

# SULDALSLÅGEN – MILJØRAPPORT NR. 8

**TITTEL: LAKSENS (*SALMO SALAR*) FYSIOLOGISKE RESPONS PÅ ENDRINGER I VANNKVALITET UNDER VÅRFLOMMER I TO SIDEBEKKER TIL SULDALSLÅGEN.**

**FORFATTERE:**

Poléo, A.B.S., Øxnevad, S.A. & Schjolden, J.

**UTFØRENDE INSTITUSJON:**

Universitetet i Oslo, Biologisk institutt.

**SAMMENDRAG:** Målet med dette studiet har vært å beskrive vannkvalitetens, spesielt Al-kjemiens, betydning for laksens (*Salmo salar*) fysiologi under flomepisoder om våren i representative sidebekker til Suldalslågen. Det ble gjort felteksperimenter hvor laks ble eksponert gjennom smoltifiserings-perioden for vann fra to sidebekker, Fossåna (sur) og Prestabekken (kontroll). Både Al-kjemien og fiskefysiologien ble fulgt under vårflokker fra begynnelsen av april til slutten av mai 1998. I løpet av forsøksperioden ble det registrert en kraftig flom og en moderat flom som varte i 10 dager. Det var en klar sammenheng mellom økning i vannstand og nedgang i vannets pH i Fossåna, som under flom sank ned mot 5,3. Når vannstanden økte og pH sank, økte også konsentrasjonen av totalt aluminium ( $Al_T$ ) i vannet. Gjennom forsøksperioden varierte konsentrasjonen av  $Al_T$  i Fossåna mellom 44 og 103  $\mu\text{g/l}$ . Konsentrasjonen av enkle organiske Al-former,  $Al_o$ , fulgte til en viss grad endringene i  $Al_T$ . Beregningene våre viser imidlertid at konsentrasjonen av enkle uorganiske Al-former,  $Al_i$ , endret seg lite gjennom forsøksperioden. Konsentrasjonen av  $Al_i$  i Fossåna var lav og varierte mellom 20 og 41  $\mu\text{g/l}$ . Det ble ikke registrert dødelighet av fisk og det var ingen vesentlige tegn til fysiologiske forstyrrelser hos fisken gjennom forsøksperioden. Resultatene fra dette studiet er i samsvar med antagelsen om at forsuring av Suldalslågen på grunn av et økt bidrag fra restfeltet som følge av reguleringen, er et mindre problem enn tidligere antatt.

**ABSTRACT:** The aim of this study has been to describe the importance of water quality, especially the aluminium chemistry, for the physiology of Atlantic salmon (*Salmo salar*) in an acidic tributary to the river Suldalslågen, South-western Norway. Field experiments during spring have been carried out, in which Atlantic salmon have been exposed directly to water from two tributaries, Fossåna (acidic) and Prestabekken (control) during the smoltification period. Al-chemistry and fish physiology have been monitored during spring floods in the period from the beginning of April to the end of May 1998. During the experimental period, one heavy flood episode, and one 10 day moderate flood period, were registered. In Fossåna, it was a clear negative correlation between the increase in water level and decrease in water pH. pH decreased to approximately 5,3 during flood. When water level increased, the total concentration of aqueous aluminium ( $Al_T$ ) also increased. During the experimental period, the concentration of  $Al_T$  varied between 44 and 103  $\mu\text{g/l}$ . The concentration of monomeric organic Al-species,  $Al_o$ , corresponded with the changes in  $Al_T$ . Our calculations showed, however, that the concentration of monomeric inorganic Al-species,  $Al_i$ , did not change much throughout the experimental period. The concentration of  $Al_i$  was low and varied between 20 and 41  $\mu\text{g/l}$ . No mortality of fish was observed and there were no suggestive signs of physiological disturbances during the experimental period. The results from this study correspond to the proposal that acidification of the River Suldalslågen by an increased influence of the lower river catchment, due to regulation, is a lesser problem than previously assumed.

**EMNEORD:** Laks, forsuring, vannkvalitet, aluminium, vårflokker, fysiologi.

**OPPDRAKSGIVER:** Statkraft SF

# Laksens (*Salmo salar*) fysiologiske respons på endringer i vannkvalitet under vårflommer i to sidebekker til Suldalslågen

Antonio B.S. Poléo, Sigurd A. Øxnevad & Joachim Schjolden

Biologisk institutt, Universitetet i Oslo, Postboks 1066 Blindern, 0316 Oslo  
e-mail: toni.poleo@bio.uio.no



Blindern mandag, 11. april 2005

**Forord**

Dette studiet er gjennomført som et samarbeidsprosjekt mellom Statkraft Engineering (nå Statkraft Grøner) og Biologisk institutt, Universitetet i Oslo (UiO). Statkraft SF har vært oppdragsgiver og finansiert prosjektet. Vi har gjennom dette prosjektet fått anledning til å studere viktige interaksjoner mellom fisk og vannkjemi, som uten den finansielle støtten ville vært vanskelig å få gjennomført.

I forbindelse med feltarbeidet har vi samarbeidet med en rekke personer, grunneiere og institusjoner. Først og fremst vil vi takke daglig leder Øyvind Vårvik (Suldal Elveeigarlag) for gode råd og hjelp med forsøksfisken. Vi har også fått verdifull teknisk hjelp av Bjarne Berge og hans medarbeidere ved Statkraft i Prestvika. Uten velvilje fra grunneier Halvard Foss hadde vi ikke kunnet ha en skikkelig stasjon ved Fossåna.

Denne rapporten har vært underlagt faglig vurdering gjennom omfattende kritikk og kommentarer til det som har vært gjort og skrevet. Under utarbeidelsen av rapporten har vi hatt stor nytte av faglige diskusjoner med, og kommentarer fra: Professor Asbjørn Vøllestad og Professor II Jan Henning L'Abée-Lund (Universitetet i Oslo), Dr. Peter Blomqvist (Uppsala Universitet), Forsker Espen Lydersen (NIVA), Seniorforsker Harald Sægrov (Rådgivende Biologer), Forsker Bengt Finstad og Forsker Ann Kristin Schartau (NINA), Fiskebiolog Carsten S. Jensen (Statkraft Grøner) og Kåre Paulsen (Statkraft).

sign.

Antonio B.S. Poléo

## **INNHold**

INNLEDNING .....	4
MATERIALER OG METODER .....	8
Lokaliteter og forsøksfisk .....	8
Eksperimentelt oppsett .....	9
Eksperimentell protokoll .....	9
Analysemetoder for vannkjemi .....	10
Prøvetaking av fisk og analyser .....	11
Statistiske analyser .....	13
RESULTATER .....	14
Vann .....	14
Fisk .....	17
DISKUSJON .....	22
Akutt giftighet .....	22
Fysiologiske effekter .....	23
KONKLUSJON .....	27
LITTERATUR .....	28
APPENDIX .....	31

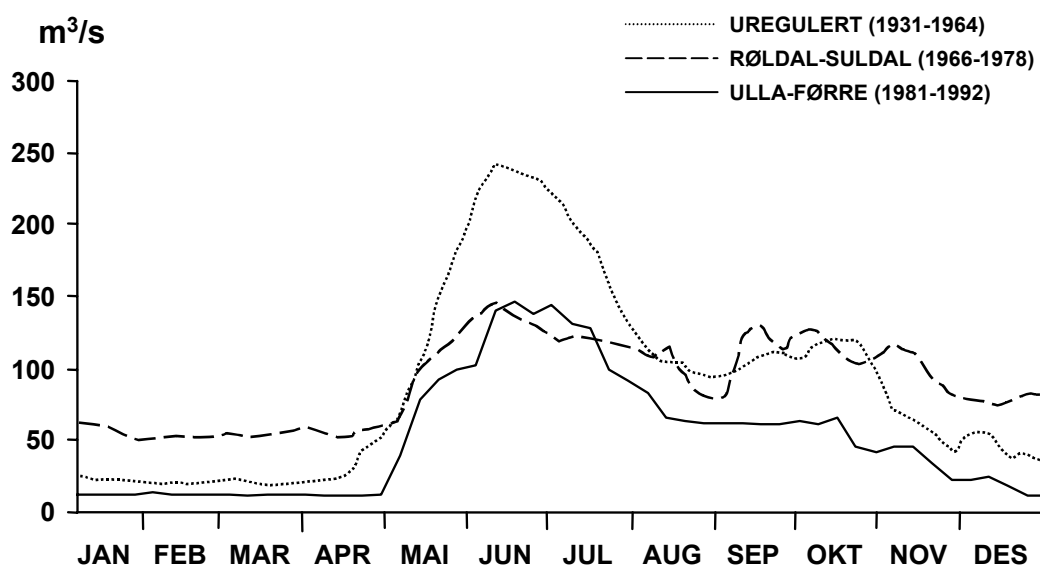
## **INNLEDNING**

Suldalsvassdraget er det største vassdraget i Rogaland fylke. Suldalslågen som utgjør elvestrekningen i dette vassdraget har en særegen storlaksstamme som er helt spesiell. På 90-tallet har det imidlertid vært en kraftig tilbakegang i denne laksestammen. Det er sannsynligvis en samvirkning av flere faktorer både i og utenfor vassdraget som har vært årsaken til laksestammens tilbakegang (Kaasa et al. 1998). En viktig ekstern faktor som trekkes frem er den omfattende oppdrettsnæringen i kystområdene utenfor Suldalslågen. I Norge er det påvist en klar sammenheng mellom tettheten av oppdrettsanlegg og påslag av lakselus (*Lepeophtheirus salmonis*) på sjøørret (*Salmo trutta*) i fjordene (Grimnes et al. 2000). Dette betyr at også laksesmolt som vandrer ut fra Suldalslågen, på vei til oppvekstområdene i Atlanterhavet, sannsynligvis er utsatt for angrep av lakselus (Holst & Jakobsen 1999). Et slikt angrep av lakselus kan medføre redusert overlevelse av smolt (Holst & Jakobsen 1999). En annen ekstern faktor som er trukket frem er redusert (eller endret) havtemperatur. Temperaturen i havet har blitt vurdert til å være svært viktig for overlevelse, vekst og kjønnsmodning av laks (Scarnecchia 1984, Friedland 1998, Friedland et al. 1998, Borgstrøm & Hansen 2000).

Når det gjelder begrensende faktorer i selve Suldalslågen, har spesielt forsuring blitt trukket frem som en trussel mot laksestammen (Heggberget et al. 1994, Kaste et al. 1995, Blakar 1995, Blakar & Haaland 2000). Et problem har imidlertid vært at det har vært utført svært få direkte undersøkelser av sammenhengen mellom vannkvalitet og fisk i Suldal (Kroglund et al. 1998a, Øxnevad & Poléo 1998, Finstad et al. 1999, 2000, Strand et al. 2001). Finstad et al. (1999, 2000) peker på en redusert evne hos både anleggsmolt og villfisk til å saltregulere i sjøvannstester, mens fisken ellers ser ut til å osmoregulere tilfredsstillende i ferskvann. Det pekes imidlertid også på at fisken som gikk i settefiskanlegget hadde saltreguleringsproblemer (Finstad et al. 1999, 2000). Kroglund et al. (1998a) gir ingen entydige konklusjoner, men mener at man ikke kan utelukke negative effekter av vannkvalitet på villfisk selv om resultatene er usikre. Resultatene til Øxnevad & Poléo (1998) antyder imidlertid at forsuring ikke synes å være noen avgjørende trussel mot laksen i Suldalslågen. Samlet gir ingen av disse arbeidene noen klar støtte for en

sammenheng mellom vannkvalitet og negative effekter hos laksen i vassdraget.

Suldalsvassdraget har vært gjenstand for omfattende regulering i forbindelse med to store kraftutbygginger (se Kaasa et al. 1998). Reguleringen har ført til at den gjennomsnittlige vannføringen i Suldalslågen er redusert i forhold til det naturlige (Figur 1). Dermed vil vann fra sidebekkene i restfeltet til Suldalslågen (nedstrøms Suldalsvatn) i korte perioder kunne bidra mer enn tidligere til den totale vannføringen i elven. Vannkvaliteten i restfeltet har blitt beskrevet som dårlig, spesielt under kraftig flom hvor pH kan gå ned mot 4,5 (Heggberget et al. 1994, Kaste et al. 1995, Blakar 1995, Blakar & Haaland 2000). Det er imidlertid ikke noe nytt fenomen at vann fra restfeltet i perioder kan dominere vannføringen i Suldalslågen om vinteren. Før reguleringene varierte vintervannføringen mye, og var ofte betydelig lavere (i perioder nede i 4 m<sup>3</sup>/s) enn det vintervannføringen er etter Ulla-Førre-reguleringen (Bjørntuft 1994). Det er også viktig å merke seg at tidligere bidro restfeltet til Suldalsvatnet til at flommene i Suldalslågen ble mer langvarige enn de er i dag. Det kan derfor tenkes at reguleringen kan ha bedret vannkvalitetsforholdene for laksen i Suldalslågen gjennom høyere minstevannføring og kortere flomepisoder.



**Figur 1.** Ukesmiddelverdier for vannføring i Suldalslågen før og etter reguleringene. Verdiene er målt ved Suldalsosen (NVE). Tynn stiplet linje viser vannføringen før reguleringene (1931-1964). Tykk stiplet linje viser vannføringen etter Røldal-Suldal-utbyggingen (1966-1978), mens den heltrukne linjen viser vannføringen etter Ulla-Førre-utbyggingen (1981-1992). Etter Bjørtuft (1994).

Et sentralt spørsmål er om vannkvaliteten i de sure sidebekkene er så dårlig at det påvirker laksebestanden i vassdraget. I 1997 gjennomførte Øxnevad & Poléo (1998) et feltstudium der vannkvaliteten i to sidebeker til Suldalslågen ble overvåket i forbindelse med høstflommer samtidig som fysiologien hos lakseparr ble undersøkt. Resultatene viste at konsentrasjonen av giftig aluminium ikke økte nevneverdig selv om pH sank under flom i sidebekkene (Øxnevad & Poléo 1998). Samtidig påviste de heller ingen negative fysiologiske effekter hos fisken. Øxnevad & Poléo (1998) utelukket ikke at endringer i vannkvalitet kan være en faktor som påvirker tilbakegangen av laks i Suldalslågen. Det var flere årsaker til dette. For det første kan snøsmelting om våren tenkes å medføre en større utvasking av aluminium til sidebekkene sammenliknet med nedbørperioder om høsten. For det andre regnes smoltstadiet hos laks for å være mer følsomt for endringer i vannkvalitet enn parrstadiet (Poléo & Muniz 1993, Gensemer & Playle 1999). Det betyr at en vannkvalitet som er tilfredsstillende for parr kan ha negativ effekt på smolt.

Hovedmålet med dette studiet har derfor vært å beskrive vannkvalitetens, og spesielt Al-kjemiens betydning for laksesmoltens fysiologi under flomepisoder om våren i representative sidebeker til Suldalslågen. Gjennom smoltifiseringsperioden har vi gjort felteksperimenter hvor laks ble eksponert for vann fra de samme sidebekkene som ble undersøkt høsten 1997 (Øxnevad & Poléo 1998). Både Al-kjemien og fiskefysiologien ble studert under flere vårflommer fra begynnelsen av april til slutten av mai. Følgende spørsmål har vært viktige å få besvart:

1. Er flomepisoder i et av de sureste sidevassdragene til Suldalslågen (Fossåna) akutt giftig for smoltifiserende laks?

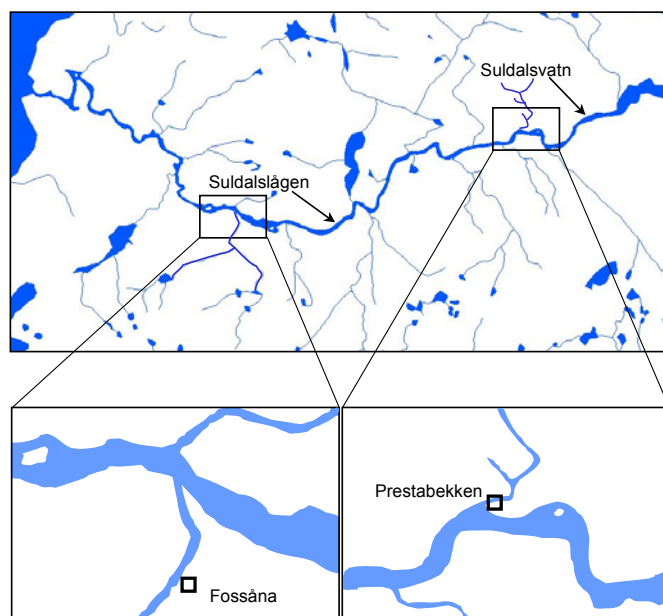
2. Har vannkvalitetsendringer i denne sidebekken negativ effekt på fysiologien til smoltifiserende laks?
3. Hvilke vannkjemiske parametere kan forklare de eventuelle effektene på fisken?

## **MATERIALER OG METODER**

### **Lokaliteter og forsøksfisk**

Vi har brukt to sidebækker til Suldalslågen som lokaliteter for felteksperimentene; Fossåna og Prestabekken (Figur 2). Fossåna regnes for å være sur og for å ha aluminiumrikt vann i perioder med flom (Heggberget et al. 1994, Blakar 1995, Kaste et al. 1995). I følge Blakar (1995) er middelveiden for pH i Fossåna 5,6, og middelveiden for Al-konsentrasjonen (total Al) 80 µg/l. I Prestabekken, som vi har brukt som kontroll, er de tilsvarende verdiene oppgitt å være henholdsvis 6,6 (pH) og 30 µg/l (total Al) (Blakar 1995). Dette regnes for å være en relativt god vannkvalitet. Ved hver av de to bekkene satte vi opp en forsøksstasjon med et eksperimentelt oppsett. Begge stasjonene ble plassert der hvor det fra før står en limnigraf. I forsøkene brukte vi smoltifiserende laks fra Suldalslågens egen laksestamme. Fisken ble hentet fra settefiskanlegget på Ritland i Suldal mens den fremdeles var presmolt. I løpet av forsøksperioden smoltifiserte fisken og i den siste

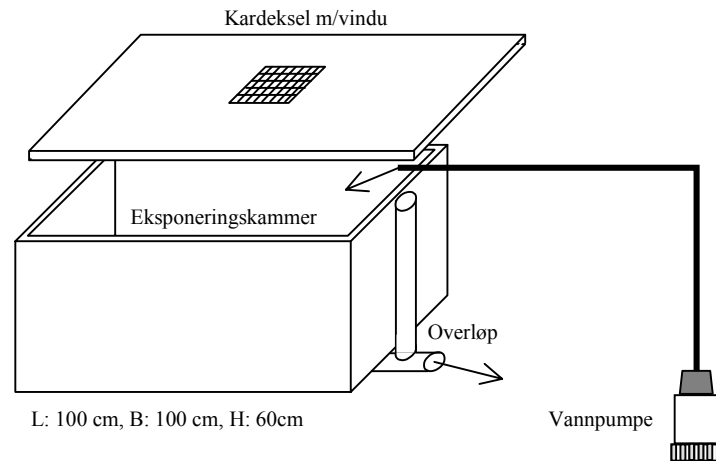
delen av perioden viste den klare tegn på at den var smolt (utseende og atferd).



**Figur 2.** Kart over Suldalslågen med de undersøkte lokalitetene avmerket.

### **Eksperimentelt oppsett**

Hvert oppsett besto av et fiskekar (ca. 500 liter) med utløp i bunnen og med konstant gjennomstrømning av vann (Figur 3). Vannet ble pumpet inn i karene ved hjelp av pumper senket ned i elveløpet ved stasjonene. Vannstrømmen inn i karene lå rundt 20 l/min. Oppsettene var altså konstruert slik at endringer i vannføringen ved stasjonene ikke skulle påvirke vannføringen gjennom fiskekarene. Hvert kar var dekket til med et lokk hvor det var et 20 x 20 cm stort "vindu" på midten, slik at fisken kunne registrere lysvariasjoner gjennom døgnet og samtidig være beskyttet mot unødige forstyrrelser.



**Figur 3.** Skisse av det oppsettet som ble brukt ved Fossåna og Prestabekken

### **Eksperimentell protokoll**

Forsøket startet i det 300 presmolt ble plassert i hvert av karene ved Fossåna og Prestabekken. Minst en gang om dagen ble det sjekket om det var dødelighet av fisk, samtidig som pH og temperatur i karene ble registrert. Vannstanden ble også avlest fra skalaen på limnigrafene daglig ved de to stasjonene. 11 ganger i løpet av forsøksperioden (7. april – 25. mai) ble det tatt prøver av 10 fisk fra hvert kar. Hver fisk ble avlivet med et slag mot hodet før det ble tatt en blodprøve, en muskelprøve, og flere prøver av gjellene (se nedenfor). Forsøksfisken ble ikke fóret under forsøket. Gjenværende fisk ble avlivet ved forsøkets slutt.

Aluminiumanalyser av vannet i karene ble foretatt i forbindelse med prøvetaking av fisk. Hver gang ble det utført 3 parallelle fraksjonerer av aluminium ( $Al_r$ ,  $Al_a$ ,  $Al_o$ ,  $Al_{or}$ ) ved hver stasjon. Samtidig ble det tatt en vannprøve fra hvert kar for senere analyser av hovedkjemiske komponenter.

### **Analysemetoder for vannkjemi**

#### pH og temperatur

pH ble målt med et Radiometer pH-meter-29 med en GK 2401 C kombinert glass/referanse-elektrode. pH-elektroden ble daglig kalibrert mot Radiometer pH-buffere 4,01 og 7,00. pH-verdien ble avlest til nærmeste 0,05 pH-enhet når

verdien ikke endret seg mer enn 0,05 pH-enhet/min. Vanntemperaturen ble målt med kvikksølvtermometer og avlest til nærmeste 0,2°C.

### Aluminium

Kationebytting (Driscoll 1984) kombinert med keton-ekstraksjon (Barnes 1975) ble benyttet for å bestemme konsentrasjonen av de ulike aluminiumfraksjonene. Dette er en velegnet fraksjoneringsmetode for aluminium i felt, spesielt for vann med lav TOC som i Suldalslågen (Barnes 1975, Driscoll 1984, Sullivan et al. 1986, Lydersen et al. 1994). Standardavviket for metoden er beregnet til omtrent 1% av gjennomsnittet (Sullivan et al. 1986), og deteksjonsgrensen er 13 µg Al/l (Vogt et al. 1994). Ekstraktene ble lagret ved 4°C i minst 24 timer før absorbansen ble målt ved 395 nm ved hjelp av et Shimadzu UV-1201 spektrofotometer (Tikhonov 1973, Bloom et al. 1979). Absorbansen ble også målt ved 600 nm for å korrigere for interferens med jern (Sullivan et al. 1986). De ulike formene for aluminium som ble målt eller beregnet, er beskrevet i tabell 1.

**Tabell 1.** Beskrivelse av de ulike Al-fraksjonene som ble målt eller beregnet

---

<b>Al<sub>T</sub></b> : Totalt aluminium, bestemmes ved ekstraksjon av vannprøve minst 24 timer etter surgjøring til pH 1 med HNO <sub>3</sub> .
<b>Al<sub>or</sub></b> : Totalt organisk aluminium, Al <sub>o</sub> + polymert aluminium som ikke holdes tilbake i ionebytterkolonnen, bestemmes ved ekstraksjon etter at eluatet fra kationebyttet prøve er surgjort til pH 1 med HNO <sub>3</sub> og lagret i minst 24 timer (resultatene ikke omtalt).
<b>Al<sub>a</sub></b> : Totalt monomert aluminium, bestemmes ved ekstraksjon av ubehandlet vannprøve.
<b>Al<sub>o</sub></b> : Organisk monomert aluminium, bestemmes ved ekstraksjon av eluatet fra kationebyttet prøve.
<b>Al<sub>i</sub></b> : Uorganisk monomert eller labilt aluminium, definert som Al <sub>a</sub> - Al <sub>o</sub> .
<b>Al<sub>c</sub></b> : Kolloidalt aluminium, definert som Al <sub>T</sub> - Al <sub>a</sub> (resultatene ikke omtalt).

---

## **Prøvetaking av fisk og analyser**

### Blodprøver

Blodprøvene ble tatt fra fiskens halevene, like bak gattfinnen, ved hjelp av en heparinisert 1 ml engangssprøyte. Det ble tatt inntil 350 µl blod fra hver fisk. Blodet ble deretter overført til 50 µl kapillarrør og sentrifugert i 3 min. Etter

sentrifugering ble hematokrit målt og beregnet som % blodceller av total mengde blod. Etter at hematokrit var målt ble plasma isolert. Noe plasma ble lagt på is for analyse av plasmaklorid, mens resten av plasma ble frosset ned for senere analyse av plasmanatrium og -laktat.

Plasmaklorid ble målt ved hjelp av en RADIOMETER CMT 10 kloridtitrator. Titratoren har en nøyaktighet på  $\pm 0,5$  %. 20  $\mu$ l plasma ble brukt til en måling, og det ble gjort en måling per fisk. Konsentrasjonen av plasmanatrium ble målt ved atomabsorpsjons-spektrofotometri (AAS). Instrumentet har størst følsomhet ved konsentrasjoner mellom 0,5 og 2 ppm, og prøvene ble derfor fortynnet totalt 1600 ganger. Deteksjonsgrensen for apparatet er 0,15 ppm, og hver prøve ble avlest 3 ganger. Plasmalaktat ble målt ved hjelp av en YSI Model 23L Lactate Analyzer. Metoden har en nøyaktighet på  $\pm 0,16$  mmol/l.

#### Muskelprøver

Fra hver fisk ble det tatt en prøve av den epiaksiale (rygg) muskulaturen rett bak ryggfinnen. Muskelprøvene ble lagt på pre-veiede prøverør og frosset ned. Før analyse ble prøvene tint og veiet. Deretter ble all væske i muskelprøvene fjernet ved vakuumfrysetørking (Maxi dry lyo - frysetørker). Etter ca 16 timers frysetørking ble prøverørene veiet igjen. Vanninnholdet i muskelen ble beregnet som ml vann pr. gram tørrvekt (ml/gtv).

#### Gjelleprøver

Første gjellebue (sett forfra) på venstre side av fisken ble tatt ut og lagt på et prøverør og frosset ned for senere bestemmelse av akkumulert aluminium. Andre, tredje og fjerde gjellebue på samme side ble tatt ut og lagt på et dramsglass med cacodylatbuffer for fiksering. Disse gjelleprøvene ble tatt for senere histologisk undersøkelse ved hjelp av scanning-elektronmikroskopi (SEM). De fire gjellebuene på høyre side ble tatt ut og lagt i en innstøpningskassett, som igjen ble lagt i en løsning av Carlssons modifiserte fosfatbuffer for fiksering. Disse gjelleprøvene ble tatt for senere histologisk undersøkelse ved lysmikroskopi.

### Konserverte prøver

Vi har ikke analysert alle prøvene som ble tatt av fisken under forsøket. I tillegg til de parameterene vi har målt, har vi konserverte gjeller for histologiske undersøkelser i både lysmikroskop og elektronmikroskop (SEM). Vi har også tatt vare på gjeller for å kunne måle akkumulert aluminium. I tillegg til dette har vi tatt vare på de frysetørkede muskelprøvene for eventuell måling av muskulaturens innhold av  $\text{Cl}^-$  og  $\text{Na}^+$  (eventuelt andre ioner). Vi har foreløpig ikke analysert disse prøvene, men vil gjøre dette dersom det viser seg nødvendig.

### **Statistiske analyser**

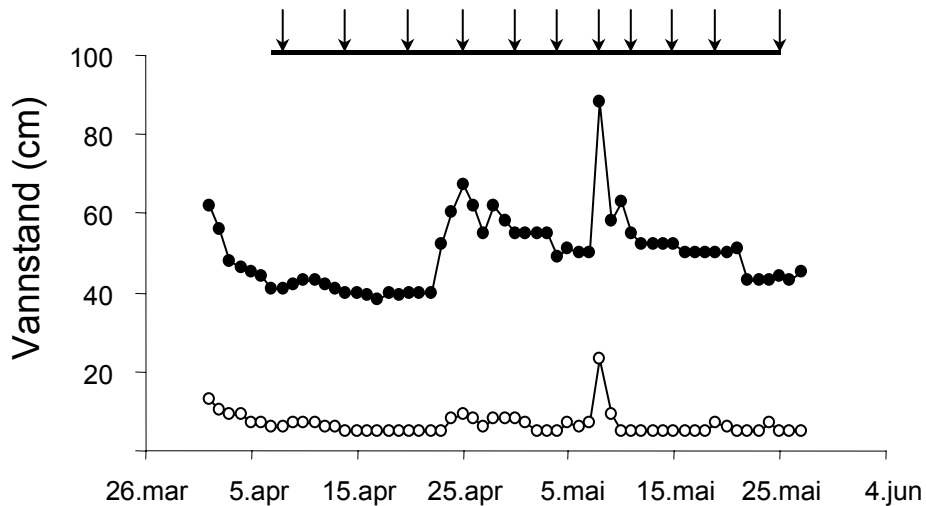
Enveis analyse av varians (ANOVA), sammen med Tukey-Kramer post-hoc test, ble brukt til å teste om det var signifikant forskjell i de ulike fysiologiske parameterene mellom stasjonene eller prøvetakingstidspunktene. Analysene ble utført ved hjelp av programmet JMP, versjon 3.1.1. for Macintosh.

## RESULTATER

### Vann

#### Vannstand

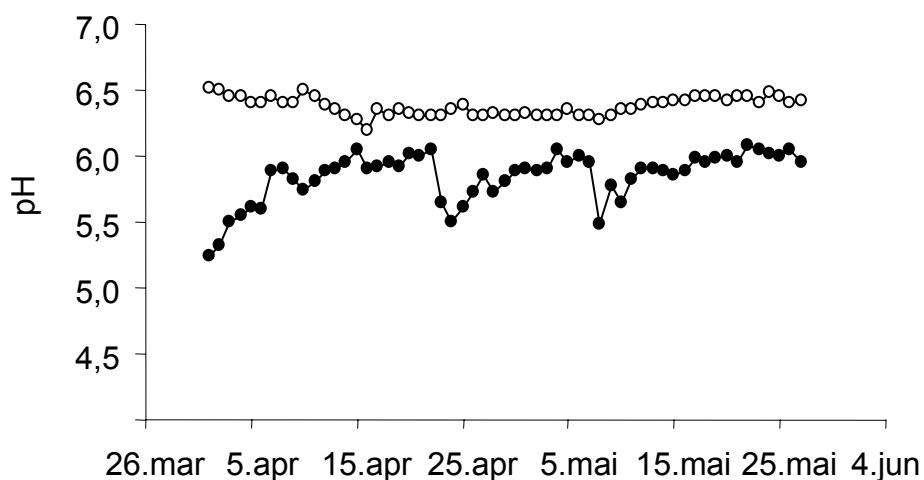
I nedbørfrie perioder var vannstanden stabil i begge bekkene, mellom 38 og 52 cm i Fossåna og mellom 5 og 13 cm i Prestabekken (Figur 4). I forbindelse med nedbør og snøsmelting økte vannstanden kraftig, spesielt i Fossåna. I løpet av forsøksperioden registrerte vi en kraftig og kortvarig flom, og en mer moderat flom av lengre varighet (10 dager). I begynnelsen av perioden var vannstanden også høy, men det var før vi hadde satt fisk ut i karene.



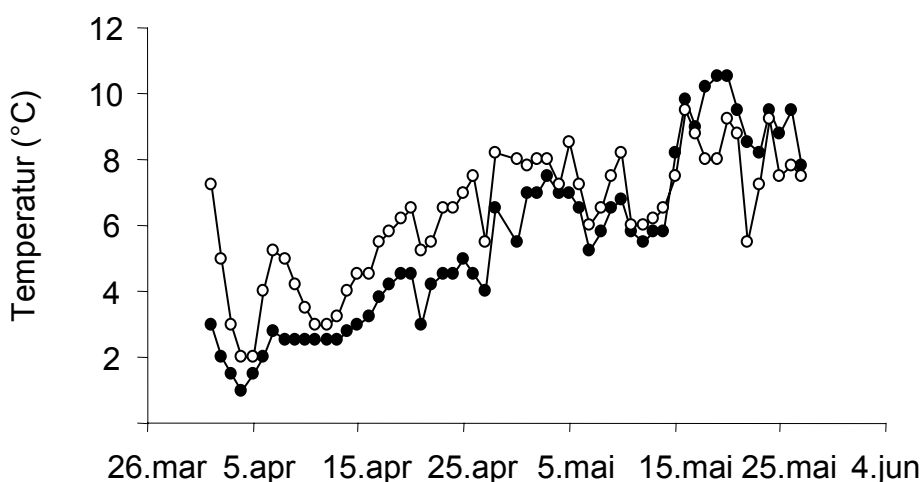
**Figur 4.** Vannstanden i Fossåna (●) og Prestabekken (○) gjennom forsøksperioden (n=1 for hvert punkt). Den tykke streken øverst på figuren viser varigheten av forsøket. Pilene indikerer når det ble tatt prøver av fisk.

#### pH og temperatur

Gjennom forsøksperioden varierte pH i Fossåna mellom 5,3 og 6,1 (Figur 5). Det var en klar sammenheng mellom økning i vannstand og nedgang i vannets pH. I Prestabekken var pH relativt stabil gjennom samme forsøksperiode og varierte mellom 6,2 og 6,5 (Figur 5), men her var det ingen klar sammenheng mellom pH og vannstand. (Figur 4 og 5). På begge stasjonene varierte vanntemperaturen noe, men steg gradvis gjennom hele forsøksperioden (Figur 6).



**Figur 5.** pH i Fossåna (●) og Prestabekken (○) gjennom forsøksperioden (n=1 for hvert punkt).



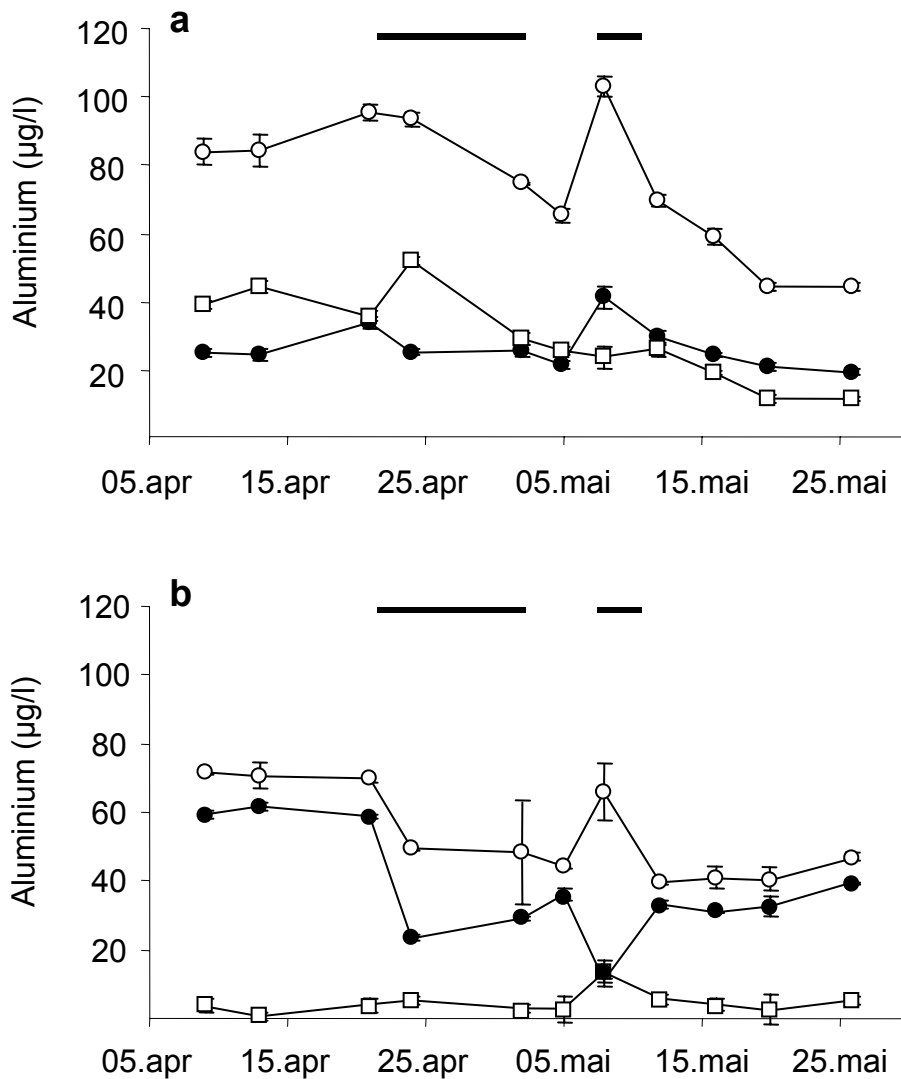
**Figur 6.** Vanntemperatur i Fossåna (●) og Prestabekken (○) gjennom forsøksperioden (n=1 for hvert punkt).

### Aluminium

I Fossåna var det en klar sammenheng mellom mengden aluminium, pH og vannstand. Når vannstanden økte og pH sank, økte konsentrasjonen av totalt aluminium ( $Al_r$ ) i vannet (Figur 7a). Konsentrasjonen av  $Al_o$  varierte på samme måte som  $Al_r$  gjennom forsøket, bortsett fra under den kraftige og kortvarige flommen hvor  $Al_o$  ikke økte slik som  $Al_r$ . Beregningene viser at

konsentrasjonen av  $Al_i$  delvis fulgte endringene i  $Al_r$ , spesielt i siste halvdel av forsøksperioden. Konsentrasjonen av  $Al_r$  varierte mellom  $44 \pm 1$  og  $103 \pm 3$   $\mu\text{g/l}$ . Den høyeste verdien ble målt under flommen den 8. mai. Konsentrasjonen av  $Al_o$  varierte mellom  $12 \pm 1$  og  $52 \pm 2$   $\mu\text{g/l}$ , mens konsentrasjonen av  $Al_i$  varierte mellom  $20 \pm 1$  og  $41 \pm 3$   $\mu\text{g Al/l}$ . Den høyeste  $Al_i$ -konsentrasjonen ble også målt under flommen den 8. mai.

I Prestabekken var sammenhengen mellom mengden aluminium og pH ikke like klar som i Fossåna. Konsentrasjonen av  $Al_r$  var høy, over  $70$   $\mu\text{g/l}$ , før den første vårfloppen (Figur 7b). Etter dette sank  $Al_r$ -konsentrasjonen til rundt  $50$   $\mu\text{g/l}$  under selve floppen. Deretter økte konsentrasjonen av  $Al_r$  igjen til  $66 \pm 8$   $\mu\text{g/l}$  under floppen 8.mai, før den ved neste prøvetaking nådde den laveste målte verdien ( $39 \pm 0$   $\mu\text{g/l}$ ). Gjennom forsøket varierte konsentrasjonen av  $Al_i$  mellom  $11 \pm 4$  og  $62 \pm 1$   $\mu\text{g/l}$ , hvor de høyeste verdiene ble målt i begynnelsen av perioden. I Prestabekken fulgte  $Al_i$  forløpet til  $Al_r$  bortsett fra under floppen den 8.mai. Under denne floppen sank  $Al_i$  til den laveste målte verdien, i motsetning til  $Al_r$  som økte. Konsentrasjonen av  $Al_o$  var lav gjennom hele forsøket, og varierte mellom  $1 \pm 1$  og  $13 \pm 1$   $\mu\text{g/l}$ . Den høyeste verdien av  $Al_o$  ble målt under floppen 8. mai, som resulterte i den laveste verdien av  $Al_i$ .



**Figur 7.** Konsentrasjoner ( $\mu\text{g/l}$ ) av de ulike Al-fraksjonene ( $n=3$  for hvert punkt) gjennom forsøksperioden i **a**) Fossåna og **b**) Prestabekken.  $\text{Al}_r$  ( $\circ$ ),  $\text{Al}_0$  ( $\square$ ),  $\text{Al}_I$  ( $\bullet$ ). De tykke strekene øverst på figuren viser varigheten av flommene.

## Fisk

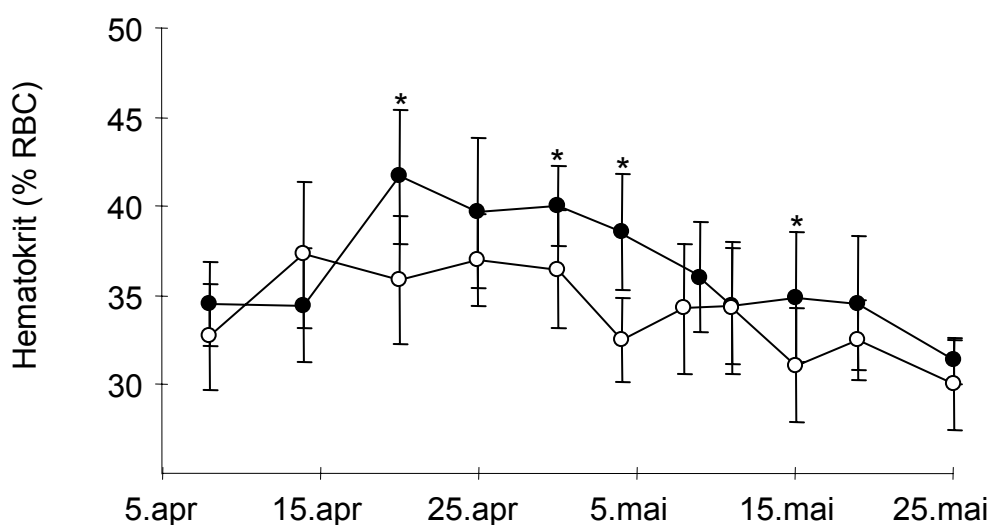
### Dødelighet

Det ble ikke observert fiskedød i forbindelse med noen av eksponeringene hverken i vann fra Prestabekken eller Fossåna.

### Hematokrit

Hematokrit var relativt lavt hos fisk fra begge stasjonene og gjennomsnittsverdiene lå mellom  $30 \pm 3$  og  $42 \pm 4\%$  (Figur 8). Hos fisk fra

begge bekkene var det en signifikant endring i hematokrit gjennom forsøket (ANOVA,  $p < 0,0001$ ). Fisk fra Fossåna viste en økning i hematokrit gjennom første del av forsøket fra  $34 \pm 2$  til  $42 \pm 4\%$ , men sank igjen til  $31 \pm 1\%$  mot slutten av forsøket (Figur 8). Fisk fra Prestabekken viste samme tidsutvikling i hematokrit som varierte mellom  $30 \pm 3$  og  $37 \pm 3\%$ . Fisk fra Fossåna hadde generelt litt høyere hematokrit sammenlignet med fisk fra Prestabekken. Denne forskjellen var signifikant ved fire av prøvetakingene (ANOVA,  $p < 0,05$ ) (Figur 8).



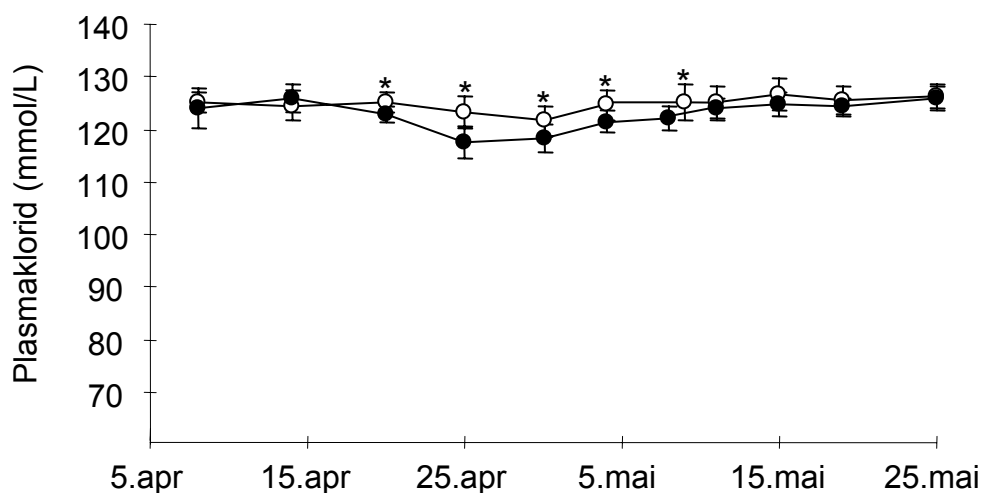
**Figur 8.** Hematokrit (%) hos fisk fra Fossåna (●) og Prestabekken (○). Figuren viser gjennomsnittsverdier ( $n=10$ ) med standardavvik. Stjerner indikerer signifikant forskjell mellom eksponeringene (ANOVA,  $p < 0,05$ ).

### Plasma $\text{Cl}^+$ og $\text{Na}^+$

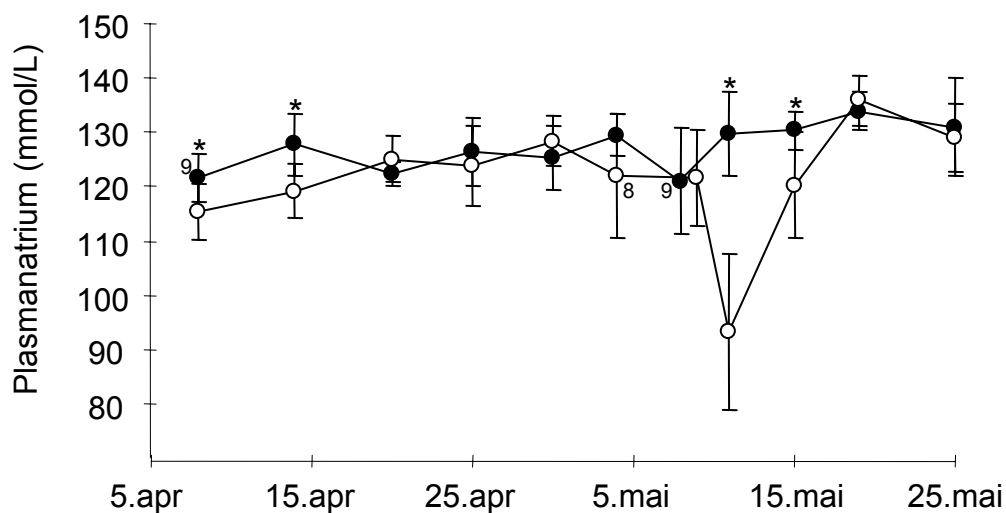
Det var en signifikant endring i plasmaklorid gjennom forsøket hos fisk fra både Fossåna og Prestabekken (ANOVA, henholdsvis  $p < 0,0001$  og  $p < 0,05$ ). Fisk fra Fossåna viste en liten nedgang i plasmaklorid under den første moderate flomperioden, fra  $123 \pm 2$  til  $118 \pm 3$  mmol/l (Figur 9). Gjennomsnittsverdiene for begge bekkene samlet var likevel relativt stabile og lå mellom  $118 \pm 3$  og  $127 \pm 3$  mmol/l. Plasmaklorid hos fisk eksponert for vann fra Fossåna var gjennomgående noe lavere enn hos fisk eksponert for vann

fra Prestabekken (Figur 9), og var signifikant lavere gjennom den moderate flommen (ANOVA,  $p < 0,05$ ).

I likhet med plasmaklorid var det en signifikant endring i plasmanatrium gjennom forsøket hos fisk fra både Fossåna og Prestabekken (ANOVA,  $p < 0,0001$  for begge). Gjennomsnittsverdiene for begge bekkene samlet lå mellom  $115 \pm 5$  og  $136 \pm 5$  mmol/l, bortsett fra 11. mai hvor plasmanatrium hos fisk eksponert for vann fra Prestabekken sank til  $93 \pm 15$  mmol/l. Plasmanatrium hos fisk eksponert for vann fra Fossåna var periodevis signifikant høyere ( $p < 0,05$ ) enn hos fisk eksponert for vann fra Prestabekken (Figur 10).



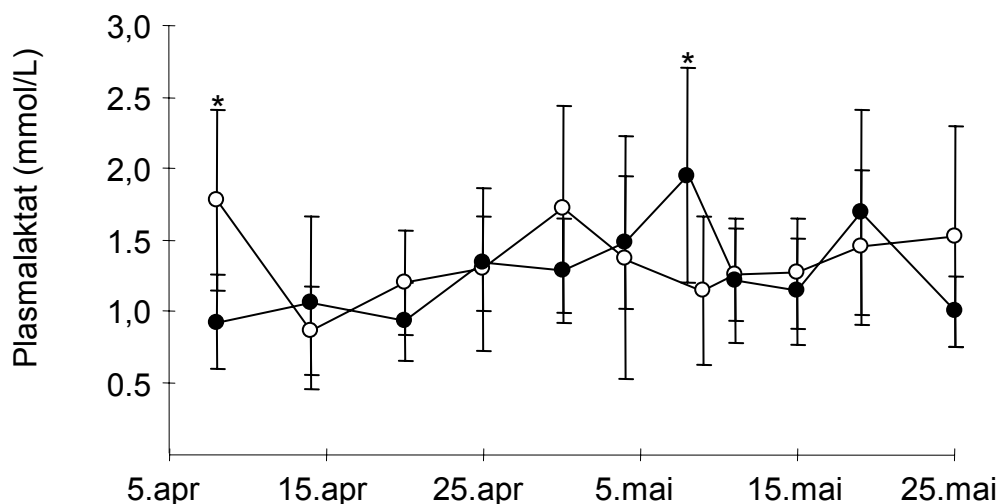
**Figur 9.** Plasma  $\text{Cl}^-$  (mmol/l) hos fisk fra Fossåna (●) og Prestabekken (○). Figuren viser gjennomsnittsverdier ( $n=10$ ) med standardavvik. Stjerner indikerer signifikant forskjell mellom eksponeringene (ANOVA,  $p < 0,05$ ).



**Figur 10.** Plasma Na<sup>+</sup> (mmol/l) hos fisk fra Fossåna (●) og Prestabekken (○). Figuren viser gjennomsnittsverdier (n=10 dersom ikke annet er indikert) med standardavvik. Stjerner indikerer signifikant forskjell mellom eksponeringene (ANOVA, p < 0,05).

### Plasmalaktat

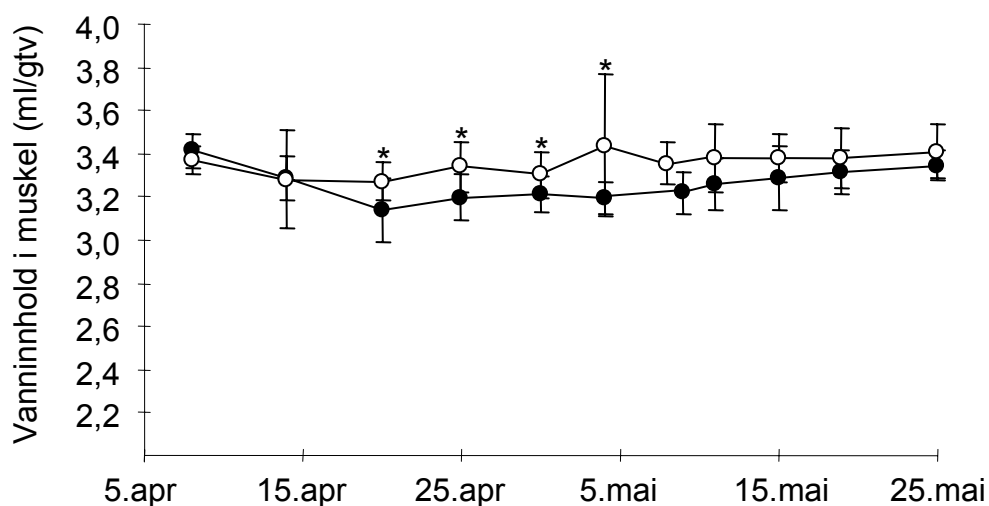
Plasmalaktat hos fisk fra både Fossåna og Prestabekken var lav, men endret seg signifikant gjennom forsøket (ANOVA, henholdsvis p < 0,0001 og p < 0,05). Gjennomsnittsverdiene lå mellom 0,9 ± 0,3 og 1,9 ± 0,8 mmol/l. I praksis var det ingen signifikant forskjell i plasmalaktat hos fisk eksponert for vann fra Fossåna sammenliknet med fisk eksponert for vann fra Prestabekken (Figur 11).



**Figur 11.** Plasmalaktat (mmol/l) hos fisk fra Fossåna (●) og Prestabekken (○). Figuren viser gjennomsnittsverdier (n=10) med standardavvik. Stjerner indikerer signifikant forskjell mellom eksponeringene (ANOVA, p < 0,05).

## Vanninnhold i muskulatur

Vanninnholdet i muskulaturen varierte tilsynelatende lite gjennom forsøket hos fisk fra både Fossåna og Prestabekken, og gjennomsnittsverdiene for de to bekkene samlet lå mellom  $3,1 \pm 0,1$  og  $3,4 \pm 0,3$  ml/gtv (Figur 12). Variasjonen gjennom forsøket var imidlertid signifikant (ANOVA, henholdsvis  $p < 0,0001$  og  $p < 0,05$ ). Vanninnholdet i muskulaturen hos fisk eksponert for vann fra Fossåna var gjennomgående noe lavere enn hos fisk eksponert for vann fra Prestabekken (Figur 12), og var signifikant lavere ved fire av prøvetakingene (ANOVA,  $p < 0,05$ ).



**Figur 12.** Vanninnhold i muskulatur (%) hos fisk fra Fossåna (●) og Prestabekken (○). Figuren viser gjennomsnittsverdier ( $n=10$ ) med standardavvik. Stjerner indikerer signifikant forskjell mellom eksponeringene (ANOVA,  $p < 0,05$ ).

## DISKUSJON

## Akutt giftighet

Resultatene fra dette arbeidet viser at betydelige vårflommer ikke hadde noen akutt giftig effekt på laks eksponert for vann fra Fossåna gjennom smoltifiseringsperioden. Under disse vårflommene sank pH i Fossåna ned mot 5,5 og den totale konsentrasjonen av aluminium ( $Al_T$ ) varierte mellom 80 og 100  $\mu\text{g/l}$ , hvor mellom 20 og 40  $\mu\text{g/l}$  var tilstede som uorganisk monomert aluminium ( $Al_i$ ). Det er tidligere rapportert at nederste del av Suldalslågen under flom har hatt pH mellom 4,8 og 5,5 samt konsentrasjoner av aluminium over 100  $\mu\text{g/l}$  (Heggberget et al. 1994, Kaste et al. 1995, Blakar 1995, Blakar & Haaland 2000). Dette ble karakterisert som faretruende for laksebestanden i elven. Fordi denne karakteristikken bygger på en vurdering av total mengde aluminium og ikke den giftige  $Al_i$ -fraksjonen, synes en slik konklusjon å være noe dårlig begrunnet. Både i Øxnevad & Poléo (1998) og i denne rapporten, dokumenteres en positiv korrelasjon mellom total aluminium og vannføring under en flomepisode. Den giftige  $Al_i$ -fraksjonen derimot viser i mindre grad et slikt vannføringsavhengig mønster. Grunnen til dette er sannsynligvis at det er en del organiske forbindelser (humus) som vaskes ut fra nedbørfeltene under flom. Dette gjelder spesielt under høstflommer (Øxnevad & Poléo 1998) hvor det er mere ferskt organisk materiale tilgjengelig i nedbørfeltet som kan vaskes ut og kompleksbinde aluminium. Det er godt dokumentert at humus eller andre organiske forbindelser avgifter vannet gjennom kompleksbinding av aluminium (Driscoll et al. 1980, Witters et al. 1990). Sannsynligvis er konsentrasjonen av  $Al_i$  i vannet fra restfeltet til Suldalslågen vanligvis lav selv under flom. Observasjonene vi gjorde under den kraftige men kortvarige flommen i mai (Figur 7), samt egne observasjoner fra senere eksperimenter (foreløpig upubliserte data), tyder imidlertid på at det av og til forekommer flomepisoder hvor  $Al_i$ -konsentrasjonen er forhøyet. Vi kan derfor ikke utelukke at fisken i Suldalsvassdraget av og til vil kunne bli påvirket av endringer i vannkvalitet. Spørsmålet er imidlertid om disse endringene har noen negativ konsekvens for laks og ørret i vassdraget. Når vi skal svare på dette vil kombinasjonen av vanntemperatur, konsentrasjonen av  $Al_i$ , varigheten av episodene og fiskens livstadium stå helt sentralt. Vi diskuterer dette nærmere i forbindelse med fysiologiske effekter nedenfor.

Det er dokumentert at giftigheten av aluminium kan øke dersom surt Al-holdig vann blandes med vann som har høyere pH (Dickson 1983, Weatherly et al. 1991, Rosseland et al. 1992, Poléo et al. 1994). Den økte giftigheten i slike blandsoner skyldes at en pH-økning får enkle uorganiske Al-forbindelser til å polymerisere (Lydersen 1991, Poléo 1995). Det har blitt trukket frem at slike blandsoner mellom surt og mindre surt vann vil kunne oppstå under flomsituasjoner i Suldalslågen når vann fra sure sidebekker som Fossåna blandes med vannet i hovedelven (Heggberget et al. 1994, Kaste et al. 1995, Blakar 1995, Kroglund et al. 1998b, Blakar & Haaland 2000). Våre resultater tyder imidlertid på at det ikke er noen grunn til å frykte dannelsen av giftige blandsoner under denne typen flommer. Vår begrunnelse for dette er at konsentrasjonen av  $Al_i$  i for eksempel vannet fra Fossåna er relativt lav (Figur 7a). Dette sammen med lave pH-verdier og lave temperaturer (høst/vår) gjør at fellingbetingelser for aluminium sjelden eller aldri oppstår (Lydersen et al. 1990).

### **Fysiologiske effekter**

Ved siden av at vannkvalitetsendringene ikke ga akutt dødelighet av fisk ble det heller ikke påvist at vannkvaliteten i Fossåna og Prestabekken hadde noen vesentlig effekt på fiskens fysiologi. Dette gjaldt både under lav og høy vannføring. Både pH og den totale konsentrasjonen av aluminium varierte betydelig mellom bekkene og gjennom forsøket. Resultatet fra dette studiet med smoltifiserende laks er i overensstemmelse med tidligere observasjoner gjort under identiske forsøk med lakseparr (Øxnevad & Poléo 1998). Sammenlikner vi disse to forsøkene finner vi at konsentrasjonen av giftig aluminium ( $Al_i$ ) i Fossåna var høyere under hele forsøksperioden med smoltifiserende fisk (20 – 41  $\mu\text{g/l}$ ) sammenliknet med forsøksperioden med parr (5 – 25  $\mu\text{g/l}$ ). Dette står i kontrast til andre arbeider som fremhever at 20 – 40  $\mu\text{g } Al_i/l$  har klare negative konsekvenser for laksen i Suldalslågen (Kroglund et al. 1998b, Rosseland et al. 1999, Blakar & Haaland 2000). Starnes et al. (1995) rapporterer i denne sammenhengen at laksesmolt eksponert for henholdsvis 7 og 12  $\mu\text{g/l } Al_i$  viste en klar respons i form av redusert plasmaklorid og sjøvannstoleranse (24 t i 35 ‰). Resultatene til

Staurnes et al. (1995) er imidlertid vanskelige å tolke, fordi det ikke er oppgitt hvordan aluminium er analysert og hvordan fisken ble behandlet før og under forsøket. Dessuten ligger deteksjonsgrensen for standard metoder for Al-analyser i vann i overkant av de verdiene Staurnes et al. (1995) rapporterer som giftige (13 µg/l for Barnes/Driscoll, i følge Vogt et al. 1994). Et annet viktig moment er at Al<sub>i</sub>-fraksjonen beregnes som differansen mellom to tall, nemlig Al<sub>a</sub> - Al<sub>o</sub> (Sullivan et al. 1986, Lydersen et al. 1990). For Suldalslågens tilfelle blir dessuten Al<sub>i</sub> verdiene differansen mellom to relativt like tall. Når Al<sub>o</sub> er i omtrent samme størrelsesorden som Al<sub>a</sub> (hvilket gir liten Al<sub>i</sub>-verdi) vil en liten målefeil i enten Al<sub>a</sub> eller Al<sub>o</sub>, kunne gi en stor feil i bestemmelsen av Al<sub>i</sub> (Laudon 2000, Laudon et al. 2001). Med slike usikkerheter i beregningene av Al<sub>i</sub> sier det seg selv at en skal være varsom med å forklare effekter med verdier av Al<sub>i</sub> på 7 og 12 µg Al<sub>i</sub>/l, spesielt uten å kommentere usikkerhetene. Når man samtidig vet at smolt er meget sensitiv for de fleste typer forstyrrelser, er det vanskelig å utelukke andre årsaker og konkludere med at det er aluminium som forklarer de effektene Staurnes et al. (1995) og andre har observert.

Enkelte av de fysiologiske parameterene vi målte viste en svak endring under forsøket. Det var en liten økning i hematokrit og nedgang i plasmaklorid under den første moderate flomperioden hos fisk eksponert for vann fra Fossåna. Dette kan tolkes som en effekt av aluminium. Endringene i hematokrit og plasmaklorid fulgte til en viss grad både konsentrasjonen av Al<sub>r</sub> og Al<sub>i</sub> i vannet, men når begge disse konsentrasjonene steg kraftig under den andre flommen endret hverken hematokrit eller plasmaklorid seg. Plasmanatrium som også synker under eksponering for surt Al-holdig vann (Gensemer & Playle 1999), endret seg ikke under vårt forsøk. Dette tyder på at det ikke var noen klar effekt på fiskens vann- og ionebalanse, noe som er typisk for Al-eksponert fisk (Gensemer & Playle 1999). Normalt vil Al-eksponert fisk tape ioner fra plasma. Dette fører til at blodets osmolalitet synker i forhold til annet vev, som for eksempel muskulatur. Vann vil bevege seg fra blod til muskulatur når blodets osmolalitet synker (Waiwood 1980). Vi fant imidlertid at vanninnholdet i muskulatur var lavere hos fisk fra Fossåna sammenlignet med fisk fra Prestabekken (Figur 12). Resultatene sett under

ett gjør at vi langt på vei kan konkludere med at vannkvaliteten i Fossåna ikke har noen negativ effekt på fiskens vann- og ionebalanse.

Når det gjelder plasmaklorid, ser det ut til at verdiene hos fisk fra Fossåna systematisk ligger lavere enn verdiene hos fisk fra Prestabekken. Dette har sannsynligvis med vannkvalitet å gjøre, men vi tror ikke at det er aluminium som forårsaker dette. Både ionestyrke, Ca-konsentrasjon og pH er viktige for permeabiliteten og transporten av ioner over gjelleepitelet uavhengig av om vannet er surt eller ikke (McWilliams 1982, Potts 1984). Vannets ionestyrke, Ca-konsentrasjon og pH er lavere i Fossåna enn i Prestabekken. Dette kan forklare hvorfor det er en liten forskjell i plasmaklorid mellom fisk eksponert for vann fra Fossåna og Prestabekken. Poleo & Muniz (1993) fant dessuten at vanntemperaturen virker inn på konsentrasjonen av plasmaklorid hos smoltifiserende laks. Den effekten av temperatur som de fant kan forklare nesten hele forskjellen i plasmaklorid mellom Fossåna og Prestabekken i dette studiet.

I tillegg til å forstyrre fiskens vann- og ionebalanse påvirker aluminium fiskens respirasjon (Neville 1985). Under den første moderate flomperioden var det en signifikant økning i hematokrit hos fisk eksponert for vann fra Fossåna. Endringer i hematokrit kan forårsakes både av forstyrrelser i vann- og ionebalansen og hypoksi (Gensemer & Playle 1999). Som vi har diskutert, er det lite som tyder på at fiskens vann- og ionebalansen var påvirket under forsøkene. Det kan derfor hende at aluminium har hatt en effekt på fiskens gassutveksling siden hematokrit var forhøyet under den første moderate flommen. Det var imidlertid ingen økning i plasmalaktat i løpet av samme periode hos fisk fra Fossåna. Dette viser at fisken ikke var hypoksisk, og taler for at aluminium likevel ikke hadde noen effekt på fisken. Vi kan imidlertid ikke ekskludere en mulig effekt av aluminium. Dette forklarer vi med at uendrede laktat-verdier kan skyldes at økningen i hematokrit var tilstrekkelig til å kompensere en eventuell effekt aluminium hadde på gassutvekslingen over gjellene. Under den andre flomperioden, hvor både  $Al_r$  og  $Al_i$  økte mest, observerte vi hos fisk fra Fossåna en liten og forbigående økning i plasmalaktat under selve flommen (fra 1,5 til 2,0 mmol/l). Vi kan derfor heller ikke utelukke at fisken kan ha vært påvirket under denne flommen. På den annen side var det ingen tilsvarende økning i hematokrit. Dersom fisken var

påvirket av aluminium under den andre flommen må effekten ha vært svært marginal både når det gjelder størrelse og varighet.

Motivasjonen for dette studiet var at Øxnevad & Poléo (1998) ikke utelukket at vannkvaliteten i Suldalsvassdraget har vært begrensende for laksestammen i Suldalslågen, siden de bare hadde studert effekten av vannkvalitet på parr. Laksesmolt regnes for å være betydelig mer følsom for negative endringer i vannkvalitet enn lakseparr (Poléo og Muniz 1993). I dette studiet ble det altså ikke observert dødelighet eller fysiologiske endringer av betydning hos smoltifiserende laks. Dette til tross for at konsentrasjonen av giftig aluminium var høyere enn i de tidligere forsøkene med parr. Resultatene vi nå presenterer styrker derfor konklusjonen til Øxnevad & Poléo (1998) om at økt betydning av restfeltene for forsuring av Suldalslågen ikke er noen reell trussel mot laksen etter dagens vannkjemiske forhold. Vår tolkning motgår samtidig tidligere konklusjoner omkring vannkjemiske forhold i vassdraget (Heggberget et al. 1994, Kaste et al. 1995, Kroglund et al. 1998b). Vi savner i denne sammenhengen vannkjemiske trender i pH og ulike Al-fraksjoner for vassdraget med sidevassdrag som ville kunne fortelle oss noe om vannkjemiske endringer i vassdraget over tid. Det er rimelig å anta at Blåsjømagasinet, Suldalsvatn og alle sidebekkene i restfeltet til Suldalslågen har gjennomgått vannkjemiske forbedringer de siste 10 til 15 årene, slik det er dokumentert i de store regionale undersøkelsene som blant annet omfatter samme regioner, nemlig Sørlandet, Sørvestlandet og Hardangervidda (SFT 781/99). En slik forbedring vil i så fall ha redusert mulighetene for vannkjemiske ekstremperioder i de senere årene så vel som i fremtiden. I hvilken grad sjøsaltepisoder kan ha blitt hyppigere og gjennomgående sterkere gjennom den samme perioden er ikke dokumentert, og vi vil derfor ikke gå inn på noen diskusjon av dette i denne rapporten.

## **KONKLUSJON**

Resultatene fra dette studiet støtter antagelsen om at forsuring av Suldalslågen på grunn av et økt bidrag fra restfeltet som følge av

reguleringen, er et mindre problem enn tidligere antatt. Til dette kommer også argumentet om at forsureningen av nedbøren over Sør-Norge har blitt redusert betydelig siden begynnelsen av 80-tallet.

Sannsynligvis skyldes de sure episodene i Fossåna under flom hovedsakelig naturlige forhold i nedbørfeltet. Dette underbygges av at konsentrasjonen av uorganisk monomert aluminium ikke viser noen økning under de sure episodene, og hele tiden ligger på et meget lavt nivå. Av samme årsak, er det liten grunn til å frykte giftige blandsoner i hovedelven når vann fra en sur sidebekk som Fossåna blandes med elvevannet. Videre er Al<sub>3+</sub>-konsentrasjonen etter vår mening for lav til å kunne forklare hypotesen som går ut på at sjøvannstoleransen for laksesmolt reduseres når fisk eksponeres for denne typen flomepisoder.

## LITTERATUR

- Barnes, R.B. (1975). The determination of specific forms of aluminum in natural water. *Chem. Geol.* 15, 177-91.
- Bjørntuft, S.K. (1994). Lakseforsterkingsprosjektet i Suldalslågen 1990-95. Undersøkelser og status pr. 1.1.1994. *LFS-rapport 5*, 38 pp.
- Blakar, I.A. & Haaland, S. (2000). Vannkvaliteten i Suldals-vassdraget i 1998 og 1999. *Suldalslågen Mijørreport 6*, 15 pp.
- Blakar, I.A. (1995). Vannkvaliteten i Ulla-Førre og Suldalsområdet i perioden 1990-93. *LFS-rapport 21*, 49 pp.
- Bloom, P.R., McBride, M.B. & Weaver, R.M. (1979). Aluminium organic matter in acid soils: Buffering and solution aluminium activity. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 43, 488-93.
- Borgstrøm, R. & Hansen, L.P. (2000). Fisk i ferskvann. Et samspill mellom bestander, miljø og forvaltning. 2. utgave, Landbruksforlaget. 376 pp.
- Dickson, W. (1983). Liming toxicity of aluminium to fish. *Vatten* 39, 400-404.
- Driscoll, C.T. (1984). A Procedure for the fractionation of aqueous aluminum in dilute acidic waters. *Internat. J. Environ. Analyt. Chem.* 16, 267-83.
- Driscoll, C.T., Baker, J.P., Bisogni, J.J. & Schofield, C.L. (1980). Effects of aluminum speciation on fish in dilute acidified waters. *Nature* 284, 161-164.
- Finstad, B., Kroglund, F., Hartvigsen, R., Teien, H.-C., Rosseland, B.O. & Salbu, B. (1999). Suldalslågen: fisk og vannkjemisk status våren 1997. NINA-oppdragsmelding 588. 32 pp.
- Finstad, B., Strand, R., Kroglund, F., Teien, H.-C. & Hartvigsen, R. (2000). Suldalslågen: fisk og vannkjemisk status våren 1998. NINA-oppdragsmelding 644. 25 pp.
- Friedland, K.D. (1998). Ocean climate influences on critical Atlantic salmon (*Salmo salar*) life history events. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 55 (Suppl. 1), 119-130.
- Friedland, K.D., Hansen, L.P. & Dunkley, D.A. (1998). Marine temperature experienced by postsmolts and the survival of Atlantic salmon, *Salmo salar* L., in the North sea area. *Fish. Oceanogr.* 7, 22-34.
- Gensemer, R.W. & Playle, R.C. (1999). The bioavailability and toxicity of aluminum in aquatic environments. *Crit. Rev. Environ. Sci. Technol.* 29, 315-450.
- Grimnes, A., Finstad, B. & Bjørn, P.A. (2000). Registreringer av lakselus på laks, sjørørret og sjørøye i 1999. NINA oppdragsmelding 634. 34 pp.
- Heggberget, T.G., Blakar, I.A., Nordland, J., Saltveit, S.J. & Johnsen, B.O. (1994). Ulla-Førre-reguleringen. Rapport fra rådgivende arbeidsgruppe for vurdering av undersøkelser og tiltak. *NINA Utredning O-64*, 51 pp.

- Holst, J.C. & Jakobsen, P. (1999). Lakselus dreper. Fiskets gang 8, 25-28.
- Kaasa, H., Eie, J.A., Erlandsen, A.H., Faugli, P.E., L'Abée-Lund, J.H., Sandøy, S. & Moe, B. (1998). Sluttrapport 1990-1997. Resultater og konklusjoner. *LFS-rapport* 49, 82 pp.
- Kaste, Ø., Hindar, A., Kroglund, F., Blakar, I.A., Holmqvist, E., Brandrud, T.E. & Johansen, S.W. (1995). Tiltak mot forsurening av Suldalslågen. Kalkingsplan. *NIVA-Rapport* O-94236, 48 pp.
- Kroglund, F., Finstad, B., Rosseland, B.O., Teien, H.-C., Håvardstun, J. & Salbu, B. (1998a). Fisk og vannkjemisk status i Suldalslågen, våren 1996. *NIVA-Rapport* O-96085, 64 pp.
- Kroglund, F., Teien, H.C., Håvardstun, J., Rosseland, B.O., Salbu, B. & Kvellestad, A. (1998b). Varighet av ustabil og skadelig aluminiumskjemi på giftighet overfor lakseparr; renneforsøk utført i Suldalslågen, høst 1996. *NIVA-Rapport* O-96085, 64 pp.
- Laudon, H. (2000). Separating natural acidity from anthropogenic acidification in the spring flood of Northern Sweden. Dr. Thesis, Swedish University of Agricultural Sciences, Umeå. 48 pp.
- Laudon, H., Westling, O., Poléo, A.B.S. & Vøllestad, L.A. (2001). Naturligt sura och försurande vatten i Norrland. Naturvårdsverket rapport 5144, Stockholm. 115 pp.
- Lydersen, E. (1991). Aluminium in dilute acidic freshwaters - Chemical, analytical and biological relevance. Dr.philos. Thesis, University of Oslo. 133 pp.
- Lydersen, E., Poléo, A.B.S., Nandrup-Pedersen, M., Riise, G., Salbu, B., Kroglund, F. & Rosseland, B.O. (1994). The importance of "in situ" measurements to relate toxicity and chemistry in dynamic aluminium freshwater systems. *J. Ecol. Chem.* 3, 357-365.
- Lydersen, E., Salbu, B., Poléo, A.B.S. & Muniz, I.P. (1990). The influence of temperature on aqueous aluminium chemistry. *Water Air Soil Pollut.* 51, 203-15.
- McWilliams, P.G. (1982). The effects of calcium on sodium fluxes in the brown trout, *Salmo trutta*, in neutral and acid water. *J. Exp. Biol.* 96, 439-442.
- Neville, C.M. (1985). Physiological responses of juvenile rainbow trout, *Salmo gairdneri*, to acid and aluminum - Prediction of field responses from laboratory data. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 42, 2004-2019.
- Poléo, A.B.S. & Muniz, I.P. (1993). The effect of aluminium in soft water at low pH and different temperatures on mortality, ventilation frequency and water balance in smoltifying Atlantic salmon, *Salmo salar*. *Environ. Biol. Fish.* 36, 193-203.
- Poléo, A.B.S. (1995). Aluminium polymerization - A mechanism of acute toxicity of aqueous aluminium to fish. *Aquatic Toxicol.* 31, 347-356.
- Poléo, A.B.S., Lydersen, E., Rosseland, B.O., Kroglund, F., Salbu, B., Vogt, R.D. & Kvellestad, A. (1994). Increased mortality of fish due to changing Al-chemistry of mixing zones between limed streams and acidic tributaries. *Water Air Soil Pollut.* 75, 339-351.
- Potts, W.T.W. (1984). Transepithelial potentials in fish gills. In Hoar, W.S. & Randall, D.J. (Eds.): *Fish physiology*, Vol. X Gills, Part B Ion and water transfer. Acad. Press Inc., Orlando, Florida. pp. 105-128.
- Rosseland, B.O., Blakar, I.A., Bulger, A., Kroglund, F., Kvellestad, A., Lydersen, L., Oughton, D.H., Salbu, B., Staurnes, M. & Vogt, R. (1992). The mixing zone between limed and acidic river waters: complex aluminium chemistry and extreme toxicity for salmonids. *Environ. Pollut.* 78, 3-8.
- Rosseland, B.O., Massabuau, J.-C., Grimalt, J., Hofer, R., Lackner, R., Rognerud, S. & Lien, L. (1999). The ecophysiology and ecotoxicology of fishes as a tool for monitoring and management strategi of high mountain lakes and rivers in acidified areas. *Zoology* 102, 90-100.
- Saltveit, S.J., Bremnes, T. & Lindås, O.R. (1995). Effekt av økning i vannføring på fisk og bunndyr. *LFS-rapport* 17, 40 pp.
- Scarnecchia, D.L. (1984). Climatic and oceanic variation effecting yield of Icelandic stocks of Atlantic salmon (*Salmo salar*). *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 41, 917-935.
- SFT (1999). Overvåking av langtransportert forurenset luft og nedbør. Årsrapport-Effekter 1998. SFT-rapport 781/99.
- Staurnes, M., Kroglund, F. & Rosseland, B.O. (1995). Water quality requirement of Atlantic salmon (*Salmo salar*) in water undergoing acidification or liming in Norway. *Water Air Soil Pollut.* 85, 347-352.

- Strand, R., Finstad, B., Kroglund, F. & Teien, H.-C. (2001). Forsuringsstatus og effekter på smolt i Suldalslågen våren 1999. NINA-oppdagsmelding 672. 24 pp.
- Sullivan, T.J., Seip, H.M. & Muniz, I.P. (1986). A comparizon of frequently used methods for the determination of aqueous aluminum. *Internat. J. Environ. Analyt. Chem.* 26, 61-75.
- Tikhonov, V.N. (1973). Analytical chemistry of aluminium. John Wiley & Sons, New York, USA, 303 pp.
- Vogt, R.D., Ranneklev, S.B. & Mykkelbost, T.C. (1994). The impact of acid treatment on soilwater chemistry at the humex site. *Environ. Internat.* 20, 277-286.
- Waiwood, K.G. (1980). Changes in hematocrit of rainbow trout exposed to various combinations of water hardness, pH and copper. *Trans. Am. Fish. Soc.* 109, 461-463.
- Weatherly, N.S., Rutt, G.P., Thomas, S.P. & Ormerod, S.J. (1991). Liming acid streams: aluminium toxicity to fish in mixing zones. *Water Air Soil Pollut.* 55, 345-353.
- Witters, H.E., Van Puymbroeck, S., Vangenechten, J.H.D. & Vanderborght, O.L.J. (1990). The effect of humic substances on the toxicity of aluminium to adult rainbow trout, *Oncorhynchus mykiss* (Walbaum). *J. Fish Biol.* 37, 43-53.
- Øxnevad, S.A. & Poléo, A.B.S. (1998). Effekten av vannkvalitetsendringer under høstflommer på fysiologien til lakseparr (*Salmo salar*) i to sidebekker til Suldalslågen. *Statkraft Engineering rapport SE 98/87*, 30 pp.

## **APPENDIX**

### **Hematokrit**

Hematokrit er et mål på hvor mye røde blodceller utgjør av totalvolumet av blodet og benevnes som %. Hematokrit ligger normalt mellom 30 og 40% hos ungstadier av laks i ferskvann. Hematokrit stiger vanligvis hos fisk eksponert for surt Al-holdig vann. Denne stigningen kan skyldes at antallet røde blodceller øker på grunn av kontraksjon av milten hvor cellene lagres hos fisk. Dette er vanligvis en respons på hypoksi eller generelt stress for å øke blodets bærekapasitet for oksygen. Hematokrit kan også stige hos fisk som får problemer med vann- og ionebalansen på grunn av endringer i blodets osmolalitet. Det er to årsaker til dette i surt Al-holdig vann. For det første vil redusert osmolalitet i blodet føre til at vann beveger seg inn i de røde blodcellene ned sin konsentrasjonsgradient. Dette fører til at blodcellene sveller og således utgjør mer av blodets totale volum. For det andre vil redusert osmolalitet i blodet føre til at vann også beveger seg fra blod til omliggende vev. Dette gir et mindre totalt blodvolum og således en høyere prosentandel blodceller. Hematokrit er en uspesifikk parameter både når det gjelder typen fysiologisk forstyrrelse (hypoksi/stress på den ene siden og vann- og ionereguleringsproblemer på den andre siden) og type miljøfaktor som påvirker fisken. For eksempel vil hematokrit stige hos en stresset fisk eller hos en fisk eksponert for kobber eller et annet tungmetall.

### **Plasmaklorid og plasmanatrium**

I likhet med hematokrit er både plasmaklorid og plasmanatrium uspesifikke parametere når det gjelder type miljøfaktor som påvirker fisken. Disse parameterene er imidlertid spesifikke når det gjelder fiskens vann og ionebalanse. Disse to parameterene er som oftest nært knyttet til hverandre, og vi kan generelt si at en endring i plasmaklorid følges av en tilsvarende endring i plasmanatrium. Plasmaklorid og plasmanatrium ligger normalt mellom 110 og 140 mM hos ungstadier av laks i ferskvann, men plasmanatrium kan av og til ligge noe høyere enn plasmaklorid. Både plasmaklorid og plasmanatrium synker normalt hos fisk eksponert for surt Al-holdig vann. Denne nedgangen skyldes endrede permeabilitetsegenskaper i gjelleepitelet som gir økt passiv lekkasje av ionene ned sin konsentrasjonsgradient fra blod til vann. Nedgangen skyldes også redusert evne til å ta opp disse ionene ved aktiv transport over gjelleepitelet.

### **Plasmalaktat**

Plasmalaktat eller melkesyre er en spesifikk respons på hypoksi. Normalt produseres lite laktat hos fisk som har tilstrekkelig tilførsel av oksygen, slik at

konsentrasjonen vanligvis ligger under 2 mM i plasma hos ungstadier av laks i ferskvann. I surt Al-holdig vann kan plasmalaktat stige som en effekt av at aluminium hindrer tilstrekkelig gassutveksling over gjellene. Plasmalaktat kan også stige under omfattende fysisk aktivitet. Dette er sjelden noe problem i surt Al-holdig vann fordi en av de første responsene vi observerer hos fisken på en slik eksponering er at den setter ned sin aktivitet. I så henseende er plasmalaktat i de fleste tilfeller en spesifikk parameter på surt Al-holdig vann. Økt plasmalaktat kan imidlertid også være en respons på andre toksiner som påvirker fiskens respirasjonsfysiologi.

### **Vanninnhold i muskulatur**

Vanninnholdet i fiskens muskulatur er et resultat av mange ulike prosesser, hvor fiskens vann og ionebalanse er sentral. Denne parameteren er derfor uspesifikk både med hensyn på fysiologisk forstyrrelse og hvilken miljøfaktor som påvirker fisken. Vanninnholdet i muskulaturen øker vanligvis hos fisk eksponert for surt Al-holdig vann. Denne økningen settes i sammenheng med redusert plasmaosmolalitet, som igjen kan skyldes tap av ioner fra plasma. Vanninnholdet i muskulaturen er derfor en god kontrollparameter for om endringer i hematokrit eller i konsentrasjonen av ett eller flere plasmaioner skyldes forstyrrelser i vann- og ionebalansen eller ikke.