Larvik kommune

Sjøørret i Numedalslågens sidevassdrag i Larvik og Lardal kommune.

Del I:
En undersøkelse av utbredelse, bestandssituasjon og trusler

Ingar Aasestad

2001

RAPPORT FRA LARVIK KOMMUNE

Utførende institusjon:	Dato:	Antall sider:	ISBN-nummer
Larvik kommune i samarbeid med Lardal kommune	1.4 2001	41	82-7980-004-2
Prosjektansvarlig: Jon Østgård, Miljøvernsjef Larvik	**Kontaktperson:** Jon Østgård, Miljøvernsjef Larvik		
Forfatter: Ingar Aasestad			

Rapportens tittel:

Sjøørreten i Numedalslågens sidevassdrag
Larvik og Lardal kommune.
Del I: En undersøkelse av utbredelse, bestandssituasjon og trusler.

Sammendrag:
Formålet med prosjektet «Sjøørret i sidevassdrag til Lågen - Forekomst og habitatsituasjon», har vært å skaffe mer eksakt kunnskap om sjøørretens gyte- og oppvekstområder og habitatforhold i sideelver og bekker til Numedals-lågen i Larvik og Lardal kommuner i Vestfold.

Datainnsamlingen er foregått gjennom intervju av kjentmenn, befaring og fiske med elektrisk fiskeapparat.

Undersøkelsene har vist at total sjøørretførende strekning i Lågens sideelver i Larvik og Lardal kommuner er 73,5 km hvorav 47,8 km i Larvik og 27,5 km i Lardal. Ytterligere 13,5 km var sjøørretførende tidligere - hovedsakelig i Larvik. Nedgangen skyldes forurensning, bekkelukking og menneskeskapte oppgangshinder.

Generelt var yngeltettheten høy i de undersøkte bekkene. Tettheten var størst i områder med et lag av grus over stabil leirbunn og som tydelig hadde grunnvannstilførsel. Gytefisken hadde en gjennomsnittslengde på 41cm. Dette ligger i samme størrelsesorden som andre undersøkte bekker og elver i Oslofjordsområdet.

4 Emneord:	4 Subjekt words
Sjøørret (Salmo trutta)	Sea trout (Salmo trutta)
Gytevassdrag	Maiting streams
Habitat	Habitat
Trusselfaktorer	Factors of threats

Forord

Sjøørret er en betydelig biologisk ressurs med stor rekreasjonsverdi for en stor del av landets befolkning. Likevel har den ikke på langt nær blitt tillagt samme vekt som laks innen forskning og forvaltning.

I 1994 ble det utarbeidet en utredning for Direktoratet for naturforvaltning om forvaltning av sjøørret og sjørøye (DN 1994). Denne la grunnlaget for «Forvaltningsplan for sjøørret på Skagerakkysten og i Oslofjorden» (Matzow & Lund 1996). Her blir kommunenes forvaltningsansvar i medhold av den nye Lakse- og innlandsfiskeloven av 15. mai 1992 påpekt. På grunn av manglende kompetanse, ressurser og myndighet har den kommunale medvirkningen i den offentlige fiskeforvaltningen foreløpig vært liten. Larvik og Lardal kommuner blir imidlertid listet opp blant unntakene. Det skyldes blant annet deres initiativ til denne undersøkelsen.

Formålet med dette prosjektet «Sjøørret i sidevassdrag til Lågen - Forekomst og habitatsituasjon», er å skaffe mer eksakt kunnskap om sjøørretens gyte- og oppvekstområder og habitatforhold. Dette vil forhåpentligvis utgjøre viktig grunnlagsmateriale i den praktiske forvaltningen.

Den faglige gjennomføringen av prosjektet har vært todelt:

1. En registrering av status (habitatkvaliteter, forekomst av fisk, gyteområder, inngrep) og mulige tiltak i alle sidevassdrag i den laks- og sjøørretførende delen av Numedalslågen.

2. En dybdestudie av fiskeribiologiske forhold i 5 særskilt utvalgte vassdrag.

Del 1 ble gjennomført i Larvik kommune sommeren 1996 og i Lardal sommeren 1997. Del 2 ble gjennomført høsten 1996. I tillegg ble det foretatt gytefiskundersøkelser i ytterligere 4 bekker høsten 1997.

Innholdsfortegnelse

FORORD **3**

1.0 SAMMENDRAG **5**

2.0 INNLEDNING **6**

2.1 PROBLEMSTILLING 8

3.0 OMRÅDEBESKRIVELSE. **8**

4.0 METODE. **10**

4.1. PROSJEKTETS DEL 1. 11

5.0 RESULTATER OG DISKUSJON. **15**

5.1 PROSJEKTETS DEL 1 - BEKKEREGISTRERING. 15

6.0 LITTERATUR. **30**

1.0 Sammendrag

Formålet med prosjektet «Sjøørret i sidevassdrag til Lågen - Forekomst og habitatsituasjon», har vært å skaffe mer eksakt kunnskap om sjøørretens gyte- og oppvekstområder og habitatforhold i sideelver og bekker til Numedals-lågen i Larvik og Lardal kommuner i Vestfold. Dette vil forhåpentligvis utgjøre viktig grunnlagsmateriale i den praktiske forvaltningen. Laksen har til alle tider hatt en viktig betydning i Lågendalen. Sjøørreten har i forhold fått liten oppmerksomhet. Riktignok foregikk det tidligere en del lystring i sidevassdragene. Etter at lystring ble forbudt ble sjøørreten mer eller mindre glemt blant folk flest og det finnes lite dokumentasjon på tilstanden i Lågens sidevassdrag.

Den faglige gjennomføringen av prosjektet har vært todelt:

1. En registrering av status og mulige tiltak i alle sidevassdrag i den laks- og sjøørret-førende delen av Numedalslågen.

2. En dybdestudie av fiskeribiologiske forhold i 5 særskilt utvalgte vassdrag.

Del 1 ble gjennomført i Larvik kommune sommeren 1996 og i Lardal sommeren 1997. Del 2 ble gjennomført høsten 1996. I tillegg ble det foretatt gytefiskundersøkelser i ytterligere 4 bekker høsten 1997. Til sammen 87 potensielle sjøørretbekker er blitt undersøkt (34 i Lardal og 53 i Larvik.) Datainnsamlingen er foregått gjennom intervju av kjentmenn, befaring og fiske med elektrisk fiskeapparat. Disse registreringene er samlet kommunevis i såkalte «bekkemapper» som finnes i to kopier -ett eksemplar i hver kommune og ett eksemplar hos fiskeforvalteren hos Fylkesmannens miljøvernavdeling. Det er meningen at disse mappene skal oppdateres fortløpende.

Disse undersøkelsene har vist at total sjøørretførende strekning i Lågens sideelver i Larvik og Lardal kommuner er 73,5 km hvorav 47,8 km i Larvik og 27,5 km i Lardal. Ytterligere 13,5 km var sjøørretførende tidligere - hovedsakelig i Larvik. Nedgangen skyldes forurensning, bekkelukking og menneskeskapte oppgangshinder. De sjøørretførende strekningene er generelt lengre i Larvik. Grunnen er at dalen er bredere her. Enda større betydning for sjøørretproduksjonen er at i 66 % av de naturlig sjøørretførende bekkene har menneskelig aktivitet hatt negativ innvirkning på sjøørretbestanden uten at nødvendigvis ørreten er blitt helt borte. Dette skyldes endrede vannføringsforhold p.g.a. inngrep i nedbørsfeltet, vandringshindre, bekkelukking, fjerning av kantvegetasjon, forurensning og økt predasjon fra rømt mink.

Ellers fant vi at det var en sterk sammenheng mellom oppgitt fangst av sjøørret i Numedalslågen og andelen anadrom laksefisk tatt på sportsfiskeutstyr - jo mer sportsfiske jo større relativ beskatning av sjøørreten. Dette skyldes at de tradisjonelle fiskemetodene i liten grad beskatter fisk under 1,5-2 kg.

I 5 bekker er det foretatt en mer inngående biologisk studie: Rauanbekken og Neselva i Larvik og Flåttenbekken, Sarumelva og Styrmobekken i Lardal. I tillegg er det foretatt gytefiskregistreringer i Rimstadelva i Larvik og Daleelva, Oppsahlelva og Hemselva i Lardal.

I **Rauanbekken** er bestanden noe redusert p.g.a. kanalisering i de øvre delene. Med biotopforbedrende tiltak i denne delen, vil produksjonene kunne økes.

Neselva har sine viktigste gyte- og oppvekstområder i de midtre delene ved Nes og i en sidebekk Djupedalsbekken. Ovenfor går bekken tørr sommerstid. Nedenfor er strømhastigheten for lav i tillegg til at bekken er belastet med næringstilførsel fra kloakk og landbruk. Den største trusselen utgjøres av en planlagt og til dels gjennomført opprenskning i de midtre delene.

Rimstadelva har en stor gytebestand. Gytefisken kommer vanligvis ikke opp en foss ved Rv 40. Ved å bygge en enkel trapp her vil dette åpne for sjøørretproduksjon i elva kunne økes.

Flåttenbekken har på tross av kanalisering en ekstremt høy yngeltetthet. Ingen tiltak foreslås utover å bevare dagens forhold i bekken.

Sarumelva Denne undersøkelsen viste at en kulvert under Rv 40 er oppgangshindrende og hindrer gytefisken fra å nå 900 meter med gyte- og oppvekstområder ovenfor. Yngeltettheten i denne elva er generelt lavere enn de andre undersøkte p.g.a. sterk strøm og grovt substrat.

Hemselva har også en kulvert under Rv 40 som vanligvis er oppgangshindrende. Her bør det bygges en innretning for å hjelpe gytefisken forbi.

Styrmobekken har middels høy tetthet av yngel og er også av middels betydning for sjøørretproduksjonen. En oppgangshindrende kulvert og opprenskning i en sidebekk har redusert bestandene noe.

Generelt var yngeltettheten høy i de undersøkte bekkene. Tettheten var størst i områder med et lag av grus over stabil leirbunn og som tydelig hadde grunnvannstilførsel.

Gytefisken hadde en gjennomsnittslengde på 41cm. Dette ligger i samme størrelsesorden som andre undersøkte bekker og elver i Oslofjordsområdet. Blant sjøørretene er det en overvekt av hunner, mens blant bekkeørreten er det en overvekt av hanner. Dette er en evolusjonær tilpasning til størst mulig reproduktiv suksess.

2.0 Innledning

Rennende vann har som regel større produksjon enn innsjøer (Saltveit 1987). Ørret (*Salmo trutta* L.) har som regel sitt ungdomsstadie knyttet til rennende vann (Jonsson & Finnstad 1995). Senere kan deler av ørretbestanden vandre ut i sjøen, etter at den først har tilpasset seg et liv i saltvann ved å smoltifisere (Jonsson 1985, 1989, Dellefors & Faremo 1988, Elliott 1994). Ørret som vandrer ut i saltvann kommer om høsten tilbake til ferskvann. Dette gjelder både kjønnsmoden og umoden sjøørret (Jonsson 1985, 1989). På rennende vann kan sjøørret gyte sammen med kjønnsmoden parr, som tilbringer hele livsløpet innenfor oppvekstområdet (Bohlin 1975, Jonsson 1985).
Ørretparr og sjøørret som gyter på samme sted til samme tid tilhører samme bestand (Jonsson 1985, Walker 1987, Elliott 1994), og det er vist at utsetting av sjøørret kan gi bestander av ferskvannsørret og omvendt (Thorpe 1990).

Selv om det er store variasjoner i ørretens utseende og levemåte i ulike bestander, tilhører alle samme art (Elliott 1994).

Tidspunktet sjøørreten vandrer opp i vassdragene er bestemt av vannføring, vanntemperatur og lysforhold (Jonsson 1991). Det er vist at markerte økninger i vannføring stimulerer sjøørret til oppvandring (Chambell 1977). Flomvannføringer hjelper sjøørreten med å finne fram til elvemunningen i tillegg til at fisken lettere kan forsere hindringer i elveløpet (Jonsson 1991). Sjøørreten går som regel tilbake til sin oppvekstelv for å gyte, selv om feilvandring er vanlig, spesielt blant de som er oppvokst i mindre elver (Berg & Berg 1987).

Regelmessige notfangster fra 1919 til nå tyder på at den totale sjøørretbestanden langs Skagerakkysten og i Oslofjordområdet var stor i 1940- og 1950-årene, og at bestanden deretter avtok (Gjøsæter & Knutsen 1996). Årsakene til dette kan være flere og sammensatte.

Mange av vassdragene i Oslofjordområdet har blitt utsatt for økt forurensningsbelastning på grunn av økte utslipp fra intensivt jordbruk og store befolkningskonsentrasjoner. Næringssalter kan ha direkte giftvirkning på fisk. I tillegg kan økt produksjon og forråtnelse gi oksygenmangel (Alabaster & Lloyd 1980, Økland 1983). Sjøørret bruker gjerne små bekker både som gyte og oppvekstområder. Derfor kan fysiske inngrep i vannveiene være en viktig trussel. For eksempel i Østfold er det lukket mer enn 1500 km med bekker og grøfter i landbrukssammenheng siden 1960 (Hauger 1994). Et annet eksempel er Drammen kommune, som har tapt ca. 22 kilometer bekk og leveområder for fisk de siste tiårene p.g.a. bekkelukking og kulverttering (Eken & Garnås 1991). Bekkelukking, drenering og grøfting vil også endre vannføringsmønsteret ved at flommene blir kortere og mer intense. I tillegg vil vannføringen bli mindre i tørkeperioder (Hauger 1994).

Vannføringsmønsteret påvirkes også av moderne skogbruk. Store flathogster og fjerning av kantvegetasjon langs vassdrag gir vannet kortere oppholdstid og forsterker effektene beskrevet over (Andersson 1993, Pedersen & Wilberg 1993). De siste ti årene ser det ut til at sjøørretbestanden langs Skagerakkysten og i Oslofjorden har tatt seg noe opp igjen (Gjøsæter & Knutsen 1996).

Laksen har til alle tider hatt en viktig betydning i Lågendalen. Sjøørreten har i forhold fått liten oppmerksomhet. Riktignok foregikk det tidligere en del lystring i sidevassdragene og denne fangsten av sjøørret utgjorde sikkert et viktig næringstilskudd i trange tider. Det er også flere eksempler på at man brukte faststående redskap - såkalte fiskekister, i sidebekkene til fangst av sjøørreten. Etter at lystring ble forbudt ble sjøørreten mer eller mindre glemt blant folk flest.

Det blir innsamlet fangstoppgaver fra fisket i Numedalslågen hvert år. Disse er nok til dels mangelfulle både p.g.a. feil ved artsbestemmingen av laks / sjøørret og p.g.a. manglende rapportering. Fangstrapporteringene viser imidlertid at noe sjøørret blir fanget i Lågen, hovedsakelig med sportsfiskeutstyr. I følge fangstoppgavene utgjør sjøørretfangsten i de siste årene ca. 1-2 % (200-400 kg) av laksefangsten i vassdraget (Fylkesmannen i Vestfold, upubl. data). Disse dataene viser også at sjøørret blir fanget over hele fiskesesongen.

Det finnes lite dokumentasjon på tilstanden i Lågens sidevassdrag (Nygård et al. 1996). I forbindelse med Direktoratet for naturforvaltnings prosjekt «Minstevannføring og fisk» ble det på 1980-tallet foretatt enkelte undersøkelser på laks og sjøørret i Lågen. Her fant man at det var svært liten tetthet av sjøørretparr i hovedvassdraget (her dominerte lakseyngelen) og man konkluderte med at de mindre sideelvene utgjør de viktigste oppvekstområdene for sjøørret i vassdraget (Larsen 1985, Larsen & Gunnerød 1986, Larsen 1987).

For uten disse undersøkelsene er det gjort en del registreringer i Haugselva i Hvarnes i forbindelse med en semesteroppgave ved NLH (Evensen & Aasestad 1995). Også i Herlandselva i Lardal er det gjort enkelte fiskeribiologiske undersøkelser (Pethon 1994).

2.1 Problemstilling

Ved å restaurere skadede vassdrag kan gyte- og oppvekstmulighetene, og dermed sjøørretproduksjonen, økes. Innsatsen bør rettes mot rehabilitering i stedet for å sette ut fisk (Lund & Skov 1995). Selv om sjøørreten er en vanlig og godt kjent fisk, er det fortsatt mye vi ikke vet om sjøørretens livsløp. Med dagens kunnskap er det vanskelig å sikre gode levekår for sjøørreten i fremtiden. Derfor er denne undersøkelsen satt i gang med mål å skaffe eksakt kunnskap om sjøørretens gyte- og oppvekstområder og habitatforhold i sidevassdrag til Lågen. Prosjektet er et samarbeid mellom Larvik og Lardal kommune.

Prosjektet består av to deler:

1. Det skal skaffes til veie informasjon om forekomst av fisk, gytestrekninger, inngrep og mulige tiltak for alle sidebekkene langs Lågen hovedsakelig gjennom befaring og samtaler med kjentmenn.

2. I særskilte utvalgte vassdrag foretas mer inngående studier av yngeltetthet, vekst og gytefisk.

Registreringsdataene for hver elv (del 1) er samlet i en såkalte «bekkemapper» - en for hver kommune. Disse dataene vil fungere som grunnlagsmateriale i forvaltningen. I denne rapporten vil vi prøve å oppsummere de viktigste resultatene fra dette registreringsarbeidet. I tillegg vil vi presentere resultatene fra de biologiske dybdestudiene i de utvalgte bekkene (del 2).

3.0 Områdebeskrivelse.

Numedalslågen (figur 3.1) er, med sine kilder på Hardangervidda og utløp i Larvik, Norges tredje lengste elv (336 km). Elva har et gjennomsnittlig fall på 3,6 meter pr. kilometer. Middelvannføringen ved munningen er omlag 120 m^3/s. Numedalslågen drenerer et nedbørsfelt på nesten 5700 km^2. I Vestfold dreneres 31% av fylkets areal til Lågen (436 km^2) (Vestfold fylkeskommune 1995). Lågen framtrer tredelt: 1) øverst de regulerte områdene på Hardangervidda, 2) et midtparti som strekker seg ned til Hvittingfoss og til slutt 3) en lakseførende del i Vestfold uten kraftverk. Før byggingen av fire store kraftstasjoner med magasiner og 8 elvekraftverk uten magasineringskapasitet, var elva preget av betydelige fosser og stryk. Ni stryk i Vestfold og noen få i Buskerud renner fortsatt fritt. Betydelige deler av elveleiet i Buskerud er tørrlagt store deler av året. Den regulerte vannføringen og kraftverkenes oppdemminger har gjort store deler av elva mer sakteflytende.

Nord for Kongsberg består berggrunnen hovedsakelig av hardt grunnfjell. Sør for Kongsberg tilhører Numedalslågens nedslagsfelt berggrunnsgeologisk inn under de permiske deler av Oslofeltet. Berggrunnen er dominert av dypbergarter tilhørende monzonitt-syenittgruppen, hvorav ulike typer Larvikitt er de vanligste. Tverrgående belter av rombeporfyr dekker også store arealer (Sigmond et al. 1984). Gjennom studieområdet renner Lågen i et avgrenset dallandskap, med skogkledde åspartier i nord-sørgående retning. Det vide, U-formede tverrsnittet er typisk for en breerodert dal.

Lågendalen er generelt fylt av store og mektige løsmasser avsatt under marin grense. Elve- og bekkeavsetninger finnes i dag som flate partier i ulike høydedrag langs Lågen. Elveslettene er ofte oppdyrket og består av fin til middels fin sand. Det høyeste terrassenivået utgjøres av havavsetninger avsatt under isavsmeltningen. Massene her består ofte av silt og mer leirholdig silt (Bergstrøm & Løwe 1988, Jørgensen 1993).

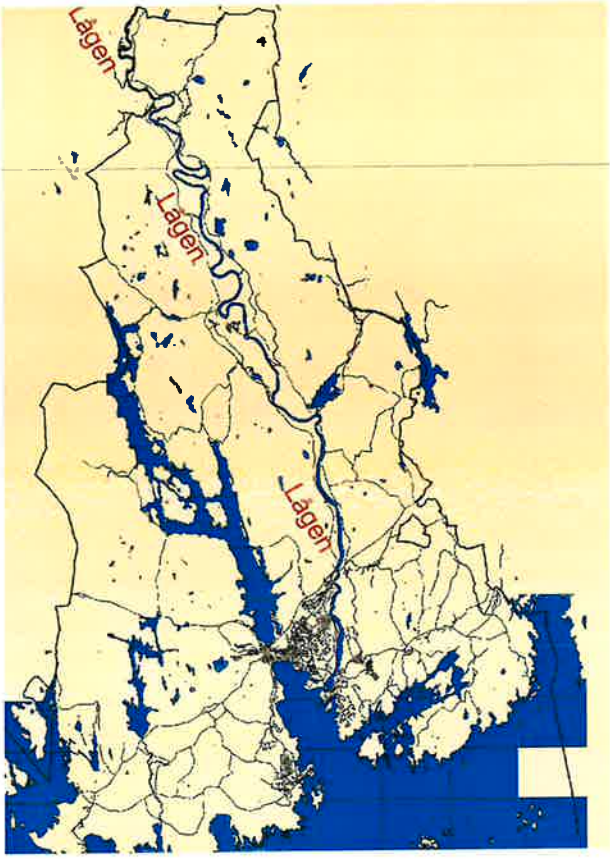
Området har innlandsklima med varme og tørre somrer. Årsnedbøren er på ca. 1000 mm. Størstedelen av nedbørsfeltet, spesielt i den øvre delen består av utmarksarealer. Vegetasjonstypene elva renner gjennom er ovenfra og nedover alpin, boreal og boreonemoral region (Dahl et al. 1986). I studieområdet består vegetasjonen ned mot Lågen hovedsakelig av gråor-heggeskog.

I de øvre delene av vassdraget reflekterer vannets kjemiske sammensetning i stor grad berggrunnens og løsmassenes sammensetning, samt det jordsmonn og vegetasjon vannet passerer. Vannet har i utgangspunktet lite oppløste salter og er svakt surt (pH 6,6). Med økt menneskelig aktivitet nedover vassdraget øker også den menneskelige påvirkningen på elva og vannets kvaliteter. I flomperioder er elva betydelig slamførende. Utslipp fra industri og kloakk samt landbruksforurensning gjør vannet næringsrikt i de nedre delene. Dette reflekteres i algefloraen som indikerer belastning av næringssalter og organisk stoff. I de senere årene er imidlertid vannkvaliteten blitt noe bedre. Ut fra næringsalt-innholdet er Lågen i tilstandsklasse 2 (mindre god) i henhold til Statens forurensningtilsyns inndeling (Vestfold fylkeskommune 1995).

Numedalslågen var tidligere et viktig tømmerfløtingsvassdrag. Dagens reguleringsreglement er det samme som da fløtingen opphørte i 1979 og er basert på Statkraft SF sin reguleringtillatelse fra 1914. Disse reguleringene har gitt til dels små sommervannføringer (>12 m^3/s). Reguleringstillatelsen gikk ut i 1994 og Statkraft SF har levert søknad om ny konsesjon. Denne søknaden er nå oppe til behandling og vil avgjøres i løpet av 1998.

Lågen har et stort antall fiskbare arter. Størst omfang har fisket i den lakseførende delen nedenfor Skollenborg. Lågen hører til en av landets beste lakseelver, med i overkant av 20 tonn årlig oppfisket kvantum (Larsen & Gunnerød 1986, Larsen 1987, Pettersen 1995). Dette fisket er av stor økonomisk betydning. Lågen er en av de få lakseelvene i Norge med betydelig innslag av andre fiskearter. Følgende fiskearter er registrert i Lågen:

Abbor (*Perca fluviatilis*), ørret (*Salmo trutta*), brasme (*Abramis brama*), elveniøye (*Lampetra fluviatilis*), havniøye (*Petromyzon marinus*), gjedde (*Esox lucius*), gullbust (*Leucisucus leuciscus*), laks (*Salmo salar*), sik (*Coregonus lavaretus*), skrubbe (*Platichthys flesus*), trepigget stingsild (*Gasterosteus aculeatus*), vederbuk (*Leuciscus idus*), sørv (*Scardinius erythrophthalmus*), ørekyt (*Phoxinus phoxinus*), ål (*Anguilla anguilla*) og sandkryper (*Gobio gobio*). Bestanden av sik i Lågen nedenfor Hvittingfoss er sannsynligvis liten. Det er fanget regnbueørret (*Oncorhynchus mykiss*), pukkellaks (*Oncorhynchus gorbuscha*) og maisild (*Alosa alosa*) i Lågen uten at disse har faste bestander her (Fylkesmannen i Vestfold 1984).



Figur 3.1. Studieområdets beliggenhet i Larvik kommune.

Langs elvebreddene og i områder med rolig vann er det en gradvis tilgroing av makrovegetasjon utover sommeren. Vegetasjonen består hovedsakelig av eloider (langskuddsplanter) av slekten tjønnaks (*Potamogeton*) og slekten tusenblad (*Myriophyllum*).

Eloidene danner tette bestander av meterlange skudd. I tillegg blir det mye påvekstalger i Lågen utover sommeren. De dekker overflaten av steiner og stokker som skorpeformede kolonier eller som buskformige begroinger på steinenes leside (*Cladophora* spp. og *Hydrurus foetidus*).

4.0 Metode.

I denne avhandlingen brukes en rekke forskjellige betegnelser på ørret. For å unngå misforståelser og forvirring er disse forklart nedfor:

- **Egg** ligger i gytesubstratet inntil klekking neste år
- **Plommesekkyngel / yngel** er ørret i tidsrommet fra eggene klekkes til plommesekken er absorbert.
- **Parr / yngel / ensomrig / sommergammel / 0+** ørret er ørret i sitt første leveår.
- **Parr / yngel / flersomrig** ørret er ettårig eller eldre ørret i rennende vann fram til eventuell smoltifisering.
- **Parr / bekkeørret** er ørret som ikke smoltifiserer og som blir i bekken hele livet.
- **Smolt** er ørret som gjennomgår fysiologiske forandringer for å tilpasses en tilværelse i saltvann. Dette skjer vinterstid og smolten vandrer ut i saltvann neste vår.
- **Sjøørret** er ørret i saltvann eller ørret som har kommet tilbake til elva, de fleste for å gyte.

4.1. Prosjektets del 1.

Til sammen 87 potensielle sjøørretbekker og elver har blitt undersøkt (34 i Lardal og 53 i Larvik). Disse lokalitetene ble plukket ut på bakgrunn av lokalkunnskap og bruk av økonomisk kartverk. I Larvik kommune foregikk registreringene sommeren 1996 fra 21/6 til 1/9. Lardal fikk sine bekker undersøkt sommeren 1997 i perioden 8/6-10/8. Det ble på forhånd utarbeidet et registreringsskjema (vedlegg 1). Bekkene ble beskrevet / vurdert på følgende punkter:

- **Navn**
  I de tilfellene hvor bekken byttet navn nedover vassdraget, ble det nederste navnet brukt her.

- **Nummer.**
  I Larvik ble sidebekkene nummerert fortløpende fra Lågens utløp og oppover. I Lardal gikk nummereringen motsatt vei; fra Hvittingfoss og nedover. I de større vassdragene som Svartåa og Herlandselva ble sideelvene til disse registrert som egne enheter.

- **Andre navn.**
  I de tilfellene hvor det ble operert med flere navn på samme vassdraget ble disse listet opp i denne rubrikken.

- **Kartreferanse**
  Bekkenes utløp i Lågen ble angitt med sekssifrede UTM-rutetilvisninger.

- **Total lengde**
  Vassdragets totale lengde målt langs den lengste vannstrengen.

- **Navn på personene som utførte registreringen i bekken**

- **Dato for registreringen**

- **Registreringsmetode**
  Her ble det presisert hvorvidt bekken ble fysisk befart, om det ble fisket med elektrisk fiskeapparat og om lokalkjente ble intervjuet. I de fleste bekkene ble det tatt bilder av interessante observasjoner. Dette ble også presisert i denne rubrikken.

- **Sjøørretførende strekning.**
  Bekkens gjennomsnittlige bredde ble estimert i felt. Sjøørretførende lengde ble mål med kartmåler på økonomisk kartverk. I de tilfellene hvor bekken delte seg ble total sjøørretførende strekning oppgitt (lengden på bekkene til sammen).

- **Lengde på elvestrekning hvor sjøørreten er forsvunnet.**
  Her regner vi i løpet av dette århundret.

- **Registrerte arter.**
  Her ble alle fiskeartene registrert listet opp. Hvis det ble registrert beveraktivitet i bekken ble det presisert under dette punktet.

- **Antall gytesoner.**
  Gyteområdene ble definert stort sett ut fra gytesubstratet (grus > 0,5 cm i diam.) og vannføring. For at et gyteområdet skulle defineres som mer enn ett område, måtte det mellomliggende området med ikke egnet gytesubstrat være på minst 100 meter.

- **DN-kategori.**
  Direktoratet for naturforvaltning har anbefalt at man ved registrering av sjøørretbekker søker å klassifisere dem i kategoriene under (Matzow & Lund 1996).

DN- kategorier

Kategori 0: Vassdrag hvor arten ikke forekommer eller hvor den bare forekommer sporadisk.

Kategori 1: Vassdrag hvor de naturlige bestandene er utryddet.

Kategori 2: Vassdrag hvor bestanden er truet av utryddelse.

Kategori 3: Vassdrag med nedsatt produksjon eller hvor bestandene er sårbare p.g.a. trusselfaktorer. Kategorien deles inn i:

a) Det finnes en trusselfaktor som ennå ikke har påvirket vassdraget på en målbar måte.
b) Bestanden er i negativ utvikling p.g.a. en eller flere trusselfaktorer.
c) Det er etablert en ny stabil tilstand med bestander av tilnærmet opprinnelig størrelse, evt. ved hjelp av kompensasjonstiltak.
d) Det er etablert en ny stabil tilstand med bestander av redusert størrelse, evt. ved hjelp av kompensasjonstiltak.

Kategori 4: Vassdrag med små bestander fra naturens side.

Kategori 5: Vassdrag hvor bestandene er og har vært store i lang tid.

Direktoratet har ikke presisert nærmere hva som ligger i de ulike definisjonene. Følgelig må man foreta en subjektiv vurdering av hva som menes. Hva menes for eksempel med «små bestander fra naturens side»? I de fleste av sidebekkene i Lågendalen ville bestandene kunne defineres som små sammenlignet med større vassdrag. Her har vi imidlertid definert små bestander (kategori 4) som små i forhold til de andre sidebekkene i Lågendalen. Hvis den sjøørretførende strekningen er kort (200 m) og det ble observert 10-20 yngel på denne strekningen, definerte vi det her som en liten bestand (kategori 4). Også gruppering av bekkene i kategori 5 og 3 har ført til mye grubling.

All sjøørret står jo ovenfor trusselfaktorer som endrede vannføringsforhold både p.g.a. inngrep i nedbørsfeltet og p.g.a. økt drivhuseffekt. Følgelig ville vi ikke få noen bekker i kategori 5. Vi har imidlertid valgt å se bort fra disse mer diffuse trusselene i kategoriseringen. Vi har i større grad tatt hensyn til inngrep i og ved selve vannstrengen. Heller ikke inndelingen i de ulike gruppene i kategori 3 er enkel. Det er ikke alltid like enkelt å begrunne klassifiseringen her. Den er nok ofte et resultat av magefølelse.

- **Bunnforhold i meter fra munningen.** Her er det stort sett skilt mellom dy, finsubstrat (leire, silt, sand), grus, og substrat grovere enn grus.
- **Begroing i bekken**
- **Vannfarge**
- **Søppel i bekken**
- **Vannføring i tørkeperioder**
- **Beskrivelse av randvegetasjon**
- **Mengde død ved i bekken**
- **Nyere inngrep** (f. eks. kanalisering, opprenskning, bekkelukking, fjerning av kantvegetasjon)
- **Kartregistreringer**
  Det har blitt utarbeidet et kart for hver bekk hvor f.eks. oppgangshinder, kulverter, gyteområder, el-fiskestasjoner, søppelfyllinger, kloakkutslipp og eventuelle inngrep er tegnet inn.

Erfaringer fra første registreringssesong i Larvik viste at registreringsskjemaet kunne forbedres på enkelte punkter. I tillegg til det ovenfor nevnte ble det ved feltarbeidet i Lardal gjort følgende registreringer:

- **Resultater fra el-fiske**
  Her ble størrelse på det avfiskede området angitt samt antall fisk som ble fanget større enn årsyngel. Mengde årsyngel (0+) ble angitt med mye, middels eller lite. Området ble bare avfisket en gang. Tallene sier likevel en del om yngeltettheten.

- **Bekkens betydning for sjøørretproduksjon**
  DNs kategoriseringssystem sier ingen ting om produksjonen i bekken. Derfor ble det før registreringene i Lardal lagt inn en rubrikk hvor det blir gitt en vurdering av den relative ørretproduksjonen (ingen, liten, middels, stor, svært stor) i forhold til andre bekker i Lågendalen.

For å skaffe kunnskap om bekkene er befaring, el-fiske og intervju av kjentmenn gjennomført. Tabell 4.1. viser hvilke av metodene som er brukt for å skaffe data i de ulike bekkene. Befaring er gjennomført i 94 % av bekkene og intervju i 88 % av bekkene. Halvparten av bekkene er undersøkt ved hjelp av el-fiskeapparat. Intervjuene ble gjennomført på en uformell måte, men med utgangspunkt i rubrikkene på registreringsskjemaet. Å finne fram til personer som visste en del om bekkene var litt av detektivarbeid.

I de tilfellene hvor vi ikke kjente noen i området måtte vi bare spørre oss fram. I et par av bekkene var vi så heldige å treffe på pensjonister som brukte mye tid hver høst til å observere sjøørreten på gytegrunnene. De kunne fortelle eksakt hvor mange sjøørret som hadde vært oppe å gytt de enkelte år og til og med nøyaktig hvor de hadde gytt. Så heldige var vi ikke over alt. Mange hadde lystret mye før og da var det selvfølgelig mye fisk. Nå, derimot, var det heller lite fisk. Så spørs det da, om dette inntrykket skyldes at det er mindre fisk nå eller om folk rett og slett ikke farter så mye langs sjøørretbekkene lenger. Alle vi traff på i forbindelse med undersøkelsene fikk utdelt et infobrev om prosjektet (vedlegg 1). I noen tilfeller ga intervjuene så klare indikasjoner på at bekken ikke var sjøørretførende at befaring ikke ble gjennomført.

Registreringene er samlet i såkalte «bekkemapper» - ett eksemplar i hver kommune og ett eksemplar hos fylkesmannen. I tillegg finnes alle registreringene på datadiskett slik at man lett kan gå inn å gjøre endringer etterhvert som nye momenter dukker opp. En slik til enhver tid oppdatert «bekkemappe» vil forhåpentligvis være et svært nyttig hjelpemiddel i forvaltningen.

Tabell 4.2

Larvik			Lardal		
Bekk nr.	**Navn**	**Metode**	**Bekk nr.**	**Navn**	**Metode**
1	Kiilsbekken	B,E,I	1	Fossnesbekken	B,E,I
2	Tagtvetbekken	B,E	2	Sagdalsbekken	B,E,I
3	Hegdalbekken	I	3	Seterhølbekken	B,E,I
4	Kråkelundbekken	B,I	4	Skjeråsbekken	B,E,I
5	Støperibekken	B,I	5	Styrmobekken	B,E,I
6	Gjeldstadbekken	I	6	Hemselva	B,E,I
7	Rauanbekken	B,E,I	7	Thingelstadbekken	B,E,I
8	Såtutbekken	I	8	Rosoelva	B,E,I
9	Haugenbekken	B,I	9	Krukabekken	B,E,I
10	Seierstadbekken	B,E,I	10	Skuibekken	B,E,I
11	Skauenbekken	B,I	11	Rennelva	B,E,I
12	Jomfruøybekken	I	12	Herlandselva	B
13	Møllerstubekken	B,E,I	13	Galtebekken	B,E,I
14	?	I	14	Høganhaugbekken	B
15	Ulvedalsbekken	B,E,I	15	Moebekken	B,E,I
16	Lundebekken	B,E,I	16	Lindsverkbekken	B,E,I
17	Lauvebekken	B,E,I	17	Landsethbekken	B,E
18	Mattisbekken	B,I	18	Bergsbekken	B,E,I
19	Hagtvetelva	B,E,I	19	Bergsdalbekken	B
20	Eftedalbekken	B,I	20	Oppsalelva	B,E,I
21 a	Delingdalsbekken	B	21	Gavelstadelva	B,E;I
21 b	Allumbekken	B,E,I	22	Sarumelva	B,E,I
21 c	Ludalbekken	B,I	23	Bjærtnesbekken	B,E,I
21 d	Kjerringdalbekken	B	24	Holtanbekken	B,I
21 e	Fjærebekken	B	25	Askersrudbekken	B,E,I
21 f	Gåsholtbekken	B,I	26	Gåserudbekken	B
22	Bjerkebekken	B,E,I	27	Grinibekken	B,E,I
23	Mograva	B,I	28	Styrvoldbekken	B,I
24	Gjønnesbekken	B,I	29	Garilla	B,E,I
25	Galteryggbekken	B	30	Daleelva	B,E,I
26	Neselva	B,E,I	31	Naugbekken	B
27	?	B,I	32	Strandabekken	B
28	Farmenelva	B,I	33	Flåttenbekken	B,E,I
29	Leirbekken	B,I	34	Bøelva	B,E,I
30	Strandrønningsbekken	B,I			
31	Bergbekken	B,I			
32	Rødsbekken	B,E,I			
33	Auribekken	B,I			
34	Rimstadelva	B,E,I			
35	?	B,I			
36	Busthølbekken	B,I			
37	Køldalsbekken	B,I			
38	Hellenesbekken	B,E,I			
39	Kjellerdalsbekken	B,			
40	Hvarnesbekken	B,E,I			
				Larvik, forts.	
			41	Hotrambekken	B,I
			42	Haugselva	B,E,I
			43	Virgenesbekken	B,I
			44	Bekkebekken	B,I
			45	Bårnesbekken	B,I
			46	Utklevbekken	B,E,I
			47	Underengsbekken	B,I
			48	Pussedalsbekken	B,I

Tabell 4.2. Metode brukt ved registreringene av de ulike bekkene.
B - befaring, E - elfiske, I - intervju.

5.0 Resultater og diskusjon.

5.1 Prosjektets del 1 - bekkeregistrering.

Vi vil her presentere de viktigste resultatene fra bekkeregistreringene i Larvik og Lardal kommuner. Vi vil først se på hvor stor strekning som er sjøørretførende og hvor stor strekning hvor sjøørreten er forsvunnet. Deretter vil vi med utgangspunkt i trusselbildet i de ulike bekkene, fordele bekkene på de ulike kategoriene til Direktoratet for naturforvaltning. Til slutt vil vi prøve å gi en oversikt over hva som kan være med på å redusere sjøørretbestanden i ulike bekker i Lågendalen.

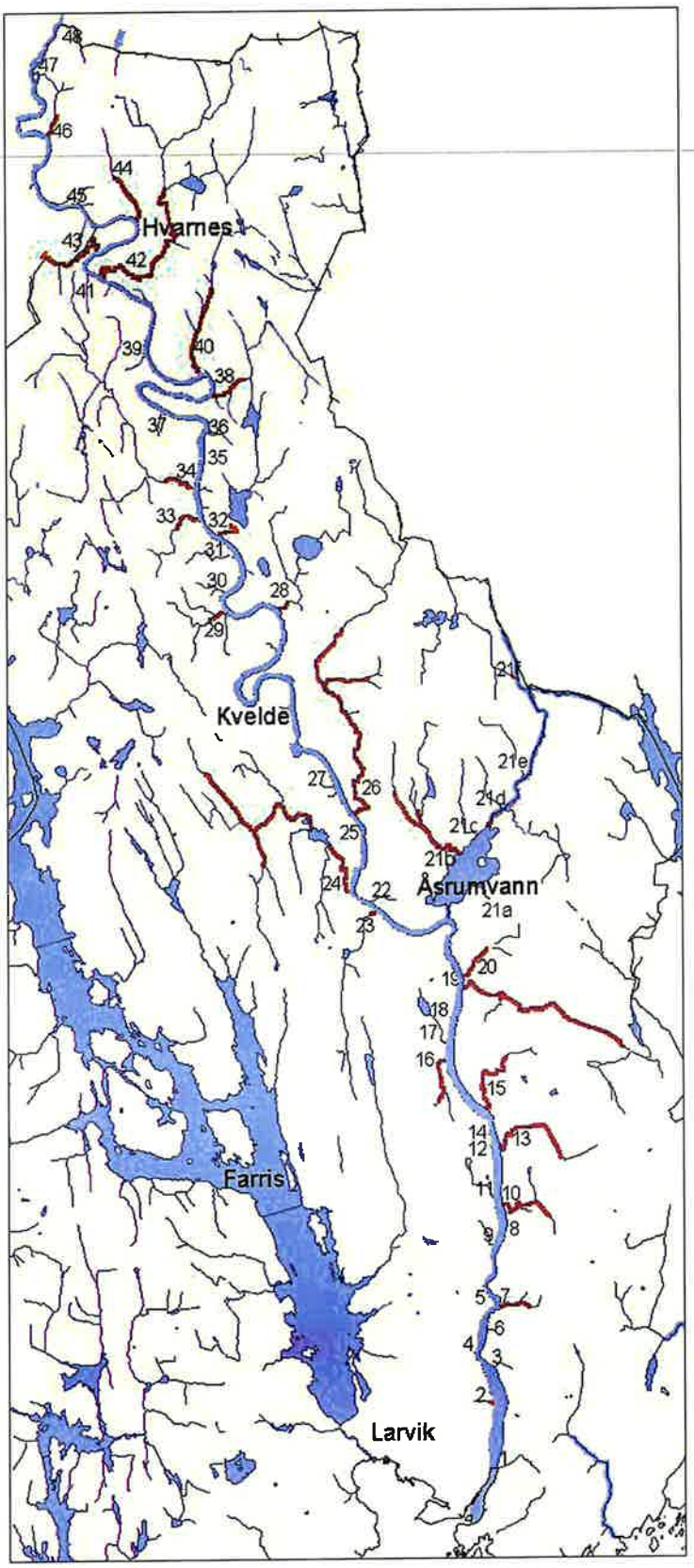
5.1.1. Sjøørretførende strekning.

Til sammen 87 bekker og elver er undersøkt - 53 i Larvik og 34 i Lardal (egentlig 33 i Lardal og 1 i Kongsberg). Bekkene med sjøørretførende strekning er vist på kart på de to neste sidene. Total sjøørretførende strekning i Numedalslågens sideelver i Larvik og Lardal kommuner er i dag 75,3 km fordelt på 47,8 km i Larvik og 27,5 km i Lardal. Det er 25 sjøørretførende bekker i Larvik og 26 i Lardal. I tillegg var minst 3 bekker i Larvik tidligere sjøørretførende, men hvor sjøørreten i dag er helt borte (figur 5.2.1). Vi prøvd å beregne hvor stor strekning som var sjøørretførende tidligere. Med tidligere menes i hvert fall ikke lenger tilbake enn dette århundret. Vi fant at ytterligere 13,5 km var sjøørretførende tidligere hvorav 12,2 km i Larvik og 1,3 km i Lardal. Fordelingen på de ulike bekkene er vist i vedlegg 2 og 3.

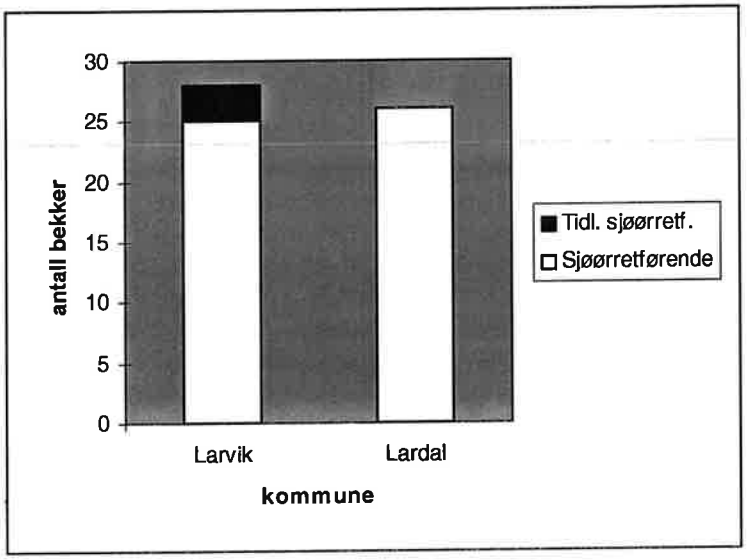
Gjennomsnittslengden på de sjøørretførende strekningene i bekkene i Larvik er gjennomgående lengre enn i Lardal (forskjellen er signifikant på med 90 % sannsynlighet, ANOVA oneway: df= 50, F=3.33, p<0,1) (figur 5.1.2.). Grunnen til dette er nok at dalen er bredere i Larvik. I Lardal stiger det brattere opp mot dalsidene. Dette er også grunnen til at reduksjonen i sjøørretførende strekning er mye større i Larvik. Som vi skal se senere, skyldes denne reduksjonen i stor grad bekkelukking og planering for å få større sammenhengende dyrkingsarealer. Disse inngrepene har ikke vært like aktuelle i Lardal med sine mer kuperte arealer. I Lardal, derimot er årsaken stort sett at kulverter hindrer sjøørreten fra å nå gyteplassene.

REG NR	NAVN	DN-KAT	Førende meter
1	Kiilsbekken	0	0
2	Tagtvedtbekken	3b	100
3	Hegdalbekken	0	0
4	Kråkelundbekken	0	0
5	Støperibekken	1	0
6	Gjelstadbekken	0	0
7	Rauanbekken	3d	1400
8	Såtutbekken	0	0
9	Haugenbekken	1	0
10	Seierstadbekken	3b	1500
11	Skauenbekken	0	0
12	Jomfruøybekken	0	0
13	Møllerstubekken	3b	900
14	?	0	0
15	Ulvedalsbekken	3d	1800
16	Lundebekken	3b	1000
17	Lauvebekken	0	0
18	Mattisbekken	0	0
19	Hagtvedtelva	3b	7300
20	Eftedalbekken	3b	850
21a	Delingdalsbekken	0	0
21b	Allumbekken	3d	3000
21c	Ludalbekken	0	0
21d	Kjerringdalbekken	0	0
21e	Fjurebekken	0	0
21f	Gåsholtbekken	3d	4000
22	Bjerkebekken	4	150
23	Mograva	0	0
24	Gjønnesbekken	3d	7500
25	Galteryggbekken	0	0
26	Neselva	3b	6200
27	?	0	0
28	Farmenelva	4	150
29	Leirbekken	2	250
30	Strandrønnings-bekken	0	0
31	Bergbekken	1	0
32	Rødsbekken	4	1000
33	Auribekken	3b	300
34	Rimstadelva	5	600
35	?	0	0
36	Busthølbekken	0	0
37	Køldalsbekken	0	0
38	Hellenesbekken	3a	500
39	Kjellerdalsbekken	0	0
40	Hvarnesbekken	3a	1000
41	Holtrambekken	0	0
42	Haugselva	3a	5000
43	Virgenesbekken	3b	16000
44	Bekkebekken	3a	1000
45	Bårnesbekken	4	400
46	Utklevbekken	3d	250
47	Underengsbekken	0	0
48	Pussedalsbekken	0	0

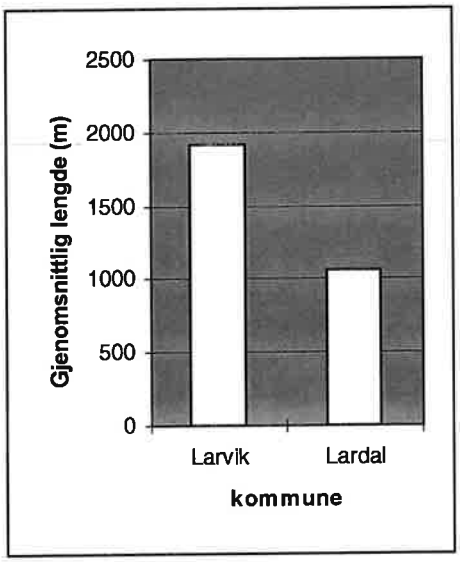
Tabell 5.1.1 Undersøkte sidevassdrag i Lågen, DN-Kategori og sjøørretførende strekning



Kart 5.1.1 Sjøørretførende strekning i Lågens sidevassdrag, Larvik kommune.



Figur 5.1.1. Antall sjøørretførende bekker i Lardal og Larvik samt antall bekker hvor sjøørreten har blitt helt borte.



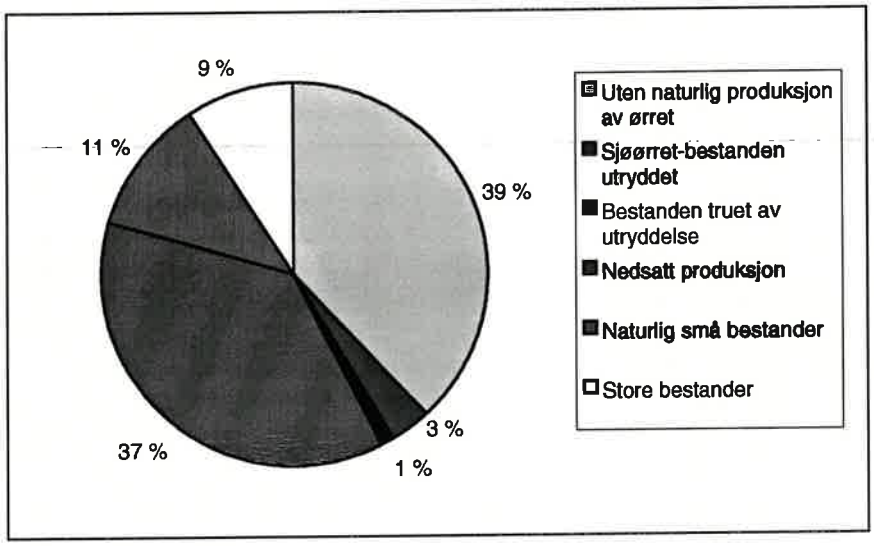
Figur 5.1.2. Gjennomsnittlig sjøørretførende lengde i Larvik og Lardals sidebekker til Lågen.

5.1.2. DN-kategorisering

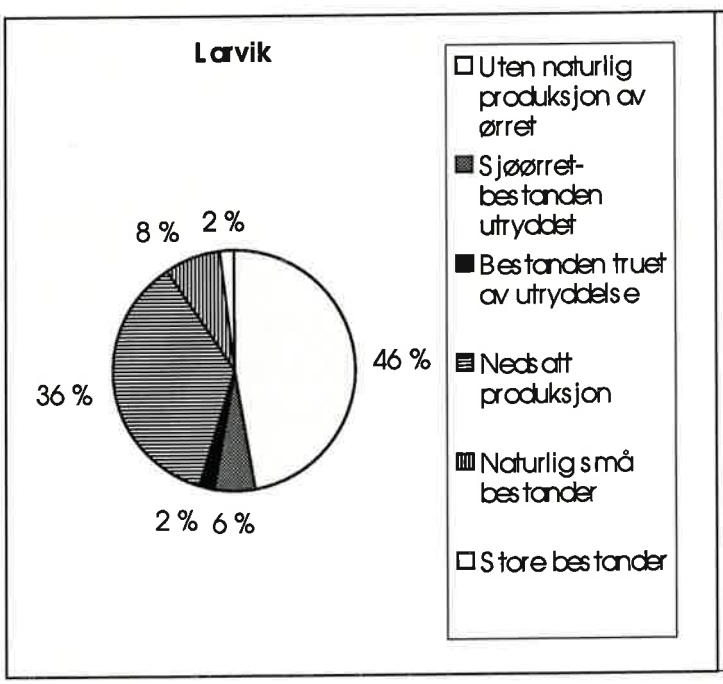
Noe under halvparten av bekkene var fra naturens side ikke sjøørretførende (39%) (figur 5.1.3). Denne andelen var større i Larvik (figur 5.1.4. og 5.1.5.). Dette skyldtes nok at vi på forhånd hadde tilgang til bedre lokalkunnskap i Lardal og behøvde dermed ikke å oppsøke så mange av de små bekken som det var tvilsomt om det var fisk i.

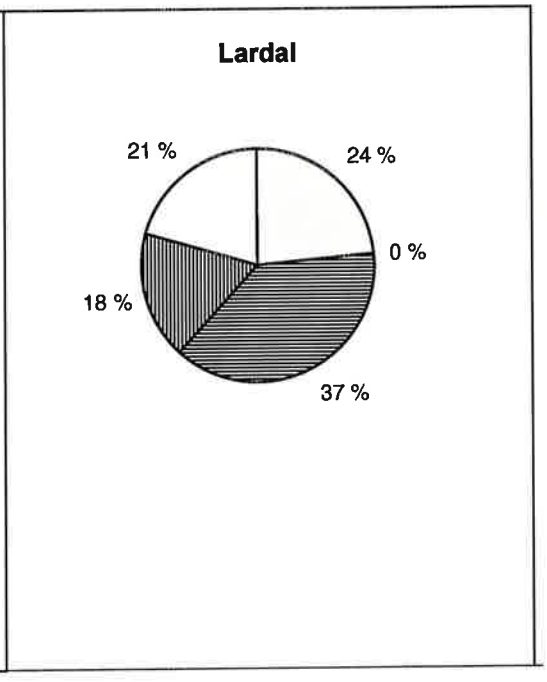
I 4 av bekkene i Larvik (8%) var sjøørretbestanden naturlig liten, mens denne kategorien utgjorde en større andel i Lardal (18%). Dette skyldes igjen topografien. I Lardal var det flere av bekkene med kort avstand til oppgangshinder, med stort fall og grovt substrat lite egnet for ørretyngel.

I 1/3 av de undersøkte bekkene (2/3 av de naturlig sjøørretførende) hadde nedsatt produksjon p.g.a. menneskelig påvirkning. Denne andelen var like stor i begge kommuner. I ytterligere 3% av bekkene (3 stk.) var bestanden helt utryddet og i en bekk var sjøørretbestanden truet av utryddelse. I til sammen 66 % (36 stk) av de naturlig sjøørretførende bekkene hadde menneskelig aktivitet hatt negativ virkning på sjøørretbestanden. Dette tilsvarer den gjennomgående trenden i Langs Skagerakkysten og i Oslofjorden (Matzow & Lund 1996). Vi skal i neste kapittel se på hva slags menneskelig påvirkning det er snakk om.



Figur 5.1.3. De 87 undersøkte sideelvene i Larvik kommune og Lardal kommune kategorisert etter DNs klassifiseringssystem.





Figur 5.1.4. De 53 undersøkte sideelvene i Larvik kommune i 1996 kategorisert etter DNs klassifiseringssystem.

Figur 5.1.5. De 34 undersøkte sideelvene i Lardal kommune i 1997 kategorisert etter DNs klassifiseringssystem.

5.1.3. Hva reduserer sjøørretproduksjonen i Lågendalen?

Endringer i vannføring.

For lav eller ustabil vannføring kan hindre oppgang av fisk i vassdragene og ødelegge gyte- og oppvekstområder. Et generelt trekk blant de fleste som ble intervjuet i denne undersøkelsen er at de mener at vannføringsforholdene i bekkene er forandret. Også ved andre undersøkelser av sjøørretbekker i Vestfold har man fått dette inntrykket (Christiansen 1997). Dette gjelder nok i de aller fleste bekkene i denne undersøkelsen. Flere faktorer kan påvirke vannføringen negativt:

1) Regulering til tømmerfløting.
Tidligere var mange av de små sidevassdragene sterkt regulert i forbindelse med tømmerfløting, sag og mølledrift. Disse inngrepene hadde selvfølgelig stor betydning for ørreten. Imidlertid har få av disse inngrepene noen innvirkning i dag.

2) Regulering til kraftformål.
Ingen av sidebekkene er i dag påvirket av kraftutbygging. I Dalaelva er det gitt konsesjon for utbygging, men det ser heldigvis ut til at denne ikke gjennomføres. Ellers er Lågen sterkt påvirket av reguleringer lengre opp i vassdraget. Ny konsesjon for minstevannføring skal behandles i løpet av inneværende år. Fangststatistikkene viser at sjøørreten starter å vandre opp i Lågen allerede i begynnelsen av juni. Liten minstevannføring kan føre til vanskeligheter med oppvandring. I tillegg vil risikoen for epidemiske sykdomsutbrudd øke ved liten vannføring (Vestfold fylkeskommune 1995).

3) Regulering til drikkevannsuttak.
Bl.a. nr 42 Haugselva i Larvik og nr 8 Rosoelva i Lardal er regulert i forbindelse med drikkevannsuttak. Spesielt Rosoelva er negativt påvirket av dette i og med at det fører til at elva går tørr sommerstid. For dette må vannverket yte en økonomisk kompensasjon til tiltak i andre sjøørretbekker.

4) Jordbruksvanning.
Denne type inngrep har vi i f.eks. i nr. 34 Rimstadelva, nr 40 Hvarnesbekken, nr 42 Haugselva i Larvik, nr 34 Bøelva og nr 20 Oppsahlbekken i Lardal.

5) Grøfting og drenering av myrer, skogsmark og jorder i nedbørsfeltet, bekkelukking, opprenskning og kanalisering av vassdragene, snauhogst, fjerning av kantvegetasjon.
Alle inngrepene nevnt over har den effekten at flomtoppene blir større og at bekkene fortere går tørre i tørkeperioder. Her kan en merke seg at ikke bare liten vannføring, men også de store flomtoppene har negativ virkning ved at både detritus, påvekstalger og insekter spyles ut at vassdraget (Cushman 1985). Disse inngrepene har vi i varierende grad i alle vassdragene.

6) Generelt tørrere somrer.

Vandringshindre.
Menneskeskapte hindringer som gjør at fisken ikke kan vandre til potensielle gyte- og oppvekstområder er et problem i mange bekker i Lågendalen (tabell 5.1.1). Totalt reduseres sjøørretførende strekning med 3950 m p.g.a. dette.

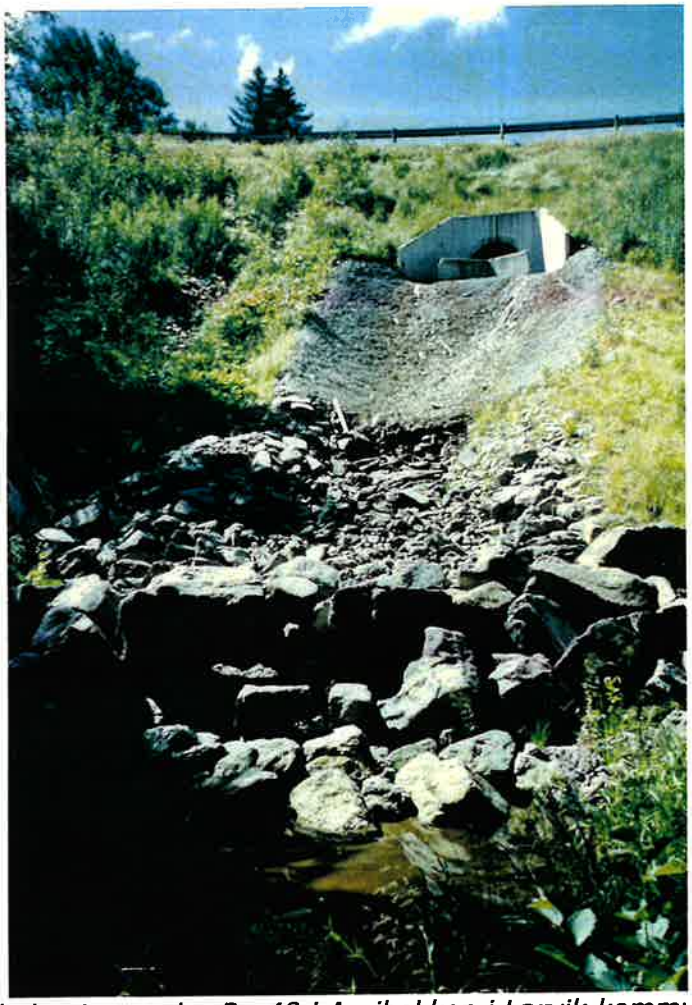
Oftest utgjøres disse vandringshindrene av rør og kulverter under veier som ender opp midt oppe i en fylling slik at fisken ikke greier å ta seg opp i røret (bilde 5.1.1). Er først rørdimensjonene store nok og fisken kommer seg opp i røret, kan de vandre i rør over bemerkelsesverdig lange strekninger.

Larvik kommune		Lardal kommune	
2 Tagtvedtbekken 10 Seierstadbekken	21f Gåsholtbekken 33 Auribekken	4 Skjeråsbekken 6 Hemselva	20 Oppsahlbekken 22 Sarumelva 23 Bjertnesbekken

Tabell 5.1.2. Dammer eller kulverter som helt eller delvis fungerer som oppgangshinder finner vi følgende bekker og elver:

Det må imidlertid påpekes at store ansamlinger av kvist og kvas og beverdemninger ofte oppfattes som upasserbare for gytefisken. Derfor blir det ofte velmenende «rensket opp» i sjøørretbekker av ivrige grunneiere og fiskeorganisasjoner.

Det har imidlertid vist seg at gytefisken viser en overraskende god evne til å ta seg forbi slike tilsynelatende hindringer (Gard 1961, Dollof 1986). I mange tilfeller kan en vel ment opprenskning av bekken føre til dårligere forhold for fisken. Dette har sammenheng med fire forhold:



Bilde 5.1.1. Denne kulverten under Rv 40 i Auribekken i Larvik kommune fungerer garantert som oppgangshinder (Foto: Ingar Aasestad 1996).

1) Mortensen (1977) forklarer dette med at ørreten har en sterk tetthetsavhengig dødelighet i tidlige stadier p.g.a. intraspesifikk konkurranse i form av territoriell adferd. En fysisk kompleks bunn som reduserer individenes mulighet til å se hverandre vil gi mindre territorier og følgelig større bestandstetthet.

2) Elliot (1986) viser i tillegg til at mengde insekter (ørretmat) etter en opprenskning blir betydelig redusert. Dette skyldes at død ved både rommer mange forskjellige habitat for insekter og gir næring for insekter direkte og indirekte i form av cellulosenedbrytende sopp og bakterier.

3) Dødt trevirke kan bidra med mange ganger så mye alloktont, fint, partikulært, organisk materiale som lauv og nåler (Ward & Aumen 1985).

4) Murphy et. al. (1986) fant at skjul i form av dødt trevirke var mer viktig for parr om vinteren enn om sommeren. De vekselvarme fiskene blir trege i kaldt vann og skjul mot varmblodige predatorer er dermed mest viktig om vinteren.

Konklusjonen vår blir da at dødt trevirke i bekken ikke skal fjernes så lenge en ikke kan påvise dårlig vannkvalitet eller at gytefiskens oppgang sperres som følge av trevirket.

Bekkelukking.

For å få maksimal arealutnyttelse til jordbruk og bebyggelse var det vanlig å legge hele eller deler av bekker i rør (bekkelukking). Slike bekkelukkinger kan utgjøre flere kilometer av et vassdrag. Undersøkelser i Østfold viser at siden 1960 er det lukket mer enn 150 mil med bekker og grøfter (Hauger 1994). I Drammen er 22 km gått tapt som leveområder for ørretyngelen (Eken & Garnås 1991). Blir rørgatene for lange, vil de utgjøre vandringshindre for sjøørret.

I Lågendalen er 5,5 km sjøørretbekk lagt i rør. All bekkelukking er foregått i Larvik (tabell 5.1.2). Det skyldes den flatere topografien her som har gjort bekkelukking mer hensiktsmessig i jordbrukssammenheng. Bekker i rør mister også mye av sin selvrensende evne i forbindelse med næringstilførsel til vassdraget (Fylkesmannen i Østfold, udat.).

Larvik kommune		Lardal kommune	
9 Haugenbekken 19 Hagtvedtelva 20 Eftedalbekken	29 Leirbekken 46 Utklevbekken 5 Støperibekken	ingen	

Tabell 5.1.3. Sjøørretbekker som helt eller delvis har blitt lagt i rør i Lågendalen.

Kanalisering og opprenskning.

Kanalisering er et av de største problemene i sjøørretbekker i Vestfold (Christiansen 1997). Grunnen til kanalisering er at jordbruket trenger større areal. Ved kanalisering vil vannhastigheten øke og bekken vil føre med seg mer løsmateriale som tilslammer gyteområdene. Resultatet av dette er at bunnen i bekken etterhvert får homogene fysiske forhold. I en naturlig meandrerende elv vil det derimot som regel være en veksling mellom kulper og overhengende elvebanker i yttersvingene med korte strykstrekninger i mellom. En slik habitatvariasjon gir som regel optimale forhold for ørretyngel.

opprensking brukes som betegnelse på fjerning av grove strukturer av dødt, organisk materiale (trær, greiner og kvister) og grov stein samt levende vegetasjon som ligger i selve elveløpet. Hensikten med opprenskningen har vært å hindre oppstuving av vann i flomperioder med oversvømmelse av dyrket mark som resultat samt tidligere for a bedre forholdene for tømmerfløting (DN 1994). I tillegg blir opprensking som tidligere nevnt praktisert som biotopforbedrende tiltak (Pedersen og Wilberg 1993) selv om dette i de fleste tilfeller virker negativt inn på ørretbestanden (Elliot 1986).

Bilde 5.1.2. Kanalisert og nylig opprensket område uten trevegetasjon langs kantene i Hagtvedtelva i Larvik kommune (Foto: Ingar Aasestad 1996).

Død ved akkumuleres naturlig i elver, og influerer i sterk grad på elvas morfologi og biologiske prosesser (Dollof 1986). Andrus et al. (1988) fant at 70% av dammene i ei elv i Oregon skyldtes død ved. Dette gir vekslinger mellom stryk og kulper. Fjerner man den døde veden og større steiner, fører dette til mindre variasjon, økt strømhastigheten slik at sedimenttransporten nedover i vassdraget øker og økt erosjon på området som opprenskes (DN 1994). En får mindre sedimentering i dammene, og elvas selvrensende evne reduseres. Ved opprenskning av elva vil erosjonen av de ustabile massene øke og innholdet av løst og partikulært materiale i vannet vil følgelig øke (DN 1994).

Mortensen (1977) rapporterer om at ørretbestanden både i og nedstrøms opprenskningområdet i en bekk i Danmark ble redusert.

Nedstrøms skyldes nedgangen at økt sedimenttransport for det første fører til at ørretens skjulested tilslammes. For det andre vil økt sedimenttransport redusere mengde mat tilgjengelig for ørreten ved at insektfaunaen reduseres (Hvidsten og Johnsen 1992). Derfor kan kanalisering og opprenskning ovenfor den sjøørretførende strekningen også ha negative effekter på sjøørreten. Enda større er nedgangen i selve opprenskningsområdet (Mortensen 1976). Som tidligere nevnt, fører både kanalisering og opprenskning til at vannføringsforholdene endres ved at flomtoppene blir større og at bekken går fortere tørr.

I de sjøørretførende delene av bekker i Lågendalen, er det gjennomført kanalisering eller opprenskning i 18 bekker (tabell 5.1.3) (bilde 5.1.2).

Larvik kommune		Lardal kommune	
7 Rauanbekken	13 Møllerstbekken	5 Styrmobekken	11 Renneelva
10 Seiersadbekken	15 Ulvedalsbekken	12 Herlandelva	16 Lindsverkbekken
19 Hagtvedtbekken	20 Eftedalbekken	20 Oppsahlelva	23 Bjærtnesbekken
21b Allumbekken	24 Gylna	33 Flåttenbekken	34 Bøelva
26 Neselva	46 Utklevsbekken		

Tabell 5.1.4. Sjøørretbekker i Lågendalen som er kanalisert eller opprensket i den sjøørretførende delen.

Kantvegetasjon.

Kantskog kan bidra til erosjonsforbygning langs breddene, økt tilførsel av næringsdyr og mer skjul for fiskebestanden (Wesche et al. 1987, Glova & Sagar 1994).

Under forutsetning at det ikke oppstår giftvirkning eller oksygenmangel, vil tilførsel av organisk stoff fra kantskog kunne øke produksjonen i vassdrag. Henricson (1985) viste at tilførsel av organisk materiale økte fødetilgangen for ørretens næringsdyr. Dette økte igjen tettheten av ørret, fordi flere standplasser kunne gi akseptabelt næringsutbytte. Det er vist at veltede trær i elveløpet skaper skjul og kan øke tettheten av laksefisk (Flebbe & Doloff 1995). Tettheten minsker hvis slikt skjul fjernes (Mortensen 1977, Doloff 1986) fordi territoriestørrelsen, og dermed også antall fisk, er avhengig av tilgangen på skjul og bekkens fysiske utforming (LeCren 1965, Chapman 1966, Allen 1969).

Skjul ser ut til å være spesielt viktig for laksefisk vinterstid på grunn av økt sårbarhet for varmblodige predatorer (Lewis 1969, Cunjac & Power 1986, Heggenes 1995).

I tillegg har kantskog en viktig funksjon ved at fanger opp en del av jord og næringsavrenning til bekken. Trærne skaper skygge som også gir skjul og reduserer oppvarmingen av vannet. Høy temperatur i bekken sommerstid reduserer yngelens vekst (>14-16°C) og kan i verste fall være dødelig (>25°C). Dette skyldes at økt temperatur øker hastigheten på de metabolske prosessene hos fisk samtidig som vannet inneholder mindre oksygen ved høyere temperaturer. I tillegg til at kantvegetasjon er av stor betydning for sjøørreten, vil den også ha stor betydning for biologisk mangfold generelt (Simonsen 1997).

Et generelt trekk i Lågendalen, er at det står bedre til med kantskogen langs bekkene i Lardal enn i Larvik. Dette her igjen med topografien å gjøre.

Med de generelt dypere bekkedalene i Lardal har det ikke vært like aktuelt å legge dyrka jord helt inntil bekkene slik det er blitt gjort flere steder i Larvik (bilde 5.1.2).

Bilde 5.1.3. Støperibekken i Larvik er for en stor del lagt i rør og vannet er ekstremt forurenset (Foto: Ingar Aasestad 1996).

Forurensning og forsøpling.
Tilførsel av forurensning til bekkene fra landbruk kan være kloakk, vinterspredt husdyrgjødsel, kunstgjødsel, silosaft, ulike plantevernmidler og avrenning fra beiteområder. Fra tettbygd strøk kommer kloakk, husholdningsavfall og avløpsvann. Fra industri kommer spillvann og biprodukter. Felles for denne type forurensning er at de tilfører vassdraget kunstig høye verdier av fosfor og nitrogen og eventuelle giftstoffer. Dette vil føre til oksygenmangel direkte p.g.a. bakteriell nedbryting av organisk materiale og / eller en oppblomstring av alger og makrovegetasjon.

Nedbryting av dette vil igjen kunne føre til oksygensvikt - gjerne i varme perioder. Liten vannføring vil forverre situasjonen. Begroingen i bekken vil i tillegg kunne dekke til gytegrusen.

Når det gjelder tilstanden i Lågendalen, er det i de nedre delene at det er verst (tabell 5.1.4) (bilde 5.1.3). Dette skyldes dels at det er større landbruks- og industrivirksomhet her og dels topografi. I Lardal er det få bekker hvor vannet har så lang oppholdstid at oksygenet rekker å brukes opp før vannet når Lågen.

Larvik kommune		Lardal kommune
Bekk	*Årsak*	
2 Tagtvedtbekken	Kloakk	ingen registrert
4 Kråkelundbekken	Avrenning fra industri	
5 Støperibekken	Avrenning fra industri	
9 Haugenbekken	Avrenning fra søppelfylling	
10. Seierstadbekken	Næringsavrenning fra landbruket + kloakk?	
13 Møllerstubekken	Avrenning fra sagbruk + landbruk	
26 Neselva	Landbruk + kloakk	
31 Bergbekken	Avrenning fra søppelfylling	
43 Virgenesbekken	Avrenning fra industri	

Tabell 5.1.5. Sjøørretbekker i Lågendalen hvor forurensning skaper problemer for ørretbestanden.

Predasjon.
Viktige ørretpredatorer kan være gjedde, mink og hegre. Zalewski et al. (1985) fastslo at predasjon var en svært betydelig faktor for overlevelsen av utsatt ørret i Polske vassdrag. Nyman & Westin (1978) fastslo at tettheten av ørret var svært liten der gjedde forekom. Gjedde er registrert i de nedre, sakteflytende delene i flere av de sjøørretførende bekkene (tabell 5.1.5).

Hegre er registrert i 5-6 av bekkene og den hadde reir bl.a. ved Ulvedalsbekken i Larvik. Spor etter mink ble registrert i mange av bekkene. De bestandene vi har av mink i Norge er resultat av rømninger fra minkfarmer. På Østlandet ble de første minkstammene trolig etablert på 1930-tallet. Innen 1955 var villmink registrert i samtlige kommuner i dette området (Bevanger 1990).

Om vinteren er fisk desidert viktigste bytte for minken (Gerell 1967). Fordi fisken er vekselvarm, er den treg om vinteren. Minken vil derfor lettere fange fisk vinterstid. Derfor er det særlig viktig at fisken har gode skjulesteder på denne årstiden.
Det finnes undersøkelser hvor man har funnet at ørretbestanden øker ved desimering av minkbestanden og undersøkelser hvor det motsatte er vist (Burgess og Bider 1980). I det siste tilfelle spiste minken i størst grad potensielle næringskonkurrenter til ørreten. Borgstrøm og Heggenes (1988b) fant i Årungselva at mortaliteten på lakseyngel var oppe i 80% i løpet av de få dagene hvor mink var til stede.

Siden mink antas å regulere ørretbestanden skulle en tro at minkkontroll vil være et effektivt tiltak. Fangsten må imidlertid utøves på rett måte for å gi effekter:

1. Rett metode:
Minken er nysgjerrig og forholdsvis lett å fange i levende feller eller klappfeller. En forutsetning er imidlertid at avlivingen er human.

2. Til rett tid:
Fangst fra mars til yngletidens slutt er mest effektiv fordi man fjerner fastboende hunner og dermed reduserer antall unger. På denne tiden er den flytende del av bestanden minst, og tomme revirer blir ofte fylt ved at naboer utvider sine revirer. Fangst av revirhevdende dyr på høsten vil gjøre vondt verre fordi man da vil åpne for unge individer på leting etter ledige revirer. Selv om man på denne tiden får flest mink er det altså den minst effektive tiden å drive fangst på med hensyn på redusert ørret-predasjon. Med de nye jakttidsforskriftene, er det innført yngletidsfredning på mink og muligheten for å drive en effektiv predatorkontroll er redusert.

3. Intensiv:
For at predatorkontrollen skal være effektiv må den være intensiv. Det vil si at man må fjerne så og si alle mink i hele vassdraget fordi de i stor grad vikarierer for de individene som blir borte.

4. Vedvarende:
Predatorkontroll har liten langtidsvirkning. Fordi ledige revirer raskt fylles opp av den flytende del av bestanden, særlig om høsten, må minkkontrollen være vedvarende.

5. Biotopskjøtsel:
Mot mink har større langtidseffekt: Det er viktig at fisken har skjul særlig i form av dødt trevirke, hulrom mellom steiner, overheng på kantene av bekken og tilstrekkelig dybde. På den måten kan andelen av fisk spist av mink reduseres.

Konkurranse fra andre arter.
Ørekyte er registrert i 12 av de sjøørretførende bekkene, hovedsakelig i Lardal (tabell 5.1.5.). Det ble ikke registrert ørekyte i noen bekker nedenfor Hvarnes. Ørekyte ble hovedsakelig registrert i stimer i de nedre, sakteflytende delene av bekkene. Ørekyte kan begrense produksjonen av ørret i rennende vann (Aass 1985). De høye tettheten av ørretyngel i f.eks Flåttenbekken tyder på at dette i liten grad er tilfelle her.

Sandkryper ble første gang registrert i Numedalslågen (og i Norge) i 1991 (Eken & Borgstrøm 1994). Det antas at den er satt ut av agnfiskere. Den er registrert i størst antall i Herlandselva (Pethon & Barstad 1997). Av bekkene undersøkt her, ble den kun registrert i Hagtvedtelva. Sandkryperen har stort diettoverlapp med ørret/laksunger og det er antatt at den kan redusere yngelproduksjonen hvis den opptrer i tilstrekkelige mengder (Pethon & Barstad 1997). Denne undersøkelsen har imidlertid vist at dette foreløpig er langt fra noe stort problem i sideelvene til Lågen. Sannsynligvis er den viktigste predatoren på ørretyngelen eldre parr.

Larvik kommune		Lardal kommune	
Bekk	***Art***	***Bekk***	***Art***
1 Kiilsbekken	ST	4 Skjæråsbekken	N, L*
10 Seierstadbekken	E	7 Thingelstadbekken	Ø, N
13 Møllerstubekken	E	8 Rosoelva	Ø *
19 Hagtvedtbekken	G, H, E, S	9 Krukabekken	Ø, L*
21b Allumbekken	G, H	10 Skuibekken	Ø
22 Bjerkebekken	A	11 Renneelva	L*
24 Gjønnesbekken	G, H, A	12 Herlandselva	L, S, Ø
26 Neselva	H, ST, N	13 Galtebekken	Ø
32 Rødsbekken	A, H	20 Oppsahlbekken	Ø, N *
34 Rimstadelva	G, H, L*	21 Gavelstadelva	Ø, G, L*
40 Hvarnesbekken	G, N	22 Sarumelva	L*
42 Haugselva	G, H, Ø, A, S, *	29 Garilla	L*
43 Virgenesbekken	Ø	33 Flåttenbekken	L, Ø, N
		34 Bøelva	L *, Ø

*Tabell 5.1.6. Sjøørretbekker i Lågendalen hvor det i denne undersøkelsen ved el-fiske er registrert gjedde (G), sandkryper (S), vederbuk/gullbust (H), 3-pigget stingsild (ST), ørekyte (Ø), elveniøye (E), abbor (A) eller laks (L). * markerer om laks er registrert av Larsen (1985).*

Det ble funnet lakseparr i 10 av bekkene hvorav alle for uten en i Lardal kommune. Dette stemmer godt med hva Larsen (1985) fant. Igjen er det topografien som er forklaringen på denne fordelingen. Bekkene har generelt sterkere strøm i Lardal. Lakseyngelen foretrekker nemlig generelt høyere strømhastigheter enn ørret (Heggenes 1995). Laksen har en fysiologi med større brystfinner og en mer langstrakt kropp som gjør den bedre tilpasset hurtig strømmende vann. Likevel er det ørreten som dominerer i antall i alle sideelvene for uten de nederste delene av Herlandselva (Pethon 1994) og i Daleelva (Nielsen & Brittain 1984). Laks og ørret utnytte habitatene på forskjellig måte slik at den totale yngelproduksjonen økes med 1/3 når også lakseyngel er til stede. Ørretproduksjonen vil imidlertid reduseres noe (Kennedy & Strange 1980, 1986).

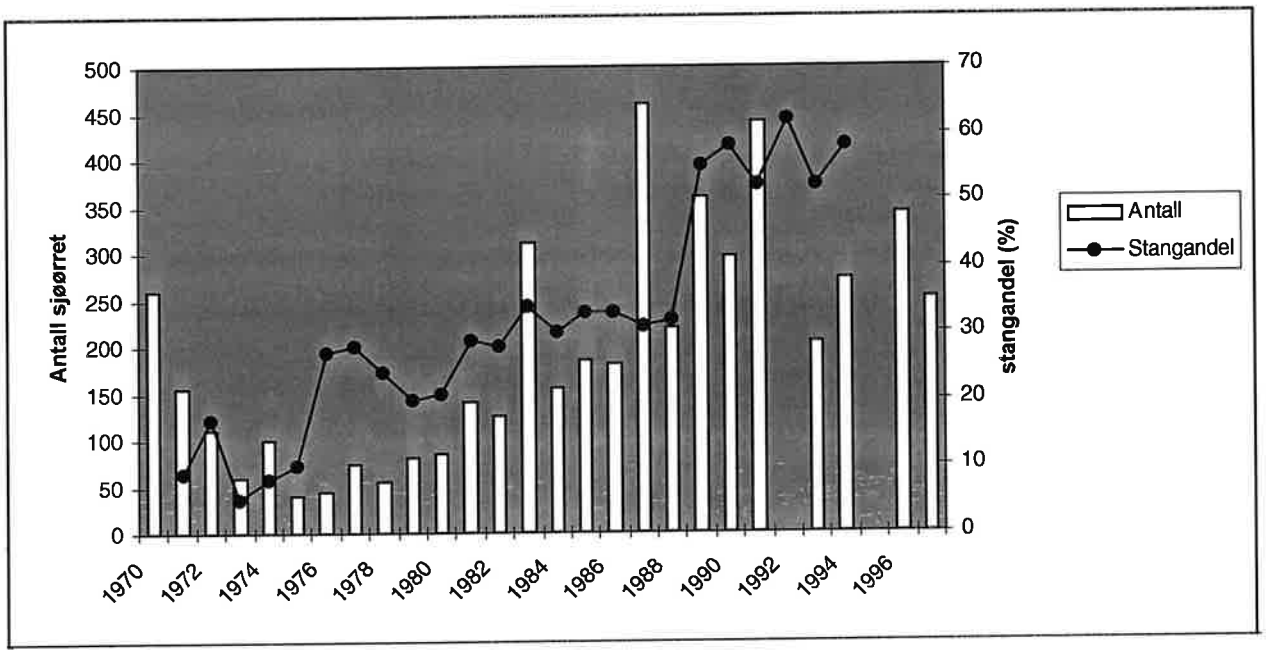
Sur nedbør.

Flere av bestandene av innlandsørret i Lågendalen er sterkt skadet av sur nedbør. Enkelte av vassdragene langs Lågen blir derfor kalket (Lund & Skov 1995). Selv om regionen har store tilførsler av sur nedbør, antar vi at dette ikke er noe stort problem for sjøørretbestanden i Lågendalen. Det skyldes at under marin grense vil kalk i de marine avsetningene virke nøytraliserende. Dersom det er sparsomt med avsetninger eller at vannet er i kortvarig kontakt med avsetningene, kan nok lav pH være et problem. Dette kan gjelde enkelte bekker i Lardal. Dette vet vi imidlertid lite om. For å finne ut mer, bør det iverksettes måleprogrammer i aktuelle bekker i Lardal. Disse må i tilfelle foregå kontinuerlig gjennom året for at de skal ha noen verdi.

Fangst i ferskvann.

Det er vært en tidobling i oppgitt fangst av sjøørret i Numedalslågen siden midt på 70-tallet (Lund & Skov 1995). Dette kan dels skyldes at det er blitt mer sjøørret og dels skyldes det økte sportsfisket. Fangsfordelingen av sjøørret på de tradisjonelle, faststående fiskeredskapene og sportfiske var både i 1993, 1994 og i 1996 temmelig nøyaktig 1 til 8 (Fylkesmannen i Vestfold, upubl. data). At det er en nær sammenheng mellom andelen anadrom laksefisk tatt på sportsfiskeutstyr og antall sjøørret fanget i Lågen, ser vi også av figur 5.1.6.

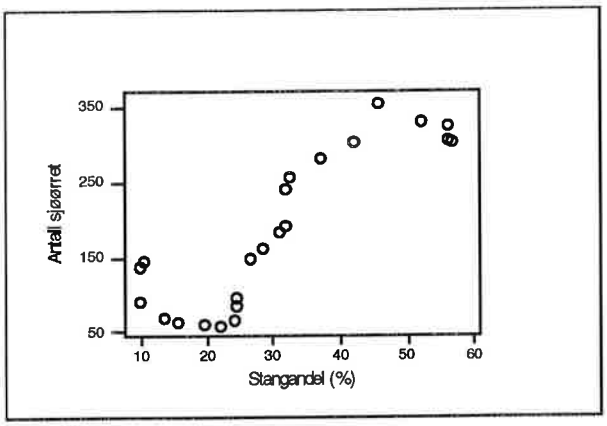
Enda tydeligere ser vi denne generelle trenden hvis vi utjamner dataene v.h.a. 5-års snitt for i større grad å kunne luke bort tilfeldige variasjoner i tallmaterialet (figur 5.1.7 og 5.1.8.). Sammenhengen er signifikant (regressjon: df=22, F=64,42, p<0,05). Hele 75 % av økningen i fangsten av sjøørret kan forklares ved økningen i sportsfiske i denne perioden.



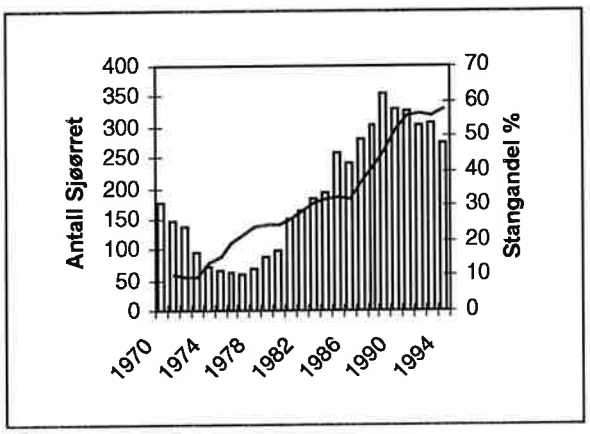
Figur 5.1.6. Antall sjøørret fanget i Numedalslågen totalt med tradisjonelle redskaper og på stang i perioden 1970-1997. Data for 1992 og 1995 mangler. I tillegg viser figuren andelen av totalt antall anadrom laksefisk fanget på stang i perioden 1971-1994 (Lund & Skov 1995, Vestfold fylkeskommune 1995 og Fylkesmannen i Vestfold, upubl. data).

De tradisjonelle fiskeredskapene fanger i liten grad fisk mindre enn 1,5-2 kg. Gytefiskundersøkelsene her har vist at sjøørreten i gjennomsnitt er mellom 0,7-0,9 kg. Dermed slapp det meste av sjøørreten forbi da det tradisjonelle fisket dominerte. Økt sportsfiske i Lågen vil altså føre til en større beskatning av sjøørreten. Det er imidlertid ingen ting som tyder på at fangsten av sjøørret i Lågen i dag er for stor.

Lystring har til alle tider vært et utbredt form for fangst av sjøørret. Dette var nok tidligere en nødvendig form for matauk i trange tider selv om matkvaliteten på fisken i denne perioden er så som så. I små bekker er sjøørreten svært sårbar og man kan lett fange en stor del av gytefiskene. Når denne fangsten kommer i tillegg til andre trusler kan den få svært store negative følger for produksjonen i en bekk. Larvik politidistrikt hadde ingen saker i forbindelse med lystring i 1997. Det er imidlertid ting som tyder på at lystring foregår til en viss grad, særlig i bekker utover mot utløpet.



Figur 5.1.7. Sammenhengen mellom andelen laksefisk fanget på stang i Numedalslågen og totalt antall sjøørret fanget på samme sted i perioden 1971-1994. Dataene er basert på 5 års gjennomsnitt.



Figur 5.1.8. Andelen laksefisk fanget på stang i Numedalslågen (heltrukken linje) og antall sjøørret fanget på samme sted til sammen med stang og tradisjonelle fiskemetoder totalt pr år i perioden 1971-1994 (søyler). Dataene er basert på 5 års gjennomsnitt.

Fangst i sjøen.
Det foregår et betydelig sportsfiske i sjøen, men hvor mye sjøørret som fanges her, vet man svært lite om (Matzow & Lund 1996). I tillegg foregår det nok noe ulovlig garnfiske. Larvik politidistrikt hadde i 1997 hele 17 saker med ulovlig fangst av anadrom laksefisk i sjøen (pers. med.).

Kumulativ effekt.
Med kumulativ effekt menes at når flere faktorer virker sammen, vil de gi et større negativt bidrag samlet enn deres samlede relative bidrag («1+1=3»).

Et eksempel er liten vannføring p.g.a. inngrep i nedbørsfeltet og predasjon fra mink. De ville begge hatt negativ virkning hver for seg, men når de får virke sammen, blir minkens mulighet til å fange fisk større. Et annet eksempel er vannføring og næringstilførsel. Med redusert vannføring øker forurensningsgraden fordi resipientkapasiteten (evnen til å fortynne tilførslene) avtar. Med andre ord vil ofte en negativ faktor forsterke andre negative faktorer.

6.0 Litteratur.

Alabaster, J.S. & Lloyd R. 1980. Water Quality criteria for freshwater fish. - Butterworths, London.

Allen, K.R. 1969. Limnitations on productions in salmonid populations in streams. - In: Northcote T.G. (ed.). Sympsium on salmon and trout in streams, pp 3-18. Institute of fisheries, University of British Columbia, Vancouver, B.C.

Alm, G. 1950. The seatrout of the Åva stream. Rep. Inst. Fresw. Res., Drottningholm 31: 26-56.

Andersson, B.O. 1983. Viskevård i små rinnande vatten. Informasjon från Søtvattenlaboratoriet, Drottningholm nr. 6. 27 s.

Avery E.L. 1985. Sexual maturity and fecundity of brown trout in Central and Nothern Wisconsin streams. Technical bulletin no.154. Dept. of natural resourses. Madison, Wisconsin.

Bagenal T.B. 1969. Relationships between egg size and fry survival in brown trout (Salmo trutta L.). Journal of Fish Biology 1: 349-353.

Berg, O. K. & Berg, M. 1987. Migrations of sea trout (*Salmo trutta* L.) from the Vardenes river in nothern Norway. Journal of Fish Biology 31: 113-121.

Berger, H.M., Breistein, J.B., Larsen, B.M. & Nøst, T. 1997. Gråelva - Mindre leirslam gir mer bunndyr og fisk. Sluttrapport 1992-95. NINA Oppdragsmelding 468: 1-42.

Bergstrøm, B. & Løwe, A. 1988. Kvartergeologisk kart 1: 50 000, 1713 II og 1813 I. Norges geologiske undersøkelse.

Bevanger, K. 1990. Minken. -I: Semb-Johannesen, A. (red.) Norges dyr. J.W. Cappelen a.s., s. 115-124.

Bohlin T. 1975. A note on the aggressive behavior of adult male sea trout towards «precocious» males during spawning. Rep. Inst. Fresw.Res., Drottningholm 54: 118.

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

Bogen, J. 1986. Erosjonsprosesser og sedimentransport i norske vassdrag. Utredning av forvaltningsansvar, faglig status og forskningsbehov. Norsk hydrologisk komité. Rapport nr. 20 - Oslo.

Borgstrøm, R. & Heggenes, J. 1988. Smoltification of sea-trout (***Salmo trutta*** L.) at short length as an adaption to extremly low summer flow. Polskie Archiwum Hydrobiologii 35: 375-384.

Borgstrøm, R. and Heggenes, J. 1988b. Effect of mink, *Mustea vison* Screber, predation cohorts of juvenile Atlantic salmon, *Salmo salar* L., and brown trout, *S. trutta* L., in three small sreems. J. Fish Biol. 33: 885-894.

Borgstrøm, R & Heggenes, J. 1991. Årungselva - Utforming av nytt elveleie i forbindelse med ny E6. Institutt for biologi og naturforvaltning, Årungselvrapport 2.

Bowlby, J.N. & Roff, J.C. 1986. Trout biomass and habitat relationships in Sothern Ontario streams. Transactions of the American Fisheries Society 115: 503-514.

Bredeli, I. Udatert. Sjøørretundersøkelse i kystnære bekker i Telemark 1990. Fylkesmannen i Telemark, Miljøvernavdelingen.

Brown, R.S. & MacCay, W.C. 1995. Fall and winter movements of and habitat use by cuttroat in the Ram river, Alberta. Transactions of the American Fisheries Society 124: 873-885.

Burgess, S.A. & Bider, J.R. 1980. Effects of stream habitat improvments on invertebrates, trout populations, and mink activity. J. Wildl. Managem. 44(4):871-880.

Cambell, J.S. 1977. Spawning characteristics of brown trout and sea trout (*Salmo trutta* L.) in Kirk Burn, river Tweed, Scotland. Journal of Fish Biology 11: 217-129.

Chapman, D.W. 1966. Food and space as regulators of salmonid populations in streams. Am. Nat. 100: 345-357.

Christiansen, G.N. 1997. Sjøørret i Sande kommune 1997. - kystnære sjøørretbekker. Akvaplan-NIVA rapport nr. 542.1282.1.

Cunjac, R.A. & Power G. 1986. Winter habitat utilization by stream resident brook trout (*Salvenlinus fontinalis*) and brown trout (*Salmo trutta*). Can. J. Fish Aquat. Sci. 43: 1970-1981.

Cushman, R.M. 1985. Reweiew of ecological effects of rapidly varying flows downstream from hydroelectric facilities. N. Am. J. Fish. Mgmt. 5: 330-339.

Dahl, E., Elven, R., Moen, A. & Skogen, A. 1986. Vegetasjonsregionkart over Norge, 1:500 000. Nasjonalatlas for Norge. Statens kartverk.

Dellfors, C. & Faremo U. 1988. Early sexual maturation in males of wild sea trout (*Salmo trutta* L.) inhibits smoltification. Journal of Fish Biology 33: 741-749.

Direktoratet for naturforvaltning 1994. Inngrep i vassdrag - effekter og tiltak. DN-håndbok 9.

Dollof, A.C. 1986. Effects of Stream Cleaning on Juvenile Coho Salmon and Dolly Varden in Southeast Alaska. Trans. Am. Fish. Soc. 115: 743-755.

Egglishaw H.J. & Shackley P.E. 1982. Influence of water depht on distribution of juvenile salmonids (*Salmo salar* L), in a Scottish stream. Journal of Fish Biology 21: 141-155.

Eken M. & Borgstrøm R. 1994. Sandkryper - en ny fiskeart for Norge. Fauna (Oslo) 47: 120-123.

Eken M. & Garnås E. 1991. Sjøørret rundt Drammensfjorden - Forekomst, miljøproblemer og tiltak for å styrke bestanden. Rapport nr. 4 - 1991. Fylkesmannen i Buskerud, Miljøvernavdelingen.

Elliot, S.T. 1986. Reduction of a Dolly Varden Population and Macrobentos after Removal of Logging Debris. Trans. Am. Fish. Soc. 115: 392-400.

Elliott, J.M. 1982. The effects of temperature on ration size on growth and energetics of salmonids in captivity. Comp. Biocem. Physiol. 73: 81-91.

Elliott, J.M. 1984. Numerical changes and production of young migratory trout (*Salmo trutta*) in a Lake District stream. Journal of Fish Biology 53: 327-350.

Elliott, J.M. 1985. Population regulation for different life-stages of migratory trout (*Salmo trutta*) in Lake District stream, 1966-83. Journal of Animal Ecology 54: 617-638.

Elliott, J. M. 1994. Quantitative ecology and the brown trout. Oxford University Press, Oxford.

Frier J.O. 1993. Bevaring af ørredbestande i Danmark - Beggrund, undersøgelser og metode eksemplifiseret ved en undersøgelse i Simensted Å. Nordisk seminar - og arbejsrapporter 1993: 644.

Forseth, T. & Jonsson, B. 1994. The growth and food ration of piscivorous brown trout (*Salmo trutta*). Func. Ecol. 8: 171-177.

Flebbe P.A. & Dolloff C A. 1995. Trout use of woody debris and habitat in Appalachian wilderness streams of North Carolina. North American Journal of Fisheries Management 15: 579-590.

Frost, S. & Brown, M.E. 1967. The trout -Great Britain, Collins Clear. Type press, Londeon and Glascow 2nd. Ed. 1972.

Fylkesmannen i Vestfold 1984. Kartlegging av ferskvannsfisk i Vestfold.

Fylkesmannen i Østfold, miljøvernavdelinga, udatert. Bekken. Naturens renseanlegg. Brosjyre.

Gard, R. 1961. Effects of beaver on trout in Sagehen Creek, California. J. Wildl. Mangm. 25: 221-240.

Gerell, R. 1967. Food selection in relation to habitat in mink (*Mustala vison* Schreber) in Sweden. Oikos 18:233-246.

Gibson, J. 1988. Mechanisms regulating spices compositions, population structure and production of stream salmonids: a rewiew. Polsi Archiwum Hydrobiologii 35: 469-495.

Gjøsæter, J. & Knutsen, J. A. 1996. Bestandsvariasjoner hos sjøørret på Skagerakkysten. -I: Direktoratet for naturforvaltning, 1996. Forvaltning av sjøørret på Skagerakkysten og i Oslofjorden. DN-utredning 1996-1.

Glova G.J. & Sagar P.M. 1994. Comparison of fish and macroinvertebrate standing stocks in relation to riparian willow (*Salix* spp.) in three New Zealand streams. New Zealand Journal of Marine and Freshwater Resarch 28: 255-266.

Hauger T. 1994. Mange bekker små. Miljøvernavdelingen i Østfold. Landbruksforlaget.¨

Heggenes, J. 1988. Physical habitat selection by brown trout (*Salmo trutta*) in riverine systems. Nordic Journal of Freshwater Research 64: 74-90.

Heggenes, J. 1995. Habitatvalg og vandringer hos ørret og laks i rennende vann. -I: Borgstrøm R., Jonsson, B. & L` Abee-Lund, J.H. (red). Ferskvannsfisk - økologi, kultivering og utnytting. Norges forskningsråd, s. 17-28.

Henricson J. 1985. Effecten av tilført vextmaterial på øringsproduktionen i en bekk. Information från Søtvattenslaboratoriet, Drottningholm nr 10, 1985.

Hindar, K., Jonsson, B. Ryman, N. & Ståhl, G. 1991. Genetic relationships among landlocked, resident and anadromous brown trout (*Salmo trutta* L.). Heredity 66: 83-91.

Hvidsten, N.A. & Johnson B.O. 1992. River bed construction: impact and habitat restoration for juvenile Atlantic salmon, *Salmo salar* L., and brown trout, *Salmo trutta* L. Aquac. Fish. Mngm. 23: 489-498.

Hynes, H.B.N. 1983. Groundwater and stream ecology. Hydrobiologia 100: 93-99.

Jensen, K.W. 1968. Sea trout (*Salmo trutta* L) of River Istra, Western Norway. Report of the Institute of Freshwater Reshearch Drottningholm 48: 187-213.

Jensen, K.W. 1984. Elfiske. -I: Jensen, K.W. (red). Sportsfiskerens leksikon. Kunnskapsforlaget, Oslo, s 119-120.

Jonsson, B. 1981. Life history strategies of trout (*Salmo trutta* L.). Zoological Institute, University of Oslo. Doctoral dissertation.

Jonsson, B. 1985. Life history strategies of trout (*Salmo trutta* L.). Zoological Istitute, University of Oslo, s 119-120.

Jonsson, B. 1989. Life history and habitat use of Norwegian brown trout (*Salmo trutta* L.). Freshwater Biology 21: 71-86.

Jonsson, B. 1991. Influence of water flow, water temperature and light on fish migration in rivers. Nordic Journal of Freshwater Research 66: 20-35.

Jonsson, N. & Finstad, B. 1995. Sjøørret: økologi, fysiologi og atferd. -NINA Fagrapport 06: 1-32.

Jonsson, B. 1996. Sjøørretens livshistorie. -I: Matzow, D. & Lund, K. 1996. Forvaltningsplan for sjøørret på Skagerakkysten og i Oslofjorden. Utredning for DN 1996-1, vedlegg 1.

Jørgensen, P. 1993. Kvartærgeologi. Institutt for jord- og vannfag, seksjon for geologi, Ås-NLH. 309 s.

Kennedy, G.J.A. & Strange C.D. 1980. Population changes after two years of salmon stocking in upland trout streams. J. Fish. Biol. 17: 577-586.

Kennedy, G.J.A. & Strange C.D. 1981. Effeciency of electric fishing for salmonids in relations to river width. Fisheries management 12: 55-60.

Kennedy, G.J.A. & Strange C.D. 1986. The effects of intra- and interspecific competition on the survival and growth of stocked juvenile Atlantic salmon and resident trout in an upland stream. J. Fish. Biol. 28: 479-489.

Kildal, T. 1983. Fiskeribiologiske undersøkelser i obj. II-5-Daleelv, Fiskrapp 1/83. Fylkesmannen i Vestfold. 21 s.

Knutsen, J.A. & Gjøsæter, J. 1996. Habitat- og næringsvalg til sjø-ørret ute i sjøen. -I: Matzow, D. & Lund, K. Forvaltningsplan for sjøørret på Skagerakkysten og i Oslofjorden. Utredning for DN 1996-1, vedlegg 3.

L´Abée-Lund, J.H., Jonsson B., Jensen A.J., Sættem L.M., Heggberget T.G., Johnsen B.O. & Næsje T.F. 1989. Latitudinal variation in life-history characteristics of searun migrant trout (*Salmo trutta*). Animal Ecology 58: 522-542.

L´Abée-Lund, J.H. 1991. Variation within and between rivers in adult size and sea age at maturity of anadromus brown trout (*Salmo trutta*). Can. J. Fish. Aquat. Sci. 48: 1015-1021.

L´Abée-Lund, J.H. & Hindar K. 1990. Interpopulation variation in reproductive traits of anadromus female brown trout (*Salmo trutta*). Journal of Fish Biology 37: 755-763.

Larsen, B.M. 1985. MVU-prosjekt: Minstevannføring og fisk. Statusrapport Numedalslågen 1985. DN - Reguleringsundersøkelsene 24 - 1985.

Larsen, B.M. 1987. MVU-prosjekt: Forskref-prosjekt Numedalslågen. Fiskeribiologiske undersøkleser i lakseførende del. Statusrapport 1986. DN - Reguleringsundersøkelsene Rapp. 2-1987.

Larsen, B.M. & Gunnerød, T.B. 1986. Produksjon og avkastning av laks i Numedalslågen fra munningen til Hvittingfoss 1980-1985. (Vannbruksplanlegging Numedalslågen: Delrapport om laksefisket). DN - Reguleringsundersøkelsene Rapp. 1986 (10): 1-60.

Larsen, B.M. & Næsje, T.F. 1990. Sjøaure i kystvassdrag i Hurum og Røyken kommuner, Buskerud. Hurumprosjektet - Luftfartsverket.

LeCren E.D. 1965. Some factors regulating the size of populations of freshwaterfish. Mitt. Int. Verein. Theor. Angew. Limnol. 13: 88-105.

LeCren, E.D. 1973. The population dynamics of yuong trout (*Salmo trutta*) in relation to density and territorial behavior. Rapp. P.-V. Reun. Cons. Int. Explor. Mer 164: 241-246.

LeCren, E.D. 1985. The biology of the sea trout. A summary of a sumposium held at Plas Menai, 24-26 October 1984. Atlantic salmon Trust, Pitlochry.

Lewis S.L. 1069. Physical factors influencing fish populatins in pools of a trout stream. Trans. Am. Fish. Soc. 98: 14-19.

Lorenz, J.M. & Eiler J.H. 1989. Spawning habitat and redd characteristics of sokeye salmon in glcial Taku River, British Colombian Alaska. Transactions of the American Fisheries Society 118: 495-502.

Lund, K. & Skov, A. 1995. Kultiveringsplan for Vestfold. Fylkesmannen i Vestfold, Miljøvernavdelingen.

Matzow, D. & Lund, K. 1996. Forvaltningsplan for sjøørret på Skagerakkysten og i Oslofjorden. Utredning for DN 1996-1.

Mortensen, E. 1977. Densety-dependent mortality of trout fry (*Salmo trutta* L.) and its relationship to the management of small streams. J. fish. Biol. 11: 613-617.

Murphy, M.L., Heifetz J., Johnson S.W., Koski K.V., Thedinga J.F. 1986. Effects of clearcut logging with and without buffer strips on juvenile salmonids in Alaskan sreams. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 43: 1521-1533.

Nielsen, P.S & Brittain, J.E. 1984. Fiskeribiologiske undersøkelser i Svartangen og Daleelva i Lardal, Vestfold. Laboratorium for ferskvannsøkologi og innlandsfiske.

Nygård, H.C., Solheim, L.W., Østgård, J. & Fredriksen, O.F. 1996. Miljømål for utvalgte vannforekomster i Lardal og Larvik. Forslag til miljømål og tiltak.

Nyman L. & Westin L. 1978. Havsøringen på Gotland - En inventering. Information från Søtvattelaboratoriet, Drottningholm nr 10: 593-607.

Ottaway, E.M., Carling, P.A., Clarke, A. & Reader N.A. 1981. Observations on the structure of brown trout (*Salmo trutta* L.) redds. Journal of Fish Biology 19: 593-607.

Pedersen, H.B. & Wilberg, J.H. 1993. Restaurering av bekker i Bjerke -med tanke på økt produksjon av ørret. Rapport fra Akershus jeger- og fiskeforbund.

Persson, U. 1993. Tetthetsberegninger av laks og aure i Rogalandsvassdrag, 1992. Miljørapport nr 2-1993. Fylkesmannen i Rogaland, Miljøvernavdelingen.

Pethon, P. 1994. Vassdragsplanlegging i Herlandselva. Notat vedrørende fisk. -I: Hafsund, F. Vassdragsplan for Hærlandselva. Naturgrunnlag og arealbruk. Lardal kommune: Vedlegg.

Pethon P. & Barstad G. 1997. Grundling (*Gobio gobio*) i Numedalslågen - utbredelse og bestand. Resultatrapport 1996. Universitetet i Oslo, Zoologisk museum.

Pitcher T.J. & Mac Donald P.D.M. 1973. A numerical integration method for fish population fecundity. Journal of Fish Biology 5: 549-553.

Saksegård, L.,Jensen, A.J., Johansen, B.O.& Hokstad O. 1992. Fiskeribiologiske undersøkelser i lakseførende del av Osenvassdraget, Sogn og Fjordane 1985-1990. NINA oppdragsmelding 105: 1-58.

Saltveit, S. J. 1987. Fiskens miljø. Rennende vann. -I: Borgstrøm, R. & Hansen, L. P. (red.) Fisk i ferskvann. Økologi og ressursforvaltning. Landbruksforlaget, s 20-34.

Sandberg, J.H. 1996. Sjøørreten i Dalselva - kan bestanden beskattes? Hovedoppgave ved institutt for biologi og naturforvaltning, NLH-Ås.

Shearer W.M. 1987. North Esk sea trout. - In: Picken, M.J. & Shearer, W. M. (ed.). The sea trout in Scotland. Proceedings of a symposium held at the Deffanstage Marine Research Laboratory 18-19. June 1987.

Sigmond, E.M.O., Gustavson, M. & Roberts, D. 1984. Berggrunnskart over Norge. M. 1:1 million. Norges geologiske undersøkelse.

Simonsen, L. 1997. Biotopforbedrende tiltak i sjøørretbekker. Fylkesmannen i Østfold, Miljøvernavdelingen.

Slaney P.A. & Northcote T.G. 1973. Effects of fry abundance on density and territorial behavior of young rainbow trout (*Salmo gairdeneri*) in laboratory stream channels. Inst. Of Anim. Res. Ecol., University of British Colombia, Vancouver, B.C. WGTIW5.

Sowden T.K. & Power G. 1985. Predictions of rainbow trout embryo survival in relation to groundwater seepage and particle size of spawning substrate. Transactions of the American Fisheries Society 114: 804-812.

Symons, P.E.K. 1968. Increase in aggression and strenght of the social hierarchy among juvenile Atlantic salmon deprived of food. J. Fish. Res. Board Can. 25: 2387-2401.

Thorpe, J.E. 1987. Smolting versus residency: developemental conflict in salmonids. American Fisheries Society Symposium 1: 244-252.

Thorpe, J. E. 1990. Sea trout: An archethypical life history strategy for *Salmo trutta* L.. - In: Picken, M.J. & Shearer, W. M. (ed.). The sea trout in Scotland. Proceedings of a symposium held at the Deffanstage Marine Research Laboratory 18-19. June 1987.

Titus, R.G. 1990. Territorial behavior and its role in population regulation of young brown trout (*Salmo trutta* L.): New perspectives. Annales Zoologici Fennici 27: 119-130.

Titus, R.G. & Mosegaard, H. 1989. Smolting at age 1 and its adaptive significance for migratory trout (*Salmo trutta* L.) in small Baltic coast stream. Journal of Fish Biology 35: 351-353.

Vestfold fylkeskommune 1995. Fylkesdelplan for Numedalslågen.

Wagebø Jensen, H.A. 1984. Tetthet, vekst og produksjon av sjøørret (*Salmo trutta* L.) i Årungselva. Hovedoppgave, NLH-Ås.

Walker, A. F. 1987. The sea trout and brown trout of river Tay. -In: Picken, M.J. & Shearer, W. M. (ed.). The sea trout in Scotland. Proceedings of a symposium held at the Deffanstage Marine Research Laboratory 18-19. June 1987.

Ward, G.M. & Aumen N.G. 1986. Woody debris as a source of fine particulate organic matter in coniferius forest sream ecosystems. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 43: 1635-1642.

Wesche T.A., Goerler C.M. & Frye C.B. 1987. Contribution of riparian vegetation to trout cover in small streams. North American Journal of Fisheries Management 7: 151-153.

Zalewski M., Frankiewicz P. & Brevinska B. 1985. The factors limiting growth and survival of brown trout (*Salmo trutta* L.) introduced to different types of streams. J. Fish. Biol. 27: 59-73.

Økland, J. 1983. Ferskvannets verden 1. Miljø og prosesser i innsjø og elv. Universitetsforlaget, Oslo.

Larvik kommune

Larvik kommune 2001

Sjøørreten i Numedalslågens sidevassdrag i Larvik og Lardal kommune.

"Denne rapporten er første del av prosjektet "Sjøørret i sidevassdrag til Lågen – Forekomst og habitatsituasjon". Rapporten oppsummerer status på habitatkvalitet, forekomst av fisk, gyteområder og inngrep i vassdragene. Det er også vurdert mulige tiltak for å forbedre forholdene i den laks- og sjøørretførende delen av Numedalslågen"

Larvik kommune Plan og Byggesak
Feyers gt.7 3250 Larvik
Telefon: 33171000

Pris 50.-kr
Selges av Servicesenteret Larvik kommune

ISBN: 82-7980-004-2