilført uorganisk materiale avsettes på elvebunnen i samband med tette kolonier av mose. Der begroing ikke er dominerende, er elvebunnen gjennomgående uten dekning av finmateriale og preges av stein, sand og grus.

Tiltak mot begroing.

Mekanisk fjerning av mose har vist at ny mosevegetasjon raskt re-etableres. På små forsøksarealer (1 m²) rensket for mose tok det bare seks år før mosedekningen var på samme nivå som før rensking (Johansen 1995). Fjernes mosen mekanisk fra større areal tar det noe lengre tid før mosedekket er fullstendig reetablert. Imidlertid viser forsøkene at mekanisk fjerning av mose har begrenset varighet.

Det er også gjort studier på hvilken effekt økt vannføring har på begroing. Disse forsøkene er gjort i forbindelse med overgangen fra minstevannføring om vinteren til sommervannføring ca. 1. mai og det har vært målt mengde driv av ulike fraksjoner av organisk materiale i fire år på rad. Hensikten har imidlertid også vært å se på betydningen av ulike manøvreringer i forhold

til utspyling av bl.a. fraksjoner av lett nedbrytbart dødt organisk materiale som det er ønskelig å beholde i elva med hensyn på produksjon av næringsdyr for fisk. Flommene har vært forskjellig hvert år og ulike manøvreringer har gitt ulike effekter med tanke på utspyling og opprensning. I 1991 ble det kjørt en meget skånsom oppkjøring som sammen med lite lokaltilsig hadde liten opprenskende effekt. I de påfølgende år var flommene større og det ble spylt ut totalt 2.98, 8.84 og 5.45 tonn organisk materiale på tørrvektbasis. Av dette utgjorde mose/algefraksjonen 82, 55 og 78%, mens dødt organisk materiale av nytteverdi, vesentlig lett nedbrytbart løv og gras utgjorde 8, 10 og 14% (se Figur 2). Lite dødt organisk materiale i prøvene kan skyldes at det er lite av dette i elva.

Som vist ovenfor er det mulig å fjerne begroing fra Suldalslågen, men trolig er vannføringen for lav og ustabil til å opprettholde et substrat med et mindre innslag av vegetasjon. Det må derfor aksepteres at Suldalslågen har fått og vil ha tett begroing; primært av mose. Av den grunn vil det bli gitt en kort vurdering av de ulike effekter begroing kan ha på fisk, basert på eksisterende kunnskap (se Bremnes og Saltveit 1993) og på resultater av undersøkelser utført i Suldalslågen på forholdet mellom bunndyr, fisk og mose. Kunnskapene om effektene av begroing av alger og moser på bunndyr og fisk er imidlertid begrenset.

De to mosesamfunnene i Suldalslågen, levermose og elvemose, har trolig ulik effekt på fisk og på fiskens næringsdyr og på endringen av de morfologiske forhold på elvebunnen. Dette fordi elvemose består av lange tråder, mens levermosen er kortvokst og danner et tett teppe på bunnen.

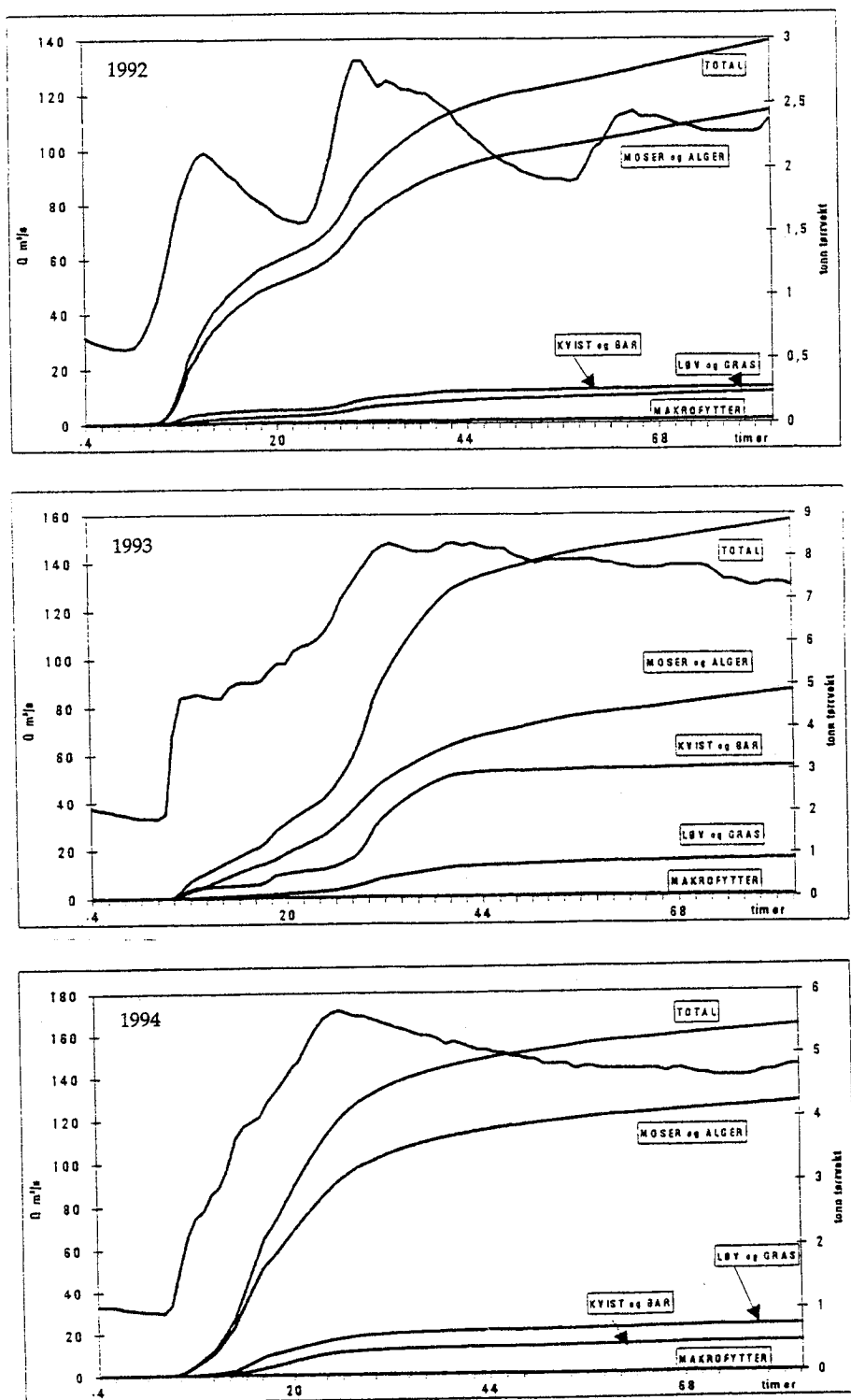


Fig. 2. Kumulativ transport av ulike fraksjoner av organisk materiale ut av Suldalslågen under flomperiodene i 1992, 1993 og 1994. (Etter Johansen 1995).

Effekter av mose på fisk.

Gyting og eggutvikling

Det synes ikke å foreligge noen konkret informasjon om effekt av mose og annen vegetasjon på gyting. Laksefisk gyter helst på rent steinete substrat og grus med lavt siltinnhold og god vanngjennomstrømning (Milner et al. 1981). Utviklingen av eggene krever god oksygentilførsel. Økende innhold av silt og tilførsel av silt gjennom sedimentasjon vil redusere vanngjennomstrømningen og dermed oksygentilførselen. Det er kjent av tilstedeværelsen av makrofytter vil gi økt friksjon i et elveleie, og dermed redusere vannhastigheten. Begroingen av mose forårsaker derfor reduksjon i vannhastighet og til akkumulering av fint partikkulært materiale. Denne akkumuleringen vil sammen med den allerede reduserte strømhastigheten over substratet trolig føre til reduksjon av vanngjennomstrømningen nede i substratet og dermed oksygentilførselen. I tillegg kan nedbrytning av akkumulert organisk materiale bidra til å redusere oksygeninnholdet.

Mose gjør også gytesubstratet mindre tilgjengelig. Det er derfor rimelig å anta at områder preget av mosebegroing er lite fordelaktige for eggutvikling. I hvilken grad salmonidene vil gyte på slike områder er mindre kjent, men ved stor fisketetthet er det kjent at gyting kan foregå på ufordelaktige områder preget av finere materiale (Milner et al. 1981). Tilsvarende vil derfor en stor andel av mindre egnede områder for gyting medføre at fisk vil måtte benytte disse selv om tettheten av gytefisk er lav.

Undersøkelsen av begroingsforholdene i områder med gytegroper i Suldalslågen viste at de kvalitative begroingssamfunn var de samme som for elva ellers (Johansen 1995). Mengdemessig forekomst av de ulike begroingselementer og da spesielt mose, varierte mye fra område til område. Generelt var andelen bart substrat uten mosedekning større i gyteområdene enn i de tilgrensende stasjoner for overvåkning i elva. Det kan likevel synes som om fisken i Suldalslågen gyter både i sterkt mosebegrødde områder (50-65%

dekning) og i områder med lite mose (20-30% dekning) (Johansen 1995). Det kan også tyde på at fisken selv er i stand til å rydde mindre områder i vegetasjonsdekket slik at den kan gyte. Dette er også en konklusjon som kan trekkes etter registrering av gyteområdene i 1995 (Sægrov og Kålås 1996). Mose synes derfor ikke å begrense selve gytingen. Utviklingen av rogn lagt i ulike områder er imidlertid ikke studert.

Begroinger av trådformete alger vil trolig ha en lignende effekt som mose, men i mindre grad, siden algedekket sjelden oppnår samme fylde som mose og også har årsvariasjoner.

Ungfisk

De enkelte fiskearter stiller bestemte krav til sitt leveområde, habitat. Viktige fysiske faktorer for fisk på rennende vann er vannhastighet, vanddyb, substrat og muligheter for skjul. For laks og ørret foreligger gode opplysninger om krav til de ulike fysiske faktorer (Heggenes 1988, 1990a, Heggenes og Saltveit 1990). Endres de fysiske forholdene kan det få konsekvenser for f.eks. bestandsstørrelse, men da f.eks. laks og ørret stiller ulike krav, vil også forholdet mellom artene endres. Det foreligger imidlertid få opplysninger om mose som habitat for laks og ørret og hvilken effekt mose har på habitatforholdene.

Generelt vil mose redusere vannhastigheten langs substratet. Dette vil kunne gi en sedimentering av suspendert materiale som vil legge seg oppå det naturlig substratet og bidra til å fylle igjen sprekker og hulrom. I tillegg til å akkumulere fin partikulært materiale, vokser levermose direkte på substratet og danner et sammenhengende "teppe" oppå sand. Laksunger unngår langsomtflytende, dype partier (Heggenes og Borgstrøm 1991) og områder med substrat finere enn grus (Karlstrøm 1977, Heggenes 1990a). Ørret foretrekker også et substrat av småstein og grovere, avhengig av størrelsen på fisken og unngår generelt finere substrat som silt, sand og grus (Bohlin 1977, Karlstrøm 1977, Heggenes og Saltveit 1990). Svømmeegenskapene hos 0+ er

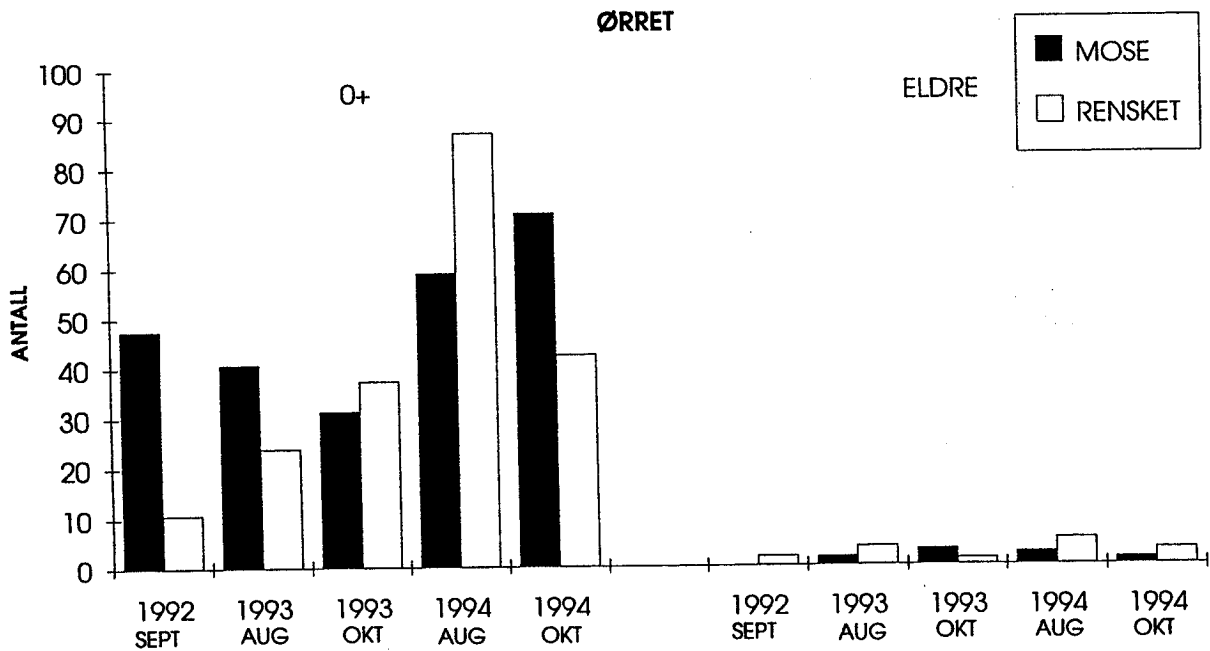
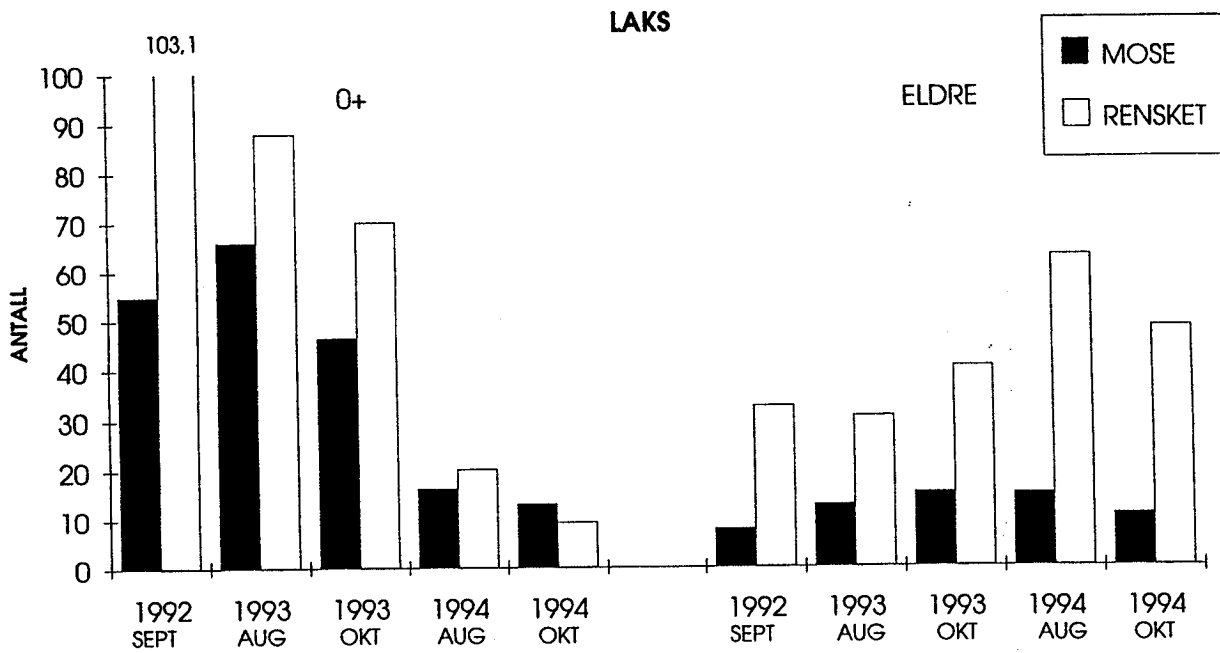


Fig. 3. Beregnet tetthet (antall pr. 100 m²) av laks- og ørretunger i Suldalslågen i område med og uten teppemose.

begrenset og substratet må inneholde sprekker og hulrom som kan gi skjul fra strøm og predatorer (Heggenes og Traaen 1988a). Det er funnet en klar sammenheng mellom bestandstørrelse og tilgjengelig skjul (Boussu 1954, Wesche et al. 1985). Hvis fremvekst av mose fører til akkumulering av finere materiale, vil dette føre til en forringelse av habitatet i de påvirkete områdene.

Mosebegrøinger kan imidlertid også tenkes å ha positive effekter på laksefisk, spesielt som skjul. Dette vil spesielt være tilfelle for elvemose, *Fontinalis*. Denne vokser opp fra bunnen, og danner lange tråder som skuler det underliggende substrat. I en dansk bekk var tettheten av ørret positivt korrelert mot mengden av dekning i form av overhengende breidd og makrofytter (Hermansen og Krog 1984). Elvemose vil også gi økt horisontal dekning og vil medføre større visuell isolasjon mellom individene, noe som kan gi høyere fisketetthet, spesielt av ørret som viser større aggresjon enn laks.

Ut fra det som er angitt ovenfor er det forventet å finne høyere tetthet av fisk i områder uten mose og i områder med elvemose enn i områder som har et substrat dominert av teppemose.

I Suldalslågen er det foretatt beregninger av fisketetthet i områder med teppemose, elvemose og i områder der disse mose-samfunnene ble fjernet. Resultatene er vist på Fig. 3 og 4.

I området med teppemose ble det ved alle anledninger beregnet statistisk signifikant ($p < 0.05$) lavere tetthet av eldre laksunger enn i området der mosen var fjernet (Fig. 3). Det samme var også tilfelle for årsunger (0+), med unntak av i 1994 da tettheten av 0+ laks i Suldalslågen generelt var lav (se Figur 5). For ørret er resultatene ikke entydige. Ved de fleste anledninger ble det imidlertid beregnet høyere tetthet av årsunger (0+) i teppemose enn der denne var fjernet, med unntak av i oktober 1993 og i august 1994 (Fig. 3). Tettheten av eldre ørret er generelt lav i begge områdene.

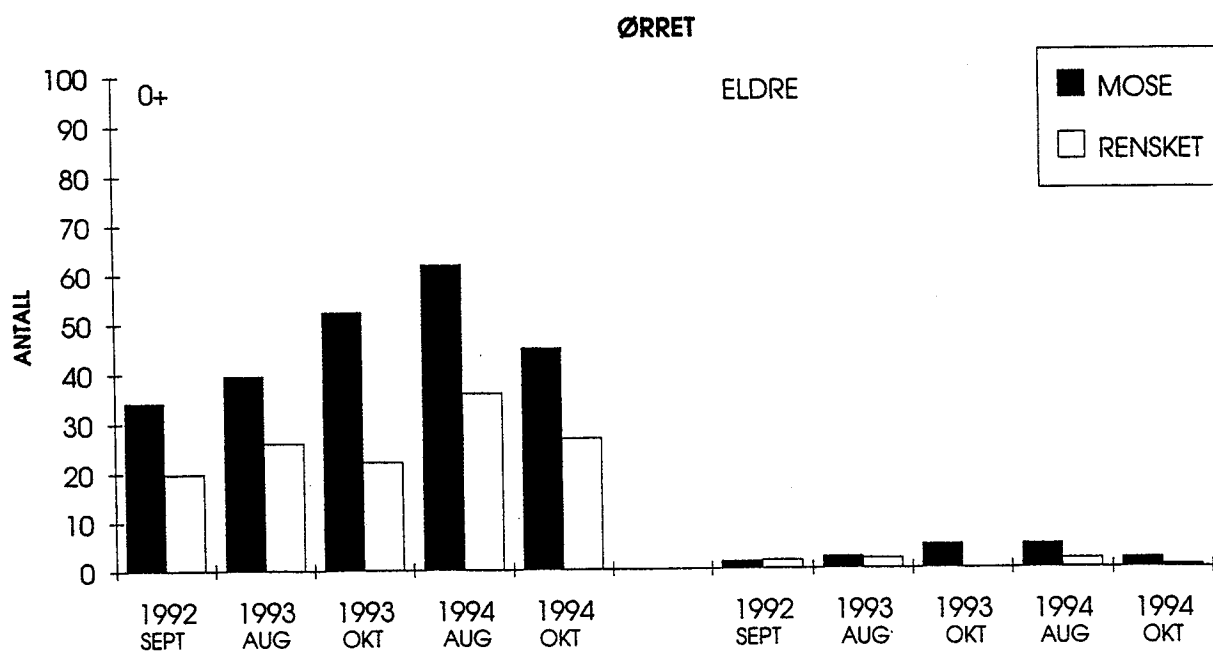
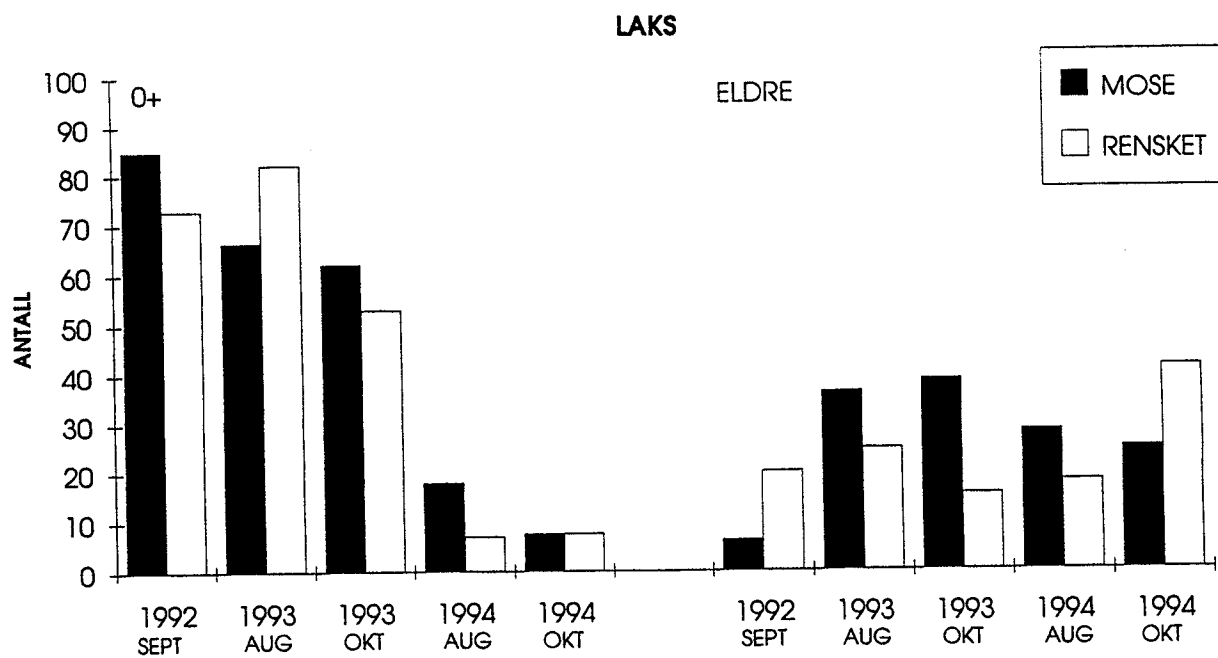


Fig. 4. Beregnet tetthet (antall pr. 100 m²) av laks- og ørretunger i Suldalslågen i områder med og uten elvemose.

Det var ingen forskjeller i tetthet av årsunger (0+) av laks mellom områder med og uten elvemose, bortsett fra ved den første innsamlingen i 1994 da det var flere årsunger i mosen (Fig. 4). For eldre laks ble det ved alle anledninger beregnet statistisk signifikante forskjeller i tetthet mellom områdene, men resultatene var ikke entydige, idet det ved enkelte anledninger ble funnet flere fisk i mose, mens det ved andre ble funnet flere fisk der mosen var fjernet (Fig. 4). For ørret ble det ved alle anledninger beregnet flere årsunger på mose (Fig. 4).

Effekter av mose på bunndyr.

Mosebevokste områder inneholder ofte betydelig større tettheter av bunndyr enn substrat uten mose (se Bremnes og Saltveit 1993). En stor del av dette er imidlertid små individer, ofte nyklekkete stadier av ulike insektlarver. Dette er imidlertid svært viktig føde for laks i Suldalslågen (Lillehammer og Saltveit 1979). Begroing av alger og mose reduserer imidlertid antall arter som er avhengige av rene steinflater.

I Suldalslågen var generelt tettheten av bunndyr høyere i områder dekket av mose enn i områder der mose var fjernet (upubl. result.). Dette gjelder både teppemose og elvemose. Forskjellene var imidlertid ikke så store som rapportert fra andre norske vassdrag. Det kan skyldes at mye av mosen er levermose, som danner ensartete matter og lite variasjon, sammenlignet med elvemose og bart substrat. Sammenlignet med bart substrat var bunndyrtettheten i områder med elvemose 4-5 ganger høyere. I elvemose var tettheten høyere i selve mosen enn i substratet under. Fjærmygglarver var den mest tallrike gruppen, men steinfluer og vårfluer var også viktige. Fjærmygg foretrakk klart områder med mose.

SAMMENFATNING

Teppemose er den vegetasjonstype som synes å ha størst negativ effekt både direkte og indirekte. Det er derfor bekymringsfullt at andelen av dette mosesamfunnet øker i Suldalslågen.

UNGFISK

Innledning.

I Suldalslågen gyter laksen sent, desember-januar (se Heggberget 1988). Dette skyldes at Suldalslågen er vintervarm. Gytetidspunkt er tilpasset et gunstig klekketidspunkt.

Før regulering er de første observasjoner av yngel av laks fra slutten av mai (1962) og begynnelsen av juni (1964) (Lillehammer 1973a). Lillehammer (1973a) fant videre rester av plommesekk hos laksunger fanget 1. juni 1964. De første laksungene observeres også nå helt i slutten av mai - begynnelsen av juni (Saltveit et al. 1995). Observasjonene av yngel indikerer klekking siste halvdel av april. Klekketidspunktet for laks synes ikke å være endret etter reguleringene. Ørret klekker tidligere enn laks og allerede i siste halvdel av april fanges årsunger (0+) av ørret i Suldalslågen.

Fisketetthet.

Beregning av ungfisktetthet i Suldalslågen har foregått årlig siden 1977. Tilsammen 16 lokaliteter (se Fig. 1) avfiskes tre ganger fortløpende og beregningene er foretatt med metoden for gjentatte uttak (Zippin 1958). Materialet er ved beregningene delt i årsunger (0+) og eldre fisk. En oppsummering av resultatene er gitt nedenfor. Etter 1990 er det satt ut betydelige mengder laksunger i Suldalslågen. For å kunne holde disse adskilt fra den naturlige reproduserte fisken, er all fisk satt i Suldalslågen fettfinneklippet. Fettfinneklippet fisk er ikke med i beregningene av fisketetthet.

Fra 1977 fram til høsten 1980 (før Ulla-Førre) var de beregnede tettheter av både laks og ørret i Suldalslågen svært stabile, og det var ikke statistisk signifikante forskjeller mellom årene (Fig.). Den totale tettheten av laksunger var i denne perioden mellom 29.8 og 32.8 fisk/100m². Av dette utgjorde årsungene (0+)

mellom 20.9 og 21.6 fisk/100 m². Den beregnede tettheten av årsunger av ørret varierte mellom 16.4 og 17.5 ind./100 m². Den beregnede tetthet for eldre ørret var svært lav.

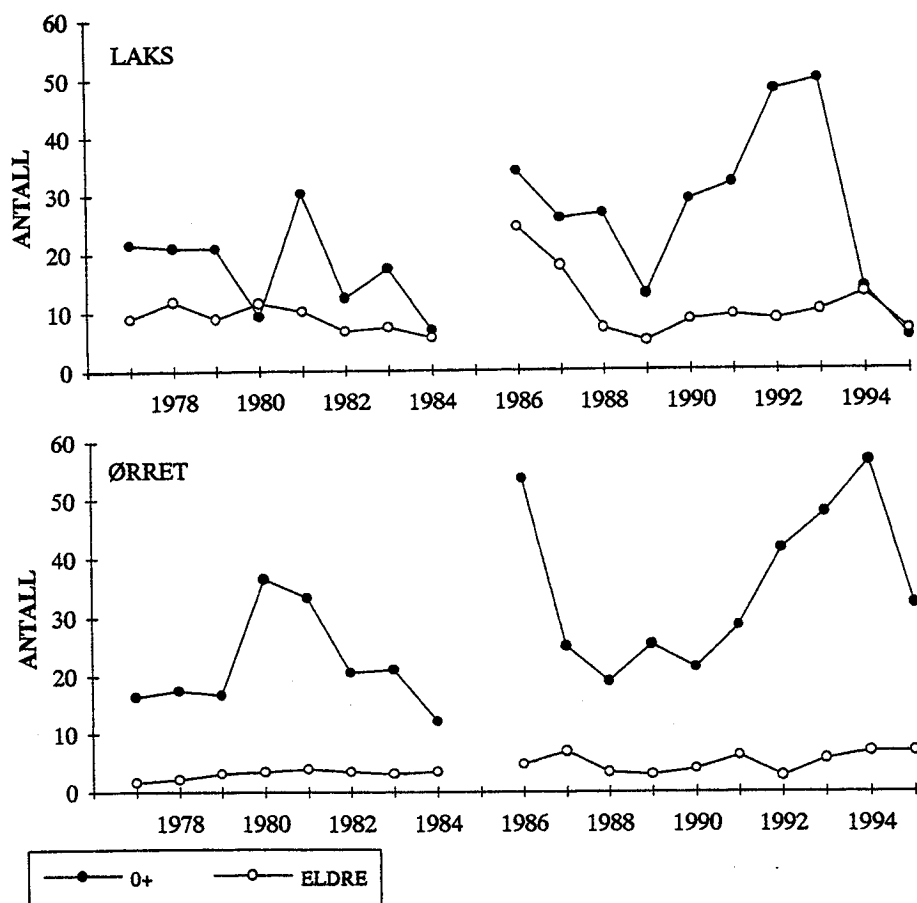


Fig. 5. Beregnet tetthet (antall pr. 100 m²) av 0+ og eldre laks- og ørretunger om høsten (september/oktober) i Suldalslågen i perioden 1977 til 1995 (Saltveit, diverse publ., rapporter og notat).

De første årene etter Ulla-Førre-utbyggingen (fram til 1985), observeres relativt store svingninger i den beregnede tetthet av fiskeunger, spesielt for årsunger (0+) av både laks og ørret (Fig. 5). Tettheten av laksunger var i denne perioden alle år lavere enn det den var før utbyggingen, med unntak av 1981. En gradvis nedgang i tettheten av eldre laksunger oppleves også. For årsunger av ørret er tettheten alle år i denne perioden høyere enn det den var før utbyggingen, med unntak av 1984. Tettheten av ørret eldre enn 0+ økte imidlertid ikke.

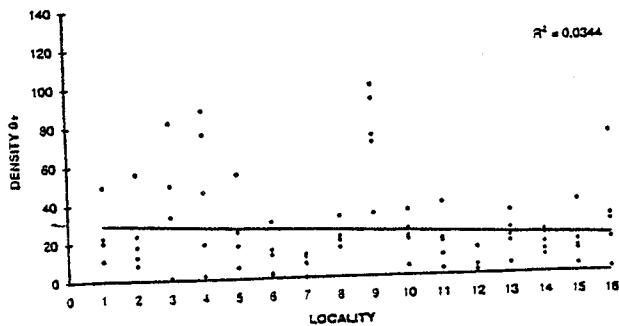
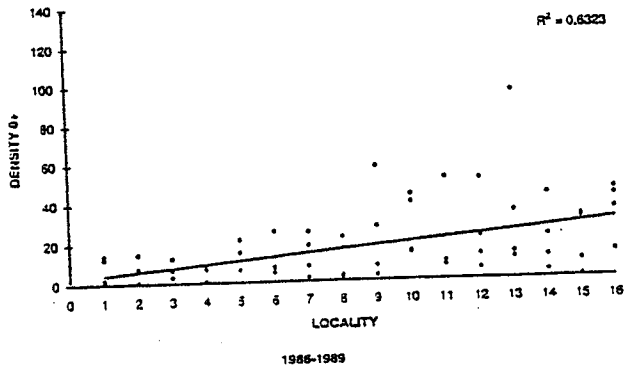
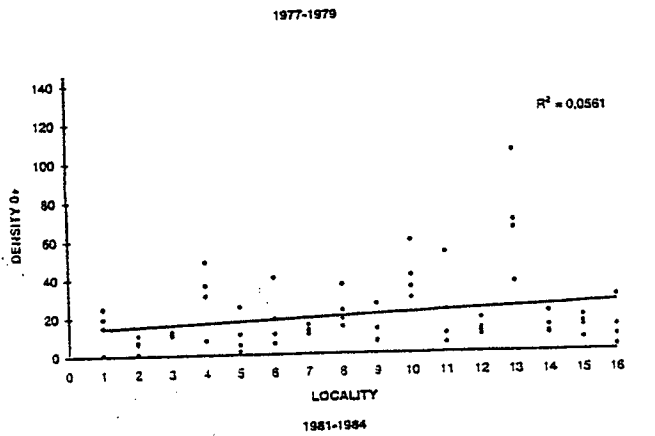
I perioden 1986 til 1993 var tettheten av årsunger av laks høyere enn det som tidligere er beregnet, med unntak av i 1989. Etter 1989 viser tettheten en stigende tendens, og tettheten som beregnes i 1993 er den høyeste som er beregnet i Suldalslågen. Tetthet av eldre laksunger er imidlertid fremdeles lav, men er med unntak av året 1989 ikke statistisk signifikant lavere enn årene før utbyggingen (Fig. 5). Etter 1986 er også tettheten av årsunger av ørret høyere enn før utbyggingen, og tettheten beregnet i 1994 er den høyeste som er beregnet i Suldalslågen. Tettheten av eldre ørret er på samme nivå som tidligere.

I 1994 påvises en dramatisk reduksjon i beregnet tetthet av årsunger (0+) laks, som falt fra 49.7 ind./100 m² i 1993 til 13.8 ind./100 m² i 1994. En ytterligere halvering av bestandsstørrelsen av 0+ skjer i 1995, da det også finner sted en sterk reduksjon i tetthet av eldre fisk, fra 13 til 6 individer pr. 100 m². For 0+ ørret vises ingen tilsvarende reduksjon, selv om tettheten beregnet i 1995 er noe lavere enn tidligere år.

Nedenfor vil det bli gitt en vurdering av årsakene til noen av variasjonene i ungfisktetthet som har funnet sted i Suldalslågen.

De første årene etter Ulla-Førre utbyggingen (fram til 1986) ble minstevannføringen målt nederst i elva (Tjelmane), mens den ble sluppet øverst. Dette medførte hurtige reduksjoner i vannføring. Slike endringer fant ikke bare sted når vannføringen ved Tjelmane ble endret om høsten som angitt i reglementet, men også i periodene mellom disse for å tilpasse minsteslipp fra dammen med tilsiget fra det nedenforliggende restfeltet. Når tilsiget her var lite, måtte vannføringen fra dammen være høy og tilnærmet lik den målt ved Tjelmane. Imidlertid kunne tilsig fra restfeltene redusere behovet for vann fra dammen. Når restfeltene ga minstevannføringen eller høyere, ble det sluppet maksimalt 10 m³/s fra dammen. Dette medførte brå reduksjoner i vannføring. Konsekvensene for fisk var tørrlegging (stranding). Død fisk ble ved flere anledninger observert i Suldalslågen etter vannstands-senkning.

ATLANTIC SALMON



BROWN TROUT

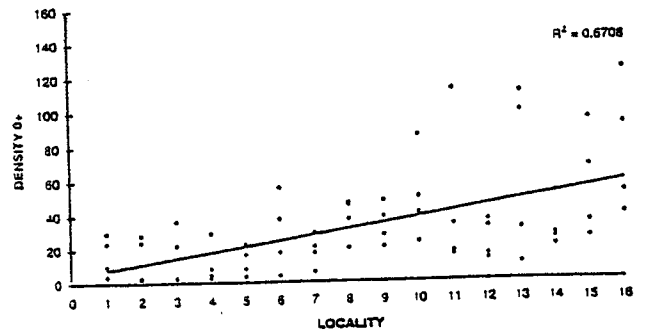
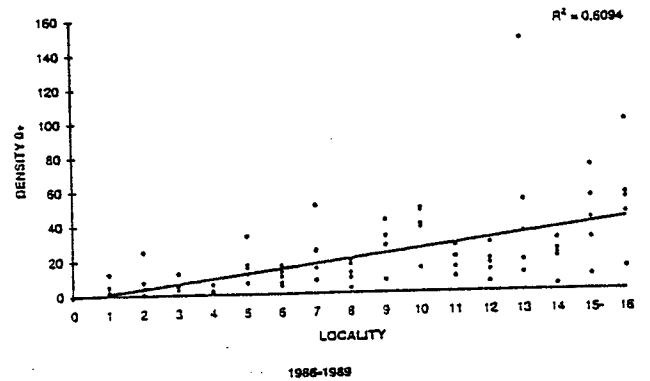
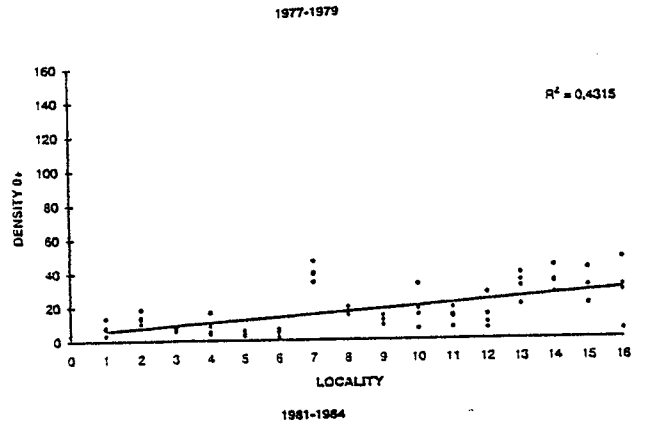


Fig. 6. Beregnet tetthet av årsunger (0+) av laks og ørret på ulike lokaliteter i Suldalslågen i perioden 1977 til 1979, 1981 til 1984 og 1986 til 1990. Trukket linje angir trend i fordelingen.

De hurtige reduksjonene var mest fremtredende øverst i vassdraget. Det var også her virkningene på fisk var størst. Før Ulla-Førre utbyggingen (1977 til 1979) var det ingen statistisk signifikant forskjell i beregnet tetthet av årsunger (0+) funnet i den øverste og nederste del av Suldalslågen (Fig. 6). I perioden med hurtige reduksjoner i vannføring ble det funnet en ujevn fordeling av årsunger (0+) laks i elva (Fig. 6). De laveste tetthetene ble funnet øverst, mens det fant sted gradvis og statistisk signifikant økning i tetthet nedover elva. På den nederste delen var det på flere lokaliteter ingen signifikante endringer i tetthet.

Mye av årsaken til økning i beregnet mengde fisk etter 1986 ble tilskrevet at manøvreringen av Suldalslågen da ble gjennomført med større forsiktighet (maksimal nedtapping 3% pr. time). Målepunktet er nå flyttet opp til dammen, og variasjonene i vannføring styres av tilsiget fra restfeltet og ingen hurtige reduksjoner i vannføring finner sted. Etter 1986 har det fram til 1994 med unntak av 1989, se nedenfor, vært en gradvis økning i tetthet av årsunger (0+) (Fig. 5). Økningen i tetthet har funnet sted på hele elvestrekningen og det er nå ikke noen forskjell i tetthet mellom øverste og nederste del av elva (Fig. 6).

Den kraftige reduksjonen i tetthet i 1989 (se Fig. 5) ble tilskrevet et uhell med dammen, da en uforutsett stengning medførte hurtig tørrlegging av oppvekstområdene og stranding av fisk (Saltveit 1989b). En tilsvarende stengning av dammen fant sted i 1985. Dette kan også ha ført til stranding av fisk, men eventuelle skader på ungfisk ble kompensert for gjennom utsetting av yngel i 1986.

For 0+ laks er tetthetene i 1992 og 1993 de høyeste som noengang er beregnet i Suldalslågen og disse er signifikant høyere enn tidligere år. En kraftig reduksjon i bestandstettheten fant sted i 1994 og igjen i 1995. De tettheter som da beregnes er de laveste siden 1989. Det er nærliggende å tro at reduksjonen skyldes forhold i og nedenfor vassdraget som har påvirket

årsungebestanden av laks og ørret ulikt, idet en tilsvarende reduksjon i tetthet av ørret ikke fant sted. Et slikt forhold er ulik naturlig reproduksjon.

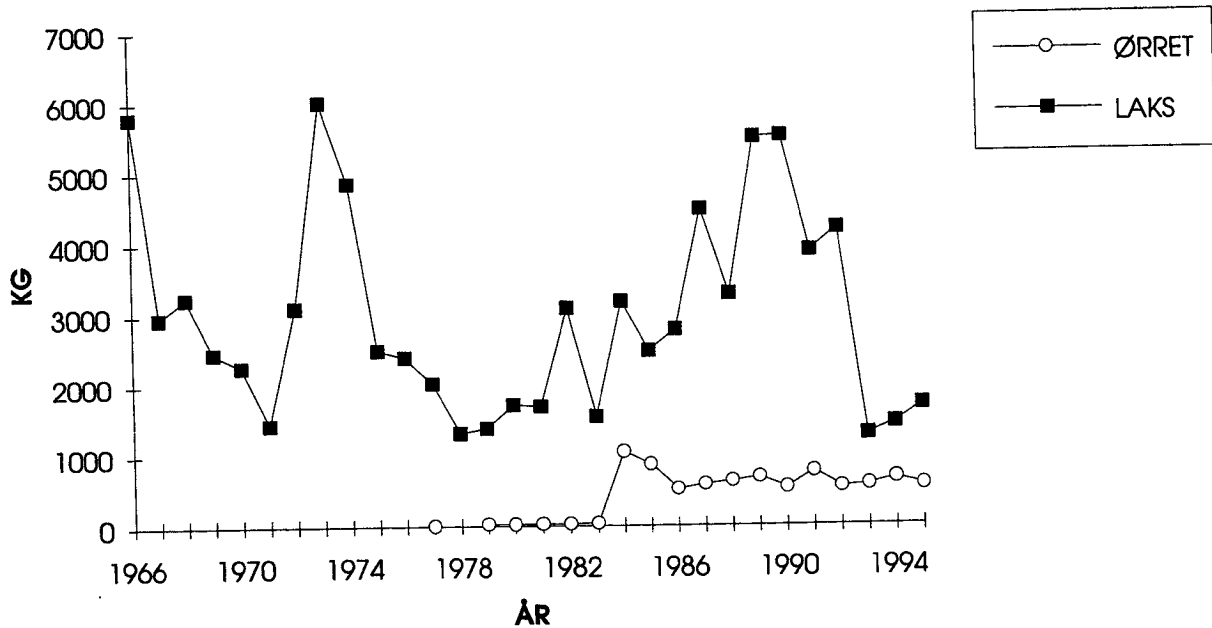


Fig. 7. Fangst av laks og sjørret i Suldalslågen etter 1966 (Kilde: Statistisk sentralbyrå og Suldal Elveeigarlag).

I år med lite innsig av gytefisk, vil både beskatning gjennom vanlig fiske og uttak av stamfisk, redusere antall gytefisk i elva. Slike år var 1993 og 1994 (se Fig. 7). For 1993 ble antall gytefisk beregnet til å være mellom 52 og 73 fisk, mens antallet i 1994 beregnes til mellom 57 og 80. Antallet tidligere år var langt høyere (over 250) (Saltveit 1995). Beregningene er basert på at det er et samsvar mellom fangst og det som overlever for naturlig reproduksjon. Basert på fangst og telling av gytelaks i Lærdalselva beregnet Rosseland (1979) at et sted mellom 40 og 45% (eller kanskje færre) av den laksen som går opp i elva vil være tilbake for å gyte. Sættem (1995) fant at det var smålaks (< 3 kg) som i laksebestandene i Sogn og Fjordane hadde den høyeste fangstandelen. I gjennomsnitt ble 83% av den samlede oppgangen av denne gruppen fanget i løpet av fiskesesongen. For laks større enn 3 kg var fangstandelen 50%. Tellinger av gytefisk i 1995 viser at det er et tilnærmet 1:1 forhold mellom fangst og gytelaks i Suldalslågen (Sægrov, pers.medd.). Det er også et

relativt godt samsvar mellom fangst av laks i elva, både total antall kg og antall hunnfisk større enn 5 kg, og tetthet av årsunger (0+) påfølgende år (Fig. 8). Før stamfiske beregnes antall hunnfisk > 5 kg i Suldalslågen i 1993, 1994 og 1995 henholdsvis 102, 114 og 128 (Sægrov, pers.medd.). I 1990, 1991 og 1992 var til sammenligning antallet 457, 323 og 323.

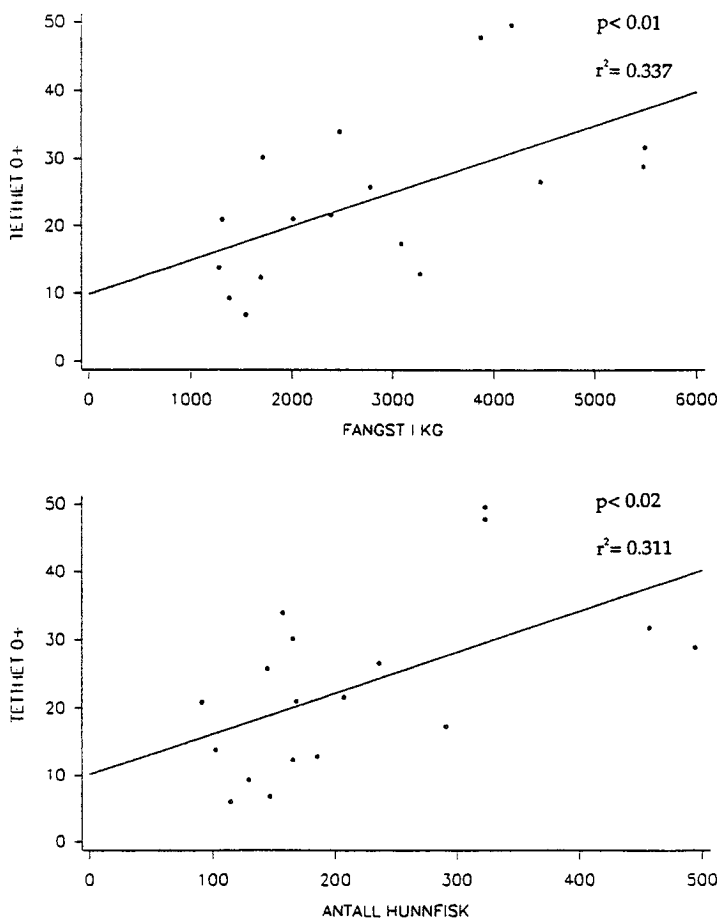


Fig. 8. Forholdet mellom total fangst av laks (antall kg), antall hunnfisk av laks større enn 5 kg og beregnet tetthet av årsunger (0+) laks i Suldalslågen påfølgende år.

Årsakene til mangel på gytefisk er vurdert av Sægrov (1996). Han konkluderer med at disse ligger utenfor elva, og nevner endringer i sjøtemperatur, lakselus og fangst i havet (illegalt fiske).

Basert på en vurdering av tetthetsestimatene for årsunger (0+ av laks og ørret), synes Ulla-Førre utbyggingen ikke å ha ført til negative endringer hva angår naturlig rekruttering. Økt tetthet av årsunger har imidlertid ikke gitt høyere tetthet av eldre laks- eller ørretunger, men bestanden av eldre fisk er på et nivå som før utbyggingen. Dette kan indikere begrensede muligheter for fisk til å overleve enten første vinter eller påfølgende vår/sommer (beregningene foretas på høsten). Mengden årsunger synes å spille liten rolle for mengden eldre fisk påfølgende år, så sant tettheten ikke når de nivåer som ble beregnet i 1994 og 1995. Selv om beregningene er foretatt på de områdene som ligger nærmest land, er de samme områdene alltid undersøkt ved tilnærmet samme vannføring. Imidlertid observeres svært lite presmolt ute i elva (Heggenes og Dokk 1995).

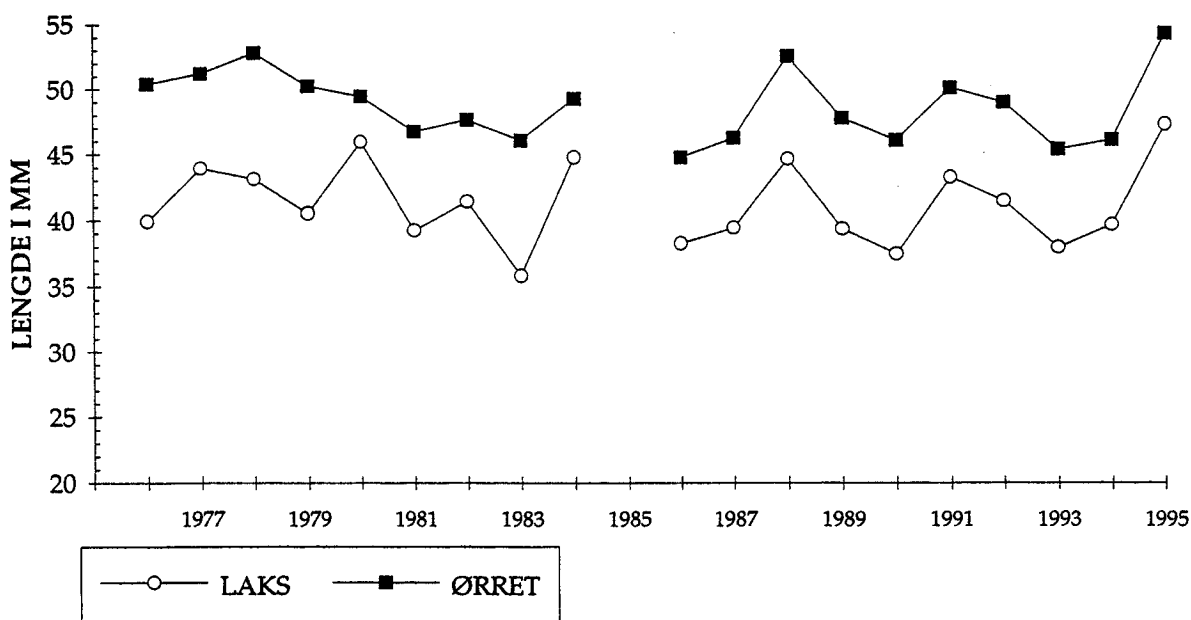


Fig. 9. Gjennomsnittslengde av årsunger hos laks og ørret om høsten i perioden 1976 til 1995 i Suldaalslågen.

Vekst.

Sammenlignet med andre elver må veksten til laks- og ørretunger i Suldaalslågen karakteriseres som relativt dårlig. Det er i perioden 1976 til 1995 funnet store variasjoner i gjennomsnittslengde hos årsunger (Fig. 9). For 0+ laks varierer gjennomsnittslengde mellom 35.8 mm (1983) og 47.5 mm (1995), mens den for

ørret er mellom 44.7 mm (1986) og 54.2 mm (1995). Gjennomsnittslengde beregnet for 0+ laks og ørret i 1995 er den statistisk signifikant høyeste som er beregnet for begge arter i Suldalslågen siden undersøkelsene startet i 1976.

Suldalslågen er en sommerkald elv og temperaturforholdene synes å være en begrensende faktor for fiskevekst. Både for laks og ørret er det funnet en svært god korrelasjon mellom antall døgngreder i Suldalslågen og oppnådd gjennomsnittslengde etter første vekstsesong (se Fig. 10) (Saltveit 1995).

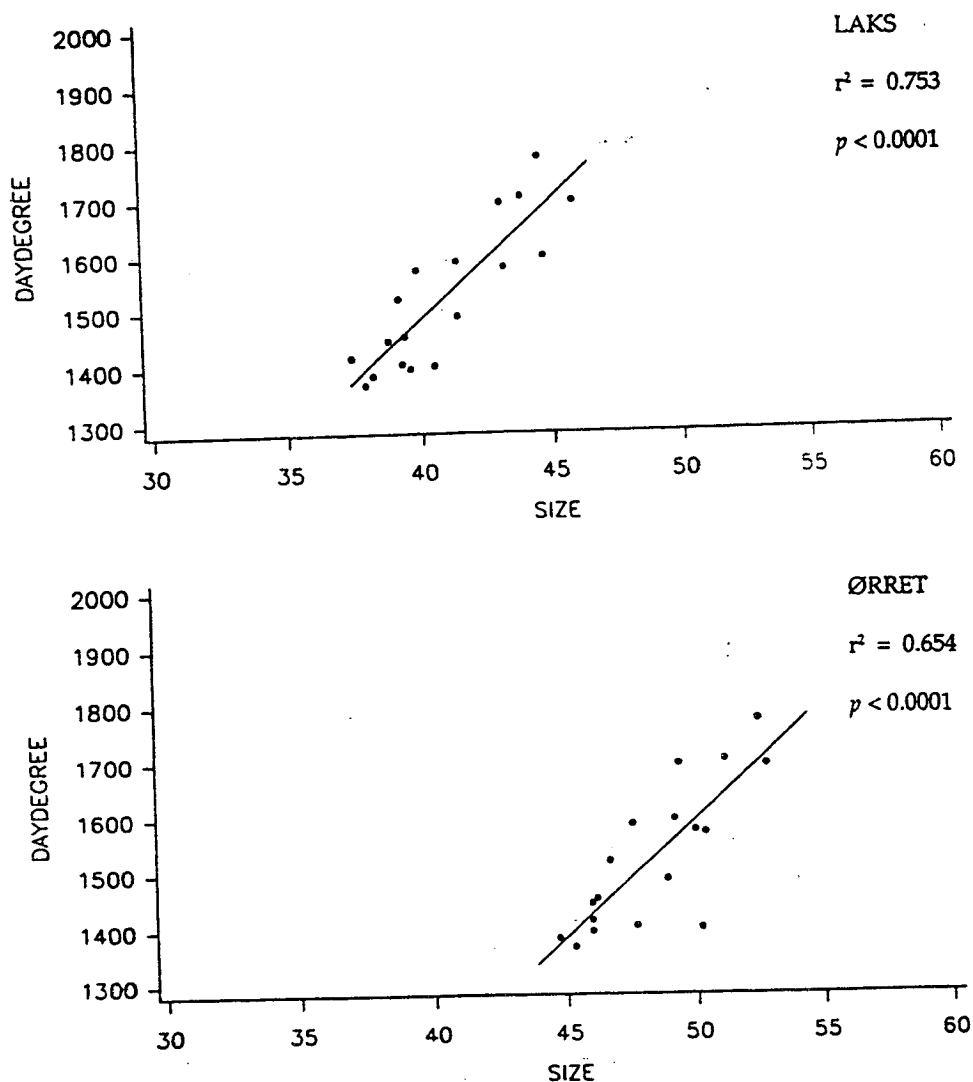


Fig. 10. Forholdet mellom gjennomsnittslengde hos årsunger (0+) av laks og ørret i Suldalslågen og temperatur (døgngreder), basert på data for perioden 1976 til 1994.

I 1983 ble det hos laks funnet en gjennomsnittslengde som var langt lavere enn det som var forventet ut fra temperaturforholdene i elva det året (se Fig. 9). Året før inntraff en større utrasning i Sandsavatn som medførte en kraftig tilslamming i Suldalsvatn og Suldalslågen (Skulberg og Kotai 1984). Dårlig vekst ble relatert til at næringsgrunnlaget og forhold for opptak av næring, var påvirket (Saltveit 1986, Saltveit 1991a). Driv av zooplankton ut av Suldalsvatn var svært lavt (Fig. 11) (Saltveit 1991a). Laks, som er svært avhengig av zooplankton som føde (Lillehammer og Saltveit 1979), ble mer påvirket enn ørret.

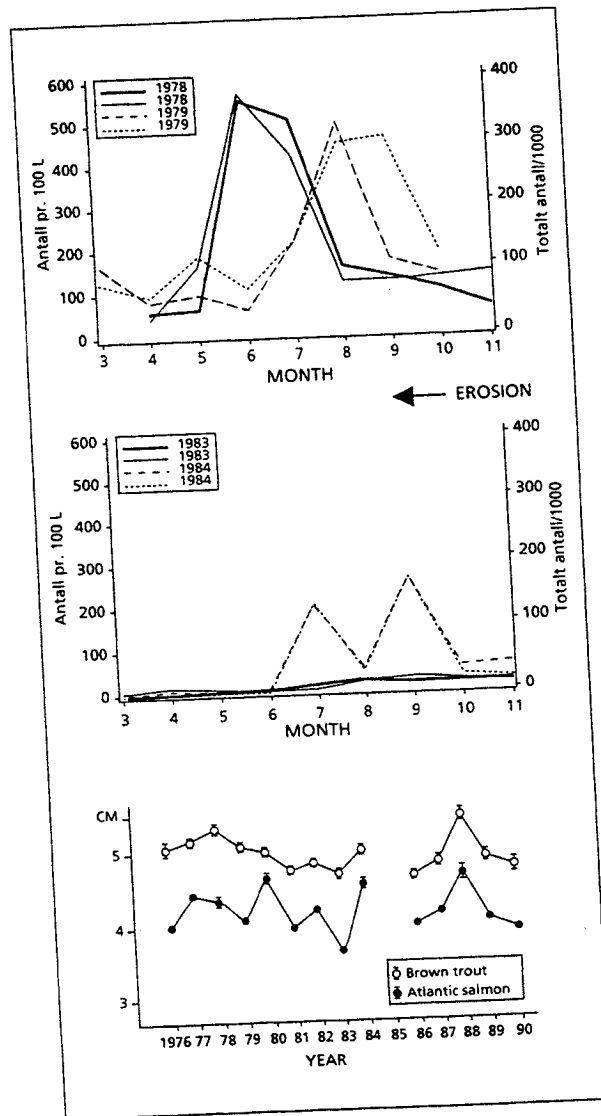


Fig. 11. Erosjonseffekt på driv av zooplankton ut av Suldalsvatn og tilvekst hos årsunger (0+) av laks og ørret i Suldalslågen.

Studier på utvandring av smolt fra Suldalslågen foreligger bare fra 1993, 1994 og 1995. Resultater fra de to første årene er publisert av Pethon og Lillehammer (1995). Undersøkelse på smolt dekker ikke uregulert tilstand og bare et år med vannføring som fulgte prøvereglementet gitt i 1990.

Resultatene fra 1993 er relativt begrenset. Dette fordi fella først ble satt ut 21. april og fordi den ikke sto ute kontinuerlig. De første smolt ble fanget 22. april og var knyttet til en relativt beskjeden økning i vannføring (ca. 25-30 m³/s) (Fig. 12). De neste, men relativt store fangstene skjer i perioden 26. april til 2. mai ved relativt beskjeden vannføring, mellom 40 og 50 m³/s. Fella tas opp og det foreligger derfor ingen informasjon om utvandring knyttet til økningen i vannføring 3. mai. Senere sto fella bare ute enkelte døgn og den ble tatt opp 1. juni.

I 1994 sto fella ute i perioden 20. april til 8. juli, men ikke kontinuerlig. De første smolt ble fanget i forbindelse med økningen i vannføring i slutten av april, mens en større utvandring kom i midten av mai, da vannføring økte til ca. 50 m³/s (Fig. 12). Toppen ca. 10. juni består hovedsakelig av smolt fra utsatt fisk.

I 1995 vandret de første smolt ut av Suldalslågen på første flomtopp i slutten av april (Fig. 12). I begynnelsen av mai kom en ny økning i vannføring som førte til en relativt stor utvandring av smolt. Utover i mai og juni går det svært lite smolt. Vannføringsøkningen i slutten av juni medfører ny topp i utvandring av smolt, som inidlertid i hovedsak består av smolt fra utsatt fisk.

Resultater fra 1994 og 1995 indikerer at smolt fra utsatt fisk går senere enn villsmolt.

Tidspunktet smolten vandrer ut i sjøen har meget stor betydning for overlevelsen. I Imsa er det optimale tidspunkt i mai. Av utsatt smolt (fòret opp på Ims) overlevde best de som ble satt

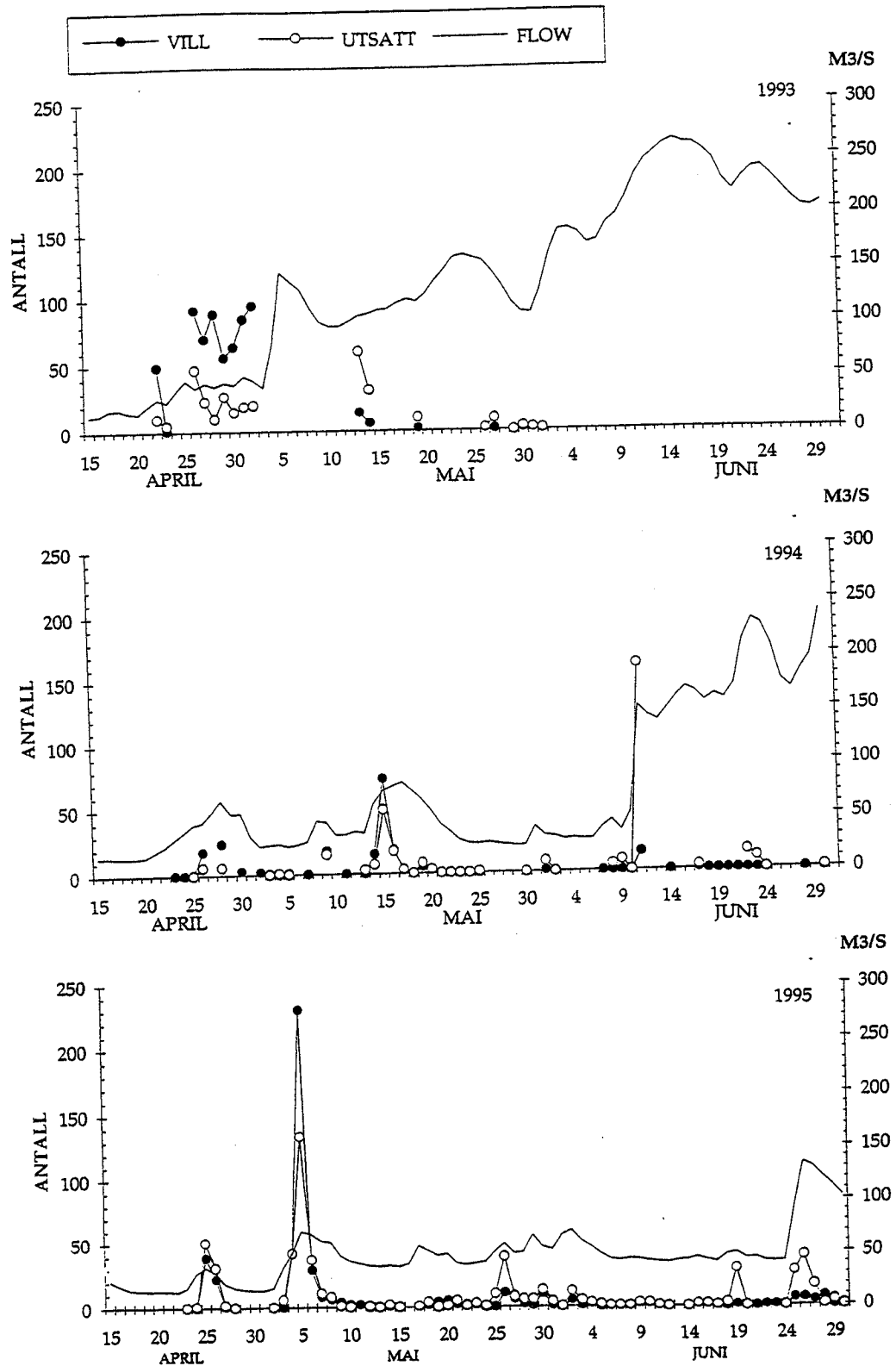


Fig. 12. Utvandring av smolt fra Suldalslågen i 1993, 1994 og 1995 vist sammen med døgnmiddelvannføringer målt ved Tjølmane.

ut på den normale tiden for smoltutvandring. Fisk som ble satt ut senere på sommeren overlevde meget dårlig, selv om de var større (Hansen og Jonsson 1989). Forsøkene gjort på Ims støtter hypotesen om at det er et kort smoltutvandringstidsrom om våren/forsommeren som gradvis lukkes utover sommeren (Hansen 1994).

Størrelsen på smoltproduksjonen i Suldalslågen er svært vanskelig å beregne. Ulike beregningsmåter gir store variasjoner i antall. Det er imidlertid rimelig å anta at smoltproduksjonen ikke har endret seg etter utbyggingen. Dette er basert på at det ikke har skjedd endringer i tettheten av årsunger som kan tilbakeføres til reguleringen, og at tettheten av fisk i aldersgruppene 1-3 år viser liten variasjon.

BUNNDYR.

De første undersøkelser av bunndyr i Suldalslågen ble utført i 1961, 1962 og 1964 (Lillehammer 1964, 1966). Undersøkelser knyttet til Ulla-Førre utbyggingen ble utført i 1978 og 1979 (før regulering), og etter utbyggingen i 1983, 1984, 1986, 1987 og 1994.

På strømmende vann var evertebratfaunaen i Suldalslågen før reguleringene dominert av insekter, og disse utgjorde hele 99% av antallet (Lillehammer 1974). I biomassevekt var faunaen dominert av vårfluer, stankelbein og steinfluer. Bunndyr som ernærer seg av materiale tilført elva fra land, blader etc. (allokton materiale) dominerte (70%) før reguleringene.

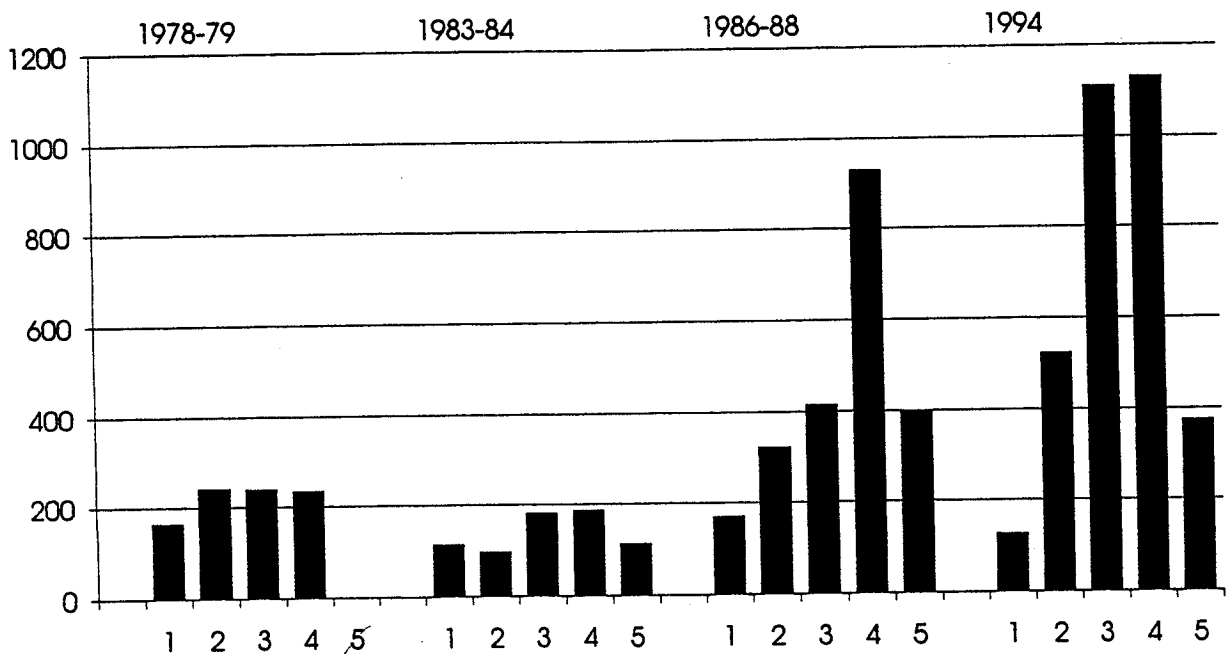


Fig. 13. Gjennomsnittlig totalt antall bunndyr pr. roteprøve for hver enkelt stasjon i hver av de fire undersøkelsesperiodene. Stasjoner er angitt på Fig. 1.

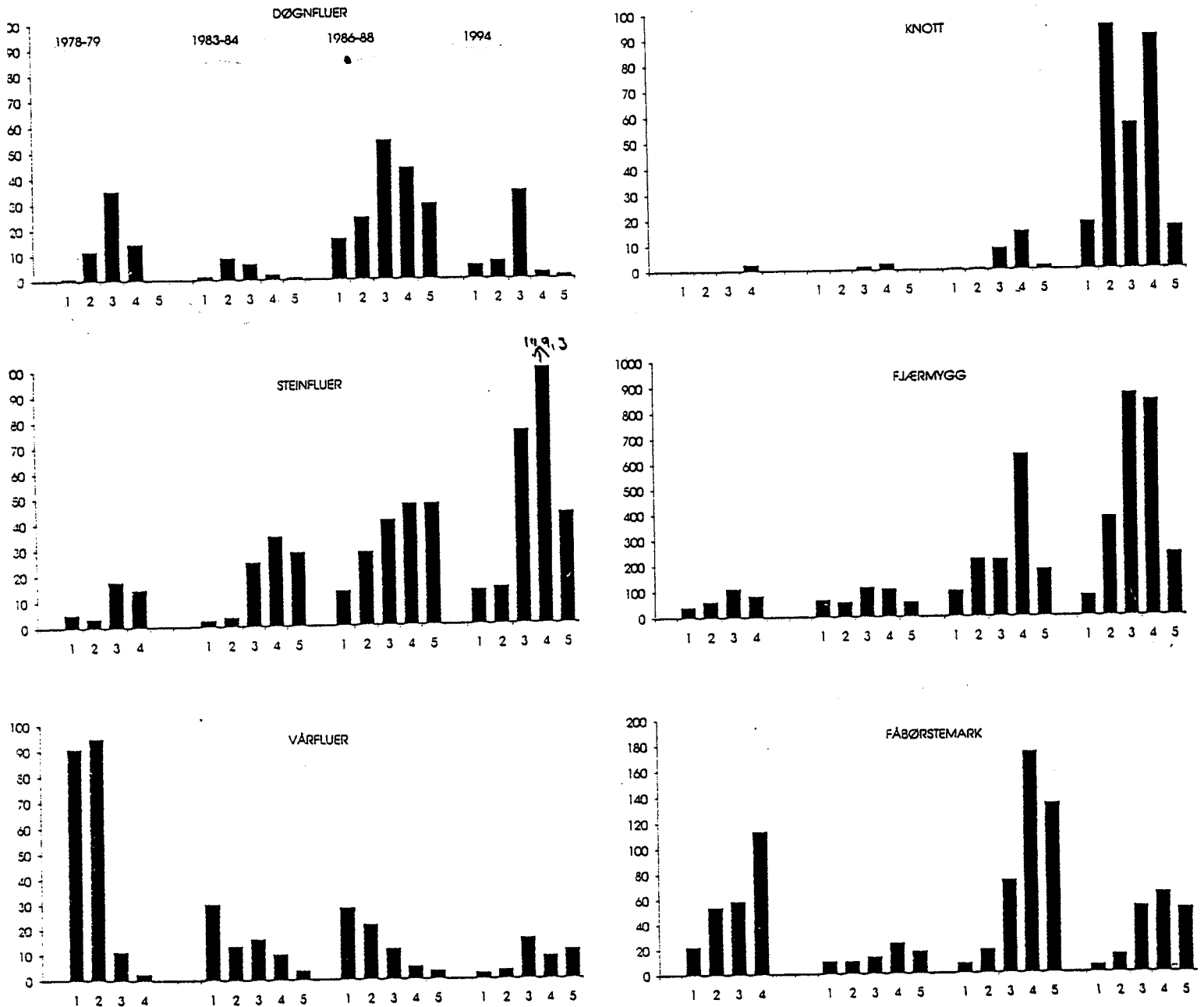


Fig. 14. Antall (gjennomsnitt pr. sparkeprøve) av de seks viktigste bunndyrgruppene i Suldalslågen før Ulla-Førre utbyggingen (1978 og 1979) og etter reguleringen (øvrige år). Stasjonene er vist på Fig. 1.

Før Ulla-Førre utbyggingen, d.v.s. i perioden 1978-79 lå gjennomsnitt antallet av bunndyr på rundt 230 dyr pr. prøve, unntatt st. 1 der antallet var litt lavere (Fig. 13). Kort tid etter reguleringen, i 1983-84 var antallet noe lavere, omlag 100 dyr pr. prøve, unntatt st. 3 og 4 som hadde i underkant av 200 dyr.

Senere (1986-88 og i 1994) var antallet bunndyr betydelig høyere bortsett fra på st. 1. I 1994 var tendensen den samme, men antallet på st. 3 og 4 lå nå i overkant av 1100 dyr (Fig. 13).

Fjærmygg, steinfluer og vårfluer utgjorde antallsmessig mer enn 70% av evertebrater i Suldalslågen i 1961 og 1962 (d.v.s. før reguleringen) (Lillehammer 1974). Dette er også tilfelle nå (Fig. 14). Imidlertid har fjærmygglarver økt sin andel etter 1980. Gruppen utgjør nå på de fleste lokaliteter mer enn 50% av faunaen og fra 1983-84 fram til 1994 var fjærmygg i gjennomsnitt den dominerende gruppa på alle stasjonene (Fig. 14). På st. 3 og 4 nådde gjennomsnitt antallet av fjærmygg pr. prøve opp mot 800 til 900 individer i 1994 (Fig. 14). Dette var mer enn 70% av faunaen.

Steinfluene utgjorde i gjennomsnitt sjelden mer enn 15% av faunaen, mens gruppen viste en stigende tendens i individantall fra 1978-79 til 1994. Dette var spesielt tydelig på st. 3 og 4. Individantallet økte også nedover i elva (Fig. 14).

Det er påvist 14 arter steinfluer i Suldalslågen. Den vanligste arten var som regel *Amphinemura borealis*. I 1983-84 utgjorde *A. borealis* mer enn 65% av steinfluene på alle stasjonene. Senere avtok innslaget av *A. borealis* endel. En annen vanlig art var *Amphinemura sulcicollis*. Arten *Diura nanseni* er en viktig art på grunn av størrelsen. Den var hele tiden vanlig på alle stasjonene, gjennomsnittlig andel av steinfluene var 2-38%.

Vårfluer var et dominerende faunaelement før utbyggingen, spesielt øverst i elva, men både individantallet og andelen har avtatt. Individantallet er nå svært lavt, og andelen svært liten.

Vårfluematerialet fra de tre første innsamlingsperiodene er ikke artsbestemt. I 1994 ble det påvist 10 arter. Den mest vanlige arten var *Rhyacophila nubila* som ble funnet på alle stasjonene gjennom året. På de tre nedre stasjonene var den husbyggende *Apatania* sp. vanlig vår og senhøst.

Individantallet og andelen av døgnfluer avtok fra 1978-79 til 1983-84, for deretter å øke igjen i 1986-88 (Fig. 14). I 1994 var individantallet og andelen av døgnfluer igjen lavt. Generelt økte individantallet av døgnfluer pr. prøve fra st. 1 til st. 3, og avtok deretter ned mot st. 5 (Fig. 14). I 1983-84 var individantallet svært lavt (< 9), og de fleste ble funnet på st. 2 og 3. I 1986-88 var døgnfluene langt mer tallrike, spesielt på st. 3 med et gjennomsnittsansattall på 54 og med et maksimum på drøyt 200 individer pr. prøve (Fig. 14). I 1994 var mengden døgnfluer lavt, bortsett fra på st. 3 med et gjennomsnittsansattall på ca. 35 (maksimum 150) pr. prøve.

Det er påvist sju arter døgnfluer i Suldalslågen. Dominerende art er *Baetis rhodani*, men også *Ephemerella aurivillii* er tallrik.

Før 1994 var knott fåtallige i materialet, og utgjorde faunamessig en ubetydelig andel. I 1994 hadde imidlertid mengden knottlarver økt på samtlige stasjoner, med et gjennomsnittlig individantall på 85-95 pr. prøve på st. 2 og 4 (Fig. 14).

Den viktigste gruppen av ikke insekter i Suldalslågen er fåbørstemark. Individantallet er relativt høyt, spesielt på de nederste lokalitetene, der de ved enkelte anledninger utgjør et betydelig fauna innslag. Imidlertid finner det sted en gradvis reduksjon i andelen fra 1978 til 1994 (Fig. 14).

REGULERINGSVIRKNINGER

Temperaturendringer

Temperaturforholdene i Suldalslågen er vurdert av Tvede (1992, 1995). Ved å sammenligne perioden 1973 til 1977 (før Ulla-Førre) med perioden 1980 til 1985 fant Tvede (1992) en temperaturnedgang i Suldalslågen om sommeren (mai-oktober) på 60 døgnggrader. En ytterligere nedgang på 55 døgnggrader ble beregnet for perioden 1986 til 1991.

Ved å sammenligne disse temperaturendringene med temperaturforholdene i de samme perioder i den uregulerte Etneelva, fant Tvede (1992) at bare endringene i perioden 1980-85 kan tillegges Ulla-Førre utbyggingen. Endringene etter 1985 skyldes vesentlig klimatiske endringer. Et unntak gjelder for september, hvor det ser ut som om kaldt magasin vann fra Blåsjø har bidratt til å senke temperaturen i Suldalslågen med 0.7 °C.

Lavere vannføringer på våren og forsommeren bidrar til å øke temperaturen i Suldalslågen (Tvede 1995), spesielt hvis værforholdene i tillegg er gode. Dette ga i 1994 en gevinst på 110 døgnggrader, mens gode værforhold ble beregnet til å kunne øke temperaturen ytterligere.

Endringene i vanntemperatur som følge av Ulla-Førre utbyggingen er derfor svært små. Endringen angitt av Tvede tilsvarer en reduksjon i temperatur pr. døgn på 0.3 °C.

Vannføringsendringer

Endringer i vannføring er beskrevet under innledning og i rapporter om hydrologiske forhold. Kortfattet medførte utbyggingen en reduksjon i vannføring til Suldalslågen vinter og sommer sett i forhold til Røldal-Suldal reguleringen. Etter 1985 forekommer hurtige reduksjoner i vannføringen, idet målepunktet for minstevannføring er flyttet til Stråpa. Vannføringen om

vinteren er nå imidlertid aldri lavere enn $12 \text{ m}^3/\text{s}$, noe som kunne forekomme i uregulert tilstand. Overgang fra lav vintervannføring til høy sommervannføring skjer 1. mai.

Surt vann

Ifølge Blakar (1996) har mye surt vann fra Blåsjømagasinet ført til en betydelig redusert alkanitet i Suldalsvatn. Videre har de uregulerte restfeltene fått større betydning for vannkvaliteten i Suldalslågen. Spesielt i perioden om vinteren når minstevannføringen er liten tilføres surere vann med mye aluminium.

Nevnte faktorer vil kunne ha konsekvenser for fiskevekst og tetthet.

BIOLOGISK RESPONS

Vekst

Endringene i vanntemperatur som følge av Ulla-Førre utbyggingen er svært små (Tvede 1992, 1995) (se ovenfor). Det kan heller ikke påvises statistisk signifikante endringer i vekst over tid hos årsunger (0+) av laks og ørret (Fig. 15).

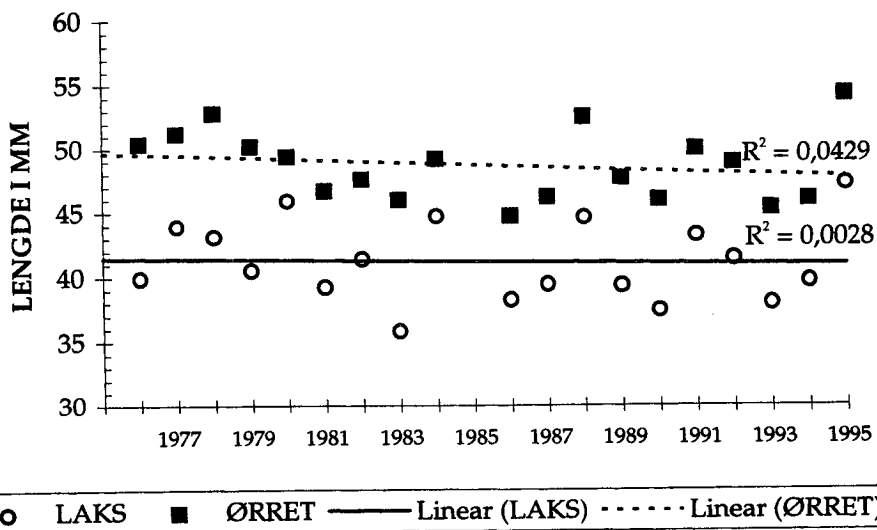


Fig. 15. Tendenskurver over tid for vekst hos årsunger (0+) av laks og ørret i Suldalslågen.

Tetthet

For perioden 1977 til 1995 er det ingen statistisk signifikante endringer i tetthet av laksunger, verken for årsunger (0+) eller eldre fisk (Fig. 16). Tettheten av eldre laksunger har i hele perioden vært meget stabil. Fram til 1993 var det imidlertid en statistisk signifikant ($p < 0.05$) økning i tetthet av 0+ laksunger (Fig. 16).

For ørret påvises en positiv tendens i tetthetsutviklingen fra 1977 fram til 1995 (Fig. 17). For årsunger er økningen i tetthet statistisk signifikant ($p < 0.02$). For eldre ørret er det en svak økning i tetthet fra 1977 fram til 1995. Denne tendensen er også statistisk signifikant ($p < 0.001$).

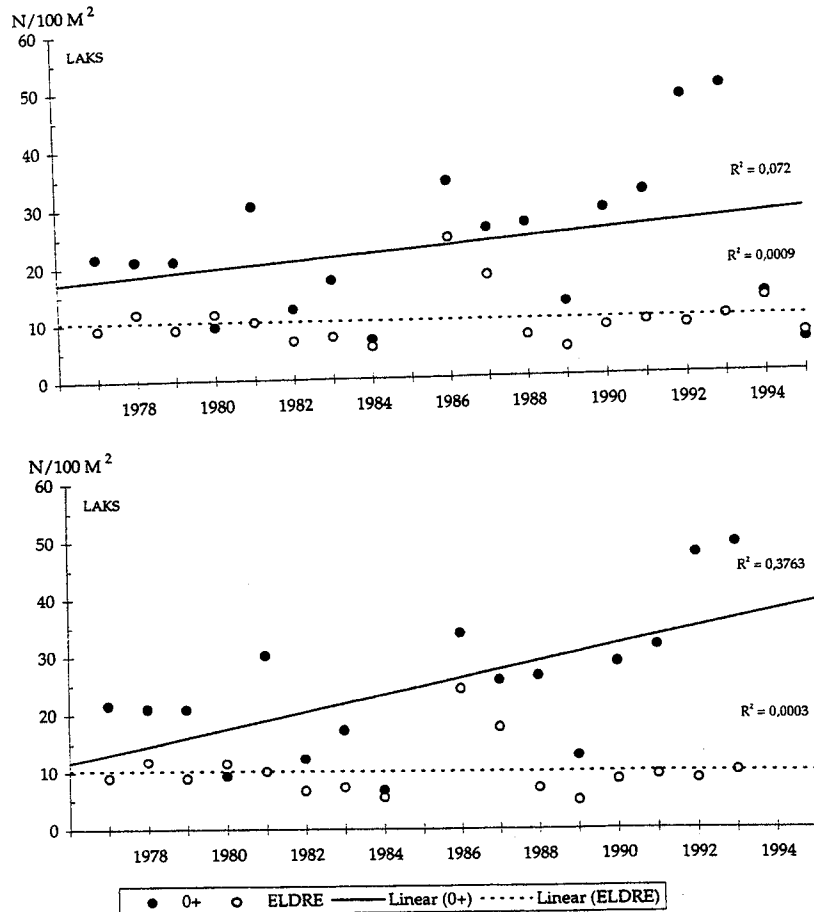


Fig. 16. Tendenskurve for tetthetsutvikling hos laks og ørret i Suldalslågen i perioden 1977 til 1995 (øverst) og i perioden 1977 til 1993 (nederst).

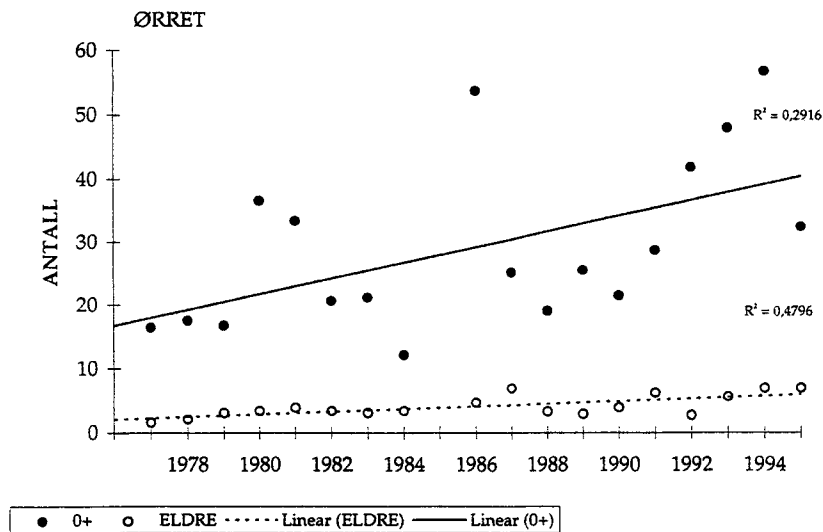


Fig. 17. Tendenskurve for tetthetsutvikling hos ørret i Suldalslågen i perioden 1977 til 1995.

Effekt av forsuring

De lave tetthetene av ungfisk av laks de senere år skyldes ikke surt vann, men er en følge av liten naturlig rekruttering. Tilsvarende nedgang i tetthet påvises ikke hos ørret.

Forsuringsfølsomme bunndyr finnes i Suldalslågen, og av døgnfluer dominerer de to mest forsuringsfølsomme artene *Baetis rhodani* og *Ephemera aurivillii* fullstendig. Basert på bunndyr er det utviklet en forsuringsindeks (Fjellheim og Raddum 1990). Brukes denne i Suldalslågen fremkommer indeksverdi 1.0 (se Fig. 18). Dette er beste verdi, se Fig. 18).

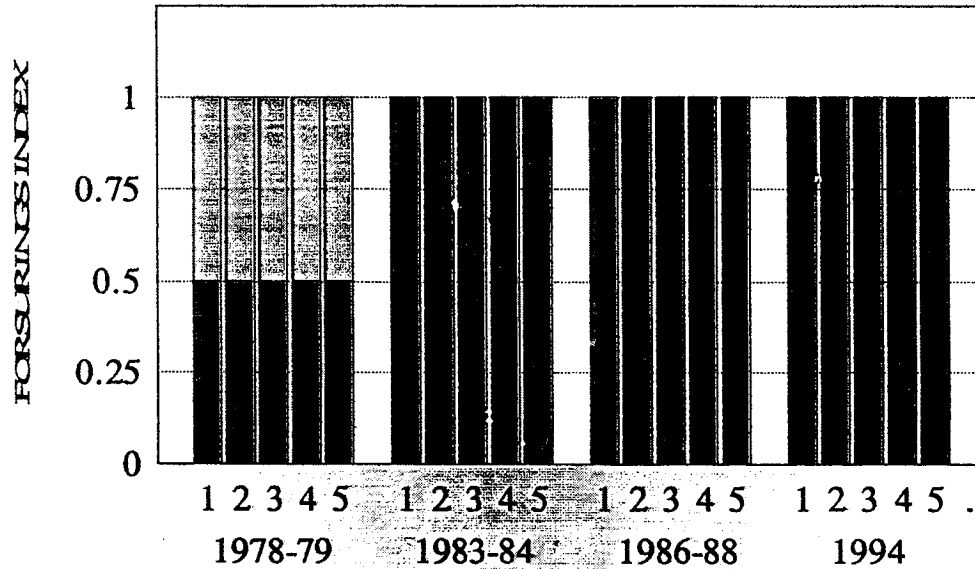


Fig. 18. Forsuringsindeks for Suldalslågen basert på bunndyr. Indeksforklaring: 1 = forekomst av dyr som forsvinner når pH er under 5.5. 0,5 = bare forekomst av dyr som forsvinner når pH er under 5.0. 0,25 = bare forekomst av dyr som forsvinner når pH er under 4.7. 0 = bare forekomst av dyr som tåler pH under 4.7.

Effekt av andre tiltak og endringer

Vannføringsøkning

I manøvreringsreglementet av juni 1990 er det bl.a. lagt opp til flere kortvarige vannføringsøkninger sensommer og høst, for å renske elva for uønsket begroing og som lokkeflom for anadrom fisk. I tillegg til dette økes vannføringen fra lav vintervannføring til høy sommervannføring 1. mai. Dette innebærer en økning fra ca. 10-15 m³/s i april til ca. 100-120 m³/s i mai. Vannet er i denne perioden svært kaldt.

Økningen i vannføring 1. mai påvirker ørretungene annerledes enn laksungene (Saltveit et al. 1995). Det aller meste av ørretungene tar til seg ekstern føde og er frittlevende når vannføringen øker 1. mai. Ørretyngel driver bare i en kort tidsperiode under vannføringsøkningen, og påvises ikke i drivet etter at vannføringen er stabilisert på sitt nye nivå. Ved små økninger i vannføringen (< 50 m³/s) ble ørret ikke påvist eller funnet i svært små mengder i drivet (1991, 1994 og 1995) (Fig. 19).

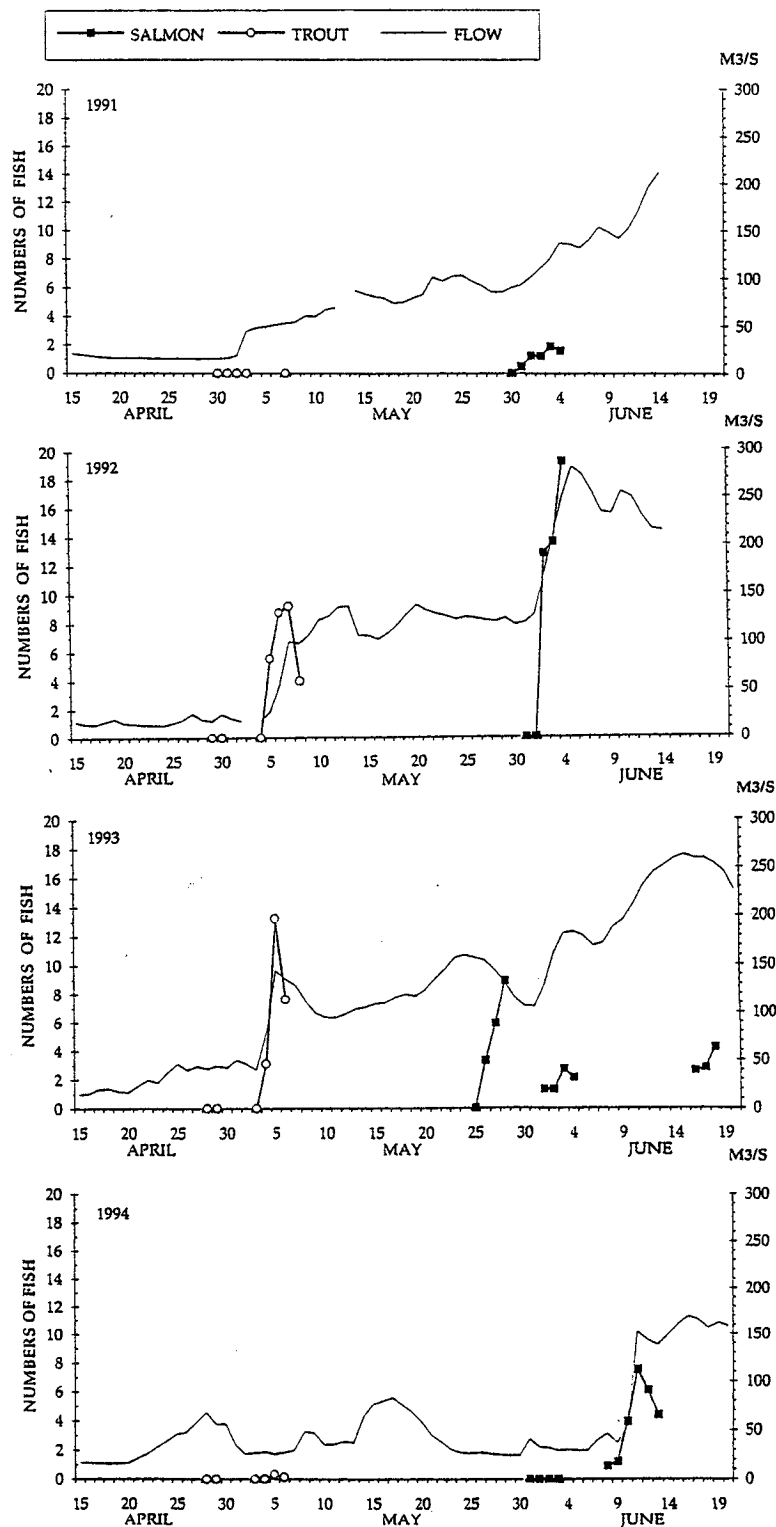


Fig. 19. Beregnet antall årsunger (0+) av ørret og laks pr. minutt driv i Suldalslågen i ulike perioder i mai og juni 1991 til 1994 vist sammen med kurver for vannføring (døgnmiddel) (delvis hentet fra Saltveit et al. 1995).

For laks er situasjonen annerledes enn hos ørret (Fig. 19). Gytingen til laks foregår på lav vintervannføring i desember-januar. Noe av klekkingen, og all migrasjon av laksunger opp fra grusen foregår i juni. All yngel av laks vil derfor normalt komme opp av grusen ute i elva ved høy vannføring. De vil være langt fra de mer strømsvake strandområdene og blir lett tatt av vannmassene når de prøver å kolonisere nye områder (Saltveit et al. 1995). Yngelen kommer opp av grusen om natta, noe som forklarer det mer intense drivet om natta (Saltveit et al. 1995). Laksunger ble bare funnet i drivet om dagen i en periode rundt 1. juni (i 1992 og 1993) og 10. juni (1994) når en ny kraftig økning i vannføring finner sted (Fig. 19). For laks betyr derfor størrelsen på vannføringen ved "swim up" mer enn selve økningen.

Driv av fiskeunger som følge av vannføringsøkning er trolig ikke et nytt fenomen i Suldalslågen. I uregulert tilstand hadde Suldalslågen også lav vintervannføring og en naturlig høy vårflom i mai og juni.

Av indirekte effekter av vannføringsøkningen på fisk kan nevnes reduksjon i vanntemperatur. Reduksjon i temperatur medfører dårligere vekstbetingelser, ikke bare for årsunger i den kritiske fasen etter plommesekkstadiet, men også for eldre fisk. Eldre fisk får en dårligere og senere start på vekstsesongen. For eldre fisk kan dette være kritisk og en faktor til økt dødelighet, som kan være med på å forklare til lave tettheter av eldre fisk, selv når tettheten av 0+ året før er høy.

Basert på resultatene fra 1992 og 1993 er det beregnet at tapet fra populasjonen da var mellom 75.000 og 100.000 laksunger pr. år, eller 6-11% av dødeligheten første leveår. I Suldalslågen synes bare en begrenset mengde årsunger av laks og ørret å overleve første vinter/vår (Saltveit 1995). Det vil derfor være verdifulle tiltak som kan øke denne overlevelse, men som samtidig kan redusere antall 0+ i drivet.

Utsetting av fisk

Fra 1982 fram til 1985 ble det bare satt ut smolt i Suldalslågen. Utsettingene i selve Suldalslågen tok til i 1985 og fortsatte i 1986 med utsetting av yngel (122.500). Senere er det bare satt startforet (4-6 cm) og ensomrig settefisk (8-10 cm), hvor sistnevnte gruppe nå dominerer i utsettingsmaterialet. Fisk ble ikke satt ut i selve Suldalslågen i 1987 og 1988, og i 1989, 1990 og 1991 var antallet relativt beskjedent sammenlignet med utsettingene i Suldalsvatn og i tilløpsbekkene. I 1992 ble 131.870 ensomrige laksunger (52% av all fisk satt ut i sidevassdraget) satt i selve Suldalslågen, mens det i 1993 ble satt ut 153.540 fisk (55% av utsettingene). I 1994 ble det satt ut 133.450 fisk (60%), mens alle ensomrige laksunger (163.375) ble satt ut i Suldalslågen i 1995.

Årsaken til de høye utsettingstallene for Suldalslågen er at mye av forutsetningene for utsetting av fisk andre steder i vassdraget er bortfalt. Det har vist seg at de opprinnelige utsettingslokaliteter er lite egnet. Sidebekkene til Suldalslågen ble av Lillehammer (1986) regnet som svært egnet for fisk og de deler av bekkene som er utilgjengelig for voksen laks ble beregnet å kunne produsere 5000 smolt. Tilsvarende smolttall ble angitt for Suldalsvatn.

Behovet for utsetting av fisk i Suldalslågen er vurdert basert på tetthetsestimat for ungfisk og offentlig fangststatistikk (Saltveit 1992). Basert på beregnet tetthet av fiskeunger, synes det ikke å være redusert naturlig reproduksjon i Suldalslågen som følge av reguleringen. Avkastningen av fisk har også økt de senere år (fram til 1993). Problemet for fiskeproduksjon i Suldalslågen synes å være liten overlevelse fra 0+ til presmolt. Kan ikke denne bedres gjennom andre og endring i manøvrering, er utsetting utenfor Suldalslågen, altså øke produksjonsarealet, eneste tiltak. All fisk satt i Suldalslågen de senere år er fettfinneklippet, og ikke satt ut der beregninger av fisketetthet foregår.

Undersøkelser på effekt av utsettingene på naturlig reproduksjon ble igangsatt i 1992 (Saltveit 1995b). Konklusjonen var at utsatt fisk ikke hadde effekt på tetthet av naturlig reprodusert fisk. Det var ingen predasjon fra utsatt fisk på naturlig reprodusert fisk.

LITTERATUR

- Blakar, I.A. 1996. Effekter av Ulla-Førre reguleringer på vannkvaliteten i Suldalsområdet. *Rapport til Skjønnsretten.*
- Bohlin, T. 1977. Habitat selection and inter cohort competition of juvenile sea-trout (*Salmo trutta*). *Oikos* 29: 112-117.
- Boussu, M.F. 1954. Relationship between trout populations and cover in a small stream. *J. Wild. Mgmt.* 18: 229-239.
- Bremnes, T. og Saltveit, S.J. 1993. Lakseforsterkningsprosjektet i Suldalslågen. Effekt av mose og algebegroing på bunndyr og fisk. *Rapp. Lakseforsterkningprosjektet i Suldal, 1*, 39 s.
- Fjellheim, A. og Raddum, G.G. 1990. Acid precipitation: Biological monitoring of streams and lakes. *The Science of the total Environment*, 96: 57-66.
- Hansen, L.P. 1994. Hva påvirker villaksens overlevelse i saltvann. s. 5-14. I: A. Erlandsen (Red.) *Fiskesymposiet 1994.* ENFO-Publ. 26.
- Hansen, L.P. og Jonsson, B. 1989. Salmon ranching experiments in the River Imsa: Effect of timing of Atlantic salmon (*Salmo salar*) smolt migration on survival to adults. *Aquaculture* 82: 367-373.
- Heggberget, T.G. 1988. Timing of spawning in Norwegian Atlantic salmon (*Salmo salar*). *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 45: 845-849.

- Heggenes, J. 1988. Physical habitat selection by brown trout (*Salmo trutta*) in riverine systems. *Nord. J. Freshw. Res.* 64: 74-90.
- Heggenes, J. 1990. Habitat utilization and preferences in juvenile Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) in streams. *Regulated Rivers* 5: 341-354.
- Heggenes, J. og Traaen, T. 1988a. Downstream migration and critical water velocities in stream channels for fry of four salmonid species. *J. Fish. Biol.* 32: 717-728.
- Heggenes, J. og Borgstrøm, R. 1991. Effect of habitat types on survival, spatial distribution and production of an allopatric cohort of Atlantic salmon, *Salmo salar* L., under conditions of low competition. *J. Fish. Biol.* 38: 267-280.
- Heggenes J. og Saltveit, S.J. 1990. Seasonal and spatial microhabitat selection and segregation in young Atlantic salmon (*Salmo salar*) and brown trout (*S. trutta*) in a Norwegian river. *J. Fish. Biol.*
- Heggenes, J. og Dokk, J.G. 1995. Habitatvalg til laks- og ørretunger i Suldalslågen. Modellerte konsekvenser av ulike vannføringer. *Rapp. Lakseforsterkningsprosjektet i Suldalslågen*, 9, 55 s.
- Hermansen, H. og Krog, C. 1984. Influence of physical factors on density of stocked brown trout (*Salmo trutta fario* L.) in a Danish lowland stream. *Fish. Mgmt.* 15: 107-115.
- Johansen, S. 1995. Mose og algebegroing. Flompåvirkning og gjengroing etter rensking. *Rapp. 15, Lakseforsterkningsprosjektet i Suldalslågen*, 74 s.

- Karlstrøm, Ø. 1977. Habitat selection and population densities of salmon (*Salmo salar* L.) and trout (*S. trutta*) parr in Swedish rivers with some reference to human activities. *Acta Universitatis Upsaliensis* 404. 12 pp.
- Lillehammer, A. 1964. Bunn- og drivfaunaen, dens betydning som føde for yngel av laks og ørret i Suldalslågen og Storelva. Hovedfagsoppgave ved Universitetet i Oslo. 75 s.
- Lillehammer, A. 1966. Bottom fauna investigations in a Norwegian river. The influence of ecological factors. *Nytt Mag. Zool.* 13: 10-29.
- Lillehammer, A. 1973a. An investigation of food of one to four month old salmon fry (*Salmo salar* L.) in the river Suldalslågen, West Norway. *Norw. J. Zool.* 21: 17-24.
- Lillehammer, A. 1973b. Notes on the Feeding Relationship of Trout (*Salmo salar* L.). *Norw. J. Zool.* 21: 25-28.
- Lillehammer, A. 1974. Studier av laks og ørretyngelens forflytning over elvebunnen og evertebratfaunaen i temporært oversvømte områder. *Fauna* 27: 69-73.
- Lillehammer, A. 1984. Ecology of the Suldalslågen river in Western Norway, before its regulation. *Fauna norv. Ser. A5:* 22-30.
- Lillehammer, A. 1986a. Ulla/Førre reguleringens innvirkning på yngelproduksjonen i Suldalslågen og tiltak for å øke den naturlige smoltproduksjonen i vassdraget. *Rapp. Zool. Mus. AL 1986* 1. 18 s.
- Lillehammer, A. og Saltveit, S.J. 1979. Stream regulation in Norway, p. 201-213 In: Stanford, J.A. and Ward, J.V. (eds.). *The Ecology of Regulated Streams*. Plenum Press, New York.

- Milner, N.J., Scullion, J., Carling, P.A. og Crisp, D.T. 1981. The effects of discharge on sediment dynamics and consequent effects on invertebrates and salmonids in upland rivers. *Ad. Appl. Biol.* 6: 153-220.
- Rosseland, L. 1979. Erfaring fra smoltutsettinger i regulerte vassdrag. s. 243-263. I: Gunnerød, T.B. og Mellqvist, P. (Red.). Vassdragsregulerings biologiske virkninger i magasin og lakseelver. NVE og Dir. for vilt og ferskvannsfisk.
- Rørslett, B., Johansen, S.W. og Blakar, I.A. 1989. Biologiske effekter i Suldalsvassdraget for Ulla-Førre utbyggingen. Problemidentifisering og tiltak. *NIVA-rapport 0-88050*. 72 s.
- Rørslett, B. og Skulberg, O.M. 1975. Høyere vegetasjon og vassdragsregulering i Suldalslågen. *NIVA-rapport 0-181/77*, 16 s.
- Saltveit, S.J. 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. *Rapp. Lab. ferskv. Økol. Innlandsfiske, Oslo, 85*, 68 s.
- Saltveit, S.J. 1989a. Fiskeribiologiske undersøkelser i Suldalslågen, Rogaland. II: Lengdefordeling, vekst og tetthet av laks- og ørretunger i 1986, 1987 og 1988. *Rapp. Lab. Ferskv. Økol. Innlandsfiske, Oslo, 113*, 35 s.
- Saltveit, S.J. 1989b. Lengdefordeling, vekst og tetthet av laks- og ørretunger i Suldalslågen, Rogaland i 1989. *Notat Lab. Ferskv. Økol. Innlandsfiske, 5-1989*, 15 s.

- Saltveit, S.J. 1990. Studies on juvenile fish in large rivers. s. 109-114. In: Cowx, I.G. (Ed.). *Developments in Electric Fishing*. Fishing News Books, Oxford.
- Saltveit, S.J. 1991. Lengdefordeling, vekst og tetthet av laks- og ørretunger i Suldalslågen, Rogaland i 1990. Notat Lab. Ferskv. Økol. Innlandsfiske, 1-1991, 14 s.
- Saltveit, S.J. 1992. En vurdering av fiskeutsetting i Suldalslågen. Notat Lab. Ferskv. Økol. Innlandsfiske, Oslo, 4-1992. 11 s.
- Saltveit, S.J. 1995a. Overvåking av ungfiskbestanden i Suldalslågen. Tetthetsutvikling og vekst hos laks- og ørretunger. Rapp. Lakseforsterkningsprosjektet i Suldal, 16, 33 s.
- Saltveit, S.J. 1995b. Tetthet, vekst og bestandsutvikling og overlevelse hos utsatt laks i Suldalslågen. Rapp. Lakseforsterkningsprosjektet i Suldal, 18, 29 s.
- Saltveit, S.J., Bremnes, T. og Lindås, O.R. 1995. Effect and sudden increase in discharge in a large river on newly emerged Atlantic salmon (*Salmo salar*) and brown trout (*Salmo trutta*) fry. *Ecology of Freshwater Fish 1995*; 4: 168-174.
- Skulberg, O.M. 1981. Foreløpige observasjoner av begroingsforhold i Suldalslågen 1981. Ulla-Førre reguleringssskjønn. Norsk institutt for vannforskning, rapport 0-80114, 16 pp.
- Skulberg, O.M. 1986. Ulla-Førre reguleringssskjønn. Sakkyndig uttalelse om begroingsforhold og vannkvalitet i Suldalslågen. Norsk institutt for vannforskning, rapport 0-80114, 59 pp.
- Skulberg, O.M. 1987. Suldalslågen 1986. Norsk institutt for vannforskning, notat 2+8 pp.

- Skulberg, O.M. og Kotai, J. 1984. Undersøkelse av partikkelforurensning i Suldalslågen 1981-1983. Norsk institutt for vannforskning, rapport 0-82070, 75 pp.
- Sægrov, H. 1996. Skjønn Ulla-Førre. Fiskeribiologisk uttale. Laksen og laksefisket i Suldalslågen. *Rapport til Skjønnsretten.*
- Sægrov, H. og Kålås, S. 1996. Gytelaks og gyting i Suldalslågen i 1995/96. *Rapp. Lakseforsterkningsprosjektet i Suldalslågen* (i trykk).
- Sættem, L.M. 1995. Gytebestander av laks og sjøaure. En sammenstilling av registreringer fra ti vassdrag i Sogn og Fjordane fra 1960-94. *Utredning for DN 1995-7.* 107 s.
- Tvede, A.M. 1992. Vanntemperaturforhold i Suldalslågen, Suldalsvatn og Blåsjø 1986-1991. *Rapport NVE, Ø4 1992,* 50 s. + vedlegg.
- Tvede, A.M. 1995. Vanntemperaturer i Suldalslågen. Forhold mellom vanntemperatur, vannføring og værforhold i perioden 15. april-15. juni. *Rapp. Lakseforsterkningsprosjektet i Suldalslågen, 6,* 16 s.
- Wesche, T.A., Goertler, C.M. og Frye, C.B. 1985. Importance and evaluation of instream and riparian cover in smaller trout streams. In: *Riparian ecosystems and their management: Reconciling conflicting uses,* Ft. Collins, CO, USA, pp. 325-328.
- Zipin, C. 1958. The removal method of population estimation. *J. Wildl. Mgmt.* 22: 82-90.