

Påvirkes laksesmolt av aluminium i brakkvann? Telemetriundersøkelser i Storelva i Holt, Aust-Agder, 2007



Hovedkontor

Gaustadalléen 21
0349 Oslo
Telefon (47) 22 18 51 00
Telefax (47) 22 18 52 00
Internett: www.niva.no

Sørlandsavdelingen

Jon Lilletuns vei 3
4879 Grimstad
Telefon (47) 22 18 51 00
Telefax (47) 37 04 45 13

Østlandsavdelingen

Sandvikaveien 59
2312 Ottestad
Telefon (47) 22 18 51 00
Telefax (47) 62 57 66 53

Vestlandsavdelingen

Thormøhlensgate 53 D
5006 Bergen
Telefon (47) 22 18 51 00
Telefax (47) 55 31 22 14

NIVA Midt-Norge

Pirsenteret, Havnegata 9
Postboks 1266
7462 Trondheim
Telefon (47) 22 18 51 00
Telefax (47) 73 54 63 87

Tittel Påvirktes laksesmolt av aluminium i brakkvann? Telemetriundersøkelser i Storelva i Holt, Aust-Agder, 2007.	Løpenr. (for bestilling) 6245	Dato 15. mars 2011
	Prosjektnr. Undernr. O-29446	Sider Pris 81
Forfatter(e) F. Kroglund, R. Høgberget, T. Haraldstad F. Økland, E. Thorstad (NINA) H.C. Teien, B.O. Rosseland, B. Salbu (UMB) T.O. Nilsen, S. Stefansson (Universitetet i Bergen) J. Guttrup (Tvedestrand kommune)	Fagområde Sur nedbør	Distribusjon Åpen
	Geografisk område Aust Agder	Trykket NIVA
Oppdragsgiver(e) Direktoratet for naturforvaltning (DN)		Oppdragsreferanse 05040029-6

Sammenheng

Storelva har vært fullkalket siden 1996. Kalkingen har ikke gitt den forventede økningen i fangst av laks. Vassdraget avviker således fra erfaringene man har fra andre kalka elver på Sørlandet. Flere hypoteser er tidligere vurdert. Av disse står aluminium (Al) i brakkvann (BV) sterkest. Giftigheten i surt vann skyldes Al. Kalking har som kjemisk mål at Al skal avgiftes (omdannes fra giftige til ufarlige former). Når avgiftet og/eller humusbundet Al fra ferskvann (FV) kommer i kontakt med saltvann (SV) dannes det på nytt giftige former i BV. Selv om smolt som holdes i bur i BV akkumulerer Al på gjellene, har det har ikke vært mulig å kople dette til responser (effekter målt som endring i gjeller, blodsalter og dødelighet) som kunne forklare lav overlevelse fra smolt til voksen laks. Tidligere er det gjort observasjoner som kan tyde på at smoltvandring påvirkes negativt av Al i BV. Forsøkene i 2007 hadde som hovedmål å belyse effekter av Al på smoltvandring i BV. Resultatene viser at smoltvandringen stanset opp tilnærmet umiddelbart etter at smolten kom inn i 4-6 ppt saltholdighet i BV. Mesteparten av smolten forble i dette BV-området i > 4 uker. Et lite antall smolt vandret mot saltere vann. Vandringshastigheten var unormalt lav i det mest Al-belastende vannet, økte med avtagende belastning og var høy når saltinnholdet var høyt. Fisk eksponert i bur innenfor samme område akkumulerte betydelige mengder aluminium på gjellene. Resultatet tyder på at aluminium i BV hemmer utvandring og således kan påvirke overlevelse fra smolt til voksen laks.

Fire norske emneord 1. Aluminium 2. Laks 3. Estuarier 4. Telemetri	Fire engelske emneord 1. Aluminum 2. Atlantic salmon 3. Estuaries 4. Telemetry
--	--



Frode Kroglund
Prosjektleder



Øyvind Kaste
Forskningsleder



Brit Lisa Skjelkvåle
Forskningsdirektør

Påvirkes laksesmolt av aluminium i brakkvann?

Telemetriundersøkelser i Storelva i Holt, Aust-Agder, 2007.

Forord

Aluminium i brakkvann kan drepe laks i oppdrett. Økt dødelighet inntreffer når det påvises økt akkumulering av aluminium på fiskens gjeller. Ettersom oppdrettsfisk påvirkes kan det ikke utelukkes at også smolt under utvandring påvirkes. Dette kan i så fall være en av årsakene til utvikling i laksefisket i enkelte kalka elver er dårligere enn forventet. Direktoratet for naturforvaltning og Fylkesmannen i Aust Agder har i 2003, 2005, 2006 og 2007 støttet forskning på dette problemfeltet. Forsøkene som presenteres her er utført i Storelva i Holt, Tvedestrand kommune i Aust-Agder og utenforliggende estuarier. Prosjektet er utført som et samarbeidsprosjekt mellom NIVA, NINA, UMB og Universitetet i Bergen.

Finn Økland har stått ansvarlig for telemetriprosjektet. Hans C. Teien stått ansvarlig for vannkjemi, Al-fraksjonering og gjelle-metall analyser. T.O. Nilsen og S. Stefansson har stått ansvarlig for gjelle- Na^+K^+ ATPase analyser og tolkning. Jim Güttrup har driftet smoltfella og ellers koordinert all transport knyttet til de ulike deloppgavene. Frode Kroglund har koordinert alle delene av prosjektet.

Vi vil takke DN v/Roy Langåker for samarbeidet og selv om ikke alle spørsmål er besvart, vet vi nå at aluminium i brakkvann påvirker smoltens vandring.

Grimstad, november 2011

Frode Kroglund

Innhold

Sammendrag	6
Summary	8
1. Innledning	10
2. Områdebeskrivelse og topografi	13
2.1 Områdebeskrivelse	13
2.2 Topografi	14
2.3 Graving i elva v/Fosstveit	17
3. Metoder	18
3.1 Vannføring/temperatur	18
3.2 Oseanografiske metoder	18
3.3 Kjemianalyser	20
3.4 Smoltfelle	22
3.5 El-fiske	22
3.6 Eksponeringsbur	22
3.7 Blod, gjelle-metall og gjelle- Na^+K^+ -ATPase	23
3.8 Radiomerking	23
3.8.1 Fangst og akustisk merking av laksesmolt	23
3.8.2 Smoltkvalitet	24
3.8.3 Registrering av merket smolt og bearbeiding av data	25
4. Resultat; smoltfelle i Storelva 2007	27
4.1 Smoltutvandring i 2007 i relasjon til tidligere år	27
4.1.1 Tidspunkt	27
4.1.2 Størrelsesfordeling på utvandrende laks og ørret	28
4.2 Predatorfiske og gjeddefestival	29
5. Resultat; fisk og fysio-kjemiske forhold i ferskvann og brakkvann	30
5.1 Fysio-kjemiske forhold i ferskvann	30
5.1.1 Vannføring	30
5.1.2 Temperatur	31
5.1.3 Kontinuerlig pH og data fra DN vannkemikontroll	31
5.2 Generell ferskvannkjemi i 2007 i forhold til tidligere år	32
5.2.1 pH, Ca og ANC	32
5.2.2 TOC	34
5.2.3 Aluminium; overvåkingsdata	34
5.2.4 Al fraksjonert i ferskvann <i>in situ</i>	35
5.2.5 Tilførsel av Al til Songevatn våren 2007	36
5.2.6 Konklusjon; vannkjemi i ferskvann	37
5.3 Fisk; gjelle-Al, Fe og Na^+K^+ ATPase i ferskvann	37
5.3.1 Prøver tatt av fisk under el-fiske, fra kar og i bur	37
5.3.2 Konklusjon; fisk i ferskvann	40
5.4 Fysio-kjemiske forhold i brakkvannsområdene	40
5.4.1 Saltholdigheter fra Songevatn til Sandnesfjorden	40
5.4.2 Oksygenforhold	42

5.4.3 Målinger i nærheten av utløpet av Storelva 24. mai	43
5.4.4 Tidsserier fra Lagstrømmen 24.mai – 1. juni	45
5.4.5 Lengdesnitt gjennom Lagstrømmen 1. juni	48
5.4.6 Oppholdstid og strømningsmønster i hovedbassengene	51
5.4.7 Blandingsforløp ved elvemunningen	53
5.5 Sammenhenger mellom Al og salinitet	54
5.5.1 Al på de ulike stasjonene i brakkvann	54
5.5.2 Al-fraksjoner og salinitet	55
5.5.3 Gjelle-Al og Al-fraksjoner i brakkvann	60
5.6 Gjelle-Al, -Fe og Na ⁺ K ⁺ -ATPase i brakkvann	62
5.6.1 Gjelle-Al	62
5.6.2 Gjelle-Na ⁺ K ⁺ -ATPase	64
5.6.3 Na ⁺ K ⁺ -ATPase og blodverdier; relasjoner til saltinnhold og Al	64
5.6.4 Gjelle-Al modell	68
5.6.5 Konklusjoner; brakkvann	71
6. Resultat; Postsmoltvandring	74
6.1 Fordeling av merket laksesmolt	74
6.2 Oppholdstider etter utsetting	75
6.3 Vandringshastigheter	75
6.4 Konklusjon postsmolt	76
7. Diskusjon	79
8. Referanser	81
Vedlegg A. Rapporter fra prosjektet	82
Vedlegg B. Fraksjoneringsmetoder <i>in situ</i> – Al	83
Vedlegg C. Stasjonskoder fiskebur i 2007	84
Vedlegg D. Korreksjon av oksygenmålinger med STD-logger	85
Vedlegg E. Vannstandsforskjeller gjennom Lagstrømmen beregnet ut fra av STD tidsserie 24.mai – 1. juni	86
Vedlegg F. Partikler i Songevatn	88
Vedlegg G. Utvandring	89
Vedlegg H. Beskrivelse av Nærestadvassdraget	92
Vedlegg I. Smoltprosjekt i Vegårvassdraget, notater fra J.Güttrup	93

Sammendrag

Problemstillingen

Storelva i Aust-Agder har vært kalket siden 1996. Mens det vannkjemiske målet synes oppnådd (se årsrapporter fra DN-effektkontroll) og det er en positiv utvikling i yngeltetthet, er fangsten av laks betydelig lavere enn det som kan forventes. Storelva avviker således fra andre kalka elver på Sørlandet. Basert på tetthet av yngel i elva og smoltfangst i en smoltfelle plassert i utløpet av elva kan det konkluderes med at årsaken til lav laksefangst ikke skyldes produksjonsforhold i elva. Dagens laksefangst burde ha vært større enn det som innrapporteres selv om dagens smoltfangst i fella var den eneste fisken som forlot elva. Laks påvirkes også av forhold i havet. Disse faktorene må man kunne forvente påvirker Storelvastammen på samme måte som andre laksebestander innen regionen. Når Storelva har lavere fangst av laks enn forventet, er det nærliggende å fokusere på faktorer i fjordområdene som kan påvirke bestanden.

Aluminium og negative effekter på laks

Aluminium (Al) i brakkvann har lenge vært kjent som trussel for laks i fiskeoppdrett. Fisken dør med økt Al-påslag på gjellene. Tilsvarende påslag av Al på gjellene er påvist hos laksesmolt eksponert i bur på ulike stasjoner fra Storelvas munning til Sandnesfjordens utløp. Kilden til Al er da ferskvannstilførselene til Songevatn (Storelva og Steaelva). Al foreligger på ulike tilstandsformer i ferskvann. Ikke alle former av Al er skadelige for laks. I brakkvann omdannes Al fra former som i ferskvann er ufarlig til former som akkumuleres på gjellene til fisken. Denne prosessen er beskrevet i en rekke undersøkelser, bla. fra fjorden omkring Osterøy i Hordaland (Kroglund mfl. 2004). Koplingen fra at Al akkumuleres på gjeller til den økologiske effekten har imidlertid vært mer usikker.

I 2005 ble det observert ”svimete” smolt i Songevatn. Dette kunne tyde på at fisken ble skadet uten at vi i forsøk kunne påvise det. Det er kjent at atferd kan påvirkes før fiskens helse er svekket til et nivå som kan forårsake dødelighet. NIVA, NINA, UMB og UiB søkte derfor DN om et tilskudd til å studere effekter av Al på vandringsatferd til smolt i brakkvann våren 2007. Storelva var da utpekt som egnet forskningsområde på grunn av tidligere dokumentasjon fra området og fordi vassdraget med utenforliggende fjord representerte et enklere system enn fjordene omkring Osterøy.

Eksponeringsforsøk med smolt i bur

Smolt eksponert i bur i brakkvann akkumulerte mer Al på gjellene enn det som ble påvist i elva. Dette viser at Al i elvevannet ble mobilisert på en bioreaktiv form i kontakt med saltvann. De høyeste gjelle-Al konsentrasjonene ble påvist når saliniteten var innenfor intervallet 1-5 ppt. Konsentrasjonen avtok deretter med økende salinitet, sannsynligvis som følge av fortytning. Det var meget sterke sammenhenger mellom salinitet og total-Al i fjorden. Dette tyder på at Al ikke felles ut i fjorden, men at fortytning er den viktigste faktoren som styrer endringer i total konsentrasjon fra elvemunningen til fjordmunning. De akkumulerbare formene av Al endres imidlertid ikke lineært. Dette tyder på at andre mekanismer enn fortytning styrer akkumulerbarheten. Bedre målinger av saltinnholdet i Songevatn i 2007 kunne forklare en del avvikende resultater; saltinnholdet kunne være høyere i burene utplassert på 1,5-2 m dyp enn det vi målte i overflata. Ut fra dette konkluderes det med at Al i fjordområdet kan være en trussel for laksebestanden under utvandring, for pregning og for heimvandring. Betydningen kan ikke kvantifiseres ut fra bur-eksponeringer. Smolt eksponert i bur i ferskvann innen vassdraget hadde nær normal blodfysiologi, men hadde noe lav gjelle Na^+K^+ -ATPase aktivitet. I brakkvannet hadde smolt fysiologiske responser som kan tolkes som effekter på syre-base reguleringen. Samtidig var gjelle Na^+K^+ -ATPase aktiviteten lavere i svakt brakkvann enn i saltere brakkvann. I saltvann var aktiviteten normal.

Effekter på vandingsadferd

For å studere eventuelle effekter på vandringsatferd ble smolt fanget i smoltfella radiomerket. I tillegg ble smolt levert fra Finså klekkeri, Mandal benyttet som kontrollgruppe. Disse to gruppene er forskjellige på grunn av forskjeller i forhistorie. Begge gruppene ble holdt i kar tilført ferskvann fra Storelva mellom fangst/leveranse og merking. Det ble merket og sluppet 20 smolt (10 ville og 10 anleggsproduserte) både 5. og 9. mai. Den 20. mai ble det i tillegg merket og sluppet 19 ville smolt. Smolten ble merket med to forskjellige typer akustiske sendere operert inn i bukhulen på fisken. Villfisk prøvetatt fra samme kar som merket smolt tyder ikke på at fisken var påvirket negativt av fangst eller vannkjemi. En liten svekkelse i helsetilstands mellom 5. og 9. mai kan tilskrives graving i elva ved Fosstveit. Denne gravingen påvirket smolt i elva mer enn forsøksmaterialet i kar. Prøver tatt av smolt fra Finså påviste en betydelig reduksjon i saltvannstoleranse fra nivåer målt ved klekkeriet til nivåer målt i kar i Storelva. Resultat fra denne gruppen må derfor brukes med stor forsiktighet.

Totalt ble 63 % av den ville og 90 % av den anleggsproduserte smolten stående i Songevatn eller Nævestadfjorden i hele undersøkelsesperioden fram til 27. juni. Av den ville smolten var det 12 smolt (31 %) som vandret gjennom Nævestadfjorden, og av disse fullførte syv smolt hele vandringen ut gjennom Sandnesfjorden. Lavest suksess hadde den ville smolten fra siste utsetting, den 20. mai, da bare en av 19 smolt ble påvist på utløpet av Sandnesfjorden. Resten av smolten oppholdt seg i Songevatn.

For den vandrende delen av smolten kunne nøyaktige oppholdstider i de forskjellige delene av utvandningsruten beregnes. Vandringshastighetene varierte mye mellom de forskjellige sonene. Hos den ville smolten økte vandringshastigheten fra 0,09 kroppslengder per sekund i Songevatn og gradvis opp til 1,9 kroppslengder per sekund i ytre del av Sandnesfjorden. Vandringshastigheten i Songevatn var betydelig lavere enn det som ellers måles i tilsvarende undersøkelser andre steder.

I denne undersøkelsen har vi ikke måling av Al-påslag på gjellene til den merka smolten. I hvilken grad denne fisken var belastet vil avhenge av:

- Hvilke saltnivåer (områder av fjorden) den oppholdt seg
- Hvor lenge den oppholdt seg i de ulike områdene
- Hvor raskt Al akkumulerte.

Konklusjoner – aluminium i brakkvann er mest sannsynlig årsak til negative effekter på laksebestanden i Storelva

Basert på disse resultatene kan det ikke utelukkes at smolt fra Storelva i Holt påvirkes negativt av Al i brakkvann. Påvirkningen synes å resultere i raske atferdsendringer. Endringene innebærer en redusert villighet eller evne til å forflytte seg fra vann med < 6 ‰ til vann med 6-10 ‰. De som forflyttet seg ut av Songevatn kan ha gjort dette tilfeldig, uten at vi skal utelukke at dette skyldes normal oppførsel. Et langvarig opphold i Songevatn innebærer ikke at smolten må dø, men at den når kyststrømmen forsinket i forhold til det normale. Forsinket utvandring er kjent å ha negative effekter på sjøoverlevelsen. Basert på resultat fra 2007 kan vi ikke utelukke at Al i brakkvann er årsaken til lav fangst av laks i Storelva. Resultatet er samtidig så interessant at det bør repeteres for å bekrefte/avkrefte observasjonene. Hvis resultatet faktisk beskriver det som påvirker smolten i Storelva, kan det forventes at tilsvarende forhold i andre fjorder har samme effekt.

Summary

Title: Are salmon smolt affected by aluminum in estuaries? Results from River Storelva, 2007.

Year: 2011

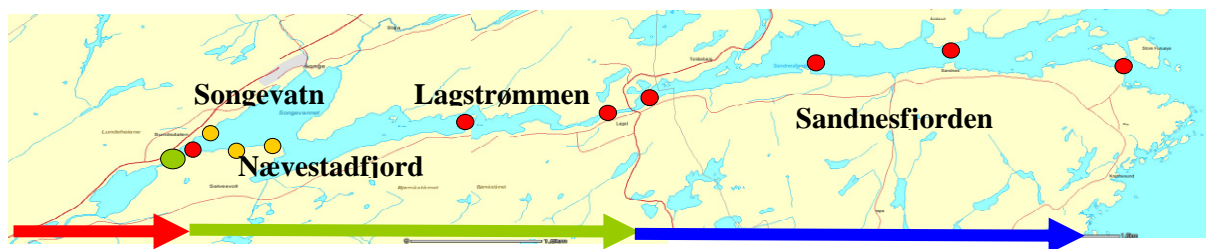
Author: F. Kroglund, R. Høgberget, T. Haraldstad, F. Økland, E. Thorstad, H.C. Teien, B.O. Rosseland, B. Salbu, T.O. Nilsen, S. Stefansson and J. Guttrup

Source: Norwegian Institute for Water Research, ISBN No.: ISBN 978-82-577-5980-3

Storelva has been limed since 1996, but the expected increase in salmon catches following liming has not occurred. A program starting in 2003 concluded that the cause for this was not to be found within the river. There is no clear reason why seawater survival of salmon from this river should be reduced relative to neighboring rivers. Based on this, we hypothesized that the cause could be found within the estuary.

Aluminum (Al) is known to be a threat to various aquatic organisms. Aluminum is also known to kill salmon within net pens in estuaries. The source for Al in the estuary is river export. Upon mixing with seawater, the total concentration of Al decreases linearly with increased salinity. However, the relative portion of cationic Al species increases when salinity exceeds 1 ‰ and decreases again when approaching 15 ‰. The actual limits are yet to be defined. Within this salinity range, Al goes from not being accumulated onto fish gills to be accumulated. The hypothesis is that this accumulation results in physiological responses affecting post smolt migration.

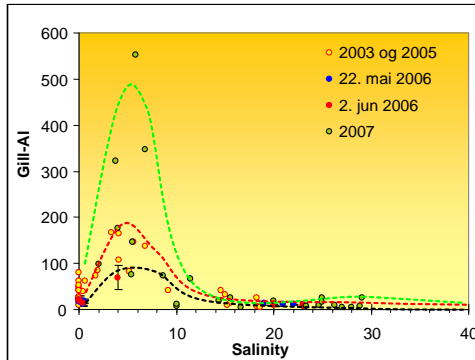
The study area consists of a river system (Storelva) and two intermediate basins with brackish water (Songevatn and Nævestadfjorden), which is connected to an outer fjord (Sandnesfjorden) by a 1.5 km long channel (Lagstrømmen). The study system is illustrated below, where freshwater part is indicated by red arrow, the area possibly affected by seawater (estuary) with green arrow and the area normally having salinities > 20 ‰ with blue arrow. The green, red and orange dots represent sites with exposed fish in cages. We monitored smolt migration in the river (rotary smolt screw) and post smolt movements in the estuary using radio telemetry. Data on water discharge, water quality, water temperature and salinity were collected together with *in situ* aluminum fractionation in the river and fjord.



The salmon smolt left the river in late April, with 25 % migration by 27th April, 50 % by 29th April and 90 % 15th May. The inner fjord basin had a salinity of 2 ‰ in the beginning of May and levels approaching 6 ‰ by the end of May. Towards Lagstrømmen the salinities ranged from 5 to 12 ‰ over the same time span. In Sandnesfjorden salinities always exceeded 16 ‰ and were normally above 20 ‰.

Al was accumulated on fish gills exposed under estuarine conditions, and the concentrations measured in 2007 were higher than in the previous years.

Radio tagged smolt were released 5th and 9th and 20th of May (n=49). The majority of the smolt had not left Songevatn or Nævestadfjorden (63 %) by 27th June. A total of 31 % of the tagged smolt migrated out of Lagstrømmen, but only 18 % of the smolt reached the outer parts of Sandnesfjorden. Migratory speed based on the fish that reached the outer parts of the fjord was 0.09 body lengths/sec. in Songevatn increasing to 1.9 body lengths/sec. in Sandnesfjorden. The loss of smolt cannot be related to predatory fish in the area. Al within the estuary can be the cause for impaired movements. The smolt that entered the estuary at a time and at a salinity level when Al was on its most reactive form experienced high Al concentrations on the gills. The relationship between salinity and gill-Al is presented below.



Al within the estuary can be the cause for reduced post smolt survival explaining the poor salmon catches in Storelva. Al might affect migratory behavior in such a way that a low proportion of the smolt actually reaches the sea. The smolt that reached higher salinities changed from being slow movers to having a migratory speed near normal values. The conditions found in the estuary outside Storelva might also be representative for other Norwegian rivers experiencing poor population status of Atlantic salmon.

1. Innledning

Storelva hadde på 1980-tallet en svak laksebestand. Det ble antatt at den viktigste årsaken til lav yngeltetthet og lav fangst av laks var forsureningen. Man regner ikke med at denne bestanden gikk tapt som følge av forsurening, i motsetning til utviklingen i andre elver på Sørlandet. For å motvirke surt vann og for å styrke bestanden, ble vassdraget kalket; først gjennom tiltakene i Vegår, og fra 1996 med en kalkdoser plassert ved Hauglandsfossen. Siden da har yngeltettheten økt, men uten at dette har gitt den forventede økningen i fangst av laks. En rekke hypoteser til vedvarende lav laksefangst er diskutert i Kroglund m.fl., (2007). Årsakene må tilskrives faktorer som påvirker denne laksebestanden spesielt ettersom fangstutviklingen i dette vassdraget avviker fra det som påvises i andre kalka og nærliggende elver på Sørlandet.

Kalkingen har resultert i at vannkvaliteten innenfor vassdraget vurderes som tilfredsstillende. Det påvises ikke aluminium på gjellene til parr om høsten (DN rapporter FoU). Det kan i perioder påvises moderate til lave konsentrasjoner av Al på gjellene om våren (Kroglund m.fl., 2007). Denne akkumuleringen er likevel ikke på et nivå som antyder kritiske forhold for overlevelse fra egg til smolt, men kan i perioder være på et nivå hvor en svak reduksjon i sjøoverlevelse ikke kan utelukkes. Gjelle-Al konsentrasjonene kan likevel ikke forklare lav fangst av laks (Kroglund m.fl., 2007). Mangelfull kalking, eller svikt i kalkingsstrategien vurderes derfor som mindre sannsynlige årsaker ettersom all dokumentasjon tyder på at vannkvaliteten i elva har vært tilfredsstillende siden 1996. Dette inkluderer også den kontinuerlige pH overvåkingen (v/Nes verk).

Det er ikke utarbeidet gytebestandsmål for Storelva (brev fra FM-AA; 2007). Det foreligger således ikke noe offisielt estimat av hvor stor gytebestanden i dette vassdraget skal være for at bestanden skal klassifiseres som "svært god" eller "god". Det er utført en grov beregning av et mulig produksjonsnivå i Kroglund m.fl., (2007). Ettersom laksefangstene i elva er <100 kg synes det rimelig sikkert at det fanges betydelig mindre laks enn det som kan forventes i en elv av Storelvas størrelse. Laksebestanden klassifiseres derfor som "svært dårlig". Det fanges mer sjøørret enn laks. Dette avviker fra fangstfordeling i andre Sørlandselver. I elva er imidlertid tettheten av laksunger høyere enn av ørretunger. Det registreres også mer laks enn ørret i smoltfella om våren. Det er således også her et misforhold mellom fordeling av ungfisk i forhold til fangst av voksen fisk. Dette kan indikere en overdødelighet fra smolt til voksen fisk hos laks. Denne dødeligheten må inntreffe utenfor selve vassdraget; dvs. etter smoltifisering. I denne livsfasen har de to artene ulik utvandringssatferd og vil normalt vandre til ulike områder. Mens laks skal ut i havet, vil sjøørret i stor grad holde seg nærmere land og nærmere opprinnelseselv. På grunn av ulike oppvekstområder møtes de to artene av ulike trusler i sjøvann. Hvis laksen fra Storelva belastes av en "hav-basert" trussel er det vanskelig å forstå hvorfor laks fra andre elver på Sørlandet ikke også belastes i samme grad. Det er derfor rimelig å knytte lav laksefangst til mer lokale forhold i elva, eller forhold i det utenforliggende fjord- og kystvannet.

Tidligere er trusler fra gjedde, H₂S i Songevatn og reguleringen ved Nes verk vurdert som mindre sannsynlige årsaker til redusert fangst av laks. Alle disse faktorene påvirket vassdraget også før laksebestanden ble redusert utover 1900-tallet (Kroglund m.fl., 2007).

Er oppgangen av laks i Storelva så lav som fangstene antyder? Lav fangst kan skyldes at fangststigningen er lav. Denne forklaringen er ikke uten videre rimelig ettersom det fanges relativt bra med sjøørret i elva. Det er imidlertid mulig å fiske selektivt på sjøørret og således underrepresentere forekomsten av laks. Det antas likevel at hvis fiskerne hadde fått tilfeldige laks ville dette ha sporet til en økt fangststigning etter laks, og således økte fangstantall. Lav fangststigning etter laks vurderes derfor som en mindre sannsynlig årsak. Antall gytefisk i elva bør uansett utredes i mer detalj da det ikke kan utelukkes at oppgangen er større enn det fangstene antyder. Basert på dagens fangst av laks er det

sannsynlig at vassdraget har et lavere innsig av laks enn det man har grunn til å forvente. Det påvises årlig laks i registreringskammeret ved Fosstveit, og det observeres også gytefisk i området mellom Fosstveit og elvemunningen. Antallet og omfanget her er ikke vurdert. Foruten denne dokumentasjonen er produksjon av lakseunger og fangst av utvandrende smolt om våren i seg selv et godt bevis på at laks gyter i vassdraget. Selv om gytebestanden er tilsynelatende er lav, kan smoltproduksjonen likevel være mer normal ved at den relative overlevelse fra egg til smolt øker med redusert konkurranse (færre egg deponert). Så selv om bestandsstyrken i Storelva er redusert, trenger ikke dette bety at smoltproduksjonen er redusert i tilsvarende grad.

Lav fangst av laks kan skyldes at sjøoverlevelsen fra smolt til voksen laks er redusert. Redusert sjøoverlevelse knyttes vanligst til marine faktorer som sjøklimateperatur (temperatur) men også til ferskvannsfaktorer hvis disse påvirker smoltkvalitet (Kroglund og Finstad 2003; Kroglund mfl., 2007; Little mfl. 1993; Madsen mfl., 1997; Madsen mfl., 2004; Magee mfl., 2001; Olsen mfl., 2004). Det er lite sannsynlig at marint klima påvirker Storelva selektivt relativt til andre vassdrag på Sørlandet. Det er heller ikke andre sjørelaterte trusler som uten videre kan benyttes for å forklare den lave forekomsten av voksen laks i Storelva. Ut fra argumentene her og over synes det mindre sannsynlig at årsaken til redusert fangst av laks kan knyttes til forhold i selve vassdraget. Ettersom Storelva avviker i utvikling fra andre elver i regionen antas det at "faktorer" som påvirker alle bestander (i havet) også kan utelukkes. Da gjenstår brakkvanns- og kystområdene.

Fra oppdrettsnæringen er det kjent at aluminium blir giftig i brakkvann og kan resultere i stor dødelighet (Bjerknes m.fl., 2003). Kilden til aluminium er da i ferskvann. I ferskvann foreligger aluminium på en rekke tilstandsformer, hvor kalking (pH-økningen) igangsetter en prosess hvor de formene av Al som var giftige for fisk transformeres til ufarlige former. I kontakt med sjøvann remobiliseres Al fra disse, samt fra kolloide former av Al, til former som er akkumulerbare på fiskegjeller. Slike observasjoner er gjort hyppig utenfor Kvina (Vest-Agder) og i Osterfjorden og i Masfjorden (begge i Hordaland). Økt dødelighet i smoltproduksjon er påvist når sjøvann benyttes til å ioneregulere humøst ferskvann (Rosseland pers. medd.). Erfaringsmessig er gifteffektene fra Al størst i brakkvann med saltinnhold fra 2 til 10 ‰.

Det er påvist økte Al-konsentrasjoner på fiskegjeller fra villaks (postsmolt) ved tråling etter postsmolt (Bjerknes og Kroglund, 1999), i forsøk (Teien, et al., 2006) og i *in situ* eksponeringer utført i brakkvann. Slike eksponeringer er utført omkring Osterøy, Lygndalsfjorden og i Hardangerfjorden (Kroglund m.fl., 2007). Det ble påvist forhøyede metallkonsentrasjoner i alle fjordene med unntak av Hardangerfjorden. Disse forsøkene har imidlertid ikke påvist noen omfattende dødelighet og gir ikke i seg selv støtte til at utvandrende smolt skades. Samme konklusjon trekkes ut fra fjordeksponeringer av postsmolt i Storelva i 2003, 2005 og 2006 (Kroglund m.fl., 2007;). Hvis villaks samtidig vandrer med en forventet hastighet på ca. 1,2 kroppslengder pr sek. vil fisken bevege seg vekk fra belastende fjordarealer i løpet av relativt kort tid (timer/dager). Eksponeringsvarighet vil være knyttet til det areal av en fjord som har "belastende" brakkvann. Belastningsvarigheten blir uansett kort i forhold til det oppdrettsfisk eksponeres for. Dette gjør det mer usikkert om Al i brakkvann er en reell trussel mot villaks. En vesentlig forskjell mellom villfisk og oppdrettsfisk er også at sistnevnte står i steng og er således beskyttet mot sekundære trusler (for eksempel det å bli spist). Effekter på fluktnespons og immunologi trenger ikke påvirke oppdrettslaks like kraftig som villaks. Det er samtidig kjent at vandringsatferd (villighet til å vandre) påvirkes negativt av mange miljøgifter og metaller, hvor responsene kan opptre ved doser som ikke gir entydige fysiologiske effekter eller dødelighet.

Våren 2005 ble det observert "svimete" villsmolt i Songevatn. På dette tidspunktet hadde innsjøen en saltholdighet på ca. 4 ‰ (Kroglund m.fl., 2007). Sviming er ikke normalatferd til villsmolt under vandring; tvert imot vil frisk smolt aktivt vandre raskt ut fra ferskvann til saltvann (McCormick et al., 1998). Hvis dette ikke var et enkelttilfelle, kan det tenkes at en Al-belastning i brakkvann påvirker atferd mer enn fysiologi. En slik atferdsendring kan påvirke postsmoltoverlevelse, enten ved at fisken blir spist (mangler fluktnespons) eller ved at den når fullstyrke saltvann og kyststrømmen utenfor

smoltvinduet (McCormick m.fl. 1998). Mens smolt utsatt for episodisk forsuring i ferskvann vandrer normalt i elva (Kroglund et al., 2007) er det påvist vandringsavvik i brakkvann (Magee et al., 2003). En liknende mekanisme kan tenkes å opptre hvis belastningen er i brakkvann.

NIVA, NINA og UMB søkte i 2007 DN om tilskudd til å belyse sammenhenger mellom fysiske og kjemiske forhold i Storelva og i fjorden utenfor og om disse faktorene kunne påvirke smoltvandring. Det ble gjennomført en rekke delprosjekter i 2007, og denne rapporten samler mye av informasjonen/data som ble innsamlet i forbindelse med disse.

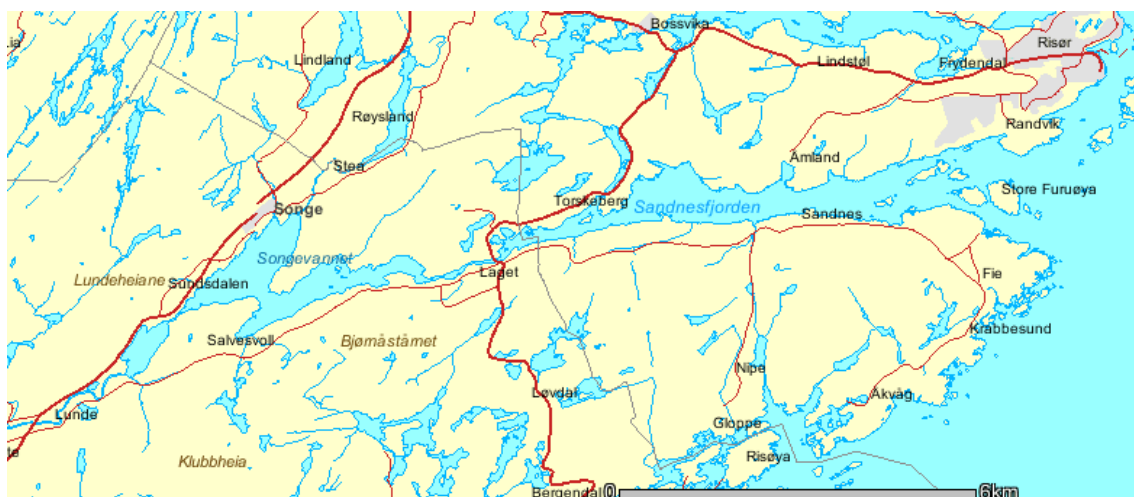
2. Områdebeskrivelse og topografi

2.1 Områdebeskrivelse

Forsøksområdet strekker seg fra elvemunningen av Storelva og ut til de ytterste øyene i Sandnesfjorden (**Figur 1**). Hele vassdraget inklusivt delfelt til Sandnesfjorden er på 551 km². Det er da inkludert et delfelt til Haugselva (018.3A2Z) som ikke sorterer til dette vassdraget i henhold til REGINE, men som bidrar med vann til Songevatn i henhold til D. Matzow (Kroglund m.fl., 2007).

53 % av arealet til Storelva er oppstrøms kalkdosereren ved Hauglandsfossen. Kalkingsanlegget er dimensjonert til å kunne avgifte nedenforliggende vanntilførsler. Viktige delfelt nedstrøms Hauglandsfossen er områdene omkring Ubergsvatn (8 % bidrag), områdene fra Ubergsvatn til Nes verk (10 % bidrag) og bidragene fra Skjerka og Strengselva (21 % bidrag). Alle disse områdene har sin unike vannkjemi, men med unntak av Skjerka er ikke vannkjemien analysert i dette prosjektet. Det er tidligere kjent at enkelte av sidegrenene tilsynelatende er upåvirket av forurening (Strengselva), mens andre kan bidra med surt vann (Skjerka). Da vannføringen ut av Vegår kan være lav i perioder med lite nedbør, kan det prosentvise bidraget til vannføringen på anadrom strekning (den delen av elva som har laks) fra områdene nedstrøms Hauglandsfossen være større enn det arealet tilsier. Dette vil helst inntreffe når det kommer lokale regnbyger etter perioder med lite nedbør, eller tidlig i større nedbørepisoder. Under slike forhold kan det tenkes at sidebekkene nedstrøms dosereren får et relativt økt vannbidrag og dermed relativt økt innvirkning på vannkvaliteten i nedre delene av Storelva. Den kontinuerlige pH-loggeren ved Nes verk vil påvise tilførsler av surt vann (episoder) oppstrøms målepunktet, men ikke sure vanntilførsler nedstrøms målepunktet (f.eks. nedstrøms Skjerka). Det er ikke påvist slike episoder eller blandsoner i fiskeforsøk utført i nedre del av elva (Kroglund m.fl., 2007a).

Storelva bidrar med 74 % av nedbørfeltarealet til Sandnesfjorden. De viktigste områdene som kommer i tillegg til Storelva drenerer inn i nordsiden av Songevatn (Steavassdraget) Det lokale nedbørfeltet omkring Sandnesfjorden bidrar kun med 4 % av det samlede arealet. Disse siste områdene er små og vurderes her som lite viktige for vannkvaliteten i Sandnesfjorden. Vannkvaliteten i Steavassdraget vil derimot kunne påvirke vannkvaliteten i Songevatn.



Figur 1. Oversiktskart over forsøksområdet, fra Songevatn i vest til munningen av Sandnesfjorden i øst. Kart fra NVE-Atlas.

2.2 Topografi

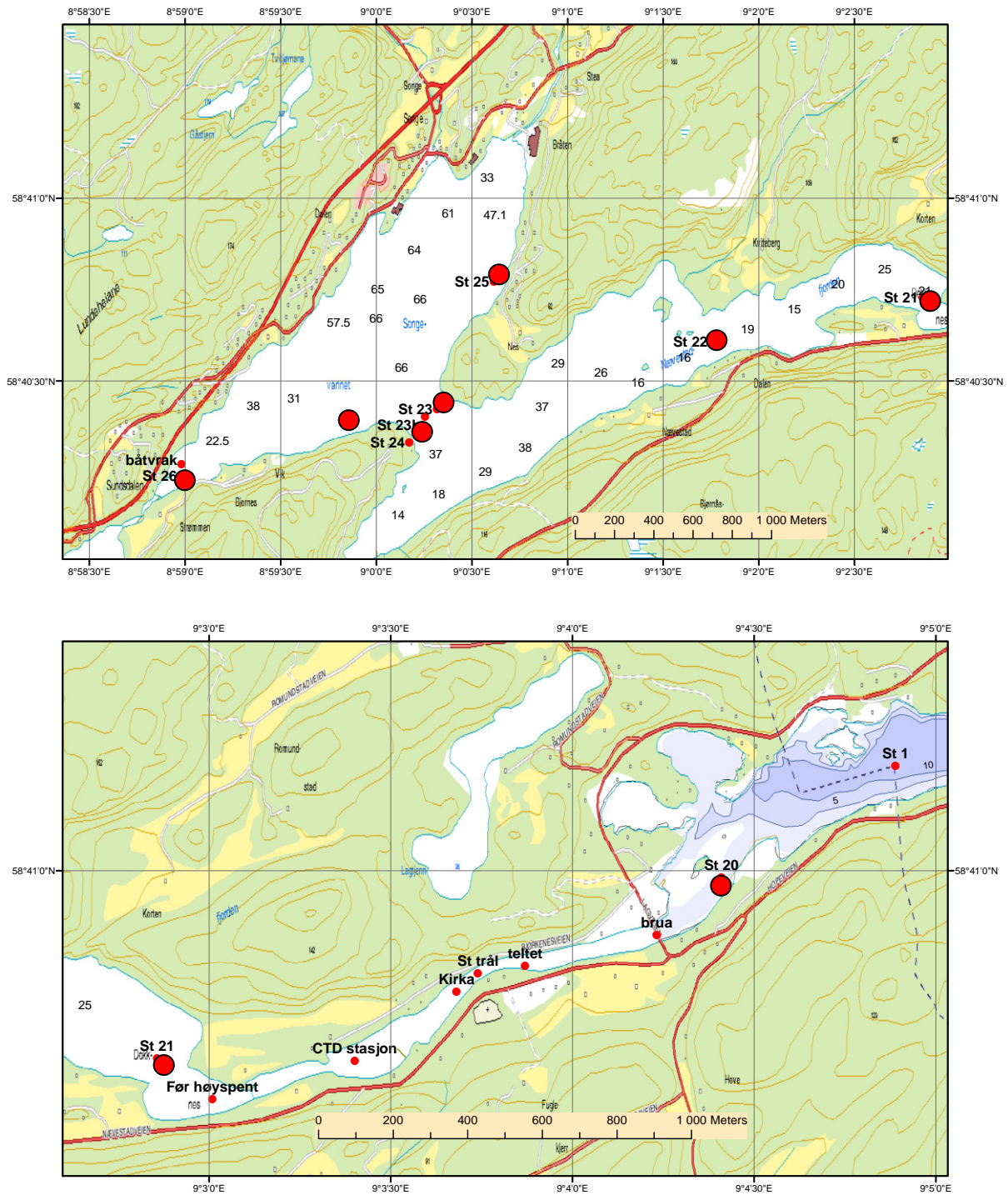
Storelva munner ut i Songevatn, som igjen munner ut i Nævestadfjorden (**Figur 2**). Disse to bassengene er forbundet med et 230 m bredt sund uten noen terskel, dvs. at det er åpent ned til 40-45 m. Oppholdstiden i de respektive bassengene avhenger av ferskvannstilførsel, men også av saltvannstilførsel. For prosjektet var det viktig å få fastslått hvilke forhold som bestemte saltvannstilførselen til- og saltinnholdet i Songevatn og Nævestadfjorden. Noen nøkkelopplysninger om topografien er gitt i **Tabell 1**. For de innerste bassengene er volumer anslått ut fra oppmålte dyp under feltarbeidet i 2007. For Sandnesfjorden er volumer beregnet ut fra sjøkart.

Nævestadfjorden står i forbindelse med Sandnesfjorden utenfor Lagstrømmen. Lagstrømmen er en ca. 1,5 km lang "kanal", hvor bredden varierer fra 100 til 20 m (**Figur 2**). Terskeldyp er ca. 3 m, bedømt ut fra STD-profiler i strømmen. Det minste strømtverrsnittet er anslått til 40 m². Overflatearealet av Lagstrømmen er ca. 0,06 km².

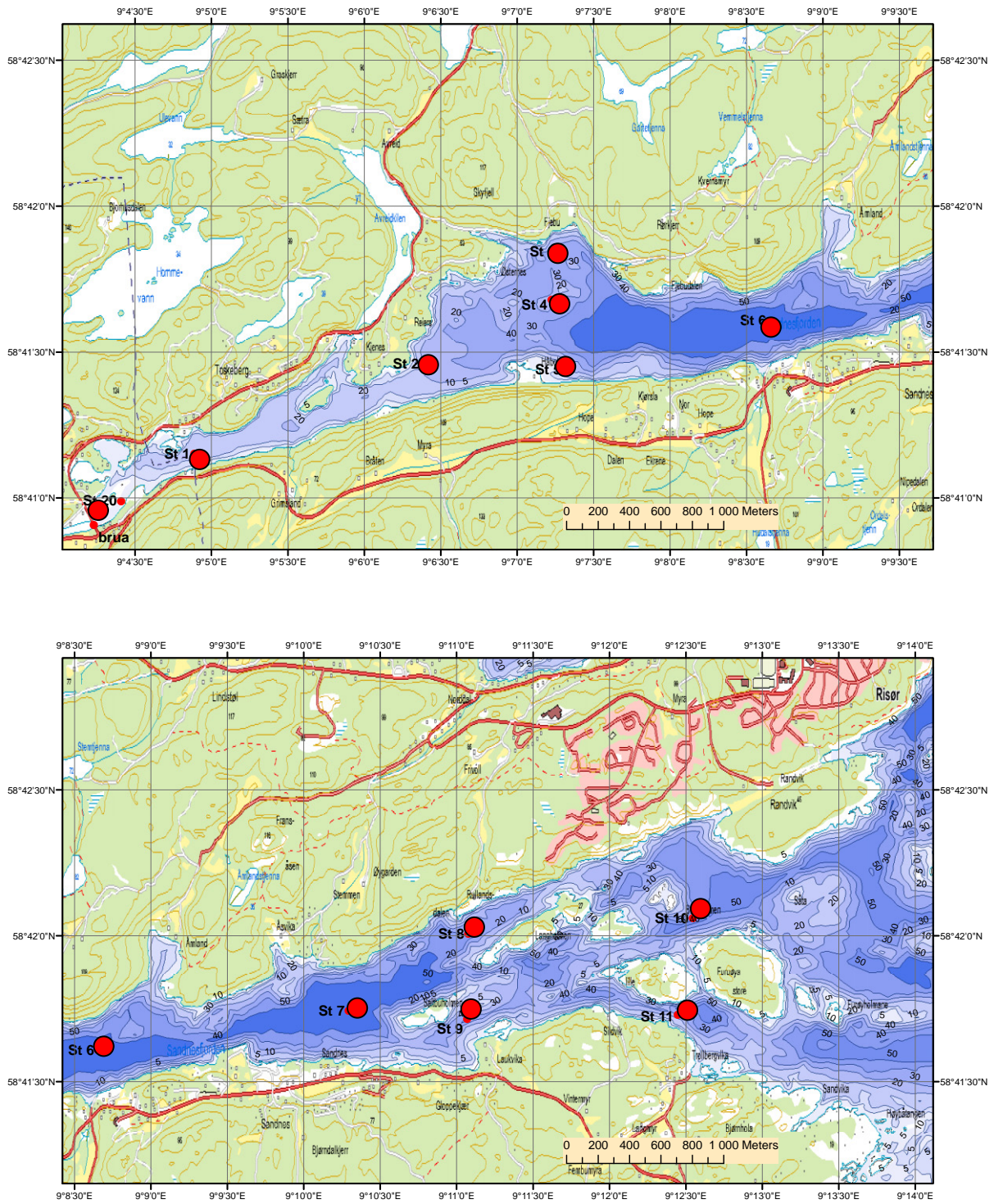
Sandnesfjorden er en langstrakt fjordarm med største dyp på 65-70 m (**Figur 3**). I den ytre delen rett sør for Risør, er det et grunnere område med flere øyer, den dypeste forbindelsen ut til kystvannet ligger på sørsiden av øyene og har et terskeldyp på 25-30 m.

Tabell 1. Noen nøkkelopplysninger om topografien i Songevatn, Nævestadfjorden og Sandnesfjorden.

		Songevatn	Nævestadfjorden	Sandnesfjorden
Overflateareal	(km ²)	1.25	1.2	4.3
Maksimalt dyp	(m)	66	38	65 – 70
Volum 0 til 5 m dyp		6	5	
Volum 0 til 10 m dyp	(mill.m3)	11	10	
Totalt volum		42	19	



Figur 2. a) Kart over Songevatn og Nævestadfjorden med oppmålte dyp (m) og hovedstasjoner for hydrografi. b) Kart over Lagstrømmen med alle målestasjoner, inkludert de som ble brukt 1. juni.



Figur 3. Kart over Sandnesfjorden med alle målestasjoner for hydrografi.

2.3 Graving i elva v/Fosstveit

Ellevannet var blakket 7. mai, som følge av graving ved Fosstveit. Denne gravingen ble stanset etter pålegg fra Fylkesmannen samme ettermiddag. Graving ble deretter først igangsatt etter 1. juni, dvs. etter at forsøksperioden var avsluttet. Betydningen av gravingen er vurdert i forhold til gjelle-Al (målt på St. 3; Skjerka, i kar plassert i elvemunningen, samt i en forsøksrigg) og ved å se på turbiditetsverdiene i Songevatn.

Økt partikkeltransport var svært tydelig på St.3 Skjerka; (se bilde; **Figur 4**). påvirkningen var mindre entydig i elvemunningen (nedstrøms Lundevatn) og kunne knapt observeres i Songevatn. Lundevatn bidro mest sannsynlig til å dempe tilførselen gjennom fortykning og sedimentering.



Figur 4. Partikler v/Skjerka 7. mai 2007. Vannet er tydelig påvirket av partikler fra gravingen oppstrøms.

Gravingen er den mest sannsynlige årsaken til høye verdier av gjelle-Al og gjelle-Fe på St.3 Skjerka 7. mai og svakt forhøyde verdier i et karforsøk utført ved Strømmen 8. mai (henholdsvis 206 og 30 $\mu\text{g Al}\cdot\text{g}^{-1}$). Ettersom nivåene avtok med økt avstand fra kilden og med tid etter at gravingen ble stanset, er det rimelig å anta at disse effektene skyldtes gravingen. Gravingen kan også forklare "lave" $\text{Na}^+\text{K}^+\text{ATPase}$ verdier hos fisk prøvetatt i eksponeringsbur i elva og i et karforsøk utført tidlig i mai (rapporteres ikke her). Basert på dette konkluderes det med at gravingen påvirket smolt i elva, men hadde mindre effekt på smolt eksponert i vann nedstrøms Lundevatn.

Hvis partikkeltransporten hadde stor innvirkning på vannkvalitet i Songevatn burde dette kunne påvises gjennom måling av turbiditet. Det ble ikke påvist økt turbiditet i overflatevannet. Verdiene var <1 FTU ned til ca 8 m dyp både 27. april, 6., 8., 11. og 24. mai, på alle stasjoner i området fra Strømmen til Nævestadfjorden. Turbiditeten økte fra overflatenivå til verdier omkring 8 FTU på 8 til 10 m dyp alle datoer. Denne økningen med dyp kan tilskrives partikler som svevde i vannlagene under sprangsjiktet i vann med saltholdighet ca. 25 ‰. Disse hadde mest sannsynlig ikke sitt opphav i gravingen ettersom de også ble påvist 24. april.

Ut fra dette forventer vi ikke at gravingen var avgjørende for gjelle-Al og gjelle-Fe verdiene og fiskens helsetilstand (knyttet til aluminium) i nedre del av Storelva eller i utenforliggende fjorder våren 2007. Forskjeller fra bakgrunnsnivå til nivåer målt i brakkvann tilskrives derfor forhold i fjorden og ikke gravingen ved Fosstveit.

3. Metoder

3.1 Vannføring/temperatur

Vannføring og temperatur måles kontinuerlig ved Hauglandsfoss (DN driftskontroll). I modelleringsarbeidet var det nødvendig å etablere et mål for vannføring ut av Storelva. Avrenningen i området er i henhold til NVE (avrenningskart over Norge, 1987) mellom 25 og 30 L s⁻¹•km², med de høyeste verdiene oppstrøms Hauglandsfossen. Omkring Songevatnet er avrenningen 20 L s⁻¹•km². Hvis vi for enkelthet skyld antar at avrenningen er lik i hele området, vil delfeltene til Storelva oppstrøms Hauglandsfossen bidra med 40 % av vanntilførselen til Songevatn, mens delfeltet mellom Hauglandsfossen og utløpet av Lundevatn bidrar med ca 35 %. Dette innebærer at det er en nær dobling av vannføringen fra Hauglandsfossen til Songevatnet. For å få et relativt mål for vannføring ut av Storelva er vannføringen målt ved Hauglandsfossen ganget med 2. Denne faktoren vil korrigeres når korreksjonsfaktor foreligger (R. Høgberget, pågående datainnsamling).

For å estimere ferskvannsbidraget ut gjennom Lagstrømmen må en også korrigere for all avrenning direkte til Songevatn og Nævestadfjorden. Ut fra arealangivelsene i kap. 2.1 og tallene for spesifikk avrenning ovenfor kan det være rimelig å gange vannføringen ved Hauglandsfossen med en faktor ca. 2,2 for å estimere denne ferskvannsfluksen.

KORREKSJON TIL ESTIMATER I RAPPORTEN

I ettertid (fra 2009) har det vist seg at gangefaktorene vi har benyttet til å estimere vannføring ut av Storelva må være feil. NVE-stasjonen Lundevatn som ble etablert i 2008 har vist at korreksjonsfaktoren fra Hauglandsfossen til utløpet av Storelva kun er på 1,27. Vi har her valgt å ikke endre beregningene i denne rapporten da dette vil være et omfattende arbeid. Vannføringsverdier ut av Storelva vi har operert med i denne rapporten kan midlertidig "korrigeres" til mer korrekte verdier ved å multiplisere de oppgitte verdiene med 0,64.

Ferskvannsfluksen gjennom Lagstrømmen vil også være feil av samme årsak som over. Dette har betydning for de nivå av vannføring som skiller mellom forhold hvor det kun går en ferskvannsstrøm i Lagstrømmen til de vannføringsnivåene hvor vannstrømmen kan gå begge veier (ferskvann & saltvannsstrøm). Vannføringsverdier gjennom Lagstrømmen kan midlertidig "korrigeres" til mer korrekte verdier ved å multiplisere de oppgitte verdiene med 0,67.

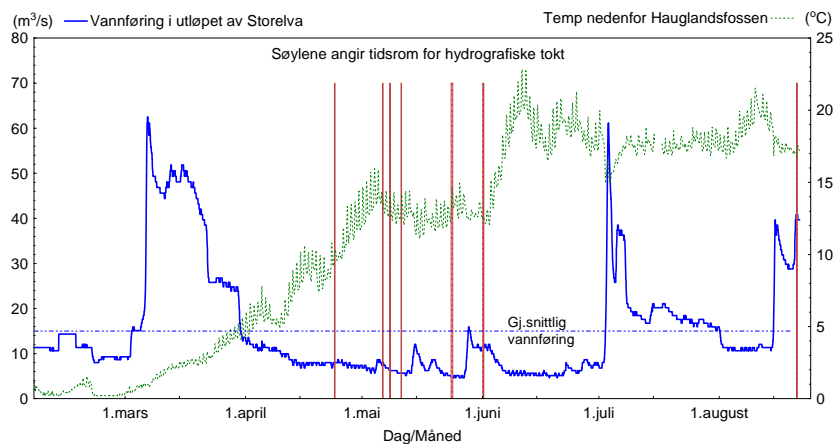
3.2 Oseanografiske metoder

Til beskrivelse av hydrografiske forhold er det benyttet en STD av type SAIV. Dette er en multifunksjonslogger som registrerer tid, vanddybde over måleren (som trykk), temperatur, saltholdighet og turbiditet, samt fluoresens som et mål på klorofyll i planteplankton. En gjennomgang av data med sammenligning av målinger på vei ned og opp viste at data måtte justeres for en tidsforsinkelse på ca. 0,8 sekunder i salt og temperatur for å få overensstemmelse mellom opp/ned profilen. Dette er gjort i de resultatene som er vist i rapporten. Sammenligning av profiler mellom stasjoner eller over tid avslørte også korte perioder med feil i registreringene, alle i senkefase, mens målingene ved heving ikke hadde noen slike avvik. Det er derfor valgt å bruke data fra hevingsfasen, med dypet justert ut fra en tidsforsinkelse på 0,8 sekunder for saltholdighet og temperatur. Alt materialet, både rådata og korrigerede utvalgte data, er lagret i egen database ved NIVA.

Vertikalprofiler av hydrografiske data ble samlet inn fra en serie stasjoner på 7 tokt (**Figur 5**). Stasjonene er vist i **Figur 2** og **Figur 3**, og en oversikt med nærmere beskrivelse er gitt i vedlegg.

Tabell 2 viser en oversikt over toktene, med summarisk informasjon om tidsrom og andre forhold av betydning. Tidsrommene er angitt ved norsk lokal sommertid, dvs. UTC+2 timer. STD-loggeren ble satt ut under brygga på Strandene i Lagstrømmen 25. mai klokken 10:05 i fast høyde i forhold til bryggekant. Målinger ble lagret hvert 5. minutt over en uke. Før dette ble variasjon i saltholdighet logget med en WTW saltholdighetsmåler. De fleste målingene i Lagstrømmen er gjort i nærheten av tidspunktet for lavvann eller høyvann, dvs. at netto vannfluks ut gjennom Lagstrømmen vil være nokså nær ferskvannsavrenningen til Songevatn/Nævestadfjorden.

Ved toktet 24. mai ble det gjort en mer detaljert kartlegging av forholdene ved utløpet av Storelva, med måling i et antall profiler innenfor en avstand på noen få hundre meter fra utløpet. Ved toktet 1. juni ble det målt på flere steder i Lagstrømmen for også her vurdere lokal variasjon i strømforhold og saltholdighetsgradienter.



Figur 5. Toktdatoer (røde vertikale strek) hvor STD er benyttet. I figuren er vannføring og temperatur i Storelva inkludert for å illustrere hvilke fysiske forhold målingene er utført under.

Tabell 2. STD-data samlet inn på 7 tokt i perioden april til august 2007. Tabellen viser en oversikt over toktene, med summarisk informasjon om tidsrom og andre forhold av betydning. Tidsrommene er angitt ved norsk lokal sommertid, dvs. UTC+2 timer.

Dato mm-dd	Tidsrom	Tidsrom for måling i/ved Lagstrømmen	Hovedretn. for rekkefølge på stasjoner	Vannstandsfasen i kystvannet ¹
24. april	9:50 – 12:10	10:45 – 11:00	utover i fjorden	Siste fase av stigende vannstand, fra -3 til +13 cm i løpet av toktet. <i>Måling i Lagstrømmen 1.5-2.0 time før høyvann, ved +6 til +8 cm (høyvann 14 cm)</i>
6. mai	19:30 – 21:20	20:43 – 20:57	innover i fjorden	Rett før og rundt høyvann (maks. kl. 20.55) <i>Måling i Lagstrømmen ved høyvann</i>
8. mai	16:34 – 17:50	16:54 – 17:15	utover	Bare 5 stasjoner. Etter lavvann kl. 14:30 med 10 cm, målinger i første fase av stigende vannstand, fra +13 til +14 cm i løpet av toktet. <i>Måling ved Lagstrømmen 2.t timer etter lavvann, ved vannstand +13 cm</i>
11.mai	12:58 – 15:33	13:53 – 14:05	innover	Toktet starter ved høyvann: +26 til +25 cm fra kl.13 til 14:10, deretter svak senkning til 19 cm ved slutten av toktet. <i>Måling i Lagstrømmen i rett i etterkant av høyvann.</i>
24.mai	10:51 – 11:35 15:40 – 20:17	17:08 – 17:31	ved elveutløp Innover i fjorden	Øker fra +1 til +10 cm (<i>videre til +19 cm kl. 13:20</i>) Synker fra +5 cm til -9 cm kl. 18:20, deretter begynnende økning til -4 cm kl. 20:20. <i>Måling i Lagstrømmen 1 time før lavvann</i>
1.juni	14:58 – 20:21	17:14 – 18:05	innover	Øker fra -12 cm til +4 cm kl.18:50, avtar til -5 cm kl.21:20. <i>Måling i Lagstrømmen 2 til 1 time før høyvann</i>
21.aug.	09:52 – 13:23	10:58 – 11:19	utover	Øker fra -5 cm til +6 cm kl. 11:50, høyvann til 12:50 og så svak reduksjon til +4 cm kl. 13.20. <i>Måling i Lagstrømmen ca. 1.5 timer før høyvann</i>

3.3 Kjemianalyser

I prosjektet benyttes både egne vannprøver, samt vannprøver innsamlet for kalkingsovervåkingen samt DN-vannkjemikontroll. Alle hovedioner er analysert i henhold til akkrediterte protokoller ved de respektive analyseinstitusjoner.

Kalkingsovervåkingen (til juni 2006): NIVA

Kalkingsovervåkingen (fra juni 2006): Aquateam (Al analyseres fortsatt ved NIVA)

DN-vannkjemikontroll: 2007 data (egen dataserie hos DN)

2007-enkeltdata samt Al fraksjoner: UMB

Som følge av flere dataleverandører er det i prosjektet benyttet flere metoder for bestemmelse av Al og dets fraksjoner. I ferskvann er Al fraksjonert ved bruk av PCV metoden (pyrekatekolviolett; standard metode ved NIVA). For å få informasjon om endringer i fordeling av Al- og DOC-fraksjoner etter innblanding av sjøvann ble det i 2007 benyttet *in situ* metoder utviklet ved UMB. Denne består i en *in situ* størrelse- og ladningsfraksjonering av vann (Teien et al., 2006a). Ulike størrelsesfraksjoner ble bestemt ved å filtrere vannet gjennom 0,45µm membranfiltre og 10kDa ultrafiltre (Amicon H1P10-20 hullfibre). For å få informasjon om reaktivitet og ladning av Al ble det benyttet ionekromatografi (Chelex 100) og hvor Al ble ekstrahert (8-hydroxyquinoline) i felt (**Figur 6**). I sjøvann er Al bestemt etter protokoller satt opp for henholdsvis ferskvann og sjøvann. (se vedlegg A;

¹ Relativt til middelvannstand, Kilde <http://vannstand.statkart.no/skjema.php>

Fraksjoneringsmetoder *in situ* – Al.).

Vann ble fraksjonert på fire tidspunkt i tilknytning til prøvetaking av fisk (**Tabell 3**). En mer forenklet prosedyre ble benyttet 1. juni. I tilknytning til *in situ* fraksjonering ble det samtidig målt pH, saltholdighet og temperatur (WTW multi 340i, polylyte lab pH elektrode og TetreCon 325 konduktivitetsprope) på 0,2 og 1,5 m dyp.

Prøver ekstrahert i felt utviklet en fargeendring under lagring som medførte at konsentrasjonen av Ala og Alo ble overestimert og ikke kunne benyttes. Det er imidlertid antatt at alle prøvene ble påvirket likt gjennom den samme lagringen og at dette derfor ikke påvirket de relative forskjellene mellom prøvene. Fargeendringen er trolig et resultat av lang lagring av prøven ved høy temperatur i felt før transport til laboratoriet og måling med spektrofotometer.

Tabell 3. Lokalitet og dato hvor Al og TOC er fraksjonert *in situ* i ferskvann og i brakkvann i 2007.

2007 Stasjonsliste	St. kode	<i>In situ</i> fraksjonering
Utløp Sveaelva		6, 11, 24 mai
Utløp Storelva	St.4	6, 11, 24 mai
Strømmen	St. 4/ Son.1	6, 11, 24 mai og 1 juni
1. tillegg		24 mai og 1 juni
2. tillegg		11, 24 mai og 1 juni
Doknes	St. 5/Son.2	6, 11, 24 mai og 1 juni
Strandane	St.6/San.1	6, 11, 24 mai og 1 juni
Listrand	San.2	6, 11, 24 mai og 1 juni
Hopestranda	St.7/San.3	6, 11, 24 mai og 1 juni
Sand.camp.	St.8/San.4	6, 11, 24 mai og 1 juni
Store Fureøy	St.9/San.5	6, 11, 24 mai og 1 juni



Figur 6. Bilder som illustrerer *in situ* fraksjonering av Al fra båt (Foto: F. Kroglund).

3.4 Smoltfelle

Fella ble som i tidligere år røktet av Jim Güttrup, Tvedestrand kommune. Det ble i 2007, som i 2006, benyttet en smoltfelle av type smolthjul (**Figur 7**). Fella ble satt ut 25. april 2007 på utløpet av Storelva. Fella måtte i 2007 dras noe høyere opp i strømmen enn i 2006 på grunn av lavere vannføring. Det ble fanget smolt allerede 1. fangstnatt. Fangsten ble artsbestemt og talt opp. Fisken ble deretter sluppet fri. En gang i uka ble det tatt ut fisk for analyse av gjelle-metall og gjelle-ATPase.



Figur 7. a) typisk fellefangst, b og c) felleplassering i 2007; d) felleplassering i 2006 er vist for sammenlikning av vannføring de to årene (Foto: F. Kroglund).

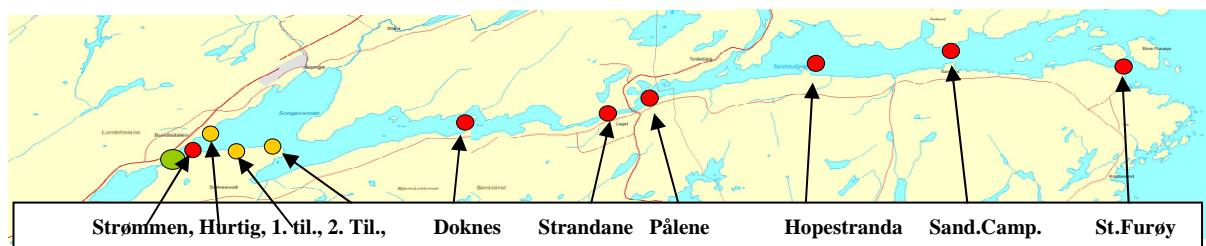
3.5 El-fiske

Det ble utført fiskeinnsamling for prøvetaking av gjelle-Al fire ganger vinteren/våren 2007. Fisket ble utført i området mellom Skjerka og Fosstveit og mellom Strengselva og Nes Verk. Fisken ble lengdemålt, og det ble tatt ut prøver for analyse av gjelle-metall. Fangstdatoer var 16. feb., 5. mar., 10. og 18. april.

3.6 Eksponeringsbur

Smolt ble eksponert i bur laget av syrefast stål (vaskemaskintromler med lokk). Burene er meget skånsomme for fisk og velegnet til formålet. Samme type bur er benyttet i alle eksponeringsforsøk siden 2005 (**Figur 8**). UTM posisjoner er gitt i vedlegg B. Det ble tatt gjelleprøver av fisk før utsetting på de respektive stasjonene. Disse verdiene representerer bakgrunns- eller startnivå for fisk eksponert på den enkelte stasjon. Disse verdiene er markert med eget symbol i figurene.

- **St.1-4;** Det ble el-fisket smolt til smoltstasjonene i elva den 18. april. Fisken ble holdt i bur ved Fosstveit frem til utsetting i elva 28. april. Burstasjonene var som i tidligere år; St. 1. Klova, St. 2. Lilleholt og St. 3. nedenfor samløpet med Skjerka og St. 4 Strømmen.
- **St. 5-9;** Smolt fanget i fangstfella 30. april ble benyttet på St.5. Doknes, St.6. Strandane, St. 7. Hopestrand, St. 8. Sandnesfjorden og St. 9. Store Furøy.
- **St. 4 & 5;** På St. 4 og St. 5 ble denne fisken erstattet med ny fisk fanget natt til 14. mai.
- **Ekstrastasjoner;** Det ble 14. mai etablert tre ekstra stasjoner. Første ekstrastasjon var 200 m utenfor smoltfella, andre ekstrastasjon var i overgangen mellom Songevatn Nævestadfjorden. Tredje ekstrastasjon var ved Pålene på utløpet av Lagstrømmen (Listranda). Det ble brukt smolt som var fanget i fella i løpet av uka forut.
- **Partikkel;** 5. juni ble det satt ut 2 stasjoner med fisk av Mandalslaks i et vann påvirket av partikler knyttet til pågående graving ved Fosstveit.



Figur 8. Burplasseringer i 2007. Røde prikker tilsvare burposisjoner benyttet i perioden 2003 til 2006. Gule prikker representerer nye stasjoner i 2007. Plassering av smoltfella er vist med grønn prikk. Kart fra NVE-Atlas.

3.7 Blod, gjelle-metall og gjelle- Na^+K^+ -ATPase

Fisk ble regelmessig prøvetatt for blodsalter, akkumulering av metall på- og i gjeller, samt saltreguleringskapasitet. Før prøvetaking ble fisken avlivet med et slag til hodet. Blodprøvene ble tatt med 1 ml kanyle satt i blodårene under ryggspylen.

All fisk som ble prøvetatt for blodinnhold ble først lengdemålt og veid. Blodprøver ble analysert med bruk av en I-STAT (ABBOTT) og analysekassett EC 8+. Metallakkumulering på fiskens gjeller ble analysert ved UMB etter standard metoder. Verdiene er oppgitt som: $\mu\text{g Al} \cdot \text{g}^{-1}$ gjelle tørrvekt (tv). Na^+K^+ -ATPase ble analysert ved UiB etter standard metode. De analyserte verdiene er oppgitt som: $\mu\text{mol ADP} \cdot \text{mg prot.}^{-1} \cdot \text{t}^{-1}$.

3.8 Radiomerking

3.8.1 Fangst og akustisk merking av laksesmolt

Til sammen 59 laksesmolt (39 ville smolt og 20 anleggsproduserte smolt) ble merket med akustiske sendere og satt ut der elva fra Lundevatn renner ut i Songevatn i mai 2007. Den ville laksesmolten ble fanget i et smolthjul (Figur 7), som normalt er en svært skånsom fangstmetode der den utvandrende molten stenges inne i et fangstkammer. For å sikre nok fisk til forsøket ble 80 laksesmolt av Mandal stamme hentet fra Finså klekkeri den 3. mai 2007, hvorav 20 ble merket. Den anleggsproduserte molten ble plassert i et 250 l kar med gjennomstrømmende vann fra Storelva. Den ville molten ble oppbevart separat i et tilsvarende kar i 0-9 dager før merking. For å unngå registrering av for mange merkede fisk ved lyttestasjonene samtidig (og problemer med kodekollisjoner), ble det merket og sluppet 20 smolt (10 ville og 10 anleggsproduserte) både 5. og 9. mai. Den 20. mai ble det i tillegg

merket og sluppet 19 ville smolt. Total kroppslengde hos den merkede smolten varierte mellom 14,9 og 19,7 cm for vill smolt og 16,9 og 19,7 cm for anleggsprodusert smolt.

Smolten ble merket med to forskjellige typer akustiske sendere. De fleste ville smolt fikk operert inn små sendere (7,3 mm Acoustic Smolt Transmitters, diameter 7,3 mm, lengde 18 mm, vekt i luft 1,9 g og vekt i vann 1,2 g, THELMA, Norge), mens de største ville og all anleggsprodusert smolt fikk operert inn litt større sendere (modell LP-9 SHORT, diameter 9 mm, lengde 23 mm, vekt i luft 3,7 g og vekt i vann 2,2 g, THELMA, Norge). Hos vill smolt var senderens vekt i vann gjennomsnittlig 4,2 % (fra 3,2 til 5,2 %) av fiskens vekt på land. Tilsvarende tall for anleggsprodusert smolt var 4,5 % (fra 3,0 til 5,9 %).

Senderne ble operert inn i bukhulen på fisken gjennom et kirurgisk snitt i buken. Før inngrepet ble fisken plassert i 3 minutter i et bedøvelsesbad (2 phenoxy-ethanol EEC No 204 589-7, ca 0,7 ml per l vann). Etter at fisken var bedøvet ble den lagt i en krybbe og dekket til med en våt mikrofiberklut slik at kun stedet der operasjonen ble utført var blottlagt. Senderne ble lagt inn gjennom det ca 10 mm lange snittet i bakre del av bukhulen på høyre side, ca 5 mm fra midtlinjen. Operasjonssåret ble lukket med to separate sting med spunnet permanent silke sutur (Etichon 5/0). Fisken ble også lengdemålt (total lengde) og veid. Etter at operasjonen var ferdig, ble fisken satt tilbake i oppbevaringskaret i 5-9 timer før den ble satt ut i elva. All fisk våknet raskt etter operasjonen og var i fin form ved utsetting. Fisken ble satt ut i Songevatn ved smolthjulet som fanget vill smolt. Merkebord og oppbevaringskar med mer er vist i **Figur 10**.

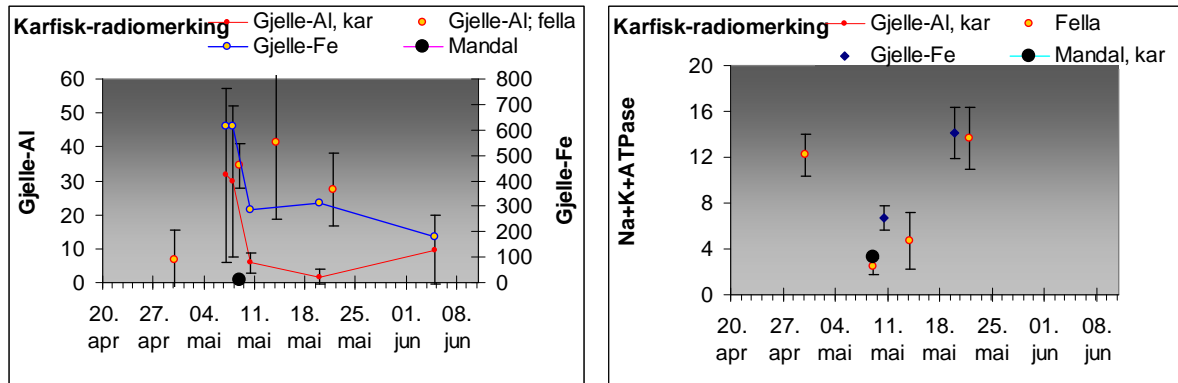
3.8.2 Smoltkvalitet

Både vannkjemi og håndtering kan påvirke smoltkvalitet. Kvaliteten til forsøksmaterialet er vurdert ut fra prøver tatt av umerket fisk eksponert i de samme karene som ”merket” fisk og i et karforsøk (samme tid som merking). Likeledes er prøver tatt av fisk i fangstfella samt fisk prøvetatt i St. 4; Strømmen inkludert i vurderingene. Hovedresultatene presenteres senere. Fisk representativ for den fisk som ble merket er presentert her for å beskrive forsøksmaterialet.

Gjelle-Al og gjelle-Fe nivåene målt i oppbevaringskaret var tilfredsstillende lave og antyder ingen påvirkning fra forsuret vann eller Al (**Figur 9a**). Nivåene var 7. og 8. mai likevel høyere enn for perioden som helhet, dog betydelig lavere enn det som ble målt på fisk eksponert i bur ved Skjerka samme periode (se kap. 5.3.4 for ytterligere diskusjon).

Måling av $\text{Na}^+\text{K}^+\text{ATPase}$ aktivitet hos villsmolt i kar antyder at denne fisken i liten grad var påvirket av forsuret vann eller graving. $\text{Na}^+\text{K}^+\text{ATPase}$ nivået var alltid >6 og normalt $>8 \mu\text{mol ADP}\cdot\text{mg prot.}^{-1}\cdot\text{t}^{-1}$ (**Figur 9b**). Fisk fra Finså klekkeri (Mandal) prøvetatt i kar tilført vann fra Storelva hadde lav aktivitet ($3,3\pm 1,7 \mu\text{mol ADP}\cdot\text{mg prot.}^{-1}\cdot\text{t}^{-1}$), mens aktiviteten målt på fisk ved klekkeriet var normal for smolt 27. april og 4. mai ($18,8\pm 9,7 \mu\text{mol ADP}\cdot\text{mg prot.}^{-1}\cdot\text{t}^{-1}$). Reduksjonen fra Mandalselva til Storelva tyder på en respons knyttet enten til transport eller til ferskvannet i Storelva. Villfisk i kar tilført samme vann som anleggsmolten hadde imidlertid høyere $\text{Na}^+\text{K}^+\text{ATPase}$ nivå (**Figur 9b**). Begge gruppene ble påvirket av gravingen, dog i en beskjeden grad sammenlignet med fisk i selve Storelva. Anleggsmolt vil ofte være mer robust enn villfisk, så årsaken til denne forskjellen er ikke opplagt, ei heller avklart. De lave $\text{Na}^+\text{K}^+\text{ATPase}$ aktiviteten til laksesmolt fra Mandal gjør at resultat fra denne fisken må tolkes med forsiktighet. Responser kan både skyldes dårlig smoltkvalitet, men også vannmiljø i fjorden.

$\text{Na}^+\text{K}^+\text{ATPase}$ -verdier i området $5-6 \mu\text{mol ADP}\cdot\text{mg prot.}^{-1}\cdot\text{t}^{-1}$ tilsvarer de nivå som i forsøk resulterte i en 30-50% reduksjon i marin overlevelse (Kroglund m.fl., 2007ab). Nivåene målt hos villfisk i kar var høyere enn dette. Selv om vi ikke kan utelukke en ”liten” effekt på sjøoverlevelse, vil ikke all smolt være belastet. Smoltkvaliteten synes ut fra dette å ha vært tilfredsstillende under merkingen 5. og 20. mai, med en mulig (svak) kvalitetsforringelse 9. mai. All merket fisk må benevnes som smolt ettersom de ble fanget under utvandring og at påfølgende oppholdsperioden i kar var kort (0 til 9 dager).



Figur 9. a) Gjelle-Al og gjelle-Fe ($\text{Al} \cdot \text{g}^{-1}$ gjelle tv) og b) $\text{Na}^+\text{K}^+\text{ATPase}$ ($\mu\text{mol ADP} \cdot \text{mg prot.}^{-1} \cdot \text{t}^{-1}$) verdier av fisk prøvetatt fra ferskvann i samme tidsperiode merkingen for telemetri pågikk.



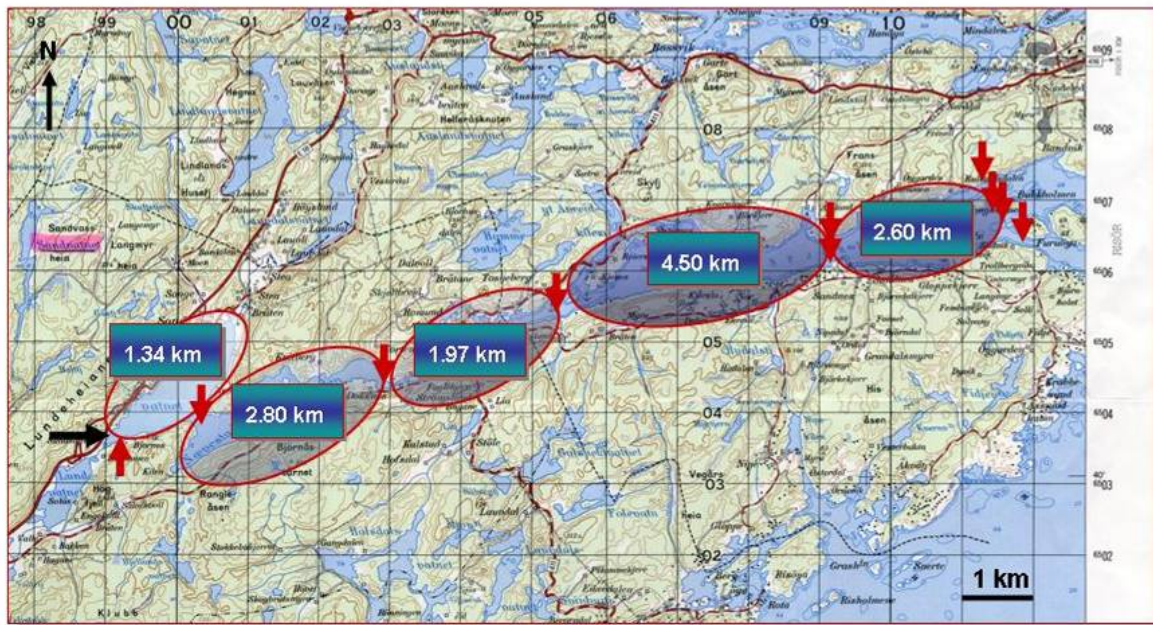
Figur 10. Bilder av kar benyttet til oppbevaring av fisk mellom fangst og merking (øverst til venstre), bilde av fisk prøvetatt for fysiologisk karakterisering (øverst til høyre), av merkeplassen (nederst til venstre) og av fisk ferdig merket i restitueringskaret (nederst til høyre) (Foto: F. Kroglund).

3.8.3 Registrering av merket smolt og bearbeiding av data

Etter utsetting ble fisken registrert 1) ved manuell peiling av hele Songevatn, og 2) ved bruk av automatiske lyttebøyer (VR2 mottakere, VEMCO Inc. Canada). Manuell peiling ble utført ved at en VR2 mottaker ble slept rolig etter båt gjennom hele Songevatn. Båtens posisjon og tidspunkt ble notert hvert 15. minutt. Teoretisk skal all fisk i Songevatn ha blitt registrert med en nøyaktighet på ca 400 m. Manuell peiling av Songevatn ble utført 19. og 31. mai 2007.

Automatiske lyttebøyer ble satt ut på seks steder langs smoltens utvandningsrute fra utsetningsplassen til havet (**Figur 11**). Dette gjorde at vandringshastigheten hos utvandrende smolt kunne beregnes nøyaktig for fem ulike soner; Songevatn, Nævestadfjorden, Lagstrømmen, indre del av Sandnesfjorden og ytre del av Sandnesfjorden. Lengden på sonene varierte fra 1,3 til 4,5 km (**Figur 11**). Lyttebøyene ble festet ca 3 m under overflaten i Songevatn, 2 meter under overflaten i Nævestadfjorden, og mellom 3-4 m under overflaten i Sandnesfjorden. Dybden ble bestemt etter hvor eksponert for sjøvann de ulike lokalitetene var. På skjermede utlegg forventes rekkevidden å være best nær overflaten. Lyttebøyene ble satt ut i sjøen 28. april 2007 og tatt opp 27. juni 2007.

Rekkeviddetester ble utført i Songevatn for å finne ut hvor langt unna lyttebøyene den merkede smolten kunne bli registrert. Under testen var det nesten vindstille, men vinden økte på til frisk bris. Bølgehøyden økte fra ca 15 cm til ca 90 cm med hvite skumtopper. Det var ingen forskjell i rekkevidde mellom de to typene sendere som ble benyttet. Begge sendermodellene ble registrert opp til 750 m unna, når mottakeren var plassert på 2 m dyp og senderne på 1,5 m dyp. Etter som vinden økte, ble rekkevidden redusert til ca 200 m.



Figur 11. Laksesmoltens utvandningsrute ble delt inn i fem soner ved å plassere automatiske lyttebøyer på seks forskjellige steder (røde piler). Svart pil viser utsetningsstedet for merket smolt. Avstandene er lengden på hver sone (avstand mellom lyttebøyene).

4. Resultat; smoltfelle i Storelva 2007

4.1 Smoltutvandring i 2007 i relasjon til tidligere år

4.1.1 Tidspunkt

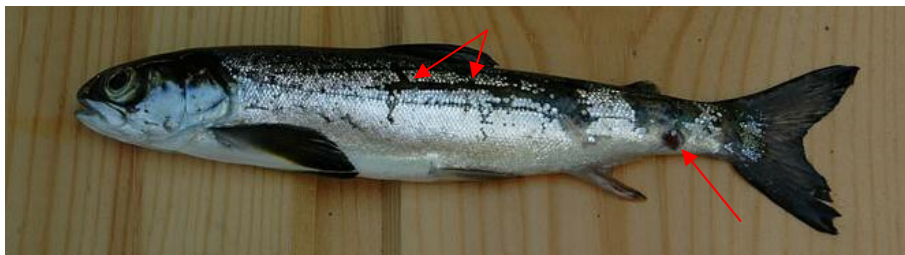
Smoltutvandring er undersøkt i 2005, 2006 og 2007. I fangstene inngår også ørret (*Salmo trutta*), sik (*Coregonus lavaretus*) og sørv (*Scardinius erythrophthalmus*). Data på disse artene er samlet i vedlegg F; Utvandring.

Fella ble satt ut 26.april i 2007. Det ble fanget mye laks allerede første natt (**Figur 13**). Fella ble således utplassert for seint, uten at vi kan angi hvor mye smolt vi mistet, ei heller når utvandringen startet. I 2007 ble det fanget ca 1400 smolt i fella. I 2006 var fangsten 4500 smolt, mot 600 smolt i 2005. Fangstene angir imidlertid ikke smoltproduksjonen i vassdraget. Det observeres mye vakende smolt omkring fella. Vi kan ikke utelukke at smolt vandrer med bakevja i fangstområdet og kan fanges flere ganger. Det må tas hensyn til dette hvis fella skal benyttes senere år. Hvor stor andel av fisken som kan være fanget flere ganger er meget usikkert. Fettfinneklipping av fanget smolt må vurderes.

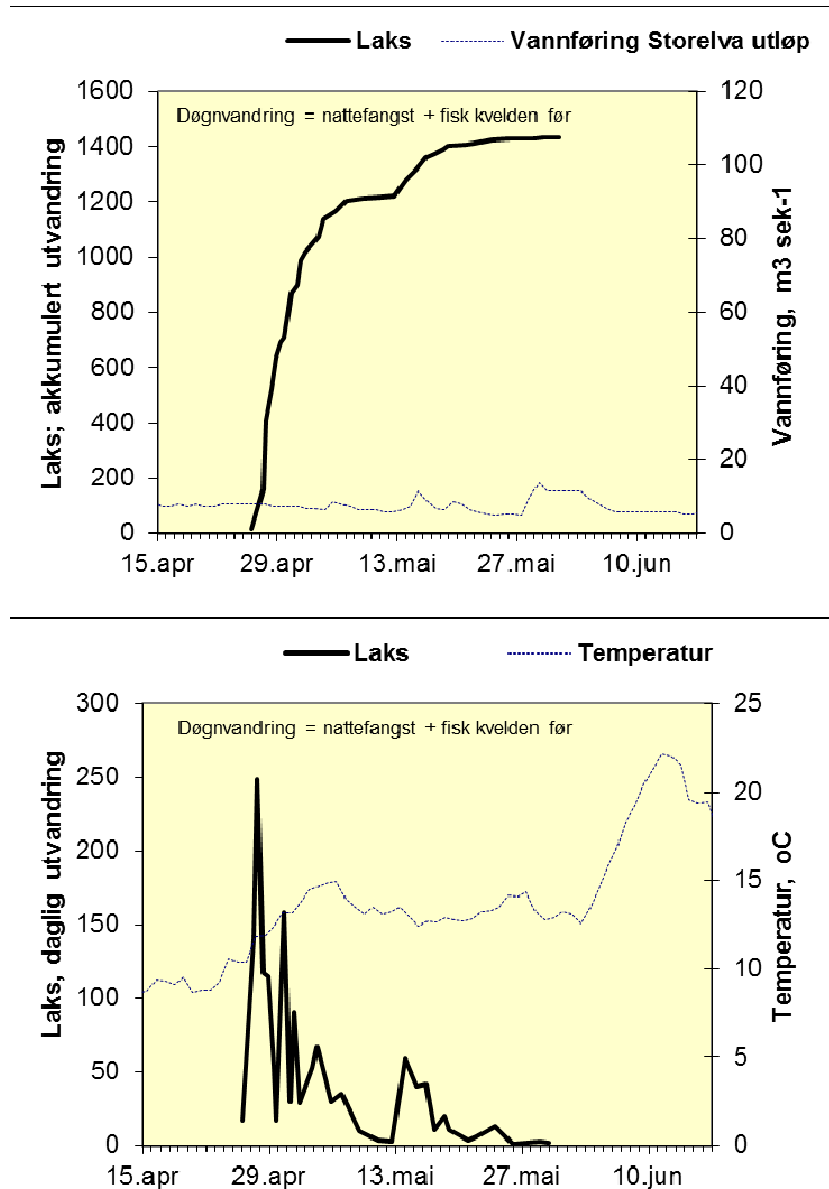
Utvandringen i 2007 var ca 2 uker tidligere enn i 2005 og 3 uker tidligere enn i 2006. Dette anslaget er imidlertid usikkert da fellene kom for sent ut også i 2005. Utvandringen i 2007 nådde 75 % registrert i fella i en periode da vannføringen var ca 7 m³ sek⁻¹ og avtagende. Over samme periode steg temperaturen fra 10 til 15 °C. I 2006 vandret fisken først på økende vannføring, for å fortsette å vandre selv om vannføringen avtok. Utvandringen tiltok når elvetemperaturen passerte 10 °C. Utvandringen i 2005 fulgte samme mønster. Dersom 10 °C er en indikator for når smoltutvandringen starter kan utvandringen ha startet ca 16. april 2007 (**Tabell 4**).

Tabell 4. Dato for når vanntemperaturen passerte 10 °C, oppstart av fellefangst og dato for 25, 50, 75 og 90 % akkumulert smoltfangst. Varigheten av utvandring er beregnet som antall dager det tok fra fangsten økte fra 25 til 90 %. Disse beregningene er usikre ettersom fella ikke fanget de første smoltene som vandret.

	2005	2006	2007
Temp > 10 °C fra:	28. april	11. mai	16. april
Fella satt ut: dato	3. mai	2. mai	26. april
25 % fangst	10. mai	18. mai	27. april
50 % fangst	11. mai	24. mai	29. april
75 % fangst	12. mai	28. mai	3. mai
90 % fangst	13. mai	2. juni	15. mai
Ant. Dager 25-90 %	3	15	18



Figur 12. Skader på smolt i fella. Pilene peker på sannsynlig bittskade og skader forårsaket av smoltfella (Foto: F. Kroglund).



Figur 13. Akkumulert (venstre kolonne) og daglig (høyre kolonne) smoltfangst i fella plassert på utløpet av Storelva i 2007, 2006 og 2005. Vannføring er inkludert (stiplet linje) i figurene til venstre. Temperatur er inkludert (stiplet linje) i figurene til høyre. Horisontal strek angir temperatur på 8 °C.

4.1.2 Størrelsesfordeling på utvandrende laks og ørret

Det ble målt lengde på 17 % av all laks og ørret fanget i fella (Tabell 5)

Tabell 5. Utvalget var tilfeldig og forventes å gi et godt inntrykk av smoltstørrelse. 55 % av laksen var 14 cm eller mindre. Av disse var 2,5 % < 12 cm. Det er ikke sikkert at disse var smolt. Resten av fisken var større enn 14 cm. I overkant av 5 % var > 17 cm. Av ørreten var 33 % < 15 cm. Vi har ikke aldersbestemt fisken dette året.

Det ble sett sår på et lite antall smolt i fella. Disse sårene tyder på angrep fra fugl eller fisk. De tversgående båndene er mest sannsynlig skader påført fisken av smolthjulet (**Figur 12**).

Tabell 5. Antall fisk (laks og ørret) tilhørende ulike lengdegrupper fanget i smolthjulet i perioden 27.april til 19.mai 2007. Det ble målt 239 laks og 182 ørret, eller 17 % av fangsten per art.

	27. apr	29. apr	01. mai	02. mai	05. mai	14. mai	15. mai	17. mai	19. mai	sum	%-andel
laks											
<12			1	2	1		1		1	6	2,5
12-13	4	4	11	5	4	2	4	1	1	36	15,1
13-14	20	14	7	12	13	5	20	1	1	93	38,9
14-15	7	8	4	7	4	3	7		2	42	17,6
15-16	6	3	3	2	12	2	2	1	2	33	13,8
16-17	2		3		5		4	1	1	16	6,7
>17		1			6		2	1	3	13	5,4
										239	
ørret											
<12											
12-13			2	3	1		2	1	1	10	5,5
13-14		1	5	1	4		5	1		17	9,3
14-15		7	6	5	8		3	3	2	34	18,7
15-16		6	2	5	13		1	9	4	40	22,0
16-17		1	5	2	5		5	4	5	27	14,8
>17		3	8	10	6		8	8	11	54	29,7
										182	

4.2 Predatorfiske i fjorden og gjeddefestival

Det ble fisket med garn i Songevatn av Ivar Fredvik; leder for Songe Laget fiskelag. Han fisket med 100 m flytegarn i hele uke 19. Resultatet ble 3 sjøørreter. Ingen av disse hadde fisk i magesekken. Det ble sett sel i vassdraget i april og første halvdel av mai. Noen fiskeender holdt seg i utløpet av Nævestadfjorden i mai måned.

Gjeddefestivalen ble holdt 26. og 27. mai. Det ble fanget 43 gjedder. Magesekkene ble undersøkt av Jim Güttrup. I magene ble det til sammen påvist 8 abbor (*Perca fluviatilis*), 2 sørv, 1 gjedde (*Esox lucius*), 1 ørret og 1 sik.

Verken garnfisket eller gjeddefisket kan forklare redusert forekomst av laksesmolt i Songevatn. Gjedefestivalen ble avholdt etter at smoltutvandringen var over (i motsetning til i tidligere år). Lav fangst av predatorfisk tyder på at det var få predatorer i området, alternativt at fisken ikke var aktiv. Ettersom disse resultatene er såpass få og usikre diskuteres de ikke ytterligere.

5. Resultat; fisk og fysio-kjemiske forhold i ferskvann og brakkvann

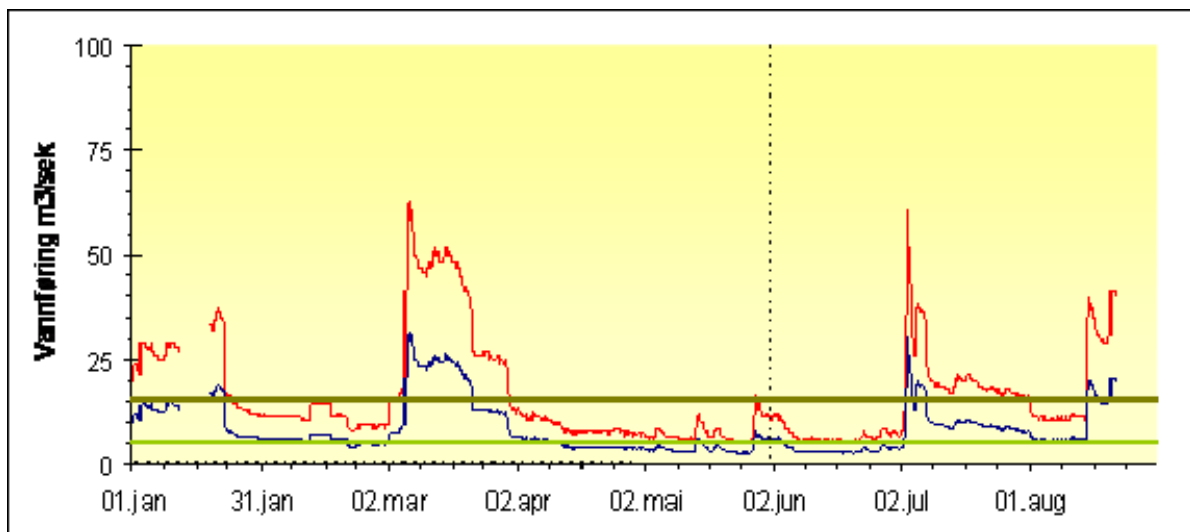
5.1 Fysio-kjemiske forhold i ferskvann

5.1.1 Vannføring

Storelva er oppgitt å ha gjennomsnittlig vannføring $15 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ (Flerbruksplan Vegårshei kommune 1999). Vannføringen kan variere fra 4 til over $100 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$. Det har vært stor år til år variasjon i hvor stor vannføringen har vært i den mest aktuelle vandringsperioden for smolt (tabell 5).

Vannføringen ut av Storelva varierte gjennom vinteren/våren 2007; fra omkring $5 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ i februar og store deler av april/mai til $> 30 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ i en to-ukers periode i mars (Figur 14). Vannføringen steg svakt i slutten av mai og kraftigere i juni. Vannføringen var avtagende i starten av smoltutvandringsperioden. Det var små ”topper” i vannføringen 6., 15., 20. og 28. mai. Disse var alle knyttet til nedbør.

Vannføringen i mai 2007 kan karakteriseres som ”lav”, og på nivå med vannføringen i 2005. Vannføringen i mai 2006 var ca 7 ganger høyere enn det som ble målt de to årene med lav vannføring, og ca 1,5 ganger høyere enn i 2003 og 2 ganger høyere enn i 2004. Denne variasjonen i middelvannføring kan ha betydning for smoltutvandring, men også hva slags vannmiljø fisken møter i brakkvannssonen.



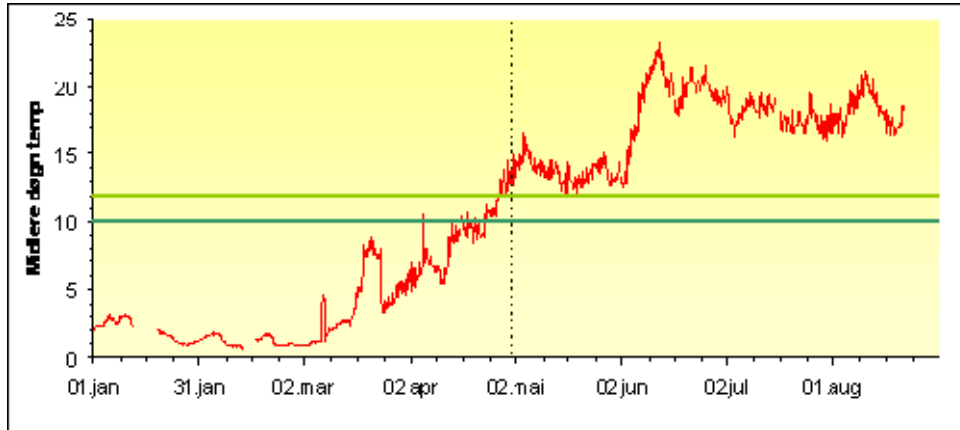
Figur 14. Vannføring målt ved Hauglandsfossen i 2007. De blå verdiene er målt, de røde linjene representerer en estimert verdi for Storelvas utløp.

Tabell 6. Midlere (± 1 SD) vannføring i mai 2003 til 2007 estimert for utløpet av Storelva.

Vannføring	Middelvannføring $\text{m}^3 \text{ sek}^{-1}$	1 SD
2003	37,5	5,8
2004	23,6	18,7
2005	5,9	5,3
2006	60,1	27,1
2007	7,3	2,4

5.1.2 Temperatur

Temperaturutviklingen for første halvår i Storelva er vist i **Figur 15**. Temperaturen oversteg 10 °C omkring 16. april i 2007. Dette var tidligere enn i 2006 og 2003, men ikke vesentlig forskjellig fra utviklingen i 2004 og 2005. Vanntemperaturen var >12 °C i hele mai. Så høye temperaturer ble også målt i første halvdel av mai i 2004 og 2005, mens temperaturen var lavere enn dette i 2003 og 2006. Denne år til år variasjonen i temperatur vil ha betydning for starten av smoltutvandring.

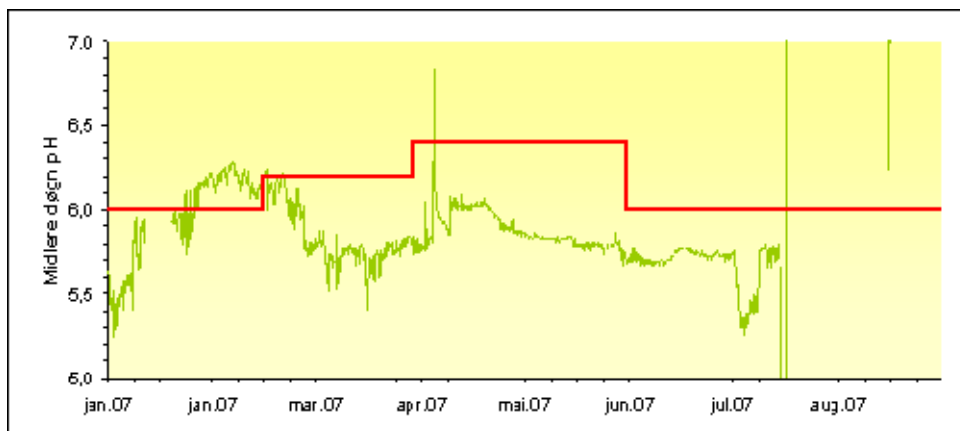


Figur 15. Temperaturutvikling målt ved Hauglandsfossen i 2007. Temperaturene 10 og 12 °C er fremhevet med grønne horisontale streker.

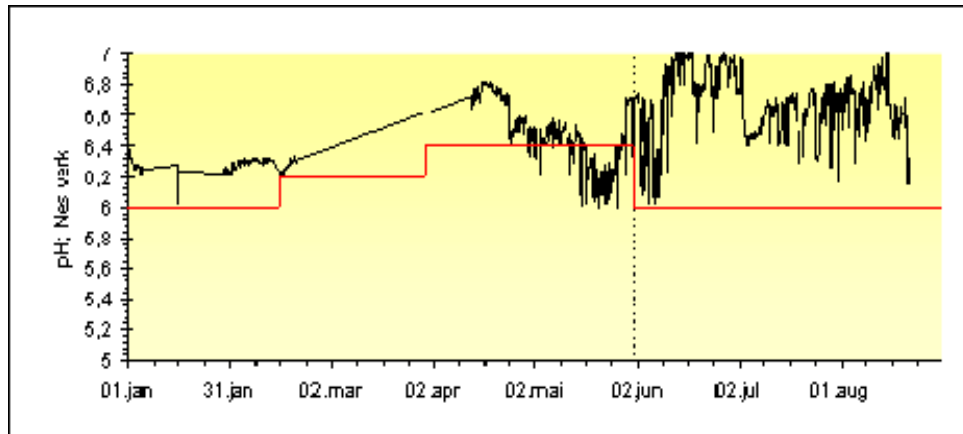
5.1.3 Kontinuerlig pH og data fra DN vannkjemikontroll

Oppstrøms kalkdosereren ved Hauglandsfossen var pH < 6 det meste av vinteren/våren 2007 (**Figur 16**). I smoltutvandringsperioden var pH stabilt > pH 6,5 nedstrøms dosereren. Ved Nes verk var pH noe lavere enn pH-målet, dog aldri under pH 6 i mai (**Figur 17**). Dette kan være reelt, samtidig som det må påpekes at dataene ikke er kvalitetssikret. Verdiene synes likevel rimelige basert på pH-data fra DN vannkjemikontroll (**Figur 18**). Dette datasettet påviser heller ikke pH-verdier under pH 6, verken nedstrøms kalkdosereren eller i målområdet for tiltaket. Dog er pH i mai innenfor målområdet.

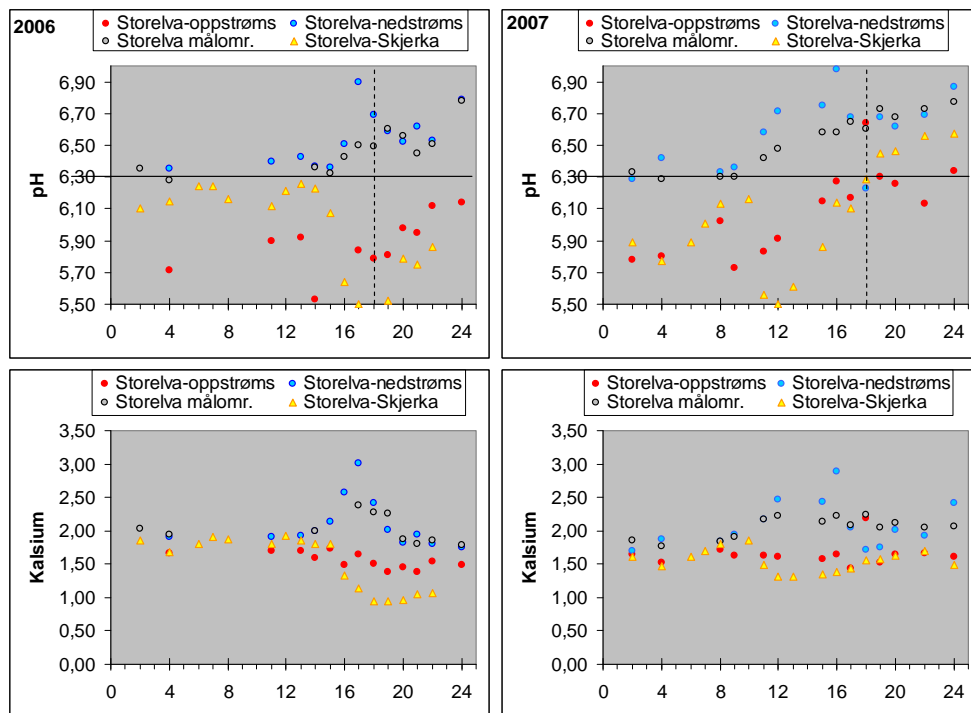
Sidegrena "Skjerka" hadde lave pH verdier i midten av april til midten av mai. I denne perioden er det rimelig å forvente at Skjerka bidrar med surt vann som kan påvirke vannkvaliteten nedstrøms samløpet med Storelva.



Figur 16. pH oppstrøms dosering målt ved Hauglandsfossen i 2007. Mål-pH for kalkingstiltaket er angitt med rød horisontal strek.



Figur 17. pH oppstrøms dosering målt ved Nes verk i 2007. Mål-pH for kalkingstiltaket er angitt med rød horisontal strek.



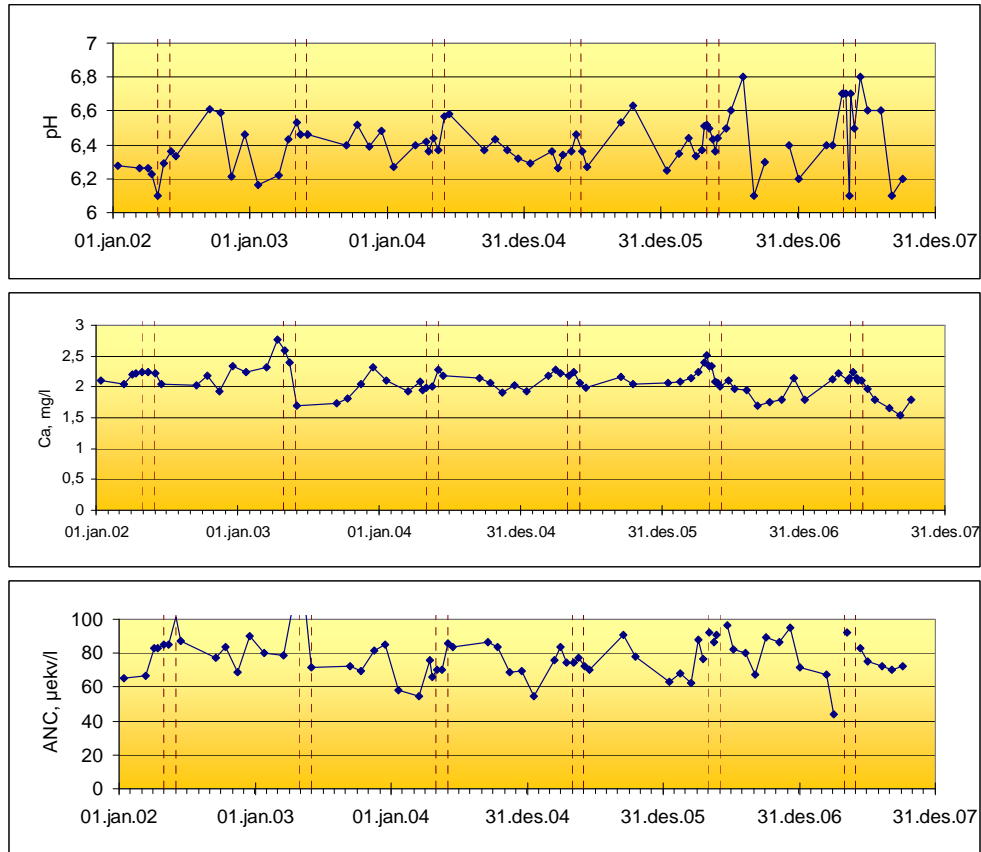
Figur 18. pH variasjoner (øverste panel) og variasjon i kalsium (nederste panel) i 2006 og 2007. Prøvetidspunkt er angitt med ukenummer. 1. mai er antydnet med vertikal stippet linje (uke 18). Vertikal angir pH 6.3 grensen.

5.2 Generell ferskvannkjemi i 2007 i forhold til tidligere år

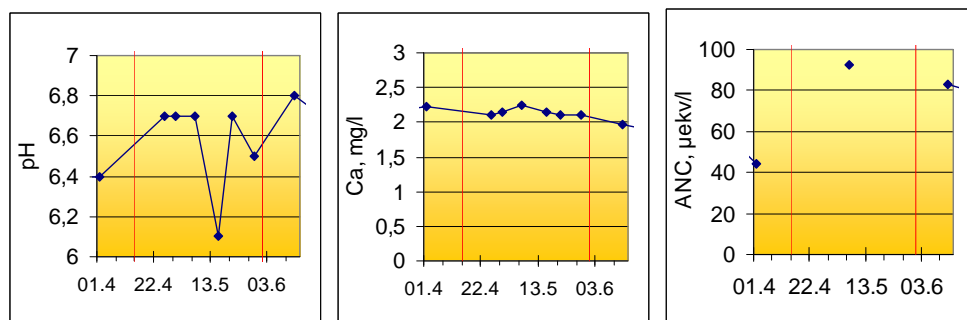
5.2.1 pH, Ca og ANC

I datasettene fra FoU-virksomheten i Storelva, er det ved Nes verk målt pH-verdier under 6,2 på tre tidspunkt i perioden 2006-2007 (**Figur 19a**). pH-nivåene gir ikke i seg selv grunn til å anta at vannkvalitet er vesentlig forringet. Kalsiumkonsentrasjonen var fra høsten 2006 og i 2007 lavere enn det som var vanlig årene forut (**Figur 19b**). Mens verdier $> 2 \text{ mg Ca} \cdot \text{L}^{-1}$ var vanlig frem til august 2006, var verdiene ca $0,5 \text{ mg Ca} \cdot \text{L}^{-1}$ lavere deretter. Denne reduksjonen i Ca synes ikke å ha påvirket pH, ei heller ANC (**Figur 19c**). ANC-verdien var lavere enn normalt i april 2007. Denne reduksjonen

kan være reell, men kan også skyldes analysefeil (disse dataene er ikke kvalitetssikret). ANC-nivået har de siste årene vært rimelig stabil på $60 \mu\text{ekv} \cdot \text{L}^{-1}$ eller høyere. Basert på disse tre parametrene synes ikke vannkvalitet i 2007 å være vesentlig forskjellig fra det som er målt tidligere år. Det er således ut fra pH, Ca og ANC ingen grunn til å konkludere med at årets undersøkelse er utført i vannkvaliteter som ikke er representative for vassdraget. Verdiene målt i april til juni 2007 er vist i **Figur 20**.



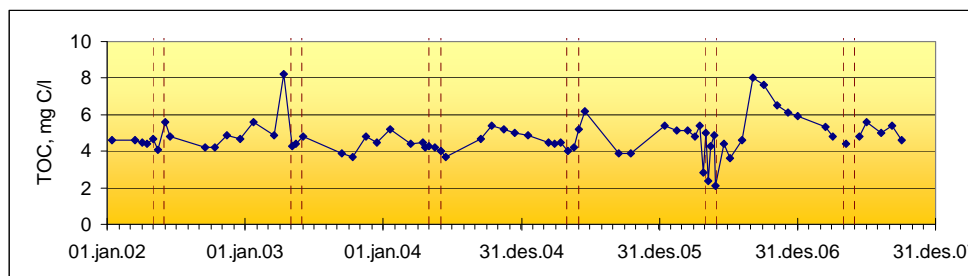
Figur 19. pH, Ca og ANC verdier for Nes verk i Storelva for perioden 2003 til 2007.



Figur 20. pH, Ca og ANC verdier for Nes verk i Storelva for perioden april til juni 2007.

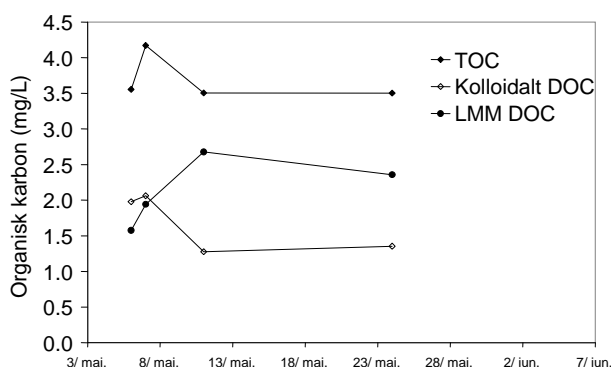
5.2.2 TOC

I Storelva varierte konsentrasjonen av TOC mellom 3.8-4.8 mg C •L⁻¹ våren 2007 (**Figur 21**). Innenfor året og mellom år kan konsentrasjonen variere mer enn dette. Våren 2007 avvok ikke fra det som er målt om våren tidligere. Våren 2006 representerer imidlertid et unntak ved at TOC konsentrasjonene dette året var halvert i forhold til andre år.



Figur 21. Total organisk karbon (mg C •L⁻¹) verdier for Nes verk i Storelva for perioden 2003 til 2007.

Konsentrasjonen av kolloidalt organisk materiale var 2 mg C•L⁻¹ 6. mai (50 % av TOC) og avtok gjennom forsøksperioden (fra 50 til 38 %) mens konsentrasjonen av LMM DOC økte fra 1.5 til 2,5 mg C•L⁻¹ (fra 44 til 70 %) (**Figur 22**). Kolloidalt organisk materiale er differansen mellom TOC og 0,45 µm filtrert vann. LMM DOC er den fraksjonen av organisk materiale som passerer en hollow-fibre filterapparat (samme som benyttes til Al-fraksjonering).



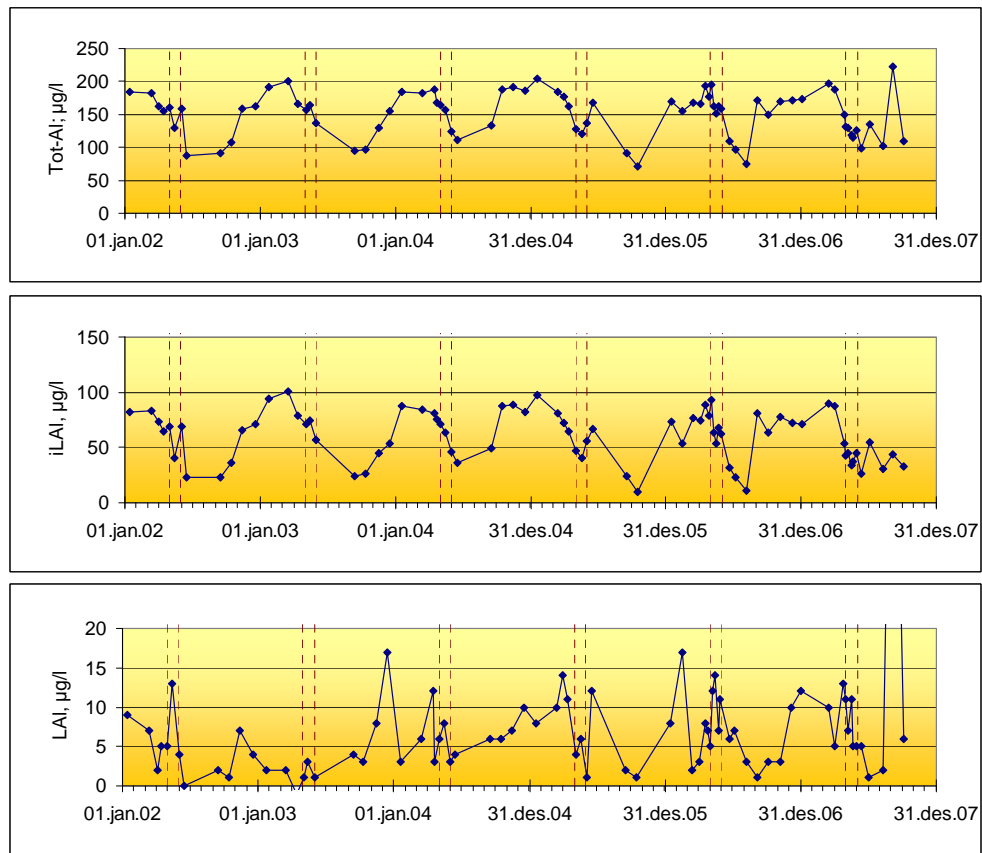
Figur 22. Variasjon og fordeling av organisk materiale gjennom forsøksperioden.

5.2.3 Aluminium; overvåkingsdata

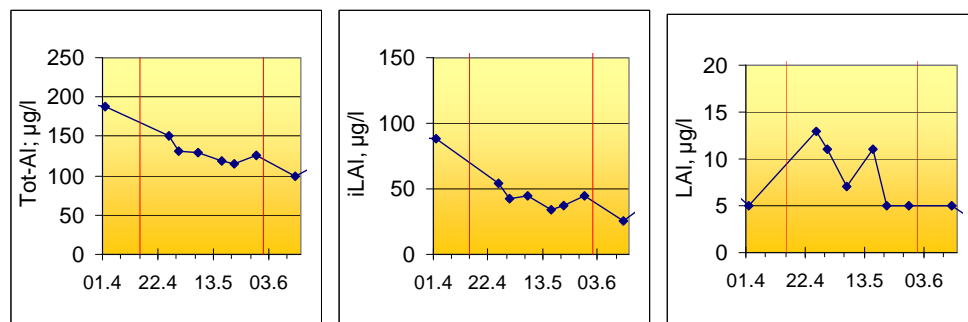
Konsentrasjon av total-Al i Storelva (Nes verk) avtar utover våren for å øke utover høsten (**Figur 23a**). Denne sesongvariasjonen er forventet ut fra de geokjemiske faktorer som styrer mobilisering og transport av Al fra land til vann. Alle prøver tatt i mai (n=5) 2007 angir total-Al verdier mellom 115 og 130 µg Al•L⁻¹. Denne ”stabiliteten” i nivå gjør at det ikke er grunn til å forvente at konsentrasjonen av Al i Storelva avvok vesentlig fra dette nivået i løpet av forsøksperioden i 2007.

Konsentrasjonen av IIAl (humusbundet Al) varierte som total-Al (**Figur 23b**). Konsentrasjonen var relativt stabil i forsøksperioden. Konsentrasjonen av LAI i 2007 var høyere enn forventet basert på pH og ANC (**Figur 23c**). Konsentrasjoner >10 µg Al •L⁻¹ var også vanlig våren 2006, i motsetning til årene forut. Dette kan ha analytiske årsaker, men kan også indikere en reell økning. Alle målinger utført i perioden april til juni er vist i **Figur 24**. Sammenlignet med tidligere år var konsentrasjonen av

Al i mai tilsvarende de i 2005 (ca $130 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$), men lavere enn i 2006 (ca $200 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$) og i 2004 (ca $160 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$). Som i 2007 var konsentrasjonen av LAI også lav i 2004-2006, med de høyeste verdier våren 2006 ($10\text{-}15 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$).



Figur 23. Total-Al og fraksjonene iLAl og LAI analysert ved Nes verk i perioden 2003 til 2007.



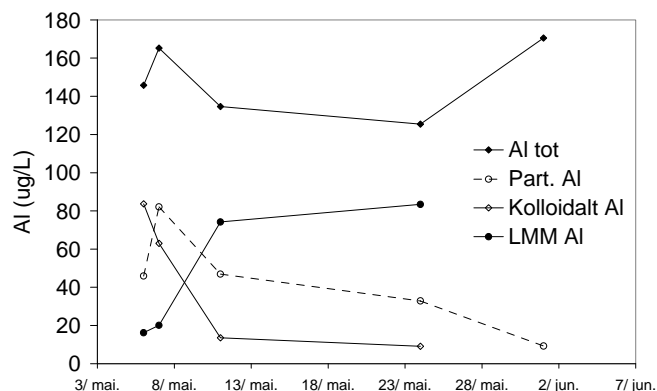
Figur 24. Vannprøver analysert ved Nes verk i perioden april til juni 2007.

5.2.4 Al fraksjonert i ferskvann *in situ*

I Storelva avtok konsentrasjonen av total Al fra 6. til 24. mai for så å øke fremt til 1. juni. Denne økningen kan knyttes til økt vannføring i elva. Konsentrasjonen av kationisk Al (total Al) var $<5 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$ med unntak av prøvene 7. mai 2007 (**Tabell 7**). I begynnelsen av perioden (6. mai) forelå Al hovedsakelig som kolloidalt Al (ca 60 %), med en stor andel som partikulært (ca 30 %) og en liten andel som LMM Al (ca 10 %) (**Figur 25**). Konsentrasjonen av partikulært Al og kolloidalt Al avtok gjennom perioden. Konsentrasjonen av kolloidalt Al avtok i løpet av mai, mens konsentrasjonen av

LMM Al økte. Forskjeller mellom resultat 6. og 7. mai kan tilskrives gravingen og økt partikkeltransport derifra.

Konsentrasjonen av Al i Steaelva var noe høyere enn i Storelva (differanse på ca $75 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$). Konsentrasjonen av Ali var også høyere enn i Storelva (**Tabell 7**). Det var i tillegg forskjeller i de andre fraksjonene. Steaelva bidrar således med Al til Songevatn. Vannføringen i elva er imidlertid kun $\frac{1}{4}$ av Storelva.



Figur 25. Fordeling av Al fraksjoner i Storelva gjennom forsøksperioden.

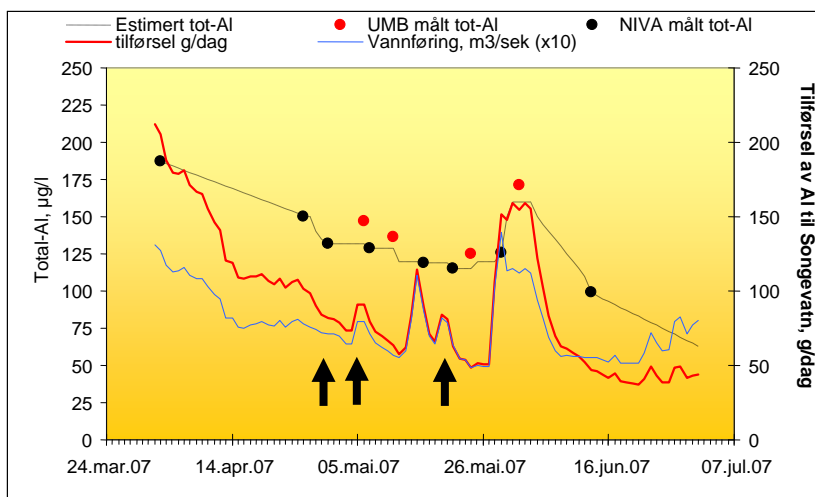
Tabell 7. Konsentrasjonen ($\mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$) av ulike Al fraksjoner i utløpet av Storelva under to tidspunkt våren 2007.

		Kond μS	pH	Al tot	Partikulært Al (<0,45)	Kolloidalt/ HMM Al	LMM Al	Total Ali	LMM Ali
Storelva	6. mai	33	6,52	146	46	84	16	3	14
	7. mai	31	6,46	165	62	83	20	14	7
	11. mai	31	6,85	135	47	14	74	5	7
	24. mai	31	6,31	125	33	9	83	0	5
	1. juni	-	-	171	9	-	-	43	-
Steaelva	11. mai	29	6,53	217	31	123	63	21	2
	24. mai	34	-	200	26	18	156	11	0

Prøver ekstrahert i felt endret farge før måling og overestimerte konsentrasjonen av Ala og Alo som derfor ikke er inkludert i tabellen
"-." Ikke målt.

5.2.5 Tilførsel av Al til Songevatn våren 2007

Basert på konsentrasjonen av total-Al og vannføring kan tilførsel av Al til Songevatn i 2007 beregnes (**Figur 26**). Daglig variasjon i konsentrasjonen av total-Al i Storelva ble beregnet ved å interpolere mellom prøvedatoer (målte og estimerte verdier gitt i figuren). Total-Al samvarierte med vannføringen, med økt Al transport under høy vannføring i forhold til lav vannføring. Det var en generell reduksjon i total-Al og vannføring fra 1. til 27. mai. De påfølgende dagene økte både vannføring og total-Al (**Figur 26**). Foruten bidrag fra Storelva, bidrar også Steaelva med Al til Songevatn. Dette sidevassdraget bidrar med ca. 25 % av vanntilførselen til Songevatn. Elva hadde en total-Al konsentrasjon $>200 \mu\text{g} \text{Al} \cdot \text{L}^{-1}$, eller 30 % mer enn Storelva på to tidspunkt i mai. Bidragene fra Steaelva kan således være betydelige til Songevatn. Vi har imidlertid for lite data (kjemi og vannføring) til at bidraget fra Steaelva kan estimeres.



Figur 26. Estimert tilførsel av Al til Songevatn. I figuren er interpolerte og målte total Al verdier (både NIVA og UMB målinger) samt vannføring vist. Piler angir tidspunkt da merket smolt ble satt ut.

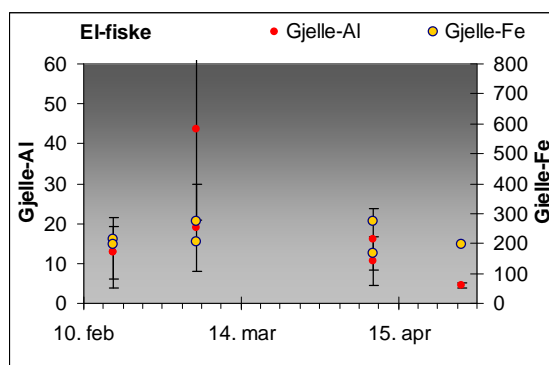
5.2.6 Konklusjon; vannkjemi i ferskvann

Alle datasettene benyttet i denne undersøkelsen konkluderer med at konsentrasjonen av Al i ferskvann avtok fra tidlig i mai 2007, for så å øke mot slutten av måneden. Samtidig ble mengdefordelingen mellom de ulike formene til Al endret. Konsentrasjonen av total-Al i mai 2007 var på samme nivå som i 2005, men lavere enn i 2002, 2003, 2004 og 2006. Vurdert kun ut fra tilførsel av total-Al kan 2005 og 2007 representere "mindre" belastende år. Konsentrasjonen av iLAl i mai 2007 var på samme nivå som i 2005, men lavere enn i 2002, 2003, 2004 og 2006. Ut fra iLAl kan 2005 og 2007 også representere "mindre" belastende år. Resultatene tyder på at 2007 var et mindre belastende år for laksen enn de foregående årene på 2000-tallet.

5.3 Fisk; gjelle-Al, Fe og $\text{Na}^+\text{K}^+\text{ATPase}$ i ferskvann

5.3.1 Prøver tatt av fisk under el-fiske, fra kar og i bur

Storelva ble el-fisket 4 ganger fra midten av februar til utgangen av april. Fisket ble utført på 2 stasjoner de tre første gangene (mellom Fosstveit og Skjerka og i området fra Strengselva til Nes verk). De aller fleste målingene angir gjelle-Al verdier $<20 \mu\text{g Al} \cdot \text{g}^{-1}$ tv (**Figur 27a**). Det ble ikke målt $\text{Na}^+\text{K}^+\text{ATPase}$ under el-fisket.

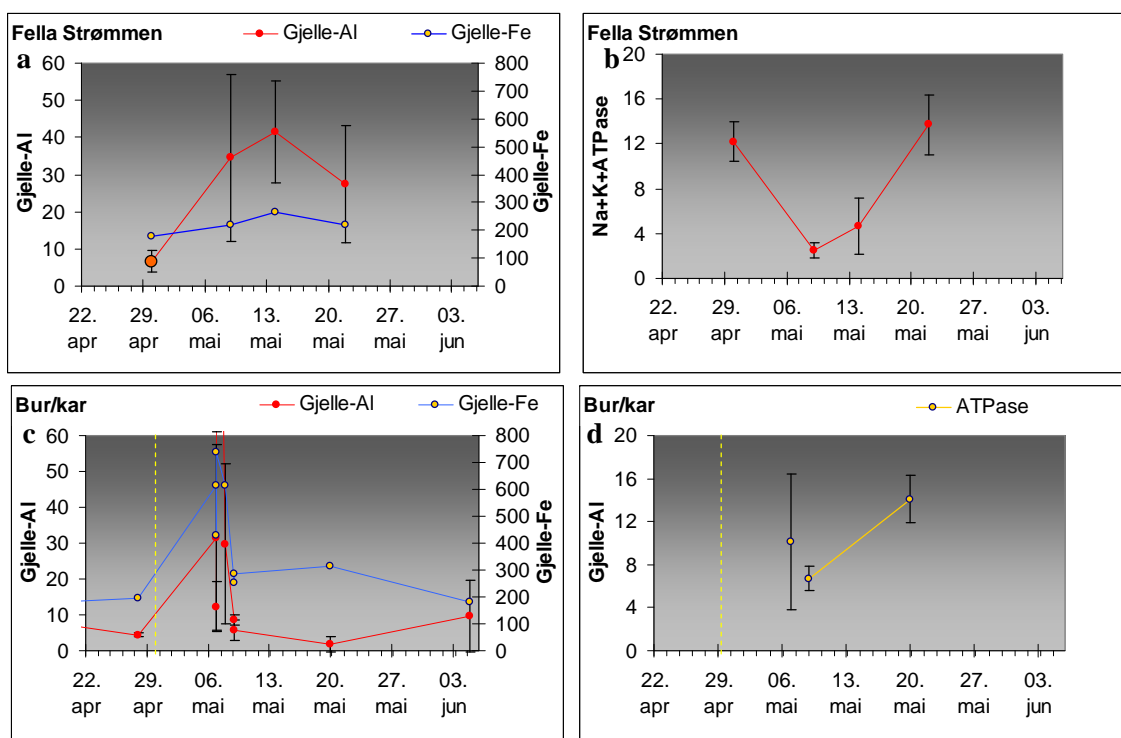


Figur 27. Gjelle-Al og gjelle-Fe ($\text{Al} \cdot \text{g}^{-1}$ gjelle tv) verdier målt på fisk el-fisket (feb. – apr.) i Storelva i 2007. Punktene angir middelværdi ± 1 SD.

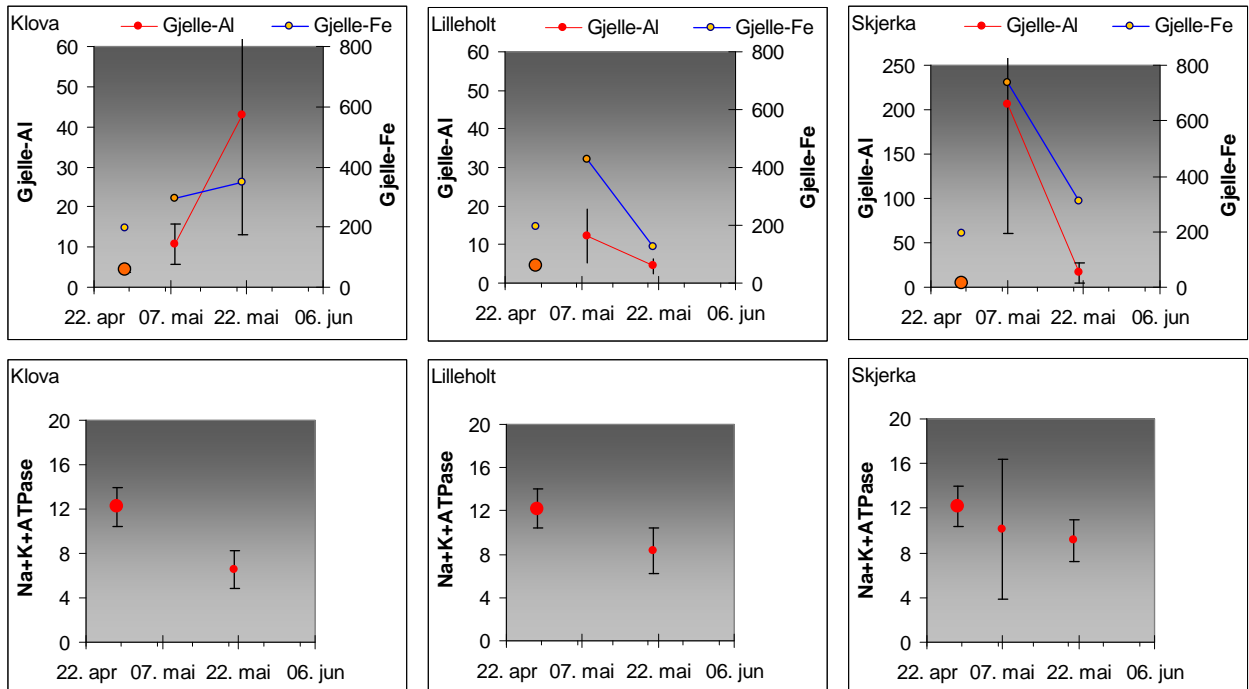
Fisk prøvetatt fra fella hadde normalt 20-30 μg mer Al på gjellene enn fisk som ble prøvetatt på samme tidspunkt i kar. Dette tyder på at disse to gruppene av fisk har ulik forhistorie. Forhøyde gjelle-Al nivåer i fella fra 7. til 13. mai innebærer en akkumulering, dog ikke en akkumulering til nivå som ut fra vår kunnskap antyder betydelig skade. Parallelt med økningen i gjelle-Al, var det en tydelig reduksjon i $\text{Na}^+\text{K}^+\text{-ATPase}$ i midten av mai (**Figur 28ab**). Fisk prøvetatt i fella hadde lavere $\text{Na}^+\text{K}^+\text{-ATPase}$ verdier enn smolt prøvetatt samtidig i kar (**Figur 28cd**). Hos villfisk fanget i fella var $\text{Na}^+\text{K}^+\text{-ATPase}$ verdiene $> 12 \mu\text{mol ADP}\cdot\text{mg prot.}^{-1}\cdot\text{t}^{-1}$ 30. april, men $< 5 \mu\text{mol ADP}\cdot\text{mg prot.}^{-1}\cdot\text{t}^{-1}$ den 9. og 14. mai. Mot slutten av mai var $\text{Na}^+\text{K}^+\text{-ATPase}$ verdiene økt til verdier $> 14 \mu\text{mol ADP}\cdot\text{mg prot.}^{-1}\cdot\text{t}^{-1}$. Den laveste verdien i kar var $6,7 \pm 1,1 \mu\text{mol ADP}\cdot\text{mg prot.}^{-1}\cdot\text{t}^{-1}$. Parallelliteten i variasjon tyder på en felles belastning, hvor fisk i elva ble mer belastet enn fisk i kar. Dette kan knyttes til gravingen ved Fosstveit.

Laksesmolt eksponert i bur ved Skjerka, Lilleholt samt Klova ble innsamlet og utplassert i burene 28. april. Ved Klova (St.1) økte gjelle-Al og gjelle-Fe utover mai (**Figur 29a**). Denne økningen er også tidligere observert tidligere år på denne stasjonen. Ved Lilleholt var verdiene lave begge datoer, mens den var høy på første uttak i Skjerka. Mens gjelle-Al nivåene i hovedsak var lave og indikerte god økologisk status, må høye verdier målt 7. mai v/Skjerka forklares. Økningen i gjelle-Al den 7. mai påvises også som økte jernverdier (**Figur 29bc**). Det var et avtak i $\text{Na}^+\text{K}^+\text{-ATPase}$ aktivitet på alle stasjonene fra 28. april til 21. mai (**Figur 29def**).

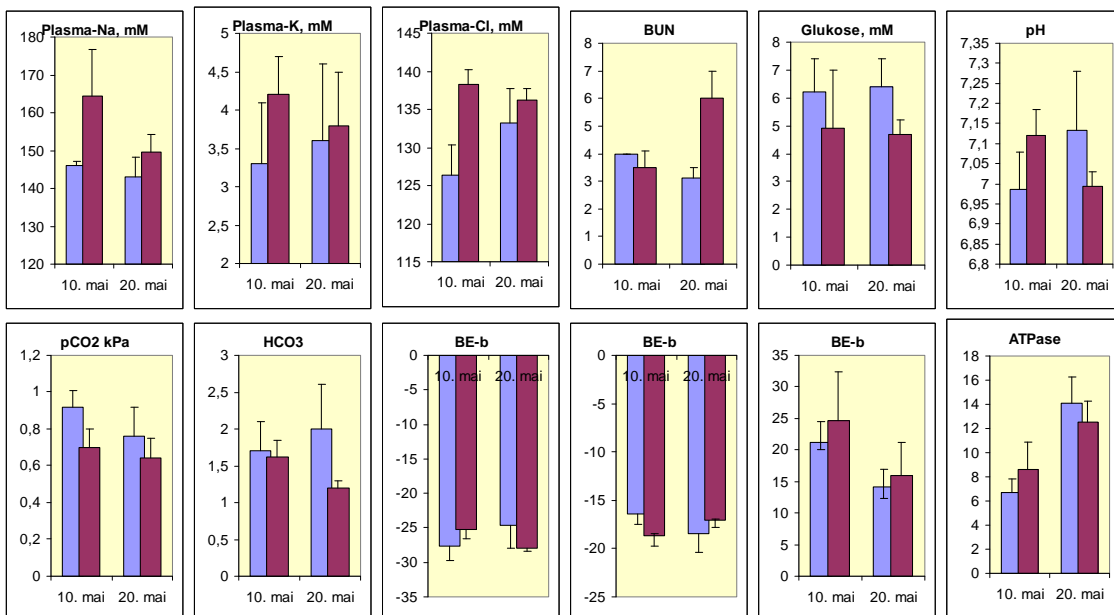
Det ble tatt blodprøver av villfisk i kar samt villfisk eksponert i 28-30 ppt saltvann på to tidspunkt i mai (**Figur 30**). Alle verdiene er å oppfatte som normale, selv om plasma-Cl konsentrasjonen var noe lav 10. mai. Smolten var noe mindre saltvannstolerant 10. mai enn 20. mai. Alle eksponeringer utført på burstasjoner med saltinnhold $> 25 \%$ kan også betraktes som saltvannstester (se senere i rapporten).



Figur 28. ac) Gjelle-Al og gjelle-Fe ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ gjelle tv) verdier og bd) $\text{Na}^+\text{K}^+\text{-ATPase}$ ($\mu\text{mol ADP}\cdot\text{mg prot.}^{-1}\cdot\text{t}^{-1}$) av fisk prøvetatt fra fangstfella (øverste rekke) eller eksponert i bur/kar i nedre del av Storelva (nederste rekke). Fangstkammeret sto i et område saltinnholdet kunne variere mellom 0 og < 4 ppt. Fisk i bur/kar ble tilført ferskvann. Punktene angir middelverdi ± 1 SD.



Figur 29. Øverste rekke: Gjelle-Al og gjelle-Fe konsentrasjoner ($\mu\text{g} \cdot \text{g}^{-1}$ gjelle tv); Nederste rekke: $\text{Na}^+\text{K}^+\text{-ATPase}$ ($\mu\text{mol ADP} \cdot \text{mg prot.}^{-1} \cdot \text{t}^{-1}$) målt på fisk eksponert i bur på St. 1 Klova, St.2 Lilleholt og St. 3 Skjerka i 2007. Bakgrunnsverdier er angitt med større prikk og uten linje. Punktene angir middelerverdi ± 1 SD.



Figur 30. Sammensetning av ulike blodparametere målt på smolt i kar og i saltvannstester utført 10. og 20. mai 2007. Blå søyle er ferskvann, lilla søyle (høyre) saltvannseksponert fisk.

5.3.2 Konklusjon; fisk i ferskvann

Smolten hadde en tilfredsstillende kvalitet i mai. Gjelle-Al var i hovedsak lav, og $\text{Na}^+\text{K}^+\text{ATPase}$ verdiene i første og siste halvdel av måneden var tilfredsstillende. Det var likevel variasjon i gjelle-Al og i gjelle- $\text{Na}^+\text{K}^+\text{ATPase}$ verdier i løpet av perioden. Økningen i gjelle-Al på stasjon Skjerka samt hos smolt fanget i fella dagene fra 7. mai kan både ut fra vannkjemi og ”dato” knyttes til gravingen ved Fosstveit. Prøver tatt 6. mai indikerte betydelig bedre økologisk status enn det som ble målt 7. mai. Det var ingen klimatiske forskjeller mellom dagene som kan forklare variasjonen.

Økt metallbelastning kan påvirke aktivitet til $\text{Na}^+\text{K}^+\text{ATPase}$. Slike sammenhenger er tidligere påvist hos smolt eksponert for Al i svakt surt vann (Kroglund m.fl., 2007ab). Det kan ikke utelukkes at Al knyttet til partikler/høy turbiditet kan ha hatt samme effekt.

Villfisk brukt til merking var plassert i oppbevaringskaret forut for gravingen. Denne fisken opplevde således ikke gravingen på samme måte som villfisken i elva. Forskjellen i ”status” mellom kar-fisk, felle-fisk og fisk på Skjerka underbygger konklusjonen om at gravingen ved Fosstveit påvirket fisk i elva mer enn i karet. Gravingen hadde således sannsynligvis liten betydning for merkeforsøket.

$\text{Na}^+\text{K}^+\text{ATPase}$ -verdier i området $5\text{--}6 \mu\text{mol ADP}\cdot\text{mg prot.}^{-1}\cdot\text{t}^{-1}$ tilsvarer de nivå som i forsøk resulterte i en 30-50% reduksjon i marin overlevelse (Kroglund m.fl., 2007ab). Nivåene målt hos villfisk i kar var høyere enn dette. Selv om vi ikke kan utelukke en begrenset effekt på sjøoverlevelse, vil ikke all smolt være belastet. Smoltkvaliteten synes ut fra dette å ha vært tilfredsstillende under merkingen 5. og 20. mai, med en mulig (svak) kvalitetsforringelse 9. mai. All merket fisk må benevnes som fullverdig smolt.

5.4 Fysio-kjemiske forhold i brakkvannsområdene

5.4.1 Saltholdigheter fra Songevatn til Sandnesfjorden

Lengdesnitt gjennom fjorden

Dypisopleter for saltholdighet er vist i **Figur 31** og **Figur 32**. I disse plottene er det interpolert mellom tilgjengelige datapunkter og det er lagt inn konturer som skiller saltholdighetsnivåer. Datapunktene med målinger (etter noe aggregering i små dypintervaller) er markert i figurene med +, og datagrunnlaget bør tas i betraktning ved tolkning av figurene.

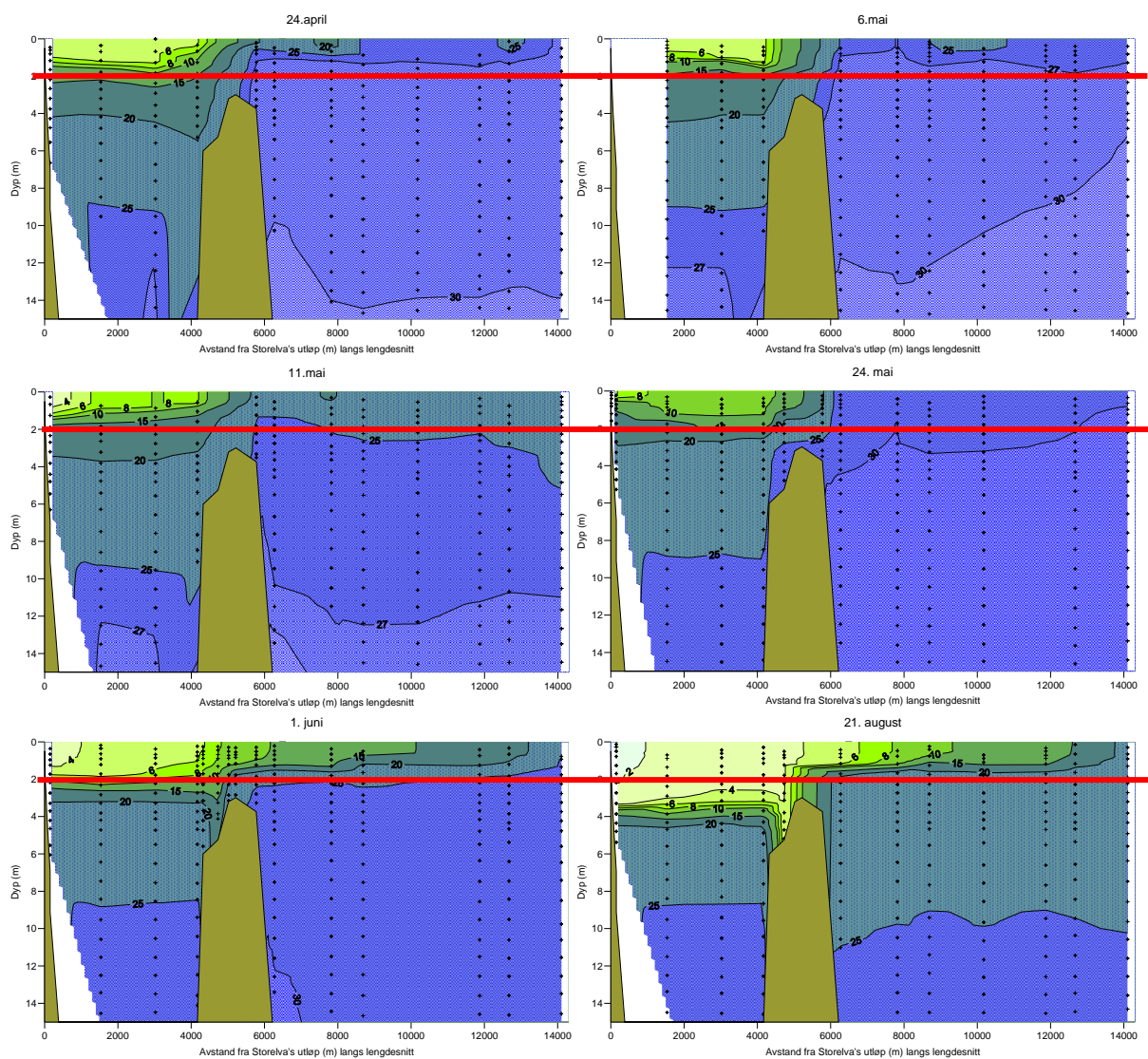
Saltholdigheten økte fra Songevatn til fjordmunning (St. Furøy), med dyp og mellom ulike toktdatoer (**Figur 31**). Noen detaljer er artefakter: Interpoleringene blir f.eks. ”feil” i nærheten av Lagstrømmen, ved at det antas i datagrammet at denne terskelen ikke eksisterer.

Toktene i april-juni ble gjort ved relativt lave vannføringer i området $5 \text{ til } 10 \text{ m}^3\cdot\text{s}^{-1}$. I perioden 24. april til 6. mai var overflatevannet i Songevatn og Nævestadfjorden dominert av vann med saltholdighet $< 6 \text{ ‰}$. Saltholdigheten nær overflaten økte gjennom Lagstrømmen for i Sandnesfjorden å være dominert av saltholdigheter $> 20 \text{ ‰}$. Samme bilde tegner seg også for de andre toktdatoene i mai 2007, men med litt økende overflatesaltholdighet i Songevatn/Nævestadfjorden frem til 24. mai, da vannføringen var på det laveste i hele måleperioden. Økt vannføring i slutten av mai medfører at overflatesaltholdigheten i Songevatn og Nævestadfjorden 1. juni var lavere enn det som er observert ved de tidligere toktene. Endringene i vannføring medførte også at saltholdighet i Sandnesfjorden avtok til verdier godt under 20 ‰ (**Figur 31**).

Toktet 21. august ble utført for å kunne inkludere en situasjon hvor området var preget av høyere vannføringer enn det man hadde i mai (**Figur 31**). Vannføringen var da $40 \text{ m}^3\cdot\text{s}^{-1}$, og hadde vært over $30 \text{ m}^3\cdot\text{s}^{-1}$ i hele den foregående uken. Saltholdigheten i Songevatn og Nævestadfjorden var da $< 4 \text{ ‰}$,

og overflatelaget mye tykkere enn tidligere. Saltholdighet <10 ‰ ble samtidig målt langt ut i Sandnesfjorden.

Variasjonen i saltholdighet på stasjonen i overgangen mellom Songevatn og Nævestadfjorden er illustrert for å vise endringer over tid innenfor Lagstrømmen (**Figur 32**). Målinger fra andre stasjoner viser at det var ganske like forhold i det meste av Songevatn og Nævestadfjorden (**Figur 31**). Denne viser i hovedtrekk variasjon over tid ut fra tilgjengelige målinger og valgt interpoleringsmetode. Detaljene i periodene mellom målingene må ikke vektlegges. Det gjelder spesielt i perioden mellom 1. juni og 21. august, hvor figuren indikerer en gradvis økning i tykkelsen av sprangsjiktet, men med noen avvik fra lineært forløp. I virkeligheten har det ganske sikkert vært større skiftninger frem og tilbake i takt med vannføring, værforhold og tidevann.



Figur 31. Isopleter for saltholdighet fra Storelvas utløp til fjordmunningen, langs hovedstrømretning ut gjennom fjordsystemet utarbeidet for 6 tokt i 2007. Saltholdighetsnivåer er antydnet med farger, hvor økende grønt til økende blått angir saltholdigheter fra 2 til 30. Målepunkter er markert med + i figuren. Det er interpolert mellom målepunktene ved triangulering. Rød linje angir 2-m dyp.

høye H_2S -konsentrasjoner². Utenfor Lagstrømmen er det normale oksygenkonsentrasjoner for åpent, upåvirket kystvann, med 7-10 $mg \cdot L^{-1}$ i hele vannsøylen, med bare mindre variasjoner med dyp og over tid.

Oksygenmangelen i dypvannet i Songevatn/Nævestadfjorden ble påvist ved alle tokt. Dette tyder på at dette vannet har stått der i lengre tid; og under 15-20 m var det heller ingen endring av saltholdighet eller temperatur som tyder på noen vannfornyelse fra april til august 2007.

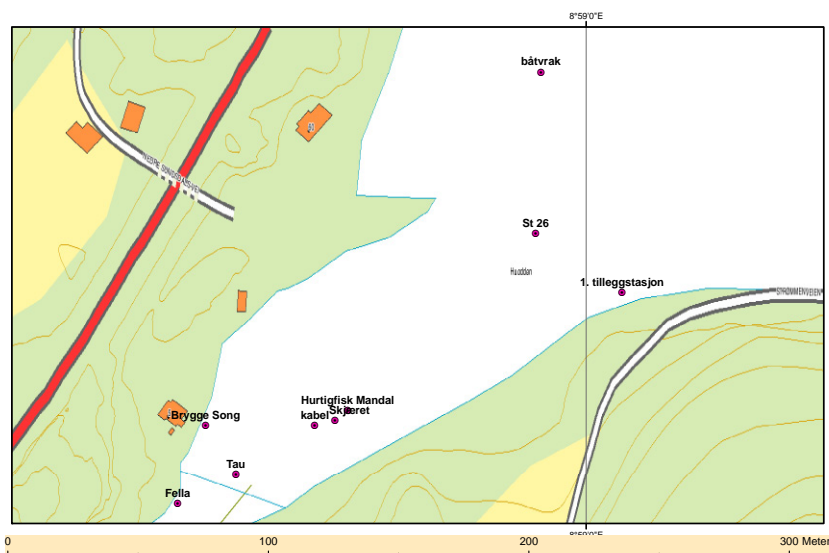
5.4.3 Målinger i nærheten av utløpet av Storelva 24. mai

Den 24. mai ble det tatt STD-profiler på flere stasjoner i nærheten av utløpet av Storelva i Songevatn. Målingene ble gjort midt i flo-perioden i Sandnesfjorden, og antagelig også med stigende vannstand i Songevatn. Stasjonsliste er gitt i **Tabell 8**, plassering i **Figur 33**.

Saltholdigheten økte raskt med avstand fra utløpet. I overflatevannet økte saltinnholdet fra 0 til 5 ‰ i løpet av 15 meter, til over 6 ‰ etter 60 meter til nivå mellom 8 og 10 ‰ etter 150 meter (**Figur 35**). Dette var nivået i resten av Songevatn og Nævestadfjorden denne datoen. Dette innebærer at endringen i salinitet var rask i 2007, i motsetning til i 2006 hvor den var mer langsom.

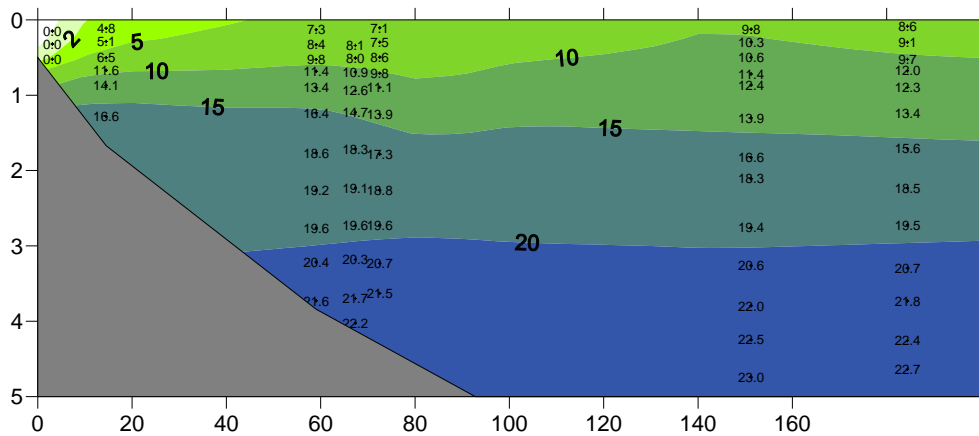
Tabell 8. Stasjonsliste for STD målinger utført i utløpet av Storelva 24. mai 2007.

Stasjon	Klokkeslett	Største måledyp (m)
Fella	10:51:19	0.59
Tau	10:54:46	0
Brygge Song	10:57:17	1.5
kabel	11:01:35	3.84
Skjæret	11:09:04	4.03
Hurtigfisk Mandal	11:20:04	3.68
1. tilleggstasjon	11:23:23	4.69
båtvrak	11:31:53	9.12



Figur 34. Plassering av målestasjoner i Songevatn nærheten av utløpet fra Storelva 24. mai

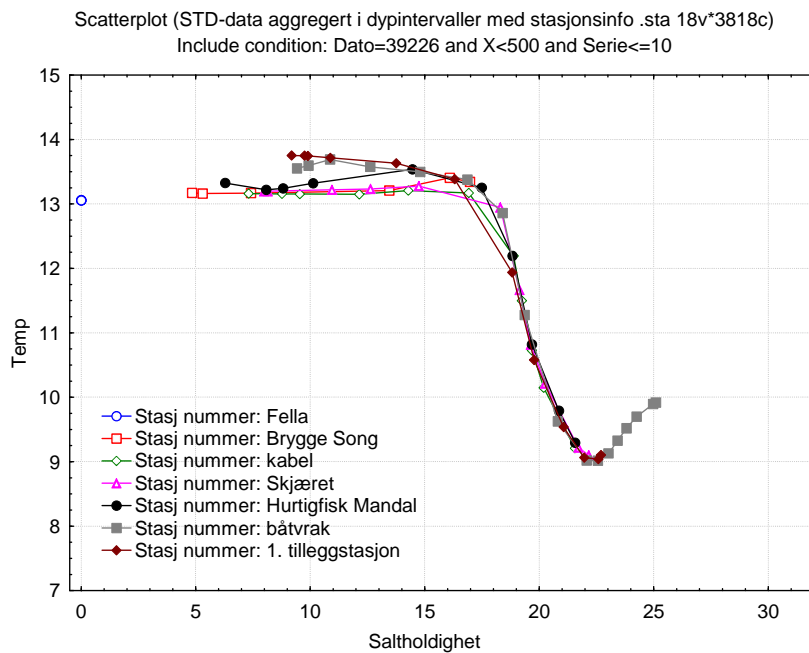
² Sonden måler bare løst oksygen og ikke H_2S . At sonden utsettes for H_2S kan påvirke målenøyaktigheten for senere målinger av oksygen. Det bidrar til å gjøre resultatene ytterligere usikre, men det antas å gi et riktig semikvantitativt bilde av forholdene.



Figur 35. Isopleter for saltholdighet i indre del av Songevatn 24. mai. Horizontal akse viser avstand fra utløpet av Storelva i meter langs hovedstrømretningen. Vertikal akse er dyp i meter. Saltholdighetsnivåer er antydnet med farger, hvor økende grønt til økende blått angir saltholdigheter fra 2 til 30 %. Måleverdier fra dypprofilene er vist i figuren. Det er interpolert mellom disse målepunktene ved triangulering

TS-diagrammet i **Figur 36** gir grunnlag for å si noe om hvordan blandingen skjer nær elvemunningen. Ved den innerste stasjonen, Fella, er det rent ferskvann, med temperatur litt over 13 °C. Ved de nærmeste stasjonene utenfor, dvs. Brygge Song og kabel, er temperaturen omtrent konstant litt over 13 °C i overflatelaget, mens saltholdigheten øker til noe over 15 %. Sammenligning med isopletdiagrammet i **Figur 35** viser at dette gjelder ned til 1-1,5 m dyp. Under dette dypet følger alle dypprofilene det samme forløpet som lenger ute i fjorden, ved båtvrak og tilleggsstasjon, hvor en har TS-profiler som er lik de en finner i resten av Songevatn/Nævestadfjorden. Overflatelaget ved Brygge Song, Kabel og Skjæret med saltholdighet under 15 % kan være dannet ved blanding av ferskvann med vann fra fjorden med saltholdighet 17-18 % og omtrent samme temperatur, dvs. fra omtrent 2 m dyp. På stasjonene båtvrak og 1. tilleggsstasjon har TS-profilen lite spor av direkte påvirkning av ferskvannet som samtidig strømmer ut av Storelva. Overflatelaget her ute er mer likt det en har ellers i Songevatn/Nævestadfjorden.

Ut fra dette kan en også anslå oppholdstiden for overflatelaget mellom utløpet og stasjon 26. Vannføringen i Storelva var ca. $5 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ under målingene. Overflatearealet ut til st. 26 er ca. 20 000 m^2 , og hvis det utstrømmende overflatelaget er ca. 1,5 m tykt, vil volumet innenfor stasjon 26 være omkring 30 000 m^3 . Gjennomsnittlig saltholdighet i de øverste 1,5 m er ca. 10 %, og som beskrevet ovenfor er det antagelig dannet ved blanding av ferskvannet med sjøvann fra ca. 2 m dyp som har saltholdighet 17-18 %. Det betyr at volumfluksen gjennom overflatelaget da målingene ble gjort er ca. $8,5 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$, ca. 70 % større enn vannføringen i Storelva, som var ca. $5 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$. Gjennomsnittlig oppholdstid i overflatelaget blir ut fra dette ca. 1 time ($30\,000/8,5=3500$ sekunder).

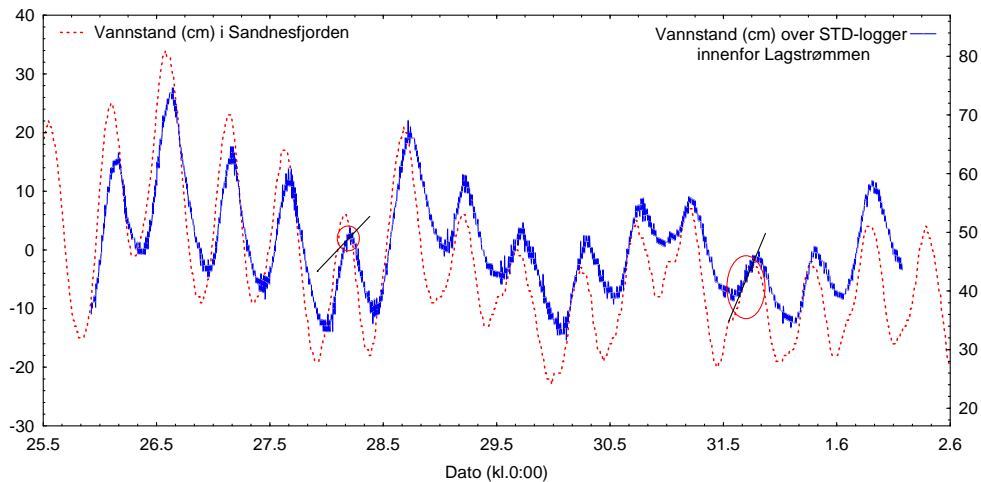


Figur 36. Samvariasjon mellom temperatur og saltholdighetsdiagram (TS-diagram) i ulike dyp-profiler ved utløpet av Storelva 24. mai.

5.4.4 Tidsserier fra Lagstrømmen 24.mai – 1. juni

STD-sonden var satt i indre del av Lagstrømmen i perioden fra 25. mai til 1. juni (stasjon ”CTD-stasjon” i **Figur 2**), fast oppankret i forhold til bunnen, og innstilt på å måle hvert 5. minutt. Måleren registrerer trykket fortløpende, og korrigert for variasjon i lufttrykk kan det brukes til å se hvordan vannstanden i Nævestadfjorden har variert over tid. Hvordan korreksjonen gjøres, er beskrevet i **Vedlegg E**. Resultatet er vist i **Figur 37** som vannstand i cm innenfor Lagstrømmen. Samme figur viser også timeverdier for vannstand i kystvannet utenfor Risør hentet fra sjøkartverkets internettside³ (<http://vannstand.statkart.no/skjema3.php>). Denne serien skal vise kombinert variasjon pga. tidevann og vær (lufttrykk og vind), korrigert i forhold til data fra nærmeste målestasjon som er Helgeroa. De to kurvene er vist mot hver sin vertikale akse, justert i forhold til hverandre slik at kurvene sammenfaller ved to tidspunkter hvor en ut fra data om ferskvannstilrenning og vind vil vente at det ikke er noe netto strøm gjennom Lagstrømmen. Det betyr at de skal gi et riktig bilde av vannstandsforskjellen mellom Nævestadfjorden og Sandnesfjorden. Både korreksjon for lufttrykk og justering av vannstandskurvene mot hverandre er beskrevet i **Vedlegg E**.

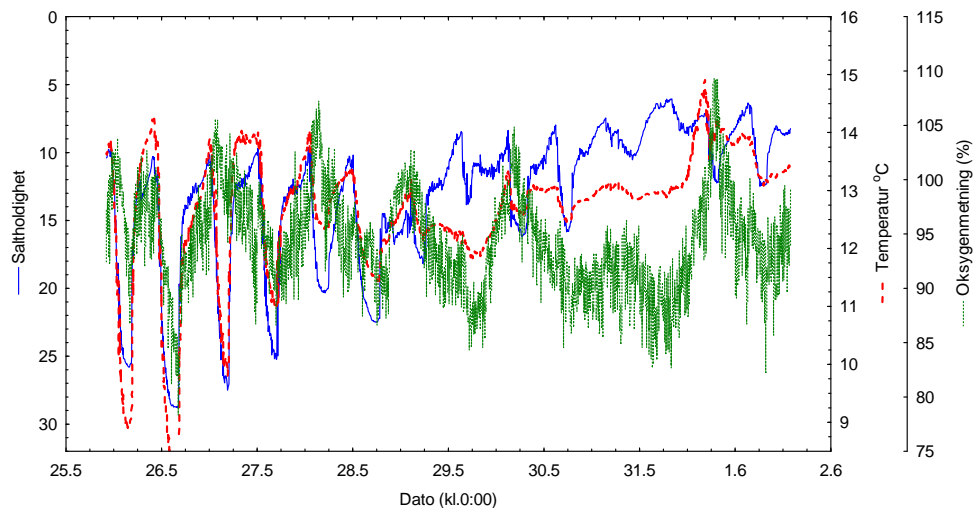
³ <http://vannstand.statkart.no/skjema3.php>



Figur 37. Vannstandsvariasjon (cm) utenfor og innenfor Lagstrømmen siste uke i mai 2007

Resultatet indikerer at de første 3 døgn, fram til 28. mai, var skiftende retning på vannstandsfor-skjellen, og derfor skiftende netto inn/utstrømning gjennom Lagstrømmen. Ved flo har vannstanden vært høyest på utsiden, og vannstanden på innsiden av Lagstrømmen har da økt både som resultat av ferskvannstilrenning og innstrømning av overflatevann fra Sandnesfjorden, mens utstrømningen særlig har vært konsentrert til siste del av periodene med synkende vannstand. I siste del av tidsserien, fra 28. mai, forekom ikke lenger perioder med høyere vannstand på utsiden. I stedet var det da en veksling mellom utstrøm ved synkende tidevann hvor vannstanden var høyere på innsiden, og lite eller ingen strøm ved stigende vannstand fordi det da var omtrent lik vannstand på inn- og utsiden.

Denne endringen vises også klart av data for saltholdighet, temperatur og oksygeninnhold fra STD-måleren (**Figur 38**). I første del av tidsserien ligger saltholdighet og temperatur ved synkende vannstand omtrent som i overflatelaget i Songevatn og Nævestadfjorden, dvs. omkring hhv. 10 og 13 ‰, men i fasene hvor vannstanden stiger og er høyest ute i Sandnesfjorden, øker saltholdigheten i overflaten ved STD-loggeren raskt fra 10 til 20-25 ‰, mens temperaturen synker fra 13-14 til 9-10 °C. Fra og med 28. mai er det mindre fluktusjoner i saltholdighet og temperatur, og vedvarende verdier i nærheten av det en har i overflatelaget på innsiden. Målt oksygeninnhold varierer noe, og viser i første halvdel av serien stort sett synkende verdier ved høy saltholdighet. Den holder seg imidlertid hele tiden over $7,5 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, noe som representerer bra forhold for fisk.

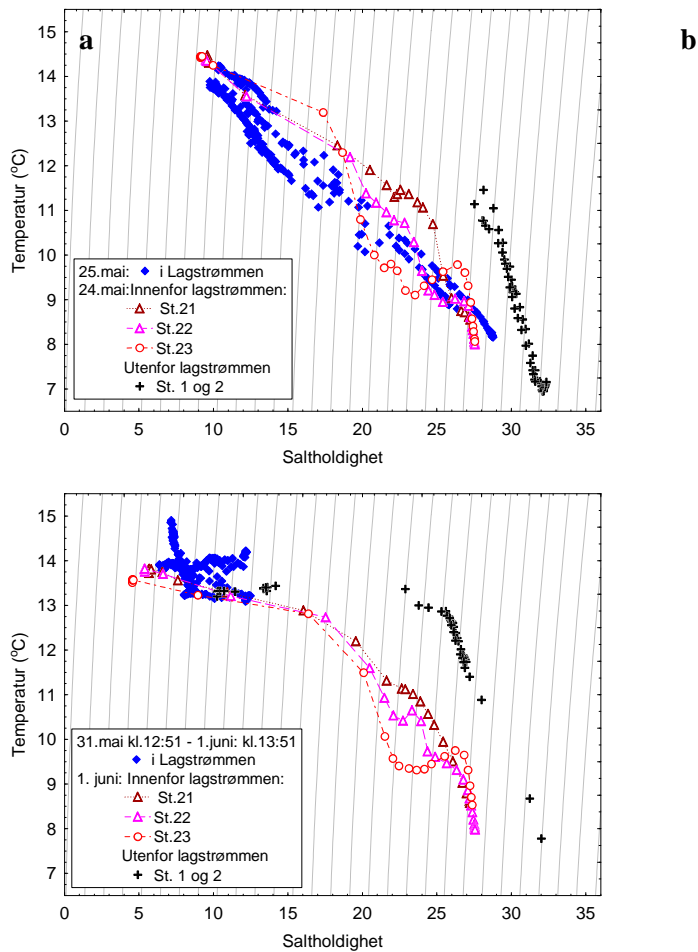


Figur 38. Saltholdighet (blå), temperatur (rød) og oksygenmetning (grønn) fra STD-loggeren ved plassering på ca. 40 cm dyp innenfor Lagstrømmen.

Forskjellen mellom første og siste del av tidsserien stemmer godt med at vannføringen økte fra omkring $5 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ til $10\text{-}15 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ rundt 28. mai (**Figur 5**), dvs. at ferskvannstilrenningen da ble tilstrekkelig til å gi en volumøkning på innsiden som tilsvarte tidevannsvariasjonen på utsiden uten noen strøm inn gjennom Lagstrømmen. I første del av perioden var det dessuten relativt store vannstandsvariasjoner på utsiden av Lagstrømmen sammenlignet med perioden etter 28. mai.

Det vannet som strømmer inn i overflaten ved stigende vannstand i første del av tidsserien ser ikke ut til å være dominert av nytt vann fra Sandnesfjorden. **Figur 39 a** og **b** viser samvariasjon mellom temperatur og saltholdighet (TS-diagrammer) hhv. i starten og slutten av tidsserien. Plottet til venstre (a) sammenligner målingene fra tidsserien 25. mai med dyp-profiler innenfor og utenfor Lagstrømmen fra toktet dagen før. En ser at variasjonen i temperatur og saltholdighet i tidsserien i stor grad følger variasjonen i dyp-profilene på innsiden, som har en helt annen relasjon mellom temperatur og saltholdighet enn på utsiden. Antagelig er det vannet med høy saltholdighet som passerer måleren ved stigende vannstand 25. mai en returstrøm innover av vann fra dypere lag på innsiden som har blitt trukket opp i nedre del av utstrømningen i Lagstrømmen ved fallende vannstand. Når vannstanden igjen øker, og det blir innstrøm gjennom Lagstrømmen, ser det ut til at det særlig er dette vannet som kommer tilbake, men nærmere overflaten.

Plottet på høyre side (b) viser tilsvarende data fra tidsserien 31. mai til 1. juni sammenlignet med dyp-profiler fra toktet rett etterpå. Her holder saltholdighet og temperatur seg som i overflatelaget på innsiden, til dels med høyere temperatur som kan tyde på lokal oppvarming i den grunne kanalen i perioder med lite strøm.



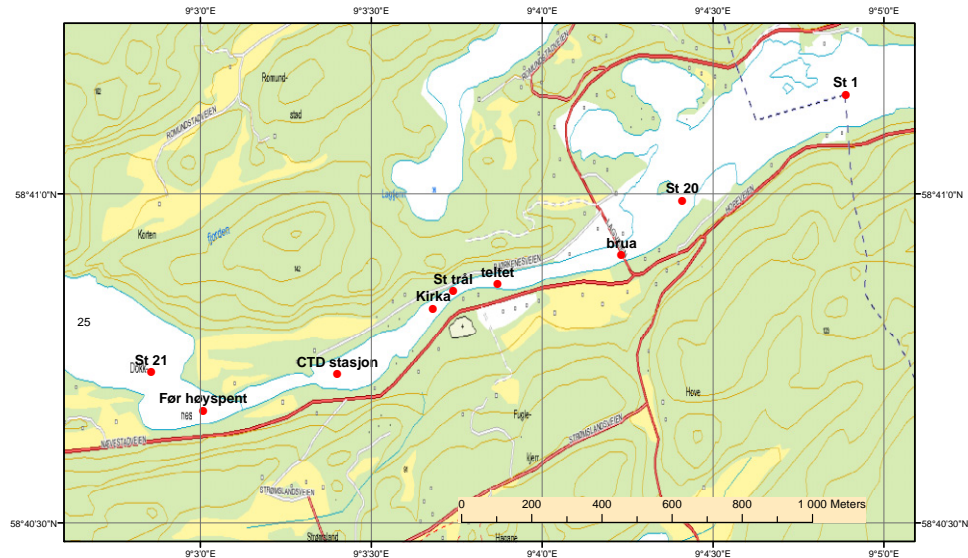
Figur 39. Sammenheng mellom saltholdighet og temperatur i tidsserien fra STD-logger i Lagstrømmen og i dyp-profiler innenfor og utenfor Lagstrømmen på omtrent samme tid. Isolinjer for konstant tetthet er tegnet inn i figurene. **a:** Lagstrømmen 25. mai sammenlignet med dyp-profiler ett døgn før. **b:** Lagstrømmen 31.mai⁻¹. juni sammenlignet med dyp-profiler rett etterpå.

Ut fra disse målingene kan det konkluderes med at fisk eksponert i bur ved Doknes, Strandane og til en viss grad ved Pålane opplevde varierende saltholdighet og derfor varierende Al-belastning. Bedømt ut fra **Figur 39** ser det ut til at innstrømmingen ved lav vannføring er dominert av en returstrøm i overflaten av vann fra dypere lag fra Nævestadfjorden som har blitt trukket med ut gjennom Lagstrømmen på synkende tidevann, men blir liggende på utsiden og kommer tilbake ved stigende tidevann. Ut fra oksygenmålingene i Songevatn/Nævestadfjorden kunne en vente at returstrømmen skulle ha lavt oksygeninnhold fordi det opprinnelig kommer fra dypvannet på innsiden, men oksygenmålingene som er vist i **Figur 38** tyder på at det har skjedd en effektiv lufting og/eller blanding med mer oksygenrikt vann i forbindelse med ut- og innstrømmingen gjennom Lagstrømmen. Stasjoner innenfor og utenfor Lagstrømmen hadde mer gradvise, langsomme variasjoner. Ettersom burene var opphengt fra vannoverflaten vil de stige/synke med tidevannet. Dette gir noe mindre variasjon for fisken enn om burene hadde vært fast forankret fra bunnen.

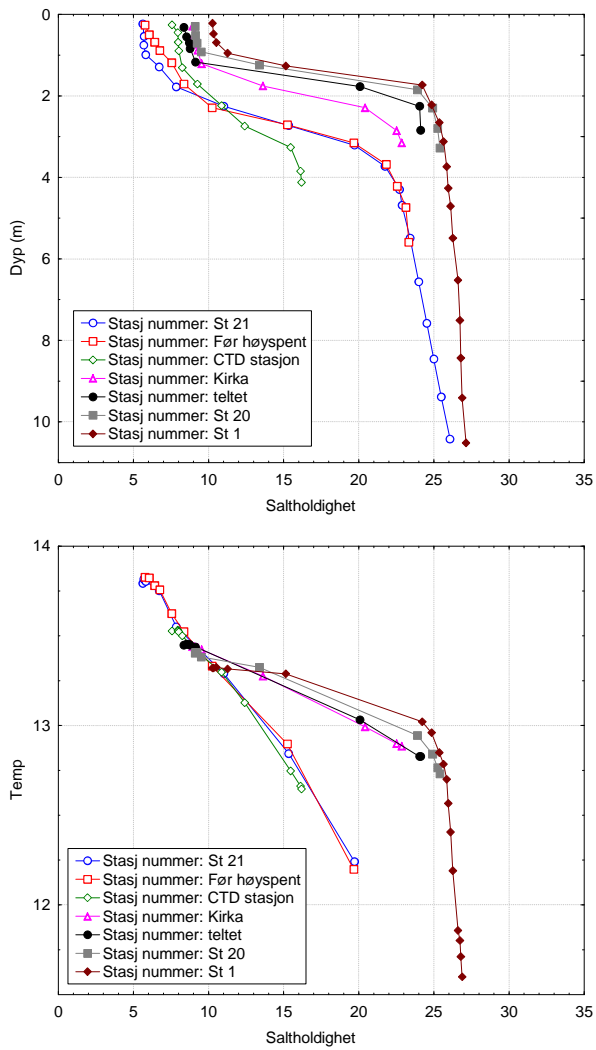
5.4.5 Lengdesnitt gjennom Lagstrømmen 1. juni

Inne i Nævestadfjorden lå sprangsjiktet fra 2 til 4 m dyp, og med saltholdighet på ca. 6 ‰ i overflaten. Utenfor Lagstrømmen var det et tynnere og noe saltere overflatelag. De mellomliggende stasjonene

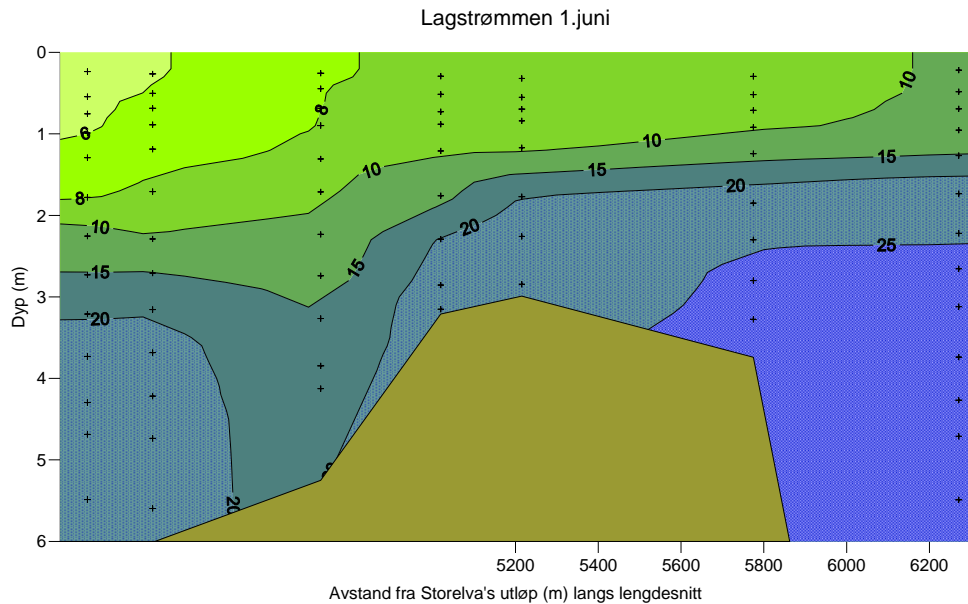
viser en gradvis overgang i overflatesaltholdighet med avstand. Det samme gjelder også sprangsjiktets beliggenhet for de fleste profilene. Unntaket er ved CTD-stasjonen, hvor saltholdigheten varierer mindre med dypet enn på de andre stasjonene. Overflatesaltholdigheten ved CTD-stasjonen lå mellom stasjonene innenfor og utenfor, men på 3-4 m dyp var saltholdigheten lavere enn på noen annen stasjon. TS-diagrammet viser at det er det samme vannet som er på Stasjon 21, "før høyspent" og ved "CTD-stasjonen", men at vannet er ulikt plassert i dyp. CTD-stasjonen har overflatevann som ser ut til å være kommet fra 1-2 m dyp inne i fjorden, mens vannet på 4 m dyp kommer fra 3 m dyp lenger inn. Det er altså tendens til en opphopning av vann fra sprangsjiktet akkurat ved CTD-stasjonen.



Figur 40 viser dyp-profiler og TS-diagram for målingene i og i nærheten av Lagstrømmen 1. juni. Dyp-profilene viser økende overflatesaltholdighet og avtagende tykkelse av sprangsjiktet ut gjennom Lagstrømmen. TS-diagrammet viser sammenfallende profiler på alle stasjoner for saltholdighet opp til 10, dvs. at det skjer liten vertikal blanding innenfor overflatelaget ned til saltholdighet ca. 10 på veien ut gjennom Lagstrømmen. Vann med høyere saltholdighet ved Kirka og teltet ser ut til å være en blanding av vann fra innsiden og utsiden, men dominert av vann fra utsiden. Hovedskillet og viktigste terskeldyp ser dermed ut til å ligge innenfor Kirka.



Figur 40. Målte dyp-profiler i Lagstrømmen 1. juni. Til venstre saltholdighet som funksjon av dyp, til høyre TS-diagram, med sammenhengen mellom temperatur og saltholdighet i de samme profilene. Profilene er listet i figurforklaringen sortert fra vest mot øst.



Figur 41. Lengdesnitt av saltholdighet gjennom Lagstrømmen 1. juni. De dyp-profilene som er brukt som grunnlag for isolinjene er markert i figuren, med saltholdighet avlest med sonden på vei oppover.

5.4.6 Oppholdstid og strømningsmønster i hovedbassengene

Songevatn og Nævestadfjorden har et samlet overflateareal på omkring 2,45 km². Ved toktene fra og med 24. april til og med 1. juni 2007 var det et ca. 1,5 m tykt overflatelag med saltholdighet 4,5 til 7 ‰. Hvis det antas at saltinnholdet skyldtes innblanding nedenfra og utenfra av vann med saltholdighet ca. 25 ‰, vil overflatelaget inneholde 2,8 mill m³ ferskvann. Ved vannføringer 5-10 m³ • s⁻¹ tilsvarer det en oppholdstid på 3 til 6 døgn for overflatelaget.

Ved målingen 21. august var brakkvannslaget ca. 4 m tykt, med saltholdighet 3 ‰. Under samme forutsetninger som ovenfor for innblanding med sjøvann, og ut fra vannføringen som i dagene før varierte mellom 30 og 40 m³ • s⁻¹, kan oppholdstiden til overflatelaget anslås til 2,5 til 3 dager.

Samlet vannføring kan ha vært 20 % høyere pga. avrenning lokalt til Songevatn/Nævestadfjorden og oppholdstidene tilsvarende kortere.

I hele vårperioden 2007 var det fra 1 til 1,5 m dyp et skarpt sprangsjikt hvor saltholdigheten økte til ca. 15 ‰, og videre nedover med en mer gradvis økning til 25 ‰ ved omkring 10 m dyp. Under 15 m dyp var saltholdigheten ganske konstant ca. 27,5 ‰. Vannstand innenfor Lagstrømmen har stort sett en forskjell på 10-20 cm mellom lavvann og høyvann i løpet av 6 timer, med ca. 30 % dempning i forhold til vannstandsvariasjonene i kystvannet utenfor. Det er neppe noen dempning mellom Songevatn og Nævestadfjorden. Tidevannsvariasjonene gir en volumendring innenfor Lagstrømmen på 0,25 til 0,5 mill. m³ i løpet av 6 timer, dvs. 11-23 m³ • s⁻¹.

Ved lave vannføringer

Ved lave vannføringer, dvs. under ca. 10 m³ • s⁻¹ i Storelva, (korrigeret i forhold til endra estimat for vannføring = 6,7 m³ • s⁻¹) vil vannutvekslingen være dominert av skiftende inn/utstrøm gjennom Lagstrømmen med varierende vannstand. Tidevannsutvekslingen ved lave vannføringer vil ikke nødvendigvis gi noe lavere oppholdstid, fordi det i stor grad er returstrøm av tyngre og saltere vann som kommer inn ved den periodiske innstrømmingen, ikke friskt overflatevann utenfra.

Omkring middelvannføring

Omkring middelvannføring vil det være en varierende netto utstrømning i overflatelaget; ved stigende vannstand liten eller ingen netto utstrømning gjennom Lagstrømmen fordi ferskvannstilrenningen omtrent tilsvarer volumøkningen, mens utstrømningen på fallende vannstand blir summen av volumminskning og ferskvannstilførsel. Pga. forskjell i lagdeling innenfor og utenfor Lagstrømmen vil det i perioder med lite netto strøm være strøm utover av brakkvann i overflaten og innover av salt vann langs bunnen.

Ved økende vannføring

Ved økende vannføring ut over $20 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ (korrigert i forhold til endra estimat for vannføring = $13,5 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$) vil det i sterkere grad blir strøm utover i hele tverrsnittet i Lagstrømmen, og pga. medrivning av vann fra mellomdyp vil da tykkelsen av brakkvannslaget etter hvert øke. Det vil også være en viss lagdeling i strømmen på stigende vannstand, slik at det blir en mer eller mindre kontinuerlig utstrøm gjennom Lagstrømmen. Også da vil utstrømningen være pulset. Ved stigende vannstand vil ferskvannet i hovedsak akkumulere i overflaten i Songevatn og Nævestadfjorden, men med tolagsstrøm i Lagstrømmen pga. tetthetsforskjell i overflaten mellom Nævestadfjorden og Sandnesfjorden. Ved synkende vannstand blir det strøm utover gjennom Lagstrømmen, tilsvarende summen av ferskvannstilrenning og volumreduksjon på innsiden.

Densimetrisk Froude-tall:

Tverrsnitt 20 m bredde, antar middeldyp 2 m, største dyp 3 m og tverrsnitt $A=40 \text{ m}^2$.

$$F' = \frac{u}{\sqrt{g \frac{\Delta\rho}{\rho} h}} = \frac{\frac{Q}{A}}{\sqrt{g \frac{\Delta\rho}{\rho} h}}$$

Kritisk verdi 1, med relativ sjiktning 0,020, og $h=3$:

$$Q = A \sqrt{g \frac{\Delta\rho}{\rho} h}$$

Kritisk verdi på volumfluksen ut gjennom Lagstrømmen for å gi enveis transport ut i alle dyp er ca. $30 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ (korrigert i forhold til endra estimat for vannføring = $20 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$). Siden volumøkning på innsiden pga. av tidevannsvariasjon kan være opp til $20 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$. kreves en ferskvannstilrenning på ca. $30 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ for å opprettholde kontinuerlig enveis strøm ut gjennom Lagstrømmen i hele tverrsnittet, dvs. på alle dyp. Det er hva som kreves for å opprettholde volumfluks $20 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ ved stigende vannstand; det antas da liten innblanding av saltvann i det utstrømmende overflatelaget.

Å fylle opp hele volumet med ferskvann: volum 55 mill m^3 under 2,5 m med vannføring $50 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$, ville ta 13 dager hvis alt akkumulerte i Songevatn/Nævestadfjorden. I praksis vil det ta mye lengre tid, fordi det samtidig vil renne store mengder brakkvann ut av fjorden.

Fra midten av april til slutten av juni 2007 varierte vannføringen stort sett mellom 5 og $8 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$, (korrigert i forhold til endret estimat for vannføring = mellom $3,3$ og $5,3 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ og nådde opp i området $10-15 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ (korrigert til $6,7$ til $10 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$) bare én dag midt i mai og noen dager i månedsskiftet mai-juni. I hele perioden for utvandring av smolt har Lagstrømmen derfor hatt skiftende inn- og utstrømning dominert av tidevannsvekslingene. Mellom Songevatn og Nævestadfjorden har

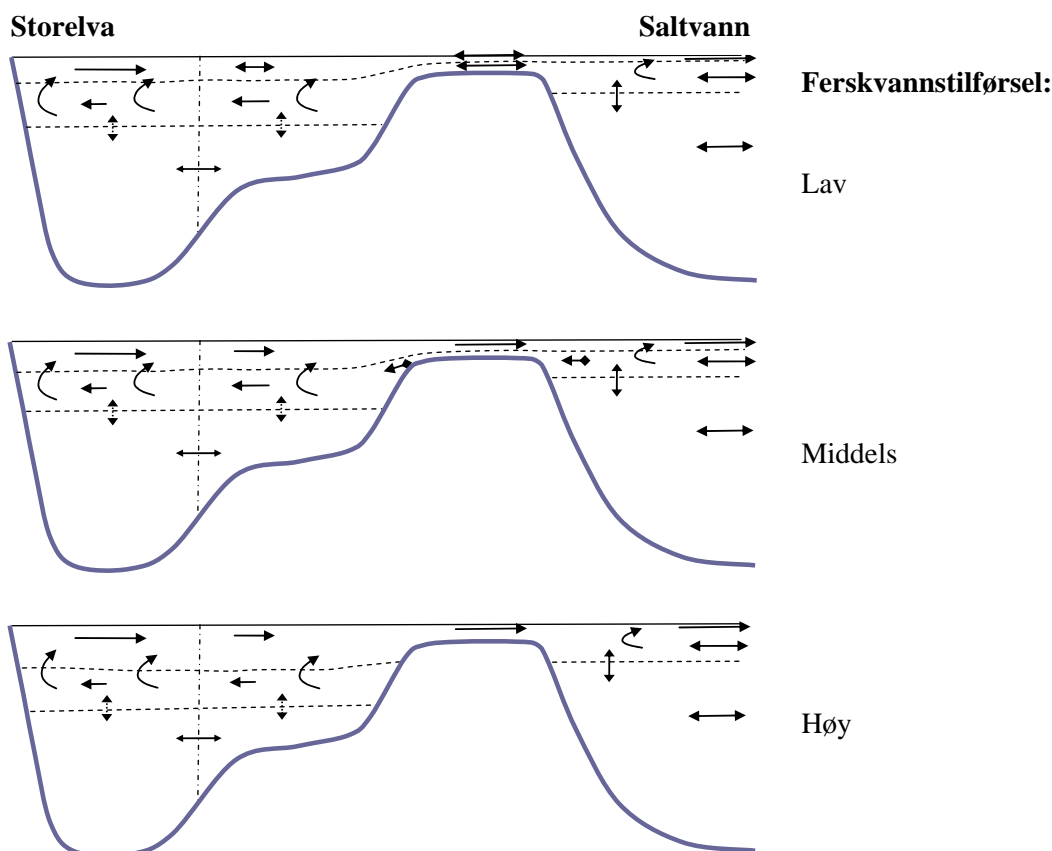
det i større grad vært en kontinuerlig estuarin sirkulasjon, med utstrømning i overflaten og innstrømning på mellomdyp.

Bare fra 3. til 9. juli og fra 16. til 23. august var vannføringen i elva klart større enn volumøkning ved stigende tidevann i Songevatn og Nævestadfjorden, dvs. at det var kontinuerlig utstrømning uten stor tidevannsvariasjon. Av tokt datoene var det bare 21. august at situasjonen i uka før målingene har vært dominert av slik kontinuerlig utstrømning gjennom Lagstrømmen. Dette gjaldt spesielt fra 16. til 19. august da vannstandsvariasjonene mellom flo og fjære i kystvannet var ganske små (10-15 cm; data fra sjøkartverket).

5.4.7 Blandingsforløp ved elvemunningen

Målinger ble gjort på flere steder nær elvemunningen ved starten av toktet 24. mai, ved stigende vannstand. Elvevannet hadde på måletidspunktet temperatur 13 °C. På alle stasjonene nær utløpet var det et 1,5 m tykt overflatelag med omtrent denne temperaturen. Saltholdigheten nær overflaten varierte fra 5-10 ‰ på ulike stasjoner, og økte til omkring 15 ‰ på 1,5 m dyp. Temperaturen var omkring 12-13 °C i hele dette sjiktet, avtok lineært til 9 °C ved 4-5 m dyp. Det øverste sjiktet ser derfor ut til å være dannet ved blanding mellom ferskvann og saltere vann fra omkring 2 m dyp med omtrent samme temperatur og saltholdighet mellom 15 og 20.

21. august er det et ca. 4 m tykt brakkvannslag i Songevatn og Nævestadfjorden, med saltholdighet 2-3 ‰ og temperatur på 17-18 °C. Temperaturen har et maksimum på 18,5 °C ved 4,5 m dyp, noe som var litt høyere enn det som ble målt ute i Sandnesfjorden. Det kan dermed være en rest av ferskvannstilrenning noen dager før, da elvevannet hadde temperatur 19-20 °C.



Figur 42. Skisse av hovedtrekk i strømmønsteret i Songevatn/Nævestadfjorden/Sandnesfjorden ved lav, midlere og høy ferskvannstilrenning

5.5 Sammenhenger mellom Al og salinitet

Det er ikke bare Al konsentrasjon i elvevannet som er avgjørende for giftighet til Al i brakkvannet. Ikke alle former av Al i ferskvann representerer en kilde til gjelleakkumulert Al i brakkvann. Variasjon i konsentrasjon og fordeling mellom tilstandsformene innebærer at belastningen i Songevatn vil variere gjennom forsøksperioden. Fra tidligere forsøk er det vist at partikulært og kolloidalt Al i liten grad bidrar til akkumulering av Al på gjeller til fisk i ferskvann, men representerer en kilde til akkumulert Al i brakkvann. Al som i ferskvannet var irreversibelt assosiert på overflater av partikulært og kolloidalt Al vil i brakkvann mobiliseres (spesielt fra organisk materiale) og bidra til gjellereaktivt Al som akkumulerer på gjeller til fisk i brakkvann (Teien et al., 2006). I brakkvann måles dette som økte konsentrasjoner av LMM Ali og total Ali. I Storelva er en betydelig del av kolloidalt Al assosiert til organisk materiale. Det var en god korrelasjon mellom konsentrasjonen av kolloidalt DOC og kolloidalt Al ($R^2=0.89$). Samtidig vil positivt ladd Al (Ali) som akkumulerer på gjeller til fisk i ferskvann også akkumulere på gjeller til fisk etter innblanding av sjøvann. Konsentrasjonen av Ali i Storelva er lav og bidrar i liten grad til gjellereaktivt Al i fjorden (se kapittel 5.3).

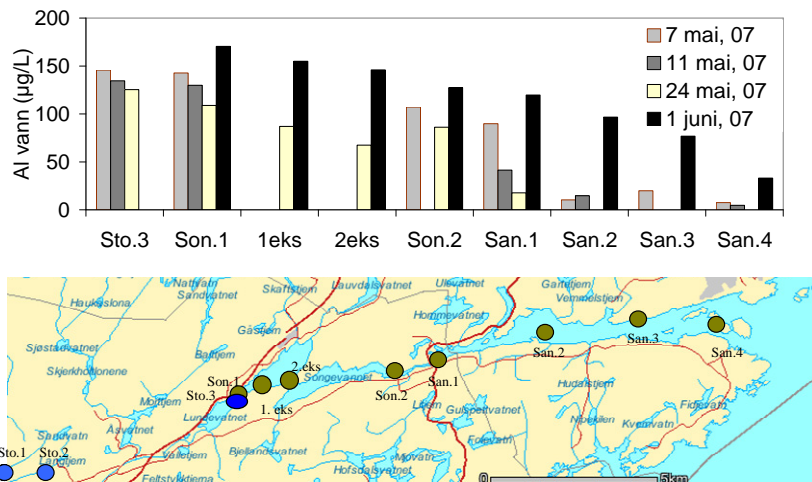
5.5.1 Al på de ulike stasjonene i brakkvann

Sjøvann inneholder lite Al og konsentrasjonen av total-Al på den enkelte stasjon i fjordsystemet forventes derfor å være relatert til fortykning av Al tilført med elvevann. Fortykning vil være knyttet til økning i saltinnhold. Det forventes derfor at konsentrasjonen av Al vil avta fra Songevatn til fjordmunningen.

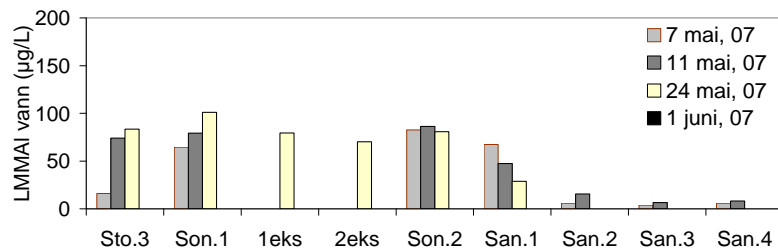
Ettersom saltholdighet varierte over tid på den enkelte stasjon, og tilførselen av Al fra Storelva varierte, vil Al-konsentrasjonen variere over tid på en gitt lokalitet. Denne variasjonen vil være størst på stasjoner påvirket av flo/fjære, men også stor på stasjoner med varierende påvirkning fra ferskvann. Stasjonene Doknes, Strandane og Pålene vil være særlig utsatt for raske skiftninger i salinitet, mens stasjon Strømmen vil være påvirket av ferskvann.

Al-konsentrasjonen avtok som forventet pga. fortykning med sjøvann fra elvemunningen og utover i Sandnesfjorden (**Figur 43**). På den enkelte stasjon avtok også Al fra tidlig i mai til 24. mai, for deretter å øke mot juni (som forventet ut fra endringer i tilført Al). Mens det i mai ble målt avtagende og lave Al-verdier ytterst i Sandnesfjorden, var konsentrasjonene økt 1. juni.

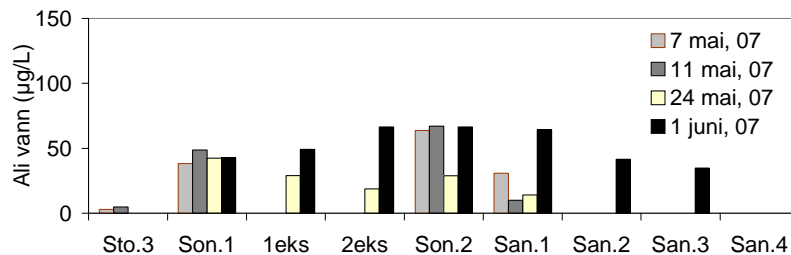
Konsentrasjonen av Al som forelå som LMM Al økte fra elvemunningen mot Strandane i Lagstrømmen, men var lave i Sandnesfjorden (**Figur 44**), mens konsentrasjonen av kolloidalt Al avtok fra elvemunningen mot Strandane i Lagstrømmen til tilnærmet fraværende i Sandnesfjorden. Dette antyder at Al assosiert med kolloidalt materiale (som kolloidalt DOC) ble transformert til LMM Al. Konsentrasjonen av Al som forelå som Ali økte også fra elvemunningen mot Strandane 7. og 11. mai, men avtok til 24. mai. I juni ble det påvist Al som Ali også i Sandnesfjorden (**Figur 45**). Dette skyldes at enkelte stasjoner i Sandnesfjorden på dette tidspunktet var påvirket av ferskvann og at tilførselen av Al var høy. Vannkvalitet med saltinnhold 2 til 10 ‰ dekket enn større del av fjordområdet 1. juni sammenlignet med situasjonen i mai (**Figur 31**).



Figur 43. Konsentrasjonen av totalt Al ved de enkelte lokalitetene i Songevatn og Sandnesfjorden 7. mai, 11. mai, 24. mai og 1. juni 2007. Prøvepunktene er antydnet på kartet.



Figur 44. Konsentrasjonen av LMM Al ved de enkelte lokalitetene i Songevatn og Sandnesfjorden 7. mai, 11. mai, 24. mai og 1. juni 2007. Prøvepunktene er antydnet på kartet i fig 43.



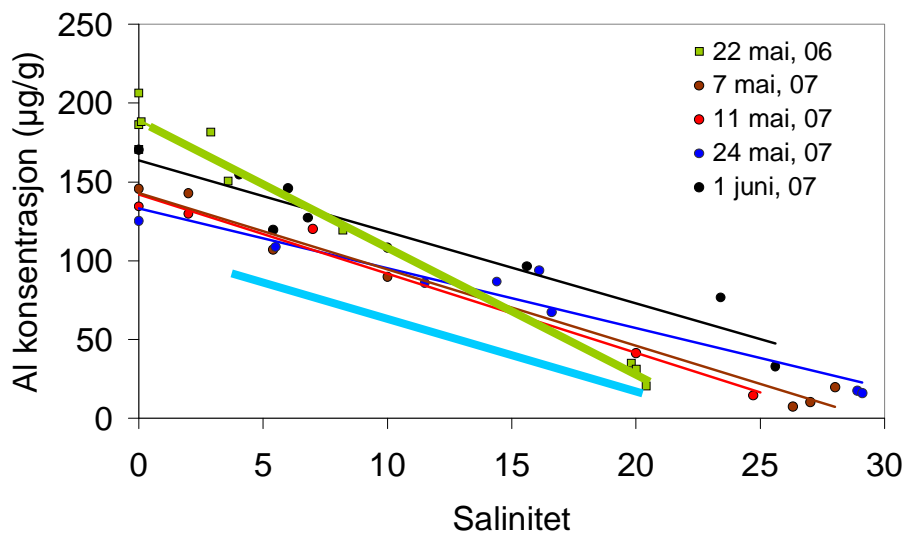
Figur 45. Konsentrasjonen av Ali ved de enkelte lokalitetene i Songevatn og Sandnesfjorden 7. mai, 11. mai, 24. mai og 1. juni 2007. Prøvepunktene er antydnet på kartet i fig 43.

5.5.2 Al-fraksjoner og salinitet

Konsentrasjonen av Al i utløpet av fjorden (St.Furøy) var normalt <5 % av det som ble målt i tilført ferskvann (Storelva og Steaelva). Innblanding av saltvann i vann fra Storelva resulterer således i en fortykning av Al. Al-konsentrasjonen i brakkvann avtar lineært med økende saltholdighet (**Figur 46**).

Prøver tatt 1. juni 2007 skiller seg ut fra prøver innsamlet i mai ved at total-konsentrasjonen i forhold til saltinnhold var høy. Dette skyldes økt tilførsel av Al fra 25. mai 2007. Så selv om fortynningsraten er lik, er tilførselen høyere enn i mai.

2006 skiller seg fra 2007 med kraftigere fortykning ved økende sjøvannsinnblanding. Årsaken til denne forskjellen er ikke avklart. Sammenhengen i 2007 var mer lik de som ble målt i 2005 (Kroglund m.fl., 2007). En vesentlig forskjell mellom årene er vannføring. Mens denne var "meget" høy i 2006, var den lav i 2005 og 2007. Selv om alle prøver i løpet av ett tokt innsamles på 1 dag, trenger ikke vannet på den enkelte stasjon representere tilførselen denne dagen (jfr. oppholdstider i de ulike bassengene).



Figur 46. Endringer i total-Al med økende saltholdighet på 4 prøvetakingsdatoer i 2007. Verdier for 2006 (grønn linje) og 2005 (lyseblå strek) er inkludert for sammenlikning. Likninger ulike datoer: 2005; $Al = -8 + 190Sal$, $R^2 = 0.98$, 7mai 2007; $Al = -5 + 143Sal$, $R^2 = 0.98$, 11mai 2007; $Al = -5 + 143Sal$, $R^2 = 0.98$, 24mai 2007; $Al = -4 + 132Sal$, $R^2 = 0.97$, 1juni 2007; $Al = -5 + 164Sal$, $R^2 = 0.91$

Partikulært Al avtar også lineært med økende innblanding av sjøvann (**Figur 47a**). Resultatene indikerer således at konsentrasjonen av partikulært Al er styrt av fortykning og bidrar lite til andre Al tilstandsformer i brakkvannet.

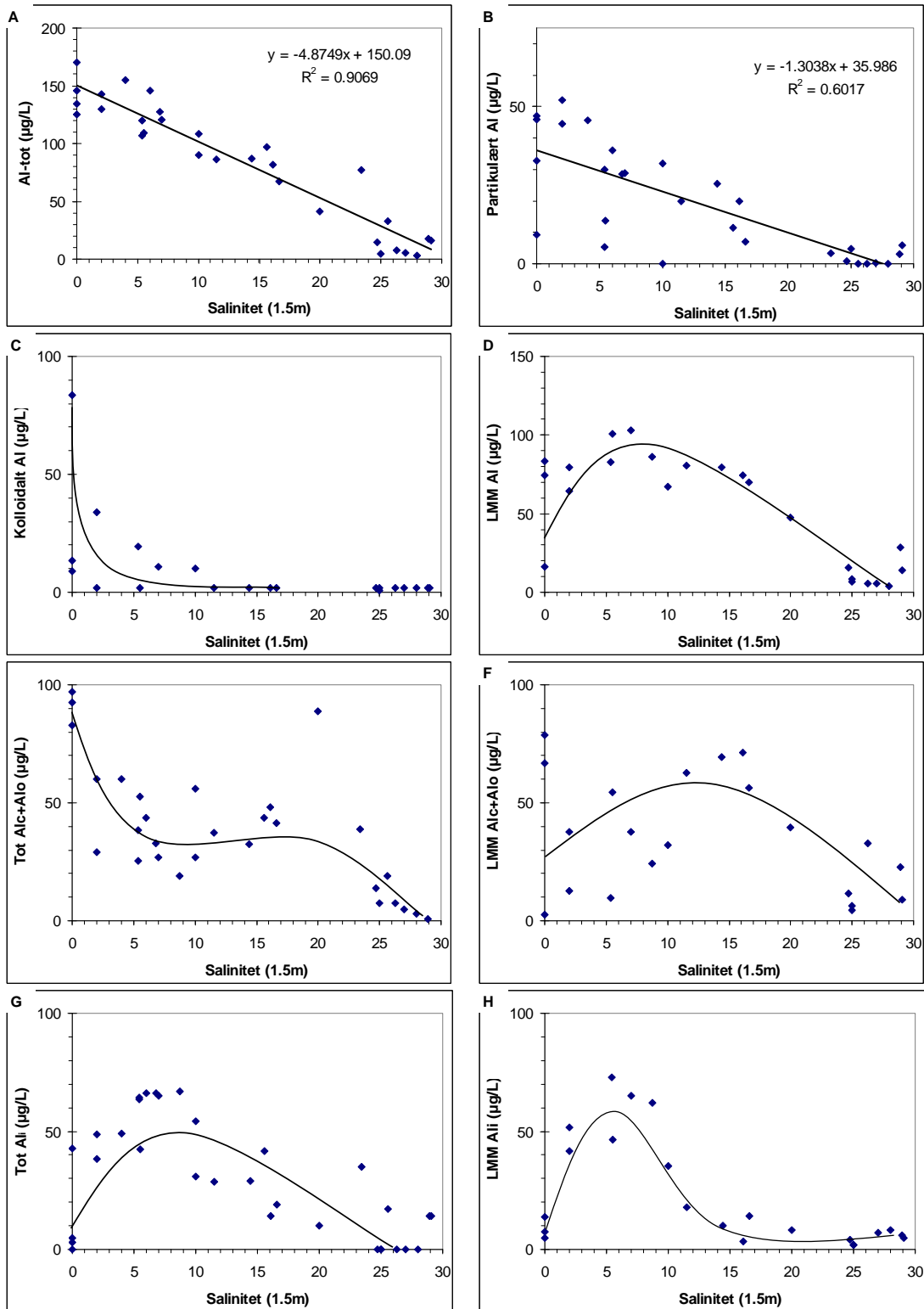
I fjordsystemet avtar konsentrasjonen av kolloidalt Al mer enn det fortykning skal tilsi (**Figur 47b**). Samtidig øker konsentrasjonen av LMM Al til tross for at konsentrasjonen av totalt Al avtar. Resultater viser at det er en endring i størrelsesfordelingen av Al tilstandsformer i fjordsystemet sett i forhold til ferskvannet, og at LMM-andelen av totalt Al øker til nærmere 90 %. Økt konsentrasjon av LMM Al kan være et resultat av at Al reversibelt assosiert med kolloidalt materiale (organisk) mobiliseres etter innblanding av sjøvann og ionebytting med Ca, Mg og Na. Dette er i samsvar med tidligere observerte Al-transformasjoner ved innblanding av sjøvann i ferskvann (Teien et al., 2006).

Konsentrasjonen av Ali økte også etter innblanding av sjøvann, mens den totale konsentrasjonen av Alc+Alo avtok. Al assosiert med organisk materiale vil i liten grad bli sittende i en ionebytter og vil derfor inngå i Alc- og Alo-fraksjonen. Resultater viser at reaktiviteten til Al-tilstandsformene endres etter innblanding av sjøvann og konsentrasjonen av Al som er reaktivt for en ionebytter (Ali, positivt ladd) øker i brakkvannet. Konsentrasjonen av Ali økte med økende innblanding av sjøvann fra 0 til 5

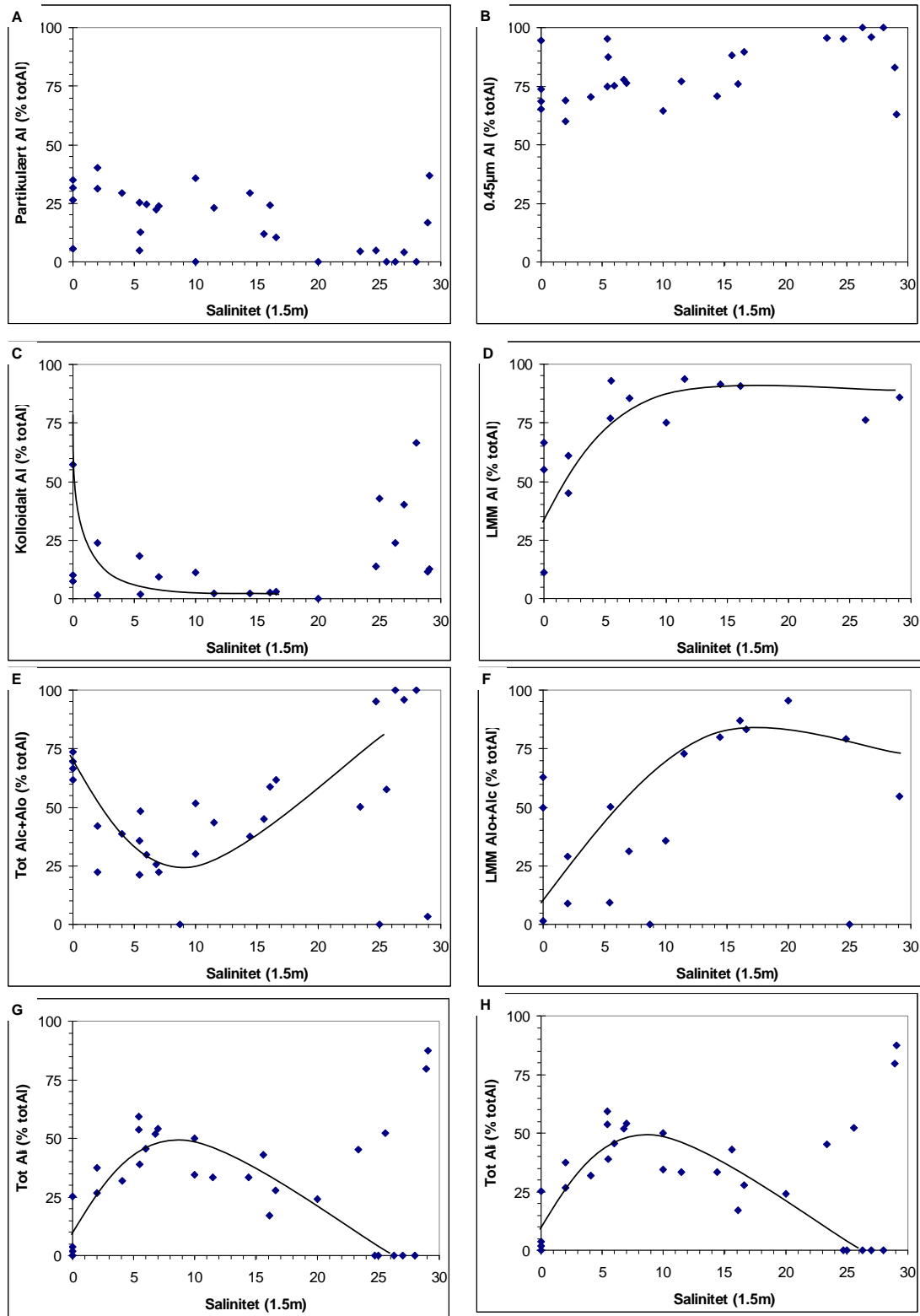
ppt og var høyest i vann med salinitet 5-8 ppt. Konsentrasjonen av Ali avtok igjen med ytterligere økende salinitet fra 8 til 30 ppt. Økt konsentrasjon av Ali i vannet forklares med redusert konsentrasjon av Alc og Alo. Mobilisering av Al assosiert til overflater av uorganisk og organiske materiale etter innblanding av sjøvann og ionebytting med Ca, Mg og Na vil øke konsentrasjonen av Ali og redusere konsentrasjonen av Alc og Alo.

Konsentrasjonen av LMM Ali øker tilsvarende som totalt Ali med økende salinitet fra 0 til 5 ppt. Dette antyder at økningen i totalt Ali skyldes økning i LMM Ali. Konsentrasjonen av LMM Ali er høyest i brakkvann med salinitet 5-8 ppt, og avtar raskt med økende salinitet i vannet fra 8 til 15 ppt. Denne reduksjonen av LMM Ali er større enn reduksjonen i totalt LMM Al og indikerer at ladningen til Al endres ved økende innblanding av sjøvann fra 5 til 15 ppt slik at LMM Ali transformeres til LMM Alc og Alo. Det observeres derfor en økende konsentrasjon av totalt LMM Alc og Alo med økende salinitet fra 0 til 15 ppt (Figur 48F).

Resultatene indikerer at partikulært Al avtar som følge av fortykning med sjøvann og at Al assosiert med partikulært materiale i liten grad er assosiert med organisk materiale siden konsentrasjonen av partikulært organisk materiale er svært lav. Al assosiert med kollidalt materiale i Storelva består trolig av en betydelig andel Al assosiert med organisk materiale. Al assosiert med kolloidalt materiale mobiliseres ved innblanding av sjøvann og det er en økende mobilisering med økende konsentrasjon av basekationer i brakkvannet som bidrar til økende ionebytting av Al assosiert med det elvetransportert kolloidale materialet. Mobilisering av Al reversibelt bundet til kolloidalt uorganisk og organisk materiale bidrar til økt konsentrasjon av LMM Ali som har en positiv ladning (reaktivt for ionebytter Chelex 100). Men med økende salinitet fra 5 til 15 ppt er det en transformasjon av LMM Ali til LMM Alc+Alo, dette trolig som følge av økt oppholdstid i vannet med høy pH. Transformering av LMM Ali til LMM Alo er observert i kontrollerte karforsøk med ferskvann-sjøvann blandinger i det aktuelle salinitetsområdet (Teien et al., 2006).



Figur 47. Variasjon i konsentrasjonen av Al fraksjoner i brakkvann med økende salinitet basert på alle prøver innsamlet våren 2007. A) totalt Al, B) partikulært Al, C) kolloidalt Al, D) LMM Al, E) total Alc+alo, F) LMM Alc+Alo, G) totalt Ali og F) LMM Ali. Linjene i figur C-F er trukket for hånd.



Figur 48. Variasjon av prosentforhold av Al fraksjoner i forhold til totalt Al basert på alle prøver fraksjonert våren 2007. A) partikulært, B) 0.45µm filtrert Al, C) kolloidalt, D) LMM, E) total Al_c+Al_o, F) LMM Al_c+Al_o, G) totalt Al_i og E) LMM Al_i med salinitet samlet. Linjene i figur C-H er trukket for hånd. E

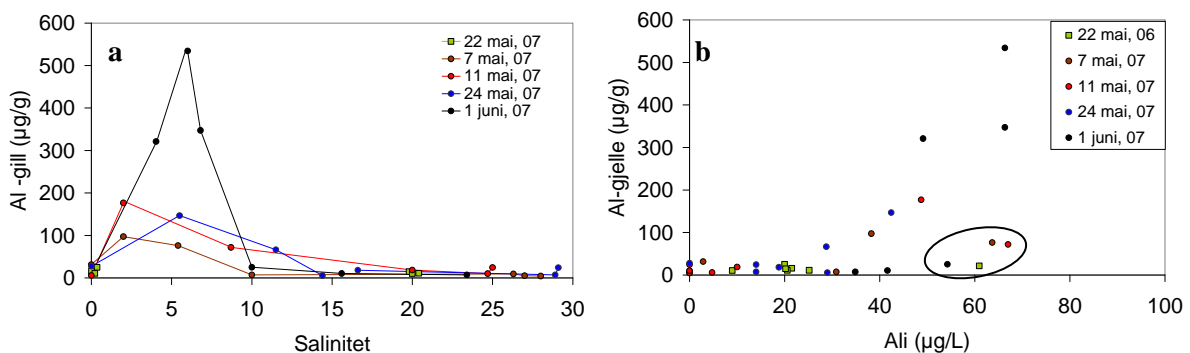
5.5.3 Gjelle-Al og Al-fraksjoner i brakkvann

Fisk eksponert i brakkvann hadde mer Al på gjellene enn fisk i ferskvann (**Figur 49**). Konsentrasjon av gjellereaktivt Al øker etter innblanding av sjøvann i elvevannet. Konsentrasjonen var høyest i fisk som var plassert i brakkvann med saltinnhold i området 2-10 ‰. Ved 15 ‰ kunne Al fortsatt akkumuleres, men nivåene her var klart lavere enn ved 10 ‰.

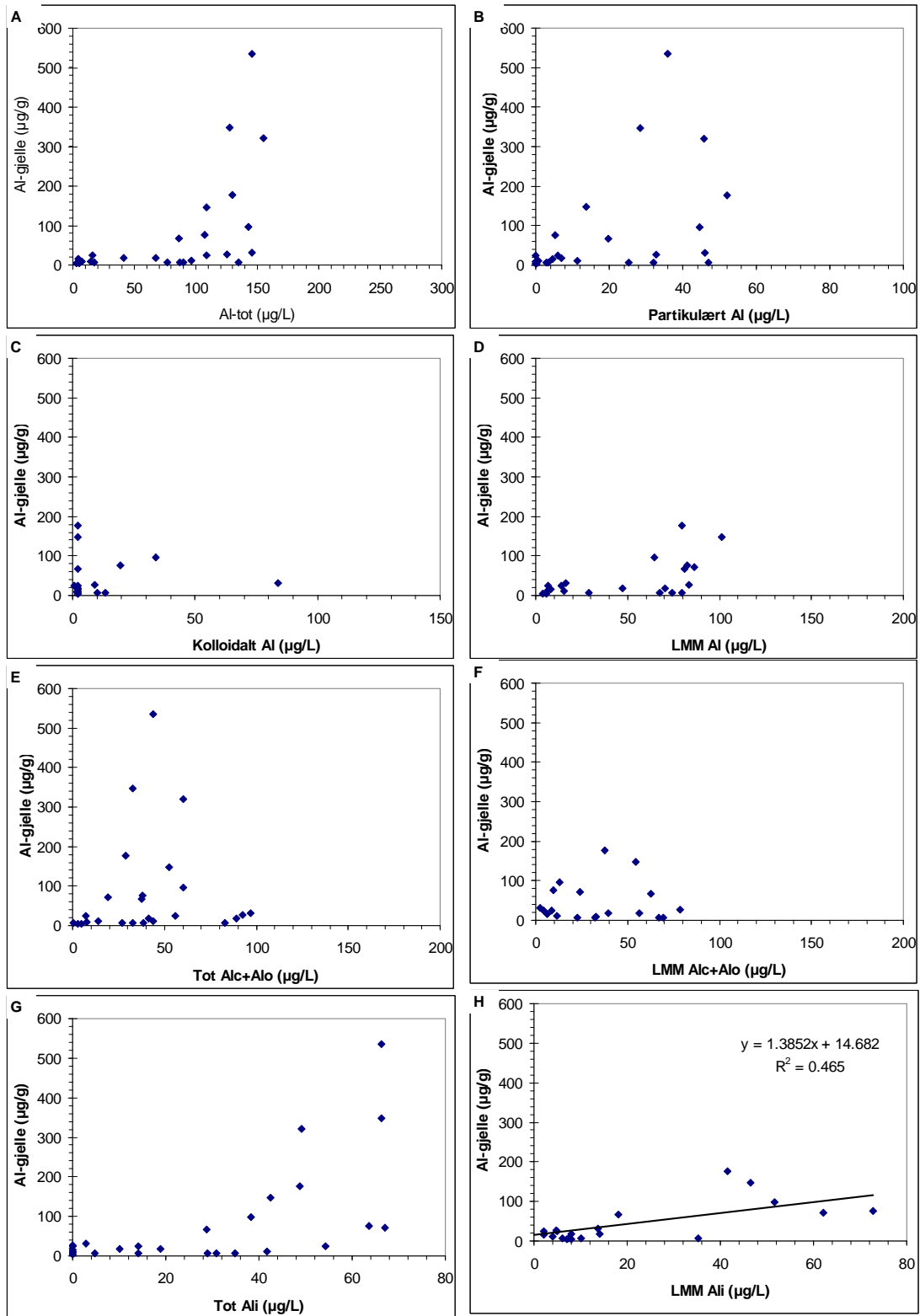
Det er en varierende sammenheng mellom konsentrasjonen av Al-tilstandsformer og Al-konsentrasjon i gjeller hos fisk (**Figur 49**). Det er ingen sammenheng mellom konsentrasjonen av partikulært Al, kolloidalt Al, totalt Al_c+Al_o og LMM Al_c+Al_o i vann og konsentrasjonen av Al i gjeller hos fisk. Det er en eksponentiell sammenheng mellom totalt Al ($R^2=0.42$), LMM Al ($R^2=0.28$), totalt Al_i ($R^2=0.49$) og LMM Al_i ($R^2=0.46$) i vann og Al i gjeller hos fisk. Konsentrasjonen av totalt Al var høyest i ferskvannet hvor Al-gjelle konsentrasjonen var lav. Tatt i betraktning at den totale Al-konsentrasjonen avtar med fortykning av sjøvann, mens konsentrasjonen av Al i gjeller øker etter innblanding av sjøvann, er total-Al konsentrasjon i vannet ingen god forklaring på avsetning av Al på gjeller til fisk. Avsetningen av Al på gjeller var høyest i de vannkvalitetene hvor konsentrasjonen av LMM Al_i var høyest. Konsentrasjonen av LMM Al_i i vannet avtok raskt ved økning av salinitet fra 8 til 15 ppt (**Figur 48 H**) tilsvarende gjorde Al-konsentrasjonen i gjeller hos fisk (**Figur 50**). Det er imidlertid enkelte punkt som skiller seg ut fra sammenhengen mellom Al_i i vann og Al på gjeller til fisk (**Figur 50b**). Felles for disse uteliggerne er at dette er prøver fra stasjonene som ligger i overgangen mellom 8 og 15 ppt (Doknes 7. og 11. mai samt Hopestranda 1. juni). Stasjoner som ligger i vannkvaliteter med 2-8 ppt har god sammenheng mellom konsentrasjonen av Al_i i vann og Al i gjeller, mens stasjoner over 15 ppt har lav konsentrasjon av Al_i i vann og lav konsentrasjon av Al i gjeller. Sammenheng mellom konsentrasjonen av Al_i i vann og Al på gjeller til fisk er avvikende på stasjoner med salinitet mellom 8-15 ppt. Dette kan bl.a. skyldes:

- Vannkvaliteten endres mye gjennom døgnet pga. flo og fjære, og det er vanskelig å få informasjon om Al-belastningen basert på vannkjemisk karakterisering.
- Gjelle-Al var i ulikevekt med vannkjemien
- Ikke alle former av LMM Al_i er like gjellereaktive

Slike avvik må forventes i dynamiske systemer. Konsentrasjonen av Al i gjeller i forhold til salinitet var høyest hos fisk prøvetatt 1. juni 2007, eller når konsentrasjonen av Al i elvevannet var høyest.



Figur 49. Sammenheng mellom (a) konsentrasjonen av Al i gjeller og saltholdighet i vann og (b) konsentrasjonen av Al i gjeller og Ali i vann. Avvikende punkter er innsirklet.



Figur 50. Sammenheng mellom konsentrasjon av Al-tilstandform og konsentrasjon av Al i gjeller hos fisk eksponert til vannet. A) totalt Al, B) partikulært Al, C) kolloidalt Al, D) LMM Al, E) totalt Alc+Alo, F) LMM Alc +Alo, G) Totalt Ali og H) LMM Ali. Figur C, D, F og H inkluderer ikke data fra 1 juni, da det ikke ble utført Al-fraksjonering med ultrafilter den dagen.

5.6 Gjelle-Al, -Fe og Na⁺K⁺-ATPase i brakkvann

5.6.1 Gjelle-Al

Saltholdighetsverdier målt under karakterisering av vannkjemi og prøvetaking av fisk er gitt i

Tabell 9. Saltnivå sammen med Al-konsentrasjon i elva kan benyttes som mål for eksponeringsdose.

St. 4. Gjelle-Al konsentrasjonene var generelt noe høyere hos smolt eksponert i bur på St.4 (Strømmen) enn i fangstfella plassert noen få meter unna (**Figur 51a**). Dette skyldes flere faktorer, hvor både eksponeringstid og forskjeller i salinitet er viktige årsaker. Saltinnholdet var høyere i buret enn i fella. Fisk i bur hadde generelt høye gjelle-Al verdier allerede 6. mai, eller før gravingen tok til. Prøvene 14. mai var lavere, for å øke til igjen til 24. mai. All fisk var prøvetatt på dette tidspunktet, slik at vi "mistet" data for 1. juni.

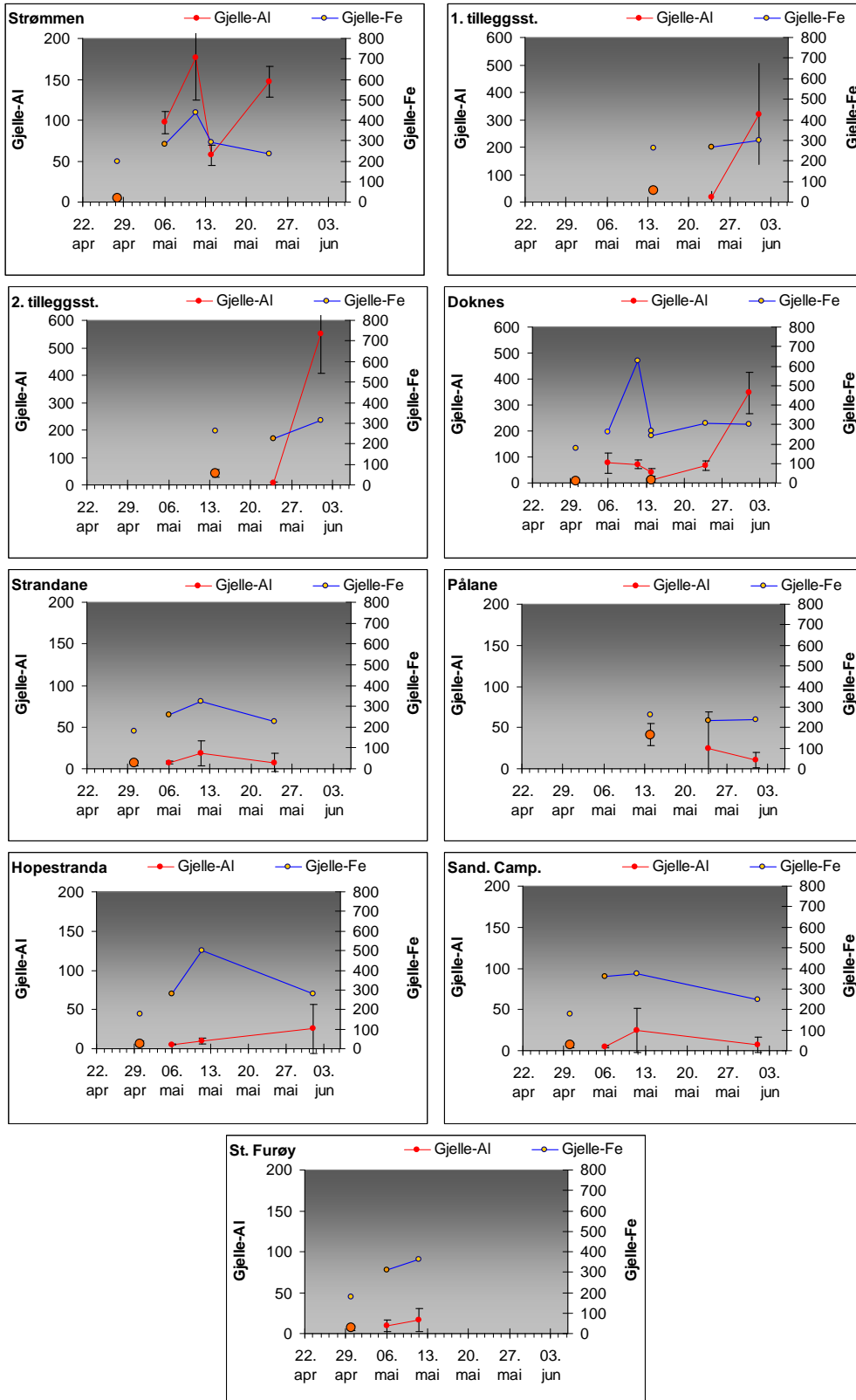
1. og 2. tilleggsstasjon. Gjelle-Al konsentrasjonene på 1. og 2. tilleggsstasjon var betydelig lavere enn det som ble målt på St. 4 (Strømmen) 24. mai (**Figur 51bc**). Dette kan ikke forklares med eksponeringsvarighet da fisken på tilleggsstasjonene på dette tidspunktet var eksponert i 10 døgn. Lav gjelle-Al kan forklares med at burene sto "for dypt", eller i saltere vann (>15 ppt) enn fisken i Strømmen (6 ppt). Fra 24. mai til 1. juni ble det målt en kraftig økning i gjelle-Al på 1. og 2. tilleggsstasjon. Denne økningen kan forklares med økt vannføring i Storelva, redusert salinitet og økt tilførsel av Al på stasjonene (4-6 ppt i burene). Økt vannføring medførte at dybden på det "brakke" laget økte. Dermed kom denne fisken inn i vann som var belastende. Foruten effekter målt som økt metall på gjellene, ble det også registrert dødelighet på 1. tilleggsstasjon 1. juni. Her var 40 % av fisken død. På 2. tilleggsstasjon døde 10 % av fisken. Vi har ikke tidligere observert dødelighet i dette området. Dødeligheten kan knyttes opp mot høye gjelle-Al verdier denne datoen.

St. 5. Stasjonen på utløpet av Nævestadfjorden (Doknes; St. 5) ble fylt med fisk både 28. april og 14. mai (**Figur 51d**). Gjelle-Al nivåene i første halvdel av mai var lavere her enn ved Strømmen, men samtidig betydelig høyere enn det som ble målt ved oppstart, eller lengre utover i fjorden. Det var en reduksjon i konsentrasjon fra 11. til 14. mai. Stasjonen ble startet på nytt 14. mai. Konsentrasjonen økte svakt til 24. mai, før å øke kraftig til 1. juni. På dette tidspunktet var nivået i overkant av 300 µg Al • g⁻¹ gjelle, eller høyere enn det som ble målt i Strømmen i mai. Dette resultatet indikerer en kraftig økning i mengde biotilgjengelig Al i hele Songevatn/Nævestadfjorden i slutten av mai 2007.

St. 6-9. På de resterende stasjonene var gjelle-Al lavt sammenlignet med nivået i Songevatn og Nævestadfjorden (**Figur 51e-i**). Det var en betydelig endring i Al-akkumulering fra St. 5 til St. 6 den 1. juni. Dette tyder på en betydelig endring i vannkvalitet over en avstand på under 1 km.

Tabell 9. Konduktivitet på ferskvansstasjonene (µS/cm) og salinitet (ppt) på brakkvansstasjonene, målt på de ulike belastningsstasjonene i tilknytning til karakterisering av vannkvalitet og fisk.

	06. mai 1,5 m dyp	11. mai 1,5 m dyp	11. mai 0,1 m dyp	24. mai 1,5 m dyp	01. jun 1,5 m dyp
Steaelva	155µS	29µS		34µS	34µS
Storelva	33µS	31µS			
Strømmen	2,0	2	1,5	5,5	5,5
1. tillegg				14,4	3,8
2. tillegg				16,6	5,8
Doknes	5,4	8,7	7,6	11,5	6,8
Strandane	10,0	20	20	28,9	5,4
Pålene				29,1	10
Hopestrand	27,0	24,7	19		15,6
Sand.Camp	28,0	25	20,3		23,4
St. Furøy	26,3	25	25		25,6



Figur 51. Gjelle-Al og gjelle-Fe ($\mu\text{g/g tv}$) målt på ulike datoer på smolt eksponert i bur i brakkvannsområdene fra Songevatn til munningen av Sandnesfjorden. Punktene angir middelerverdi ± 1 SD. Stasjonsnavnene er gitt i hver figur.

5.6.2 Gjelle- Na^+K^+ -ATPase

Gjelle Na^+K^+ -ATPase målt på fisk fanget i fella var redusert i perioden 9. og 14. mai sammenliknet med perioden forut og perioden etter. Prøvene tatt 24. mai ble tatt før flommen i slutten av mai og representerer således en periode med lav tilførsel av Al. Gjelle-Al var på dette tidspunktet $<30 \mu\text{g Al} \cdot \text{g}^{-1}$ tv. Fisken ble satt ut i bur 28. april. Dette punktet er i figurene gitt avvikende farge. Fisk eksponert i bur (Strømmen) hadde avtagende ATPase aktivitet fra utsetting til 11. mai (**Figur 52a**). Deretter økte aktiviteten svakt frem til 24. mai. Gjelle-Al var på ca. $150 \mu\text{g Al} \cdot \text{g}^{-1}$ tv disse to datoene. Endringene i aktivitet var mer moderate enn det som måles på fisk i fella. Fisk i fella kom fra ferskvann, mens fisk i Strømmen ble eksponert for noe saltere vann.

På 1. og 2. tileggstasjon økte gjelle Na^+K^+ -ATPase aktivitet fra $5 \mu\text{mol ADP} \cdot \text{mg prot.}^{-1} \cdot \text{t}^{-1}$ fra 14. mai til $8 \mu\text{mol ADP} \cdot \text{mg prot.}^{-1} \cdot \text{t}^{-1}$ den 1. juni (**Figur 52bc**). Aktiviteten økte til tross for at gjelle-Al økte kraftig mellom 24. mai og 1. juni. På dette tidspunktet var det omfattende fiskedød i burene. Basert på dette synes det ikke å være noen enkel sammenheng mellom gjelle-Al og aktivitet til ATPase.

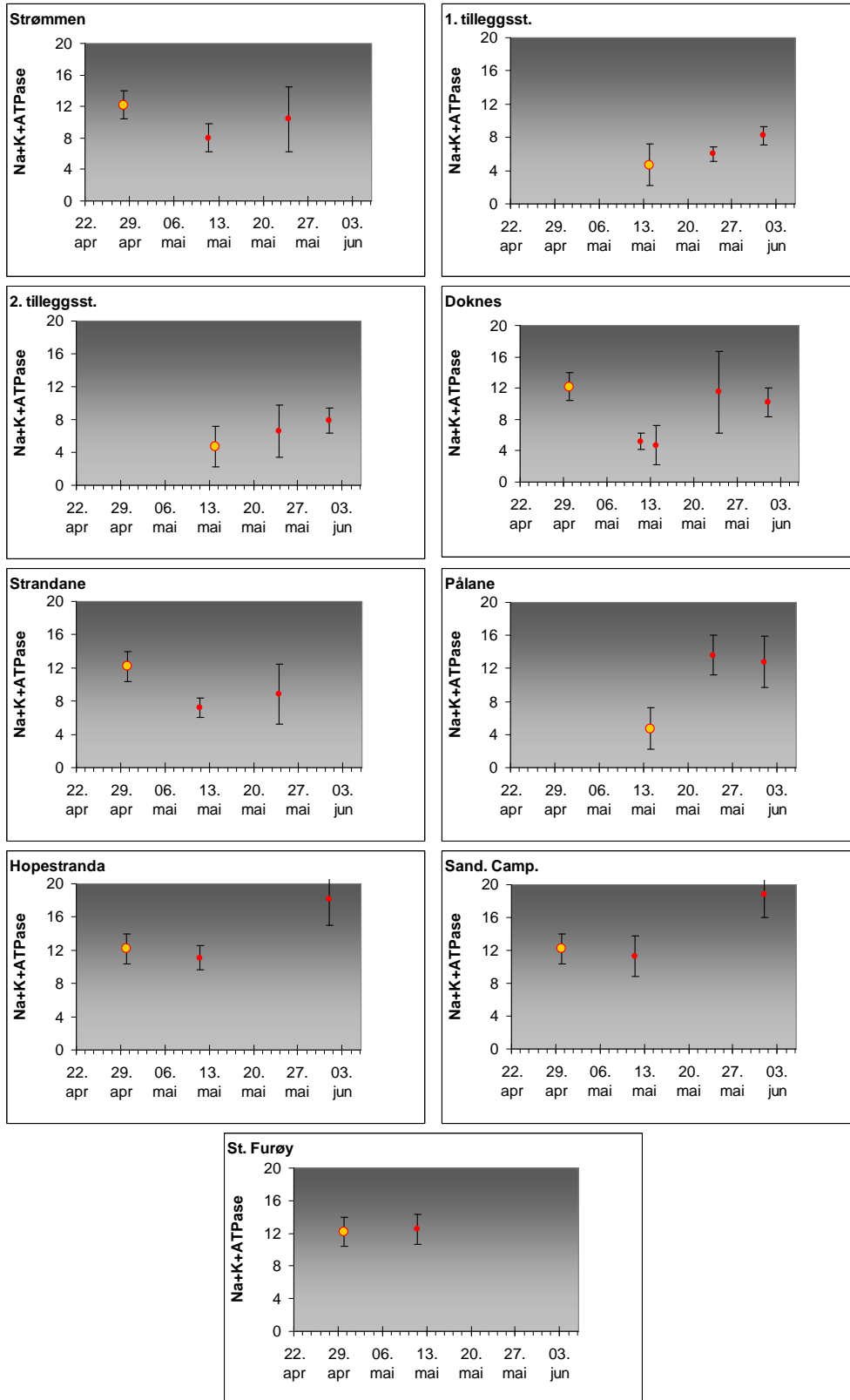
Ved Doknes avtok Na^+K^+ -ATPase aktivitet fra april til 14. mai (**Figur 52d**), for så å øke i siste halvdel av mai. Verken reduksjon eller økning kan koples til gjelle-Al. Mens nivåene midt i mai var høyere ved Doknes enn ved Strandane, var bildet det motsatte mot slutten av mai. Forskjellene er imidlertid så små at de ikke trenger å være reelle.

På alle stasjoner utenfor Strandane var ATPase aktiviteten generelt $> 12 \mu\text{mol ADP} \cdot \text{mg prot.}^{-1} \cdot \text{t}^{-1}$ og høyere enn aktiviteten målt på innsiden av Lagstrømmen (**Figur 52e-i**). Denne forskjellen kan heller ikke uten videre koples til aluminium ettersom både saltinnhold og aluminium varierte likt mellom stasjonene. Den signifikante forskjellen som måles kan derfor like godt skyldes forskjeller i saltinnhold som forskjeller i metallbelastning.

5.6.3 Na^+K^+ -ATPase og blodverdier; relasjoner til saltinnhold og Al

Variasjon i fiskens fysiologiske tilstand kan knyttes til Al i vann, Al på gjeller og saltinnhold. Ettersom disse er korrelert, kan ikke effekter av salt skilles fra Al i prøvene. Mens Al i vann vil akkumuleres på gjellene til fisken og der påvirke gjellenes form og funksjon, vil også salt påvirke fisken hvis den ikke er fullstendig smoltifisert, eller hvis saltvannstoleransen er svekket.

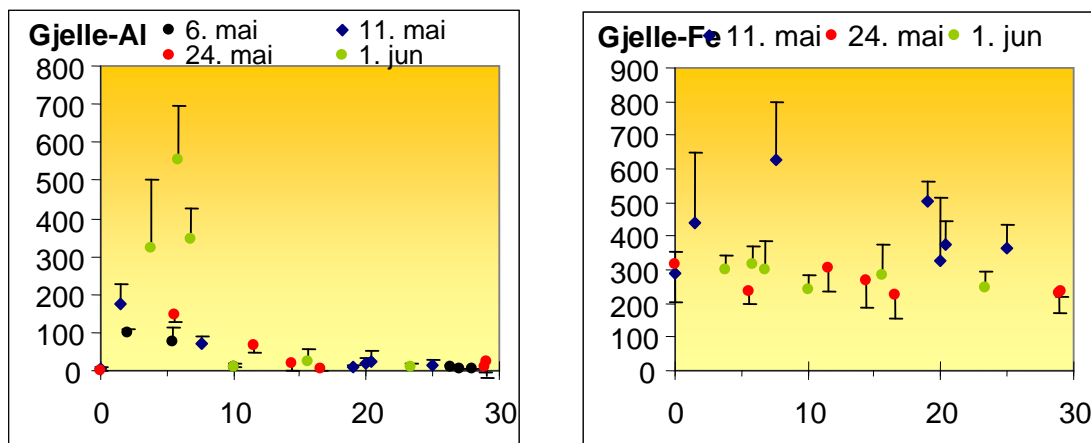
På tre toktdatoer (11. og 24. mai og 1. juni) var det tendenser til at Na^+K^+ -ATPase aktiviteten var lavest i vann med saltinnhold mellom 2 og 15 ‰ (**Figur 53a**). Sammenhengene er usikre og blir ytterligere usikre ved at aktivitetsnivået økte over tid på alle stasjoner med $> 10 \%$. Gjelle-Al avtok med økende saltinnhold > 5 promille (**Figur 53b**). Dette er forventet ut fra fortyningseffekten saltvann har på tilførsel av Al. Variasjonen i gjelle-Al mellom datoer kan knyttes til variasjon i tilførsel. Gjelle-Fe avtok fra 11. mai til 24. mai i brakkvann (**Figur 53c**). Dette tyder på en eliminering av Fe som stammet fra ferskvannsmiljøet. Plasma-Na økte med økende saltinnhold i vannet (**Figur 53d**). Dette er forventet ut fra økningen i saltbelastning. Fisken eksponert i bur utplassert i "høyt" saltinnhold regulerte saltkonsentrasjonen ned til nivåer som antyder at fisken var fullverdig smolt. Plasma-Cl økte ikke med saltinnhold som plasma-Na. Så lenge saltinnholdet i vann var $< 15 \%$ økte ikke plasma-Cl. Dette kan skyldes at fisken aktivt reduserte plasma-Cl nivået for å motvirke en blodforsuring (**Figur 53e**). Det var ingen variasjon i glukose med økende saltinnhold (**Figur 53f**). Bikarbonatinnholdet i blod avtok med økende saltinnhold (**Figur 53h**).



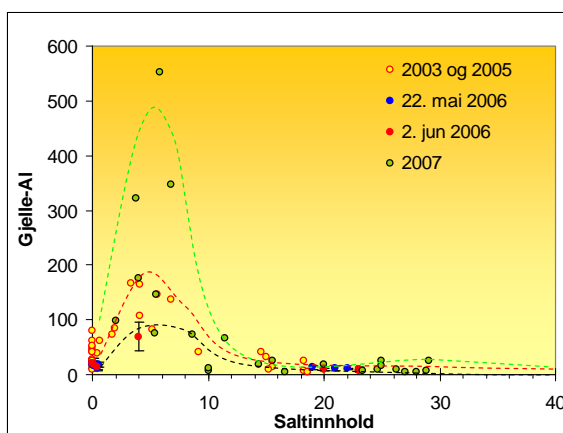
Figur 52. Na+K+-ATPase aktivitet ($\mu\text{mol ADP}\cdot\text{mg prot.}^{-1}\cdot\text{t}^{-1}$) målt på ulike datoer på smolt eksponert i bur i brakkevannsområdene fra Songevatn til munningen av Sandnesfjorden. Punktene angir middelværdi \pm 1 SD.

De samme fysiologiske målingene er knyttet til gjelle-Al i **Figur 55**. Na^+K^+ -ATPase aktivitet $>12 \mu\text{mol ADP} \cdot \text{mg prot.}^{-1} \cdot \text{t}^{-1}$ ble kun målt på fisk som hadde $< 25 \mu\text{g Al} \cdot \text{g}^{-1}$ gjelle tv. Aktiviteten kunne imidlertid også være lav ved dette belastningsnivået. Resultatet antyder en mulig kopling mellom gjelle-Al og gjelle- Na^+K^+ -ATPase aktivitet. Ettersom aktiviteten til ATPase også varierer over tid, kan det ikke trekkes sikre konklusjoner (**Figur 55a**). Plasma-Na økte fra ferskvannsnivået inntil gjelle-Al konsentrasjonen oversteg ca $40 \mu\text{g Al} \cdot \text{g}^{-1}$ for så å avta med økende gjelle-Al (**Figur 55b**). Samme tendens påvises for plasma-Cl (**Figur 55c**). Dette kan tyde på kombinasjonseffekter, hvor økende salt bidrar til å heve ionekonsentrasjonen, mens økende Al bidrar til å redusere denne. Det var ingen entydige effekter på glukose (**Figur 55d**). Bikarbonatnivåene var et speilbilde av variasjonen i plasma-Na og plasma-Cl (**Figur 55e**). Dette styrker antagelsen om at fisken regulerer blodioner for å motvirke en blodforsuring.

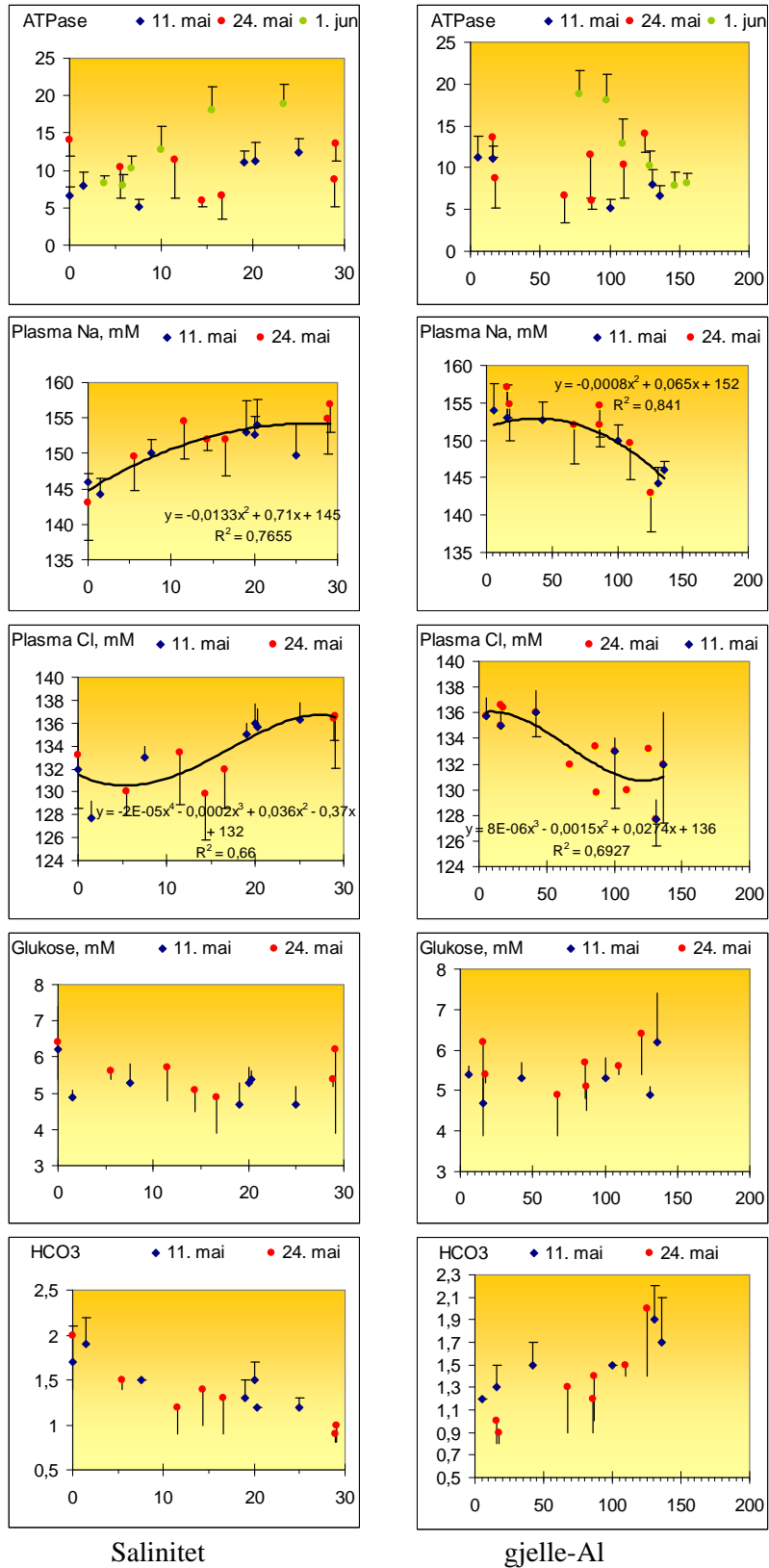
Resultatet tyder på at fisken påvirkes av ”noe” i brakkvann. Al er den mest sannsynlige påvirkningen. Videre arbeid på slike ”responser” kan bidra til å forstå belastnings- og responsmekanismene, men kan ikke i seg selv benyttes som et diagnostisk verktøy slik det er mulig i ferskvann. Sammenhenger mellom saltnivå og gjelle-Al for årene 2003 til 2007 er samlet i **Figur 54**.



Figur 53. Sammenheng mellom saltinnhold på stasjonene fra Strømmen til Store Furøy i relasjon til gjelle-Al og gjelle-Fe ($\mu\text{g} \cdot \text{g}^{-1}$ gjelle tv). Punktene angir middelvei ± 1 SD.



Figur 54. Sammenheng mellom saltinnhold på stasjonene fra Strømmen til Store Furøy i relasjon til gjelle-Al og gjelle-Fe ($\mu\text{g} \cdot \text{g}^{-1}$ gjelle tv) akkumulert for årene 2003 til 2007.



Figur 55. Sammenheng mellom saltinnhold (venstre rekke) eller gjelle-Al (høyre rekke) og fysiologiske responser målt som Na⁺K⁺ATPase (μmol ADP•mg prot.⁻¹•t⁻¹), plasma-Na, plasma-Cl, plasma-glukose og bikarbonat (mM).

5.6.4 Gjelle-Al modell

Det er innsamlet data på Al i vann og Al på gjeller fra de samme stasjonene tilnærmet årlig siden 2003. Disse dataene er sammenstilt nedenfor i et forsøk på å trekke ut samvariasjon i dose/respons og for å påbegynne arbeidet med en modellering av enkle relasjoner.

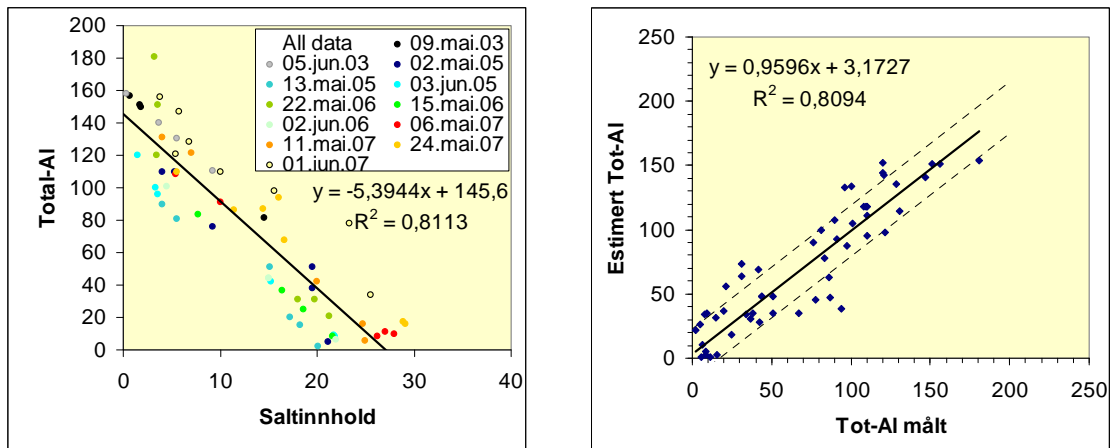
Det var en robust sammenheng mellom saltinnhold i Songevatn-Sandnesfjorden og total-Al (**Figur 56a**). Avviket omkring regresjonen skyldes dag-til-dag forskjeller i total-Al i ferskvann.

$$\text{Total-Al i brakkvann} = -5,4 * \text{promille} + \text{Al konsentrasjon i ferskvann} \quad (r^2=0,81)$$

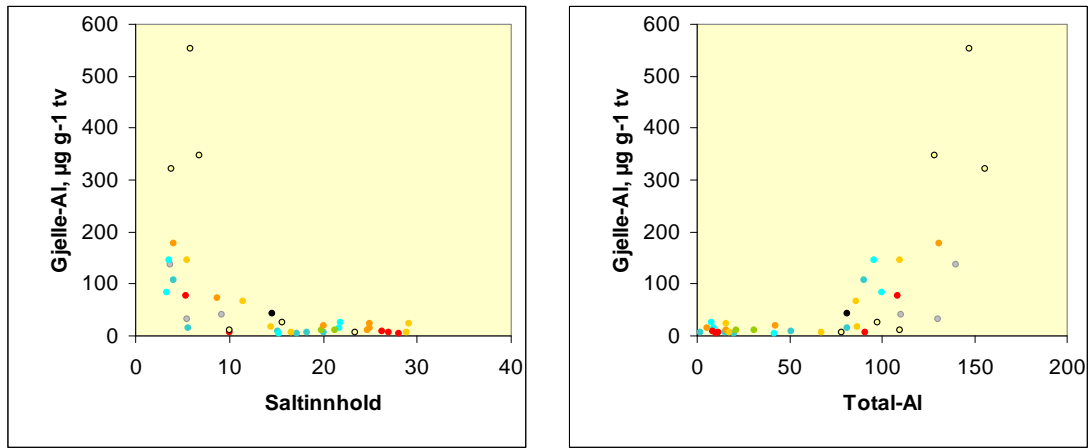
Basert på slike sammenhenger kan en total-Al verdi i brakkvann estimeres. Denne modellen er ikke testet mot andre vassdrag og trenger ikke være gyldig utenfor Songevatn-Sandnesfjorden. Sammenhenger mellom målt total-Al og estimert total-Al er tilstrekkelig robust til at modellen kan benyttes i Songevatn-Sandnesfjorden (**Figur 56b**). Foruten dag-til-dag variasjon i total-Al i ferskvann, tar modellen ikke hensyn til variasjoner i oppholdstider mellom de ulike fjordbassengene. Så lenge forskjellen i tilførsel varierer lite fra dag til dag har dette mindre betydning. Når tilførselen økes raskt trenger ikke stasjoner langt fra elva å ha mottatt vann med endret Al-konsentrasjon.

Det er også sammenhenger mellom saltinnhold og gjelle-Al i materialet (**Figur 57a**) og mellom total-Al og gjelle-Al (**Figur 57b**). Sammenhengene her er ikke sterke, men antyder likevel at gjelle-Al er knyttet til variasjon i saltinnhold og total-Al. Sammenhengene her er ikke lineære som mellom salt og total-Al. Dette antyder at det er en endring i gjellereaktiviteten til Al etter innblanding av sjøvann, f.eks. en transformasjon mellom gjellereaktive og ikke gjellereaktive Al-tilstandsformer. Basert på ulike målte Al-tilstandsformer, er sammenhengen mellom Ali i vann og Al på gjeller den beste (**Figur 58**). Konsentrasjonen av LMM Ali i vannet forklarer derfor best konsentrasjonen av Al avsatt på gjeller, men data grunnlaget er foreløpig begrenset.

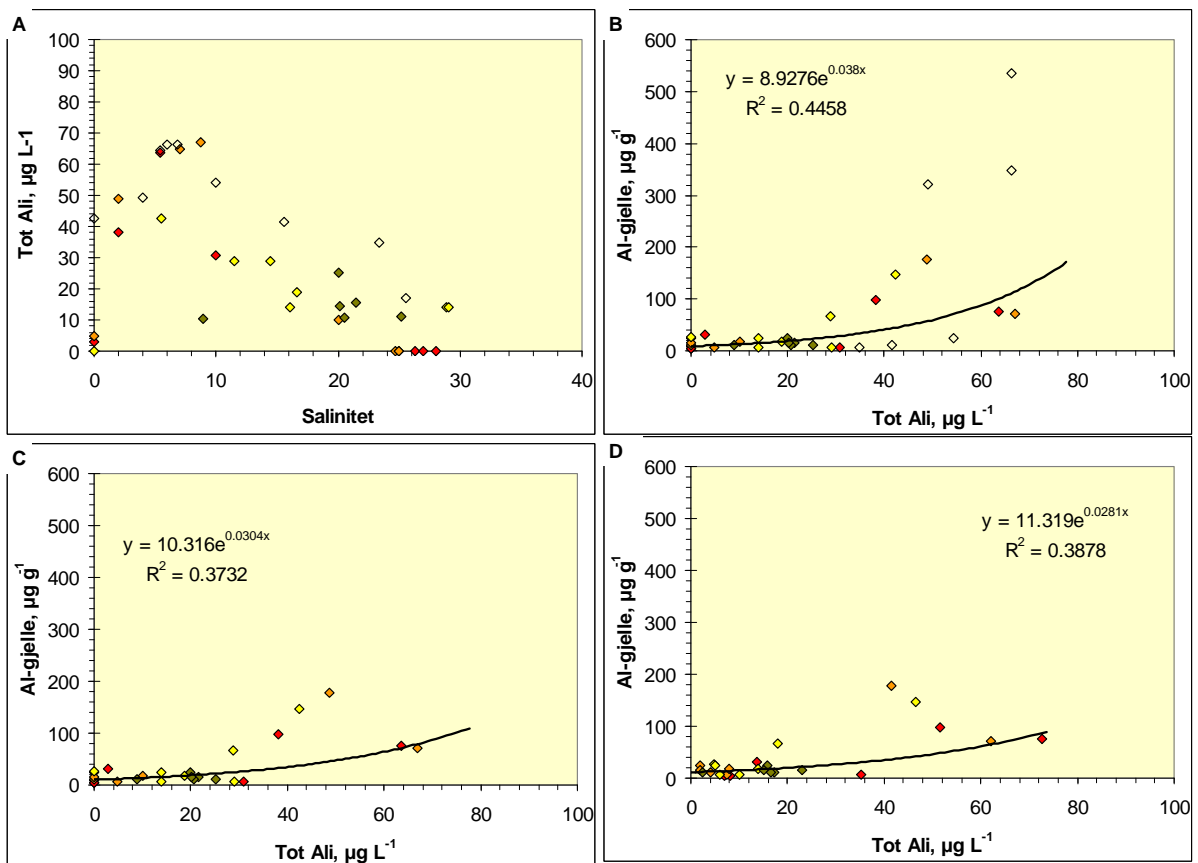
Modellene må testes mot data fra andre fjorder.



Figur 56. Venstre panel: Sammenhenger mellom saltinnhold i Songevatn-Sandnesfjorden og målt total-Al. Data fra hvert tokt er vist. Sammenhengene er basert på alle datapunkt. Høyre panel: Sammenhenger mellom målt total-Al og total-Al estimert ut fra saltinnhold og total-Al i ferskvann ($\text{Al} = -5,4 * \text{promille} + \text{Al konsentrasjon i ferskvann}$). Avvik på $\pm 20 \mu\text{g Al}$ er antydnet med stiptet linje.

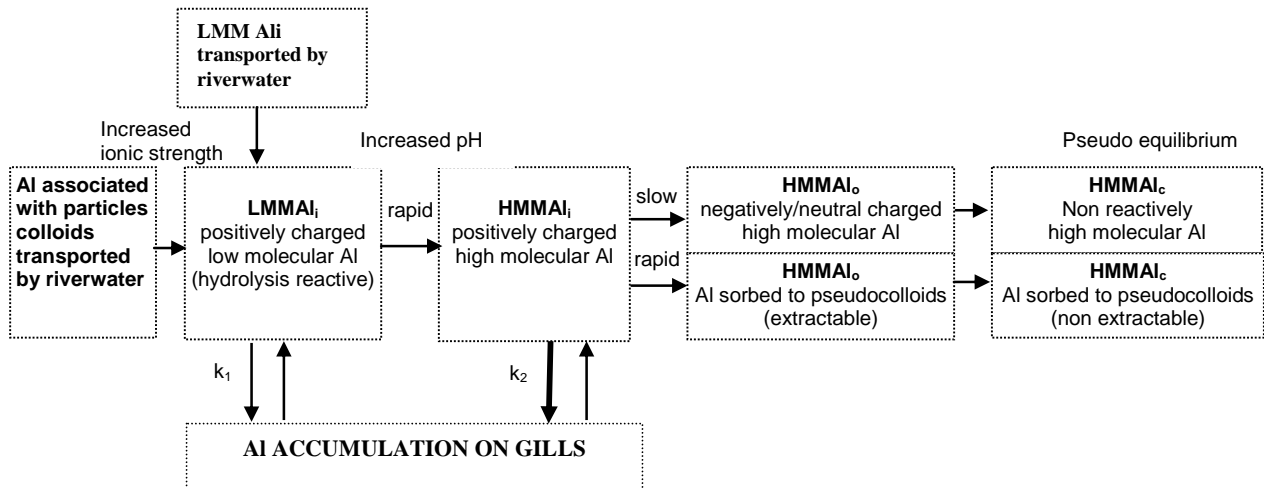


Figur 57. Venstre panel: Sammenhenger mellom saltinnhold og gjelle-Al. Høyre panel: Sammenhenger mellom total-Al og gjelle-Al basert på fisk prøvetatt i brakkvann i Songevatn-Sandnesfjorden. Data fra hvert tokt er vist. Punktforklaringene er gitt i **Figur 56**.



Figur 58. a) Sammenhenger mellom saltinnhold og gjelle-Al, b) Sammenheng mellom total Ali (alle data) og Al- gjeller, c) mellom total-Ali og gjelle-Al, d) mellom LMM Ali og Al på gjeller basert på fisk prøvetatt i brakkvann i Songevatn-Sandnesfjorden. For sammenligningens skyld inneholder C og D kun datasett hvor Ali og LMM Ali er målt. Data fra hvert tokt er vist. Punktforklaringene er gitt i **Figur 56**.

Konsentrasjonen av Ali i vannet varierer med saliniteten i brakkvannet og mellom ulike tidspunkt avhengig av tilført konsentrasjon av ulike Al-tilstandsformer. Basert på endringer i fordelingen mellom ulike Al-tilstandsformer før og etter innblanding av sjøvann er det antatt at Ali i elvevannet bidrar til konsentrasjon av Ali i brakkvannet og at Al reversibelt assosiert med uorganisk og organisk materiale vil ionebytte med Ca, Mg, Na i brakkvann med høy konsentrasjon. Dette er tilsvarende en tidligere skissert modell (**Figur 59**)



Figur 59. Skjematiske modell som beskriver enkelte kilder til Ali i brakkvann og transformering av Ali i brakkvann (Teien 2006).

Basert på eksisterende datamateriale er Ali den målte Al-fraksjonen som best forklarer konsentrasjonen av Al i gjeller til fisk i brakkvann. Det er ønskelig å utvikle en modell som estimerer konsentrasjonen av gjellereaktivt Al i brakkvann. Per i dag kan dette gjøres ved å basere oss på de nøkkelvariable som styrer konsentrasjonen av Ali i brakkvann. Denne er spesielt avhengig av:

- Konsentrasjonen av Ali i elvevannet
- Konsentrasjon av Al reversibelt bundet til uorganisk og organisk materiale transportert med elvevannet (kollidalt Al er den fraksjonen som dominerer, partikulært og LMM bidrar i mindre grad)
- Konsentrasjonen av basekationer (Ca, Mg og Na) i brakkvannet er avgjørende for andel av reversibelt bundet Al som blir mobilisert.
- Oppholdstid etter tilsetning av sjøvann samt pH i brakkvannet er avgjørende for den videre transformasjon av Ali, til Al_o og Al_c

Konsentrasjonen av Ali i ferskvann kan enkelt måles, men konsentrasjonen av reversibelt bundet Al til uorganisk og organisk materiale måler vi ikke direkte i dag. Konsentrasjonen av kolloidalt Al er den beste tilnærmingen, selv om ikke alt kolloidalt Al vil mobiliseres blir denne fraksjonen ofte redusert til svært lave konsentrasjoner etter innblanding av sjøvann. Konsentrasjonen av basekationer i brakkvann estimeres enkelt ved å måle salinitet (lineær sammenheng mellom salinitet og basekationer). Konsentrasjonen av gjellereaktivt Al i brakkvann kan pr i dag beskrives som en eksponentiell funksjon av Ali i vannet som er et resultat av elvetransportert Ali og kolloidalt Al samt salinitet. Inntil det foreligger et større datagrunnlag basert på vannkvalitetsparametere (generelt og *in situ* fraksjonert) og Al-avsetning på gjeller til eksponert fisk, kan en slik enkel empirisk sammenheng mellom konsentrasjonen av Ali og kolloidalt Al i ferskvann samt salinitet antyde et belastningsnivå smolten kan oppleve. Vi har ikke utviklet noen matematisk funksjon for denne sammenhengen ennå.

5.6.5 Konklusjoner; brakkvann

Det meste av dataene fra brakkvannsområdene er samlet i **Figur 54**. Denne viser variasjon i saltinnhold (og dermed total-Al), konsentrasjon av total-Al i ferskvann på de ulike datoene og fiskestatus representert med gjelle-Al; i ferskvann samt i burene utover i fjorden. Saltinnhold, total-Al og gjelle-Al er angitt med fargekoder (**Figur 60**).

Kilden til Al er i ferskvann. Både tilførsel av Al og fordelingen av Al tilstandsformene i Storelva endret seg fra april til juni. Resultater fra andre forsøk og fra undersøkelsene i Storelva viser at Ali i ferskvannet bidrar til gjellereaktivt Al i brakkvannet etter innblanding av sjøvann. I tillegg bidrar Al reversibelt assosiert med uorganisk og organisk kolloidalt materiale til Ali og gjellereaktivt Al i brakkvann. Det er fortsatt uklart hvilke andre former av Al som bidrar til gjellereaktivt Al og hvilke former som bidrar mest til økt biotilgjengelighet av Al i brakkvann. Uansett så er det rimelig å anta at endringer i konsentrasjonen av Ali i elvevannet og konsentrasjonen av Al assosiert med kolloidalt organisk materiale påvirker konsentrasjonen av Al som akkumuleres på gjeller til fisk i brakkvannet. I fjordsystemet utenfor Storelva er det en reduksjon i konsentrasjonen av Al og en endring i fordeling av Al tilstandsformer. Resultater viser at konsentrasjonen av total Al og partikulært Al avtar lineært med økende salinitet og endringen kan forklares med fortykning. Konsentrasjonen av kolloidalt Al avtar mer enn fortykning vil tilsi. Det indikerer transformasjon til LMM Al, som øker tross fortykning. I tillegg til endring i størrelsesfordeling er det en endring i ladingsfordeling av Al tilstandsformene. Konsentrasjonen av LMM Ali (positivt ladd og reaktiv for Chelex 100 ionebytter) øker etter innblanding av sjøvann som følge av redusert total konsentrasjon av HMM Alc+Alo. Konsentrasjonen av LMM Ali øker med økende salinitet til 5-8 ppt. Ved ytterligere økning i salinitet avtar konsentrasjonen av LMM Ali. Konsentrasjonen av LMM Alc+Alo øker også med økende salinitet, og det er grunn til å anta at mobilisert Al fra kolloidalt materiale foreligger som LMM Ali i vannet umiddelbart etter mobilisering fra uorganisk og organisk materiale. Med økt tid i vannet vil LMM Ali transformeres til LMM Alc og Alo som i liten grad vil reagere med resinet i ionebytteren og som også er mindre gjellereaktivt. For å øke kunnskapen om Al-former i ferskvann som bidrar til gjellereaktivt Al i brakkvann, prosesser som styrer transformasjonene og nøkkelparametere som er avgjørende trengs ytterligere forsøk utført under kontrollerte betingelser. Inntil videre vil en enkel modell på sammenhengene mellom total-Al og gjelle-Al kunne benyttes til å anslå belastningen på den enkelte stasjon. En tilsvarende modell basert på Ali vil bli bedre. *In situ* fraksjonert Al vil imidlertid ikke alltid være tilgjengelig. Belastningen på den enkelte stasjon varierer imidlertid også med saltinnhold. Når også saltinnholdet endres over tid har man minst 3 variabler (mengde og tilstandsform til Al og saltinnhold). Inkluderer fisk må også eksponeringsvarighet inkluderes. Dette kan gi komplekse relasjoner.

Saltholdigheten økte raskt fra elvemunningen og inn i Songevatn. I overflatevannet økte saltinnholdet fra 0 til 5 ‰ i løpet av 15 meter, til over 6 ‰ etter 60 meter og til 8-10 ‰ etter 150 meter. Derifra og ut Nævestadfjorden var endringene mer beskjedne. Dette innebærer at det i nærområdet til Storelva vil være store endringer i tilstandsform til Al. Når "saltnivået" er etablert, er det "alder" på vannet som endres (øker) mest. Vann med 6 ‰ nær Storelva kan ha en "giftighet" som er forskjellig fra vann med samme saltholdighet lenger fra utløpet.

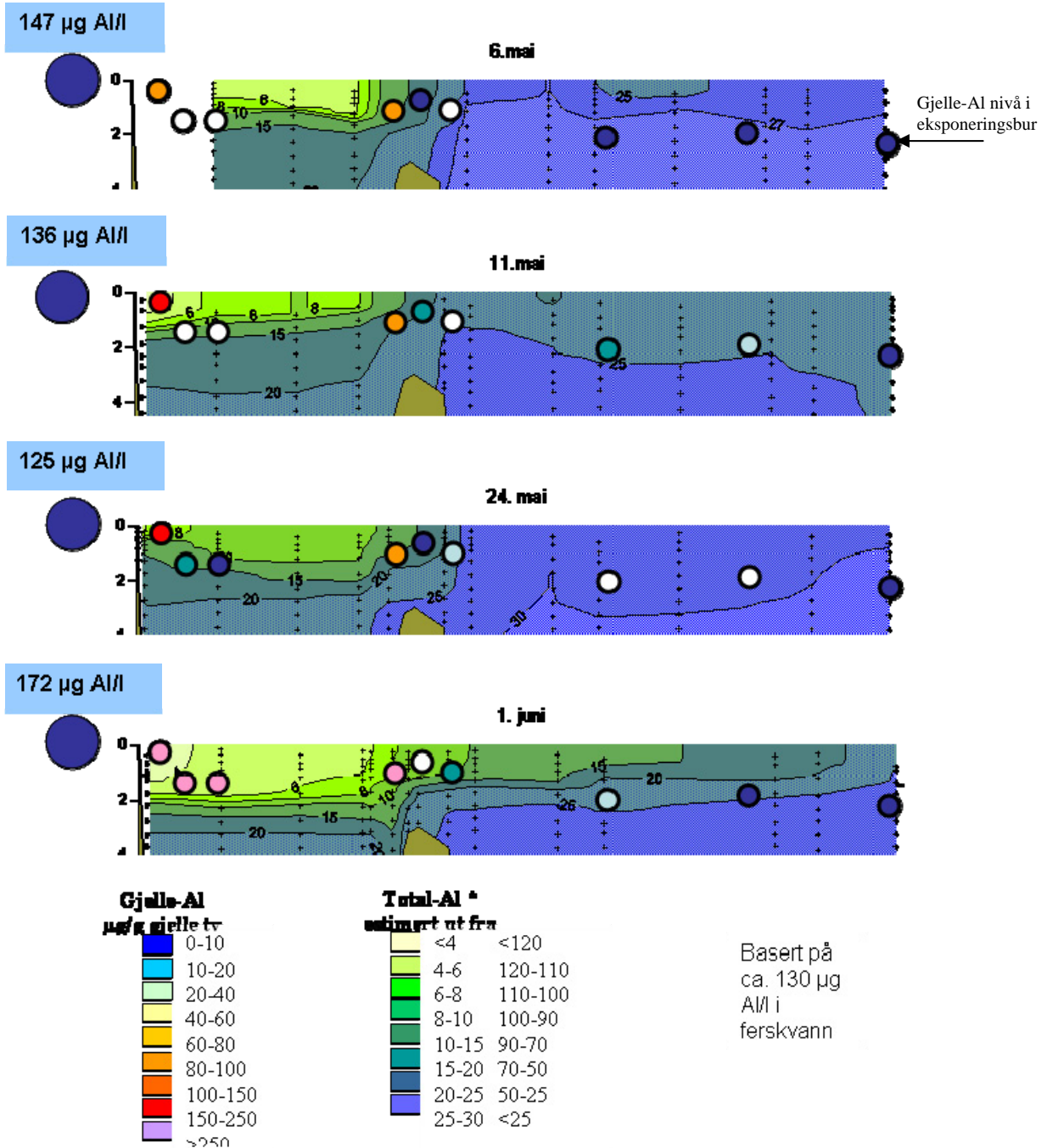
Saltinnholdet i overflatelaget av Songevatn (i mai 2007) hentes opp/medrives fra vann på ca 1,5 m dyp. Dette vannet hadde en saltholdighet på 17-18 ‰. Dette vannet kan også inneholde noe Al. Det er uklart hva dette innebærer for tilførselen. Kilden til saltvannspåvirkning i Songevatn var ovenfor det vannsjiktet som hadde oksygenvinn.

Saltholdigheten økte fra Songevatn til fjordmunning (St. Furøy), både med avstand, dyp og tid. Oppholdstidene i Songevatn var på 2-4 dager avhengig av hvor dypt saltsjiktet lå, vannføring i tilførselselvene og innstrømming av saltvann fra Sandnesfjorden. Når vannføringen til Songevatn øker ut over $20 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ vil det i sterkere grad blir strøm utover i hele tverrsnittet i Lagstrømmen. Pga.

medrivning av vann fra mellomdyp vil tykkelsen av brakkvannslaget etter hvert øke. Kritisk verdi på volumfluksen ut gjennom Lagstrømmen for å gi enveis transport ut i alle dyp er ca. $30 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$. Siden volumøkning på innsiden pga. av tidevannsvariasjon kan være opp til $20 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$, kreves en ferskvannstilrenning på ca. $50 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ for å opprettholde kontinuerlig enveis strøm ut gjennom Lagstrømmen i hele tverrsnittet. Ut fra disse målingene kan det konkluderes med at fisk eksponert i bur ved Doknes, Strandane og til en viss grad ved Pålene opplevde varierende saltholdighet, varierende kilde til vannet (inn- og utstrømmende) og derfor varierende Al-belastning. Videre vil utvandrende smolt oppleve ulike strømbilder avhengig av vannføringen i Storelva samt påvirkningen fra havet. Dette kan komplisere utvandringsmønsteret.

Gjelle-Al økte fra ferskvann til lavpromille brakkvann for deretter å avta med økende saltinnhold. Gjelle-Al avtok med økende saltinnhold raskere enn det kun fortykning av Al i brakkvann tilsier. Dette tyder på at tilgjengeligheten av Al endres raskere enn total-Al og at akkumulering derfor er knyttet til én eller flere av tilstandsformene. Konsentrasjonen av Al_i er den Al-tilstandsformen som gir den beste forklaringen på avsatt Al på gjeller.

Det er ingen enkel sammenheng mellom saltinnhold eller gjelle-Al og fiskens fysiologiske status. Det døde fisk i forsøk i 2007. Denne fisken hadde høye gjelle-Al verdier ($> 350 \mu\text{g Al} \cdot \text{g}^{-1} \text{ tv}$), uten at det samtidig ble påvist entydige fysiologiske responser i blod etter gjeller. I motsetning til i ferskvann synes tradisjonelle fiskefysiologiske metoder mindre egnet til å påvise belastninger i brakkvann.



Figur 60. Illustrasjon over variasjon i salinitet (isopleter), tilførsel av total Al (venstre side, tall i boks), gjelle-Al nivå til fisk prøvetatt i ferskvann (horisontal pil) og på ulike stasjoner i brakkvannsområdene (vertikale piler) i forhold til dato.

6. Resultat; Postsmoltvandring

6.1 Fordeling av merket laksesmolt

Det ble observert store stimer av vill smolt på utsettingsstedet for akustisk merket smolt både den 5. mai og den 9. mai. Den merkede fisken måtte vandre ca 100 m nedstrøms før den ble registrert av den første lyttebøyen. Kun én merket fisk ble ikke registrert etter utsetting i det hele tatt i løpet av undersøkelsesperioden. All øvrig merket fisk bortsett fra to ville smolt (merket 20. mai) ble registrert vandrende inn i Songevatn. To smolt ble ikke registrert innerst i Sandnesfjorden, men ble registrert ved passering av lyttebøyer lenger ute. Med unntak av innerst i Sandnesfjorden (80 % deteksjon) og øverst i Songevatn (97 % deteksjon), var deteksjonen 100 % på lyttebøyene (dvs. all merket fisk som passerte ble registrert). Vandringshastigheter og oppholdstider ble beregnet for smolt som ble registrert vandrende både inn og ut av en sone.

Totalt ble 63 % av den ville og 90 % av den anleggsproduserte smolten stående i Songevatn eller Nævestadfjorden i hele undersøkelsesperioden fram til 27. juni (**Tabell 10**). Kun hos smolt som vandret gjennom Nævestadfjorden kunne vi identifisere oppholdstiden i Songevatn og Nævestadfjorden separat. Årsaken til dette var at lyttebøyen i sundet mellom Songevatn og Nævestadfjorden detekterte smolten i begge områdene.

Det store antallet merket smolt som ble stående nær de to øverste lyttebøyene (i Songevatn og i sundet ut til Nævestadfjorden) førte til at detaljerte bevegelser mellom bøyene ble vanskelig å beregne. Med mye merket fisk nær stasjonene mistet vi mange signaler på grunn av kodekollisjoner. Registrering av oppholdstid for den vandrende smolten var god siden problemene var størst ved den øverste lyttebøyen nær utsettingsplassen.

Av den ville smolten var det 12 smolt (31 %) som vandret gjennom Nævestadfjorden, og av disse fullførte syv smolt hele vandringen ut gjennom Sandnesfjorden (**Tabell 10**). Dette gir en overlevelse på 58 % fra nederst i Nævestadfjorden og ut gjennom Sandnesfjorden. Av de første 10 ville smoltene som ble satt ut kom fire ut Sandnesfjorden, mens bare to av 10 fullførte vandringen fra utsettingen 9. mai. Lavest suksess hadde den ville smolten fra siste utsetting, den 20. mai, da bare 1 av 19 smolt fullførte. Tendensen er at andelen ville smolt som vandret ut til sjøen avtok utover i mai, men det lave antallet gir ikke grunnlag for statistisk testing. Av den anleggsproduserte smolten var det kun to (10 %) av 20 smolt som vandret ned Nævestadfjorden.

Tabell 10. Registrering av smolt fra de forskjellige utsettingsgruppene. Type 1 = vill laksesmolt og type 2 = anleggsprodusert smolt. Sone 1 = Songevatn, sone 2 = Nævestadfjorden (andel registrert nederst i Nævestadfjorden), sone 3 = Lagstrømmen, sone 4 = innerst i Sandnesfjorden og sone 5 = ytterst i Sandnesfjorden.

Dato	Type	Antall smolt registrert i hver sone (n %)									
		Sone 1		Sone 2		Sone 3		Sone 4		Sone 5	
		n	%	n	%	n	%	n	%	n	%
Alle	1	38	97	12	31	8	21	7	18	7	18
Alle	2	20	100	2	10	1	5	2	10	0	0
5. mai	1	10	100	6	60	6	60	4	40	4	40
5. mai	2	10	100	1	10	0	0	0	0	0	0
9. mai	1	10	100	2	20	0	0	2	20	2	20
9. mai	2	10	100	1	10	1	10	1	10	0	0
20. mai	1	18	95	4	21	2	11	1	5	1	5

Manuell peiling etter merket fisk i Songevatn ble utført 19. og 31. mai 2007. Den 19. mai ble 20 merkede smolt registrert i Songevatn (**Figur 61**); 8 villsmolt (40 % av utsetting 5. og 9. mai) og 12 anleggsproduserte smolt (60 %). Det meste av fisken sto fra utsettingsstedet og ut mot sundet til Nævestadfjorden, og fire anleggsproduserte smolt sto i den nedre delen av vannet. Den 31. mai ble 22 smolt registrert i Songevatn; 13 villsmolt og 9 anleggsproduserte smolt (**Figur 61**). Det store antallet utsatt smolt som sto øverst i Songevatn gjorde det vanskelig å detektere signaler. Andelen merket smolt nær utsettingsplassen er derfor trolig underrepresentert, spesielt ved peilingen den 31. mai. Det ser ut til at fordelingen av merket smolt i Songevatn var tilnærmet lik ved de to peilerundene, med det meste av den merkede fisken nær utsettingsplassen og noen færre i den nedre delen av vannet.

6.2 Oppholdstider etter utsetting

Det meste av den merkede smolten vandret ut i Songevatn relativt raskt etter utsetting (**Tabell 11**). Smolt som vandret helt ut i sjøen hadde signifikant kortere oppholdstid i Songevatn enn fisk som ikke vandret. Ellers var det variasjon mellom gruppene, men et lite antall fisk i gruppene og stor variasjon gir ikke grunnlag for statistisk behandling.

Det var to smolt som ikke ble registrert ved innvandring til Songevatn, slik at tid fra utsetting til innvandring i Songevatn ikke kunne beregnes. Begge ble imidlertid registrert på lyttebøyene i sundet mellom Songevatn og Nævestadfjorden relativt raskt etter utsetting, og oppholdstid i Songevatn/Nævestadfjorden er derfor beregnet basert på første og siste registrering innenfor disse sonene.

Tabell 11. Oversikt over tid fra utsetting til smolten vandret inn i Songevatn og oppholdstid i Songevatn/Nævestadfjorden. "All vandrende vill smolt" er definert som villsmolt som vandret ut gjennom Sandnesfjorden. "All stasjonær vill smolt" er definert som smolt som ikke ble registrert nederst i Nævestadfjorden.

Merke- dato	Stamme 1 = vill, 2 = anleggs- produsert	Tid fra slipp til ankomst Songevatn (timer)			Tid i Songevatn/Nævestadfjorden (timer)		
		Gjennomsnitt	std	n	Gjennomsnitt	std	n
5. mai	1	2,91	3,60	10	148,94	193,72	10
5. mai	2	8,18	14,90	10	734,00	404,11	10
9. mai	1	12,42	24,22	10	490,17	443,16	10
9. mai	2	1,94	1,62	10	526,21	416,77	10
20. mai	1	5,08	11,33	16	258,83	303,64	18
	All vandrende vill smolt	1,42	0,58	7 ^{NS}	78,6	86,53	7 ^A
	All stasjonær vill smolt	9,43	18,19	23 ^{NS}	403,31	371,63	25 ^A

^A = Mann-Witney U-test, U = 40, P = 0,03. NS = ikke signifikant, P > 0.05.

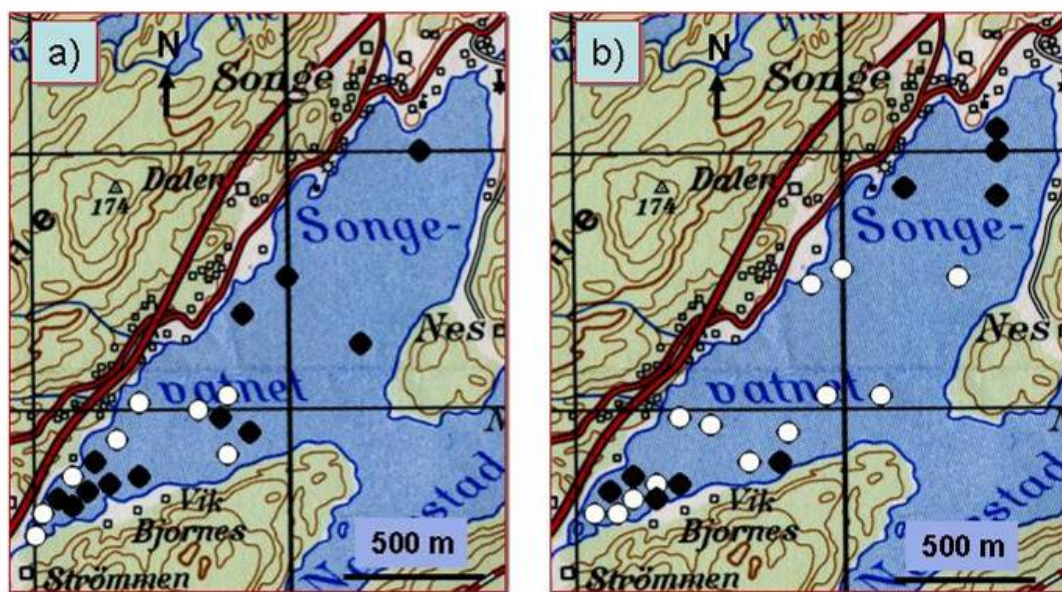
6.3 Vandringshastigheter

For den vandrende delen av smolten kunne nøyaktige oppholdstider i de forskjellige delene av utvandringsruten beregnes. Ved å beregne avstanden mellom de ulike lyttebøyene (lengden på sonene, se **figur 2**), kunne vi beregne gjennomsnittlig bevegelseshastighet. Beregning av vandringshastigheter gir ingen mening for smolt som ikke vandrer. Vandringshastighetene (**Tabell 12**) ble derfor beregnet kun for smolt som ble registrert i nedre del av Nævestadfjorden.

Vandringshastighetene varierte mye mellom de forskjellige sonene (**Tabell 12**). Hos den ville smolten økte vandringshastigheten fra 0,09 kroppslengder per sekund i Songevatn og gradvis opp til 1,9 kroppslengder per sekund i ytre del av Sandnesfjorden. Kun to anleggsproduserte smolt vandret, og vandringshastighetene for disse var generelt lave.

Tabell 12. Vandringshastighet for smolt beregnet som kroppslengder per sekund. Tallene er gjennomsnittsverdier for gruppene. Hastigheter er beregnet kun for smolt som vandret (ble registrert nederst i Nævestadfjorden eller lengre ute). Type = 1 er vill laksesmolt og type = 2 anleggsprodusert smolt. Sone 1 = Songevatn, sone 2 = Nævestadfjorden (andel registrert nederst i Nævestadfjorden), sone 3 = Lagstrømmen, sone 4 = innerst i Sandnesfjorden og sone 5 = ytterst i Sandnesfjorden (se **Figur 11**).

Dato	Type	Antall smolt registrert i hver sone (n %)									
		Sone 1		Sone 2		Sone 3		Sone 4		Sone 5	
		n	krl/s	n	krl/s	n	krl/s	n	krl/s	n	krl/s
Alle	1	13	0,09	12	0,49	8	0,52	5	1,54	7	1,90
Alle	2	2	0,10	2	0,19	1	0,23	1	0,15	0	0
5. mai	1	6	0,15	6	0,84	6	0,57	4	1,18	4	1,51
5. mai	2	1	0,00	1	0,04	0	0	0	0	0	0
9. mai	1	2	0,03	2	0,32	0	0	0	0	2	2,70
9. mai	2	1	0,02	1	0,34	1	0,23	1	0,15	0	0
20. mai	1	5	0,05	4	0,05	2	0,35	1	3,00	1	2,42



Figur 61. Fordeling av akustisk merket villsmolt (hvite) og anleggsproduserte smolt (svarte) i Songevatn a) 19. mai og b) 31. mai 2007.

6.4 Konklusjon postsmolt

All den merkede fisken var tilsynelatende i fin form både før og etter merkingen. Spesielt den ville smolten fikk en tilnærmet optimal behandling, med skånsom fangst i et smolthjul og kort tid fra fangst til smolten ble satt tilbake i elva. Også smolten fra Finså klekkeri var tilsynelatende i fin form både ved ankomst og utsetting. Forholdene på utsettingsstedet var også optimale, med dypt vann og moderate strømforhold.

Basert på resultater fra andre lignende prosjekter skulle vi forvente at det meste av smolten ville vandre raskt vekk fra utsetningsplassen og ut i sjøen. At kun 18 % av den ville smolten og ingen anleggsprodusert smolt vandret ut av Sandnesfjorden er langt lavere enn i lignende undersøkelser. For eksempel i Hardangerfjorden vandret mer enn 90 % av smolten med anleggsbakgrunn ut gjennom Sørfjorden, som er en strekning på 36 km (Plantalech Manel-la in prep).

Flest smolt vandret ut til Sandnesfjorden fra den første utsettingen av 10 ville smolt (5. mai). Da vandret 4 smolt (40 %) ut Sandnesfjorden relativt raskt etter utsetting. Dårligst suksess ble registrert for den siste utsettingen, da kun 1 av 19 smolt vandret ut. Dårlig utvandring hos både vill smolt og smolten fra Finså klekkeri tyder på at det var problemer knyttet til forhold i vassdraget der fisken ble satt ut. Selv om gruppene var for små for statistisk bearbeiding, kan vi anta at hvis det var endringer i løpet av utsettingsperioden, så ble forholdene dårligere. Av de 12 ville smoltene som vandret gjennom Nævestadfjorden fullførte 7 hele vandringsruten ut gjennom Sandnesfjorden. Det meste av smolten forsvant derfor i Songevatn, og dødeligheten videre utover langs vandringsruten er ikke unormalt høy med tanke på at dette trolig er svekket smolt etter opphold i vann med dårlig kvalitet.

Utvandringshastigheter hos smolt fra andre fjordssystemer varierer, men vi forventet hastigheter mellom 0,5 og 1,5 kroppslengder per sekund basert på tidligere undersøkelser i andre fjordssystemer (Thorstad m.fl., 2004). Den ville vandrede laksesmolt hadde en vandringshastighet gjennom Songevatn på 0,09 kroppslengder per sekund, men den økte allerede i Nævestadfjorden opp mot det vi forventet ut fra andre undersøkelser (0,5 kroppslengder per sekund). Den samme hastigheten ble registrert gjennom Lagstrømmen, en sone der tidevannet renner nærmest som en elv, mens vandringshastighetene i Sandnesfjorden var høyere enn forventet. Selv om beregningene var basert på få fisk, tyder også vandringshastighetene på at årsaken til at mange smolt ikke vandret var forhold knyttet til Songevatn. Videre tyder det på at smolten som var i stand til å vandre ut av Songevatn "kviknet til" og vandret med høyere hastighet ut Sandnesfjorden.

Hvis problemet var aluminiumspåslag på gjellene i Songevatn, ser det ut til at fisken opplevde dette raskt etter innvandring. Det ser vi på den lave utvandringshastigheten gjennom Songevatn. Det var bare 1,3 km fra lyttestasjonen øverst i Songevatn ned til lyttestasjonen i sundet ut til Nævestadfjorden. Teoretisk ville smolten bruke et sted mellom 2 og 4 timer på denne avstanden. Ettersom økningen i gjelle-Al vil være rask (upublisert data antyder 8x økning på 5 timer ved 6 ‰), er det ikke urimelig å anta at også villfisken fikk et raskt og betydelig Al-påslag på gjellene. Den lave vandringshastigheten kan derfor skyldes at smolten fikk problemer relativt raskt etter at den vandret inn i Songevatn.

De to rundene med manuell peiling i Songevatn viste også at det meste av den merkede smolten sto mindre enn 1 km nedenfor utsetningsplassen. Dette tyder på at fisken stoppet opp og at bevegelsene rundt i Songevatn trolig var relativt begrenset. Hvis smolten vandret mye, ville vi forvente at den fordelte seg mer ut i vannet. Vandringshastigheten i Nævestadfjorden var også lav, men det kan skyldes at smolten som vandret inn i fjorden var svekket etter oppholdet i Songevatn. Er dette riktig, kan forholdene i Nævestadfjorden ha vært gode, alternativt mindre belastende enn Songevatn.

Når et stort antall merket smolt blir stående i ro nær utsetningsplassen kan det skyldes flere faktorer. Fisken kan dø som følge av komplikasjoner etter fangst og merking. Vi kan ikke utelukke at enkeltfisk kan få problemer og utvikle en avvikende atferd. Basert på erfaring fra andre prosjekter er det imidlertid lite sannsynlig at dette skjer med et stort antall fisk. All fiskehåndtering og merketeknikk er basert på gjennomarbeidede metoder som har gitt tilnærmet 100 % overlevelse i mange lignende studier. Mye merket smolt ble også registrert vandrede mellom de to øverst lyttestasjonene i lang tid etter utsetting. Det tyder på at smolt var i live i lang tid etter utsetting og fram til prosjektet ble avsluttet, men at vandringsveien eller viljen var borte. Det er liten grunn til å anta at dette skyldes effekter av fangst og merking.

Merket fisk kan være spesielt utsatt for predasjon etter utsetting. Hvis smolten blir spist, vil senderen transporteres gjennom magen og bli liggende på bunnen i ro. Dette skjer på noen dager avhengig av vanntemperaturen. Enkeltfisk kan ha blitt spist i dette prosjektet, men det meste av smolten var i bevegelse så lenge at det tyder på at predasjonsraten ikke var spesielt høy. Videre var overlevelsen hos utvandrende smolt god utenfor Songevatn, så en eventuell høy predasjon må være begrenset til Songevatn. Garnfiske utført i midten av mai påviste ikke predatorfisk i Songevatn.

7. Diskusjon

Fisk eksponert i bur i Songevatn og Nævestadfjorden akkumulerte Al på gjellene. Nivåene i brakkvann var i perioder >10 ganger høyere enn det som ble målt i ferskvann. Al på gjellene kan være årsak til at Na⁺K⁺-ATPase aktiviteten var noe lavere hos smolt i Songevatn/Nævestadfjorden enn i Sandnesfjorden. Fysiologiske forskjeller som påvises mellom stasjonene kan knyttes til både endringer i saltinnhold og til endringer i gjelle-Al. Ingen av de fysiologiske målingene antydte i seg selv at forholdene i Songevatn til Sandnesfjorden var kritisk for smolt. I motsetning til i tidligere år ble det i 2007 registret dødelighet i to bur plassert i Songevatn. Dette inntraff i bur hvor fisken hadde >300 µg Al •g⁻¹ tv. Så høye gjelle-Al nivåer er ikke tidligere målt i vassdraget. Dette trenger ikke bety at vannet var giftigere i 2007, men at vi dette året "traff" en dårligere vannkvalitet under eksponeringsforsøkene. Fisk som levde i eksponeringsburene hadde tilnærmet normal blodfysiologi og gjelle-ATP nivå.

Mengden Al på gjellene til fisken var relatert til tilførsel av Al fra ferskvann og salinitet. Økning i salinitet innebærer en fortykning av tilført Al (total konsentrasjon). Reduksjonen i totalt Al er linear med økende salinitet, mens nivået på relasjonen er knyttet til Al i ferskvann. Sammenhengene mellom gjelle-Al og Ali er god og avvikende punkter skyldes mest sannsynlig faktorer som:

- Total-Al er ikke nødvendigvis den formen av Al som akkumuleres, ei heller representerer dosen best. Total-Al er likevel det enkleste å måle.
- Vannkvalitet og endringer i disse er dynamisk, og prøver kan være tatt i perioder vannkvalitet er under endring, hvor fisken ikke har innstilt seg på et nytt belastningsnivå
- Vannkjemi og fisk er tatt fra forskjellig dyp (ulik salinitet)
- Prøver er ikke tatt på samme klokkeslett (dog samme dag). Dette påvirker stasjonene omkring Lagstrømmen mest.

Akkumulering av Al på gjellene synes å være en rask prosess. Selv om karforsøket (upublisert) ikke maktet å gi akkumuleringsrater med ønskelig presisjon, indikerer de likevel en betydelig akkumulering av Al i løpet av 5-6 timer, og en like rask eliminering av Al i løpet av de neste 6 timene. Dette resultatet samsvarer med det som tidligere er vist i Matre (Rosseland upublisert). Forsøket må repeteres, hvor det må legges vekt på å ta prøver på timesbasis eller kortere.

Basert på de ulike relasjonene mellom Al, salt og gjeller synes det sannsynlig at fisk utenfor Storelvas munning akkumulerer Al på gjellene til nivåer > 80 µg Al •g⁻¹ tv når saliniteten er mellom 3 og 8 ‰. Ved lavere saltnivåer, eller ved saliniteter > 8 ‰ er akkumuleringen lavere. Smolten som vandret inn fra Storelva ville ha nådd slike gjelle-Al verdier såfremt den ble stående "tilstrekkelig" lenge i overflatevann. Hvis smolten derimot "dykket" og oppholdt seg på dyp fra 1-1,5 m og nedover ville belastningen ha "opphevet". Ettersom smolten ikke var utstyrt med dybdesensorer i 2007, vet vi ikke hvor dypt fisken sto/vandret. Dette har betydning for hvor presist resultatene kan tolkes.

All den merkede fisken var tilsynelatende i fin form både før og etter merkingen. Spesielt den ville smolten fikk en tilnærmet optimal behandling, med skånsom fangst i et smolthjul og kort tid fra fangst til smolten ble satt tilbake i elva. Også smolten fra Finså klekkeri var tilsynelatende i fin form både ved ankomst og utsetting. Forholdene på utsettingsstedet var også optimale, med dypt vann og moderate strømforhold.

Basert på resultater fra andre lignende prosjekter skulle vi forvente at det meste av smolten ville vandre raskt vekk fra utsettingsplassen og ut i sjøen. At kun 18 % av den ville smolten og ingen anleggsprodusert smolt vandret ut av Sandnesfjorden er langt lavere enn i lignende undersøkelser. Likeledes var vandringshastighet påvirket. Denne endringen i forhold til forventet atferd må skyldes forhold omkring utsettingslokaliteten. Den mest nærliggende forklaringen er Al i brakkvann. Alternative forklaringer som for eksempel H₂S i bunnvannet synes ikke rimelige ettersom dette ikke er

faktorer som vil være vesentlig forskjellig nå fra historiske forhold. At de få som kom seg ut av Songevatn oppførte seg mer og mer som "frisk" smolt er også en indikasjon på at smolten opplevde de indre delene av Songevatn som belastende. Årets målinger stemmer således overens med observasjoner av "svimete" smolt i Songevatn i 2005. Begge disse årene hadde relativt lik vannføring i Storelva og saltinnhold i Songevatn. Raske atferdsendringer er også observert i forsøk hvor laksesmolt ble eksponert til Al i brakkvann i renner. Fisken mistet all fluktrespons, sto "apatisk" i renna, ofte med hodet ut av vann. Under normale forhold ville denne fisken ha dødd kort tid etter. Når noen fisk etter 3 dager ble overført til 34 ‰ saltvann hadde denne fisken normal fluktrespons innen 12 timer. Selv om dette kun er en observasjon, er den i tråd med det som måles i Storelva.

Selv om en lav andel av smolten kom seg ut Sandnesfjorden er ikke dette ensbetydende med at smolten vil overleve fram til voksen laks. Belastninger fisken fikk i Songevatn samt den tidsforsinkelse belastningen medførte i utvandringssrate kan begge bidra til å øke den relative dødeligheten i sjøvann. Den økologiske effekten av belastningene kan således være større enn det utvandringene antyder.

Foruten effekter knyttet til smoltatferd, er det tidligere påvist stor feilvandring av laksesmolt merket i kalka elver deriblant Audna og Manda (Hansen mfl. 1997). Dette ble opprinnelig knyttet til kalkingen, men kan også skyldes fortsatt forekomst av bioreaktivt Al i de respektive elvene. Det kan tenkes at Al i brakkvann også kan påvirke preging slik at en større andel av smolten fra Storelva søker seg til andre elver på Sørlandet som voksen laks. Dette er ikke undersøkt i dette prosjektet, men kan også bidra som forklaring til lav fangst i Storelva.

8. Referanser

- Bjerknes, V., Fyllingen, I., Holtet, L., Teien, H.C., Rosseland, B.O., Kroglund, F., 2003. Aluminium in acidic river water causes mortality of farmed Atlantic Salmon (*Salmo salar* L.) in Norwegian fjords. *Mar. Chem.* 83, 169-174.
- Bjerknes, V. og Kroglund, F. 2000. Aluminiumanalyse av gjeller fra vill postsmolt av laks fra fjorder i Sogn og Fjordane våren 1999. NIVA notat
- Hansen, L.P., Staurnes, M., Fugelli, K. & Haraldstad, Ø. 1997. Overlevelse og vandrings av laks utsatt som smolt i Audna og Lygna. NINA Oppdragsmelding 469: 1-17.
- Kroglund, F., Finstad, B., 2003. Low concentrations of inorganic monomeric aluminum impair physiological status and marine survival of Atlantic salmon. *Aquaculture* 222, 119-133.
- Kroglund, F., Gutterup, J., Kleiven, E., Stefansson, S., Barlaup, B., Teien, H.C., 2007. Aluminium, et miljøproblem for laks i Sandnesfjorden, Aust-Agder? NIVA rapport 5366-2007, 47.
- Little, E.E., Fairchild, J.F. and Delonay, A.J., 1993. Behavioral methods for assessing impacts of contaminants on early life stage fishes. *Water Quality And The Early Life Stages Of Fishes*. Fuiman, L.A. ed: 67-76.
- Madsen, S.S., Mathiesen, A.B. and Korsgaard, B., 1997. Effects of 17 beta-estradiol and 4-nonylphenol on smoltification and vitellogenesis in Atlantic salmon (*Salmo salar*). *Fish Physiology And Biochemistry*, 17(1-6): 303-312.
- Madsen, S.S., Skovbolling, S., Nielsen, C. and Korsgaard, B., 2004. 17-beta estradiol and 4-nonylphenol delay smolt development and downstream migration in Atlantic salmon, *Salmo salar*. *Aquatic Toxicology*, 68(2): 109-120.
- Magee, J.A., Haines, T.A., Kocik, J.F., Beland, K.F. and McCormick, S.D., 2001. Effects of acidity and aluminum on the physiology and migratory behavior of Atlantic salmon smolts in Maine, USA. *Water Air And Soil Pollution*, 130(1-4): 881-886.
- Magee, J.A., Obedzinski, M., McCormick, S.D., Kocik, J.F., 2003. Effects of episodic acidification on Atlantic salmon (*Salmo salar*) smolts. *Canadian Journal Of Fisheries And Aquatic Sciences* 60, 214-221.
- McCormick, S.D., Hansen, L.P., Quinn, T.P., Saunders, R.L., 1998. Movement, migration, and smolting of Atlantic salmon (*Salmo salar*). *Canadian Journal Of Fisheries And Aquatic Sciences* 55, 77-92.
- Olsen, K.H., Petersson, E., Ragnarsson, B., Lundqvist, H. and Jarvi, T., 2004. Downstream migration in Atlantic salmon (*Salmo salar*) smolt sibling groups. *Canadian Journal Of Fisheries And Aquatic Sciences*, 61(3): 328-331.
- Jonsson, B., J. R.H., 1985. Water temperature as the primary influence on timing of seaward migrations of Atlantic salmon (*Salmo salar*) smolts. *Can.J.Fish.Aquat.Sci.* vol.42, no.3.
- Teien, H.C., Standring, W.J.F., Salbu, B., 2006. Mobilization of river transported colloidal aluminium upon mixing with seawater and subsequent deposition in fish gills. *Science Of The Total Environment* 364, 149-164.

Vedlegg A. Rapporter fra prosjektet

2003&2005

Kroglund, F., Gutterup, J., Kleiven, E., Stefansson, S., Barlaup, B., Teien, H.-C. 2007. Aluminium, et miljøproblem for laks i Sandnesfjorden, Aust-Agder? NIVA. Rapport 1. nr OR-5366. 47 s.

2006-data

Kroglund, F., Teien, H.-C., Salbu, B., Rosseland, B.O., Güttrup, J. Haraldstad, T. 2011. Aluminium, en potensiell trussel for utvandrende laksesmolt. Datarapport fra Storelva i Holt og Audna, 2006. NIVA-rapport 6244, 35 s+vedlegg.

2007-data

Kroglund, F., Høgberget, R., Haraldstad, T., Økland, F., Thorstad, E., Teien, H.-C., Rosseland, B.O., Salbu, B., Nilsen, T.O., Stefansson, S., og Guttrup, J. 2011. Påvirkes smoltvandring av aluminium i brakkvann? Storelva datarapport 2007. NIVA-rapport 6245. 81 s + vedlegg.

2008-data

Kroglund, F., Høgberget, R., Haraldstad, T., Økland, F., Thorstad, E., Teien, H.-C., Rosseland, B.O., Salbu, B., Nilsen, T.O., Stefansson, S., Guttrup, J. og Å. Johansen. 2011. Påvirkes smoltvandring av aluminium i brakkvann? Storelva datarapport 2008. NIVA-rapport 6246. 69 s + vedlegg.

2009-data

Tjomsland, T., Kroglund, F., 2010. Modellering av strøm og saltholdighet i Sandnesfjorden ved Risør. NIVA. Rapport 1. nr OR-6049. 31 s.

Teien, H.-C., Kroglund, F., Kleiven, M., Salbu, B. og Rosseland, B.O. 2009. Bruk av natriumsilikat i forhold til kalk for å avgifte aluminium i ferskvann og brakkvann. UMB-rapport Rapport nr : 2/2009. ISSN 0805 – 7214. 65s.

Teien, H.-C., Kroglund, F., 2009. Komparative studier mellom kalksteinsmel (Miljøkalk VK3, Miljøkalk NK3) og kalkslurry BIODALK 75; løselighet av Ca og økning i pH over tid. UMB-rapport Rapport nr : 2/2009. ISSN 0805 – 7214. 27s.

Kroglund, F., Teien, H.-C., Rosten, C., Hawley, K., Guttrup, J., Johansen, Å., Høgberget, R., Kristensen, T., Tjomsland, T. og Haugen, T.. 2011. Betydningen av kraftverk og predasjon fra gjedde for smoltproduksjon og aluminium i brakkvann for postsmoltoverlevelse. Datarapport 2009. NIVA-rapport 6084, 103s.

2010-data

Kroglund, F., Haugen, T., Guttrup, Jim., Hawley, K., Johansen, Åsmund., Rosten, C., Kristensen, T., Tormodsgard, Lars., 2011. Effekter av å passere en kraftverksturbin på smoltoverlevelse og atferd. Betydningen av tiltak. NIVA. Rapport 1. nr OR-6139. 35 s.

Kristensen, T., Rustadbakken, A., Kroglund, F., Guttrup, Jim (SNO), Johansen, Åsmund., Hawley, K., Rosten, C., Kjøsnæs, Arne Jørgen., 2010. Gjeddens betydning som predator på laksemolt: Populasjonsstørrelse, adferd og predasjonsomfang på laksemolt i Storelva, Aust-Agder.. NIVA. Rapport 1. nr OR-6085. 31 s.

Kroglund, F., Guttrup, Jim., Haugen, T., Hawley, K., Johansen, Åsmund., Karlsson, Anders., Kristensen, T., Lund, E., Rosten, C., 2011. Samvirkning mellom ulike trusler på oppnåelse av gytebestandsmål for laks. Storelva i Holt som eksempel. NIVA. Rapport 1. nr OR-6148. 71 s.

Kroglund, F., Haraldstad, T., Teien, H.-C., Guttrup, J. og Å. Johansen. 2011. Mobilisering av aluminium i brakkvann og akkumulering på fiskegjeller; Storelva datarapport brakkvann 2010. NIVA rapport 6149. 30 s.

Under trykking

Diserud, O.H., Kroglund, F., Teien, H.-C., Tjomsland, T. & Økland, F. Modellering av gjellealuminium: Aluminiumspåslag på gjellene til laksesmolt og betydningen dette kan ha for utvandringen - NINA Rapport [XXX. XX s.]

Vedlegg B. Fraksjoneringsmetoder *in situ* – Al

For å få informasjon om ulike Al-fraksjoner og endringer i fordeling av Al fraksjoner etter innblanding av sjøvann i ferskvannet ble det benyttet *in situ* fraksjonerings teknikker. Det ble benyttet *in situ* størrelse og ladningsfraksjonering av vann (Teien et al., 2006)

Størrelsesfraksjonering:

Vannet ble pumpet direkte opp fra elven/fjorden/karet vha en peristaltisk pumpe før ”on line” fraksjonering. Det ble benyttet membranfiltre (0.45µm, Millipore d:45 mm) og ultrafiltre (Amicon H1P10-20 hullfibre med nominell molekyl cutoff 10 kDa) for å skille mellom ulike molekylvektstørrelser. For å få informasjon om total konsentrasjonen av Al ble størrelsesfraksjonerte prøver tilsatt 1 volumprosent kons. HNO₃ og lagring ved 4 °C i ca 2 uker før ekstraksjon (8-hydroxyquinoline og metylisobetylketone) på laboratoriet. Al i ekstraherte prøver ble bestemt vha. spektrofotometer (Shimatzu UV-1601) ved 395 nm korrigert for jern (600nm). Al ble slik separert i tre ulike størrelsesfraksjoner (partikulært, kolloiddalt og lavmolekylært Al):

Total Al	= Totalt Al konsentrasjon i ufiltrert vannprøve
Partikulært Al	= Totalt Al konsentrasjon i ufiltrert vannprøve minus totalt Al konsentrasjon i 0,45 µm membranfiltrert prøve.
LMM Al	= Totalt Al konsentrasjon av i ultrafiltrert prøve (<10 kDa)
HMM Al	= Totalt Al konsentrasjon i 0,45 µm membranfiltrert prøve minus LMM Al

Ladningsfraksjonering:

Det ble benyttet ionebytting og *in situ* ekstraksjon for å skille mellom ulike ladningsfraksjoner av Al. Filtrert vann ble ekstrahert (8-hydroxyquinoline og metylisobetylketone) *in situ* i felt for å få informasjon om reaktivt Al i hht. Barnes/Driscoll's metoder (1976/ 1980). For å skille mellom positivt ladd og negativ/nøytralt Al ble filtrert vann pumpet *in situ* gjennom en ionebytter (Chelex 100, 20 mesh) før *in situ* ekstraksjon. Prøver som var ekstrahert i felt ble lagret før bestemmelse av Al vha spektrofotometer på laboratoriet. HMM Al og LMM Al ble slik fraksjonert mhp ladning hvor følgende tilstandsformer ble bestemt.

Total Al:	totalt Al, ekstrahert surgjort prøve (tilsatt 1 volumprosent kons. HNO ₃ før 2 uker lagring ved 4 °C) og bestemmelse av Al-konsentrasjon vha. spektrofotometer
Al_c:	Syreaktivt Al, fremkommer som differanse: $Al_c = TotalAl - Al_a$
Al_a:	Reaktivt Al, vannprøve ekstrahert med 8-hydroxyquinoline og metylisobetylketon i 20 sekunder, før bestemmelse av Al-konsentrasjon vha. spektrofotometer
Al_o:	Ekstrahert Al i eluat fra ionebytterkolonne (nøytrale eller negativt ladd), Al-konsentrasjon bestemt vha. spektrofotometer
Al_i:	Retensjon i kationbytter, beregnet ved: $Al_i = Al_a - Al_o$

Vedlegg C. Stasjonskoder fiskebur i 2007

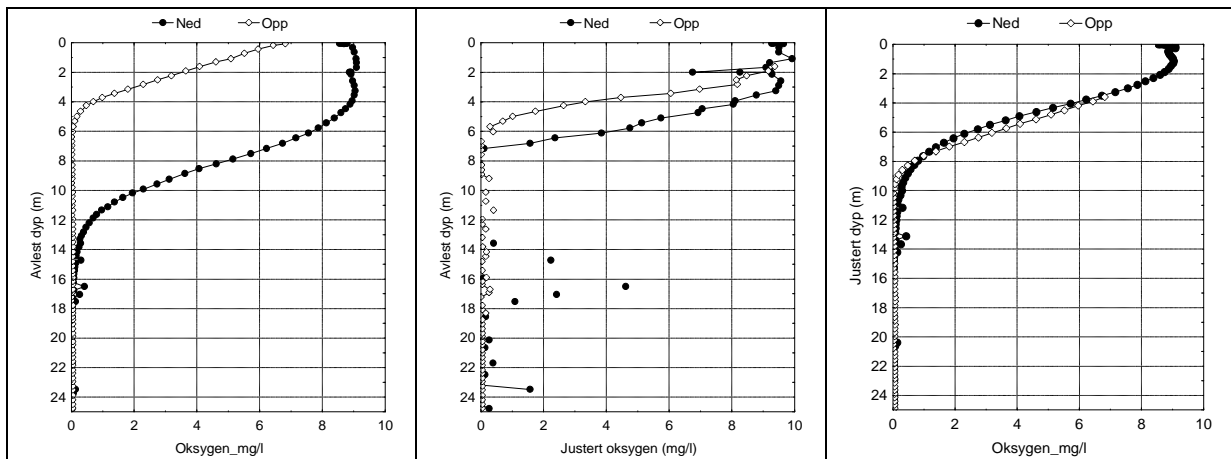
Tabell 13. Det er brukt ulike stasjonskodingsystemer i 2003 og 2005. For å sikre at det ikke er usikkerhet vedrørende hvor den enkelte stasjonen var lokalisert og for å sikre at det brukes en enhetlig koding i denne rapporten, er det etablert et nytt kodesystem (St.kode). Det er angitt lengde og breddegrader bestemt ved bruk av GPS. Disse er deretter konvertert til UTM. Det året en stasjon ikke er inkludert er angitt med "x" i stasjonslisten.

2003-2005-2007 Stasjonsliste	St. kode	Formål	Lengde bredde 2005	Lengde bredde 2007
1-1 Klova	Sto.1	150 m nedstrøms kalkdoserer. Øverste stasjon på den anadrome strekningen.		58.41438 8.49600
2-2 Lilleholt	Sto.2	Stasjonen er like nedstrøms vannprøvestasjonen ved Nes verk.	58.37903 8.52624	58.07887 8.52574
x-3 Innløp Lundevatn	Sto.3	Ca 600 m etter samløp med Skjerka og 1,5 km før Lundevatnet	58.39077 5.86158	58.39059 8.56261
3-4 Strømmen	Son.1	Tatt 5 m nord for samløpet mellom Storelva og Songevatnet	58.40188 8.58839	58.40205 8.580849
Mandal hurtigserie		Akkumuleringsrater gjelle-Al		58.40204 8.58906
1. tillegg		Øke gradienten i Songevatn		58.40229 8.59016
2. tillegg		Øke gradienten i Songevatn		58.40273 8.58982
4-5 Doknes	Son.2	Utløp Nævestadfjorden, starten av Lagstrømmen	58.40730 9.02681	58.40733 9.02667
5-6 Strandane	San.1	Innløp Sandnesfjorden, slutten av Lagstrømmen	58.40709 9.03347	58.40724 9.03362
6-x Listrand	San.2	Pålene: utløpet Lagstrømmen eller starten av Sandnesfjorden		58.40994 9.04435
7-7 Hopestranda	San.3	150 -200m øst for Håholmen på sørsiden av Sandnesfjorden.	58.41449 9.07574	58.41487 9.07199
x-8	San.4	på neset mellom Åmland og Åsvika på nordsiden av Sandnesfjorden	58.41784 9.09590	58.41770 9.09635
x-9 Store Fureøy	San.5	Ytterste stasjon i fjorden	58.41836 9.11960	58.41825 9.11959

Vedlegg D. Korreksjon av oksygenmålinger med STD-logger

Oksygenforhold

Den STD-en som ble brukt til målinger av dybprofiler er utstyrt med oksygensonde. Denne sonden har en ganske lang innstillingstid, og vertikal hastighet var for stor til å gi et riktig bilde av oksygenprofilene direkte. Imidlertid er det til en viss grad mulig å danne seg et bilde av reell oksygenprofil nær overflaten ved å korrigere for denne forsinkelsen. Det kan gjøres relativt enkelt på to måter, som begge bygger på at sonden har en 1. ordens dynamikk for innstilling til rett verdi og fires med konstant hastighet, og at oksygen varierer lineært med dyp, dvs. at $dY/dt = (C - Y)/\tau$ hvor Y er avlest verdi, C er den virkelige verdien, begge ved tid t , og τ er tidskonstant for innstilling av oksygensonden. En kan korrigere for tidskonstanten ved enten å beregne reell konsentrasjon ved gitt tidspunkt som $C = Y + \tau \cdot dY/dt$ eller ved å beregne et effektivt dyp som tilsvarer avlest oksygenkonsentrasjon ved å anta samme tidsforsinkelse for oppdatering av dypet. Korreksjon av oksygenverdien er i prinsippet riktigst uavhengig av formen på profilen, men ustabil fordi fluktuasjoner pga. måleuøyaktighet blir forsterket, mens beregning av dyp med forsinkelse er mer stabil, men forutsetter lineært forløp av profilen over 2-3 ganger tidskonstanten og derfor ikke blir så nøyaktig. Ved å korrigere enten oksygenkonsentrasjon eller dyp ut fra en tidskonstant på 12 sekunder får en relativt bra overensstemmelse mellom målingene på vei ned og opp for mange av profilene, selv om det fortsatt er en del avvik, og noen åpenbare feil i oksygenprofilene. **Figur 62** viser et eksempel hvor den beste overensstemmelsen mellom data fra sonde på vei ned og opp fås ved å korrigere dypet, men begge typene korreksjon gir omtrent det samme resultatet i hovedtrekk.



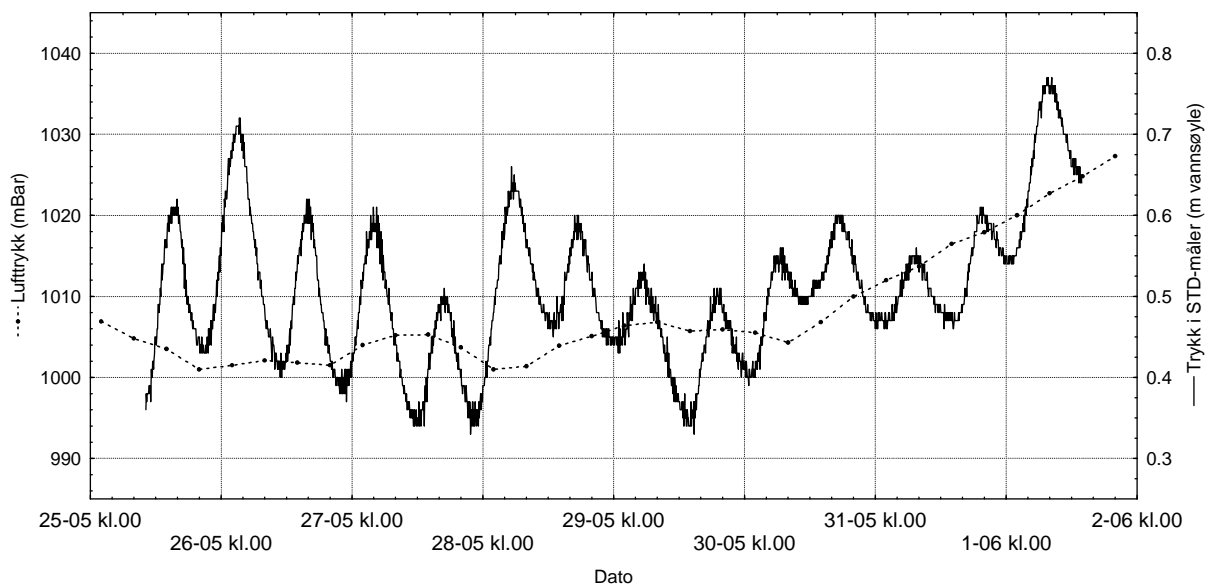
Figur 62. Oksygenprofil fra St. 25 24. april. Til venstre data slik de er registrert av sonden, i midten resultatet av å justere oksygenkonsentrasjonen, og til høyre etter beregning av dyp med tilsvarende forsinkelse som oksygen.

Vedlegg E. Vannstandsforskjeller gjennom Lagstrømmen beregnet ut fra av STD tidsserie 24.mai – 1. juni

STD-sonden var satt ut rett innenfor Lagstrømmen i perioden fra 25. mai til 1. juni, fast oppankret i forhold til bunnen, og innstilt på å måle hvert 5. minutt. Måleren registrerer trykket fortløpende, og variasjon i vannstanden over tid vil vise seg ved tilsvarende variasjon i trykket, dersom en først korrigerer det for variasjoner i lufttrykk.

Ved utsetting av måleren midt på dagen 25. mai var trykket nullstilt i luft, og rett etter utsetting viser trykket at måleren da ble satt på 0.36 m dyp. Trykket har deretter variert i tid både med vannstand og med lufttrykk.

For å gi et riktig bilde av vannstandsvariasjonene må instrumentregistreringene som nevnt korrigeres for variasjoner i lufttrykket. Korreksjonen er basert på 6-timers registreringer fra meteorologisk stasjon nr. 35860, Lyngør Fyr, hentet fra dataserveren til Meteorologisk Institutt (www.eklima.no). Lufttrykket i den meteorologiske serien er interpolert til måletidspunktene for STD⁴. **Figur 63** viser avlest trykk fra STD-måleren og lufttrykket fra de meteorologiske data med vertikale akser justert slik at kurvenes hovedforløp blir sammenfallende. En ser at det særlig i siste del av perioden er helt vesentlig å korrigere for lufttrykket.



Figur 63. Luft-trykk fra meteorologiske data og avlest trykk i STD-måleren på innsiden av Lagstrømmen i slutten av mai 2007.

Resultatet av å korrigere trykket fra STDen ved å trekke fra endringen i lufttrykk i forhold til start-tidspunktet for serien vises i **Figur 64** som vannstandsvariasjon på innsiden av Lagstrømmen, i forhold til posisjon for den fast monterte STD-loggeren. Figuren viser også timeverdier for vannstand i

⁴ STD-klokka var stilt på lokal sommertid (UTC+2), og tidspunkt for de meteorologiske data oppgitt i UTC er justert tilsvarende.

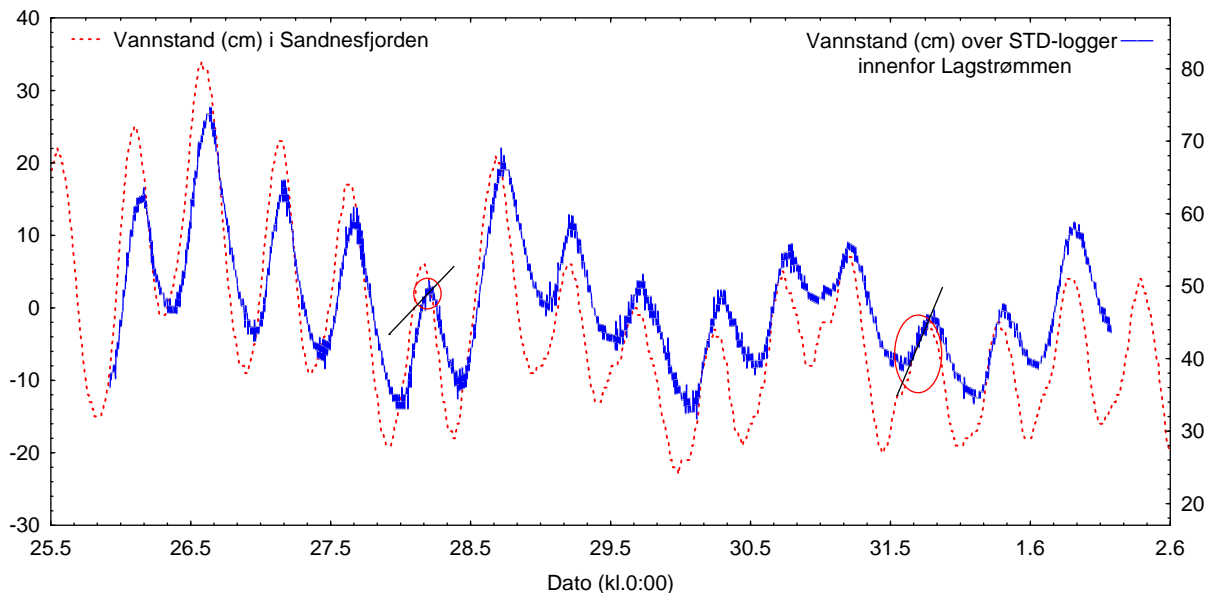
kystvannet utenfor Risør (posisjon 58°42'N 09°14'E), hentet fra sjøkartverkets internettside⁵. Denne serien skal vise kombinert variasjon pga. tidevann og vær (lufttrykk og vind), korrigert i forhold til data fra nærmeste målestasjon som er Helgeroa.

Vannstanden fra sjøkartverket er referert til middelvannstand, og angitt i cm mot venstre akse. Vannstanden fra STD-loggeren, vist mot høyre akse i meter, er relatert til instrumentets plassering som er vilkårlig. Aksene i **Figur 64** har samme lengde (70 cm), og er justert slik at de to seriene skal ligge omtrent riktig i forhold til hverandre, dvs. at den vertikale avstanden mellom dem viser vannstands-forskjellen ut gjennom Lagstrømmen, altså mellom Nævestadfjorden og Sandnesfjorden. Denne justeringen av vertikalaksene er gjort ved å kombinere data for vannstandsending og vannføring i Storelva. Når ferskvannstilrenningen akkurat tilsvarer volumøkningen på innsiden av Lagstrømmen pga. økende vannstand, vil det ikke gå noen netto strøm gjennom Lagstrømmen. I tilfeller hvor det er lite vind, må det falle sammen med at det ikke er noen vannstands-forskjell mellom innsiden og utsiden av Lagstrømmen.

De to kurvene er tilpasset hverandre for to slike tidsrom hvor vannføringen var ganske konstant, og hvor det var lite vind:

Tidsrom	Vannføring ($\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$)	Vannstandsøkning som gir volumøkning innenfor Lagstrømmen som tilsvarer vannføringen (m/døgn)
25 til 27 mai	5.0	0.192
30.mai til 1.juni	11.5	0.442

Det er valgt ut ett tidspunkt i hver av periodene hvor vannstandsendingen innenfor Lagstrømmen, slik den er bestemt av STD-loggeren, tilsvarer omtrent de beregnede verdiene. De to tidspunktene er markert i figuren med en strek som indikerer den vannstandsøkningen som tilsvarer ferskvannstilrenningen, og en ser hvordan forskyvning av de to aksene har medført at de faller sammen i begge tilfelle.

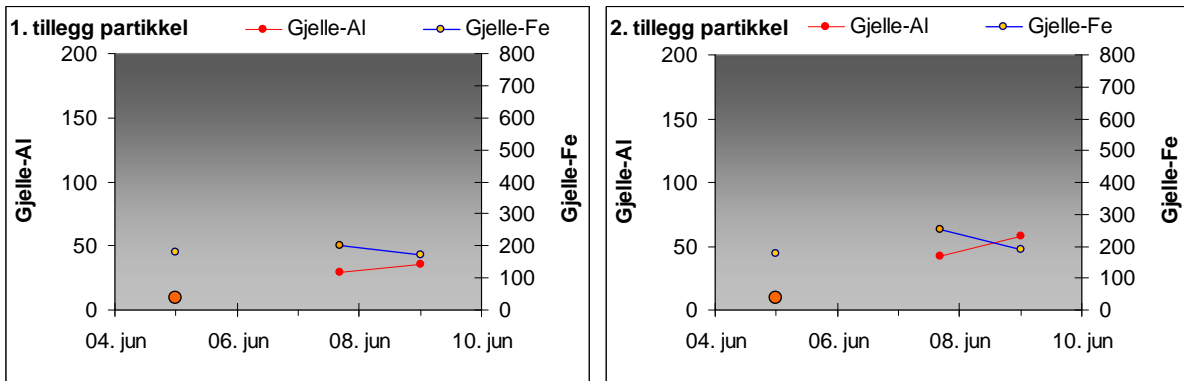


Figur 64. Vannstandsvariasjon i kystvannet utenfor Sandnesfjorden og innenfor Lagstrømmen siste uke i mai 2007. Kurvene er justert i forhold til hverandre slik at forskjellen representerer vannstands-forskjellen mellom fjorden innenfor og utenfor Lagstrømmen.

⁵ <http://vannstand.statkart.no/skjema3.php>

Vedlegg F. Partikler i Songevatn

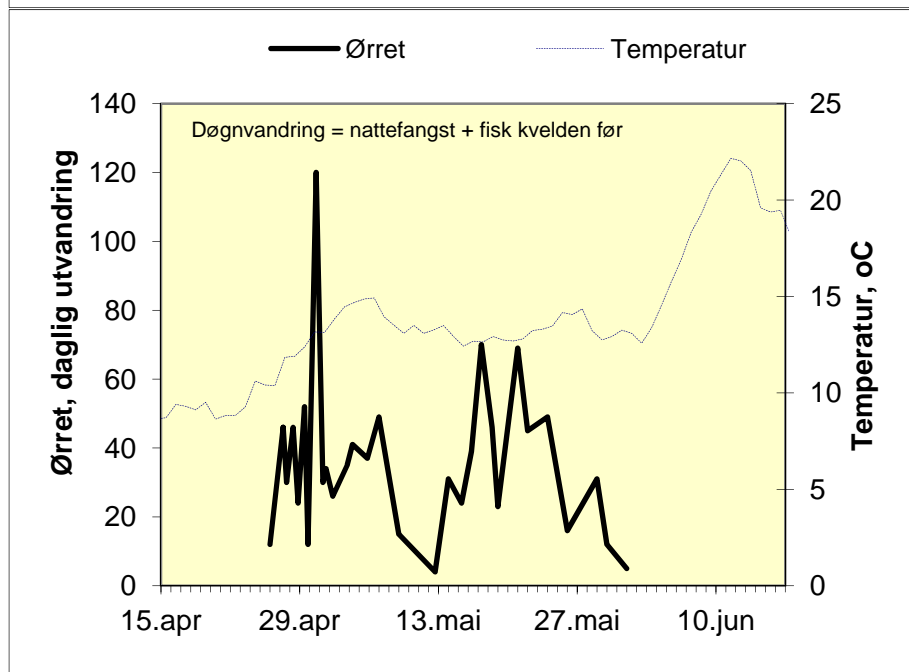
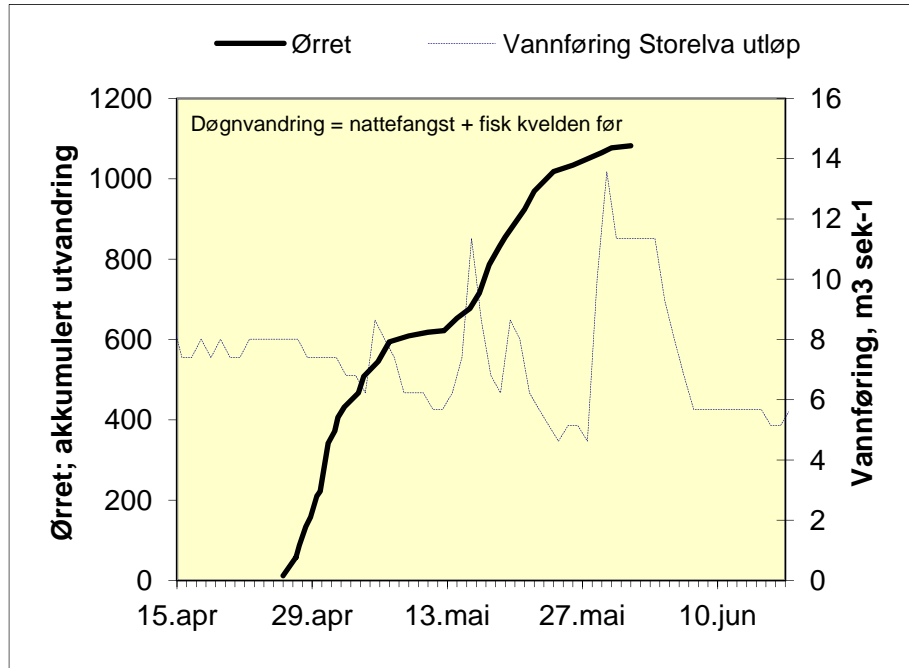
Gravingen ved Fosstveit ble påbegynt igjen i starten av juni 2007. Ørret holdt i bur på 1. og 2. tileggsstasjon hadde 5. og 8. juni lave gjelle-Al og gjelle-Fe verdier relativt til hva laksesmolt hadde 1. juni. Dette kan tyde på at gravingen ikke økte tilførselen av gjelle-rekativt Al til Songevatn. Effektene påvist 7. mai var således kun knyttet til forhold i elva og ikke til gravingen.



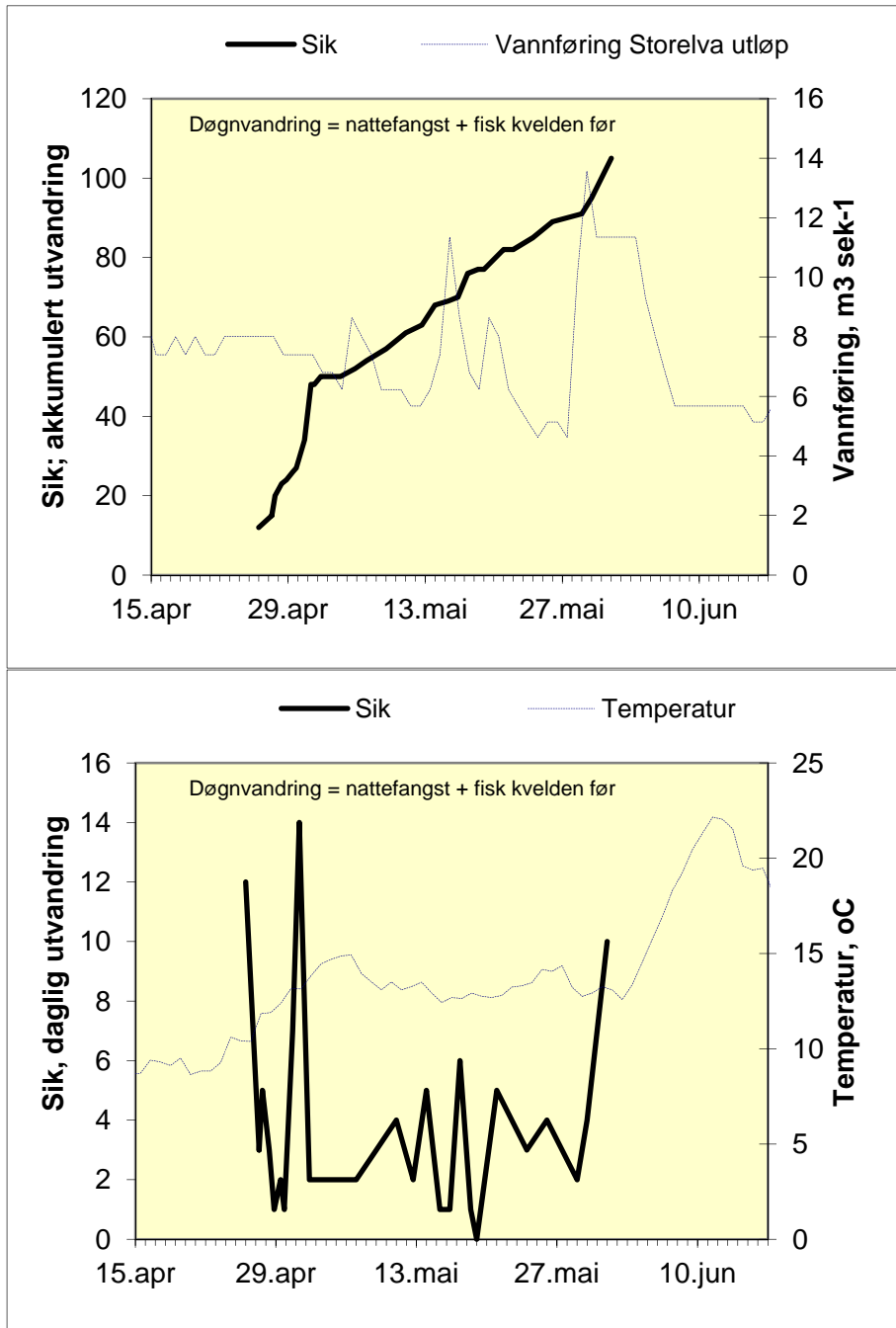
Vedlegg G. Utvandring

2007 fellefangster;

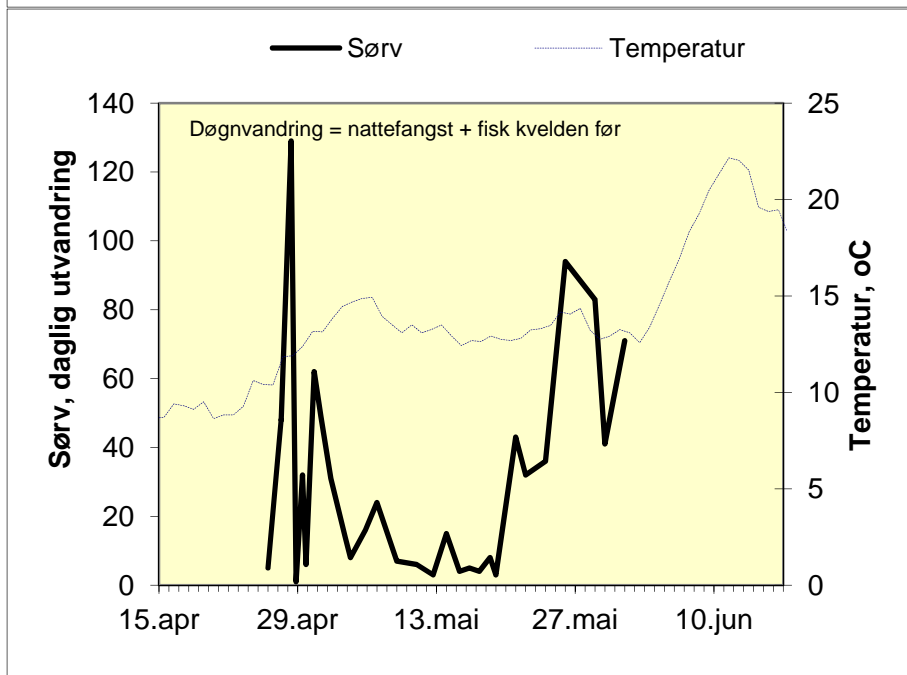
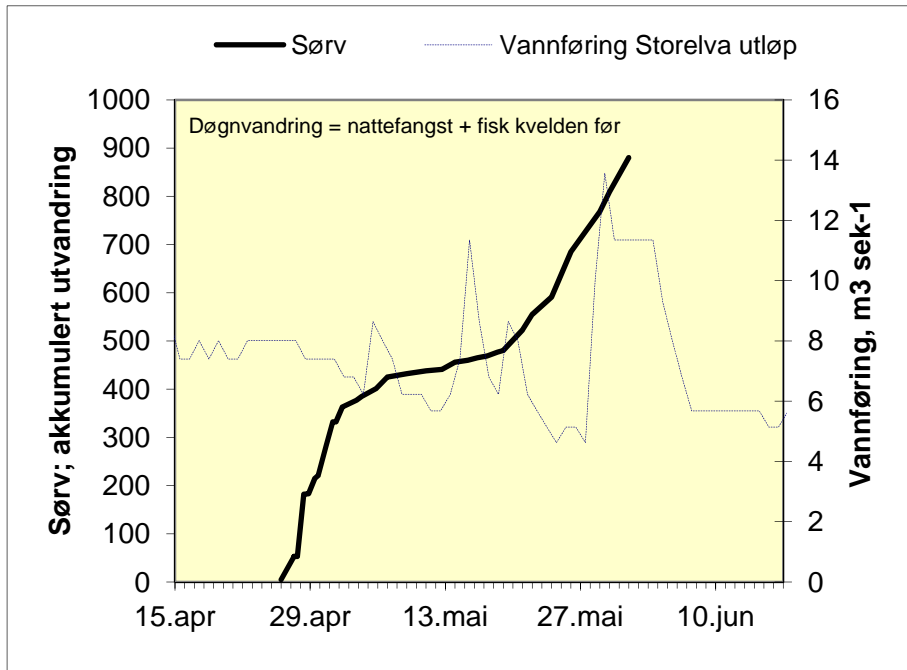
Ørret



Sik



Sørv



Vedlegg H. Beskrivelse av Nærestadvassdraget

Steaelva (Nærestadvassdraget) har en anadrom strekning på 1,6 km. Dersom fisk passerer Lauvdalsdammen øker strekningen til ca. 4 km. På denne strekningen renner elva gjennom jordbruksland og mindre skogsområder. Det er betydelig industri nederst i vassdraget. Nedbørfeltet er ca. 77,4 km², og det er flere store vann oppover i vassdraget. Elva har relativt stor variasjon i vannføring gjennom året. På grunn av de store innsjøene vil avrenningsmønsteret her avvike fra det som måles i Storelva.

Steaelva ble undersøkt i 2006 (Saltveit m.fl., 2007). Det ble da påvist en rekke forsuringfølsomme evertebrater. De konkluderer at ut fra forholdet mellom *Baetis rhodani* og steinfluer er vassdraget ikke lengre er forsuringpåvirket. Ettersom laksesmolt er mer følsom enn evertebratene kan det ikke ut fra forholdet mellom *Baetis* og steinfluer konkluderes med at vassdraget er uten belastning. En forsuringsepisode som drepte laks (0+ og eldre) i Søgneelva i 2005 påvirket ikke forekomst av *B. rhodani* (Kroglund m.fl., 2005).

I undersøkelsen fra 2006 ble det funnet laks og ørret på alle stasjonene. Laksungene var mellom 53 og 126 mm. Største 0+ laks målte 74 mm, og gjennomsnittslengden til årsungene var $63,4 \pm 2,0$ mm. Det ble fanget relativt få ørretunger. Disse målte fra 57 til 156 mm. Største årsunge målte 70 mm. Årsungene var i gjennomsnitt $63,0 \pm 5,2$ mm.



Tabell 14. Antall fisk av ulike arter fanget og bestandstetthet av laks og ørret i Steaelva i september 2006. Det ble ikke bestandsberegnet på stasjon 2. Data fra Saltveit m.fl., 2007.

Stasjon	Areal i m ²	Antall fisk			Laks N/100m ²		Ørret N/100m ²	
		Laks	Ørret	Ål	0+	eldre	0+	eldre
1	67	27	6	10	54,4	6,0	4,6	4,5
2		1	2	11				
3	90	11	5	0	2,2	10,0	3,3	2,4
TOT	157	39	13	22	21,9 ± 13,2	8,3 ± 0,0	3,8 ± 0,0	3,2 ± 0,0

Vedlegg I. Smoltprosjekt i Vegårvassdraget, notater fra J.Güttrup

Smoltfella ble satt ut 25/4 på samme plass som tidligere men den dras noe høyere opp i strømmen for det er lavere vannføring. Tall fra smoltfangsten er ført på eget ark.

Det ble **el.fisket** smolt til smoltstasjonene i elva den 18/4 stasjonene ble satt ut i elva den 28/4 nr. 1. Klova nr. 2. Lilleholt nr 3. nedenfor utløpet av skjærka nr 4 strømmen. Den 30/4 nr 5. Dokknes camping nr 6. Strandene nr 7. Hopestrand nr. 8. Sandnesfjorden nr. 9. store Furholmen. Fra 5 til og med 9 var smolten fanget i smoltfella.

Det ble satt ut 3 stasjoner til den 14/5. Første ekstrastasjon var 200 m utenfor smoltfella, andre ekstrastasjon var overgangen mellom Songevann Nævestafjorden. Tredje ekstrastasjon var Pålene ved utløpet av Lagstrømmen. Det ble brukt smolt som var fanget i fella og de har stått i bur ved strømmen opptil 5 døgn der før de ble satt ut. OBS. 14/5 ble det satt ut ny smolt på st. 4 og 5 fanget samme natt i smoltfella. Det ble tatt gjelleprøver av fisk de dagene det ble satt ut stasjoner. Disse er skrevet ned på egne ark.

Den 5/6 ble det satt ut 2 stasjoner med fisk av Mandalslaks i et blakkigsforsøk angående graving ved Fosstveit.

Koordinatene på alle stasjonene er skrevet ned på arkene med gjelleprøver. CTD ble satt ut under brygga på strandene 25/5 klokken 10:05.

Garnfiske.

Det ble fisket med garn i Songevann av Ivar Fredvik som er leder for Songe Laget fiske lag.

Han fisket med 100 m flytegarn i hele uke 19, resultatet ble 3 sjøøreter ingen hadde noe i magesekken. Det ble sett sel i vassdraget i april og første halvdel av mai. Noen silender holdt seg i utløpet av Nævestafjorden i mai måned. Gjeddefestivalen ble holdt 26 og 27/5. Det ble fanget 43 gjedder, magesekkene ble undersøkt av undertegnede og resultatet var. 8 abbor 2 sørv 1 gjedde
1 øret 1 sik.

Borøy 11/11 07
Jim Güttrup

NIVA: Norges ledende kompetansesenter på vannmiljø

NIVA gir offentlig vannforvaltning, næringsliv og allmennheten grunnlag for god vannforvaltning gjennom oppdragsbasert forsknings-, utrednings- og utviklingsarbeid. NIVA kjennetegnes ved stor faglig bredde og godt kontaktnett til fagmiljøer i inn- og utland. Faglig tyngde, tverrfaglig arbeidsform og en helhetlig tilnæringsmåte er vårt grunnlag for å være en god rådgiver for forvaltning og samfunnsliv.



Norsk institutt for vannforskning

Gaustadalléen 21 • 0349 Oslo
Telefon: 02348 • Faks: 22 18 52 00
www.niva.no • post@niva.no