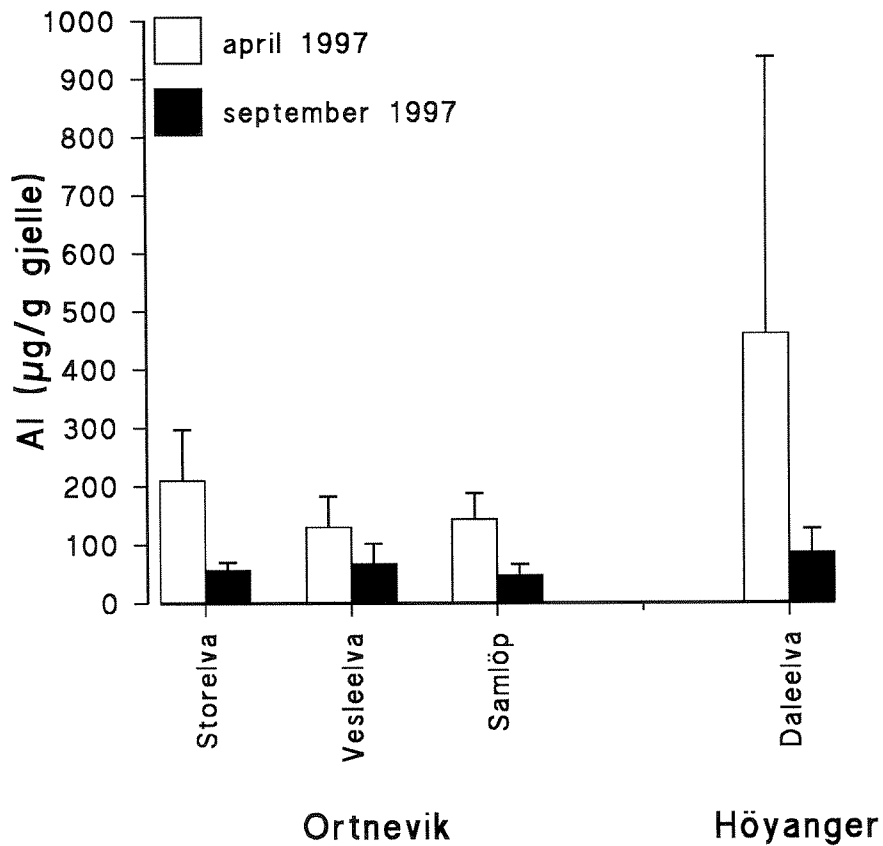


Vannkvalitet og anadrom fisk i Høyanger- og Ortneviksvassdraget i Sogn og Fjordane



RAPPORT

Norsk institutt for vannforskning

Hovedkontor

Postboks 173, Kjelsås
0411 Oslo
Telefon (47) 22 18 51 00
Telefax (47) 22 18 52 00

Sørlandsavdelingen

Televeien 1
4890 Grimstad
Telefon (47) 37 29 50 55
Telefax (47) 37 04 45 13

Østlandsavdelingen

Sandvikaveien 41
2312 Ottestad
Telefon (47) 62 57 64 00
Telefax (47) 62 57 66 53

Vestlandsavdelingen

Nordnesboder 5
5005 Bergen
Telefon (47) 55 30 22 50
Telefax (47) 55 30 22 51

Akvaplan-NIVA A/S

Søndre Tollbugate 3
9000 Tromsø
Telefon (47) 77 68 52 80
Telefax (47) 77 68 05 09

Tittel Vannkvalitet og anadrom fisk i Høyanger- og Ortneviksvassdraget i Sogn og Fjordane.	Løpenr. (for bestilling) 3891-98	Dato 30.06.1998
	Prosjektnr. Undernr. O-97170	Sider Pris 53 100,-
Forfatter(e) Åtland, Åse (NIVA) Bjerknes, Vilhelm (NIVA) Barlaup, Bjørn T. (LFI) Gabrielsen, Sven Erik (LFI) Hindar, Atle (NIVA) Kleiven, Einar (NIVA) Kvellestad, Agnar (Norges veterinærhøgskole) Raddum, Gunnar G. (LFI) Skiple, Anja (NIVA)	Fagområde Sur nedbør	Distribusjon
	Geografisk område Sogn og Fjordane	Trykket NIVA 1998

Oppdragsgiver(e) Fylkesmannen i Sogn og Fjordane, Miljøvernavdelinga	Oppdragsreferanse 97/5119
---	------------------------------

Sammendrag

På oppdrag fra Fylkesmannens miljøvernavdeling i Sogn og Fjordane har en undersøkt vannkvalitet, anadrom fisk og bunndyr i Ortneviksvassdraget og Høyangervassdraget (Daleelva). Målet for undersøkelsen, som ble gjennomført i september/oktober 1997, var å vurdere om forsurening er et problem for fisken i vassdragene, samt klarlegge effektene av regulering. Begge vassdragene er påvirket av sur nedbør, og prøvene viste små vannkjemiske forskjeller mellom dem. pH lå i området 5,7-6,0 i Ortneviksvassdraget, og 5,9-6,0 i Daleelva. Konsentrasjonen av labilt aluminium var opp mot 10 µg/L i begge vassdragene. pH er høyere og konsentrasjonen av labilt aluminium er lavere enn det som ble funnet ved prøvetakingen i vassdragene våren 1997. Fiskeundersøkelsen viste at Ortneviksvassdraget har en selvreproduserende og livskraftig bestand av aure. Det ble ikke fanget laks i vassdraget, og dette tyder på at laksebestanden pr. i dag enten er gått tapt eller er tilstede som en marginal restbestand. Dette har trolig sammenheng med den sure vannkvaliteten, og ANC verdiene i vårprøvene ligger i en område hvor en kan vente at laksebestanden er dødd ut. Høyangervassdraget har en selvreproduserende bestand av laks, men tetthetene er lave. Aurebestanden derimot er livskraftig, med gjennomgående høye tettheter av ungfisk. Vannkvaliteten med lave ANC verdier og høye Al konsentrasjoner om våren kan bidra til å forklare de lave tetthetene av laks. Høyangervassdraget er i tillegg sterkt regulert. Effektene av den omfattende reguleringen av vassdraget kan vanskelig tallfestes på bestandsnivå, men det er sannsynlig at den har medført en betydelig reduksjon av produksjonspotensialet for anadrom fisk.

Fire norske emneord 1. Sur nedbør 2. Vassdragsregulering 3. Sjøaure 4. Laks	Fire engelske emneord 1. Acid rain 2. Hydroelectric regulation 3. Sea trout 4. Atlantic salmon
---	--


Vilhelm Bjerknes

Prosjektleder

ISBN 82-577-3477-2


Bjørn Olav Rosseland

Forskningsjef

Vannkvalitet og anadrom fisk i Høyanger og Ortneviksvassdraget i Sogn og Fjordane

Forord

Fylkesmannen i Sogn og Fjordane ba i brev av 25. juli 1997 om forslag til undersøkelsesprogram i sju vassdrag med anadrome fiskeslag i Sogn og Fjordane. På grunnlag av et felles forslag til undersøkelsesprogram ble NIVA og LFI, Universitetet i Bergen i brev fra Fylkesmannen 12. september 1997, bedt om å foreta undersøkelsene. Ut fra senere avtale presenteres undersøkelsene i to av vassdragene, Ortnevikvassdraget og Høyangervassdraget i Høyanger kommune, separat i denne rapporten.

For de to nevnte vassdragene representerer undersøkelsen en fortsettelse og avslutning av et program som ble gjennomført våren 1997, og rapportert i februar 1998. Parallelt er det utarbeidet en kalkingsplan som inkluderer de to vassdragene. Kalkingsplanen forelå i november 1997.

Feltarbeid og prøveinnsamling for den foreliggende undersøkelsen ble gjennomført i perioden fra 24. september til 9. oktober 1997. LFI har hatt ansvaret for innsamling av fisk og bunndyr, samt for vurdering av fisketettheter, bonitering og bunndyr for fastsettelse av forsuringsindekser. NIVA har hatt ansvaret for vurdering av vannkjemi, aluminiums-konsentrasjoner på fiskegjeller og aldersbestemmelse av fisk. Histologiske undersøkelser av fiskegjeller er gjort av Agnar Kvellestad ved Norges veterinærhøgskole, mens kvantitative analyser av fiskegjeller er utført ved Laboratorium for Analytisk kjemi (LAK) ved Norges Landbrukshøgskole. En samlet vurdering av resultatene er foretatt av medarbeidere fra NIVA og LFI i fellesskap.

En rekke personer lokalt har bidratt med informasjon og innsats i prosjektet. Arbeidet er finansiert av Fylkesmannen i Sogn og Fjordane. Vi takker for oppdraget og for samarbeidet under veis.

Bergen, juni 1998

Vilhelm Bjercknes

Innhold

1. Sammendrag	7
2. Innledning	8
3. Materiale og metoder	9
3.1 Undersøkte vassdrag	9
3.2 Vannkjemi	10
3.3 Fiskeundersøkelser	11
3.3.1 Tettheter og bestandsforhold	11
3.3.2 Gjelleundersøkelser	11
3.4 Bunndyrundersøkelser	13
4. Resultater og diskusjon	15
4.1 Ortneviksvassdraget (070.2Z)	15
4.1.1 Områdebeskrivelse	15
4.1.2 Vannkjemi	16
4.1.3 Fisketettheter og bestandsforhold	17
4.1.4 Fiskegjeller - metallavsetninger og histologi	23
4.1.5 Bunndyr	28
4.1.6 Helhetsvurdering og mulige tiltak i vassdraget	28
4.2 Høyangervassdraget (079.Z)	29
4.2.1 Områdebeskrivelse	29
4.2.2 Vannkjemi	31
4.2.3 Fisketettheter og bestandsforhold	31
4.2.4 Fiskegjeller - metallavsetninger og histologi	41
4.2.5 Bunndyr	44
4.2.6 Helhetsvurdering og mulige tiltak i vassdraget	44
5. Litteratur	46
Vedlegg A. Rådata på bunndyr, vannkvalitet og fisk	48

1. Sammendrag

På oppdrag fra Fylkesmannens miljøvernnavdeling ble det i perioden september/oktober 1997 utført felt-arbeid i sju vassdrag med anadrome fiskeslag i Sogn og Fjordane. Denne rapporten omfatter resultatene fra to av vassdragene: Høyangervassdraget (Daleelva) og Ortneviksvassdraget. Målsettingen med undersøkelsen var å vurdere om forsurening og/eller vassdragsregulering er et problem for fiskebestandene i de aktuelle vassdragene, samt foreslå tiltak for styrking av bestandene. Vurderingene er basert på prøvetaking av vann, bunndyr og fisk. Begge vassdragene er påvirket av sur nedbør. De vannkjemiske resultatene viser at pH i Ortneviksvassdraget (Storelva, Vesleelva og etter samløpet mellom de to) varierte fra 5,7 til 6,0 i prøvene som ble tatt i september og oktober 1997. Både den laveste og den høyeste pH verdien ble målt i Storelva, men det var ikke forskjeller i snittverdiene mellom de tre stasjonene. Konsentrasjonen av labilt aluminium varierte fra 0 til 8 µg/L, og dette er lavere enn det som ble funnet i prøvene tatt våren 1997 (10-20 µg/L). Vannkvaliteten i den nedre delen av Daleelva skiller seg ikke mye ut fra situasjonen i Ortneviksvassdraget bortsett fra at pH i førstnevnte var svakt høyere (5,9-6,0). Konsentrasjonen av labilt aluminium varierte fra 6-11 µg/L i høstprøvene, og fra 10-20 µg/L i vårprøvene. Surt, aluminiumsrikt vann forårsaket akutt fiskedød i Daleelva i april 1997.

Fiskeundersøkelsen viste at Ortneviksvassdraget, med en total anadrom strekning på ca. 7 km, har en selvreproduserende og livskraftig bestand av aure. Gjennomsnittlig tetthet av ensomrige aure var 15,6 +/- 14,2 pr. 100 m², mens tilsvarende for tosomrige og eldre aure var 16,7 +/- 12,1 pr. 100 m². Det ble ikke fanget laks i vassdraget, og dette tyder på at laksebestanden pr. i dag enten er gått tapt eller er tilstede som en marginal restbestand. Dette har trolig sammenheng med de vannkjemiske forholdene, og ANC-verdiene i vårprøvene ligger i et område som må karakteriseres som kritisk for laks. Gjelleprøvene som ble tatt av aure viste små forskjeller i Al konsentrasjon mellom de tre stasjonene Storelva (58 +/- 12 µg/g), Vesleelva (69 +/- 33 µg/g), og hovedelva etter samløpet (48 +/- 18 µg/g). Al-konsentrasjonen i gjelleprøvene er lavere enn det som ble funnet på de samme stasjonene i april 1997, men indikerer likevel en klar effekt av surt, aluminiumsrikt vann. De histologiske gjelleforandringene var også mindre omfattende i prøvene som ble tatt om høsten sammenlignet den foregående våren. Bunndyrsamfunnet viser tydelig forsuringpåvirkning med fravær av følsomme døgnfluearter.

Høyangervassdraget, med en anadrom strekning på ca. 6 km, har en selvreproduserende bestand av laks, men tetthetene er lave (ensomrige 4,7 +/- 7,1 pr. 100 m², tosomrige og eldre 10,6 +/- 12,9 pr. 100 m²). Vannkvaliteten med lave ANC verdier og høye Al konsentrasjoner om våren kan bidra til å forklare de lave tetthetene av laks. Aurebestanden har gjennomgående høye tettheter av ungfisk (ensomrige 27,2 +/- 13,4 pr. 100 m², tosomrige og eldre 27,9 +/- 10,7 pr. 100 m²). Gjelleprøvene som ble tatt av aure nederst i vassdraget viste en Al-konsentrasjon i gjellehomogenat på 87 +/- 40 µg/g. Dette er høyere enn i Ortneviksvassdraget, men likevel langt lavere enn i prøvene som ble tatt i forbindelse med fiskedøden i vassdraget våren 1997 (461 +/- 477 µg/g). Dette er i samsvar med den histologiske undersøkelsen. I motsetning til hva en skulle vente viste bunndyrprøvene at ingen av lokalitetene i Høyangervassdraget kan karakteriseres som forsuringpåvirket. Effektene av den omfattende reguleringen på fisk i vassdraget kan vanskelig tallfestes på bestandsnivå, men det er sannsynlig at den har medført en betydelig reduksjon av produksjonspotensialet for anadrom fisk.

Undersøkelsen har vært et nyttig supplement til kalkingsplanen som allerede er utformet for de to vassdragene. Kalkingsplanen konkluderer med at kalkingen i de to vassdragene trolig kan begrenses til vårsituasjonen, og denne konklusjonen støttes av de foreliggende undersøkelsene. Vannkvaliteten i de to vassdragene var ikke kritisk for verken laks eller aure under prøvetakingen i september/oktober. Videre overvåking av vassdragene anbefales for å forsøke å fange opp de mest kritiske episodene. I Høyanger-vassdraget, hvor en har hatt fiskedød om våren, vil kontinuerlig pH-registrering kombinert med vannprøvetaking være svært nyttig for å kartlegge forekomst og årsak til ekstremepisoder.

2. Innledning

I flere vassdrag på Vestlandet er det i de senere år observert en tilbakegang i lakse- og sjøaurebestandene. Det er usikkert i hvilken grad forsurening er årsak til denne tilbakegangen, men det er slått fast at vannkjemien er kritisk for anadrom fisk i en rekke vassdrag. Reguleringsinngrep bidrar i mange tilfelle indirekte til å modifisere effektene av sur nedbør, bl.a. gjennom overføring, magasinering og kunstig utslipp av vann fra ulike delfelt og med ulike kjemiske egenskaper. I tillegg kommer de direkte effekter av regulering i form av endret vannføring, vannføringsrytme og vanntemperatur. Dette kompliserer årsak-virkningsvurderinger i regulerte vassdrag med større eller mindre påvirkning av sur nedbør.

Både Ortneviksvassdraget og Høyangervassdraget er påvirket av sur nedbør. Mens Ortneviksvassdraget er nesten helt upåvirket av regulering, er Høyangervassdraget sterkt regulert. I begge vassdrag fiskes det både laks og sjøaure. Flere undersøkelser i løpet av de siste 15 årene har imidlertid vært negative m.h.t. påvisning av laksunger i Ortneviksvassdraget (Bjerknes 1983; Raddum 1995; Åtland *et al.* 1998). I Høyangervassdraget drives det årlige utsettinger av laks fra eget klekkeri. I tillegg er det påvist naturlig produserte laksunger i vassdraget.

Den kritiske situasjonen i Høyangervassdraget ble understreket ved observasjoner av død og døende fisk (smolt) i vassdraget i snøsmeltingsperioden 23. april 1997. Sammenheng med forsuringproblemer er sannsynliggjort ut fra undersøkelse av gjeller, hvor vevsforandringer ble påvist ved histologisk undersøkelse og høye konsentrasjoner av aluminium ble funnet ved kjemisk analyse av gjellehomogenat (Åtland *et al.* 1998).

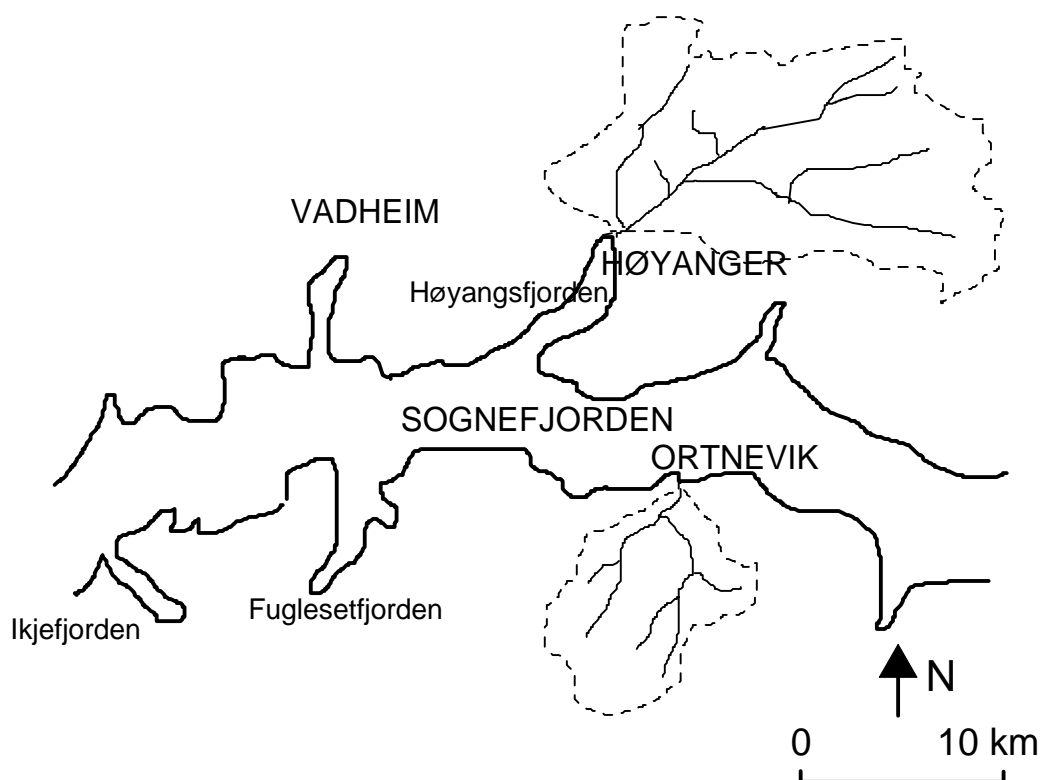
Denne undersøkelsen er basert på vannkjemiske analyser, tetthets- og aldersbestemmelser av ungfisk, histologisk og kjemisk undersøkelse av fiskegjeller, samt forsuringindeks basert på kvalitativ prøvetaking av bunndyr. Feltarbeidet ble foretatt høsten 1997.

Målene med undersøkelsen er å vurdere forsurening som et problem for fisken i vassdragene, samt klarlegge effektene av regulering. På denne bakgrunn skal konkrete tiltak for styrking av lakse- og aurestammene i vassdragene vurderes. Det foreliggende arbeidet utgjør en fortsettelse og avslutning av undersøkelsene i de to vassdragene, som ble satt igang våren 1997.

3. Materiale og metoder

3.1 Undersøkte vassdrag

De to undersøkte vassdragene er Ortneviksvassdraget (070.2Z) på sørsiden av Sognefjorden og Høyangervassdraget (079.z) på nordsiden av Sognefjorden (**Figur 1**). Begge vassdragene ligger i Høyanger kommune. Undersøkelsen omfattet prøvetaking av vann, fisk og bunndyr. En oversikt over prøvetakingsprogrammet er gitt i **Tabell 1**.



Figur 1. Kartskisse over området med de to vassdragene inntegnet. Vassdragenes nedbørfelter er skissert. For Høyangervassdraget, som er betydelig regulert, er det opprinnelige nedbørfeltet før regulering markert.

Tabell 1. Oversikt over de ulike prøvene som er tatt i elvene som er med i denne undersøkelsen. For bunndyr er antallet prøver i hver elv vist, mens for vannkjemi er antallet prøvetakingstidspunkter presentert.

Lokalitet		UTM	Vannkjemi	Fiske- tetthet	Gjeller - kvantitativ		Gjeller - histologi		Bunn- dyr
					Al		Aure	Laks	
			Ant. prøver		Aure	Laks	Aure	Laks	
Ortnevik									
St. 1	Vesleelva	424 758		x					x
St. 2	Vesleelva	437 771		x					x
St. 3	Vesleelva	448 777	2	x	5	0	5	0	x
St. 4	Storelva	456 776		x					x
St. 5	Storelva	453 773	2	x	5	0	5	0	x
St. 6	Etter samløp	451 777		x					x
St. 7	Etter samløp	454 785	2	x	5	0	5	0	x
Høyanger									
St. 1	Daleelva v/idrettspl.	431 909	2	x					x
St. 2	Daleelva	441 915		x					x
St. 3	Daleelva v/Høyanger	451 920	2	x					x
St. 4	Daleelva	460 925		x					x
St. 5	Daleelva nedstr. kr.v	466 927	2	x					x
St. 6	Daleelva oppstr. kr.v	474 935	2	x					x
St. 7	Siplaelva	430 913	2	x	10	0	10	0	x
St. 8	Eiriksdalen	473 930	2						x

3.2 Vannkjemi

Vannprøver ble tatt på tre stasjoner i Ortneviksvassdraget (Storelva, Vesleelva og Ortnevikelva), og på 6 stasjoner i Høyangervassdraget. Prøvene ble tatt ved to tidspunkter i hver av elvene; den 24.-25. september og den 9. oktober 1997. Prøvene fra 24.-25. september ble tatt på lav vannføring i forbindelse med prøvefisket, mens prøvene fra 9. oktober ble tatt på høy vannføring.

Vannprøvene ble analysert ved NIVAs laboratorium på følgende parametre: pH, ledningsevne, alkalitet, kalsium, reaktivt og ikke-labilt aluminium, klorid, SO₄, NO₃-N, tot-N, Mg, Na, K, og TOC. Dette ble blant annet gjort for å kunne beregne ANC-verdier. ANC (acid neutralizing capacity) er definert som differansen mellom summen av basekationer og summen av sterke syrers anioner, og gir et mål på vannkvalitetens evne til å nøytralisere syre. Høye ANC-verdier uttrykker god vannkvalitet, mens lave og negative verdier uttrykker forsuret og dårlig vannkvalitet.

3.3 Fiskeundersøkelser

3.3.1 Tettheter og bestandsforhold

Tetthetene av ungfisk ble bestemt ved bruk av elektrisk fiskeapparat etter standard metode beskrevet av Bohlin *et al.* (1989). I hver elv ble det valgt ut et stasjonsnett fordelt på elvestrekket tilgjengelig for anadrom fisk. Valg av antall stasjoner og stasjonenes plassering ble basert på tidligere undersøkelser utført av Fylkesmannens miljøvernnavdeling i Sogn og Fjordane i Daleelva i 1990 (5 stasjoner), og undersøkelser utført av LFI, Bergen i 1995 (7 stasjoner) i Ortneviksvassdraget. I Daleelva ble stasjonsnettet med 5 stasjoner utvidet til 7 stasjoner for å dekke en større del av vassdraget. De fleste stasjonene hadde et areal på 100m² og ble overfisket tre ganger. All innsamlet fisk ble artsbestemt og lengdemålt før den ble sluppet tilbake i elva. Et utvalg av fisken ble tatt med for aldersbestemmelse ved avlesing av skjell og/eller otolitter. Hovedsakelig ble tosomrig og eldre fisk aldersbestemt, mens lengdefordelingen ble brukt til å bestemme tilveksten for ensomrig fisk. Ved beregning av fisketettheter på stasjonene ble lengdefordelingen og det aldersbestemte materiale brukt til å skille mellom tettheter av ensomrig fisk (årsyngel) og tettheter av fisk i aldersgruppen tosomrige og eldre. I begge vassdragene ble fiske utført i siste uka av september 1997.

Innrapporterte fangster av laks og sjøaure som gitt i den offisielle fangststatistikken er brukt som et supplement til å vurdere bestandsutviklingen i vassdragene.

En grov kartlegging av gyte- og oppvekstforhold ble utført ved befaring av elvene. Boniteringen ble basert på kunnskap angående gyting hos laks og sjøaure gitt i litteraturen (Belding 1934; White 1942; Chapman 1988; Heggberget *et al.* 1988; Barlaup *et al.* 1994), erfaringer fra tilsvarende undersøkelser i andre elver, og innhenting av lokal kunnskap. Resultatet fra boniteringen er presentert på kart der elveparti karakterisert som spesielt egnet eller uegnet for gyting er markert. Hovedandelen av de totale elvestrekningene er ikke gitt noen markering siden de fleste strekninger ikke peker seg ut som særlig egnet eller uegnet for gyting. Viktige gyteområder vil med stor sannsynlighet også finnes på elvepartiene som ikke er markert som spesielt egnet eller uegnet for gyting. Dette fordi boniteringen hadde som mål å gi en grov kartlegging av gyteforholdene. Boniteringen ble derfor utført fra land og ikke ved dykking, noe som gjør at en lett kan komme til å overse viktige gyteområder.

3.3.2 Gjelleundersøkelser

I alle vassdragene ble det tatt gjelleprøver både for histologisk undersøkelse ved Norges veterinærhøgskole, og for kvantitativ bestemmelse av aluminium ved Laboratorium for Analytisk kjemi (LAK) ved Norges Landbrukshøgskole. For kvantitativ bestemmelse av aluminium i gjellehomogenat, ble andre gjellebue på fiskens høyre side prøvetatt og lagt på forhåndsveide, syrevaskede telleglass. Etter ankomst til laboratoriet ble gjellene frysetørket, veid og deretter oppsluttet i 10% HNO₃. Aluminiumsinnholdet ble målt på ICP, og er angitt som mengde aluminium (µg) pr gram gjelle i tørrvekt.

For den histologiske undersøkelsen ble andre gjellebue på fiskens venstre side dissekert ut og fiksert i 10% fosfatbufret formalin. Vevet ble så, etter en standard metode, dehydrert og støpt i paraffin for skjæring av tynne snitt. Fra hver gjelle ble ett snitt farget etter standard hemalun-eosin metode, og ett med solokrom azurin i sur løsning (ASA) for påvisning av metaller, blant annet aluminium og jern (Denton *et al.* 1984). Metaller som reagerer med fargestoffet benevnes som ASA-positivt materiale.

Snittene fra gjellene ble undersøkt lysmikroskopisk, uten at en på det tidspunkt hadde opplysninger om hvor fisken kom fra. En histologisk forandring består i at vevets struktur avviker fra det som regnes som normalanatomi, og vil i mange tilfeller bety at celler og vev har reagert på en ytre påvirkning. En kort forklaring av begrepene brukt for å beskrive histologiske forandringer og graderinger av gjelleforandringer er gitt nedenfor, og forøvrig vises til Kvellestad og Larsen (*in prep.*).

Hver gjellebue har flere filamenter (primærblader) som hver har to rader med lameller (sekundærblader). Overflaten av filamenter og lameller er kledd med epitelceller (dekkceller), som danner epitelet (et sammenhengende dekkcellelag). Epitelet fungerer som en barriere, og dets overflate danner gjelleoverflaten, som er kontaktflaten med vannet. Av epitelceller finnes blant annet slimceller, kloridceller og store flate celler (respiratoriske epitelceller).

Histologiske forandringer funnet i dette materialet kan grovt deles i to kategorier; avhengig av om de kan relateres til eksponering for surt vann eller ikke. I det følgende blir det gjort nærmere rede for faguttrykk som er brukt:

Forandringer som kan relateres til eksponering for metaller i surt vann:

- *Akkumulering av ASA-positivt materiale* (metaller). Siden farging med solokrom azurin i sur løsning (ASA) er en uspesifikk metode for påvisning av metaller, er det mest korrekt å omtale funnene som metallakkumulering. Histologisk kan man skille mellom ASA-positivt materiale på gjelleoverflaten (epitelooverflaten) eller som større og mindre ansamlinger (inkludsjoner) inne i epitelet (intraepitelialt). I sistnevnte tilfelle kan det være vanskelig å avgjøre om ASA-positivt materiale ligger inne i eller ved siden av cellene, selv om det i flere tilfeller kunne lokaliseres til kloridcellene.
- *Nekrose* blir brukt om død av celler; det vil i dette tilfellet si celler i epitelet.

Forandringer som i visse tilfeller kan relateres til eksponering for metaller i surt vann:

- *Adhesjoner* (lamellære synechier) er det når det oppstår sammenklebning mellom lameller, vanligvis mellom deres ytre deler.
- *Fortykkelse av lameller* på grunn av flere (hyperplasi) og/eller større (hypertrofi) epitelceller, noe som innebærer et høyere epitel.
- *Epitelhyperplasi* blir brukt om en økning i antall epitelceller som tilsynelatende er lite differensierte og som finnes på filamentene mellom lamellene.
- *Kloridcellehyperplasi* vil si en økning i antall celler av denne typen.

I tillegg fantes en del andre forandringer som ble notert:

- *Celler som indikerer infeksjon* omfatter mange ulike celletyper. Hvite blodlegemer som under en betennelsesprosess har forlatt blodkarene og finnes i vevet, blir ofte omtalt som *betennesceller*, og inkluderer blant annet makrofager. Tre andre celletyper som også trolig indikerer infeksjon, og som forekom i epitelet, er *mastceller* (MC), *rodletceller* (RC) og *celler med eosinofil inklusjon i cytoplasma* (EI). Man vet lite om funksjonen til rodletceller, og den tredje celletypen er ikke funnet omtalt i litteraturen.

De fleste typer av forandringer som er omtalt over, er gradert semikvantitativt ut fra kriterier som er satt opp i **Tabell 2**. Kriteriene er satt opp ut fra den variasjonsbredde som histologiske forandringer erfaringsmessig viser i gjeller fra vill laks og aure, herunder fisk eksponert for metaller i surt vann. Graderingen av histologiske forandringer som særdeles sparsomme, sparsomme, moderate, uttalte og særdeles uttalte er utelukkende basert på funnene i snittene og ikke på opplysninger om fysiologiske forandringer eller dødelighet. Det vil si at en forandring av sparsom grad kan tenkes å være av vesentlig betydning for fiskens overlevelse.

Tabell 2. Kriterier for gradering av histologiske forandringer i gjeller hos laks og aure. Dersom forandringer med sparsom forekomst forekommer så sjelden at det må letes grundig for å finne dem, er de karakteriserte som særdeles sparsomme og markerte med (1).

Type vevsforandring	Tallverdi for og beskrivelse av grad av vevsforandring				
	0	(1): Særdeles sparsom forekomst og 1: Sparsom forekomst	2	3	4
ASA-pos. materiale på overflaten	Ikke påvist	Materialet sitter stort sett fast til overflaten	Omtrent like mye av materialet ligger både fast og løst	Mesteparten av materialet ligger løst mellom lameller og filament	-
ASA-pos. materiale i gjelleepitelet Antall ansamlinger (inkludjoner) pr. 10. lamell	Ingen ansamlinger påviste	< 1	1-2	> 2	-
Adhesjoner mellom lameller Andel av lameller med forandring	0	<1/4	1/4 - 2/4	2/4-3/4	3/4-4/4
Fortykkede lameller Andel av lameller med forandring	0	<1/4	1/4 - 2/4	2/4-3/4	3/4-4/4
Hyperplasi av filamentepitel	0	Må lete litt for å finne område med forandring	Område med forandringer er lette å finne	Område med forandringer finnes over alt	-
Mastceller (MC), celler med eosinofile inkludjoner (EI) eller rodletceller (RC) i epitel	0	Et fåtall celler som man må lete litt for å finne	Cellene er lette å finne	Cellene finnes i stort antall de fleste steder	-

3.4 Bunndyrundersøkelser

Det ble tatt bunndyrprøver på 7 stasjoner i hvert vassdrag høsten 1997. Prøvene ble tatt ved sparkemetoden (Frost *et al.* 1971), samlet i hov med 250µm maskevidde, konserverte på etanol og senere sortert og bestemt under lupe.

Alt dyreliv i ferskvann stiller krav til vannkvaliteten, dvs. forekomsten av ulike ioner. Hver enkelt art har minimums- og maksimumsverdier for hva de kan tåle av konsentrasjoner dvs. artenes tålegrenser. Innenfor tålegrensene er det et optimum hvor organismene trives best.

Det er en rekke faktorer og ofte samspillet mellom disse som bestemmer om en art kan leve og trives i en ferskvannslokalitet. Alle faktorene kan påføre organismene ulik grad av stress, noe som kan gi seg utslag i varierende tålegrenser. Eksempel på dette er dødelighet på fisk ved gjentakelse av subletale episoder med surt vann. En skal og påpeke at når en faktor er nær eller lik en organismes tålegrense, blir faktoren "overordnet" andre faktorer vedrørende artens eksistens. I forbindelse med forurening og kalking, er det først og fremst invertebratenes tålegrenser med hensyn på konsentrasjonen av H⁺ (pH), kalsium, aluminium og humus som er aktuelle, dvs. ved hvilke konsentrasjoner er stoffene enkeltvis eller i kombinasjon dødelige for ulike arter.

Under suboptimale forhold har en ofte skader knyttet til reproduksjonsrater, levetid, vekst og endring av konkurranse forhold. Mengdeforholdet mellom samme arter, henholdsvis under optimale forhold

og nær tålegrensene for en eller flere arter, vil være forskjellige. Eksempelvis kan forekomsten av følsomme døgnfluer i rennende vann sammenlignes med forekomsten av tolerante steinfluer. I lite forsuret vann ($\text{pH} > 6$) er det alltid en overvekt av døgnfluer i forhold til steinfluer. Ved økende forsurening øker stresset på døgnfluene og tettheten av individ synker raskt. Ved $\text{pH} 5,5$ er som regel alle de følsomme døgnfluene borte, mens de tolerante steinfluene fortsatt er i stort antall (Raddum og Fjellheim 1984). Forholdstallet mellom følsomme døgnfluer og tolerante steinfluer kan derfor benyttes som indikator på starten av en forsurening i rennende vann.

FORSURINGSINDEKSENE

Forsuringsindeks 1

Sammensettingen av følsomme og tolerante invertebrater kan brukes til å indikere forsureningen av en lokalitet (Fjellheim og Raddum 1990). Metoden gir store utslag ved endringer i vannkvalitet, men den gir ingen opplysninger om subletale effekter. Forsuringsindeks 1 kan være mellom 0 (sterkt forsuret) og 1 (lite forsuret). Ved bruk av modellen deles invertebratene inn i 4 kategorier med hensyn på toleranse til surt vann. Dersom det finnes en eller flere arter som tåler pH ned til 5,5 i lokaliteten gis denne en forsuringsindeks 1. I lokaliteter hvor ingen av disse artene er tilstede, men hvor det finnes en eller flere arter som tåler pH ned til 5,0, får lokaliteten indeks 0,5 (moderat forsureningsskade). Tilsvarende vil en lokalitet som inneholder arter som tåler pH ned til 4,7, men mangler de andre følsomme formene, oppnå indeks 0,25 (tydelig forsureningsskade). Dersom det bare finnes arter med høy toleranse for surt vann, dvs. arter som tåler $\text{pH} < 4,7$, gis lokaliteten indeks 0.

I sterkt forsurede vassdrag varierer indeksen lite. Vassdrag som er mindre forsuret, eksempelvis på Vestlandet, har derimot ofte en vannkvalitet nær tålegrensene til mange arter. Her kan det være tydelige variasjoner i faunaen fra år til år avhengig av mengden surt nedfall. Vanligvis er indeksen lavere om våren enn om høsten (Raddum og Fjellheim 1995). Store forskjeller mellom vår og høst indikerer følsomme og ustabile systemer. Erfaring viser dessuten at ved indeks 0,5 har laksen store problemer med å overleve, og er som regel utdødd.

Forsuringsindeks 2

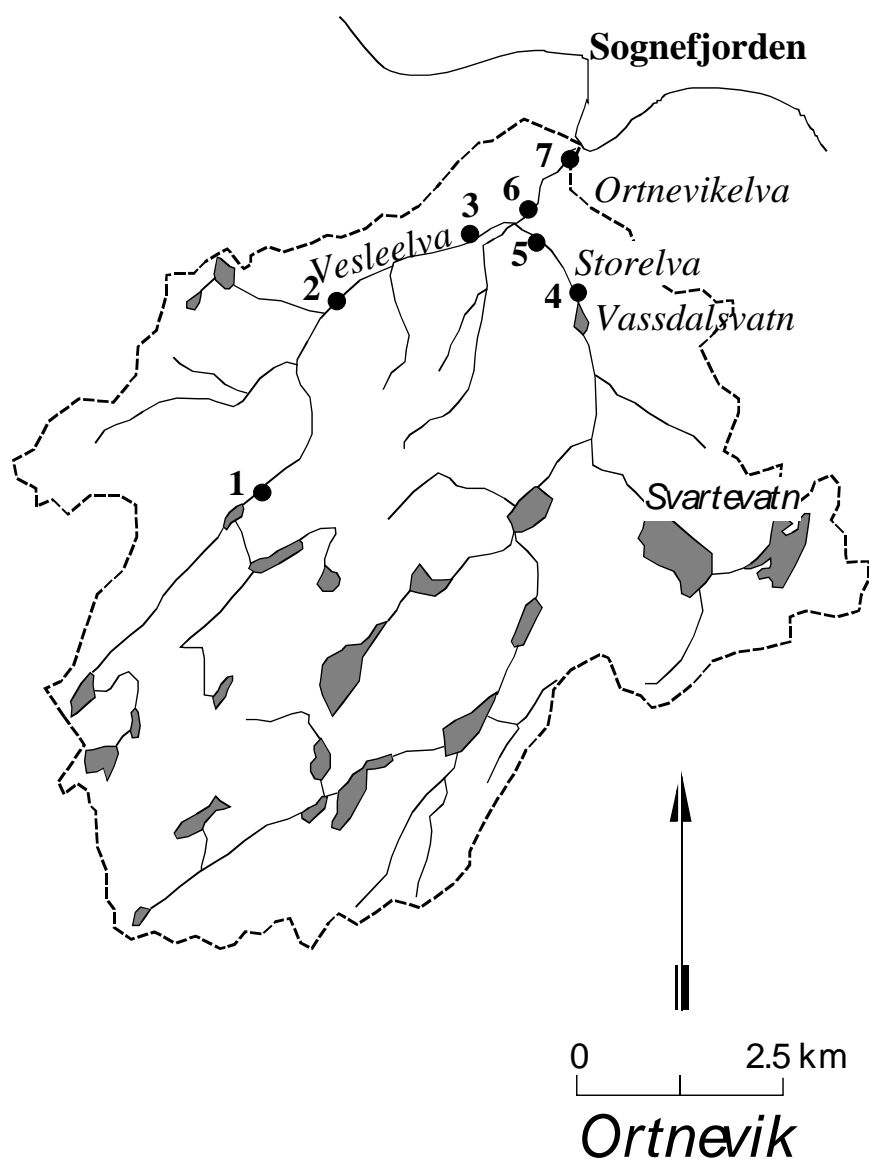
Denne indeksen er en videreutvikling av indeks 1. Som nevnt foran, tar ikke indeks 1 hensyn til subletale skader på invertebratfaunaen. Imidlertid kan forholdet mellom de mest følsomme døgnfluene, *B. rhodani*, (D) og de mest tolerante steinfluene (S) i rennende vann utnyttes for å avdekke begynnende skader innen nivået 1 (forsuringsindeks 1). I lokaliteter med god vannkvalitet er forholdstallet D/S nesten alltid > 1 (Raddum og Fjellheim 1984). I pH -området fra 6,0 til 5,5 synker forholdstallet raskt mot 0. Forsuringsindeks 2 tar hensyn til dette forholdet når indeks 1 er $> 0,5$. Indeks 2 brukes bare når den mest følsomme døgnfluen *B. rhodani* er til stede som eneste art av de mest følsomme og skrives da som: Indeks 2 = $0,5 + D/S$. (Det er bare aktuelt å bruke denne indeksen for rennende vann). Dersom summen er > 1 , settes verdien til 1, mens en ved lavere verdier oppgir tallverdien. Er det flere meget følsomme arter til stede settes indeksen til 1 uavhengig av forholdstallet.

4. Resultater og diskusjon

4.1 Ortneviksvassdraget (070.2Z)

4.1.1 Områdebeskrivelse

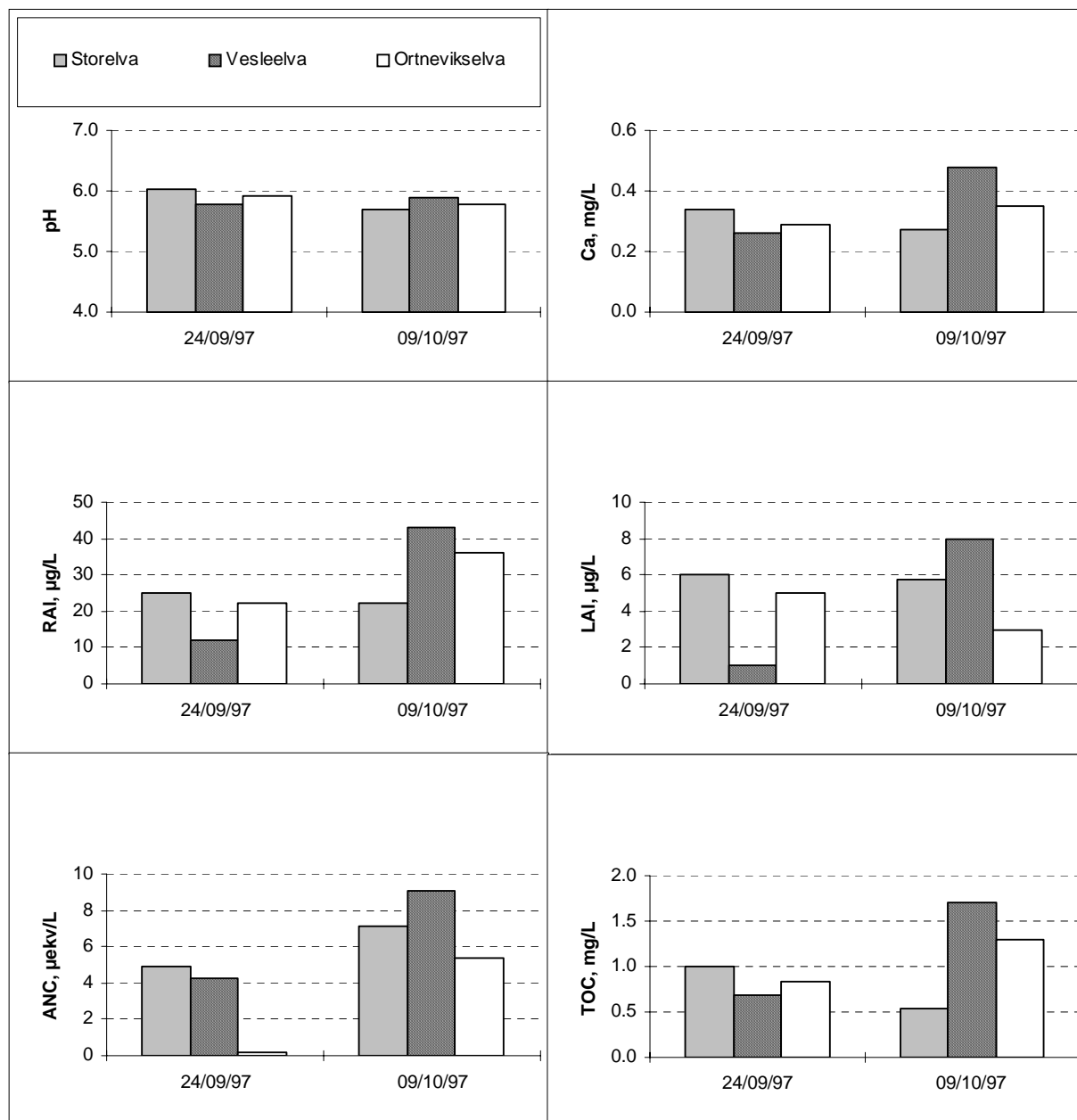
Ortneviksvassdraget består av de to sidegreinene Storelva og Vesleelva som går sammen til ett elveløp (Ortnevikselva) 1,5 km oppstrøms utløpet til Sognefjorden (**Figur 2**). Nedbørfeltet er på 58 km² hvorav Vesleelva har et nedbørfelt på 20 km², mens Storelva-feltet er 32 km². For en nærmere beskrivelse av vassdraget vises det til Hindar (1997). Ortneviksvassdraget er nesten helt upåvirket av vassdrags-regulering, bortsett fra et mindre felt (2,3 km²) som er fraført i den sørvestre delen av nedbørfeltet. Det vil si at dagens nedbørfelt utgjør 96 % av det opprinnelige nedbørfeltet.



Figur 2. Kart over Ortneviksvassdraget med oversikt over stasjonsnettet. Det ble elektrofisket og tatt bunndyrprøver på samtlige av de 7 stasjonene, mens fiskegjeller og vannkjemi ble prøvetatt på stasjonene 3, 5 og 7. Kartet er modifisert etter Hindar (1997).

4.1.2 Vannkjemi

Ortneviksvassdraget ble prøvetatt våren 1997 i forbindelse med NIVA's arbeid med kalkingsplan for vassdraget (Hindar 1997), og ved en fiskeundersøkelse i april 1997 (Åtland *et al.* 1998). De foreliggende data fra 24.09.97 og 09.10.97 bekrefter hovedinntrykket av vannkjemien, men siden dette er høstprøver, var vannkvaliteten noe bedre enn prøvene fra april-mai 1997 (**Figur 3**). pH i høstprøvene varierte fra 5,7 til 6,0, og konsentrasjonen av labilt aluminium var ikke over 8 µg/L. Konsentrasjonen av reaktivt Al var omlag som for vårprøvene i 1997.



Figur 3. pH, kalsium, aluminium (reaktivt og labilt), ANC og TOC i Storelva, Vesleelva og Ortnevikselva ved de to prøvetakingstidspunktene høsten 1997.

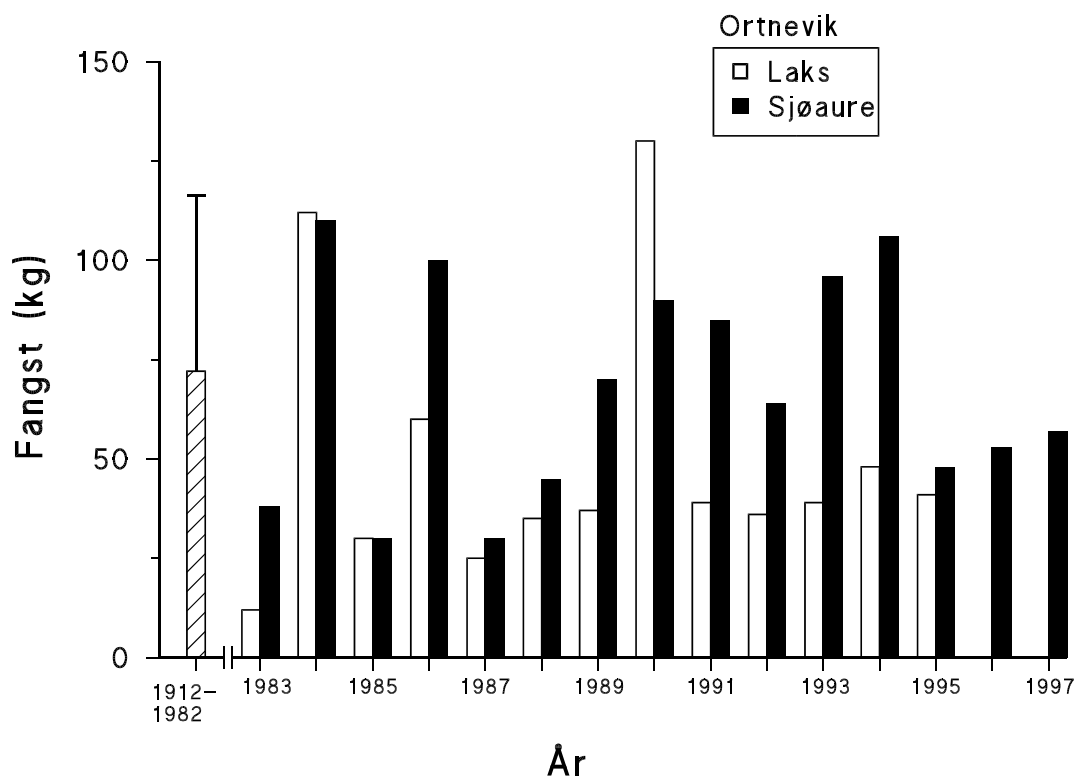
Vår- og høstprøver av vann fra 1983 (Bjerknes 1983) viste lavere pH-verdier ($\text{pH}=5.22$ om våren) og kalsiumverdier (0.29 mg Ca/L om våren), og høyere verdier av reaktivt aluminium ($105 \mu\text{g RAl/L}$ om våren), enn i prøvene fra 1997. Resultatene fra 1983 viser tilsvarende forskjell i vannkjemi mellom høst og vår. Materialet er for spinkelt til å trekke sikre konklusjoner om generell forbedring i vannkvalitet fra 1983 til -97, men resultatene er i tråd med den generelle nedgangen i svoveldeposisjon og bedringen i overflatevannkvaliteten i Norge de siste 10 årene (SFT 1996).

4.1.3 Fisketettheter og bestandsforhold

Fra samløpet, 1.5 km oppstrøms utløpet i Sognefjorden kan anadrom fisk vandre opp om lag 3,5 km i Vesleelva, og i overkant av 1 km opp Storelva og videre gjennom Vassdalsvatnet og 300-500 m opp de søndre innløpene til vatnet, dvs. en total anadrom strekning på omtrent 7 km.

Fangststatistikk

Ifølge offisiell fangststatistikk ble det innrapportert fangster i 29 av årene i perioden 1912-83. Gjennomsnittlig fangst pr. år i denne perioden, da det ikke ble skilt mellom aure og laks, var 72 kg ($\text{SD} = 44$, $N=29$). Siden 1983 er det skilt mellom aure og laks, og med unntak av 1984 og 1990 er det blitt innrapportert mer sjøaure enn laks (**Figur 4**). De største fangstene av laks ble tatt i 1984 (112 kg) og 1990 (130 kg). I 1996 ble det ikke tatt laks i vassdraget, og dette medvirket til at laksen ble fredet fra og med 1997. Gjennomsnittlig årlig fangst av laks i perioden 1983-96 var 46 kg ($\text{SD} = 35$). Gjennomsnittlig årlig fangst av sjøaure i perioden 1983-96 var 68 kg ($\text{SD} = 28$).



Figur 4. Årlig fangst av laks og aure i perioden 1983-97 i Ortnevikselva. Den skraverte søylen lengst til venstre angir årlig gjennomsnittlig fangst (med standard avvik) for 29 år med innrapporterte fangster fra perioden 1912-1982. Fangsten fra denne perioden inkluderer både laks og aure siden det ikke ble oppgitt separate fangster for laks og aure før 1983. Det ble ikke tatt laks i 1996, og i 1997 var laksen fredet i vassdraget.

Ungfisktettheter av laks

Det ble ikke funnet ungfisk av laks ved el.fiske i Ortnevikvassdraget høsten 1997. Fravær av laks var også resultatet ved gjennomføring av tilsvarende undersøkelser høsten 1995 (Raddum 1996) og sommeren 1983 (Bjerknes 1983). Ved undersøkelse av gytegroper i vassdraget våren 1997 ble det bare funnet aureegg og laksen synes derfor ikke å ha gytt på de forventede gyteplassene (Åtland *et al.* 1998). En må tilbake til undersøkelser utført i 1974 for å finne rapporter om ungfisk av laks i vassdraget, da fant Sægrov at 15% av ungfisken var laks og 85% aure i alle deler av elva (se Bjerknes 1983).

Fraværet av ungfisk av laks i undersøkelsene utført i 1983, 1995 og 1997 stemmer ikke overens med fangststatistikken (se **Figur 4**) som viser at det i samme periode er tatt laks i vassdraget. Fangststatistikken tilsier årlig gyting av laks, og det faktum at en ikke finner ungfisk av laks i undersøkelsene kan derfor tyde på reproduksjonssvikt som skyldes høy dødelighet på egg og/eller yngelstadiene. Om dette er tilfellet, kan fangstene delvis være opprettholdt ved fiske av laks som har feilvandret fra andre vassdrag og rømt oppdrettslaks. På den annen side kan en ikke utelukke at stasjonsnettet for ungfiskundersøkelsene ikke dekker viktige oppvekstområder for laksen, selv om dette virker lite sannsynlig.

Samlet viser ungfiskundersøkelsene at laksebestanden i vassdraget pr. i dag sannsynligvis er tapt eller tilstede som en svært marginal restbestand.

Ungfisktettheter av aure

Tetthetene av aure viste stor variasjon mellom de ulike stasjonene. Gjennomsnittlig tetthet av ensomrig aure for de 7 stasjonene var 15,6 pr. 100 m² (SD=14,2), mens tilsvarende gjennomsnittlig tetthet for tosomrig og eldre aure var 16,7 pr. 100 m² (SD=12,1) (**Figur 5**).

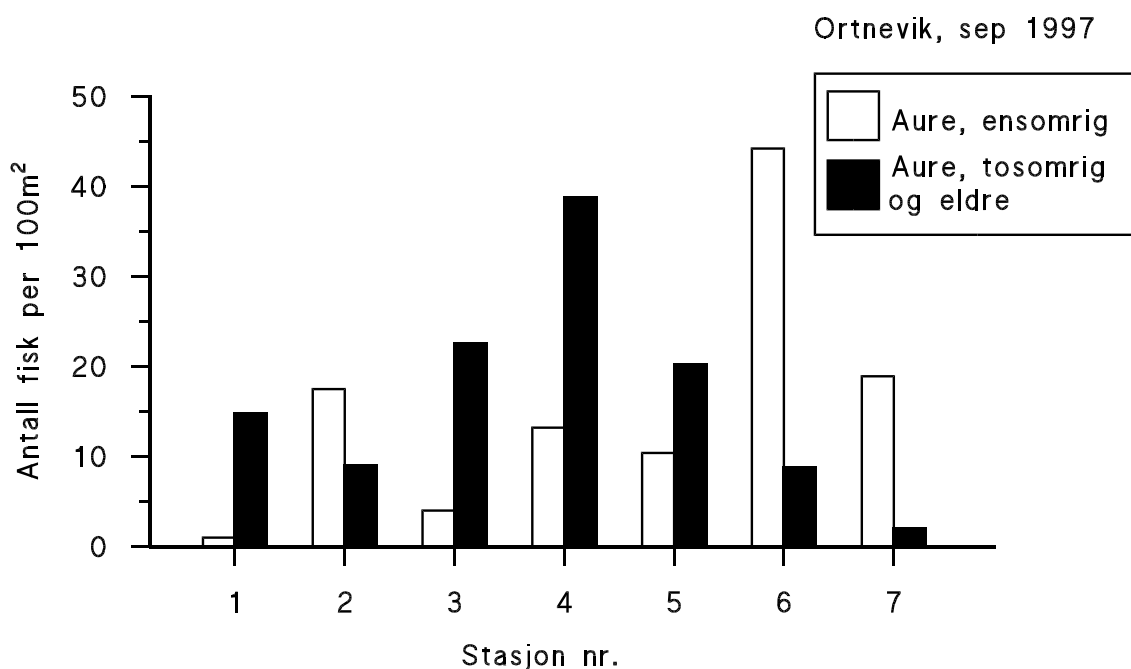
De høyeste tetthetene av ensomrig aure ble funnet på de to stasjonene lengst nede i vassdraget (stasjon 6 og 7), dvs. nedstrøms samløpet mellom Stor- og Vesleelva. Den høye tettheten av årsyngel på stasjon 6 var ikke forventet siden stasjonen ligger på et elveparti med svært grovt substrat som er lite egnet for gyting. På denne strekningen nedstrøms samløpet var imidlertid tettheten av tosomrig og eldre aure relativt lav (2-9 fisk pr. 100 m²). Dette resultatet kan delvis tilskrives ugunstige habitatforhold som har sammenheng med at elva nedstrøms samløpet er relativt hurtigrennende, og har grovt substrat med lite begroing.

I Vesleelva (stasjon 1-3) var ungfisken nesten fraværende på stasjonen lengst oppstrøms (st. 1). Dette resultatet kan bare delvis tilskrives ugunstige habitatforhold som skyldes at stasjonen ligger langt oppe i Vesleelva. De svært lave tetthetene av aure på denne stasjonen henger trolig sammen med en fåtallig gytebestand og/eller overdødelighet på egg- eller yngelstadiene.

Lenger nedstrøms har Vesleelva flere gyteområder som er svært godt egnet for anadrom fisk. Imidlertid var tetthetene av årsyngel på stasjon 2 (17,5 pr. 100m²) og 3 (4 pr. 100 m²) lavere enn forventet. Tilsvarende ble det funnet få gytegroper på disse gyteområdene våren 1997 (Åtland *et al.* 1998). Samlet tyder resultatene på at rekrutteringen til 1997-årsklassen har vært lav i Vesleelva. Få gytegroper på gyteplassene våren 1997 indikerer at gytebestanden ikke har vært stor nok til å fylle opp elvas produksjonspotensiale for yngel. Tettheten av tosomrig eller eldre aure var også lavere enn forventet på stasjon 2 (9,2 pr. 100 m²) mens stasjon 3 hadde mer normal tetthet (22,7 fisk pr. 100 m²).

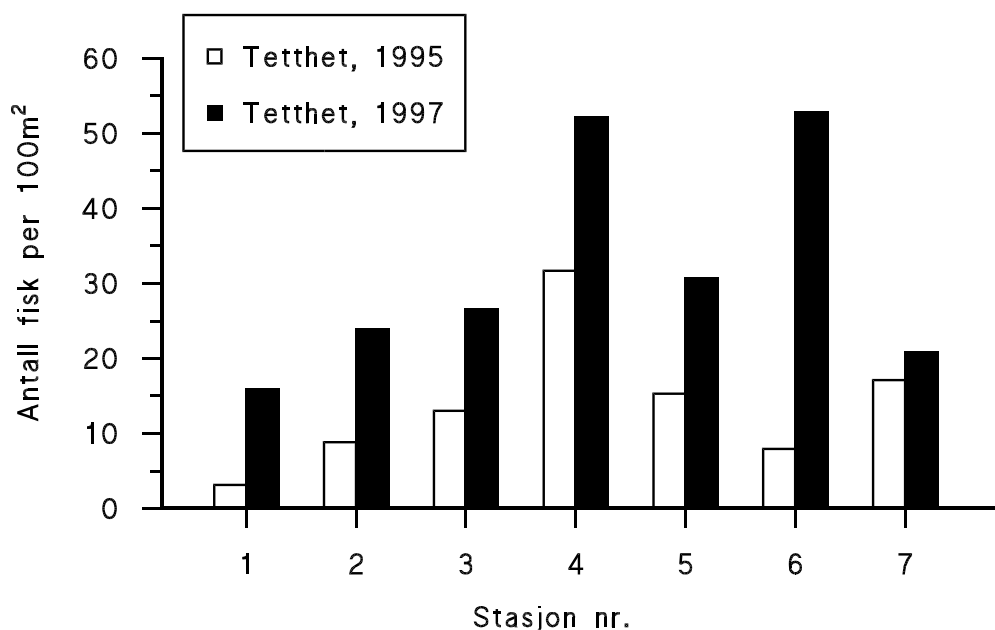
Også i Storelva (st. 4 og 5) var tetthetene av årsyngel lavere enn forventet (10,4 - 13,2 pr. 100 m²) ut fra de gode yngelhabitatene på disse stasjonene. Dette bekrefter inntrykket fra Vesleelva av at 1997 årsklassen er relativt svak. Derimot viser tetthetene av tosomrig og eldre aure (20 - 39 pr. 100 m²) at

de eldre årsklassene er sterke i Storelva. Ved befaring av vassdraget ble det også påvist både årsyngel og eldre ungfisk i de søndre innløpselvene til Vassdalsvatnet.



Figur 5. Estimerte tettheter av ensomrig og eldre aure for stasjonsnettets i Ortneviksvassdraget, 24.09.1997.

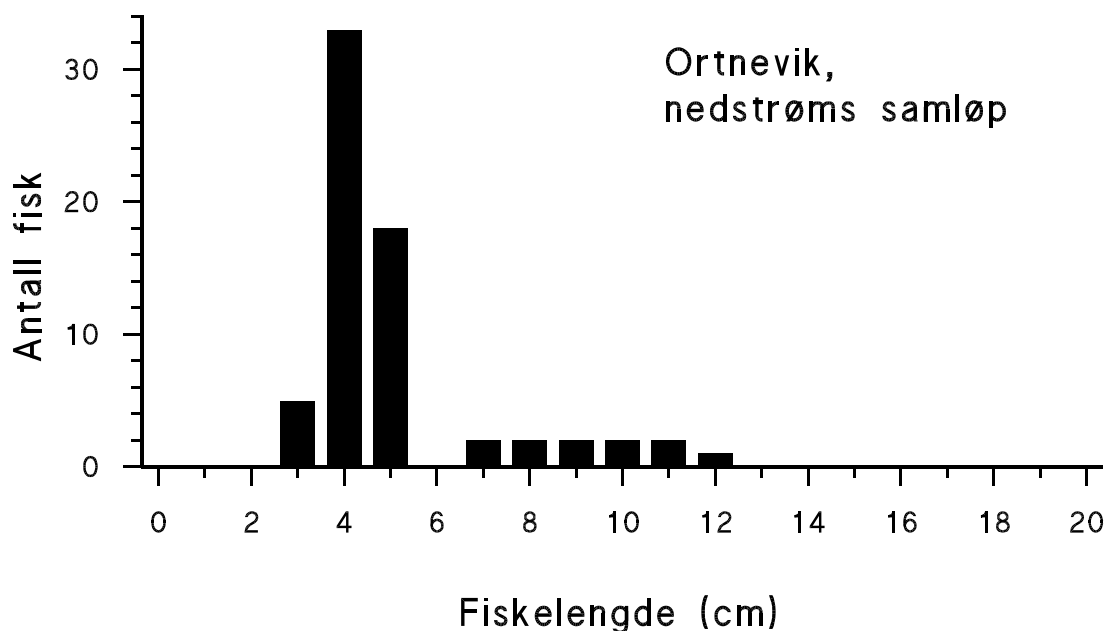
Stasjonsnettets høsten 1997 var det samme som ble nyttet ved ungfiskundersøkelser i vassdraget i 1995. Den gjennomsnittlige tettheten av ungfisk (både ensomrig og eldre) på de 7 stasjonene i 1995 var 13,8 pr. 100 m² (SD=9,2). Ved undersøkelsene utført høsten 1997 var tilsvarende gjennomsnittsverdi 31,9 (SD=14,8), dvs 2,3 ganger høyere enn i 1995. Denne markerte økningen i gjennomsnittlig tetthet fremkommer som et resultat av økte tettheter på samtlige stasjoner som vist i **Figur 6**. Fangbarheten av fisken kan ha vært noe lavere i 1995 enn i 1997 siden fisket i 1995 ble utført i november. Det er imidlertid lite sannsynlig at ulik fangbarhet alene kan forklare de store forskjellene i tetthet. Resultatene gir derfor en klar indikasjon på at ungfiskbestanden av aure i vassdraget er styrket fra 1995 til 1997, selv om tetthetene av fisk fortsatt er lavere enn forventet ut fra habitatforholdene.



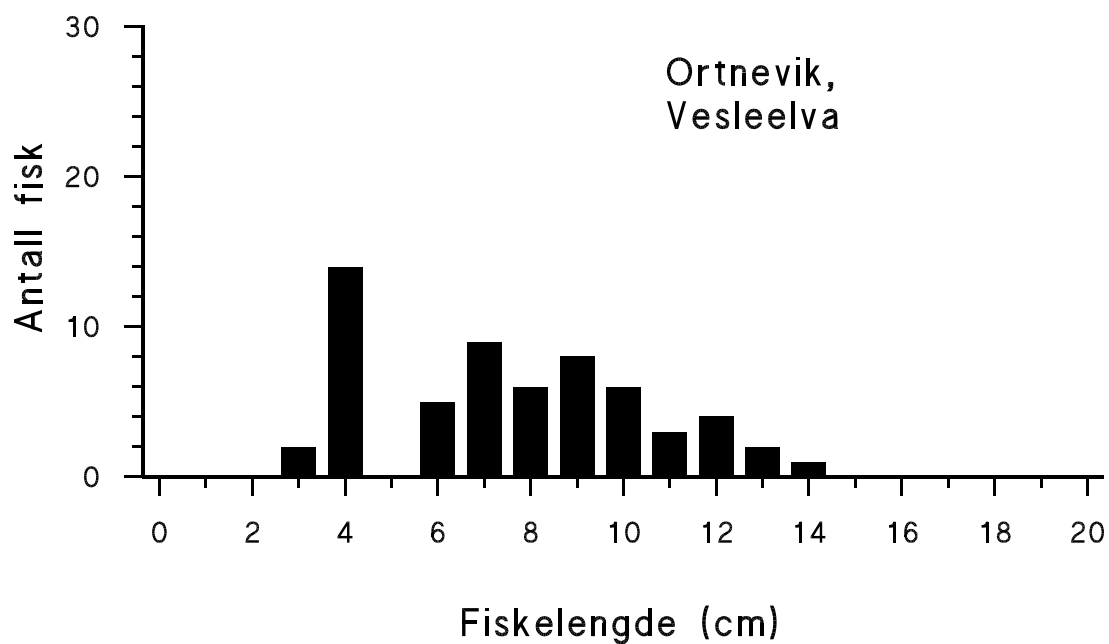
Figur 6. Estimerte tettheter av ungfisk (årsyngel og eldre) på de sju stasjonene i Ortneviksvassdraget i 03.11.1995 (hvite søyler) og 24.09.1997 (svarte søyler).

Lengdefordelingen av auren funnet i de ulike vassdragsavsnittene er gitt i **Figur 7** til **Figur 9**.

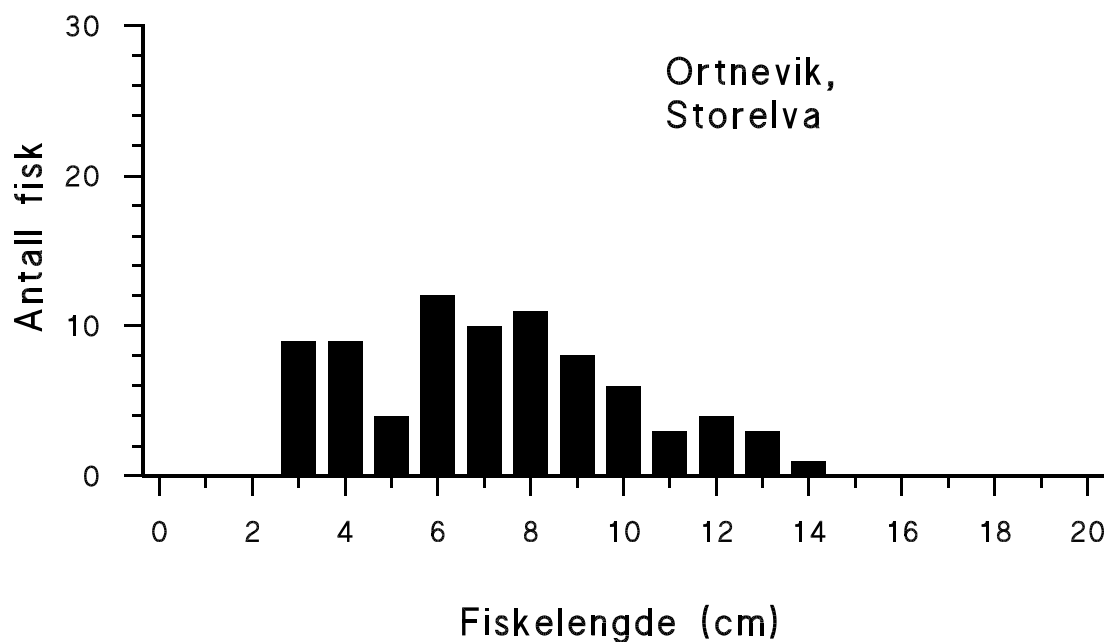
Lengdefordelingen og analyse av fiskens vekstmønster (**Tabell 3**) viser at auren vokser til om lag 4,5 cm første året og til om lag 7-8 cm andre året. Basert på dette vekstmønsteret er det sannsynlig at auren står minst tre år på elva før den smoltfiserer og går ut i sjøen.



Figur 7. Lengdefordeling av aure tatt på de to stasjonene nedstrøms samløpet mellom Stor- og Vesleelva i Ortnevik (st. 6 og 7).



Figur 8. Lengdefordeling av aure tatt på de tre stasjonene i Vesleelva (st. 1-3).



Figur 9. Lengdefordeling av aure tatt på de to stasjonene i Storelva (st. 4 og 5).

Tabell 3. Gjennomsnittlig observert lengde (med standard avvik) for ulike aldersklasser av aure i Ortneviksvassdraget den 24.09.1997. Data basert på aldersanalyse av skjell og/eller otolitter med unntak av ensomrig fisk hvor gjennomsnittlig lengde er basert på data fra lengdefordelingen.

Alder	Gjennomsnittlig lengde	Standard avvik	Antall
Ensomrig (0+)	4,5	0,65	95
Tosomrig (1+)	7,8	0,54	12
Tresomrig (2+)	10,4	0,53	10
Firesomrig (3+)	12,0	0,14	2
Femsomrig (4+)	13,3	-	1

Samlet vurdering - aure og laks

Samlet viser ungfiskundersøkelsene at Ortneviksvassdraget har en selvreproduserende og livskraftig bestand av aure. Gjennomsnittlig tetthet av aure i 1997 var 2,3 ganger høyere enn i 1995, noe som gir en klar indikasjon på at bestanden er styrket over dette tidsrommet. Imidlertid ble det funnet lave tettheter av årsyngel på de fleste stasjonene oppstrøms samløpet. Dette gjelder særlig for stasjonene i Vesleelva hvor det synes som om gytebestanden ikke har vært stor nok til å fylle elvas produksjonspotensiale for yngel. Til tross for at rekrutteringen til 1997 årsklassen synes lav i Vesle- og Storelva, var det bra tettheter av tosomrig og eldre ungfisk på den nederste stasjonen i Vesleelva og på begge stasjonene i Storelva. De høyeste tetthetene av årsyngel ble funnet nedstrøms samløpet mellom Vesle- og Storelva. Resultatet var overraskende siden dette elvepartiet karakteriseres som relativt lite produktivt for ungfisk.

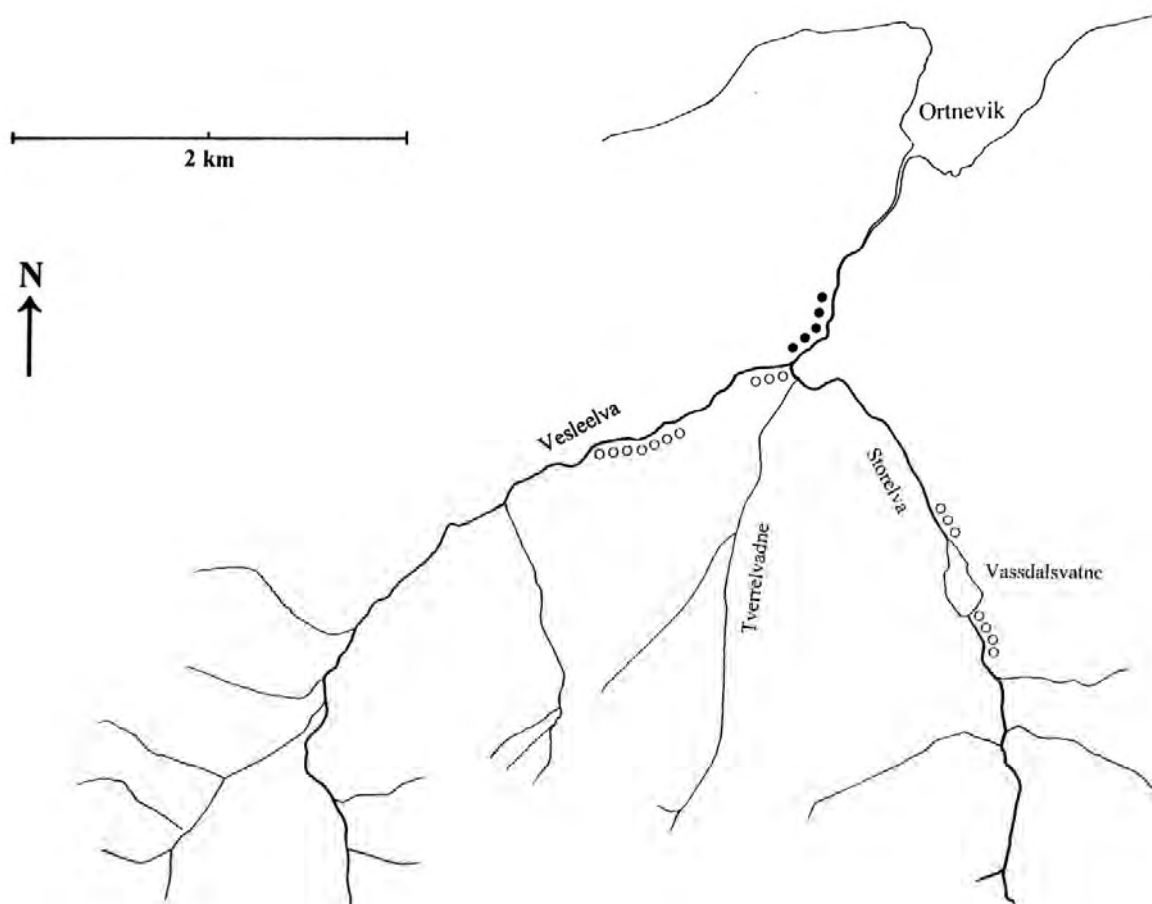
Det ble ikke funnet ungfisk av laks på noen av stasjonene i Ortneviksvassdraget og tilsvarende resultat ble også rapportert i 1983 og 1995. Fraværet av lakseyngel i disse undersøkelsene sannsynliggjør at laksebestanden pr. i dag er tapt eller er tilstede som en svært marginal restbestand.

Bonitering

Resultater av boniteringen er presentert i **Figur 10**. Den om lag 1,5 km lange strekningen fra samløpet mellom Vesle- og Storelva og ned til sjøen er relativt hurtigrennende, og elveleiet domineres av grov stein med lite begroing. Disse forholdene gjør denne elvestrekningen relativt lite produktivt for ungfisk, og også lite egnet for gyting. Unntaket er de om lag 200 m lengst nedstrøms hvor elva flater noe ut, og substratet har et større innslag av mindre grov stein og grus. Som nevnt var det derfor overraskende at det ble funnet høye tettheter av årsyngel på stasjon 6, som ligger like nedstrøms samløpet. Lave tettheter av tosomrig og eldre yngel støtter imidlertid inntrykket av at denne elvestrekningen har en lav produksjon av ungfisk.

Vesleelva har flere kulper og stilleflytende parti som gir gode gyte- og oppvekstmuligheter for ungfisk. Elva synes derfor å ha et høyt produksjonspotensiale for ungfisk. Som nevnt tyder ungfiskundersøkelsene på at dette potensiale ikke er realisert, og at en fåtallig gytebestand kan være den viktigste begrensende faktoren. Dette gjelder i første rekke strekningen fra samløpet med Storelva og om lag 2 km opp i Vesleelva. Lenger oppstrøms er elveløpet stedvis rettet ut og steinsatt, elveløpet er mer homogent og substratet domineres av til dels grov stein med lite begroing. Disse forholdene forventes å gjøre elva mindre produktiv sammenliknet med partiene lenger nedstrøms.

I likhet med Vesleelva har også Storelva flere stilleflytende parti som egner seg godt som gyte- og oppvekstareal for ungfisk. Et viktig gyteområde ligger på utløpet av Vassdalsvatnet (Åtland *et al.* 1998), og ved befaringen ble det også påvist et gyteområde på de søndre innløpene til Vassdalsvatnet. I disse innløpene gyter trolig mye av den stasjonære/ikke anadrome auren i Vassdalsvatnet.



Figur 10. Kart over Ortneviksvassdraget hvor elveparti vurdert som spesielt godt egnet for gyting av anadrom fisk er merket med åpne sirkler (○) og elveparti vurdert som uegnet for gyting er markert med fylte sirkler (●). De fleste elvestrekningene har ikke fått noen markering og representerer områder som ble vurdert som verken spesielt egnet eller uegnet for gyting.

4.1.4 Fiskegjeller - metallavsetninger og histologi

Resultatene av kvantitativ bestemmelse av aluminium på gjellene til aure i Ortneviksvassdraget er presentert i **Tabell 4**. Gjennomsnittlig konsentrasjon av aluminium på gjellene var høyest i Vesleelva, noe lavere i Storelva, og lavest etter samløpet mellom de to elvene (Ortnevikselva). På grunn av en viss spredning innen gruppene, var det ikke statistisk signifikante forskjeller mellom Al-konsentrasjonen i fisk fra de tre gruppene (en-veis ANOVA). For sammenligningen skyld er også resultatene av prøvene som ble tatt våren 1997 presentert i tabellen. Konsentrasjonene i høstprøvene er vesentlig lavere enn i prøvene som ble tatt på de samme stasjonene 25. april 1997 (Åtland *et al.* 1998), men indikerer likevel at fisken er påvirket av surt, aluminiumsrikt vann.

Tabell 4. Oversikt over gjennomsnittlig konsentrasjon av aluminium (Al) i gjeller hos fisk prøvetatt i Storelva, Vesleelva og etter samløpet mellom de to vår og høst 1997. Standardavvik (SD) og antall fisk som ble prøvetatt (N) er presentert. Vårresultatene er gjengitt fra Åtland *et al.* 1998.

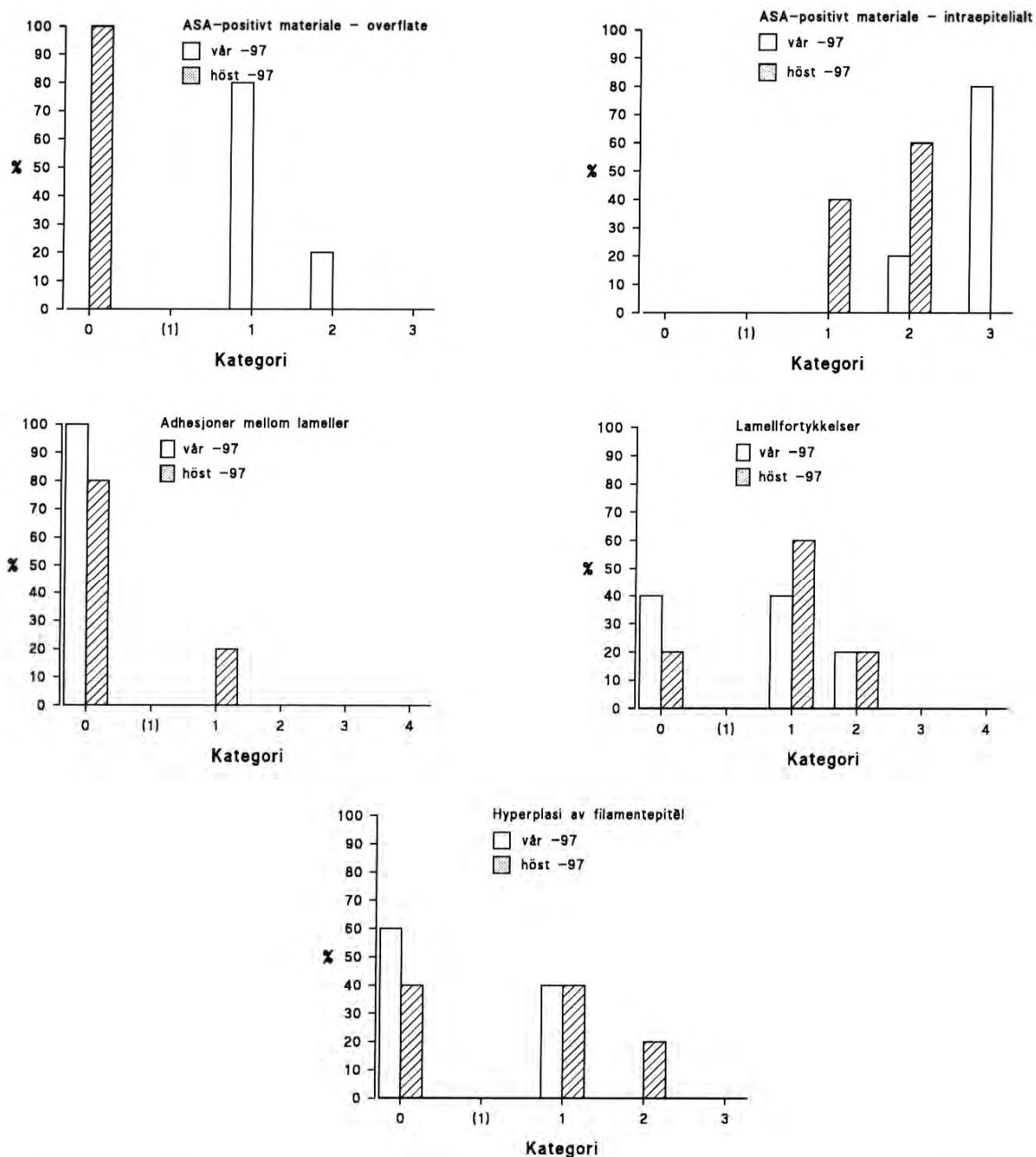
Lokalitet	Dato	Art	Al-konsentrasjon µg/g gjelle tørrvekt	SD	N
Høst 1997					
Storelva	24/09/97	Aure	58	12	5
Vesleelva	24/09/97	Aure	69	33	5
Samløp	24/09/97	Aure	48	18	5
Vår 1997					
Storelva	25/04/97	Aure	210	87	12
Vesleelva	25/04/97	Aure	130	53	12
Samløp	25/04/97	Aure	144	44	12

I gjellene til fisk fra Storelva fanget høsten 1997 ble det histologisk påvist sparsom til moderat metallakkumulering i vevet, og en mulig kloridcellehyperplasi ble funnet på to fisk (**Figur 11**). I tillegg til adhesjoner, lamellfortykkelser og hyperplasier fantes det på all fisk sparsomme til moderate mengder med celler som indikerer infeksjon.

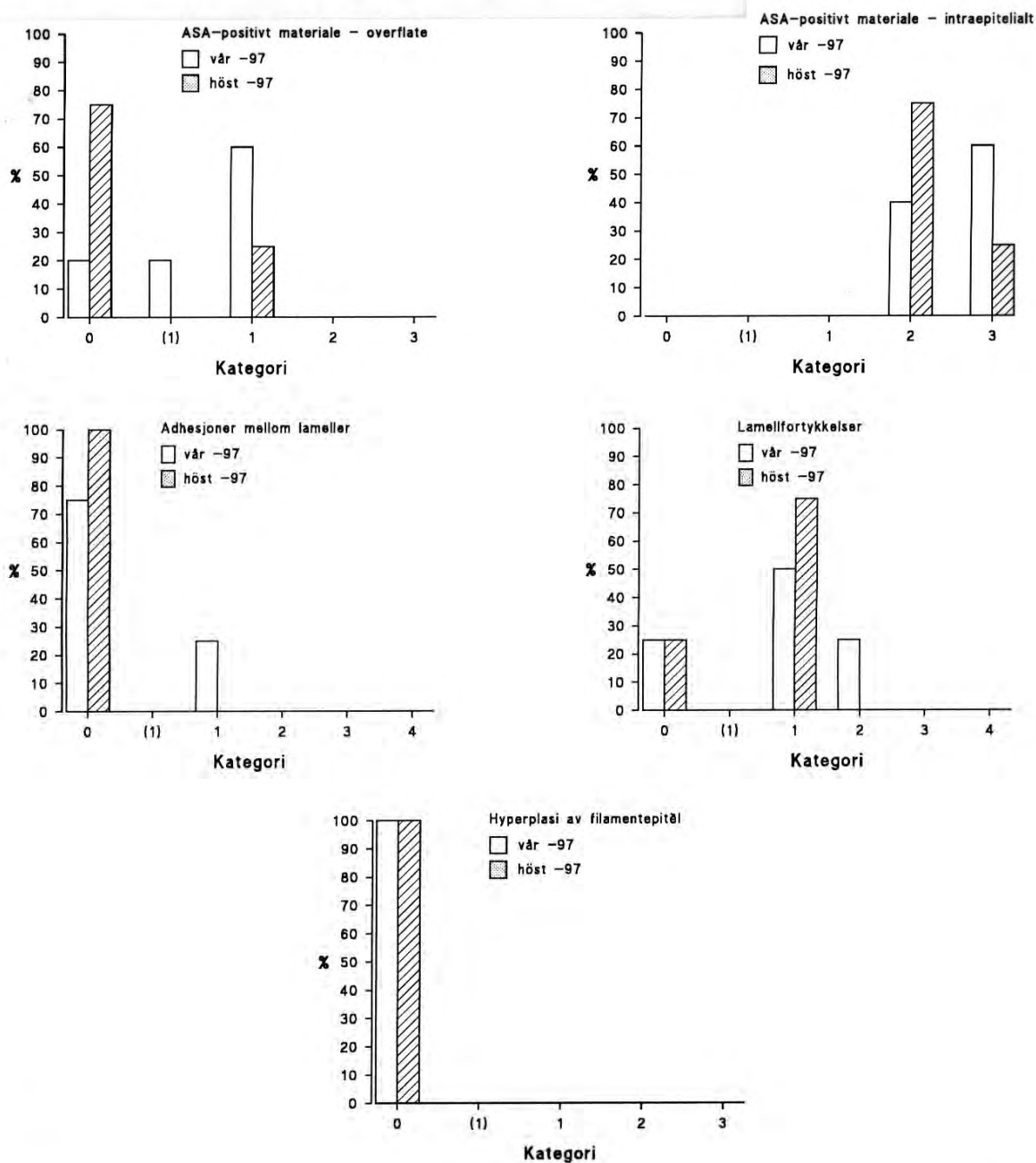
I Vesleelva ble det på all fisk fanget høsten 1997 funnet moderat til uttalt metallakkumulering i vevet. En mulig kloridcellehyperplasi ble sett på to fisk (**Figur 12**). Den sparsomme overflateakkumuleringen sett på en fisk, representerer forandringer av et omfang som i forsøk med laks har vist seg å gi nedsatt evne til osmoregulering i fersk- og sjøvann (Kroglund 1994; Kvellestad upubl.resultat). I tillegg til lamellfortykkelser fantes det på all fisk sparsomme til moderate mengder med celler som indikerer infeksjon.

Fisk fanget nedstrøms samløpet mellom de to elvegreinene hadde moderat til uttalt metallakkumulering i vevet, men det er usikkert om disse gjelleforandringene har negative effekter på fiskens evne til osmoregulering (**Figur 13**). I tillegg til lamellfortykkelser og hyperplasier fantes det på de fleste fisk moderate mengder med celler som indikerer infeksjon. De histologiske forandringene var mindre omfattende enn det som ble funnet hos fisk prøvetatt på de samme stasjonene i april 1997 (Åtland *et al.* 1998).

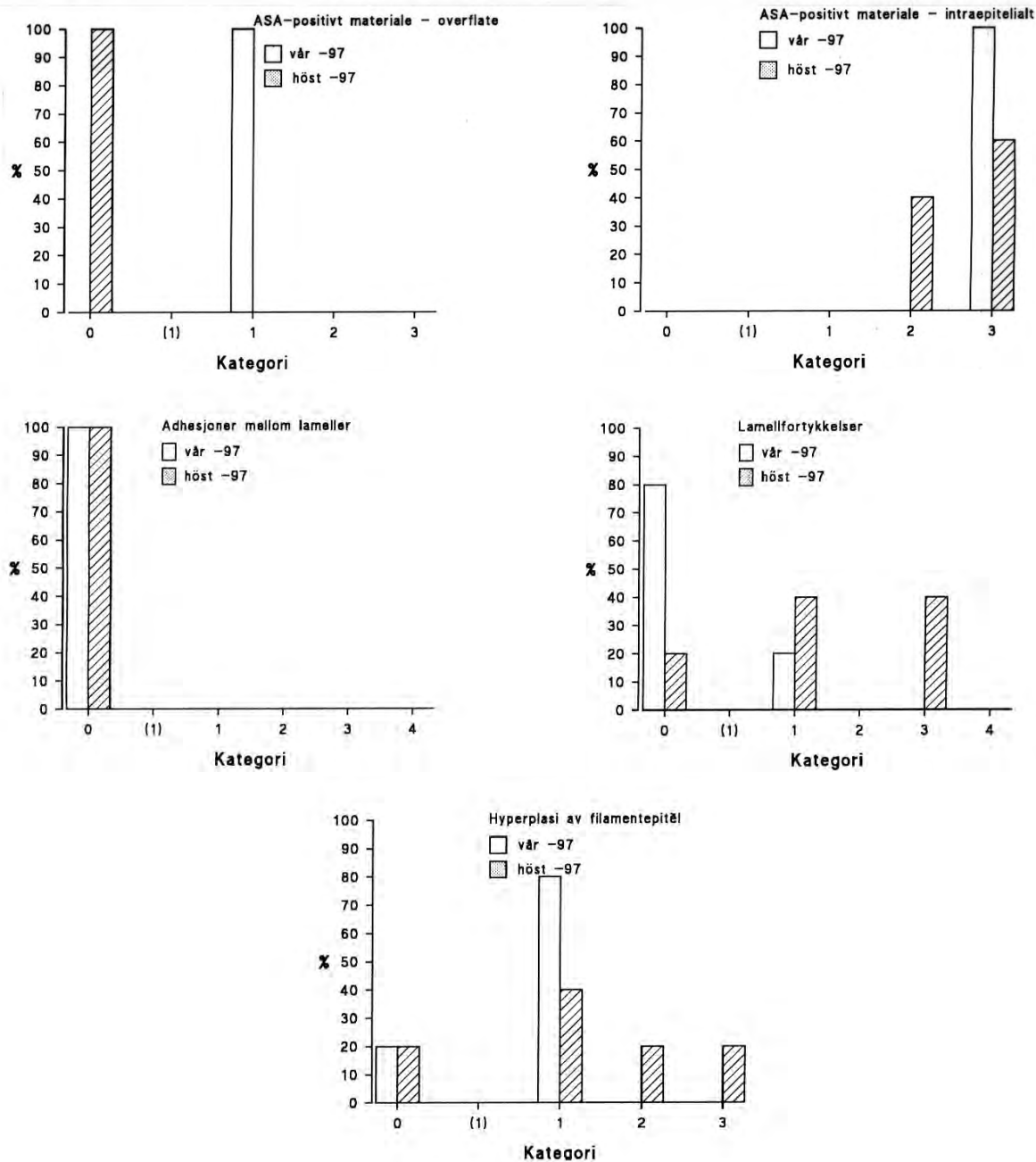
For fisk fra alle de tre stasjonene var mengden ASA-positivt materiale på gjellene, både på overflaten og i epitèlet, lavere i høstprøvene enn i vårprøvene (**Figur 11** til **Figur 13**). Når det gjelder lamelladhesjoner, lamellfortykkelser og hyperplasi var resultatene relativt like høst og vår. De histologiske gjelleforandringene som ble funnet om høsten var ikke av et slikt omfang at en med sikkerhet kan si at de hadde negative effekter på fiskens evne til osmoregulering. Dette var derimot tilfellet for vårprøvene (Åtland *et al.* 1998). Det foreligger også et gjellemateriale fra Ortneviksvassdraget som ble samlet inn av LFI i 2.-3. november 1995. Disse resultatene er ikke presentert i rapporten, men viser at mengden ASA-positivt materiale i gjelleepitèlet var noe høyere enn i høstprøvene fra 1997, dvs. kategori 3 i både Vesleelva, Storelva, og nedstrøms samløpet. Forøvrig var resultatene samsvarende.



Figur 11. Resultat av histologisk undersøkelse av gjeller fra aure fanget i Storelva i Ortneviks-vassdraget vår (åpne søyler) og høst (skraverte søyler) 1997. Vårresultatene er gjengitt fra Åtland *et al.* (1998). En nærmere beskrivelse av de ulike typer av forandringer og deres grader finnes i metodekapitlet. For de ulike typer av forandringer er det ført opp prosentvis andel av fisk med enten ikke påviste forandringer eller med ulike grader av forandringer. Antall fisk som ble undersøkt var 12 om våren og 5 om høsten.



Figur 12. Resultat av histologisk undersøkelse av gjeller fra aure fanget i Vesleelva i Ortneviks-vassdraget vår (åpne søyler) og høst (skraverte søyler) 1997. Vårresultatene er gjengitt fra Åtland *et al.* (1998). En nærmere beskrivelse av de ulike typer av forandringer og deres gradering finnes i metodekapitlet. For de ulike typer av forandringer er det ført opp prosentvis andel av fisk med enten ikke påviste forandringer eller med ulike grader av forandringer. Antall fisk som ble undersøkt var 12 om våren og 4 om høsten.



Figur 13. Resultat av histologisk undersøkelse av gjeller fra aure fanget etter samløpet mellom Storelva og Vesleelva i Ortneviksvassdraget vår (åpne søyler) og høst (skraverte søyler) 1997. Vårresultatene er gjengitt fra Åtland *et al.* (1998). En nærmere beskrivelse av de ulike typer av forandringer og deres gradering finnes i metodekapitlet. For de ulike typer av forandringer er det ført opp prosentvis andel av fisk med enten ikke påviste forandringer eller med ulike grader av forandringer. Antall fisk som ble undersøkt var 11 om våren og 5 om høsten.

4.1.5 Bunndyr

I Ortneviksvassdraget ble det ikke påvist følsomme døgnfluer, se **Tabell 7**. Det var derfor ikke datagrunnlag for beregning av indeks 2. Indeks 1 ble målt til 0,5 på stasjon 1 - 3 og 5 - 6. Stasjon 4 fikk indeks 0, mens st. 7 har en usikker indeks. Grunnen er at her ble det funnet et individ av sneglen *Gyraulus sp.* som gir en indikasjon på indeks 1. Ett individ er imidlertid lite å bygge på når det ikke finnes andre indikasjoner på indeksverdi 1. På den annen side ligger stasjonen nederst i vassdraget hvor det kan tenkes at jordbruk kan ha en positiv virkning på surhetstilstanden. I **Tabell 7** har vi satt verdi 1? ut fra definisjonen for forsuringssindeks 1, men det øvrige faunabildet indikerer egentlig indeks 0. Samlet vurderes derfor lokaliteten som tydelig forsuringsskadet. Sammenlignet med tidligere undersøkelser i Ortneviksvassdraget i begynnelsen av åttiårene og i 1995 (Fjellheim og Raddum 1983; Raddum 1996) er det ikke nevneverdige endringer i bunndyrfaunaen.

Artsantallet i Ortnevik er også lavt og på linje med det som ble funnet i Daleelva. Av moderat følsomme arter er steinfluen *D. nanseni* hyppigst og den arten som gir indeksverdi 0,5 i de fleste tilfellene. Av andre moderat følsomme arter er det registrert ett individ henholdsvis av *Apatania sp.* og *Hydropsyche sp.* Disse artene ble ikke funnet i 1995.

Konklusjonen vedrørende Ortneviksvassdraget blir at vassdraget er tydelig forsuret i alle deler. Den sure situasjonen gir inntrykk av å være forholdsvis stabil og meget ensartet både over tid, og på de ulike stasjonene.

4.1.6 Helhetsvurdering og mulige tiltak i vassdraget

Resultatene viser at laksebestanden i Ortneviksvassdraget etter all sannsynlighet er gått tapt, eller er tilstede som en marginal restbestand. Vassdraget har imidlertid en selvreproduserende og livskraftig bestand av aure. Jevn årlig fangst av oppgangslaks fram til 1995, sammen med det faktum at en ikke finner laksunger i vassdraget kan indikere en reproduksjonssvikt. Om dette er tilfelle er trolig fangstene av laks delvis opprettholdt ved fiske av laks som har feilvandret fra andre vassdrag og rømt oppdrettslaks. Sammenligning med en tidligere undersøkelse i vassdraget tyder på at aurebestanden i styrket i perioden 1995 til 1997. Det var imidlertid lavere tettheter enn forventet av årsyngel på stasjonene oppstrøms samløpet mellom de to elvene, spesielt i Vesleelva. Bunndyrsamfunnet viser forsuringsskade i alle deler av vassdraget, og det er ingen nevneverdige endringer i bunndyrfaunaen sammenlignet med tidligere undersøkelser i vassdraget.

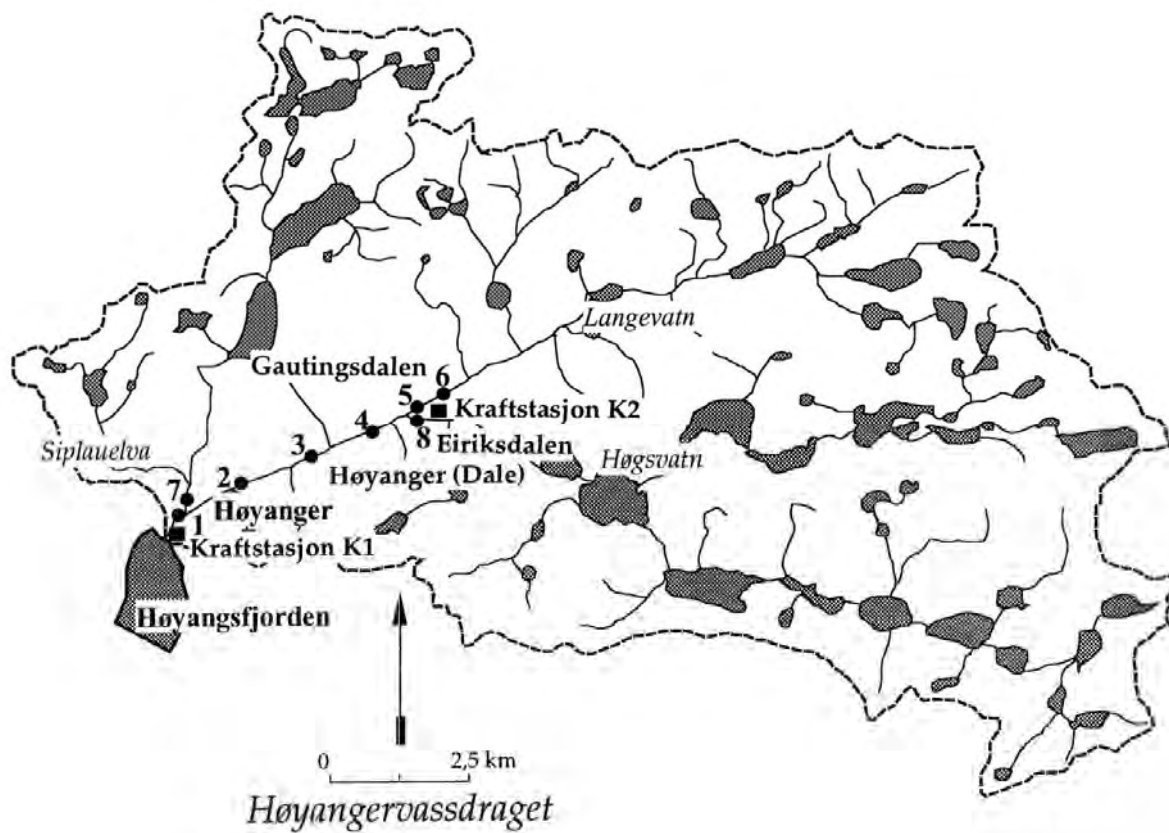
Vannkvaliteten og forsuringssindeksene for bunndyr i vassdraget kan bidra til å forklare fraværet av laksunger. Syrenøytraliserende kapasitet (ANC) varierte fra 0 til 9 på de tre stasjonene høsten 1997, mens den varierte fra -9 til 4 i prøvene tatt våren 1997 (Hindar 1997). En landsomfattende undersøkelse som innbefattet 30 laksebestander viste at ved ANC-verdi 5 var 50% av bestandene redusert, mens ved ANC-verdi 0 var så mye som 50% av bestandene utdødd (Lien *et al.* 1996). Når det gjelder aure er tilsvarende ANC-grenser høyere, ettersom denne arten er mere tolerant overfor surt, aluminiumsrikt vann; 50% av bestandene var redusert ved ANC lik 0, mens 50% av bestandene var utdødd ved ANC lik -20. Her er grenseverdiene også sikrere fordi materialet bygger på totalt 827 bestander (Lien *et al.* 1996). ANC-verdiene i Ortneviksvassdraget viser at vannkvaliteten om våren representerer fare for skade også på aurebestanden. Resultatene av gjelleundersøkelsen understøtter dette, og i prøvene som ble tatt våren 1997 ble det påvist høye aluminiumskonsentrasjoner og histologiske forandringer som var av et slikt omfang at en skulle vente negative effekter på fiskens omsmoregulering (Åtland *et al.* 1998).

Analyser av vannprøver tatt om høsten gir et nyttig supplement til kalkingsplanen (Hindar 1997), og gir nyttig informasjon for en eventuell optimalisering av kalkingstiltaket. En bør vurdere å avgrense kalkingen til vårsituasjonen siden vannkvaliteten om høsten synes å være akseptabel for aure. Dersom kalking skal iverksettes med sikte på laks, må man basere seg på kalking hele året, kombinert med et utsettingsprogram for laks i vassdraget.

4.2 Høyangervassdraget (079.Z)

4.2.1 Områdebeskrivelse

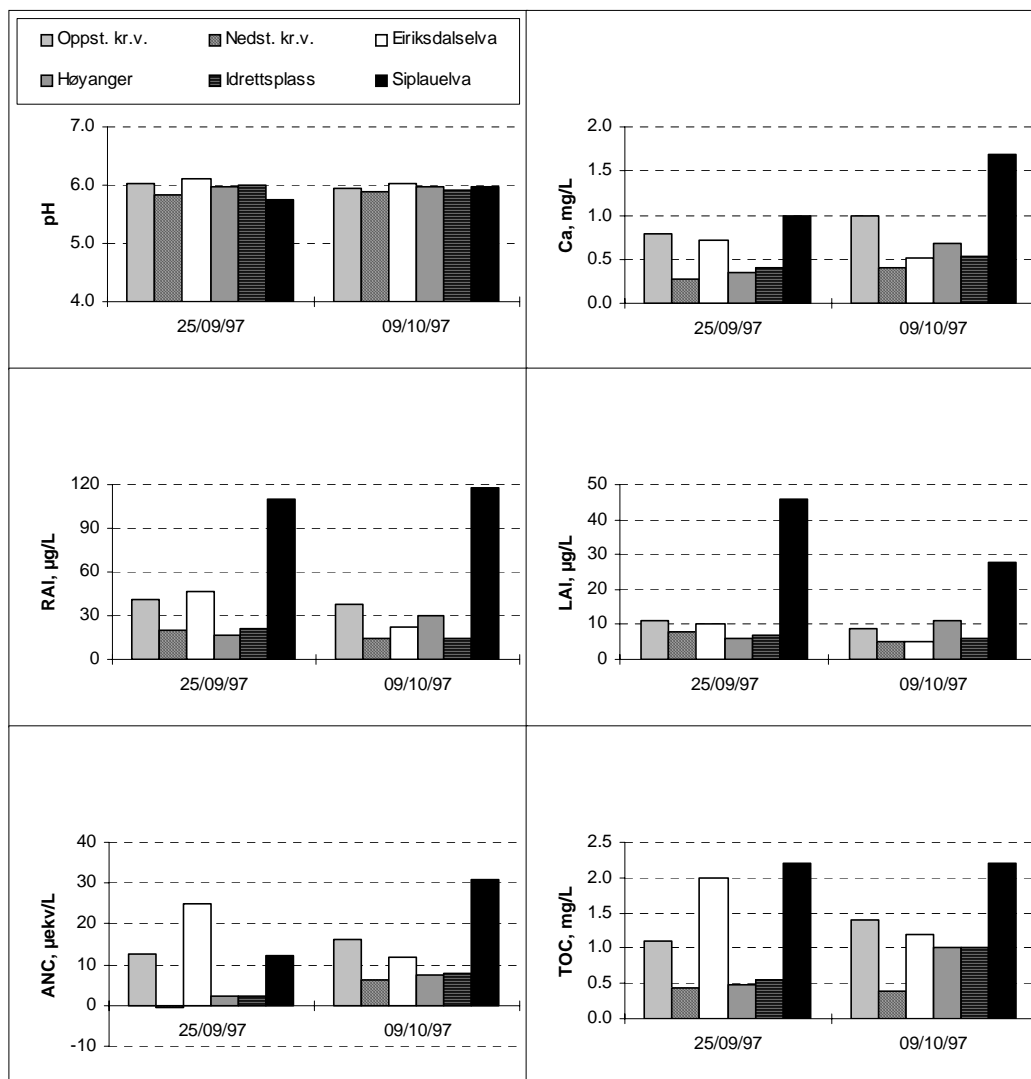
Høyangervassdraget som ligger på nordsiden av Sognefjorden hadde opprinnelig et nedbørfelt på 172 km². Den nedre delen av vassdraget kalles Daleelva, og drenerer til Høyangsfjorden (**Figur 14**). Også for Høyangervassdraget er det utarbeidet kalkingsplan (Hindar 1997). I tillegg ble det i april 1997 gjennomført en enkel fiskeundersøkelse i vassdraget (Åtland *et al.* 1998). Vassdraget er kraftig regulert, og det vises til gjennomgangen av dette i Hindar (1997), samt kartfremstillingen i **Figur 15**.



Figur 14. Kart over Høyangervassdraget med oversikt over stasjonsnettet. Elektrofiske ble utført på stasjonene 1-7, mens det ble tatt bunndyrprøver på alle de 8 stasjonene. Vannprøvene ble tatt på stasjonene 1, 3, 5, 6, 7 og 8. Kartet er modifisert etter Hindar (1997).

4.2.2 Vannkjemi

Høyangervassdraget ble prøvetatt våren 1997 i forbindelse med NIVA's arbeid med kalkingsplan for vassdraget (Hindar 1997), og i forbindelse med en fiskeundersøkelse i regi av NIVA og LFI i april 1997 (Åtland *et al.* 1998). De foreliggende data fra 25.09.97 og 09.10.97 bekrefter hovedinntrykket fra de nevnte vannkjemiske undersøkelsene (**Figur 16**). Siden dette er høstprøver, var vannkvaliteten noe bedre enn prøvene fra mai 1997. pH lå stort sett nær 6,0 for alle stasjoner med unntak av Siplaelva. Konsentrasjonen av labilt aluminium var ikke over 11 µg/L for de viktigste vassdragsavsnitt i øvre del og hovedelva, men i Siplaelva var det hhv. 46 og 28 µg/L LAI. Konsentrasjonen av reaktivt Al var omlag som for vårprøvene i 1997.



Figur 16. pH, kalsium, aluminium (reaktivt og labilt), ANC og TOC på de 6 stasjonene i Daleelva den 25. september og 9. oktober 1997.

4.2.3 Fisketettheter og bestandsforhold

Daleelva har en om lag 6 km lang anadrom strekning som er kraftig påvirket av regulering. Minstevannføringen i Daleelva er 0,7 m³/s i tidsrommet 16.09-31.05 og 5 m³/s i tidsrommet 01.06-15.09. I tillegg til minstevannføring og vann fra kraftverket kommer bidrag fra uregulerte felt og overløp (Hindar 1997). For å begrense de negative effektene av reguleringen på fiskeproduksjonen er det bygd 28 terskler på den anadrome strekningen. Tersklene reduserer arealet som blir tørrlagt i perioder med lite vann fra kraftverket. Til tross for disse tiltakene har den kraftige reguleringen negative konsekvenser for fiskebestandene.

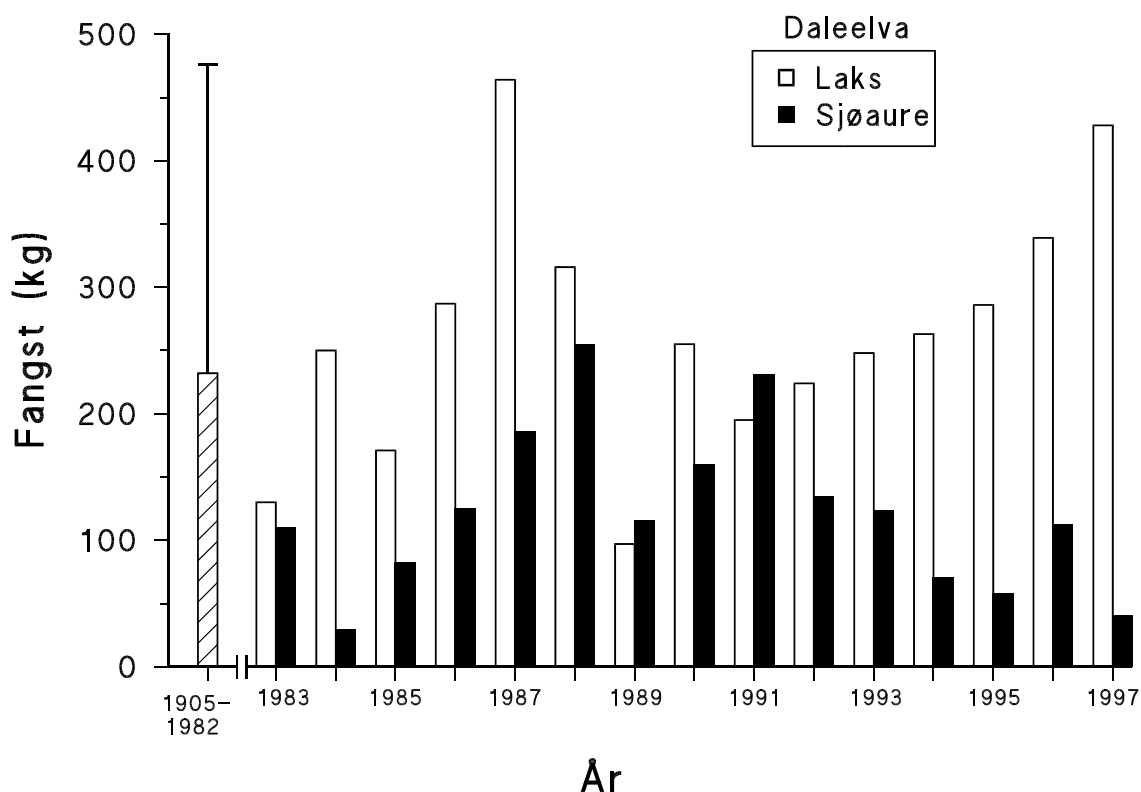
Perioder med liten vannføring vil generelt føre til en reduksjon i tilgjengelig areal for produksjon av fisk og fiskens næringsdyr. I tillegg kan manøvreringen av kraftverket medføre raske endringer i vannføring, noe som bl.a. kan føre til stranding av ungfisk. Videre er elveløpet rettet ut og steinsatt på flere strekninger. På partiene mellom tersklene er elva derfor relativt hurtigrennende og substratet er dominert av grov stein. Disse forholdene har trolig også bidratt til å redusere produksjonspotensialet for ungfisk og næringsdyr sammenliknet med forholdene før reguleringen. Den omfattende terskelbyggingen kan ha favorisert auren siden reduksjonen av vannhastighet i terskelbassengene gjør disse områdene mer egnet for aure enn for laks.

Et generelt trekk ved regulerte vassdrag er at tapping av bunnvann fra magasinene fører til en økning av elvetemperaturen om vinteren, og en reduksjon av elvetemperaturen om sommeren. Disse temperatur-endringene kan påvirke viktige fiskebiologiske faktorer som utviklingshastighet på rogn, klekketidspunkt og ungfiskens tilvekst og næringsgrunnlag. I Daleelva ble det høsten 1997 funnet at ensomrig aure oppstrøms utløpet fra kraftverket (St. 6) var signifikant større (gjennomsnitt 5,3 cm, SD 0,4 cm, N=19) sammenliknet med auren på stasjonene nedstrøms utløpet fra kraftverket (St. 1-5) (gjennomsnitt 4,2 cm, SD 0,6 cm, N=115). Denne markerte forskjellen i tilvekst kan trolig tilskrives lavere elvetemperatur på strekningen nedstrøms utløpet fra kraftverket, og er i samsvar med tilsvarende funn i det regulerte Vetlefjordvassdraget (Bjerknes 1995).

Selv om de nevnte effektene av reguleringen vanskelig kan tallfestes på bestandsnivå, er det sannsynlig at reguleringen har medført en betydelig reduksjon av produksjonspotensialet for anadrom fisk i Daleelva.

Fangststatistikk

Ifølge offisiell fangststatistikk ble det innrapportert fangster i 25 av årene i perioden 1905-82. Gjennomsnittlig fangst pr. år i denne perioden, da det ikke ble skilt mellom aure og laks, var 232 kg (SD = 244, N=25). Siden 1983 er det skilt mellom aure og laks, og med unntak av 1989 og 1991 er det blitt tatt mer laks enn aure (**Figur 17**). I perioden 1983-97 ble det i gjennomsnitt tatt 263,5 kg laks (SD=99,1), mens tilsvarende tall for sjøaure var 122,5 kg (SD=64,8). For begge arter har fangstene variert mye mellom år, men i de siste 7 årene har fangstene av laks vært økende, mens fangstene av sjøaure har vist en avtagende tendens i samme periode.



Figur 17. Årlig fangst av laks og aure i perioden 1983-97 i Daleelva. Den skraverete søylen lengst til venstre angir årlig gjennomsnittlig fangst (med standard avvik) for 25 år med innrapporterte fangster fra perioden 1905-1982. Fangsten fra denne perioden inkluderer både laks og aure siden det ikke ble oppgitt separate fangster for laks og aure før 1983.

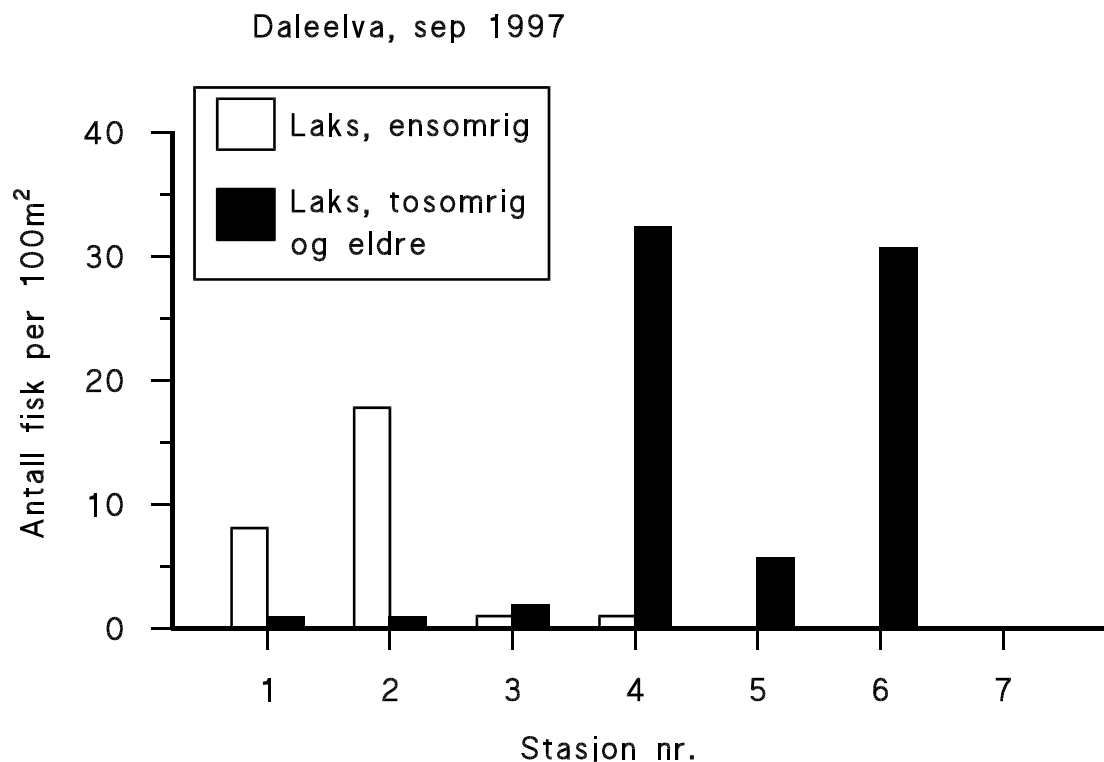
Ungfisktettheter av laks

Det ble funnet varierende tettheter av ensomrig laks på stasjonsnettet i Daleelva. Gjennomsnittlig tetthet for de 6 stasjonene i hovedelva var lav 4,7 pr. 100 m² (SD=7,1). De klart høyeste tetthetene ble funnet på de to stasjonene (stasjon 1 og 2) lengst nedstrøms, mens lakseyngelen ikke ble påtruffet eller bare funnet i svært lave tettheter lenger oppstrøms (stasjon 3-6) (**Figur 18**).

Tettheten av tosomrig eller eldre laks varierte også mye mellom stasjonene. Gjennomsnittlig tetthet for de 6 stasjonene i hovedelva var 10,6 pr. 100 m² (SD=12,9). Tosomrig og eldre laks ble i motsetning til årsyngelen funnet i størst tettheter på de øvre stasjonene i elva (stasjon 4-6), og var nesten fraværende på stasjonene lenger nedstrøms.

Ved et kvalitativt el.fiske utført i forbindelse med boniteringen av vassdraget, ble det funnet relativt mye tosomrig eller eldre ungfisk av laks og flere anadrome gytefisk inkludert et par gytelaks på den ca. 500 m lange strekningen fra kraftstasjonen og opp i Gautingsdalselva. Vandringshinderet for anadrom fisk ligger om lag 500 m opp i Gautingsdalselva og observasjonene fra boniteringen viser at elvestrekningen i Gautingsdalen tjener både som gyteområde og oppvekstområde for laksen.

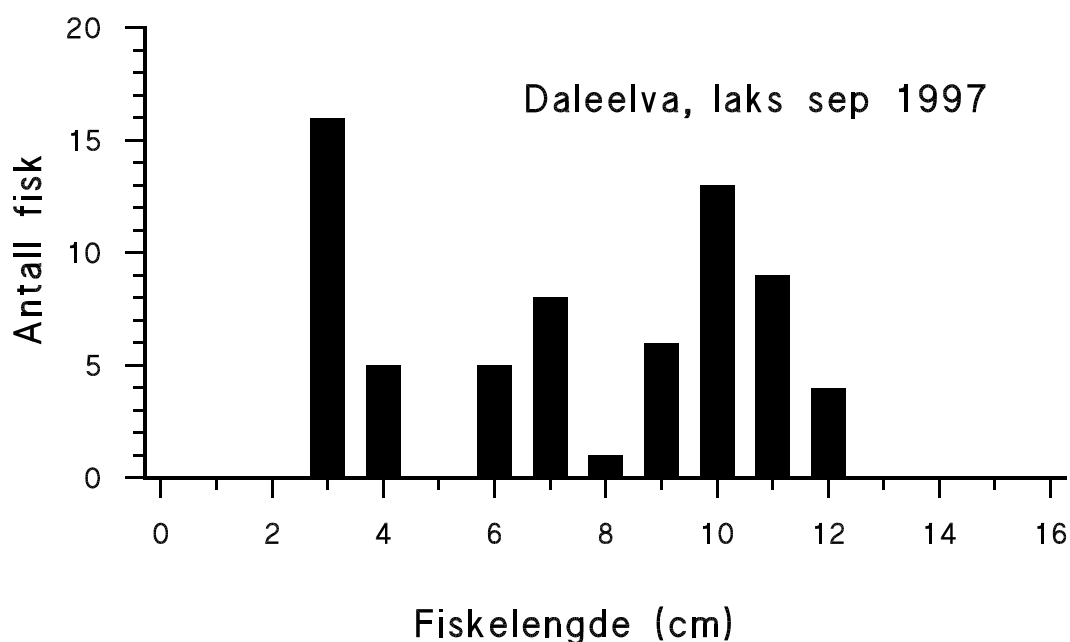
Det ble ikke funnet laks ved el.fiske av stasjonen i Siplaelva (St. 7). Vannkvaliteten i denne delen av vassdraget er tydelig påvirket av forurening, og dette er trolig hovedårsaken til at det ikke ble funnet laks i Siplaelva.



Figur 18. Estimerte tettheter av ensomrig og eldre laks på stasjonsnettet i Daleelva, 25.09.1997.

Basert på morfologiske kriterier av den innsamlede fisken var det bare ca 10 laks som ble betegnet som settefisk (dvs. om lag 30 % av laks > 8 cm). Disse fiskene avvok tydelig i utseende fra hva som ble betegnet som villfisk. Grunnet oppvarmet vann klekker settefisken i Daleelva tidlig og vokser raskt, og settefisken er derfor større enn 10 cm ved utsettingen om høsten. Denne formen for settefiskproduksjon er utradisjonell, og sannsynlig uhensiktsmessig siden forholdene i settefiskanlegget avviker svært mye fra forholdene i elva. Settefiskprogrammet i Daleelva bør derfor revurderes. Alternative driftsformer kan være å holde fisken på om lag samme temperatur som ellevannet for å sette den ut som ensomrig fisk med samme størrelse som den naturlige årsyngelen, eller å produsere smolt som settes ut om våren.

Grunnet den observerte fiskedøden i Daleelva våren 1997 (se nedenfor) og relativt lave tettheter av laks ble det besluttet å ikke samle inn laks for aldersanalyse. Lengdefordelingen av fisken er gitt i **Figur 19** og indikerer at laksen i Daleelva vokser langsomt, til om lag 3-4 cm første året og trolig til om lag 6-7 cm andre året. Basert på dette vekstmønsteret er det sannsynlig at laksen smoltifiserer etter minst tre år på elva.



Figur 19. Lengdefordeling av laks tatt i Daleelva den 25.09.1997.

I april 1997 ble det funnet død og dødende aure- og laksesmolt i nedre del av Daleelva. Analyse av fiskegjeller samlet inn under denne episoden tyder på at utfelling av aluminium på gjellene sannsynligvis var hovedårsak til fiskedøden (Åtland *et al.* 1998). Tilsvarende fiskedød av smolt har vært observert i Høyangervassdraget tidligere år, uten at en da har undersøkt årsakene til fiskedøden (Svein Arne Forfod, pers. medd.).

Resultatene fra episoden med fiskedød i april 1997 viser at vannkvaliteten i Daleelva i perioder kan være skadelig for fisk. Imidlertid har man ikke klart å fange opp slike episoder på bakgrunn av vannprøver. Spesielt uheldig er det når slike episoder oppstår i forbindelse med smoltutgang i april - mai. Siden smolten er særlig ømfintlig, forårsaker slike episoder direkte fiskedød, og har sannsynligvis en negativ innvirkning på bestandsnivå.

Det er sannsynlig at slike episoder oppstår som følge av en kombinasjon av forsurening og manøvrering av reguleringsmagasiner. Hyppigheten av episoder og vannkjemiske forhold under slike episoder er avgjørende for hvor alvorlig bestandene vil påvirkes. Laksebestanden vil være mest sårbar siden laksen er mer ømfintlig for episoder med fall i pH og økte konsentrasjoner av aluminium enn auren.

Sammenlikning med ungfiskundersøkelser utført i 1990

Fylkesmannens miljøvernnavdeling utførte elektrofiske på stasjonene 1-5 den 19. og 25. 09. 1990. Metodisk ble disse undersøkelsene utført ved å fiske over et areal på 100 m² pr. stasjon. Hver stasjon ble overfisket bare en gang og ikke tre ganger som ved undersøkelsene i siste uke av september 1997. For å sammenlikne data angående fisketettheter på de to tidspunktene er fangstene i 1990 sammenholdt med fangstene av første gangs overfiske på den enkelte stasjon i 1997. Dersom en skal gjøre gode studier av fisketetthet i en lokalitet over tid er det en stor fordel om samme person utfører elektrofisket. Det må derfor i denne sammenhengen tas forbehold om at dette kan ha påvirket resultatene.

Ved fiske i 1990 ble det ikke funnet ensomrig villaks på de fem undersøkte stasjonene, mens det med samme innsats i 1997 ble tatt i gjennomsnitt 3 ensomrige villaks pr. stasjon ($SD=3,7$). Selv om tetthetene av ensomrig villaks i 1997 var svært lave, tyder resultatene likevel på at 1997 årsklassen med laks var sterkere enn 1990 årsklassen. I 1990 ble det bare funnet en villaks som var tosomrig eller eldre ved fiske av de 5 stasjonene, mens det tilsvarende ble funnet i gjennomsnitt 2 villaks eldre enn ensomrig pr. stasjon i 1997 ($SD=2,2$). Resultatene tyder på at det har vært en økning i den naturlige rekrutteringen til laksebestanden fra 1990 til 1997.

Samlet vurdering - laks

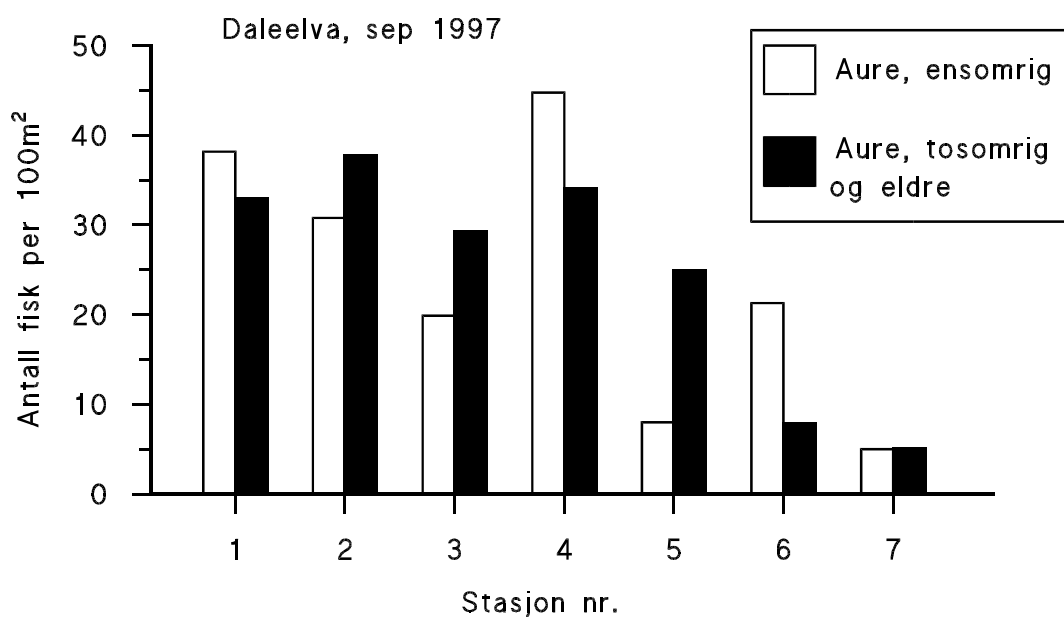
Samlet viser ungfiskundersøkelsene at Daleelva har en selvreproduserende bestand av laks. Undersøkelsene indikerer at laksen gyter på begrensede områder i hovedelva siden det var fravær av årsyngel på flere av stasjonene. En sammenlikning av ungfisktettheter funnet i 1990 og 1997 tilsier at den naturlige rekrutteringen til laksebestanden har økt over dette tidsrommet. Imidlertid viser undersøkelsene fra 1997 at tetthetene av ensomrig og eldre laks er relativt lave. Den omfattende reguleringen av vassdraget og forursingssituasjonen er trolig hovedårsakene til denne situasjonen. En episode med lav pH og mye aluminium medførte fiskedød våren 1997. Selv om en slik enkeltepisode vil ha begrenset skadeomfang på bestandsnivå og hyppigheten av slike episoder ikke er kjent, er det rimelig å anta at ustabile vannkjemiske forhold påvirker laksebestanden i Daleelva i negativ retning.

Ungfisktettheter av aure

Det ble funnet til dels høye ungfisktettheter av aure i Daleelva. Gjennomsnittlig tetthet av ensomrig aure på de 6 stasjonene i hovedelva var 27,2 fisk pr. 100 m² ($SD=13,4$). Det ble funnet relativt høye tettheter på samtlige stasjoner i hovedløpet (20-44 fisk pr. 100 m²) med unntak av stasjon 5 hvor det ble funnet 8 fisk pr. 100 m² (**Figur 20**). Lavest tetthet ble funnet i Siplaelva (st. 7) med 5 fisk pr. 100 m².

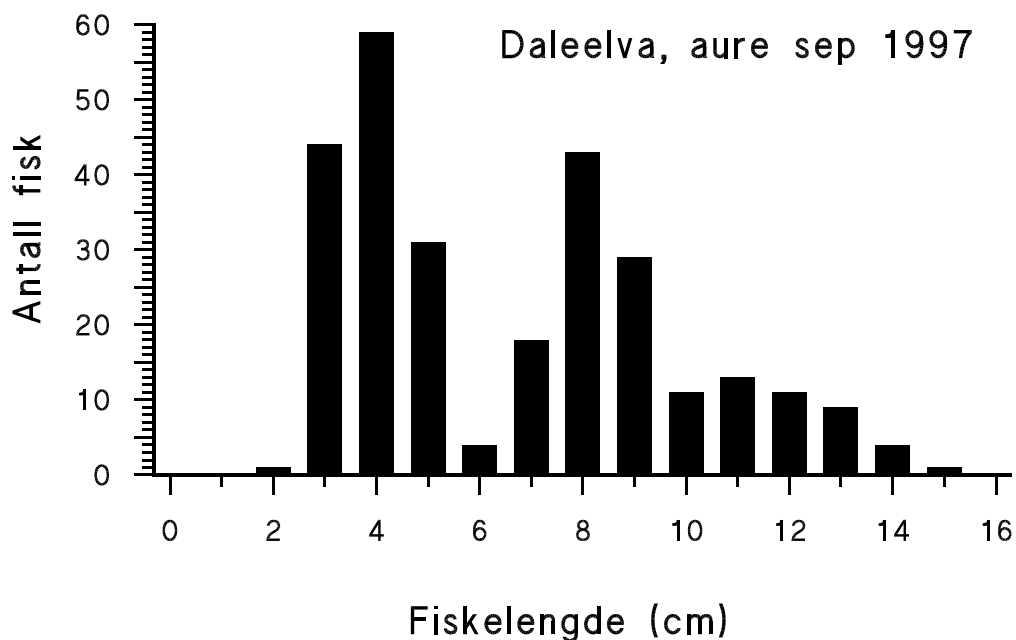
Tettheten av tosomrig eller eldre aure var også stabilt høye (25-38 fisk pr. 100 m²) på stasjonene i hovedelva med unntak av stasjonen lengst oppstrøms (st. 6) hvor det ble funnet 8 fisk pr. 100 m². Gjennomsnittlig tetthet for tosomrig eller eldre aure på de 6 stasjonene i hovedelva var 27,9 fisk pr. 100 m² ($SD=10,7$). Som for årsyngelen, ble de laveste tetthetene av tosomrig og eldre fisk, 5,2 fisk pr. 100 m², funnet i Siplaelva (st. 7)

Ved et kvalitativt el.fiske utført i forbindelse med boniteringen av vassdraget ble det funnet både ensomrig og eldre aure på den ca. 500 m lange strekningen fra kraftstasjonen og opp til vandringshinderet i Gautingsdalselva. Disse observasjonene viser at den anadrome elvestrekningen i Gautingsdalen tjener både som gyteområde og oppvekstområde for sjøauren.



Figur 20. Estimerte tettheter av ensomrig og eldre aure på stasjonsnettet i Daleelva, 25.09.1997.

Aurens lengdefordeling og lengdetilvekst i Daleelva er vist i henholdsvis **Figur 21** og **Tabell 5**. Vekstmønsteret tilsier at auren står minst 3 år på elva før den smoltfiserer og vandrer ut i sjøen.



Figur 21. Lengdefordeling av aure fisket i Daleelva den 25.09.1997.

Tabell 5. Gjennomsnittlig observert lengde (med standard avvik) for ulike aldersklasser av aure i Daleelva den 19-25.09.1990 og 25.09.1997. Data basert på aldersanalyse av skjell og/eller otolitter med unntak av ensomrig fisk hvor gjennomsnittlig lengde er basert på data fra lengdefordelingen.

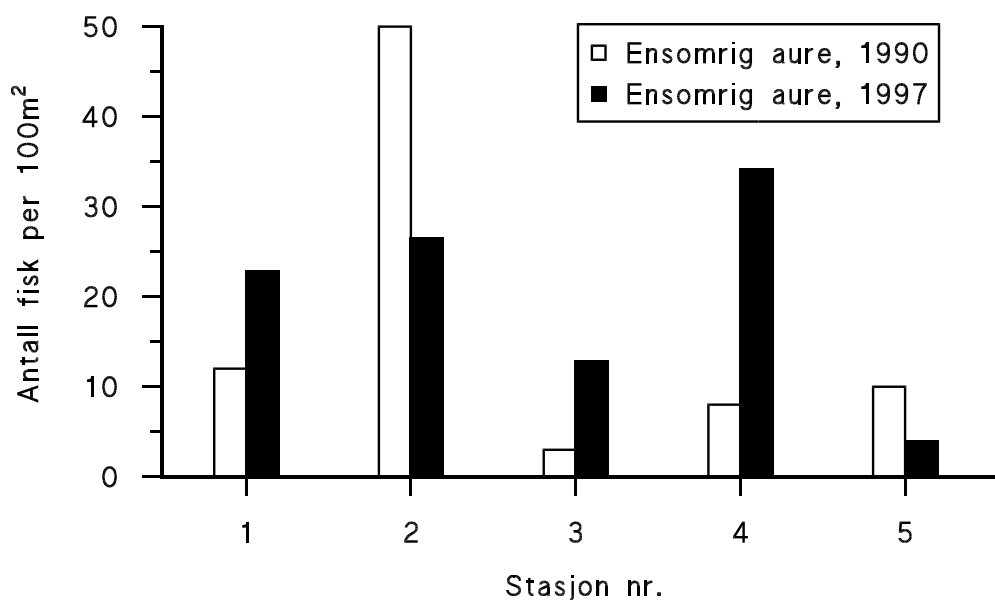
Alder	Gjennomsnittlig lengde	Standard avvik	Antall
Ensomrig (0+), 1990	4,1	0,52	86
Ensomrig (0+), 1997	4,4	0,75	139
Tosomrig (1+), 1990	8,0	0,97	7
Tosomrig (1+), 1997	8,3	0,83	17
Tresomrig (2+), 1990	11,5	1,57	40
Tresomrig (2+), 1997	11,2	0,82	8
Firesomrig (3+), 1990	14,8	1,06	4
Firesomrig (3+), 1997	13,4	0,29	5

Som tidligere nevnt forårsaket utfelling av Al på gjellene fiskedød av sjøaure- og laksesmolt i april 1997. Auren er generelt mer tolerant ovenfor forsuring enn laks, men det faktum at det ble funnet død aure under episoden indikerer at ustabile vannkjemiske forhold også kan ha en negativ innvirkning på aurebestanden i Daleelva. De relativt høye tetthetene av ensomrig og eldre ungfisk gjenspeiler imidlertid at rekrutteringen til aurebestanden er god, og bestanden synes derfor ikke å være truet av de vannkjemiske forholdene. Dette gjelder ikke Siplaelva hvor uheldige vannkjemiske forhold forårsaket av forsuring høyst sannsynlig er hovedårsaken til de lave ungfisktetthetene av aure.

Sammenlikning med ungfiskundersøkelser utført i 1990

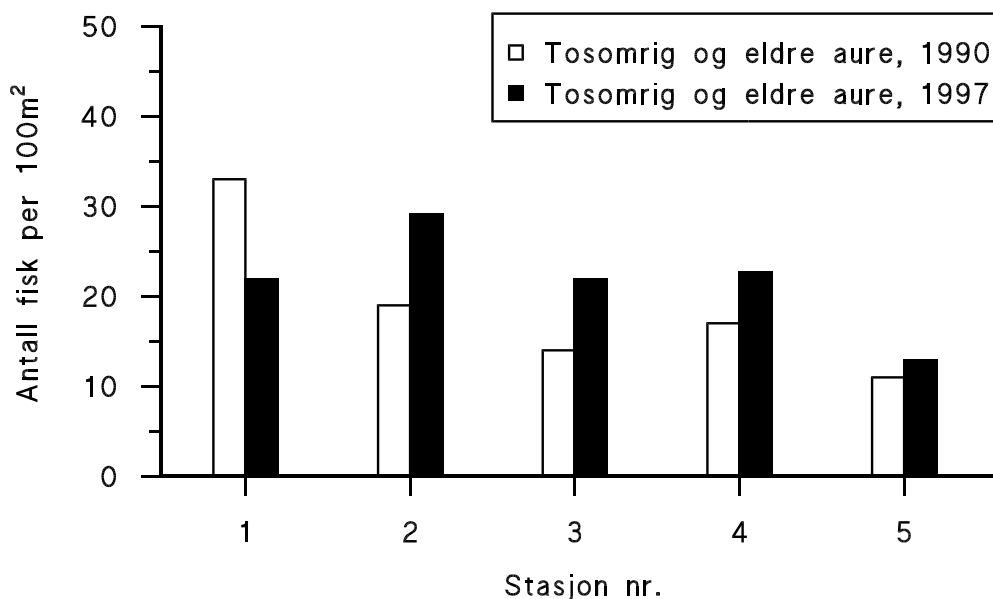
Som nevnt tidligere utførte Fylkesmannens miljøvernavdeling elektrisk fiske på stasjonene 1-5 den 19 og 25.09.1990. For å sammenlikne data angående fisketettheter på de to tidspunktene er fangstene i 1990 sammenholdt med fangstene av første gangs overfiske på den enkelte stasjon i 1997.

Ved fiske i 1990 ble det funnet gjennomsnittlig 16,6 (SD=19,0) ensomrige aure på de fem undersøkte stasjonene, i 1997 ga samme fangsttinningsrate i gjennomsnitt 20,2 (SD=11,9) ensomrig aure pr. stasjon (se **Figur 22**). Variasjonen i tettheter mellom stasjonene var større i 1990 enn i 1997, da det ble funnet svært høy tetthet av ensomrig aure på stasjon 2 sammenliknet med de øvrige stasjonene. Tre av stasjonene (st 1, 3 og 4) har klare økninger i tetthet fra 1990 til 1997 mens det motsatte er tilfelle for stasjonene 2 og 5. Samlet gjør dette at de nevnte gjennomsnittsverdiene er relativt like, og det synes derfor ikke å være en entydig trend med tanke på endring i bestanden av ensomrig fisk fra 1990 til 1997.



Figur 22. Sammenlikning av tetthet av ensomrig aure funnet på stasjonene 1-5 ved elektrisk fiske i 1990 og 1997. For begge årene er resultatet basert på fangster fra en gangs overfiske.

Den gjennomsnittlige tettheten av tosomrig og eldre aure pr. stasjon var i 1990 18,8 (SD=8,5) og i 1997 21,8 (SD= 5,8) (**Figur 23**). På stasjonene 2-5 ble det funnet en moderat økning i tetthet fra 1990 til 1997, mens det motsatte var tilfelle på stasjon 1. Som det fremgår av gjennomsnittsverdiene synes derfor tettheten av tosomrig og eldre fisk å være om lag på samme nivå i 1990 og 1997.



Figur 23. Sammenlikning av tetthet av tosomrig og eldre aure funnet på stasjonene 1-5 ved elektrisk fiske i 1990 og 1997. For begge årene er resultatet basert på fangster fra en gangs overfiske.

Samlet vurdering - aure

Samlet viser ungfiskundersøkelsene at Daleelva har en livskraftig bestand av sjøaure som gyter og reproduserer på de fleste elvestrekningene i den anadrome delen av vassdraget. En sammenlikning av ungfisktettheter funnet i 1990 og 1997 tilsier at den naturlige rekrutteringen til aurebestanden har vært omtrent på samme nivå ved disse to undersøkelsestidspunktene. Til tross for at det ble funnet død aure i forbindelse med en episode med pH fall og økt konsentrasjon av Al i april 1997, tilsier relativt høye tettheter av ungfisk at bestanden ikke er direkte truet av forurening. Unntaket er Siplaelva, hvor forurening trolig er hovedårsaken til de unormalt lave ungfisktetthetene.

Bonitering

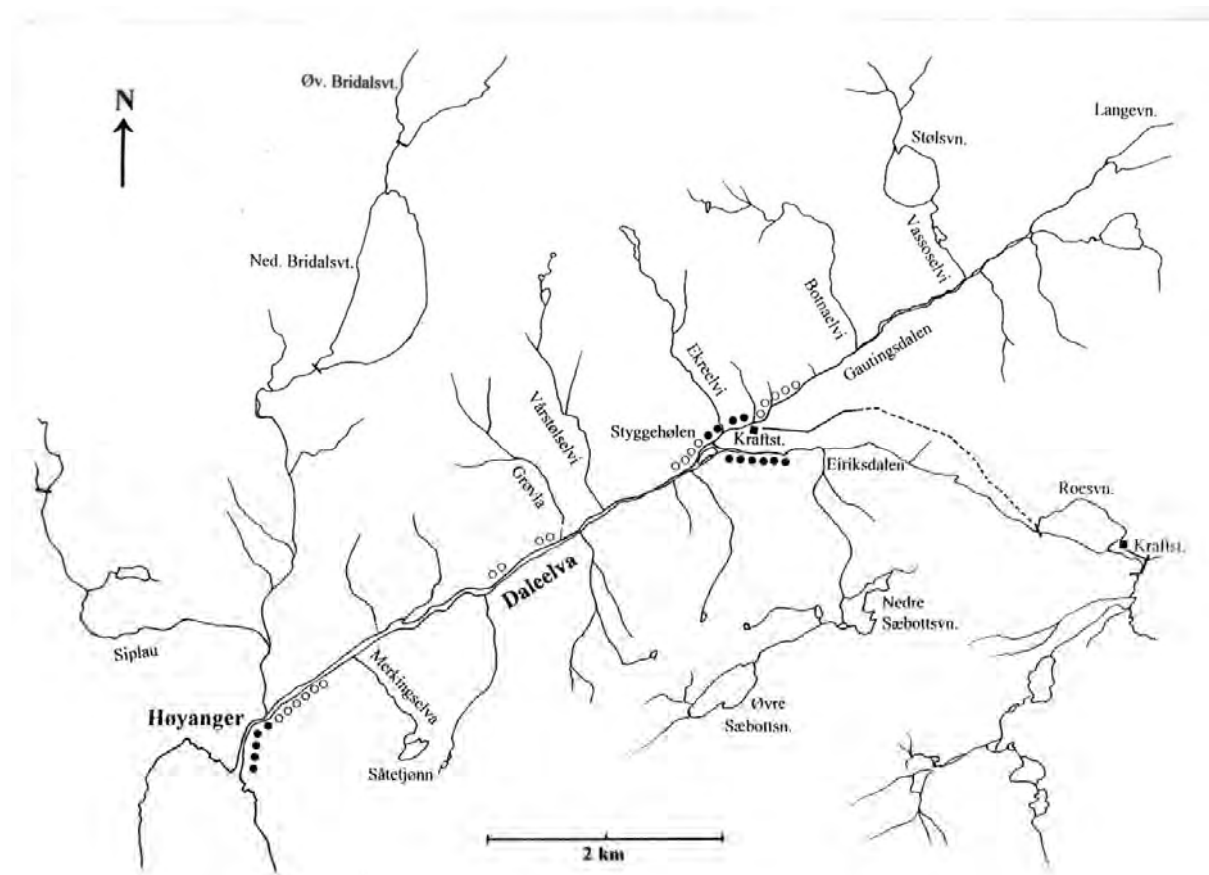
Resultatene av boniteringen i Daleelva er vist i **Figur 24**. Nedre del av den anadrome strekning ved Høyanger sentrum, er svært hurtigrennende og elvebunnen består for det meste av svært grovt substrat. Disse forholdene er uegnet for gyting, og er også trolig lite produktive med tanke på ungfisk. Det kan imidlertid være et begrenset gyteområde på strekningen helt ned mot sjøen hvor elveleiet flater ut, og substratet har et større innslag av stein og grus.

Nedre del av Siplaelva har relativt gode gyte- og oppvekstområder for aure, men som tidligere nevnt begrenser trolig forureningen ungfiskproduksjonen i denne delen av vassdraget.

Oppstrøms innløpet fra Siplaelva begynner strekningen med terskler som går helt opp til kraftstasjonen. På denne strekningen er det bygd 28 terskler for å motvirke de negative effekter reguleringen vil ha på ungfiskproduksjonen. Terskelbassengene tjener trolig som viktige oppvekstareal for ungfisken, og begrenser utstrekningen av det tørrlagte arealet ved lav vannføring. Utløpet av tersklene vil også kunne tjene som gyteplasser selv om grovt substrat flere steder begrenser dette. Ved undersøkelser utført våren 1997 ble det påvist en rekke gytegroper av aure på strekningen nedstrøms brua for riksvei 55 (Åtland *et al.* 1998). Dette elvepartiet er trolig et svært viktig gyte- og oppvekstområde for auren, noe som gjenspeiles i de høye ungfisktetthetene funnet på stasjon 1. På strekningen fra brua og oppstrøms til kraftstasjonen går elva fra terskeldam til terskeldam, og ungfisktetthetene viser at produksjonen av aure er relativt høy på denne strekningen. På denne

strekningen er det også flere mindre sideløp som enten er tilløpsbekker eller forgreninger av hovedløpet. Flere av disse kalkes pr. i dag med enkle kalkbrønner. Ifølge Svein Arne Forfod i Høyanger innlandsfiskeremnd representerer sideløpene gyte- og oppvekstområder for sjøaure og laks. Dette inntrykket fikk vi også under befaringen da det ble observert mye ungfisk i sideløpene.

Strekningen oppstrøms innløpet fra Eiriksdalselva og opp til kraftstasjonen er svært hurtigrennende og er for stri til at den kan ha noen nevneverdig betydning som gyte- og oppvekstareal. Grunnet reguleringen er Eiriksdalselva tørrlagt og uegnet som gyte- og oppvekstareal. I Gautingsdalen, oppstrøms kraftstasjonen er det en ca. 500 m lang strekning opp til vandringshinderet for fisk. Denne strekningen har stedvis flere områder som er egnet som gyte- og oppvekstareal. Under befaringen ble det tatt stikkprøver hvor det ble funnet ungfisk av både aure og laks samt flere anadrome gytefisk, inkludert et laksepar. Disse observasjonene, sammen med fangstene av ungfisk av laks og aure på stasjon 6, viser at dette elvepartiet er et viktig reproduksjonsområde for både laks og aure.



Figur 24. Kart over Daleelva hvor elveparti vurdert som spesielt godt egnet for gyting av anadrom fisk er merket med åpne sirkler (○) og elveparti vurdert som uegnet for gyting er markert med fylte sirkler (●). De fleste elvestrekningene har ikke fått noen markering og representerer områder som ble vurdert som verken spesielt egnet eller uegnet for gyting.

4.2.4 Fiskegjeller - metallavsetninger og histologi

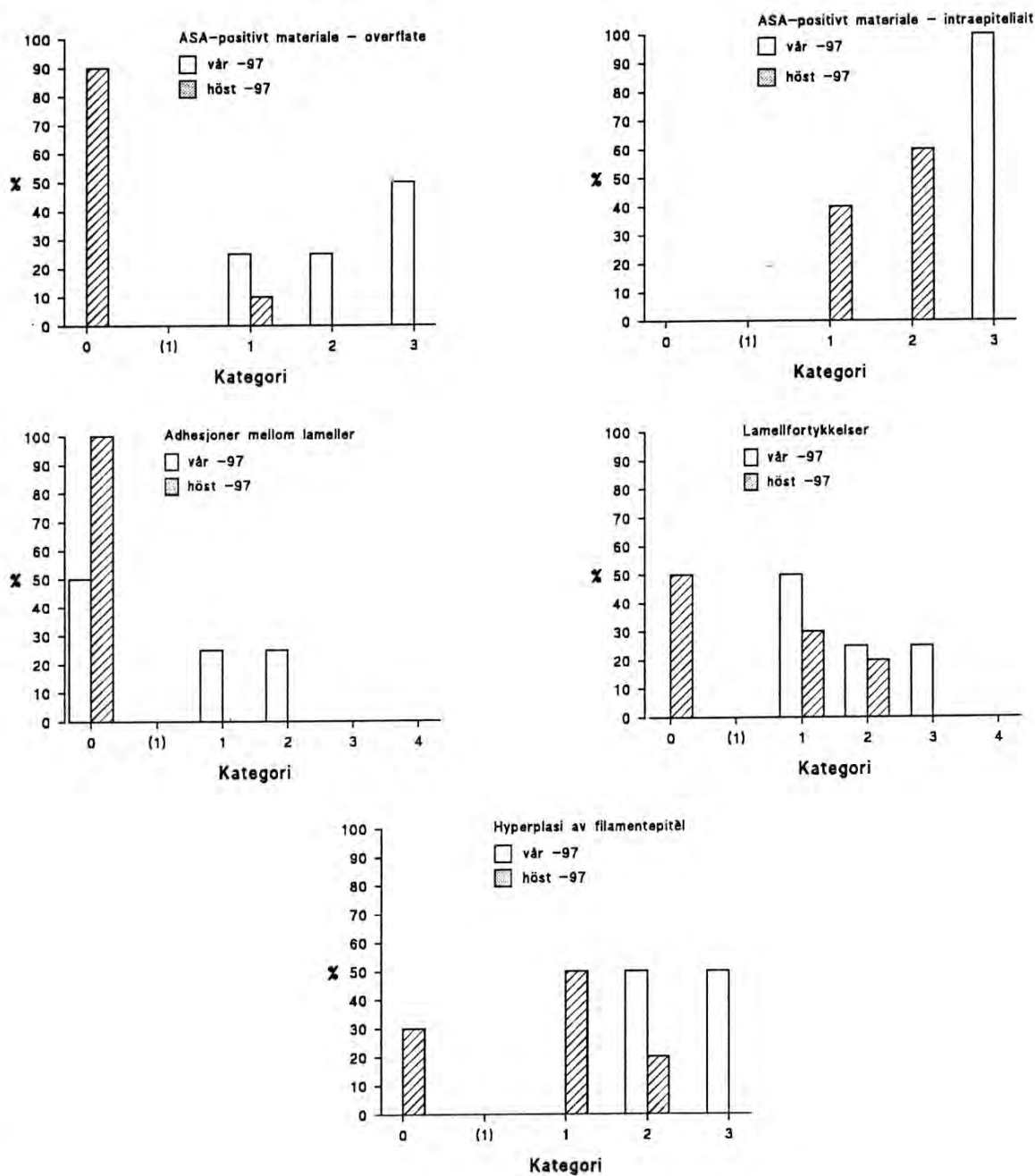
Det ble ikke tatt gjelleprøver av laks i Daleelva høsten 1997, og gjennomsnittlig aluminiumskonsentrasjon i gjellehomogenat er derfor kun oppgitt for aure (**Tabell 6**). Gjennomsnittlig konsentrasjon av aluminium var relativt høy og viser at fisken er påvirket av surt, aluminiumsrikt vann. Konsentrasjonen er likevel vesentlig lavere enn tilsvarende konsentrasjon hos fisk prøvetatt 23. april 1997 (Åtland *et al.* 1998).

Tabell 6. Oversikt over gjennomsnittlig konsentrasjon av aluminium (Al) i gjeller hos fisk prøvetatt i Daleelva vår og høst 1997. Standardavvik (SD) og antall fisk som ble prøvetatt (N) er presentert. vår og høst 1997. Vårresultatene er gjengitt fra Åtland *et al.* 1998.

Dato	Art	Al-konsentrasjon µg/g gjelle tørrvekt	SD	N
25/09/97	Aure	87	40	10
23/04/97	Aure	461	477	29

Den histologiske undersøkelsen av prøvene fra høsten 1997 viste sparsom metallakkumulering på overflaten på en av ti fisk, mens det på alle fantes sparsom til moderat akkumulering i vevet (**Figur 25**). Den sparsomme overflateakkumuleringen sett på en fisk, er forandringer av et omfang som i forsøk med laks har vist seg å gi nedsatt evne til osmoregulering i fersk- og sjøvann (Kroglund 1994; Kvellestad, unpubl.resultat). Ellers er det usikkert om gjelleforandringene har negative effekter på fiskens evne til osmoregulering. I tillegg til lamellfortykkelser og hyperplasier fantes det på all fisk sparsomme til moderate mengder med celler som indikerer infeksjon, og i gjellebuen på en var det en del betennelsesceller.

Histologiske forandringer er langt mindre, hva angår både type og omfang, enn det som ble funnet på prøver tatt i forbindelse med episoden med fiskedød i april 1997 (Åtland *et al.* 1997). I vårprøvene ble det funnet omfattende overflateakkumulering av ASA positivt materiale, adhesjoner og kloridcellenekrose - skader som i andre forsøk ikke bare er assosiert med forstyrret osmoregulering, men også høy mortalitet (Kvellestad unpubl.res.).



Figur 25. Resultat av histologisk undersøkelse av gjeller fra aure fanget i Daleelva i Høyangervassdraget vår (åpne søyler) og høst (skraverte søyler) 1997. Vårresultatene er gjengitt fra Åtland *et al.* 1998. En nærmere beskrivelse av de ulike typer av forandringer og deres gradering finnes i metodekapitlet. For de ulike typer av forandringer er det ført opp prosentvis andel av fisk med enten ikke påviste forandringer eller med ulike grader av forandringer. Antall fisk som ble undersøkt var 4 om våren og 10 om høsten.

4.2.5 Bunndyr

Både forsuringindeks 1 og 2 får verdien 1 på alle lokalitetene i Daleelva høsten 1997 (**Tabell 8**). Resultatet er entydig, og viser at ingen av stasjonene kan karakteriseres som forsuringspåvirket på dette tidspunktet. Forholdstallet mellom antall individer av slekten *Baetis* og tolerante steinfluer, er i de fleste lokalitetene langt over 1. De laveste forholdstallene er funnet i Daleelva (st. 4 og 5), men også her er det god margin til forsuringspåvirket.

Antall påviste arter er påfallende lavt i Daleelva. Sure episoder til andre tidspunkt kan være en mulig forklaring ettersom en del følsomme arter trenger litt lengere tid til rekolonisering enn de som er påvist. Imidlertid er det sannsynlig at reguleringen av vassdraget har en medvirkende årsak til det lave antallet, men også andre forhold, menneskeskapte eller naturlige, kan være medvirkende til dette.

4.2.6 Helhetsvurdering og mulige tiltak i vassdraget

Høyangervassdraget (Daleelva) har en selvreproduserende bestand av laks. Imidlertid viser undersøkelsene fra 1997 lave tettheter både av ensomrig og eldre laks. Aurebestanden er livskraftig med gjennomgående høye tettheter av ungfisk. Sjøauren i Daleelva synes derfor ikke å være truet av forsuring.

Vannkvaliteten i vassdraget kan bidra til å forklare de lave tetthetene av laks. Syrenøytraliserende kapasitet (ANC) i hovedelva nedstrøms kraftverket varierte fra -1 til 8 høsten 1997, og fra -3 til 10 i prøver fra våren 1997 (Hindar 1997). I Eiriksdalen og på stasjonen oppstrøms kraftverket lå ANC verdiene mellom 10 til 20 om høsten, og mellom 1 og 20 om våren. Siplaueelv skilte seg ut med lave ANC-verdier; ned mot -11 i vårprøvene. En landsomfattende undersøkelse som innbefattet 30 laksebestander viste at ved ANC-verdi 5 var 50% av bestandene redusert, mens ved ANC-verdi 0 var så mye som 50% av bestandene utdødd (Lien *et al.* 1996). Når det gjelder aure er tilsvarende ANC-grenser høyere, ettersom denne arten er mere tolerant overfor surt, aluminiumsrikt vann; 50% av bestandene var redusert ved ANC lik 0, mens 50% av bestandene var utdødd ved ANC lik -20. De vannkjemiske forholdene i hovedelva er truende for laksebestanden. Episoden med fiskedød og omfattende gjelleforandringer våren 1997 understreker dette. ANC-verdiene tyder ikke på at aurebestanden er truet, med unntak av Siplaueelva hvor surt, aluminiumsrikt vann er den sannsynlige årsaken til de svært lave tetthetene. Det faktum at det ble observert dødelighet også hos aure våren 1997, understreker imidlertid at situasjonen kan være kritisk i perioder. Påvisning av høye aluminiumsverdier og gjelleskader på fisk gjenspeiler at årsaksforholdene er knyttet til vannkvaliteten.

I motsetning til hva en skulle vente viste bunndyrprøvene at ingen av lokalitetene i Høyangervassdraget kan karakteriseres som forsuringspåvirket. Antallet påviste arter var imidlertid påfallende lavt i vassdraget.

Vannkvaliteten i høstprøvene fra 1997 var bedre enn i vårprøvene. Konsentrasjonene av aluminium var ikke så høye at det gir grunn til å anbefale kalking om høsten. Hvis kalking av hovedvassdraget settes igang på bakgrunn av vannkvaliteten om våren, slik det er anbefalt (Hindar 1997), kan dette materialet brukes til å gjøre en vurdering av om kalkingen kan begrenses til vårsituasjonen. De foreliggende resultater tyder på at en begrensning av kalkingen til vårsituasjonen kan gjøres, men datamaterialet på vannkvalitet er spinkelt (kun to prøvetakingsdatoer om høsten). Det kan være både nødvendig og lønnsomt å videreføre overvåking av vannkvalitet. Episodene med fiskedød om våren understreker behovet for kontinuerlig vannkvalitetsovervåking, evt. kontinuerlig pH-registrering kombinert med strategisk vannprøvetaking for kartlegging av ekstrem-episoder. pH-styrt kalkdosering bør vurderes for å motvirke slike episoder.

Blanding av vann fra ulike delfelt med ulik vannkvalitet kan skape blandsoner med ustabil og giftig aluminiumskjemi (Rosseland *et al.* 1992). Dette kan være en aktuell problemstilling i Høyangervassdraget. En kartlegging av vannkvaliteten i reguleringsmagasinene, kombinert med en

analyse av manøvreringsreglement og manøvreringsrutiner om våren vil trolig gi en pekepinn om potensielt giftige vannkvaliteter i vassdraget nedstrøms kraftverket. Slik vannkvalitet kan forekomme enten som direkte følge av tapping fra magasiner med ugunstig vannkvalitet, eller gjennom blanding av vannkvaliteter fra ulike kilder. På bakgrunn av slike analyser vil det være mulig å vurdere alternative manøvreringsrutiner eller strategisk kalking over kortere perioder ved tapping av vann av spesielt ugunstig kvalitet.

Selv om effektene av den omfattende reguleringen i vassdraget vanskelig kan tallfestes på bestandsnivå, er det sannsynlig at reguleringen har medført en betydelig reduksjon av produksjonspotensialet for anadrom fisk i Daleelva. Den omfattende terskelbyggingen kan ha favorisert auren siden reduksjonen av vannhastighet i terskelbassengene gjør disse områdene mer egnet for aure enn for laks. Fisk fanget oppstrøms utløpet fra kraftverket hadde markert høyere tilvekst enn fisk fanget nedstrøms utløpet. Denne forskjellen har trolig sammenheng med lavere elvetemperatur på strekningen nedstrøms utløpet fra kraftverket (Bjerknes 1995).

5. Litteratur

- Barlaup, B.T., H. Lura, H. Sægrov, and R.C. Sundt. 1994. Inter- and intra-specific variability in female salmonid spawning behaviour. *Canadian Journal of Zoology*. 72: 636-642.
- Belding, D. L. 1934. The spawning habitat of the Atlantic salmon. *Trans. Am. Fish. Soc.* 64: 211-218.
- Bjerknes, V. 1983. Fiskeribiologiske granskingar av Østerbø- Mjølvik- Ortnevikvassdraga. Rapport fra Akva Plan. Rapport nr. 107/83.
- Bjerknes, V. 1995. Temperatur og fiskeproduksjon i Vetlefjordelva etter regulering. Vurdering av skisse til manøvreringsreglement. NIVA rapport 3245. 15 s.
- Bohlin, T., Hamrin, S., Heggberget, T.G., Rasmussen, G., and Saltveit, S.J. 1989. Electrofishing - theory and practice with special emphasis on salmonids. *Hydrobiologia* 173:9-43.
- Chapman, D.W. 1988. Critical review of variables used to define effects of fines in redds of large salmonids. *Trans. Am. Fish. Soc.* 117:1-21.
- Denton, J. A.J. Freemont, and J. Ball. 1984. Detection and distribution of aluminium in bone. *Journal of Clinical Pathology* 37: 136-142.
- Fjellheim, A. og G.G. Raddum. 1983. Konesjonsavgjørende ferskvannsbiologiske undersøkelser i Østerbø- Mjølvik- og Ortnevikvassdragene, Sogn og Fjordane. LFI, Rapport nr. 52.
- Fjellheim, A. og G.G. Raddum. 1990. Acid precipitation: Biological monitoring of streams and lakes. *The Science of the total Environment* 96: 57-66.
- Frost, S., A. Huni, and W.E. Kershaw. 1971. Evaluation of a kicking technique for sampling stream bottom fauna. *Can. J. Zool.* 49: 167-173.
- Heggberget, T.G., T. Haukebø, J. Mork, and G. Ståhl. 1988. Temporal and spatial segregation of spawning in sympatric populations of Atlantic salmon, *Salmo salar* L., and brown trout, *Salmo trutta* L. *J. Fish Biol.* 33: 347-356.
- Hindar, A. 1997. Kalkingsplaner for Nausta, Gaular-, Høyanger- og Ortnevikvassdraget i Sogn og Fjordane. NIVA rapport 3756. 51 sider.
- Kroglund, F., Staurnes, M. og Kvellestad, A. (1994) Vannkvalitetskriterier for laks. Kalking av Vikedalselva. I: "*Kalking i vann og vassdrag. FoU-virksomheten. Årsrapporter 1992*" (ed), 208-223. Direktoratet for naturforvaltning, Trondheim.
- Kvellestad, A. og Larsen, B.M. (*in prep*) Kalking i vatn og vassdrag i Agder og Rogaland. Histologisk undersøkning av gjeller frå fisk som del av overvaking i anadrome vassdrag.
- Lien, L., G.G. Raddum, A. Fjellheim, and A. Henriksen. 1996. A critical limit for acid neutralizing capacity in Norwegian surface waters, based on new analyses of fish and invertebrate responses. *The Science of the Total Environment* 177: 173-193.

- Raddum 1996. Åsebotn kraftverk: Vurdering av mulige skader på fisket i Ortnevikvassdraget etter overføring av vann fra Tuledalen. Lab. for ferskv. økol. og innlandsf.isk Zool. inst., Univ. i Bergen. Notat 1/96, 10 s.
- Raddum G.G. og A. Fjellheim. 1984. Acidification and early warning organisms in freshwater in Western Norway. Verh. Int. Verein. Limnol. 22: 1973-1980.
- Raddum G.G. og A. Fjellheim. 1995. Acidification in Norway - Status and trends. Biological monitoring - improvements in the invertebrate fauna. Water, Air, and Soil Pollution. 85: 647-652
- Rosseland, B. O., Blakar, I. A., Bulger, A., Kroglund, F., Kvellestad, A., Lydersen, E., Oughton, D. H., Salbu, B., Staurnes, M. & Vogt, R. 1992. The mixing zone between limed and acid river waters: complex aluminium chemistry and extreme toxicity for salmonids. *Environ. Pollut.*, 78, pp. 3-8.
- SFT 1996. Overvåking av langtransportert forurenset luft og nedbør. Årsrapport - Tilførsler. SFT 663/96.
- White, H. C. 1942. Atlantic salmon redds and artificial spawning beds. J. Fish. Res. Bd. Can. 6: 37-44.
- Åtland, Å., B.T. Barlaup, V. Bjerknes, A.Kvellestad, G.G. Raddum og R. Sundt. 1998. Undersøkelse av regulerte vassdrag med anadrome fiskebestander i Høyanger kommune, Sogn og Fjordane. NIVA-rapport 3812, 72 sider.

Vedlegg A. Rådata på bunndyr, vannkvalitet og fisk

Tabell 7. Arter og antall bunndyr funnet i sparkeprøver fra de ulike stasjonene i Ortneviksvassdraget i Sogn og Fjordane høsten 1997. Forsuringsindeks 1 og 2 er beregnet (se metodebeskrivelsen).

ORTNEVIK	Stasjon						
	ST. 1	ST. 2	ST. 3	ST. 4	ST. 5	ST. 6	ST. 7
<i>Gruppe/art</i>							
Nematoda			1		3		
Oligocheta			2	1	1	4	
Acari			1	5	3	2	1
Gastropoda							
*** <i>Gyraulus acronicus</i>							1
Plecoptera							
<i>Brachyptera risi</i>	59	29	22	24	18	22	12
<i>Amphinemura indet. juv.</i>	6	13	2	8	15	13	16
<i>Protonemura meyeri</i>	1	0	1	1	1	4	4
<i>Leuctra sp</i>	31	27	34	18	32	15	4
** <i>Diura nanseni</i>	9	4	2	0	4	4	
Trichoptera							
<i>Rhyacophila nubila</i>	5				1	4	4
<i>Ryacophila sp</i>			1				
<i>Ryacophila nubila p.</i>							1
<i>Limnephilidae ind.</i>	3						1
** <i>Hydropsyche sp</i>	1						
** <i>Apatania sp.</i>				1			
<i>Oxyethira</i>						1	
Chironomidae l.	14		20	91	76	24	25
Chironomidae p.				2		2	1
Simuliidae	2	3	3	1	1		
Tipulidae	1	3	2			3	6
Diptera			2	4		3	1
Collembola							1
Crustacea							
<i>Eurycercus lamellatus</i>					1		
Sum	132	86	99	152	166	95	70
Forsuringsindeks 1	0.5	0.5	0.5	0	0.5	0.5	1?

*** Meget følsom

** Moderat følsom

* Lite følsom

Tabell 8. Arter og antall bunndyr funnet i sparkeprøver fra de ulike stasjonene i Daleelva (Høyangervassdraget) i Sogn og Fjordane høsten 1997. Forsuringsindeks 1 og 2 er beregnet (se metodebeskrivelsen).

Daleelva i september 1997

Gruppe/art	Stasjon						
	Daleelv st. 1	Daleelv st. 2	Daleelv st. 3	Daleelv st. 4	Daleelv st. 5	Daleelv st. 6	Daleelv (Siplanelv) st. 7
Oligochaeta	5	8	5	2	2		1
Acari	6	7	2	2	4	4	3
Ephemeroptera							
<i>Leptophlebia</i> sp							
*** <i>Baetis rhodani</i>	21	102	49	40	27	54	56
*** <i>Baetis muticus</i>	7				10	10	31
Plecoptera							
** <i>Diura nanseni</i>		1	2	1	2		1
** <i>Capnia</i> sp.		3					
<i>Brachyptera risi</i>	1	1	2	6	12	10	11
<i>Amphinemura</i> sp	9	12	3	4	13	19	1
<i>Protonemura meyeri</i>		1				1	
<i>Leuctra</i> sp	5	1	5	3	10	2	4
<i>Taeniopteryx nebulosa</i>			1		2	1	
Trichoptera							
<i>Rhyacophila nubila</i>	1	7	2	6	5	2	3
<i>Limnephilidae</i> ind.		1				4	2
** <i>Apatania</i> sp.	1						1
Chironomidae l.	33	60	38	19	26	21	79
Chironomidae p.		3	1				
Smulidae l.		2		1			1
Tipulidae	2	6	2	3	3	1	
Crustacea		3	2	11	6		
Sum	91	218	114	96	122	129	194
Forsuringsindeks	1	1	1	1	1	1	1
Forsuringsindeks 2	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00

*** Meget følsom

** Moderat følsom

* Lite følsom

Tabell 9. Oversikt over fangst og estimerte tettheter av ensomrig (0+) og eldre aure (>0+) på stasjonene i Ortneviksvassdraget 24.09.1997.

Stasjon nr.	Alders-gruppe	1 omgang	2 omgang	3 omgang	Areal fisket m ²	Estimert tetthet/100m ²
Stasjon 1	0+	0	1	0	100	1
Stasjon 1	>0+	15	0	0	100	15
Stasjon 2	0+	6	3	3	100	17,5
Stasjon 2	>0+	7	1	1	100	9,2
Stasjon 3	0+	3	1	0	100	4
Stasjon 3	>0+	15	6	1	100	22,7
Stasjon 4	0+	11	0	2	100	13,2
Stasjon 4	>0+	27	9	2	100	39
Stasjon 5	0+	7	2	1	100	10,4
Stasjon 5	>0+	13	3	3	100	20,4
Stasjon 6	0+	32	7	4	100	44,2
Stasjon 6	>0+	8	1	0	100	9
Stasjon 7	0+	7	6	2	100	18,9
Stasjon 7	>0+	1	1	0	100	2,2

Tabell 10. Oversikt over fangst og estimerte tettheter av ensomrig (0+) og eldre aure (>0+) på stasjonene i Daleelva 25.09.1997.

Stasjon nr.	Alders-gruppe	1 omgang	2 omgang	3 omgang	Areal fisket m ²	Estimert tetthet/100m ²
Stasjon 1	0+	23	10	3	100	38,2
Stasjon 1	>0+	22	8	2	100	33,1
Stasjon 2	0+	20	1	2	75	30,8
Stasjon 2	>0+	22	4	2	75	37,9
Stasjon 3	0+	13	4	2	100	19,9
Stasjon 3	>0+	22	6	1	100	29,4
Stasjon 4	0+	24	6	1	70	44,8
Stasjon 4	>0+	16	5	2	70	34,2
Stasjon 5	0+	4	2	1	100	8
Stasjon 5	>0+	13	3	5	100	25
Stasjon 6	0+	10	5	3	100	21,3
Stasjon 6	>0+	4	2	1	100	8
Stasjon 7	0+	4	1	0	100	5
Stasjon 7	>0+	3	2	0	100	5,2

Tabell 11. Oversikt over fangst og estimerte tettheter av ensomrig (0+) og eldre laks (>0+) på stasjonene i Daleelva 25.09.1997.

Stasjon nr.	Alders- gruppe	1 omgang	2 omgang	3 omgang	Areal fisket m²	Estimert tetthet/100m²
Stasjon 1	0+	6	2	0	100	8,1
Stasjon 1	>0+	0	1	0	100	1
Stasjon 2	0+	6	3	2	75	17,8
Stasjon 2	>0+	1	0	0	75	1
Stasjon 3	0+	0	1	0	100	1
Stasjon 3	>0+	2	0	0	100	2
Stasjon 4	0+	1	0	0	70	1
Stasjon 4	>0+	4	2	3	70	32,5
Stasjon 5	0+	0	0	0	100	0
Stasjon 5	>0+	1	3	0	100	5,8
Stasjon 6	0+	0	0	0	100	0
Stasjon 6	>0+	19	7	3	100	30,8
Stasjon 7	0+	0	0	0	100	0
Stasjon 7	>0+	0	0	0	100	0

Tabell 12. Rådata på vannkvalitet for de ulike stasjonene i Høyanger- og Ortneviksvassdragene. Alle data fra 1997 er inkludert, dvs. også prøver som ble tatt i forbindelse med utarbeidelse av kalkingsplan for vassdragene (Hindar 1997).

Vassdrag	Stasjon	DATO	PH	CA	ALK	ALK-E	RAL	ILAL	LAL	TOC	K25	MG	NA	K	CL	SULF	NO3N	TOTN	ANCI
Høyanger	Oppstrøms kraftverk	21/04/97	5.98	1.55	0.04	10	41	19	22	0.57	2.87	0.4	2.25	0.37	4.7	3.3	83	126	10.4
Høyanger	Oppstrøms kraftverk	05/05/97	6.04	1.21	0.04	10	47	28	19	0.79	2.74	0.33	2.16	0.37	4.6	2.4	81	114	5.4
Høyanger	Oppstrøms kraftverk	19/05/97	5.99	0.76	0.048	19	66	50	16	1.6	1.71	0.2	1.58	0.31	2.7	1.7	34	105	17
Høyanger	Oppstrøms kraftverk	09/06/97	6.02	0.44	0.044	14	34	23	11	0.99	1.35	0.16	1.35	0.17	2.2	1	49	93	11.8
Høyanger	Oppstrøms kraftverk	25/09/97	6.02	0.78	0.051	22	41	30	11	1.1	1.47	0.18	1.13	0.21	1.4	2.4	84	175	12.8
Høyanger	Oppstrøms kraftverk	09/10/97	5.94	0.99	0.05	21	38	29	9	1.4	1.7	0.22	1.31	0.22	2.3	2.1	73	131	16.3
Høyanger	Nedstrøms kraftverk	21/04/97	5.82	0.61	0.038	8	20	8	12	0.28	1.69	0.27	1.51	0.22	2.9	1.4	120	170	4.4
Høyanger	Nedstrøms kraftverk	05/05/97	5.87	0.58	0.035	4	27	10	17	0.33	1.77	0.25	1.49	0.24	3.1	1.4	113	190	4.2
Høyanger	Nedstrøms kraftverk	19/05/97	5.76	0.71	0.041	11	44	22	22	0.52	1.96	0.31	1.77	0.27	3.7	1.5	114	180	1.1
Høyanger	Nedstrøms kraftverk	09/06/97	5.8	0.42	0.038	8	35	19	16	0.59	1.51	0.22	1.53	0.19	2.7	0.9	72	119	10.4
Høyanger	Nedstrøms kraftverk	25/09/97	5.84	0.28	0.042	12	20	12	8	0.43	0.92	0.12	0.8	0.1	1.4	0.9	50	80	-0.6
Høyanger	Nedstrøms kraftverk	09/10/97	5.89	0.41	0.042	12	15	10	5	0.38	1.04	0.13	0.89	0.12	1.5	1	48	93	6.4
Høyanger	Nedstrøms kraftverk	21/04/97	5.91	1.07	0.043	13	41	20	21	0.89	2.6	0.36	2.46	0.38	5	2.1	47	120	11.6
Høyanger	Eiriksdaalen	05/05/97	5.97	0.88	0.04	10	45	30	15	0.85	2.39	0.3	2.04	0.34	4.5	1.7	33	65	1.3
Høyanger	Eiriksdaalen	19/05/97	6	0.51	0.048	19	63	51	12	1.6	1.35	0.16	1.33	0.26	2.2	1.1	23	83	16.5
Høyanger	Eiriksdaalen	09/06/97	6.06	0.31	0.045	15	49	41	8	1.5	0.86	0.1	0.85	0.17	1.1	0.8	8	83	16.8
Høyanger	Eiriksdaalen	25/09/97	6.11	0.71	0.051	22	47	37	10	2	1.28	0.17	1.12	0.17	1.4	1.7	39	138	24.8
Høyanger	Eiriksdaalen	09/10/97	6.04	0.51	0.047	18	22	17	5	1.2	1.14	0.14	0.97	0.14	1.7	1	29	68	11.9
Høyanger	Høyanger (Dale)	21/04/97	5.91	0.76	0.037	6	21	11	10	<0.20	1.83	0.26	1.62	0.28	3.1	1.7	134	165	4.5
Høyanger	Høyanger (Dale)	05/05/97	5.91	0.74	0.039	9	34	13	21	0.31	2.01	0.26	1.61	0.26	3.3	1.7	129	160	-2.7
Høyanger	Høyanger (Dale)	19/05/97	5.9	0.75	0.043	13	49	28	21	0.66	1.89	0.27	1.74	0.3	3.4	1.5	97	150	8.9
Høyanger	Høyanger (Dale)	09/06/97	5.9	0.45	0.04	10	39	24	15	0.79	1.38	0.19	1.37	0.19	2.3	1.3	60	99	6.3
Høyanger	Høyanger (Dale)	25/09/97	5.98	0.35	0.043	13	17	11	6	0.48	0.98	0.12	0.83	0.12	1.4	1	56	87	2.2
Høyanger	Høyanger (Dale)	09/10/97	5.97	0.68	0.045	15	30	19	11	1	1.34	0.17	1.06	0.18	1.9	1.4	118	170	7.5
Høyanger	v/ Idrettsplass	25/09/97	5.99	0.41	0.043	13	21	14	7	0.56	1.06	0.13	0.88	0.13	1.5	1.1	71	105	2.5
Høyanger	v/ Idrettsplass	09/10/97	5.93	0.53	0.047	18	15	9	6	1	1.17	0.15	0.95	0.15	1.6	1.2	82	117	8
Høyanger	Siplaelva	21/04/97	5.62	0.82	0.038	8	109	40	69	1	2.88	0.42	2.96	0.34	6.3	1.6	47	83	-1.5
Høyanger	Siplaelva	05/05/97	5.55	0.58	0.034	3	130	63	67	1.7	2.45	0.31	2.28	0.3	4.9	1.5	38	89	-10.9
Høyanger	Siplaelva	19/05/97	5.67	0.34	0.041	11	102	70	32	2	1.38	0.17	1.43	0.23	2.5	1	25	101	5.9
Høyanger	Siplaelva	09/06/97	6	0.23	0.041	11	53	35	18	1.1	0.98	0.12	1	0.11	1.6	0.6	17	68	8.8
Høyanger	Siplaelva	25/09/97	5.76	1	0.047	18	110	64	46	2.2	1.84	0.23	1.46	0.17	2.5	2.2	112	200	12.4
Høyanger	Siplaelva	09/10/97	5.97	1.69	0.06	31	118	90	28	2.2	2.58	0.33	1.92	0.39	3.3	2.6	375	480	31

Vassdrag	Stasjon	DATO	PH	CA	ALK	ALK-E	RAL	ILAL	LAL	TOC	K25	MG	NA	K	CL	SULF	NO3N	TOTN	ANCI
Ortnevik	Storelva	22/04/97	5.7	0.6	0.036	5	26	12	14	0.59	1.77	0.25	1.58	0.25	3.2	1.3	121	150	-0.3
Ortnevik	Storelva	05/05/97	5.63	0.5	0.034	3	28	15	13	0.48	1.71	0.25	1.57	0.23	3.1	1.2	117	150	-1.1
Ortnevik	Storelva	22/05/97	5.6	0.42	0.046	16	38	21	17	0.75	1.56	0.21	1.4	0.2	2.7	1.1	111	149	-2.7
Ortnevik	Storelva	02/06/97	5.52	0.39	0.033	2	35	15	20	0.68	1.59	0.22	1.46	0.18	2.8	1.1	115	150	-4.4
Ortnevik	Storelva	24/09/97	6.02	0.34	0.046	16	25	26	0	1	1.13	0.15	1.1	0.14	1.8	0.9	89	150	4.9
Ortnevik	Storelva	09/10/97	5.7	0.27	0.04	10	22	15	7	0.53	0.9	0.11	0.74	0.09	1.1	0.7	60	137	7.1
Ortnevik	Vesleelva	22/04/97	6.11	0.7	0.046	16	32	24	8	0.85	2.33	0.36	2.4	0.32	4.7	1.5	126	165	4.3
Ortnevik	Vesleelva	05/05/97	5.71	0.58	0.038	8	35	23	12	0.78	2.31	0.36	2.48	0.28	4.9	1.2	112	150	2.4
Ortnevik	Vesleelva	22/05/97	5.7	0.4	0.036	5	54	35	19	0.93	1.91	0.26	2.03	0.23	3.8	1.2	102	175	-3.9
Ortnevik	Vesleelva	02/06/97	5.59	0.31	0.036	5	39	24	15	0.98	1.63	0.21	1.76	0.16	3.1	1	86	122	-1
Ortnevik	Vesleelva	24/09/97	5.79	0.26	0.042	12	12	11	1	0.68	0.85	0.1	0.75	0.1	1.1	0.8	61	99	4.3
Ortnevik	Vesleelva	09/10/97	5.9	0.48	0.052	23	43	35	8	1.7	1.34	0.19	1.27	0.19	2.2	0.9	137	190	9.1
Ortnevik	Samløp	22/04/97	5.98	0.77	0.04	10	23	15	8	0.77	2.14	0.33	1.95	0.34	3.9	1.5	205	235	3.2
Ortnevik	Samløp	05/05/97	5.63	0.57	0.036	5	31	18	13	0.55	1.91	0.29	1.91	0.27	3.7	1.2	140	175	2.9
Ortnevik	Samløp	22/05/97	5.63	0.41	0.036	5	40	28	12	0.82	1.68	0.23	1.62	0.21	3.2	1.2	118	155	-8.5
Ortnevik	Samløp	02/06/97	5.51	0.39	0.03	0	42	20	22	0.68	1.62	0.22	1.59	0.18	2.9	1.2	110	147	-3.3
Ortnevik	Samløp	24/09/97	5.91	0.29	0.041	11	22	17	5	0.84	0.97	0.12	0.86	0.12	1.4	0.9	89	130	0.2
Ortnevik	Samløp	09/10/97	5.77	0.35	0.042	12	36	33	3	1.3	1.17	0.16	1.1	0.14	1.8	0.9	100	170	5.4