

Aluminium, et miljøproblem for laks i Sandnesfjorden, Aust-Agder?



Område ved Lilleholt



Innløp til Songevannet

*Fangstfella for smolt
midt i bildet*

Hovedkontor Gautastadaléen 21 0349 Oslo Telefon (47) 22 18 51 00 Telefax (47) 22 18 52 00 Internet: www.niva.no	Sørlandsavdelingen Televeien 3 4879 Grimstad Telefon (47) 37 29 50 55 Telefax (47) 37 04 45 13	Østlandsavdelingen Sandvikaveien 41 2312 Ottestad Telefon (47) 62 57 64 00 Telefax (47) 62 57 66 53	Vestlandsavdelingen Postboks 2026 5817 Bergen Telefon (47) 55 30 22 50 Telefax (47) 55 30 22 51	Akvaplan-niva 9296 Tromsø Telefon (47) 77 75 03 00 Telefax (47) 77 75 03 01
---	---	--	--	---

Tittel Aluminium, et miljøproblem for laks i Sandnesfjorden, Aust-Agder?	Løpenr. (for bestilling) 5366-2007	Dato Feb. 2007
	Prosjektnr. Undernr. O-26217	Sider Pris 47
Forfatter(e) F. Kroglund J. Gutterup E. Kleiven S. Stefansson B. Barlaup H.C. Teien	Fagområde Fisk og Akvakultur	Distribusjon Åpen
	Geografisk område Aust-Agder	Trykket NIVA

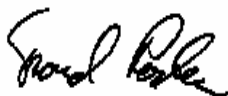
Oppdragsgiver(e) Direktoratet for naturforvaltning Fylkesmannen i Aust-Agder	Oppdragsreferanse
--	-------------------

<p>Sammendrag</p> <p>Fangst av laks i Storelva, Aust-Agder har ikke økt som forventet etter kalking. Dette kan skyldes en rekke faktorer, deriblant vannkvalitet. I prosjektet er vannkvalitet og dens effekt på smoltkvalitet undersøkt i Storelva samt i Sandnesfjorden. Hypotesene er at smolt belastes av aluminium som følge av utilstrekkelig kalking av Storelva, og/eller at postsmolt skades som følge av at aluminium remobiliseres på en for fisken giftig form i brakkvannet i Sandnesfjorden. Det ble påvist bioakkumulerbart aluminium i både ferskvann og i brakkvann. Nivåene i ferskvann var urovekkende høye, men ikke tilstrekkelig høye til å forklare de lave fangstene av laks. Det kan ikke utelukkes at de høye konsentrasjonene av aluminium i brakkvannet bidrar til å svekke overlevelsen til postsmolt. Andre lokale og regionale faktorer, deriblant marint klima, gjedde og sel vurderes som mindre sannsynlige trusler.</p>
--

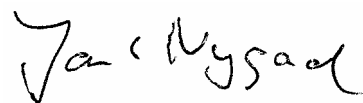
<p>Fire norske emneord</p> <ol style="list-style-type: none"> Laks Vannkvalitet Forsuring Marint 	<p>Fire engelske emneord</p> <ol style="list-style-type: none"> Salmon Water quality Acidification Marine
--	---



Frode Kroglund
Prosjektleder



Trond Rosten
Forskningsleder



Jarle Nygard
Fag- og markedsdirektør

**Aluminium, et miljøproblem for laks i
Sandnesfjorden, Aust-Agder?**

Forord

Norsk institutt for vannforskning har i en årrekke arbeidet for å fastslå den økologiske betydningen av aluminium i brakkvann. Aluminium i brakkvann kan gi akutt giftige vannkvaliteter for laks i oppdrettsmårder. Den økologiske betydningen dette har for villaks er imidlertid mer usikkert.

Storelva i Aust-Agder har vært kalket siden 1996. Mens det vannkjemiske målet synes oppnådd, er utviklingen i fangst av laks langt dårligere enn forventet. En rekke hypoteser til dette er framsatt. I denne undersøkelsen er det fokusert på vannkvalitet innen vassdraget og i fjordområdene. Det ble i 2003 utført et pilotprosjekt innen vassdraget og fjorden finansiert av Fylkesmannen i Aust-Agder. Basert på resultater fra dette prosjektet ble det utarbeidet forslag til tiltak våren 2005. Det ble etterlyst mer dokumentasjon på problemstillingene. En prosjektskisse ble sent til Direktoratet for naturforvaltning (DN) og Fylkesmannen i Aust-Agder i april 2005. I denne ble det lagt vekt på aluminiumstransport i elva og endringer i biotilgjengelighet til aluminium i brakkvann. Det ble senere gitt en tileggsbevilgning for å dekke utgifter til kjemiske analyser fra Fylkesmannen i Aust-Agder.

Vår kontaktperson i DN har vært Roy Langåker mens Dag Matzow var kontaktpersonen hos Fylkesmannen i Aust-Agder. Vi takker for samarbeidet.

Grimstad, februar 2007

Frode Kroglund

Innhold

Sammendrag	5
1. Innledning	8
2. Områdebeskrivelse, bakgrunnsdata og metoder	9
2.1 Delfelt - arealer	9
2.2 Lokalteter: prøvetakingsstasjoner (fisk og kjemi) 2003 og 2005	11
2.3 Hvor mange laks skal elva produsere?	13
2.4 Måleprogram og metoder	15
2.4.1 Fisk i bur	15
2.4.2 Vannkjemi	15
2.4.3 Fiskeanalyser	16
2.4.4 Gjeddemager	16
2.4.5 Utvandring – smoltfelle (kun 2005)	16
3. Resultat	18
3.1 Fysio-kjemiske data, 2003-2005	18
3.2 Kjemi i Storelva	20
3.3 Brakkvannsområdene	24
3.4 Gjellemetall	28
3.5 Fangstfella 2005	33
3.6 Fiskehelse	35
3.7 Andre faktorer som kan påvirke smoltoverlevelse	38
4. Diskusjon	39
4.1 Andre alternativ enn forsurening som årsak til lav smolt til laks overlevelse	39
4.2 Vannkvalitet som årsak til tap av laks i Storelva	41
4.3 Vannkvalitet som årsak til tap av laks i brakkvann	42
4.4 Konklusjoner	43
5. Referanser	45
Vedlegg A.	47
Vedlegg B. Vannkjemi analysert i Storelva våren 2005	48

Sammendrag

Storelva i Aust-Agder har vært kalket siden 1996. Mens det vannkjemiske målet synes oppnådd, er utviklingen i fangst av laks langt dårligere enn forventet. Vassdraget skulle forvente å ha laksefangster i størrelsesorden 1 til 2 tonn, mens det de siste årene kun er fanget <100 kg/år. Utviklingen i fangst av laks i Storelva avviker fra det som ellers er tilfellet i kalka Sørlandelver. En rekke hypoteser til dette er framsatt. I denne undersøkelsen er det fokusert på vannkvalitet innen vassdraget og i fjordområdene. Det ble i 2003 utført et pilotprosjekt innen vassdraget og fjorden finansiert av Miljøvernavdelingen i Aust-Agder. Basert på resultater fra dette prosjektet ble det utarbeidet forslag til tiltak våren 2005. Det ble etterlyst mer dokumentasjon på problemstillingene. En prosjektskisse ble sent til Direktoratet for naturforvaltning (DN) og Miljøvernavdelingen i Aust-Agder i april 2005. I denne ble det lagt vekt på aluminiumstransport i elva og endringer i biotilgjengelighet til aluminium i brakkvann. Det ble senere gitt en tileggsbevilgning for å dekke utgifter til kjemiske analyser fra Fylkesmannen i Aust-Agder.

NIVA utførte i 2003 et pilotprosjekt innen vassdraget og fjorden finansiert av Miljøvernavdelingen i Aust-Agder. Denne undersøkelsen ble repetert og utvidet i 2005, da med støtte fra både Direktoratet for naturforvaltning og Miljøvernavdelingen. I undersøkelsen er det fokusert på smoltvandring, fiskehelse i forhold til vannkvalitet innen vassdraget og i de utenforliggende fjordområdene. Alternative årsaker er diskutert.

Basert på målinger av pH, Al, ANC synes det vannkjemiske målet for kalkingen å være oppnådd. I eksponeringene utført våren 2003 og 2005 påvises det imidlertid forhøyde konsentrasjoner av Al (aluminium) på gjellene til villsmolt (laks) i elva samt på gjellene til villsmolt eksponert i bur i elva. Dette indikerer at Al ikke avgiftes så godt som det vannkjemiske måleprogrammet antyder. Gjelle-Al konsentrasjonene var høyere i 2003 enn i 2005. Dette har sannsynligvis sammenheng med forskjellene i tidspunkt for snøsmelting og forskjeller i vannføring mellom årene. Gjelle-Al nivåene var på nivå hvor det i forsøk er påvist fra 25 til 50 % reduksjon i overlevelse fra smolt til laks. Gjelle-Al nivåene er imidlertid ikke på nivå hvor fravær av laks er å forvente.

Tetthet av lakseyngel er blitt undersøkt årlig siden 1995. Tetthet av yngel og eldre lakseunger har vært økende etter at kalkingen ble igangsatt (Larsen m.fl., 2005). Disse undersøkelsene er basert på høsttinnsamlinger og trenger ikke gi et mål for smoltproduksjon hvis dødelighet er høy siste vinter før utvandring. Smoltutvandring ble undersøkt våren 2005. Utvandring fra Storelva sammenfalt i tid med utvandringen fra Tovdalselva og Otra. Det ble registrert >600 smolt i fangstfella. Det store antallet smolt i fella, samt at det var lett å el-fiske smolt i elva gjør det rimelig sannsynlig at lav produksjon av smolt ikke er årsak til lav fangst av laks. Dette gjør det samtidig rimelig å fokusere på faktorer som innvirker på overlevelse fra smolt til laks.

Smolt eksponert i bur i brakkvann akkumulerte mer Al på gjellene enn det som ble påvist innen 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 salinitet var innenfor intervallet 3 til 5 ppt. Konsentrasjonen avtok deretter med økende salinitet, sannsynligvis som følge av fortykning. Det var meget sterke sammenhenger mellom salinitet og total-Al innen fjorden. Dette tyder på at Al ikke felles ut i fjorden, og at fortykning er den viktigste faktoren som styrer endringer i total konsentrasjon fra elvemunningen til fjordmunning. Aluminium i fjordområdet kan således være en trussel for laksebestanden under utvandring, for preging og for heimvandring, men betydningen kan ikke kvantifiseres ut fra dagens kunnskap. Basert på grenseverdier etablert for smolt i ferskvann kan det forventes betydelige effekter. Al er ikke fraksjonert i brakkvannet i denne undersøkelsen. Dette bør gjøres i fremtidige studier.

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 negative effekter på syre-base reguleringen. Samtidig var Na^+, K^+ -ATPase aktiviteten lavere enn det som ansees som normalt for post smolt. Gjelle-Al nivåene i elva var på nivå hvor effekter på enzymaktivitet kan forventes, men var samtidig lavere enn de nivå hvor effekter på blodfysiologi er sannsynlig. Kunnskap om dose-respons sammenhenger i brakkvann er mer mangelfull enn for ferskvann. Vi kan derfor ikke konkludere med negative bestandseffekter til tross for at det påvises fysiologiske responser. Eksponeringsvarigheten i forsøket var langvarig (2 og 4 uker). Under normale forhold bør smolt forlate vassdraget og fjorden innenfor en tidsperiode på 4 dager. Samtidig ble det gjort observasjoner våren 2005 som antyder at utvandringsatferd kan være påvirket. Det ble denne våren observert smolt langs bryggene i Songevannet. Denne smolten manglet fluktrespons. Hvis dette var vanlig for "all" smolt fra vassdraget kan det hende at effekter på vandringsvillighet og atferd faktisk er den responsen som har størst økologisk effekt og at eksponeringsvarighet vil være betydelig lengre enn det som forventes ut fra normal vandringshastighet til smolt. Basert på disse resultatene kan det ikke utelukkes at smolt fra Storelva i Holt har redusert sjøoverlevelse. Reduksjonen i overlevelse kan både skyldes utilfredsstillende kalking av vassdraget samt belastninger smolten får under fjordvandringene. Dette er forhold som krever ytterligere undersøkelser for å avklare. Lav fangst av laks i Storelva kan også skyldes stor feilvandring, som igjen kan være relatert til Al i ferskvann og brakkvann. Andre forklaringsmodeller synes mindre sannsynlige, selv om effekter av gjedde, sel og marint klima ikke bør utelukkes. Slike faktorer bør også gjøre seg gjeldende i andre kalka vassdrag på Sørlandet.

Det er antydning flere mulige hypoteser til hvorfor fangst av laks i Storelva er lav og avviker fra utviklingen i andre kalka elver på Sørlandet. Noen av disse hypotesene diskuteres i lys av resultat oppnådd i 2003 og 2005. Andre hypoteser vurderes ut fra mer generelle vendinger da de ikke er undersøkt av oss. Det var opprinnelig fremsatt en hypotese om at vassdraget ikke produserte smolt. Denne antagelsen tilbakevises ut fra den mengde smolt som ble fanget i fangstfella i 2005 og ut fra mengde smolt innfanget i løpet av el-fisket samme år. Det ansees som mindre sannsynlig at lav smoltproduksjonen kan være årsak til lav fangst av laks. Samtidig understreker resultatene at det er et stort gap mellom smoltproduksjon og fangst av laks. Tapet må derfor inntreffe etter at smoltutvandringen har startet.

Det fanges mindre laks i Storelva enn det som kan forventes ut fra produksjonsareal. Smoltproduksjonen i 2005 synes god. Hvis lav oppvandring av laks vedvarer vil det forventes en reduksjon i smolttetthet. Dette vil ytterligere skade bestanden. Laksen i elva representerer et unikt genetisk materiale, da dette er den eneste laksestammen som overlevde forsøringsperioden på Sørlandet. Skal elvas unike genetiske materiale bevares, må det settes inn særskilte tiltak for å bevare denne stammen. Disse vurderes ikke særskilt her, men det antydes a) hold av stamfisk utenfor vassdraget, b) utsetting av egg fra Storelvastammen i nabovassdrag (Tovdal) og utsetting av stedegen smolt. Denne må oppformerer utenfor vassdraget (f.eks. ved Finså klekkeri). Smolt som settes ut i Songevannet må slepes ut av fjorden så raskt som mulig for å minimalisere eventuelle effekter av redusert vannkvalitet i innsjøen samt i fjorden.

Basert på undersøkelsene utført i 2003 og 2005 konkluderes det med:

Ferskvann

- Basert på DGT-Al og gjelle-Al er det i perioder mer bioakkumulerbart Al i elva enn det som forventes ut fra målingene av pH og LAI.
 - Dette kan skyldes utilstrekkelig avgiftning av LAI når vannføringen er høy og temperaturen er lav.
 - Alternative strategier bør vurderes.
- Gjelle-Al verdiene er ikke på nivå hvor det forventes redusert produksjon av smolt i elva.
- Gjelle-Al verdiene var i 2003 på nivå hvor det kan forventes redusert postsmoltoverlevelse. Nivåene i 2005 var lavere, på nivå hvor store effekter ikke forventes.

- Det forventes flere laks tilbake enn det som registreres.
- Andre faktorer som gjedde, måker, sel, H₂S i Songevannet med mer kan ha en betydning for smolt og postsmoltoverlevelse, men det foreligger ikke data som tilsier at disse faktorens skal være viktigere nå (etter 1996) enn før 1900.

Brakkvann

- Aluminium i fjorden fortynnes som følge av saltinnblanding alene. Al felles ikke ut.
- Aluminium mobiliseres på en bioakkumulerbar form i brakkvann. Denne mobiliseringen påvises både ved bruk av DGT og analyse av gjelle-Al.
- Akkumulering av Al på gjellene er størst der salinitet er i området 3 til 10 ppt.
- Sammenhengen mellom DGT-Al og gjelle-Al er ikke konsistent fra dato til dato.

Sjøvann

- Rene marine årsaker til redusert overlevelse vurderes som mindre sannsynlige da disse i så fall påvirker laks fra Storelva mer enn laks fra nabovassdrag.
 - Al i ellevann og brakkvann kan ha påvirket preging og dermed feilvandring. Dette er ikke undersøkt.

Fiskebiologiske responser

- Det ble påvist moderate fysiologiske responser på vannkjemi, både i ferskvann og i brakkvann.
- Smolt i Songevannet hadde en avvikende atferd og manglet fluktrespons
 - Denne effekten på atferd kan være særs viktig for postsmoltoverlevelse og bør følges opp videre.

Andre faktorer

- Kalkingen kan ha bidratt til å øke tilførselen av Al på de former som er kilden til akkumulerbart Al i brakkvann. Kalking av elver som munner ut i brakkvannsfjorder kan være uheldig.
 - Alternative metoder for behandling av vassdraget bør utprøves (silikat).
 - Det må vurderes om anlegget ved Hauglandsfoss skal dosere silikat i smoltutvandringsperioden og dagene forut.

1. Innledning

Storelva hadde på 1980-tallet en svak laksebestand, hvor det ble antatt at den viktigste årsaken til lav yngeltetthet og lav fangst av laks var forsuringen. Storelva ble først indirekte kalket gjennom kalkingsvirksomheten i Vegår (fra 1985). Dette var ikke tilstrekkelig for å sikre god vannkjemi langs den anadrome delen av elva. Det ble derfor plassert en kalkdoser ved Hauglandsfossen i 1996. Tiltakene har resultert i at laks i dag er etablert på de fleste undersøkte stasjoner, og da med god og økende tetthet. Det er imidlertid fortsatt en uoverensstemmelse mellom utbredelse og tetthet til lakseunger i Storelva og fangst av voksen laks. Det påpekes i DN-notat (B.M. Larsen m.fl., 2005-2) at selv om kalkingen har gitt forventet biologisk respons innen vassdraget, er utviklingen i fangst av voksen laks langt dårligere enn forventet. Det konkluderes ikke med noen årsak. På enkelte stasjoner er det fortsatt en betydelig år til år variasjonen i tetthet. Denne variasjonen i tetthet kan tyde på at vassdraget enten:

- har en vannkjemi som kan være dødelig i perioder (svikt i kalkingsstrategi eller -kontinuitet),
- at bestanden ennå ikke har nådd bæreevnene for vassdraget.
- at overdødelighet (yngel, smolt og voksen) skyldes andre faktorer enn forsuring.

Det vannkemiske målet for tiltaket synes nådd (se DN-overvåkingsrapporter på kalking). pH er på et nivå hvor det ikke forventes bestandseffekter. Imidlertid skyldes redusert vannkvalitet aluminium (Al), ikke pH. Konsentrasjonen av kationisk (labilt) Al er betydelig redusert etter kalking. Det at konsentrasjonen av kationisk Al er lav i en vannprøve sier imidlertid lite om hva fisken faktisk opplever. Hvis pH er i området 6,2-6,4 vil kationisk Al transformeres til andre tilstandsformer av Al over tid, for eksempel fra prøvetakingstidspunkt til prøven fraksjoneres etter transport. Hvis vassdraget tilføres Al fra sure sidebekker eller grunnvann kan fisken oppleve høyere konsentrasjoner enn det de analyserte konsentrasjonen antyder. Analyse av aluminium på gjellene til laks og ørret fanget om høsten viser at det ikke er vesentlige mengder bioakkumulerbart Al i elva. Imidlertid sier høstprøver ingenting om resten av året. Det er perioden om våren som er kritisk for smolt.

For at forholdet mellom yngeltetthet og fangst av laks skal avvike fra det normale, må (1) enten dødeligheten til presmolt være stor siste vinter før utvandring, eller så (2) opplever utvandrende smolt og postsmolt en større dødelighet enn det som normalt, eller så (3) er fangst av tilbakevandrende laks større enn rapportert eller så (4) er feilvandringen større enn det som er normalt. Det er med andre ord flere mulige årsaker til at det biologiske målet (økt fangst av laks) ikke oppfylles.

Det ble våren 2003 utført et pilotforsøk basert på to problemstillinger; postsmoltoverlevelse er redusert som følge av blandsoner i elva eller som følge av blandsoner i brakkvann. Det ble det året påvist betydelig akkumulering av aluminium på gjeller til laksesmolt i elva samt i Sandnesfjorden. Forsøkene som rapporteres her er en videreføring av undersøkelsen fra 2003. Det er også fokusert på mulige andre forhold som kan påvirke eller forklare misforholdet mellom tiltak og resultat i form av laks.

Mulige hypoteser er:

1. Postsmoltproduksjonen er lavere enn det som forventes ut fra presmolt tettheter.
 - a. Sel spiser utvandrende smolt og tilbakevandrende laks.
 - b. Gjedde spiser utvandrende smolt.
2. Det er H₂S i bunnvannet i Songevannet. Denne kan redusere overlevelse ut av Songevannet.
3. Ulovlig fangst av laks med garn, line med mer i Songevannet samt i Sandnesfjorden.
4. Vannkvalitet og blandsoner i elva.
5. Aluminium i brakkvann.
6. Vannkjemi for oppvandrende laks og feilvandring hos tilbakevandrende laks er mulige årsaker, men ikke undersøkt her.

2. Områdebeskrivelse, bakgrunnsdata og metoder

2.1 Delfelt - arealer

Hele vassdraget inklusivt delfelt til Sandnesfjorden er på 551 km² (**Tabell 1**). 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 Songevannet i henhold til D.Matzow. Vassdraget er vist i **Figur 1**.

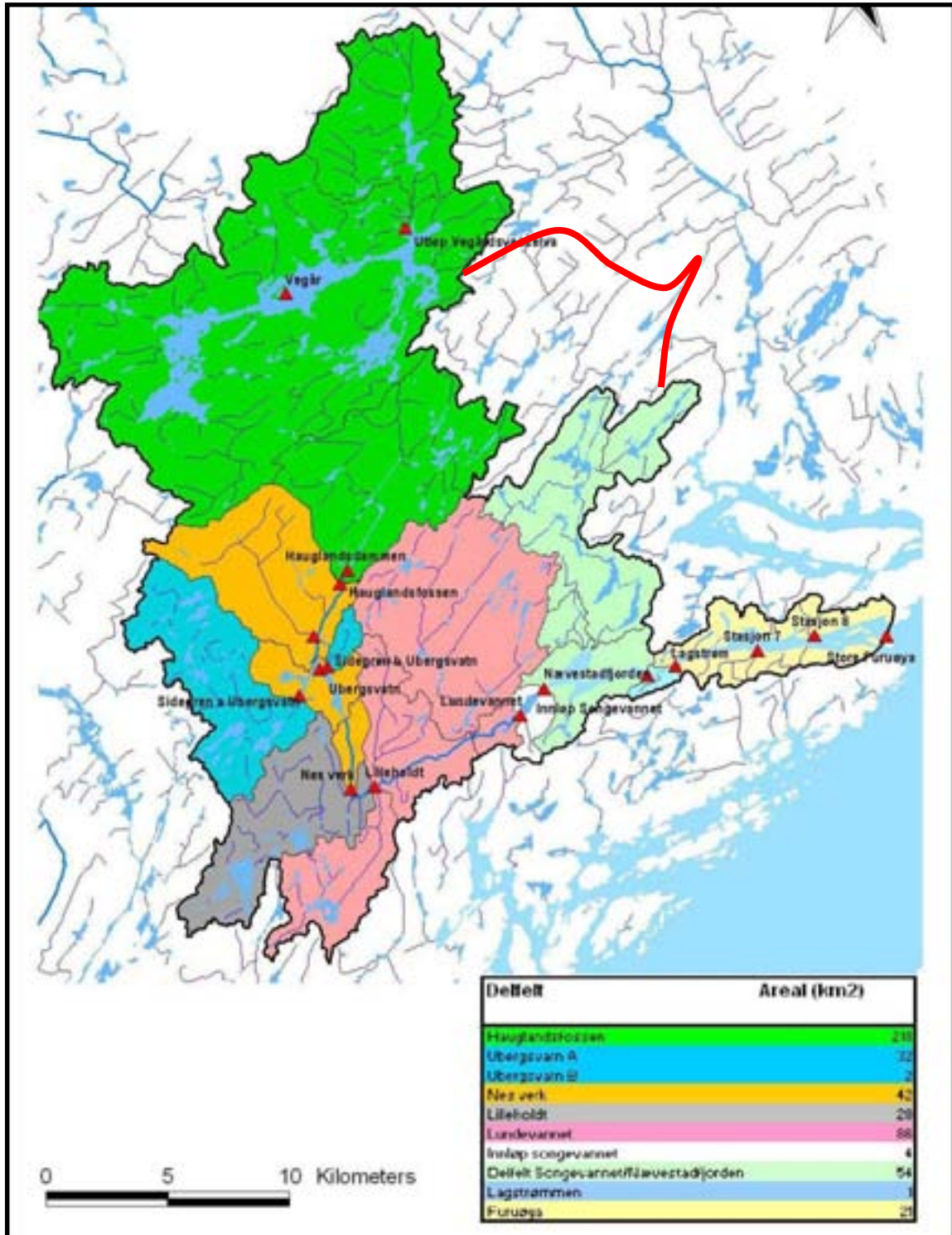
53 % av arealet til Storelva er oppstrøms kalkingsdosereren ved Hauglandsfossen. Kalkingsanlegget må også kunne avgifte nedenforliggende vanntilførsler. Viktige delfelt nedstrøms Hauglandsfossen er områdene omkring Ubergsvatn (8 % bidrag), områdene ned til Nes verk (10 % bidrag) og bidragene fra Skjerka og Strengselva (21 % bidrag). Alle disse områdene har sin unike vannkjemi, men vannkjemien er ikke analysert i dette prosjektet. Det er tidligere kjent at enkelte av sidegrenene har god vannkvalitet (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 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. Den kontinuerlige pH-loggeren ved Nes verk vil påvise tilførsler av surt vann oppstrøms målepunktet, men ikke sure vanntilførsler nedstrøms målepunktet.

Storelva bidrar til 74 % av arealet til Songevannet og Nævestadfjorden. Andre delfelt til Songevannet bidrar med 22 %. Det resterende landmassene er lokalisert omkring Sandnesfjorden (4 %). Disse siste områdene er små og vurderes her som lite viktige for vannkvalitet i Sandnesfjorden.

Avrenningen i området er i henhold til NVE (avrenningskart over Norge, 1987) mellom 25 og 30 l/sek/km², med de høyeste verdiene oppstrøms Hauglandsfossen. Omkring Songevannet er avrenningen 20 l/sek/km². Hvis vi for enkelthet skyld antar at avrenningen er lik i hele området vil delfeltene til Storelva oppstrøms Hauglandsfossen bidra med 40 % av vanntilførslen, mens delfelt nedstrøms Hauglandsfossen bidrar med ca 35 %. Dette innebærer at det er en nær dobling av vannføringen fra Hauglandsfossen til Songevannet. Andre delfelt til Songevannet og Sandnesfjorden bidrar med 25 % av all vanntilførsel. Disse områdene har således stor betydning for vannutskifting i Songevannet og kan være kilden til metaller i vannet. Det er ikke utført vannkjemiske analyser i dette området innenfor dette prosjektet. Fylkesmannen har heller ikke data fra dette området i sin innsjødatabase.

Tabell 1. Delfeltareal og prosentvise bidrag (hvert delfelt og akkumulert) av arealene til Storelvavassdraget ned til Songevannet, alternativt for alle delfelt ut Sandnesfjorden.

	Areal km ²	Prosentbidrag til Storelva til Songevannet	Akkumulert prosent	Prosentbidrag ut Sandnesfj.	Akkumulert prosent
Hauglandsfoss	218	52,9	52,9	39,6	39,6
Ubergsvatn (2 felt)	34	8,3	61,2	6,2	45,7
Nes verk	42	10,2	71,4	7,6	53,4
Lilleholt	28	6,8	78,2	5,1	58,4
Skjerka + Strengselva.	86	20,9	99,0	15,6	74,0
Innløp Songevt.	4	1,0	100,0	0,7	74,8
Sum	412				74,8
Delfelt Songevt. Og Nævestadfj.	54			9,8	84,6
Delfelt som mangler	63			11,4	96,0
Lagstrømmen	1			0,2	96,2
Sandnesfj.	21			3,8	100,0
	551				

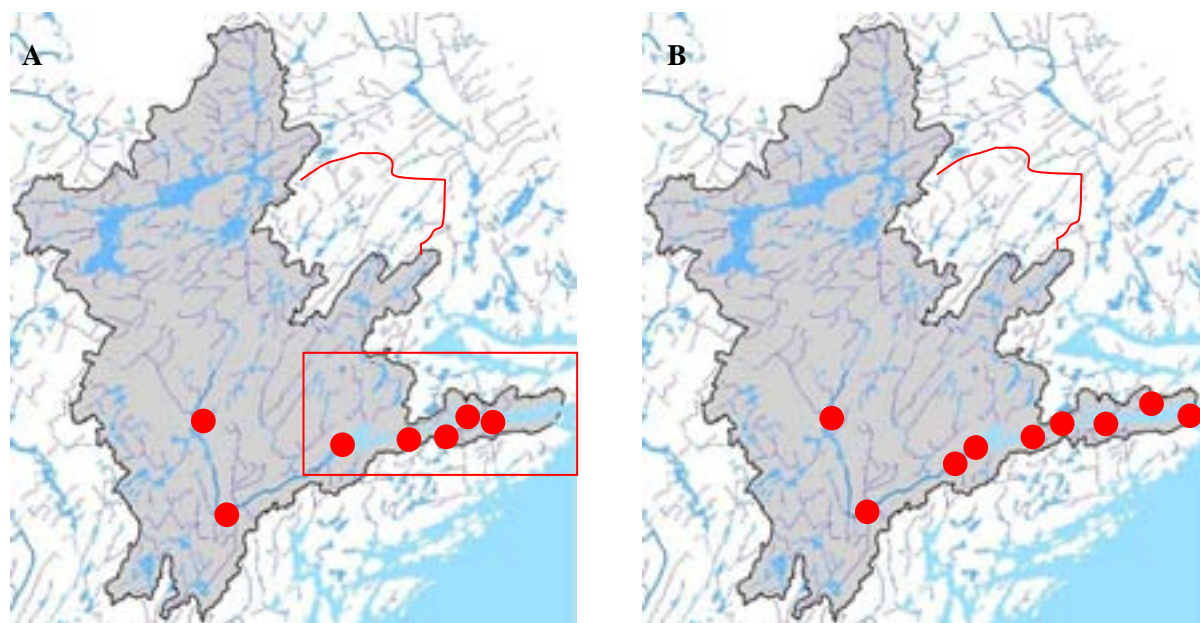


Figur 1. Storelva med nedbørfelt, eksponeringsstasjoner fisk (røde sirkler: St.1, Klova eller Hauglandsfoss; St.2, nedstrøms Nes Verk og St.3, etter samløp med Skjerka eller innløp Lunde vatn), plassering av kalkdoseringsanlegg (trekanter), pH-stasjoner (firkanter) og stedsnavn. Det tykke røde streket angir felt som i henhold til Regine ikke drenerer til Songevannet, men som drenerer dit i henhold til D.Matzow.

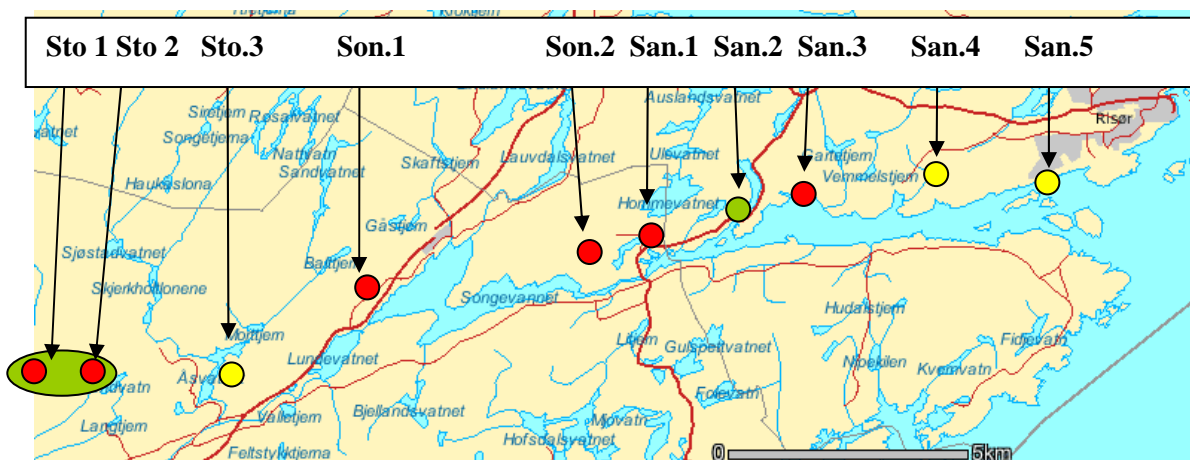
2.2 Lokalteter: prøvetakingsstasjoner (fisk og kjemi) 2003 og 2005

Stasjonsplasseringen varierte i 2005 fra i 2003. Denne endringen ble gjort ut fra de erfaringene som ble trukket i 2003 (**Figur 2, Figur 3, Tabell 2**). Stasjoner i Storelva er benevnt som *Sto 1-3*, stasjoner i Songevannet som *Son 1-2* og stasjoner i Sandnesfjorden som *San 1-5*.

Fisken ble i 2005 eksponert i bur (plassert tre steder innen Storelva, på 2 stasjoner innen Songevannet/Nævestadfjorden og på 4 stasjoner i Sandnesfjorden). Stasjonsbenevning fremkommer i tabell 1 og stasjonsplassering av figur 1 og 2. Plasseringen av bur i elva representerer en økende avstand fra kalkdoseringsanlegget og dermed økende bidrag av vann fra lokalfelt nedstrøms kalkingsanlegget. Avhengig av hvor langt inn saltkilen kommer, kan bur i Songevannet og utover mot fjordmunningen representere en økende salinitetsgradient.



Figur 2. Stasjonsplassering av fiskebur i Storelva og i Sandnesfjorden i henholdsvis 2003 (a) og 2005 (b). Området i rød firkant er vist i mer detalj i figur 3. Areal som mangler i REGINE er antydnet med rød strek.



Figur 3. Stasjonsplasseringen og stasjonsnummerering i Songevannet og ut Sandnesfjorden benyttet begge årene (rød), kun i 2003 (grønn) eller kun i 2005 (gul). Sto. 1 og Sto. 2 er utenfor kartet.

Vurdering av stasjonene

Vannkvaliteten på Sto.1 vil kunne være variabel på grunn av sin nærhet til kalkdosereren. Stasjonen Sto.2 og Sto.3 representerer et økende antall sidebekker. På grunn av sin nærhet til Skjerka, kan det ikke utelukkes at vannprøver fra Sto.3 var mer påvirket av vann fra Skjerka enn ønskelig. Så lenge vi ikke har inkludert vannkjemi i sidebekkene kan vi ikke utføre transportberegninger basert på bidrag fra de enkelte sidebekkene.

I Songevannet var stasjonen Son.1 påvirket av ustabile og variable blandingsforhold mellom vann fra Storelva og Songevannet. Vannet fra Storelva blandes her inn i en kompensasjonsstrøm som går langs land i Songevannet. Denne strømmen ble tydelig observert på grunn av store forskjeller i salinitet over korte avstander i 2005. Samme fenomen var sannsynligvis også tilstede i 2003, men ble ikke observert da Songevannet var mindre påvirket av salt dette året.

Selv om stasjonene San.1 til San. 5 representerer en økende avstand fra Songevannet, innebærer ikke dette at vannets alder etter innblanding mellom ferskvann og sjøvann og endringer i salinitet nødvendigvis følger samme kronologi. Tidevann, vindpåvirkninger, lokale strømmønstre (kompensasjonsstrømmer) med mer vil alle bidra til å skape lokale forhold som bidrar til å påvirke vannets alder på den enkelte stasjon.

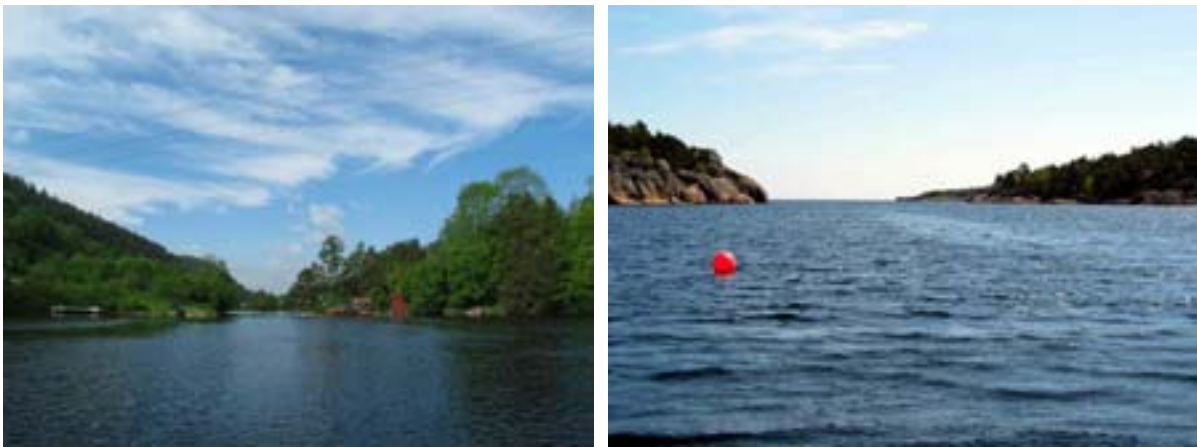
Mens det utenfor enkelte elvemunninger kan være raske salinitetsøkninger på grunn av stor og rask innblanding av saltvann, vil salinitetsøkningen være mer gradvis andre steder, for eksempel, i fjorder. Denne forskjellen i saltgradient kan ha stor betydning for endringer i vannkvalitet og hvordan Al påvirkes. Dette vil være stedegne fenomen vi ikke har kontroll over. Hvis polymerisering og kompleksbinding er viktige avgiftingsmekanismer også i sjøvann vil vannets alder være usikker i en naturlig fjord. Vannets alder kan ikke kontrolleres i forsøksoppsettet benyttet her.

Tabell 2. Det er brukt ulik stasjonskodinger i 2003 og 2005. 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 "0" i stasjonslisten.

2003-2005 Stasjonsliste	St. kode	Formål	Lengde bredde 2003	Lengde bredde 2005	UTMM 2005
1-1 Klova	Sto.1	150 m nedstrøms kalkdoserer. Øverste stasjon på den anadrome strekningen.			65073nn 4906nn
2-2 Lilleholt	Sto.2	Stasjonen er like nedstrøms vannprøvestasjonen ved Nes verk.	58.37885 8.52585	58.37903 8.52624	6499046 492855
0-3 Innløp Lundevann	Sto.3	Ca 600 m etter samløp med Skjerka og 1,5 km før Lundevannet		58.39077 5.86158	6501237 496276
3-4 Strømmen	Son.1	Tatt 5 m nord for samløpet mellom Storelva og Songevannet	58.40193 8.58836	58.40188 8.58839	6503277 498872
4-5 Doknes	Son.2	Utløp Nævestadfjorden, starten av Lagstrømmen	58.40725 9.02682	58.40730 9.02681	6504298 502593
5-6 Strandane	San.1	Innløp Sandnesfjorden, slutten av Lagstrømmen	58.40682 9.03345	58.40709 9.03347	6504399 503237
6-0 Listrand	San.2		58.40331 9.04426		
7-7 Hopestranda	San.3	150 -200m øst for Håholmen på sørsiden av Sandnesfjorden.	58.41476 9.07248	58.41449 9.07574	6505634 507310
0-8	San.4	på neset mellom Åmland og Åsvika på nørsiden av Sandnesfjorden		58.41784 9.09590	6506256 509257
0-9 Store Fureøy	San.5	Ytterste stasjon i fjorden		58.41836 9.11960	6506355 511559



Bilde: Stasjon ved Klova (Sto.1) og ved Lilleholt (Sto.2) i Storelvavassdraget.

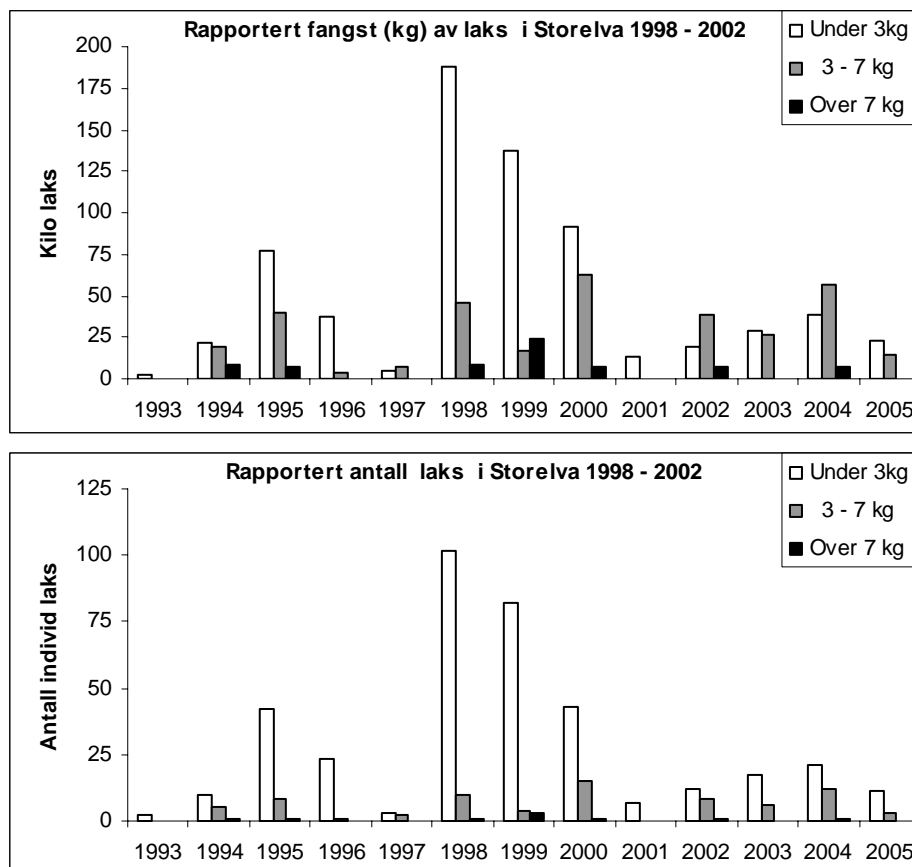


Bilde: Stasjon ved Strandane (San.1) og ved Store Fureøy (San.5).

2.3 Hvor mange laks skal elva produsere?

Utvikling i fangst av laks

Før det konkluderes med at fangsten er lav, bør det sannsynliggjøres at fangsten skal være større enn det den faktisk er. Før kalkingen i 1996 var fangstene lave. To år etter at kalkingen var fullført i 1996, var andelen smålaks i fangstene stor (**Figur 4**). Dette var forventet ut fra smoltalder i elva. Årene deretter avtok mengden smålaks og har de siste årene stabilisert seg på et meget lavt nivå. Andelen mellomlaks viste svake tegn til økning de første årene etter at kalkingen startet, men denne størrelseskategorien har også stabilisert seg på et uventet lavt nivå. Det fanges sporadisk en og annen storlaks. Alt i alt er utviklingen i fangst uakseptabel. Denne endringen i fangst kan faktisk skyldes aktiviteter (kalking) i nabovassdrag mer enn en økning som følge av forbedret vannkvalitet i Storelva. Samtidig er laks fra Storelva fortsatt genetisk forskjellig fra laks i andre vassdrag på Sørlandet (Hindar, K., reetableringsprosjektet upublisert data). Det antas derfor at dagens fisk fortsatt stammer fra enkeltindivid som overlevde forsøringsperioden. I dag er bestanden på et nivå hvor ytterligere svekkelser kan resultere i at denne bestanden med dens unike genetiske sammensetning går tapt.



Figur 4. Fangst av laks a) kilo og b) antall fordelt på størrelseskategoriene <3, 3-7 og > 7 kg for årene 1993 til 2005.

Smoltproduksjon

Resultat fra våren 2005 tyder på at det er en stor smoltproduksjon i elva. Det ble våren 2005 fanget i overkant av 600 smolt i fangstfella. Det ble fanget inn ca 200 smolt til utplassering i bur i løpet av 2 timer (se resultatkap.). Disse verdiene antyder at smolttettheten i vassdraget er høy. Det konkluderes derfor med at smoltproduksjonen (i 2005) var god, uten at vi kan ta stilling til om den var som forventet.

Elva produserer hovedsakelig to-årig smolt (se resultatkap.), men det forventes at vassdraget etter hvert vil produsere mer tre-årig smolt etter hvert som tetthetsavhengige vekstbegrensninger får full effekt (bæreevnen for vassdraget oppnås). Det kan derfor hende at smoltproduksjonen blir noe lavere i fremtiden hvis smoltalderen øker. Samtidig kan økt smoltalder bety at smoltstørrelsen øker. Dette vil øke sjøoverlevelse til postsmolt.

Produksjonsarealer

Storelva er svakt regulert ut av Vegår. Det er en demning i elva ved Nes verk. Denne dammen forsvant i 1959 i forbindelse med en større høstflom. Dammen ble retablert høsten 2004. Dammen representerer i dag et vandringshinder for laks. Vilkår for dammen er at fisken skal kunne vandre forbi. Demningen har ingen betydning for smoltproduksjonen fram til 2005. Fra 2006 kan demningen påvirke produksjonsarealet i elva. Demningens betydning må vurderes særskilt.

Lakseførende strekning var fram til høsten 2004 ca 15 km (Lundevannet til Hauglandsfossen). Hvis elvas bredde settes til 20 m blir lakseproduserende areal ca 300 000 m². Settes smoltproduksjonen til 5 smolt/100 m² skulle vassdraget produsere 15 tusen smolt. Antas det en sjøoverlevelse på 5 % skulle

det tilbakevandre 750 laks til elva. Settes sjøoverlevelse til 1 % skulle det likevel tilbakevandre 150 laks til elva. Disse verdiene er betydelig høyere enn det som registreres ved bruk av videofotografering ved Fosstveit i 2004 og 2005. I 2004 gikk det opp 231 aurer og 33 laks, mens det i 2005 gikk det opp 318 aurer og 13 laks i løpet av fiskesesongen (notat fra Jim Güttrup). Fangst innrapportert fra fiskere angir årlige fangster under 100 kg laks/år.

2.4 Måleprogram og metoder

2.4.1 Fisk i bur

Fisk som ble benyttet i bureksponeringene ble innfanget ved bruk av elektrisk fiskeapparat. Fisken ble innfanget ved Lilleholt (nedstrøms Nes verk) begge årene. Materialinnsamlingen i 2003 ble utført 6. og 7. mai. Materialet ble utplassert i bur 9. mai. Det var mye vann i elva, noe som gjorde fangsten vanskelig. Det ble til sammen fanget 53 laks og ørretsmolt. Det var lite smolt nedenfor Fosstveit. Basert på observasjoner av vak og aggregering av måker i Songevann og Nævestadfjorden er det ikke urimelig å anta at smoltvandringen hadde startet og at dette kan ha vært årsak til lav fangbarhet.

Materialinnsamlingen foregikk 2. mai i 2005. Smolten ble overført til eksponeringsbur samme dag. Innsamlingen foregikk raskt og det ble innsamlet omkring 200 smolt i løpet av 2 timer. Det ble tatt gjelleprøver at 6 fisk på innsamlingslokaliteten for bestemmelse av bakgrunnsnivå med hensyn til gjelle-Al (begge år) og gjelle-Fe (kun 2003). Etter en periode i bur ble grupper a 6 fisk fra hvert bur avlivet for prøvetaking. Eksponeringsperioden framgår i resultatkapitlet.

2.4.2 Vannkjemi

I prosjektet er det 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). Total-Al ble bestemt ved bruk av **ICP** (ICP=analyseinstrument) etter protokoller satt opp for henholdsvis ferskvann og sjøvann. Al fraksjoner kan ikke fastsettes i sjøvann med de tradisjonelle lab-metodene som benyttes. Mengden kationisk Al (tilnærmet labilt-Al) er derfor bestemt ved bruk av en passiv prøvetaker (**DGT**). En DGT akkumulerer den til enhver tid tilstedeværende konsentrasjon av kationiske metaller. En DGT angir således en integrert metallbelastning, mens en vannprøve gir et øyeblikksbilde. Ettersom en DGT og en fiskegjelle ikke har identiske egenskaper er det ingen grunn til å forvente at det må være sterke sammenhenger mellom DGT metall og det som påvises på en fiskegjelle.

DGT

I 2003 ble DGTene satt ut 9. mai og innsamlet 23. mai. Nye sett med prøvetakere ble samtidig satt ut for å bli innsamlet 5. juni. I 2005 ble prøvetakerne satt ut 9. mai og tatt inn 13. mai. Samme dato ble nye DGT satt ut på samtlige stasjoner. Disse ble samlet inn 2. juni.

Vannprøver

Det ble ikke tatt egne vannprøver i 2003. Dette året er kun kjemi tatt i den regulære overvåkingen tilgjengelig. I 2005 ble det tatt egne vannprøver på samtlige stasjoner i Storelva (2. og 13. mai samt 3. juni) for analyse av pH, alkalitet og full ionesammensetning, samt for total aluminium (Al) og Al-fraksjoner. Vannprøver ble samtidig innsamlet i fjorden for analyse av total aluminium. Det ble samtidig målt salinitet og temperatur på 0,5 og 2 m dyp. I tillegg er kjemi innsamlet i den regulære vassdragsovervåkingen inkludert som indikator på kjemisk måloppnåelse. En verdi for ANC (syrenøytraliseringskapasitet) er beregnet. ANC er et mål for vannkvalitet og beregnes ut fra summen av kationer og anioner i en vannprøve.

2.4.3 Fiskeanalyser

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

2.4.4 Gjeddemager

Det er gjedde i vassdraget fra Fosstveit til Songevannet. Bestanden er sannsynligvis størst i Lundevannet. Det er framsatt som en hypotese at gjedda spiser utvandrende smolt. Gjedefestivalen i 2003 og 2005 er beskrevet i notater fra Jim Güttrup. Disse to årene ble mageinnholdet undersøkt i deler (2003) eller hele fangsten (2005).

2.4.5 Utvandring – smoltfelle (kun 2005)

Utvandrende smolt ble fanget inn i en smoltfelle av type "river-fishlift" utviklet av Havforskningsinstituttet (Holst & McDonald 2000). Fella består av ei not samt oppsamlingskasse for fisk. For å minimalisere fangst av driv og dermed redusere vedlikeholdet, ble fella tatt på land hver formiddag og satt ut igjen hver kveld. For å begrense fangsten av smolt (som følge av økende mengde fangstskader på smolt fanget i fella utover mai) ble fella kun utplassert enkelte netter etter 17. mai. All fisk fanget i løpet av ei fangstnatt ble påfølgende morgen bestemt til art og opptalt før de ble sluppet ut nedstrøms fella. Et utvalg fisk ble avlivet og frosset ned for senere lengde og aldersbestemmelse. Det ble tatt gjelleprøver av et mindre utvalg.

Vannprøvene på denne stasjonen ble tatt i en kompensasjonsstrøm som passerte inn i vannstrømmen fra Storelva. Dette innebærer at vannkjemien i vannprøven tatt på denne stasjonen i større grad er representativ for Songevannet enn for blandingen i samløpet mellom elv og innsjø. Måling av salinitet på fangststasjonen bekreftet betydningen av ferskvannsinnblanding og at det var store gradienter i kjemi innen et lite areal. Se bildene nedenfor.



Bilde: Plassering av River-fishlift i Storelva. Retningen på elvevannet er markert med blå pil. Retningen på kompensasjon strømmen i Songevannet er markert med rød pil. Prøvetakingssted for vannprøver er markert med sirkel.



Bilde: Samløpet mellom Storelva og Songevannet. Fangstfella sto nedenfor brekket hvor elva faller inn i innsjøen.

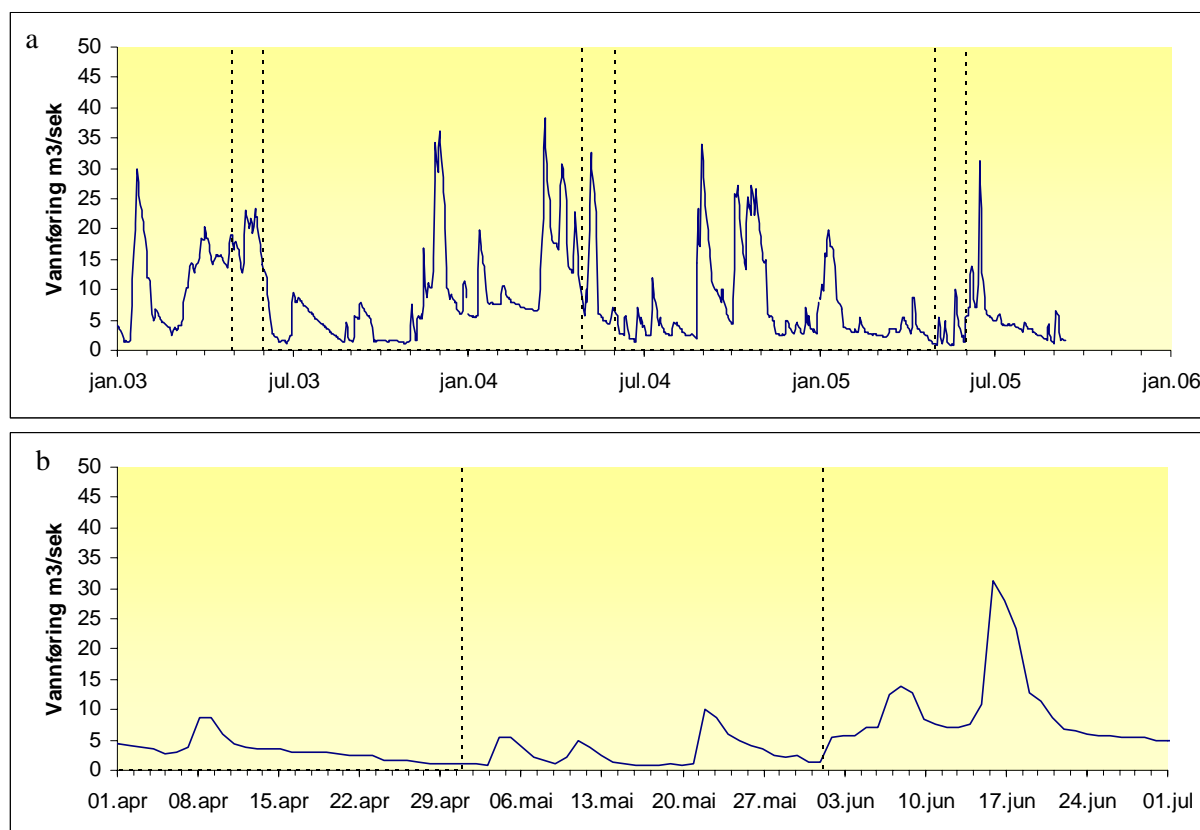
3. Resultat

3.1 Fysio-kjemiske data, 2003-2005

Hydrologi

Vannføringen om våren var høy fra mars i 2003 og periodisk høy fra mars i 2004 (**Figur 5**). I 2005 var vannføringen lav ut mai. Vannføringen i mai (smoltutvandringsperioden) var svært ulik mellom årene. Mens vannføringen var høy hele måneden i 2003, var det en markant topp i vannføringen i 2004. I 2003 var vannføringen lav. Midlere avrenning i mai i 2003 var 19 m³/s, mens den var 12 m³/s i 2004 og 3 m³/sek i 2005. De tre årene var således svært ulike med hensyn til avrenning når det legges vekt på perioden forut for og under selve smoltutvandringen.

Figur 5 angir vannføringen ved Hauglandsfossen. Fra Hauglandsfossen til utløp i Songevannet doubles arealet og dermed vannføringen. Det kan ikke utelukkes at lokale nedbørepisoder kan påvirke vannføringen ved uløpet, ettersom halve vassdraget er lokalisert nedstrøms målestasjonen. Hvis vi antar at dette først og fremst oppstår når det er lav vannføring, hadde lokale nedbørepisoder sannsynligvis liten betydning i 2003, kunne få økende betydning utover mai i 2004 og kunne ha stor betydning i 2005. Uansett, år til år variasjon i vannføring vil ha betydning for synkronisering av og tidspunkt for smoltutgangen, for vannutskifting i Songevannet samt for ferskvannspåvirkningen av Lagstrømmen og de indre delene av Sandnesfjorden.



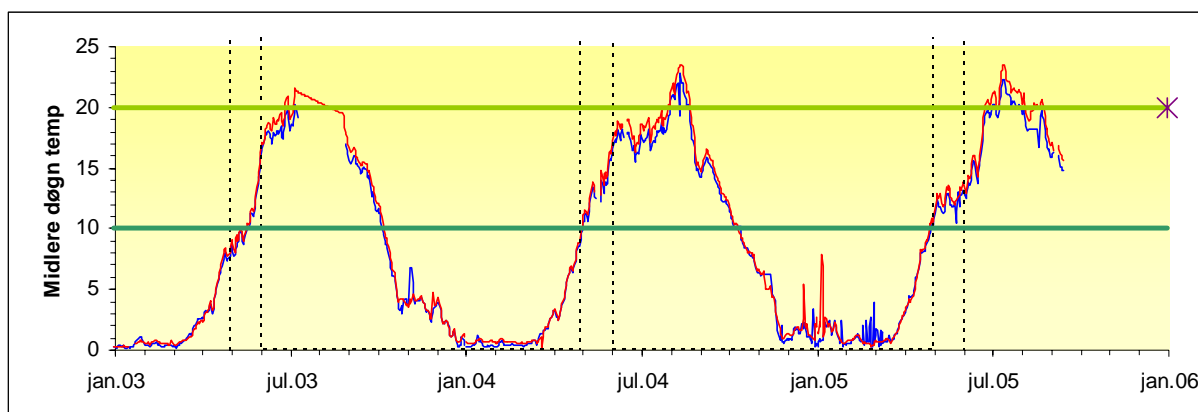
Figur 5ab. Midlet døgnvannføring målt ved Hauglandsfossen i a) 2003-2005 og b) april til juli 2005. Arealene oppstrøms Hauglandsfossen bidrar til ca 40 % av hele vassdragsarealet til Sandnesfjorden. Avrenningen til Sandnesfjorden er således ca 2,5 ganger høyere enn det som måles ved Hauglandsfossen. Vannføringen ved munningen av Storelva er ca 2 ganger det som måles ved Hauglandsfossen.

Temperatur

Dag til dag variasjon i temperatur var små. Det var også kun små forskjeller i forløp mellom år (**Figur 6**). I starten av mai var temperaturen på henholdsvis 8, 10 og 11 °C i 2003, 2004 og 2005. På slutten av måneden hadde temperaturen økt til henholdsvis 14, 16 og 13 °C.

2005 er det året hvor temperaturen var høyest tidlig i mai, men var også det året hvor økningen gjennom mai var minst (+2 °C). Lav temperaturendring i 2005 kan henge sammen med lav vannføring i Storelva. Det antas da at oppvarmingen i stor grad styres av vanntilførsler fra Vegår. Andre muligheter må vurderes.

Høyeste temperatur overskred 20 °C hver sommer. Vintertemperaturen var generelt lavere enn 1°C inntil ca 20. mars. Fra slutten av mars til mai økte temperaturen gradvis alle årene. Temperaturen i elva var sannsynligvis ikke kritisk for smolt, par eller voksen laks. Klimaendringer, som kan gi høyere sommertemperatur enn dette, kan bli kritisk hvis oksygenmetningen samtidig avtar. Denne problemstillingen bør avklares for små lavtliggende vassdrag på Sørlandet da dette kan begrense produksjonen av laks gitt temperaturendringer.



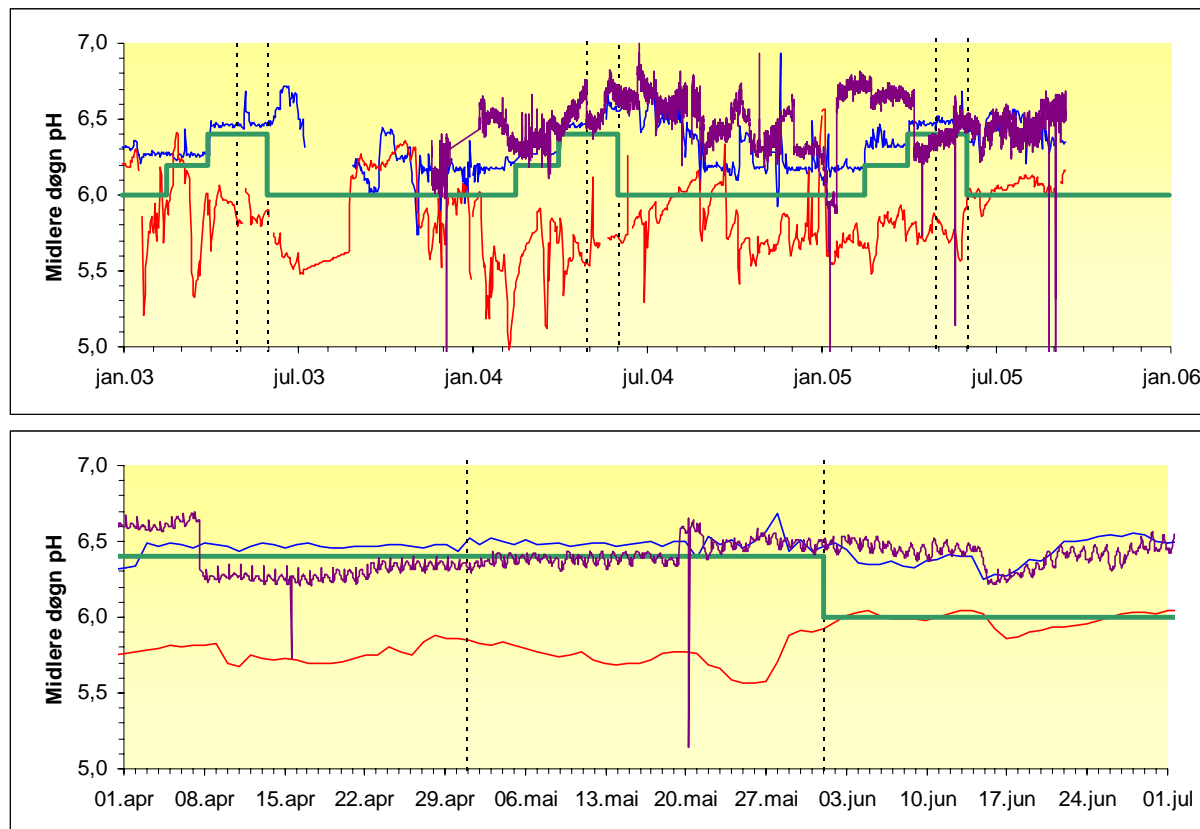
Figur 6. Midlet døgnntemperatur målt ved Hauglandsfossen oppstrøms (rød strek) og nedstrøms kalkdosereren (blå strek).

pH – Hauglandsfossen og Nes verk

pH oppstrøms kalkdosereren var kun unntaksvis høyere enn pH målet (**Figur 7**). Dette illustrerer kalkingsbehovet, såfremt lav pH sammenfaller med en økning i kationisk Al. Nedstrøms kalkdosereren var pH alltid på målet eller svakt høyere. pH ved Nes verk var normalt noe høyere enn det som ble målt nedstrøms dosereren. Denne forskjellen kan forklares med økt oppløsning av kalk med økende avstand fra dosereren, men også med vannkvalitet i sidebekker. Uansett, pH i mai 2003 og 2004 var tilfredsstillende i forhold til det predefinerte målet.

I 2005 var pH ved Nes verk i underkant av pH-målet, mens pH nedstrøms dosereren var 0,1 pH-enhet over målet. Denne forskjellen i måloppnåelse skyldes mer sannsynlig at pH dataene fra 2005 som benyttes her ikke er kvalitetssikret. Vannkvalitet tolkes derfor som tilfredsstillende også i 2005 basert på de små dag til dag variasjonene i pH.

Det generelle trekket er at pH var tilfredsstillende fra kalkdosereren til og med Nes verk. Fra Nes verk til munningen av Storelva er det ikke noe måleprogram. Vassdragsarealet nedstrøms Nes verk er imidlertid beskjedent og enkelte av delfeltene har god vannkjemi (for eksempel Strengselva). Ut fra dette er det ikke urimelig å anta at vannkvalitetsmålet oppnås i hele vassdraget.

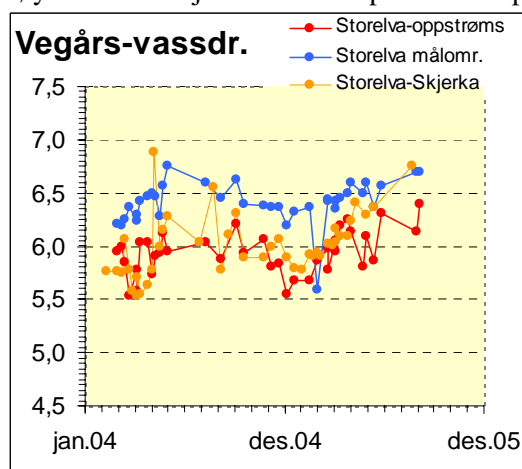


Figur 7. Midlet pH målt ved Hauglandsfossen oppstrøms (rød strek) og nedstrøms kalkdosereren (blå strek) i a) 2003-2005 og b) april til juli 2005. Kontinuerlig målt pH ved Nes verk er inkludert fra januar 2004 (brun strek). pH-målet for tiltaket er angitt med grønn heltrukket linje.

3.2 Kjemi i Storelva

DN-vannkjemikontroll

Storelva samt sidevassdraget Skjerka overvåkes som en del av DN-vannkjemikontroll. Her måles kun pH, konduktivitet og kalsium. Skjerka hadde pH-verdier < 6 21. mars, 23. mai og 16. juni. I målområdet for kjemikontroll i Storelva var pH alltid tilfredsstillende. Den ene lave verdien kan være en feilanalyse da den ikke påvises i den kontinuerlige pH-overvåkingen. Skjerka kan bidra med metaller, men sannsynligvis ikke med høye konsentrasjoner ettersom pH ikke er spesielt lav.



Figur 8. pH målt for DN-vannkjemikontroll oppstrøms dosereren i Storelva samt i målområdet for tiltaket og i sidevassdraget Skjerka.

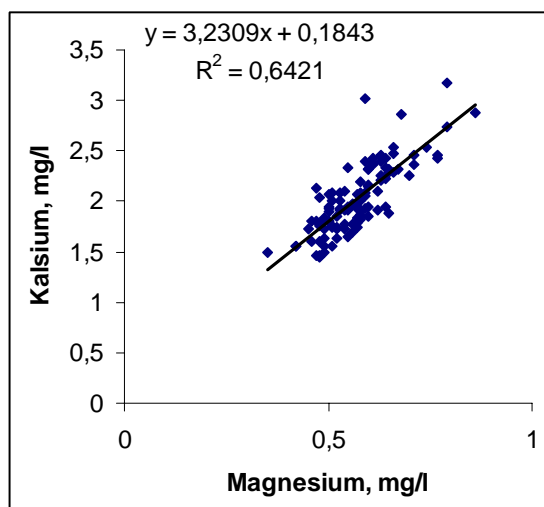
Elveprøver våren 2005

Vannprøver tatt i mai 2005 tydet på at vassdraget er moderat påvirket av humus, med konsentrasjoner i området 4 mg C/l. pH var høyere enn 6,3 alle prøvetakingsdatoer. Konsentrasjonen av kalsium varierte omkring 2-3 mg/l. Konsentrasjonen av total-Al var høyere på stasjon Sto.3 (nedstrøms Skjerka) enn på stasjonene oppstrøms (**Tabell 3**). Dette viser tilførsler av Al og antyder en mulig blandsonne.

Tabell 3. Konsentrasjonsnivå for et utvalg parametere analysert på vannprøver innsamlet på tre stasjoner i Storelva våren 2005.

			pH	Ca	SO4	Cl	TOC	Tot-Al, ug/l	Alc, ug/l	Alr, ug/l	IIAl, ug/l	LAI, ug/l	Fe, ug/l	ANC
Sto.1	Klova	02.mai	6,39	2,41	2,75	2,40	3,9	110	66	44	36	8	79,3	74
		13.mai	6,47	2,51	2,65	2,67	4,7	120	81	39	37	2	138	90
		3.juni	6,48			2,80		110	58	52	45	7		
Sto.2	Lilleholt	02.mai	6,51	2,89	3,03	4,80	3,9	110	72	38	32	6	137	101
		13.mai	6,47	2,45	2,8	3,84	4,3	110	75	35	32	3	136	83
		3.juni	6,44			4,12		130	75	55	46	9		
Sto.3	Lundevt.inn	02.mai	6,4	2,49	2,97	4,66	4,4	140	89	51	46	5	155	86
		13.mai	6,39	2,30	2,72	3,98	4,8	130	85	45	43	2	153	89
		3.juni	6,3			3,76		172	89	83	68	15		

ANC-verdiene var >75 $\mu\text{ekv/l}$ i hele vassdraget i mai. Denne verdien er høy som følge av kalking. Basert på ukalka data fra Storelva ved Holt (Snekvikelvene; 103 målinger i perioden 1980 til 1983; **Figur 9**) var det en nær sammenheng mellom Ca og Mg i Storelva før kalking. Basert på denne sammenhengen kan man beregne hva Ca-nivået og dermed hva ANC ville være hvis vassdraget var ukalket. Basert på Mg målt ved Lilleholt øker Ca-nivået i elva med fra 1,0 til 1,1 mg Ca/l på to datoer i mai (**Tabell 4**). Denne økningen i Ca bidrar med 50 til 60 $\mu\text{ekv/l}$ i ANC. Trekket dette fra ANC beregnet på de kalka prøvene, antyder bergningene at en ANC upåvirket av kalk vil være i området 30 til 40 $\mu\text{ekv/l}$. Dette er et ANC-nivå som ikke gir grunnlag for å anta giftige vannkvaliteter (våren 2005), men er samtidig lavere enn det nivå hvor effekter på sjøoverlevelse ikke påvises i forsøk (Kroglund m.fl., akseptert i HESS). Vassdraget er således fortsatt forsuringspåvirket.



Figur 9. Sammenheng mellom magnesium og kalsium i Storelva ved Holt (Snekvikdataene fra 1980 til 1983). Sammenhengen er basert på 103 prøver. Prøver fra Holt tilsvarer omtrent stasjonen Lilleholt.

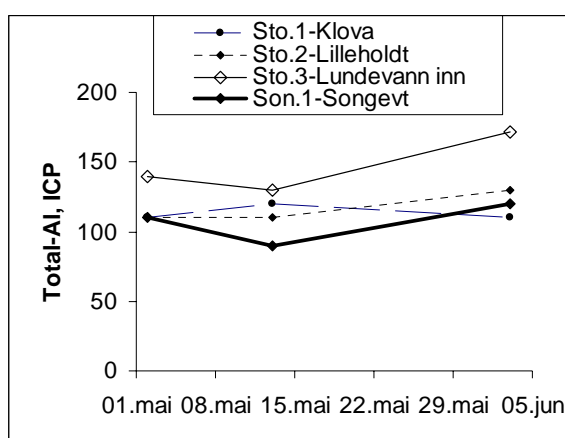
Tabell 4. Målte og estimerte konsentrasjoner av kalsium (Ca) og beregnede verdier for ANC ved Lilleholt 2005.

	Ca-målt	Mg-målt	ANC kalket	Estimert Ca	Økning Ca	Bidrag til ANC	ANC ukalket
2.mai	2,89	0,49	101	1,76	1,13	56	45
13.mai	2,45	0,40	83	1,47	0,98	49	34

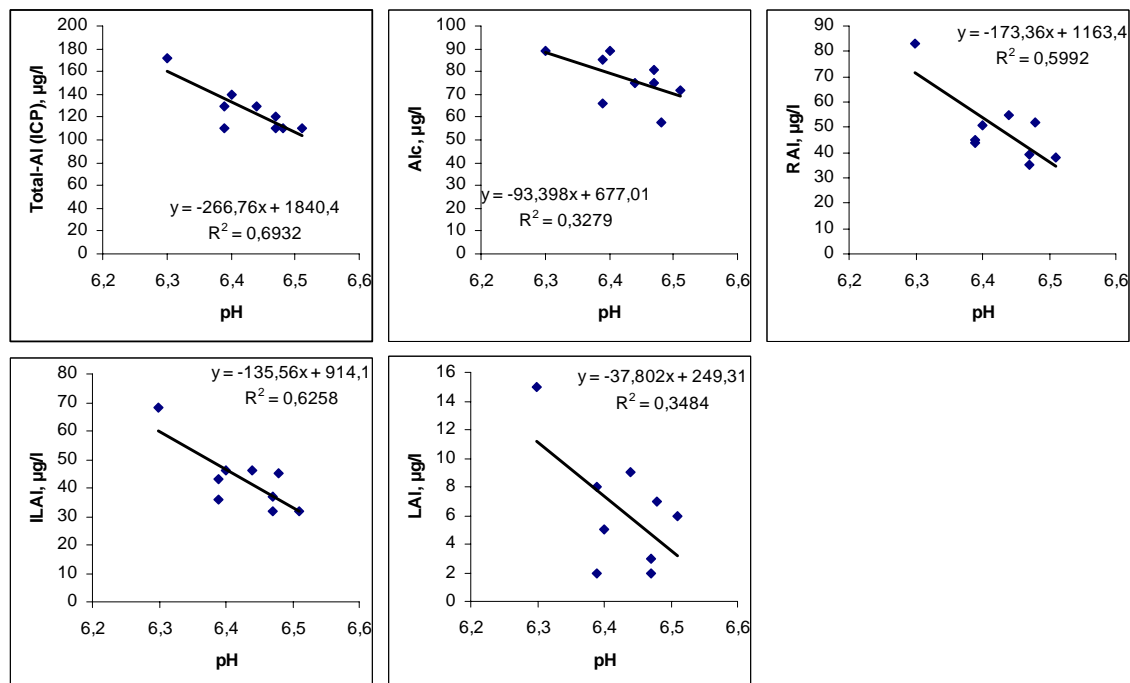
Tilstandsformer til Al i elv

Konsentrasjonen av total-Al økte mellom Sto.2 og Sto.3, mens forskjellene mellom Sto.1 og Sto.2 var små (**Tabell 3, Figur 10**). Økningen på Sto.3 kan skyldes tilførsler av Al fra sidebekker eller grunnvann i området mellom disse to stasjonene, og indikerer således en mulig blandsoner. Det er også mulig at Sto.3 var uheldig plassert i forhold til sidebekker slik at denne stasjonen var mer påvirket av (dominert av) vann fra Skjerka enn ønskelig.

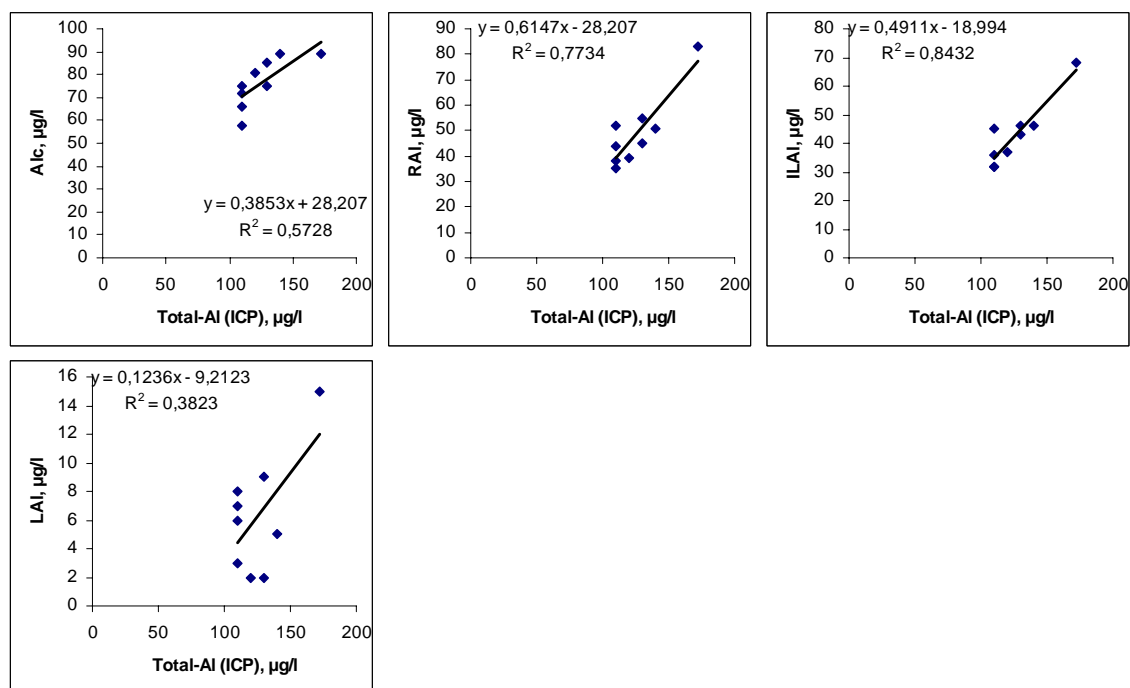
Total-Al økte fra Sto. 2 til Sto.3. Mellom Sto.3 og Son.1 var det et betydelig fall i Al-konsentrasjon (**Figur 10**). Konsentrasjonene målt i Songevannet var mer lik nivåene målt på Sto.1 og Sto.2. Dette kan tyde på at vannprøver tatt ved Sto.3 var påvirket av vann fra Skjerka, alternativt at det skjer en meget rask utfelling av Al i brakkvannsområdet. Dette siste er ikke observert i våre forsøk, men påvises i eldre litteratur (se diskusjon i: Teien m.fl., 2006). Uansett årsak til økning på Sto.3 og/eller reduksjon på Son.1, var det lite variasjon i transport av Al mellom prøvedatoene. Dette er ikke urimelig basert på de relativt stabile hydrologiske forholdene i perioden. Våren 2005 kan således karakteriseres som en vår med stabile forhold.

**Figur 10.** Endringer i total-Al med økende avstand fra kalkingsanlegget.

I ferskvannet var konsentrasjonen av de ulike tilstandsformene til Al til dels relatert til pH (**Figur 11**), men også til total-Al (**Figur 12**). I hvilken grad denne variasjonen i tilstandsform er viktig for endringer av biotilgjengelighet av Al brakkvannet vurderes senere. I elva kan det forventes at det i perioder kan forekomme økt akkumulering av Al på gjellene til fisk, helst når pH er lavere enn 6,5.



Figur 11. Sammenhenger mellom pH og ulike tilstandsformer til Al i Storelva våren 2005.



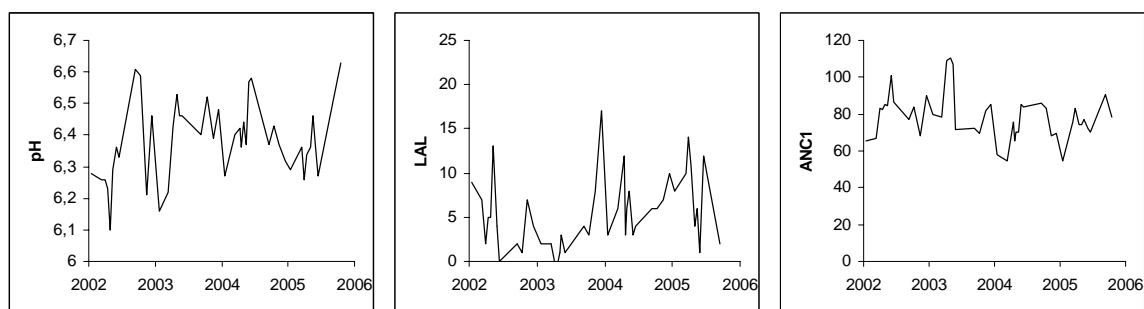
Figur 12. Sammenhenger mellom total-Al og ulike tilstandsformer til Al i Storelva våren 2005.

Kjemidata fra vassdragsovervåking

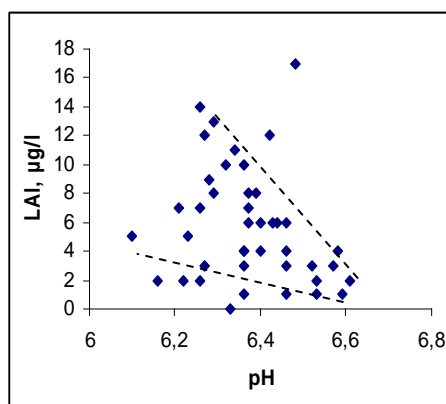
Foruten de prøvene vi tok våren 2005, er vassdraget overvåket månedlig ved Nes verk (like oppstrøms Sto.2). Med unntak av enkeltmålinger, har pH aldri vært lavere enn 6,2. Konsentrasjonen av LAI har vært noe mer variabel (Figur 13). Fra 2002 til 2005 var LAI-konsentrasjonen lavere enn $6 \mu\text{g Al/l}$ i 23 prøver, mens 12 prøver hadde verdier mellom 6 og 10, hadde 8 prøver verdier mellom 10 og $15 \mu\text{g Al/l}$. Nivåene $> 5 \mu\text{g LAI/l}$ representerer økende sannsynlighet for negative effekter på smoltkvalitet (Kroglund m.fl., akseptert HESS).

Det er en viss, men sprikende sammenheng mellom pH og LAI, både i de egne prøvene innsamlet i 2005 og i overvåkingsmaterialet fra 2002 (**Figur 11**, **Figur 14**). Disse analysene tyder på at konsentrasjonen av LAI er lavest når pH er 6,5 eller høyere, og at LAI-konsentrasjonen kan øke når pH er 6,4 eller lavere. Det må her anføres at det også kan påvises lave LAI-konsentrasjoner i pH-området 6,1 til 6,4.

ANC nivået var som forventet høyt. Disse verdiene er i samsvar med det vi målte i egne vannprøver våren 2005. Det ingenting som typer på episoder. Basert på de ulike datasettene er det ingenting som antyder kritisk vannkjemi i elva. Det eneste man kan antyde som uheldig er de periodemessige noe høye konsentrasjonene av LAI.



Figur 13. Månedlig variasjon i pH, LAI, og ANC målt ved Nes verk i perioden 2002 og ut 2005.



Figur 14. Sammenheng mellom pH og labilt Al i overvåkingsprogrammet. Linjene er trukket for å illustrere mulige sammenhenger.

3.3 Brakkvannsområdene

Salinitetsgradienter (elv til fjord)

I 2003 ble det ikke påvist salt i overflatevannet i Songevann (**Tabell 5**). Det ble målt økende salinitet fra utløpet av Nævestadsfjorden (Son.2) og utover i Sandnesfjorden. Høyest salinitet ble målt ved San.3 (Hopestranda). Her ble det målt 15 ppt i salinitet i mai, mens nivået var redusert til 5 ppt i juni. Salinitet i Sandnesfjorden var da lavere på den ytterste stasjonen enn på to av de innenforliggende stasjonene. Dette kan tyde på at vanninnblanding, vannalder og salinitet ikke er en enkel funksjon av avstanden fra ferskvann. Denne variasjonen i salinitet vil ha betydning for mobilisering av Al på kationisk form.

I 2005 ble det påvist salt innerst i Songevannet. Salinitet avtok fra nivåer på 4 ppt omkring midten av mai til nivå omkring 1,5 ppt tidlig i juni. Denne reduksjonen kan skyldes den svake økningen i vannføring omkring 21. mai, alternativt endringer i innstrømming av sjøvann som følge av endringer i vindretning mm. Dette vil ha betydning for blant annet tilførsel av eller for fortynning av Al i brakkvannsområdene. I Sandnesfjorden var salinitet betydelig høyere enn i 2003 (**Tabell 5**). Dette har også betydning for både mobilisering av, men også fortynning av Al.

Tabell 5. Salinitet målt på 0,5 m dyp i Storelva, Songevannet, Nævestadfjorden og Sandnesfjorden på ulike datoer i 2003 og 2005. Stasjoner som er saltpåvirket er skravert grå.

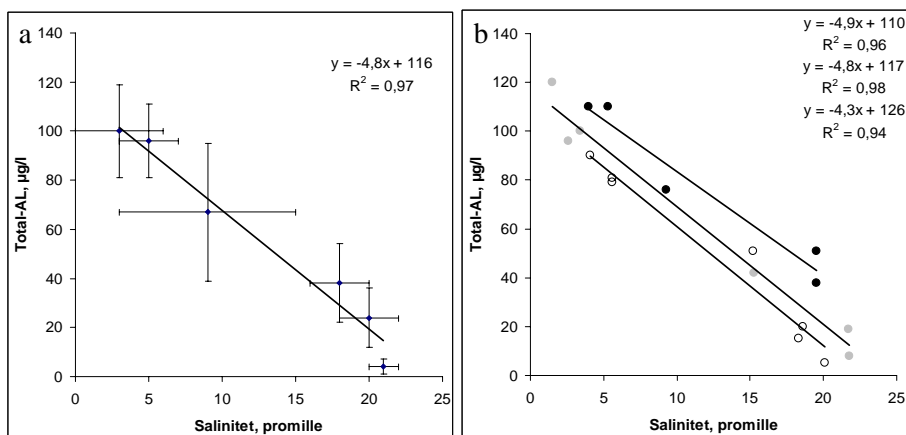
2003-2005 Stasjon	St. kode	9.mai	5.juni	2.mai	13.mai	3.juni
		2003		2005		
Klova	Sto.1	0	0	0	0	0
Lilleholt	Sto.2	0	0	0	0	0
Innløp Lundevann	Sto.3			0	0	0
Strømmen	Son.1	0	0	4	4,1	1,5
Doknes	Son.2	0,7	0,4	5,3	5,6	2,6
Strandane	San.1	1,7	8,6	9,3	15,2	3,4
Listrand	San.2	1,9	9,2			
Hopestranda	San.3	14,6	5,5	19,5	18,6	15,3
x-8	San.4			19,5	18,3	21,7
Store Fureøy	San.5			21,1	20,1	21,8

Total-Al og salinitet (kun 2005)

Midlere verdier for total-Al analysert i vassdraget og fjorden i 2005 er vist i **Tabell 6**. Fra Son.1 til San.5 avtok total Al-konsentrasjonen med økende salinitet (**Tabell 6, Figur 15**). I et område som ikke tilføres Al skal det ikke være noen relasjon mellom Al og salinitet. I Sandnesfjorden påvistes det en slik sammenheng. En linear sammenheng tyder på at konsentrasjon endres med fortynning. En ikke lineær sammenheng kunne tyde på at Al enten felles ut, alternativt at det holdes i løsning og oppfører seg uavhengig av fortynning. Dersom tilførslene hadde variert fra dag til dag ville det ikke forventes noen sammenheng da Al konsentrasjonen på de ulike stasjonene ville ha reflektert ulike tilførselsdatoer. Ettersom stigningskoeffisienten og intercept var relativt lik for alle prøvedatoene, synes fortynning å være den viktigste prosessen for endring i konsentrasjon. Den lave forskjellene i nivå mellom datoer, og den samtidig sterke relasjonen til salinitet antyder helst på at det var relativt stabile tilførsler av Al og hydrologiske forhold i observasjonsperioden. Dette er i samsvar med det som ble målt (Al i elva og vannføring).

Tabell 6. Midlere konsentrasjon total-Al målt i 2005 på de ulike stasjonene i Storelva og utover Sandnesfjorden.

	St.1	St.2	St.3	St.4	St.5	St.6	St.7	St.8	St.9
Total-Al	113±6	117±12	147±22	100±19	96±15	67±28	38±16	24±12	4±3
Salinitet	0±0	0±0	0±0	3±1	5±2	9±6	18±2	20±2	21±1



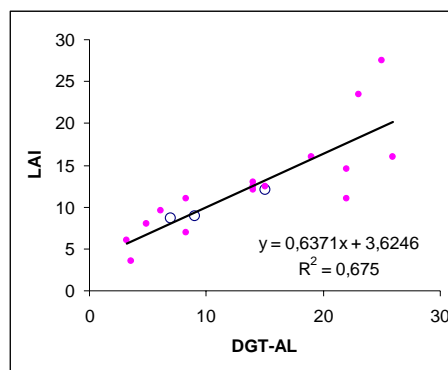
Figur 15. Sammenheng mellom endring i salinitet og total-Al (alle datoer: a) og for hver dato (b).

Sammenhenger mellom DGT, total-Al og LAI

Giftigheten til Al er bestemt av hvilke tilstandformer Al foreligger på. Mens LAI er giftig i ferskvann, er det Al_c og ILAI som betraktes som de viktigste kildene til giftig Al i brakkvann. Når disse formene (som i ferskvann er ugiftig) kommer i kontakt med salt, frigjøres det former av Al som er kationiske og bioreaktive. Over tid transformeres disse til nye, ikke-akkumulerbare former av Al. Erfaringsmessig øker akkumulering av Al når salinitet økes fra 0 til 3 ppt og avtar som følge av fortykning når salinitet overstiger 10 til 15 ppt. Kationiske former av Al kan ikke bestemmes i en vannprøve med bruk av de analysemetodene som benyttes ved NIVA. Konsentrasjon bioakkumulerbart Al er her derfor bestemt ved bruk av DGT.

Det ble ikke tatt egne vannprøver i 2003. Det ble dermed ikke analysert på total-Al, ei heller Al-fraksjoner det året. Vassdraget ble derimot karakterisert ved bruk av DGT. Basert på sammenhenger mellom LAI konsentrasjon og Al analysert på en DGT fra en rekke ukalka Sørlandselver våren 2005 (data vist i **Figur 16**), er det en god sammenheng mellom de to måtene å bestemme kationisk Al på. Verdiene fra 2005 følger samme relasjon. Dersom man ut fra dette antar at sammenhengen mellom LAI og DGT-Al også gjelder for kalka elver, var konsentrasjonen av biotilgjengelig Al sannsynligvis høy i Storelva våren 2003. Det ble dette året målt DGT-Al i området 80 til 100 µg Al/l ved Lilleholt. Dette antyder LAI-konsentrasjoner høyere enn 30 µg Al/l i 2003. Dette er betydelig mer enn det som påvises i den regulære overvåkingen av vassdraget. I 2005 var DGT-Al konsentrasjonen omkring 10 µg Al/l i elva (**Tabell 7**). Dette er i samsvar med det som kan forventes ut fra målingene av LAI og det empiriske materialet fra andre elver. Forskjellen mellom årene kan være viktig for å forstå forskjeller i biologisk effekt og respons på Al. Vi kan ikke her forklare de observerte forskjellene.

Det ble målt høye konsentrasjoner DGT-Al i brakkvannet begge årene til tross for at Al her fortynnes med sjøvann (**Tabell 7**). De høye DGT verdiene i brakkvannet påvist i både 2003 og 2005 tyder på at kationisk Al mobiliseres i kontakt med salt. Når salinitet oversteg 15 ppt avtok mengden Al på DGT. Denne reduksjonen kan skyldes effekter av salt på akkumuleringsprosessen, men også fortykning. Mengden Al i reint sjøvann er meget lavt i forhold til det som her måles. Det ble også påvist noe jern i vannet, og betydelig mer i 2003 enn i 2005 (**Tabell 7**). Verdiene rapporteres her, men jernets betydning for det biologiske resultatet er ikke evaluert.

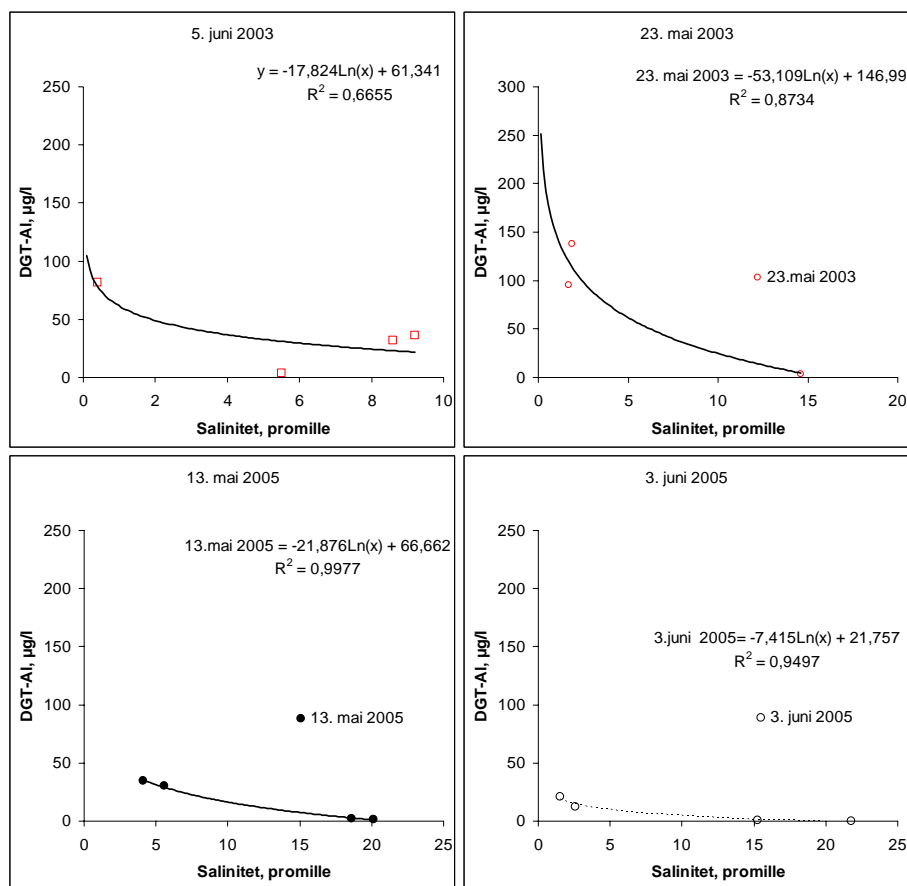


Figur 16. Sammenheng mellom DGT-Al og LAI i fire Sørlandselver våren 2005 (røde punkter). Prøver fra Storelva i 2005 er indikert med åpne sirkler.

Tabell 7. Aluminium og jern målt med DGT i 2003 og 2005.

2003-2005 Stasjon	St. kode	Aluminium - DGT				Jern - DGT			
		23.mai	5.juni	13.mai	3.juni	23.mai	5.juni	13.mai	3.juni
		2003	2003	2005	2005	2003	2003	2005	2005
Bakgrunn									
1-1 Klova	Sto.1	16	22		8,7	3,7	7,6		2
2-2 Lilleholt	Sto.2	106	84		8,9	32	56		4
x-3 Innløp	Sto.3				12				5
Lundevann									
3-4 Strømmen	Son.1	28	69	35	21	13	19	5	3
4-5 Doknes	Son.2		82	30	12		32	2	2
5-6 Strandane	San.1	95	32			36	8,6		
6-x Listrand	San.2	138	36			59	19		
7-7 Hopestranda	San.3	3,3	3,4	2,1	0,6	2,7	7,2	2	7
x-8	San.4								
x-9 Store Fureøy	San.5			1,4	0,28			5	3

Ettersom det var nære sammenhenger mellom total-Al og salinitet var det rimelig å undersøke om det var sammenhenger mellom DGT-Al og salinitet. Det ble også her påvist nære sammenhenger, men relasjonene var unike for hver prøveperiode (**Figur 17**). Samtidig er det lite som tyder på at tilførselen av Al, eller at de tilstandsformene Al forelå på varierte mellom datoene (kun data fra 2005). Dag til dag forskjeller i tilstandsformer til Al kan således ikke forklare variasjonen i DGT-Al innen og mellom stasjoner. De høyeste DGT-Al verdiene ble målt i mai begge årene. Dette kan tyde på en temperatureffekt, men da må selv små endringer i temperatur ha stor innvirkning på transformasjonene. Det er også mulig at DGT'ene ble stående for lenge ute og at algepåvekst i andre halvpart av mai reduserte metallopptaket. Det er også mulig at det forekom Al-episoder, selv om dette er lite sannsynlig basert på den kontinuerlige pH-logger stasjonen. Forklaringene på disse spørsmålene må her stå ubesvarte. Resultatet syner at DGT kan ha en verdi som indikator for metallbelastning, men hvor det fortsatt trengs systematiske forsøk for å øke kunnskapen om sammenhenger mellom tilførsler, salinitet og mobilisering og den analyserte verdien. Når slikt foreligger kan DGT gi store besparelser i slike undersøkelser.



Figur 17. Sammenhenger mellom salinitet og DGT-Al. For hvert opptak av DGT i 2003 og 2005.

3.4 Gjellemetall

Ferskvann - bureksporeringer

I 2003 hadde fisken en bakgrunnskonsentrasjon av Al på gjellene på 22 ± 6 $\mu\text{g Al/g}$ gjelle tv (**Tabell 8**). To uker senere ble det i elva målt gjelle-Al på 40 til 60 $\mu\text{g Al/g}$ gjelle tv på Sto.1 og Sto.2, mens nivået var på 80 $\mu\text{g Al/g}$ gjelle i Songevannet. Dette tyder på tilstedeværelse av bioakkumulert Al i hele vassdraget denne perioden til tross for at den vannkjemiske overvåkingen ikke påviser noe slikt. DGT målingene antyder tilstedeværelse av bioreaktivt Al. I juni var verdiene noe redusert, men var fortsatt forhøyde i forhold til bakgrunnsnivåene (**Tabell 8**).

I 2005 hadde fisken en bakgrunnskonsentrasjon av Al på gjellene på 7 ± 3 $\mu\text{g Al/g}$ gjelle tv. Fisk prøvetatt på stasjon Sto1 og Sto.2 i midten av mai hadde konsentrasjoner omkring 25 $\mu\text{g Al/g}$ gjelle tv. To uker senere var nivået ytterligere økt. På Sto. 3 var endringen mer beskjeden fram til 13. mai.

Det ble tatt gjelleprøver av villfisk i elva (ved Lilleholt) flere ganger våren 2005 (**Figur 18**). Konsentrasjonen Al på gjellene til fisken varierte fra dato til dato og var høyere enn 25 $\mu\text{g Al/g}$ gjelle tv til omkring midten av april. På fangsttidspunktet for smolt 2. mai var nivåene meget lave (6 $\mu\text{g Al/g}$ gjelle tv). Verdier etter denne dato er fra smolt fanget i HI-fella. Ettersom denne sto i brakkvann (2 til 4 ppt) er ikke verdiene representative for elva. Med unntak av en dato var gjelle-verdiene fra smolt fanget i fangstfella lavere enn 100 $\mu\text{g Al/g}$ gjelle tv, men samtidig betydelig høyere enn det som måles i elva.

Forskjellene mellom 2003 og 2005 støttes av DGT-Al målingene. Gjellemålingene støtter ikke hypotesen om en mulig blandsoner nedstrøms samløpet med Skjerka selv om det her ble målt en

økning i total-Al og høy LAl siste prøvedato. Samtidig tyder økningen i gjelle-Al fra fangstdato til prøvedato (både for bur og villfisk) at vassdraget tilføres Al på enn akkumulert form. Denne må stamme fra sidebekker eller grunnvann, eller at kalkingen ikke avgifter Al tilstrekkelig godt. Nivåene er tilstrekkelig til å påvirke sjøoverlevelse til smolt, hvor reduksjonen er korrelert til gjelle-Al i konsentrasjonsområdet 25 til 60 $\mu\text{g Al/g}$ gjelle tv (Kroglund m.fl., 2007; Aquaculture og HESS). Det kan ut fra dette ikke utelukkes at sjøoverlevelsen til smolt fra Storelva er redusert. Nivåene er samtidig ikke så høye at det forventes reduksjoner på mer enn 40-50% og da kun for den andel smolt som utvandret med gjelle-Al verdier $> 25 \mu\text{g Al/g}$ gjelle tv.

Brakkvann - bureksponeringer

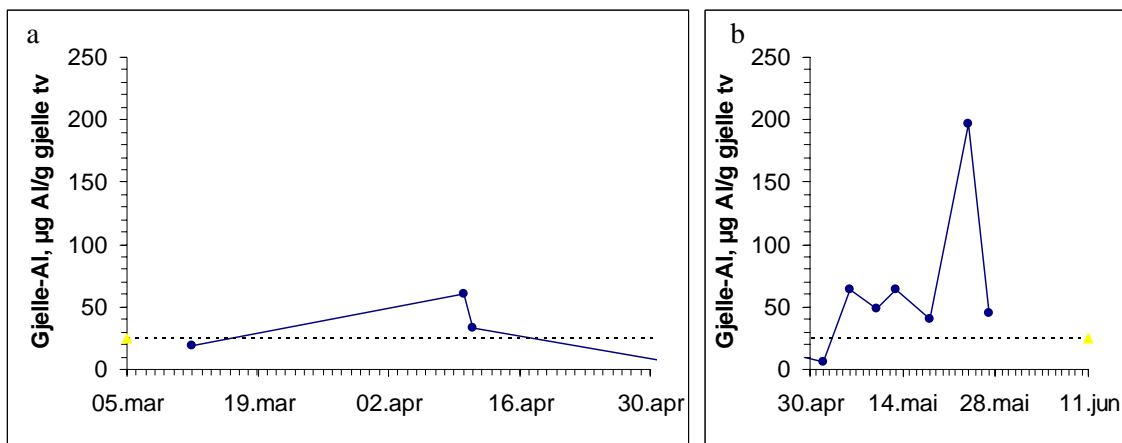
Gjelle-Al var forhøyet på alle brakkvannsstasjoner i 2003. Konsentrasjoner $> 40 \mu\text{g Al/g}$ gjelle tv var vanlig og det ble målt konsentrasjoner oppunder $140 \mu\text{g Al/g}$ gjelle tv.

I 2005 var Songevannet tydelig saltpåvirket. Det ble målt forhøyde gjelle-Al verdier umiddelbart etter samløpet mellom Storelva og Songevannet (**Tabell 8, Figur 18**). I perioder var nivået meget høyt og oversteg $100 \mu\text{g Al/g}$ gjelle tv. Fra dette punktet og utover fjorden (økende salinitet) var det lave gjelle-Al konsentrasjoner 13. mai, mens konsentrasjonene var høye forbi San.1 i starten av juni. Det ble også målt en akkumulering ytterst i fjorden, selv om denne var mer beskjeden.

Det var betydelig variasjon fra prøvedatoer på enkelte stasjoner. Noe av denne variasjonen er sannsynligvis relatert til samtidige endringer i salinitet og dermed metallmobilisering. En økning i gjelle-Al til tross for en fortykning av Al konsentrasjon viser at Al får økt akkumulertbarhet i brakkvann. Gjelle-Fe ble inkludert i 2003. Verdiene her viser ingen entydig Fe-belastning. Vi kan ikke ut fra de målte verdiene konkludere med hensyn til populasjonseffekter.

Tabell 8. Midlere konsentrasjon Al på gjellene til 6 fisk eksponert i bur plassert i Storelva (Sto 1 til 3), i Songevannet (Son 1 til 2) og i Sandsfjorden (San 1 til 5). Bakgrunnsverdiene er det nivå fisken hadde på fangsttidspunktet som tilsvarer eksponeringsstart.

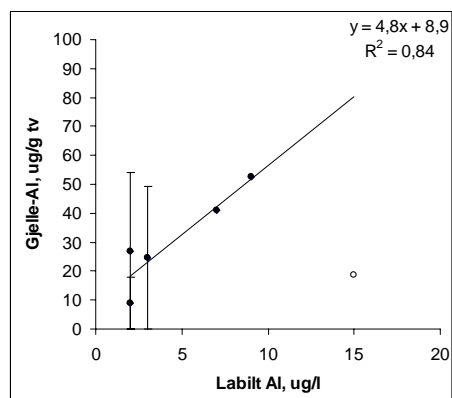
2003-2005 Stasjon	St. kode	Aluminium ($\mu\text{g/g}$)				Kalsium (mg/g)		Jern ($\mu\text{g/g}$)	
		23. mai	5. juni	13. mai	3. juni	9. mai	5. juni	9 .mai	5. juni
		2003		2005		2003		2003	
Bakgrunn		22±6	22±6	7±3	7±3	22,0±3,5		265±10	265±10
1-1 Klova	Sto.1	45±4	50±16	27±17	41±26	41,5±4,4	36,0±2,4	260±25	319±50
2-2 Lilleholt	Sto.2	61±12	40±31	25±18	53±19	28,3±5,8	36,7±6,7	329±26	182±18
x-3 Innløp Lundevann	Sto.3			9±5	19±8				
HI-fella				166±202				304±23	203±9
3-4 Strømmen	Son.1	79±13	26±5	108±67	165±71	30,1±5,0	44,4±1,9	326±68	175±38
4-5 Doknes	Son.2	61±18	39±12	14±7	146±47	37,6±3,9	41,9±3,1	294±59	234±58
5-6 Strandane	San.1	74±4	138±21	8±2	83±24	29,8±3,9	43,5±8,0	339±81	200±126
6-x Listrand	San.2	85±10	40±5			37,6±6,4	41,0±4,3	305±32	282
7-7 Hopestranda	San.3	42±4	33±7	5±3	5±2	29,5±5,6	35,5		
x-8	San.4			6±2	16±21				
x-9 Store Fureøy	San.5			6±4	25±12				



Figur 18. a) Gjelle-Al ($\mu\text{g Al/g gjelle tv}$) målt på presmolt innfanget ved Lilleholt (fram til 2. mai) og b) for smolt fanget i HI-fella fra 4. mai 2005. Prøver fra HI-fella er påvirket av brakkvann.

Sammenhenger gjelle-Al og kjemi i elva

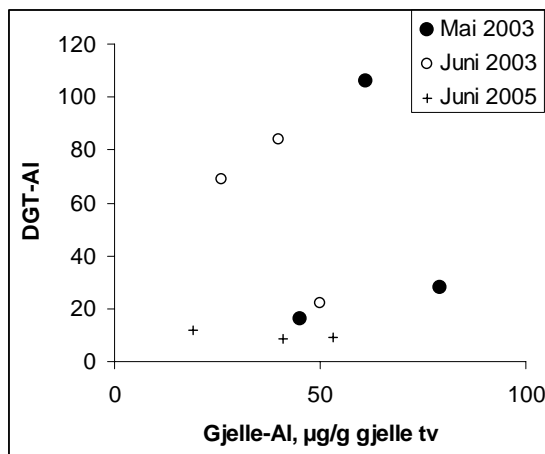
Det var en nær sammenheng mellom variasjon i LAI og midlere gjelle-Al analysert på fisk eksponert i bur (**Figur 19**). Her er en prøve fra Sto.3 utelatt da denne ikke passer inn i relasjonen samtidig som at det er rimelig sannsynlig at denne representerer en feilanalyse (se resultat kjemi). $15 \mu\text{g LAI/l}$ assosieres alltid med høy gjelle-Al i forsøk, så denne målingen er klart "atypisk" i forhold til all erfaringsmateriale.



Figur 19. Sammenhenger mellom LAI ($\mu\text{g/l}$) og midlere gjelle-Al målt på smolt eksponert i bur innen Storelva i 2005. Standard avvik er angitt for gjelle-Al.

Sammenhenger gjelle-Al og DGT-Al i ferskvann

Basert på DGT-Al konsentrasjoner var det forventet høyere gjelle-Al verdier i 2003 enn i 2005. Dette ble observert. Det var likevel ingen enkel sammenheng mellom gjelle-Al og DGT-Al i ferskvannsprøvene (**Figur 20**). Det ble påvist høye DGT-Al verdier i 2003 uten at det samtidig ble påvist høye gjelle-Al konsentrasjoner. Gjelle-Al vil endres i takt med endringer i vannkjemi. En DGT vil akkumulere og beholde Al tatt opp for eksempel en episode, mens gjellene vil miste Al i etterkant av episoden. Sterke sammenhenger skal derfor ikke forventes hvis vannkjemien er variabel. Det er samtidig lite som antyder at det har vært variabel vannkjemi i elva. Årsaken til manglende samvariasjon er således uavklart.

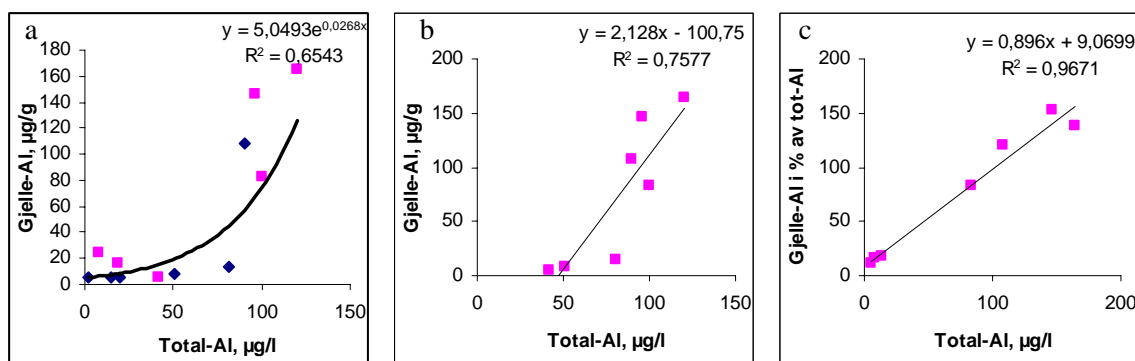


Figur 20. Sammenheng mellom gjelle-Al og DGT-Al i prøver tatt i ferskvann i Storelva i 2003 og 2005.

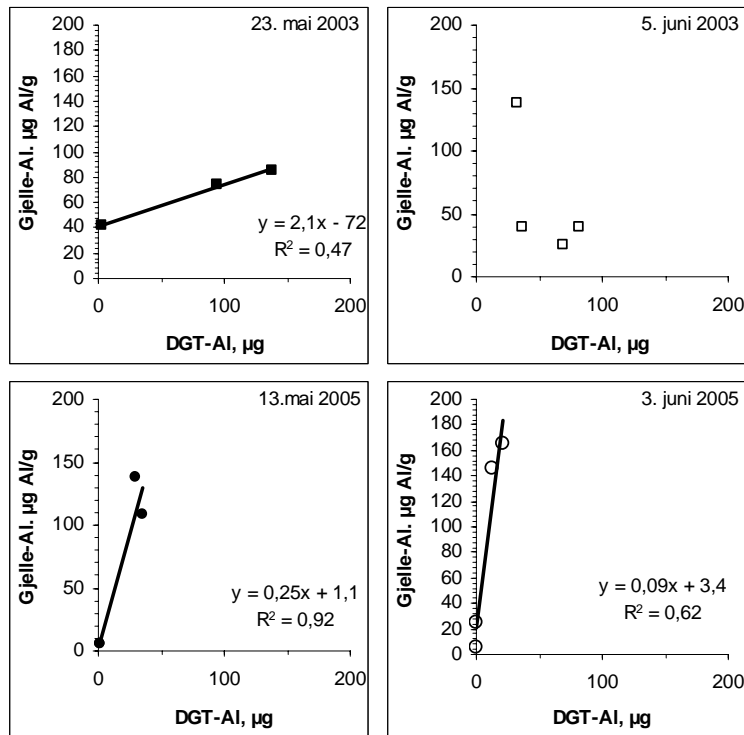
Sammenhenger gjelle-Al og kjemi i brakkvann

Det var en nær sammenheng mellom gjelle-Al og total-Al i brakkvann (**Figur 21a**). Høye gjelle-Al konsentrasjoner ble påvist når total-Al oversteg 90 µg/l. For hele materialet kan denne beskrives som en eksponentiell funksjon. For total-Al konsentrasjoner >40 µg Al/l kan hele 76 % av variasjonen i gjelle-Al forklares med total-Al (**Figur 21b**). Biokonsentrasjonsfaktoren (BKF) var relatert til total-Al, (**Figur 21c**). BKF beregnes normalt ut fra kationisk Al, ikke total-Al. Den sterke økningen i gjelle-Al ved høye total-Al konsentrasjoner kan skyldes at disse prøvene ble tatt i områder med relativt lav salinitet (2-5 ppt), dvs. i områder hvor fortykning ikke hadde stor betydning for konsentrasjon. Det er rimelig sannsynlig at gjelle-Al konsentrasjonen reflekterer mobilisering av Al på biotilgjengelig form som følge av økningen i salinitet.

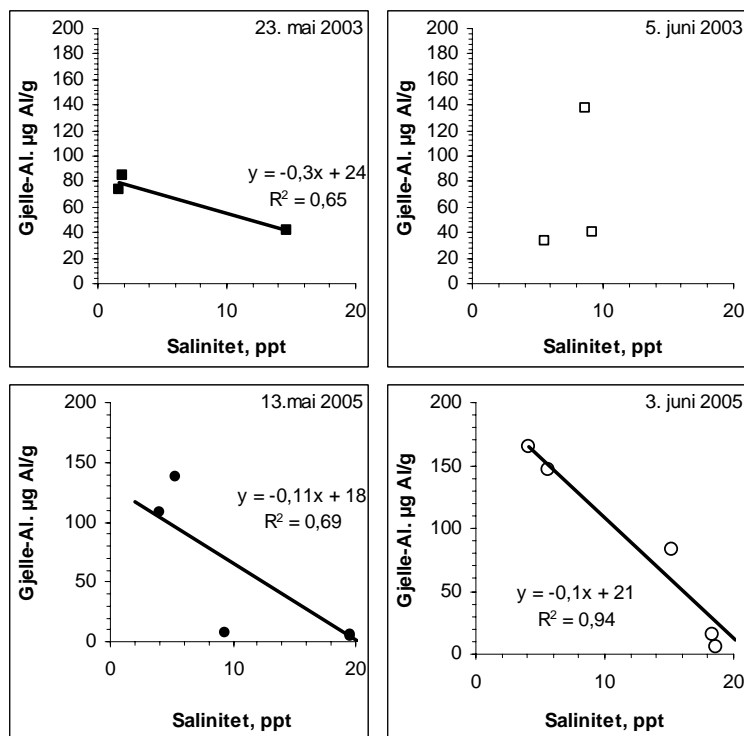
Det var en sammenheng mellom gjelle-Al og DGT-Al (i motsetning til resultat for ferskvann) og salinitet, men sammenhengen varierte mellom datoer (**Figur 22**, **Figur 23**). Samme tidsavhengige endring i sammenheng ble også påvist mellom DGT-Al og salinitet (**Figur 17**), til tross for at tilførslen av Al var relativt stabil. Årsaken til mangel på mer stabilitet i sammenhengene mellom disse to måtene å representere Al på er ikke avklart. Det kan hende at variasjonen i salinitet både direkte (som analytisk problem) eller indirekte (som følge av blandingsforhold mellom fersk og sjøvann) er en kompliserende faktor. Videre kan en DGT fange opp episoder som ikke påvises på en gjelle.



Figur 21. Sammenhenger mellom total-Al og gjelle-Al i prøver påvirket av brakkvann (a) alle prøver, b) prøver med total-Al >40 µg/l og c) prosentforholdet mellom total-Al og gjelle-Al for prøver hvor total-Al >40 µg Al/l.



Figur 22. Sammenhenger mellom DGT-Al og gjelle-Al i prøver påvirket av brakkvann. Data er vist for hvert opptak av DGT.



Figur 23. Sammenhenger mellom salinitet og gjelle-Al i prøver påvirket av brakkvann for hvert uttak.

3.5 Fangstfella 2005

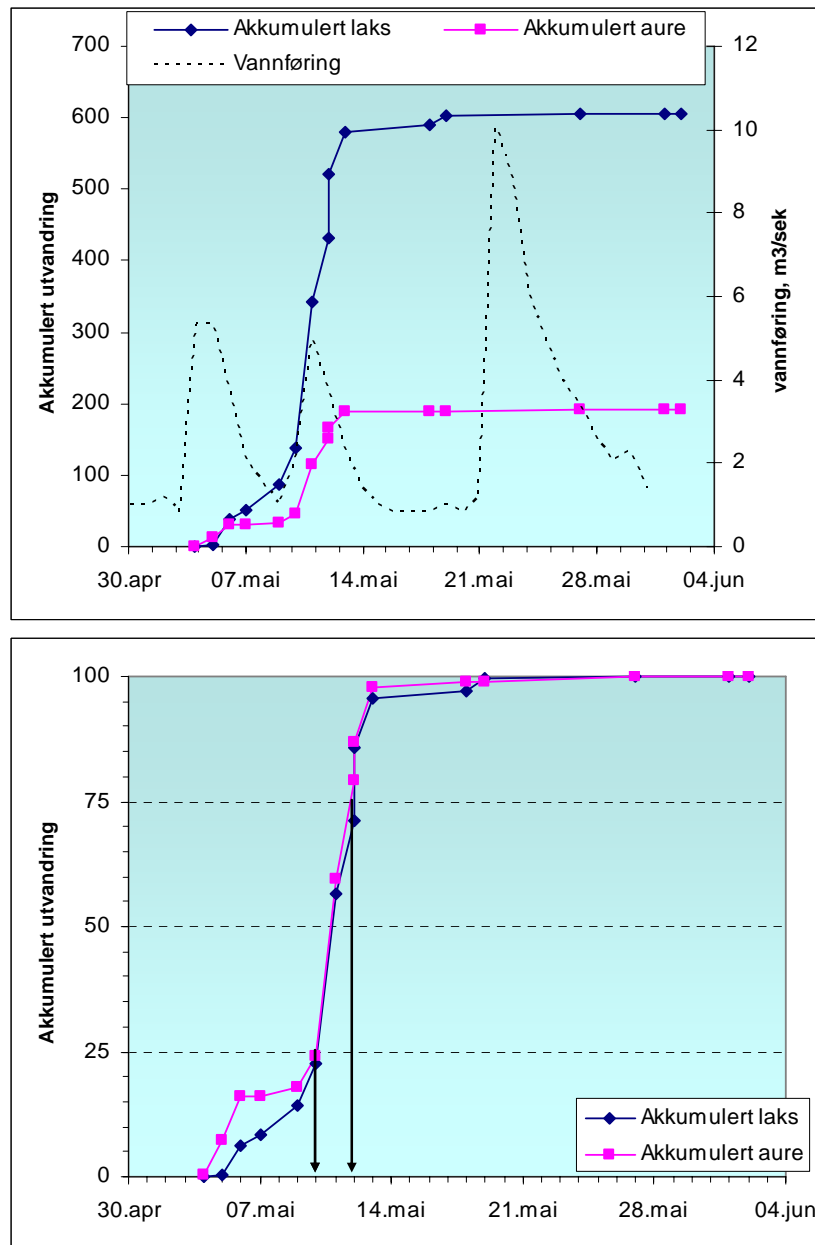
Under el-fisket 11. april ble det konstatert at smoltifiseringen var kommet lengre på aure enn på laks. De aller fleste auresmoltene var da helt blanke. Fangstfella for smolt ble satt ut 3. mai 2005. Fella ble plassert i strømmen der Storelva renner inn i Songevannet. Bredden på elva der smoltfella ble plassert var 15 til 20 meter med den vannstanden som var i den perioden fella var i drift. Dybden i strømmen der fella var plassert er cirka 2 meter (se bilde av plassering). Foruten laks og aure, fanget fella sild, hornjel, og paddetorsk.

Fra 13. mai sto fella kun ut enkelte netter (**Tabell 9**). Dette ble gjort for å ikke skade mer laksesmolt enn nødvendig. Et opphold i fella på ½ døgn var tilstrekkelig til å påvise betydelige hudskader og svekket fysiologisk status. Ettersom auren var klart mer smoltifisert i midten av april enn laksen (observert under el-fiske), er det ikke urimelig å anta at utvandring av aure kan ha startet før fella ble utplassert. I så fall gir fangsten et feil inntrykk av utvandringstidspunkt for aure. Den første laksesmolten (n=1) ble fanget allerede 4. mai, eller samme natt fella ble satt ut (**Figur 24, Tabell 9**). Dette kan med dette ikke utelukkes at smoltutvandringen hadde startet før fella kom ut.

Til sammen ble det fanget 606 laksesmolt og 192 auresmolt i HI-fella. Størst utvandring av laks skjedde i tidspunktet 10. til 12. mai, hvor akkumulert prosentandel utvandret smolt økte fra 25 til 85 %. Beregnet som akkumulert utvandring var det ingen større forskjell mellom artene basert på de observasjonene vi gjorde. Dog kom de første aurene før laksen.

Tabell 9. Fangst av fisk i smoltfella våren 2005. Tabellen angir dato for fangst, antall fisk fanget og kommentarer.

Dato	Antall	Tidsromm	Laks	Aure	Kommentar
4/5	2	17:00-08:00	1	1	Fangstkammeret lå noe dypt
5/5	15	20:00-08:00	2	13	Justert fangstkammer med mer oppdrift
6/5	52	17:00-08:00	35	17	Tatt gjelleprøver 16 sørv 1 sutter
7/5	13	14:30-08:30	13	0	
9/5	38	20:30-09:00	35	3	Begynt å vake mye småfisk
10/5	64	20:00-08:00	52	12	Mye vaking på vannet
11/5	273	20:00-08:00	205	68	Elva steg 5 cm mye vak å se
12/5	127	20:00-01:30	89	38	Natt
12/5	103	02:00-08:00	88	15	Mindre med vak i kveld
13/5	80	20:00-08:00	59	21	Mye skader på fisken lite vaking nå
18/5	12	18:00-08:30	10	2	Lite vann
19/5	15	19:00-08:00	15	0	Lite vann
27/5	3	20:00-07:00	1	2	150 sørv
1/6	1	20:00-08:00	1	0	58 sørv fra 8-20 cm
2/6	0	19:30-08:00	0	0	76 sørv 3 sik. Tatt opp smoltfella



Figur 24. a) Akkumulert utvandret laks og aure sammensatt med vannføring og b) utvandring angitt som akkumulert prosent.

Utvandringsatferd

Det ble observert vak av smolt i Songevann. Dette innebærer at fella ikke fanget all utvandrende smolt. Det ble observert utvandrende smolt langs bryggekanalen ved Sunnsdalen i Songevannet. Denne fisken manglet fluktrespons, og responderte ikke på forsøk på å skremme den vekk. Ifølge de som observerte fisken (Jim Gutterup m.fl) ville de kunne ha plukket opp fisken for hånd dersom de hadde nådd den. Selv om denne atferden ikke er kvantifisert, så er atferden så forskjellig fra normalatferd til utvandrende laksesmolt at den bør ilegges vekt og undersøkes senere år. Atferdsendringer kan være årsaken til forsinket utvandring og således være årsak til redusert smoltoverlevelse. Hvis endringene også innebærer redusert fluktrespons, eller økt sannsynlighet for å bli spist, kan det være dette som er den økologisk viktigste effekten av AI i brakkvann.

Størrelse og alder

Mesteparten av den utvandrende laksesmolten var 2+ og > 11 cm (**Tabell 10**). Smolt (2+) innfanget før 6. mai var omkring 11 cm. Fra 6. til 18. mai var smolten fanget i utvandningsfella 13,3 til 13,9 cm. Den 24. mai var fisken 14,5 cm. Dette tyder på at fisken voks i løpet av mai, og/eller at den minste fisken vandret først. Det normale er at stor smolt vandrer først. Vekst i løpet av mai vurderes som det mest sannsynlige begrunnelsen for lengdeøkningen i mai. Størsteparten av smolt med alder 3+ utvandret tidlig i mai.

Tabell 10. Alder(antall fisk) og lengde til laksesmolt fanget i utvandningsfella plassert i Songevannet i 2005.

	Alder	12. mar	10. apr	02. mai	06. mai	10. mai	11. mai	12. mai	13. mai	18. mai	24. mai	Ant
Alder	2+	4	5	5	30	17	9	9	7	18	15	119
	3+	1			8	1	0			2	1	13
Lengde	2+	12±1	11±0,5	11±0,2	13,9±1,1	13,6±1,6	13,8±0,9	13,3±0,7	13,6±0,7	13,6±1,4	14,5±1,2	
	3+	13,3			14,2±0,8	14,5				14,8±0,4	14,2	

3.6 Fiskehelse

Dødelighet (fersk- og brakkvann)

Det døde ingen fisk i holdt i bur i ferskvann verken i 2003 eller i 2005. Ved Hopestranda (San.3) døde to fisk i 2003. Det ble funnet en død fisk ved Strandane (San.1) i 2005. Dødeligheten kan tyde på at miljøet var skadelig for laksesmolt, alternativt at ikke all fisk var smoltifisert. Burene vil ikke i seg selv drepe fisk. Saltnivået når salinitet er <15 ppt skal heller ikke forårsake dødelighet selv om fisken er dårlig smoltifisert. Eksponeringsvarighet kan ha vært for lenge, d.v.s. fisken har gått for lenge uten føde. Dette er en mulig årsak, særlig ettersom dette var villfisk. Vannkjemi kan heller ikke utelukkes, ei heller bekrefte.

Fysiologi ferskvann

Basert på glukose var det ingen tegn til fysiologisk responser på vannkvalitet i ferskvann, verken i 2003 eller i 2005. Plasma elektrolyttene var noe reduserte på første prøvetakingsdato i 2003, men alle verdiene var på nivå hvor det verken forventes effekter på vekst eller overlevelse. Gjelle- Na^+ , K^+ -ATPase ble kun målt i 2005. Smolt eksponert på Sto.1 til Sto.3 hadde en ATP aktivitet som varierte fra 8 til 10 $\mu\text{mol ADP}\cdot\text{mg prot.}^{-1}\cdot\text{t}^{-1}$ i midten av mai. Prøver tatt 2 uker senere viste noe høyere verdier (12-14 $\mu\text{mol ADP}\cdot\text{mg prot.}^{-1}\cdot\text{t}^{-1}$) for smolt på Sto.1 og Sto.3, mens aktiviteten på Sto.2 var fortsatt lav (10 $\mu\text{mol ADP}\cdot\text{mg prot.}^{-1}\cdot\text{t}^{-1}$) Dette kan tyde på at smoltifiseringen, eller utviklingen av saltvannstoleranse ikke forløp normalt, selv om nivåene ikke var alarmerende lave. Nivåene målt i ferskvann i Storelva var på nivå med eller lavere enn det som ble målt i andre kalka elver på Sørlandet samme år (DN-utredning 2006-4).

Fysiologi brakkvann

Fisk fanget i HI-fella i 2005 hadde tydelige fysiologiske skader, sannsynligvis som følge av mekanisk slitasje i fangstkammeret. Disse skadene var såpass omfattende at denne fisken ville ha omfattende osmoregulatorisk svikt i sjøvann. Denne fisken hadde også meget lav Na^+ , K^+ -ATPase aktivitet (6 $\mu\text{mol ADP}\cdot\text{mg prot.}^{-1}\cdot\text{t}^{-1}$). Om dette skyldes håndteringsskader eller det vannkjemiske miljøet kan ikke fastslås ut fra dette materialet.

Det ble ikke påvist effekter på glukose i brakkvann, verken i 2003 eller i 2005. Fisk prøvetatt i brakvannsområdene kunne ha uventet lavt elektrolyttnivå i 2003, dog var alle målingene innenfor det som oppfattes som "normalt" for smolt i ferskvann. I brakkvann var det forventet noe høyere verdier. Dette kan tyde på problemer med syre-base reguleringen.

Gjelle- Na^+ , K^+ -ATPase aktiviteten til fisk i brakkvann var lavere enn forventet. Midlere aktivitet varierte mellom 5 og 9 $\mu\text{mol ADP}\cdot\text{mg prot.}^{-1}\cdot\text{t}^{-1}$ i midten av mai. Disse nivåene var lavere enn det som ble målt i ferskvann. To uker senere hadde aktiviteten økt, med midlere nivå mellom stasjonene som varierte 5 til 12 $\mu\text{mol ADP}\cdot\text{mg prot.}^{-1}\cdot\text{t}^{-1}$. Dette var nivåer som er i underkant av det som ble målt i ferskvann. Vi har ikke selv noen erfaring på hvordan villfanget smolt skal utvikle seg i bur i brakkvann. Tidligere forsøk har ikke påvist negative effekter ved bruk av bur i elver, såfremt vannføringen ikke er for kraftig. Vi kan ikke utelukke at villsmolt "stresser" mer enn ønskelig i bur i brakkvann, samtidig som det ikke skal utelukkes at dette faktisk er en respons på det vannkjemiske miljøet. Eksponeringsvarighet kan også kritiseres. Denne fisken var eksponert betydelig lengre enn det som ville være en "normal" eksponeringsvarighet såfremt fiskens vandringsatferd ikke påvirkes. Vi skal derfor ikke trekke entydige slutninger ut fra dette tallmaterialet, men ønsker heller ikke å utelukke at Na^+ , K^+ -ATPase systemet faktisk kan være like sårbart i brakkvann som i ferskvann.

Resultatene tyder på at 2003-sesongen hadde dårligere vannkjemi enn 2005-sesongen. Resultatene tyder også på at fiskes ioneregulering ikke utvikles normalt i brakkvann selv om det ikke ble påvist effekter på glukose. Den til dels lave aktiviteten til Na^+ , K^+ -ATPase enzymet tyder også på responser. Hvis disse responsene er forårsaket av vannkjemi kan det ikke utelukkes effekter på post-smolt overlevelse. Det gjenstår imidlertid å påvise slike sammenhenger.

Tabell 11. Fysiologiske prøver tatt av fisk eksponert i bur i 2003 og 2005. Verdier som er uventet i forhold til eksponering i ferskvann eller i sjøvann er antydnet med rød skrift. (Ferskvann: Na<145; Cl<130; Glu>6; Hct>28 og saltvann: Na<150; Cl<133; Glu>6; Hct>28). ATP verdier < 13 µmol ADP•mg prot.⁻¹•t⁻¹. og Gjelle-Al verdier > 25 µg Al/g gjelle tv er likeså markert. Grå bakgrunn antyder salinitetsnivåer.

Dato	Sted	St.kode	Salinitet ppt	Gjelle-Al µg/g gjelle tv	ATP µmol ADP•mg prot. ⁻¹ •t ⁻¹ .	Natrium mM	Kalium mM	Klorid mM	Glukose mM	HCT %
2003										
09.mai	Lilleholt		0	22±6						
23.mai	Klova	Sto.1	0	45±4		143,3±0,6	3,5±0,3	130,7±3,2	5,1±1,1	30,7±3,5
23.mai	Lilleholt	Sto.2	0	61±12		148,0±0,0	5,0±0,8	135,0±1,4	4,9±1,6	28,0±1,4
23.mai	Strømmen	Son.1	0	79±13		145,5±4,9	5,0±0,2	131,0±0,0	4,8±1,0	21,0±1,4
23.mai	Dokknes	Son.2	0,7	61±18		153,5±0,7	3,9±0,3	132,5±2,1	4,5±0,5	24,0±1,4
23.mai	Strandane	San.1	1,7	74±4		146,0±2,0	3,9±0,9	127,7±1,5	5,0±0,4	29,0±3,6
23.mai	Lishagen	San.2	1,9	85±10		141,0±3,5	2,8±0,7	128,0±1,0	5,5±0,3	35,0±1,0
23.mai	Hopestranda	San.3	14,6	42±4		148,0±1,4	3,8±1,0	134,0±2,8	4,6±0,6	30,5±7,8
2003										
05.jun	Klova	Sto.1	0	50±16		154,7±0,6	4,1±0,4	132,7±0,6	4,8±1,2	28,3±4,5
05.jun	Lilleholt	Sto.2	0	40±31		155,7±2,9	4,4±0,3	130,7±2,3	5,7±0,4	30,0±4,6
05.jun	Strømmen	Son.1	0	26±5		153,0±0,0	3,9±0,9	134,5±3,5	5,0±0,1	29,5±9,2
05.jun	Doknes	Son.2	0,4	39±12		155,3±1,7	4,0±0,8	132,0±2,3	5,6±1,1	28,0±3,5
05.jun	Strandene	San.1	8,6	138±21		161,4±3,4	3,5±0,6	131,4±2,1	4,8±1,4	31,4±4,8
05.jun	Listranda	San.2	9,2	40±5		159,3±4,9	4,4±0,7	138,7±5,7	4,0±1,6	23,7±7,5
05.jun	Hopestranda	San.3	5,5	33±7		161,0±2,8	4,6±0,0	138±1,4	4,0±0,1	25,0±2,8
2005										
13.mai	Klova	Sto.1	0	27±17	7,7±1,5	153,5±2,1	3,4±0,7	134,0±1,4	6,7±1,3	
13.mai	Lilleholt	Sto.2	0	25±18	9,1±1,7	150,5±2,7	3,6±0,9	134,0±3	4,9±0,5	
13.mai	Lundevt. inn	Sto.3	0	9±5	10,4±3,6	149,5±1,5	3,1±0,6	133,0±2,1	5,3±1,1	
13.mai	Songevt inn	Hi fella	3,3	166±202	6,5±1,5	110,3±4,8	2,4±0,4	89,0±3,9	6,1±1,6	
13.mai	Strømmen	Son.1	4,1	108±67	8,0±1,4	147,8±1,8	3,4±0,8	132,4±2,3	5,0±0,6	
13.mai	Dokknes	Son.2	5,6	14±7	7,4±1,3	151,8±3,4	2,9±0,2	133,8±1,7	5,2±0,4	
13.mai	Strandane	San.1	15,2	8±2	6,5±2,0					
13.mai	Listranda	San.2								
13.mai	Hopestranda	San.3	18,6	5±3	5,3±1,9	151,8±3,5	3,1±0,9	133,8±1,1	4,8±0,7	
13.mai		San.4		6±2	6,9±2,6					
13.mai	St.Fureøy	San.5	18,3	6±4	8,9±2,2	151,4±3,8	3,2±0,5	133,8±2,5	5,0±0,6	
2005										
03.juni	Klova	Sto.1	0	41±26	13,9±1,2					
03.juni	Lilleholt	Sto.2	0	53±19	10,0±1,3					
03.juni	Lundevt. inn	Sto.3	0	19±8	12,0±3,9					
03.juni	Songevt inn	Hi fella	3,3							
03.juni	Strømmen	Son.1	4,1	165±71	11,7±3,4					
03.juni	Dokknes	Son.2	5,6	146±47	4,9±2,5					
03.juni	Strandane	San.1	15,2	83±24	5,4±1,6					
03.juni	Listranda	San.2								
03.juni	Hopestranda	San.3	18,6	5±2	8,8±1,5					
03.juni		San.4		16±21	9,5±3,5					
03.juni	St. Fureøy	San.5	18,3	25±12	10,5±1,5					

3.7 Andre faktorer som kan påvirke smoltoverlevelse

Data fra gjeddefestival i 2003

Storelva Elveeierlag arrangerte gjeddefestivalen 10.-11. mai 2003. Det ble fanget 36 gjedder. De fleste ble tatt i Lundevatn. 18 gjedder ble obdusert. Det var smolt i magene til noen gjedder. Antallet varierte fra 1 til 5. Det ble også funnet ni-øye og abbor i magene. Det var gjedde i størrelsesgruppen 0,9 til 1,3 kg som hadde spist smolt og ni-øye, mens abbor ble spist av gjedde som var større enn dette.

Data fra gjeddefestival i 2005

Gjeddefestivalen i 2005 ble avholdt i Storelva den 28. og 29. mai. Det var flom i elva dagene festivalen pågikk så det ble fanget bare 6 gjedder fra Fosstveit til utløpet av Lundevann. Samtlige gjedder fanget ble undersøkt. Det ble funnet fisk i magen i 2 av 6 gjedder.

- Nr 1. Fanget i Bukjenna 75 cm 3,3 kg 0 fisk i mageinnholdet.
- Nr 2. Fanget i elva 54 cm 1,3 kg 0 fisk i mageinnholdet.
- Nr 3. Fanget i elva 31 cm 3 fisker i mageinnholdet som ikke kunne identifiseres.
- Nr 4. Fanget i elva 38 cm 0 fisk i mageinnholdet.
- Nr 5. Fanget i elva 64 cm 1,8 kg 0 fisk i mageinnholdet.
- Nr 6. Fanget i elva 62 cm 1,7 kg 1 ørret i mageinnholdet.

Den svake fangsten kan skyldes at elva har steget svært mye dagen før festivalen startet.

Annen predasjon

Foruten gjedde, vil også andre predatorer kunne spise smolt under utvandring. Det ble observert økende mengde måker i området tidlig i mai i 2003. Det ble også sett at måker fanget dyr (sannsynligvis fisk) dagene omkring 10.mai. Det var fortsatt en del måker nederst i vassdraget omkring 23. mai. Foruten måker, er hegre, mink og sel mulige predatorer sammen med saltvannsfisk som torsk, lyr og sei. Ingen av disse faktorene ansees som årsaken til lav tilbakevandring av laks. Hvis disse faktorene skulle være viktigst, er det å forvente at det også innrapporteres endringer i bestandstettheter av disse. Så er ikke tilfellet.

Betydningen av sel

Denne er ikke undersøkt innenfor dette prosjektet. Betydningen vurderes i diskusjonen.

Vannføringsnivå

Denne er ikke undersøkt innenfor dette prosjektet. Betydningen vurderes i diskusjonen.

H₂S i bunnvannet

Denne er ikke undersøkt innenfor dette prosjektet. Betydningen vurderes i diskusjonen.

Ulovlig garnfangst/kilenot

Denne er ikke undersøkt innenfor dette prosjektet. Betydningen vurderes i diskusjonen.

Aluminium og hemmet pregning, heimvandring

Denne er ikke undersøkt innenfor dette prosjektet. Betydningen vurderes i diskusjonen.

Marint klima og lakselus

Denne er ikke undersøkt innenfor dette prosjektet. Betydningen vurderes i diskusjonen.

4. Diskusjon

Det er antydnet flere mulige hypoteser til hvorfor fangst av laks i Storelva er lav og avviker fra utviklingen i andre kalka elver på Sørlandet. Noen av disse hypotesene diskuteres i lys av resultat oppnådd i 2003 og 2005. Andre hypoteser vurderes ut fra mer generelle vendinger da de ikke er undersøkt av oss. Det var opprinnelig fremsatt en hypotese om at vassdraget ikke produserte smolt. Denne antagelsen tilbakevises ut fra den mengde smolt som ble fanget i fangstfella i 2005 og ut fra mengde smolt innfanget i løpet av el-fisket samme år. Det ansees som mindre sannsynlig at lav smoltproduksjonen kan være årsak til lav fangst av laks. Samtidig understreker resultatene at det er et stort gap mellom smoltproduksjon og fangst av laks. Tapet må derfor inntreffe etter at smoltutvandringen har startet.

4.1 Andre alternativ enn forsurening som årsak til lav smolt til laks overlevelse

Marint klima og lakselus

Alle laksebestrander er i dag svakere enn det de var for noen 10-år tilbake. Svekkelsen er størst i den vestlige samt i den sør-østlige utbredelsen av laksen. Reduksjonen har generelt vært noe mindre i Norge enn i resten av laksens utbredelsesområde. Denne generelle bestandssvekkelsen kan ikke forklare hvorfor den forventede økningen i fangst av laks i Storelva uteble. I alle andre kalka elver på Sørlandet har forekomsten av laks økt kraftig etter kalking. Storelva representerer således et unntak.

Lakselus er en trussel for laks på vestlandet. Laksesmolt som er påvirket av moderat forsurening (i ferskvann) har en økt følsomhet for lakselus i sjøvann (Finstad m.fl. akseptert Aquaculture). Forekomsten av lakselus er antatt å være lavere på Sørlandet enn på vestlandet. Likeledes er det usannsynlig at lakselus skal redusere Storelvastammen særskilt og ikke påvirke alle laksebestander på Sørlandet.

Verken marint klima eller lakselus synes å være rimelige årsaker til lav fangst av laks i Storelva.

Betydningen av sel

Sel tettheten i området er lav. Ifølge SNO har kun et fåtall dyr fast oppholdssted innen fjorden og dens nærområder. Betydningen av sel som predator er ikke undersøkt, men hypotesen synes lite rimelig ettersom smoltutvandringen sammenfaller i tid med tidspunktet for innsig av sild til kysten av Sørlandet. Vi anser det som mer sannsynlig at sel vil høste av sild fremfor en til sammenligning, lav smoltbestand.

Sel pesten sommeren 2002 drepte mye sel i området. Belastningen fra sel skulle således ha vært lavere årene etter pesten. Hvis sel var vesentlig for smoltoverlevelse burde fangsten av laks ha økt årene etter 2002. Dette er ikke tilfellet.

Så lenge betydningen av sel ikke er undersøkt mer konkret, er det ikke mulig å avvise hypotesen, selv om den vurderes som lite trolig.

Betydningen av gjedde og andre predatorer

Det ble innsamlet gjeddemager fra Lundevannet i forbindelse med gjeddefestivalen avholdt i perioden 10. til 11. mai 2003. Det ble her bekreftet at gjedde spiser smolt.

Smoltutvandringen i 2005 startet før gjeddefestivalen ble avviklet. Det ble påvist smolt i 2 gjeddemager. Det ble registrert bitt på et lite antall smolt i fangstfella. Det at det faktisk vandret 600

smolt forbi Lundevann og inn i HI-fella er indirekte et bevis på at gjedda ikke kan være den viktigste årsaken på lav fangst av laks i vassdraget.

Hvor mye gjedde faktisk betyr for bestanden er fortsatt usikkert. Det vurderes likevel som urimelig at dette er den viktigste årsaken til lav fangst av laks.

Noe smolt vil bli tatt av andre predatorer (måker, fisk med mer). Det foreligger ikke indikasjoner fra vassdraget på at forekomst av noen av de aktuelle predatorene har økt i forekomst de siste 10 årene. Selv om disse tar en viss mengde smolt anses det som mindre sannsynlig at de tar en større andel enn det som må betraktes som normalt.

Vannføringsnivå

Lav sommervannføring er en mulig årsak til lav oppvandring av laks. Vannføringen tiltok på sensommeren 2004, men var lav i 2003 og 2005. Vannføringen i elva er ikke regulert. Hvis lav sommervannføring er årsaken til lav fangst av laks, må denne årsaken ha vært tilstede de siste 7 til 8 årene. I så fall skyldes lav fangst en lokal klimatisk effekt som ikke var like sterkt tilstede i naboelver. Det er normalt at Sørlandselver går sommertørre. Samtidig øker fangstene når vannføringen øker utover høsten. Lav sommervannføring som eneste forklaring på lav fangst av laks forkastes inntil den er revurdert ut fra hydrologiske modeller og sammenstilt med fangst i nabovassdrag.

H₂S i bunnvannet

Dette er ikke undersøkt i dette prosjektet. Det er H₂S i bunnvannet i Songevannet. H₂S kan derfor ikke avvises som mulig årsak til effektene. Utvandrende laksesmolt vil oppholde seg i det øverste vannlaget og skal således ikke komme i kontakt med svovelholdig bunnvann. At det enkelte år kan forekomme omveltninger i innsjøen som dreper fisk kan ikke utelukkes. At dette skal inntreffe årlig uten at det merkes lokalt er mer usannsynlig. 10 år med lave fangster av laks kan ikke forklares med H₂S.

Ulovlig garnfangst/kilenot

SNO gjennomfører regelmessige undersøkelser i området. Det er ikke påvist ulovlig aktivitet de senere årene. Det sto ei kilenot utenfor Store Furuøya inntil 2005. Denne fanget på blanda bestander. Dette betyr at ikke all laks i denne nota vil vandre opp i Storelva. Det ble innført fredsningssoner fra 2004. Det skal ikke lengre være fangstredskap i Sandnesfjorden. Ulovlig og lovlig fangst av laks anses heller ikke som noen god forklaring på lav fangst av laks i Storelva.

Aluminium og hemmet preging, heimvandring

Det ble i Audna framsatt en hypotese om at laks ikke vil innvandre i kalka elver. Denne hypotesen i sin opprinnelige form er mindre sannsynlig med bakgrunn i de til dels høye laksefangstene som registreres i enkelte kalka vassdrag. Det ble også fremsatt et alternativt forslag; at utilstrekkelig avgiftning av Al medførte at dette metallet akkumuleres i nesevev og hemmet preging (Salbu upublisert). I forsøk med aure ble det påvist at det var en sammenheng mellom gjelle-Al og nese-Al. Dersom dette gjelder for laks er det rimelig sannsynlig at også fisk i Storelva akkumulerer Al i neseorganet. Om dette hemmer preging og således tilbakevandring er imidlertid mer usikkert. Dette bør utredes ytterligere, hvor data fra flere elver samt postsmolt overlevelsesforsøk utført på Ims inkluderes. Inntil slike evalueringer er utført kan ikke hypotesen tilbakevises. Samtidig ansees det som merkelig at svak preging skal gi større effekt i Storelva enn i andre elver på Sørlandet.

Det må også vurderes om Al i Sandnesfjorden hemmer oppvandring av laks.

Samlet vurdering av alternative årsaker

Det er ingen grunn til å anta at lav forekomst av laks i Storelva skal kunne forklares med effekter av en enkelt faktor. Alle faktorene over kan således bidra til å redusere smolt til laks overlevelse. De samme faktorene er også tilstede i de fleste andre kalka vassdrag på Sørlandet uten at fangstutviklingen har vært negativ. Storelva representerer således et unntak fra det normale.

4.2 Vannkvalitet som årsak til tap av laks i Storelva

Aluminium

Økningen i total-Al nederst i vassdraget kan bety at vassdraget tilføres Al mellom Sto.2 og Sto.3, eller så var denne stasjonen mer påvirket av vann fra Skjerka enn ønskelig. Uansett, økningen i total-Al antyder at det kan være en potensiell blandsoner i dette området. Dette burde i så fall kunne påvises som økte mengder Al på gjeller til fisk eksponert i bur på denne stasjonen. Dette var ikke tilfellet i 2005, da gjelle-Al verdiene på denne stasjonen var lavere enn på stasjonene oppstrøms. Gjelle-Al støtter således ikke tilstedeværelse av blandsoner. Andre sidebekker nedstrøms Nes verk har til dels god vannkjemi. Forekomst av blandsoner vurderes derfor som mindre sannsynlig i Storelva.

Basert på overvåkingsdataene og på vannprøver innsamlet tre steder i elva i 2005 synes vannkvaliteten tilfredsstillende når denne vurderes ut fra pH og ANC. Konsentrasjonen av LAI var generelt lav, men var likevel i perioder på nivå hvor akkumulering av helseskadelige mengder Al på gjeller kan forventes. LAI-konsentrasjoner i området 5 til 10 µg Al/l er ikke assosiert med belastningsnivå som medfører omfattende fysiologiske responser eller dødelighet i ferskvann. Samtidig er dette nivå hvor det registreres > 20 % reduksjon i sjøoverlevelse til postsmolt (Kroglund m.fl., Aquaculture akseptert). Det er således ikke usannsynlig at LAI-nivået i elva påvirker smoltkvaliteten i Storelva mer enn ønskelig. Belastningen skal likevel ikke resultere i fangster som er tilnærmet null.

Det ble forsøkt beregnet hva ANC i vassdraget ville ha vært uten kalking. Denne ble beregnet til å være i området 30 til 40 µekv/l. Hvis elva var ukalket er dette nivå som ikke assosieres med omfattende bestandsskader, men er samtidig på et nivå hvor moderate bestandseffekter på laks ikke kan utelukkes (Kroglund m.fl., 2002). Moderate bestandseffekter vil da skyldes reduksjon i sjøoverlevelse til postsmolt og ikke at tettheten i ferskvann er redusert (Kroglund m.fl., Akseptert HESS). Fangst av smolt i smoltfella tyder ikke på lav smoltproduksjon.

Basert på bruk av DGT og gjelle-Al synes det rimelig sannsynlig at LAI-konsentrasjonen i 2003 faktisk var høyere enn det overvåkingsprogrammet antyder og høyere enn det som forventes basert på pH-nivået i elva. Dette tyder på blandsoner. I 2005 var det mer samsvar mellom beregnet LAI og målt gjelle-Al og DGT-Al. Disse to årene synes således ulik. Selv om det tidligere er konkludert med at det ikke er stor sannsynlighet for blandsoner i elva, er det samtidig mulig at Al ikke avgiftes tilstrekkelig raskt i perioder med lav temperatur og høy vannføring. Vannføringen i 2003 var 6 ganger høyere enn i 2005. Ettersom avgifting avhenger av endringsrater og disse er bestemt av temperatur og pH, vil større deler av elva kunne inneholde Al under endring i perioder med høy vannføring. Al er da på en ustabil tilstandsform, men ustabilitet skyldes ikke de klassiske blandsonene. Både fisk og en DGT vil akkumulere den mengde kationisk Al som faktisk er i elva, ikke det som påvises på et laboratorium etter at vannprøven er aldret i flere døgn og etter at temperatur har økt. Mens en DGT vil beholde Al akkumulert under en episode vil fisk kvitte seg med akkumulert Al etter at episoden avsluttes. Det trenger således ikke være noe godt samsvar mellom disse to metodene for å angi kationisk Al.

Både DGT-verdiene og gjelle-Al antyder at vannkvaliteten våren 2003 var dårligere enn i 2005. Selv om det var sammenheng mellom DGT-Al og gjelle-Al, varierte sammenhengene over tid. Årsaken til dette må avklares før DGT ensidig kan benyttes som surrogat for fisk. Samtidig viser samvariasjon mellom målinger innenfor en dato at begge målemetodene fanger opp og påviser endringer i akkumulerbarhet til Al i ferskvann. Slik er en DGT egnet som vannkvalitetsindikator.

Gjelle-Al - ferskvann

Det forligger en sammenheng mellom gjelle-Al, eksponeringsvarighet og fysiologiske responser hos laks. Disse responsene kan relateres til bestandseffekter (**Tabell 12**). Konsentrasjoner i området 50 µg Al/g gjelle tv (Al analysert på en gjelle veid som tørrvekt) har innvirkning på vekst i ferskvann, mens dødelighet i ferskvann forventes først når konsentrasjonen overstiger 300 µg Al/g gjelle tv (Kroglund og Rosseland, 2004). Lenge før Al-belastningen påvirker vekst og tetthet i ferskvann vil bestanden

påvirkes som følge av redusert sjøoverlevelse (Kroglund og Finstad, 2003; Kroglund m.fl. akseptert Aquaculture). Selv lave mengder Al er tilstrekkelig til å hemme aktivitet til enzymer nødvendig for at fisken skal kunne saltregulere normalt i sjøvann (Staurnes, 1993; Kroglund og Staurnes, 1999; Kroglund m.fl. akseptert Aquaculture). Hemmet aktivitet innebærer således redusert sannsynlighet for overlevelse i sjøvann (Kroglund m.fl. akseptert Aquaculture).

Det ble målt høyere gjelle-Al konsentrasjoner enn forventet ut fra pH og beregning av LAI i elva. Dette tyder på en utilfredsstillende avgiftning av Al. Gjelle-Al nivåene var imidlertid ikke på nivå hvor det forventes effekter på størrelsen av smoltutgangen. Imidlertid kan gjelle-Al i området 50 µg Al/g gjelle tv bety en halvering av sjøoverlevelse (Kroglund m.fl. akseptert Aquaculture). Dagens fangst i Storelva tyder på at overlevelsen er lavere enn dette. Enten underestimerer modellen etablert for laks fra forsøk den økologiske effekten av gjelle-Al, alternativt påvirkes postsmolt fra Storelva av faktorer utenfor selve elva.

Tabell 12. Forslag til klassifisering av økologisk klasse ut fra smoltens krav til vannkvalitet. Det er gitt klasser for vannkjemi (pH, ANC, labilt Al) og for gjelle-Al. Det må ved bruk av tabellen tas hensyn til eksponeringsvarighet og mulighet for restituering av smoltkvalitet i perioden mellom belastning og smoltutvandring. Grenseverdiene for pH og ANC forutsetter at det er bioakkumulerbart Al i vannet. Dersom det ikke er bioakkumulerbart Al i vannet er en pH ned til 5,4 akseptabel og indikerer høy kvalitet. I kategori "God" kan postsmoltoverlevelse være noe redusert i forhold til ubelastet referansefisk. Grensene er satt ut fra kravene til presmolt (vekst og død) og for post smolt (redusert marin overlevelse).

	Høy	God	Moderat	Dårlig	Svært dårlig	Svært dårlig
	Effekter: post smolt				Effekter pre smolt	
	Reduksjon i postsmoltoverlevelse				Grenser for i ferskvann	
	normalt	<20 %	20-50%	>50	Vekst	Død
pH*	>6,3	6,0-6,3	5,7-6,0	5,7-5,5	5,9-5,5	<5,5
ANC	>40	30-40	20-30	10-20	<30	<10
LAI; µg/l	<5	5-10	11-15	16-20	>8	>40
Gill-Al; µg/g tv	<15	15-30	30-60	60-150	>50	>300

*Grensene for pH forutsetter at det er bioakkumulerbart Al i vannet. Hvis ikke, er pH minst ned til 5,4 akseptabelt.

4.3 Vannkvalitet som årsak til tap av laks i brakkvann

Endringer i mengden total-Al fra Songevannet og ut Sandnesfjorden var sterkt korrelert til salinitet. Dette tyder på at man ikke mister Al fra løsnings og at fortykning er den viktigste faktoren som forårsaker endringer i konsentrasjon. Dersom tilførselene hadde vært større (eller lavere) ville nivåene i fjordvannet endres tilsvarende. Det vurderes også som mest sannsynlig at den høye konsentrasjonen total-Al som ble målt nederst i Storelva skyldes påvirkning fra Skjerka og at det ikke foregår en rask utfelling av Al umiddelbart etter blanding. Slikte raske utfellinger er aldri påvist i forsøk.

Gjelle-Al konsentrasjonene var relatert til total-Al på en ikke-linear måte. Betydelig mer Al forelå på en bioakkumulerbar form når konsentrasjonen av total-Al var høy og saliniteten var lav. Dette er også i tidligere forsøk påvist at akkumulerbarheten til Al er størst ved de lavere salinitetene (3 ppt) og at den avtar raskt når saliniteten overstiger 10 ppt (Kroglund m.fl., 1998). Basert på dette kan det forventes størst akkumulering av Al i de områdene hvor salinitet er omkring 3 ppt. Plasseringen av dette området avhenger av vannføringen, jfr forskjellene mellom 2003 og 2005 i hvor salt påvises i Songevannet/Nævestadfjorden.

Både analyse av DGT og gjelle-Al viser også at Al mobiliseres på en biotilgjengelig form når salinitet øker. Samtidig er det en reduksjon i konsentrasjon av kationisk Al med økende salinitet. Sistnevnte må skyldes fortykning med saltvann. Mobilisering av Al på en biotilgjengelig form i brakkvann innebærer at former av Al som var ufarlige i ferskvann ble akkumulerbar i brakkvann. Kalking transformerer den Al som var giftig i ferskvann til former av Al som kan bidra til giftighet i brakkvann. Kalking kan således være uheldig når elva avsluttes i en fjord med lav salinitet. Alternativer til kalk må utprøves. Silikat er et slikt alternativ. Mobilisering av kationisk Al (fra formene bestemt som IAl og Al_c i ferskvann) i brakkvann må utprøves i egne forsøk. Det vil her være ønskelig å undersøke i hvilken grad Al bundet til silikat er mer inert enn Al transformert til IAl eller Al_c som følge av polymerisering. Det er samtidig ønskelig å øke kunnskapen om hvorfor relasjonene mellom total-Al og DGT-Al og gjelle-Al varierte fra dato til dato. Skyldes dette effekter av temperatur eller er det andre egenskaper i ferskvannet eller i sjøvannet som skaper slike variasjoner?

Vi har ikke tilstrekkelig kunnskap om estuarine blandsoner til å antyde økologiske konsekvenser av de observerte gjelle-Al konsentrasjonene. Mens verdier på 500 µg Al/g gjell tv har drept laks i mærd (Bjerkens m.fl., 2004; Rosseland, 2005), er nivåene vi har målt i fjorden betydelig lavere enn dette. Det antydes mulige fysiologiske responser til smolt eksponert i bur, men disse og er så små at de i seg selv ikke gir en overbevisende indikasjon på at dette vannmiljøet representerer en fare for bestanden.

Det ble observert at utvandrende smolt manglet fluktrespons. Svekket fluktrespons øker sannsynlighet for å bli spist av måker og fisk og sel. Det kan hende at det er nettopp denne type påvirkninger som er den økologisk viktigste effekten av en Al-belastning i brakkvann.

Blandsonens lokalisering

Det var store forskjeller i salinitetsnivå innen Songevannet og Lagstrømmen i 2003 og 2005. Denne forskjellen skyldes forskjeller i vannføring i elva.

Dersom årsaken til lav gjenfangst skyldes metallforgiftning og denne har en sammenheng med tilførsel (konsentrasjon), salinitet (mobilisering av Al på bioakkumulerbar form) og det fjordareal som er påvirket av eller inneholder bioakkumulerbart Al vil smoltutvandringsraten være kritisk for en evaluering av en belastning. Dersom utvandringen stopper opp (som antydnet ut fra observasjonene i (Songevannet) vil belastningsvarigheten bli betydelig større enn det som forventes hvis fisken utvandrer som normalt. Økt kunnskap om utvandringsrater og hvilke faktorer som påvirker disse er derfor ønskelig.

Likeledes trenger det ikke være likegyldig hvor i fjordsystemet fisken belastes. Mens Al var mest reaktivt i de indre delene av Sandnesfjorden i 2003, var det Songevannet og Nævestadfjorden som representerte det mest belastende området i 2005. Hvilken betydning denne forskjellen i plassering av blandsonen har for postsmoltoverlevelse kan ikke utledes fra disse dataene.

4.4 Konklusjoner

Det fanges mindre laks i Storelva enn det som kan forventes ut fra produksjonsareal. Smoltproduksjonen i 2005 synes god. Hvis lav oppvandring av laks vedvarer vil det forventes en reduksjon i smolttetthet. Dette vil ytterligere skade bestanden. Laken i elva har et unik genetisk materiale, da dette er den eneste laksestammen som overlevde forsøringsperioden på Sørlandet. Skal elvas unike genetiske materiale bevares, må det settes inn særskilte tiltak for å bevare denne stammen. Disse vurderes ikke særskilt her, men det antydes a) hold av stamfisk utenfor vassdraget, b) utsetting av egg fra Storelvastammen i nabovassdrag (Tovdal) og utsetting av stedegen smolt. Denne må oppformerer utenfor vassdraget (f.eks. ved Finså klekkeri). Smolt som settes ut i Songevannet må slepes ut av fjorden så raskt som mulig for å minimalisere eventuelle effekter av redusert vannkvalitet i innsjøen samt i fjorden.

Basert på undersøkelsene utført i 2003 og 2005 konkluderes det med:

Ferskvann

- Basert på DGT-Al og gjelle-Al er det i perioder mer bioakkumulerbart Al i elva enn det som forventes ut fra målingene av pH og LAI.
 - Dette kan skyldes utilstrekkelig avgifting av LAI når vannføringen er høy og temperaturen lav
 - Alternative strategier bør vurderes
- Gjelle-Al verdiene er ikke på nivå hvor det forventes redusert produksjon av smolt i elva
- Gjelle-Al verdiene er på nivå hvor det kan forventes redusert postsmoltoverlevelse.
 - Det forventes imidlertid flere laks tilbake enn det som registreres.

- Andre faktorer som gjedde, måker, sel, H₂S i Songevannet med mer kan ha en betydning for smolt og postsmoltoverlevelse, men det foreligger ikke data som tilsier at disse faktorens skal være viktigere nå (etter 1996) enn før 1900.

Brakkvann

- Aluminium i fjorden fortynnes som følge av saltinnblanding alene. Al felles ikke ut.
- Aluminium mobiliseres på en bioakkumulerbar form i brakkvann. Denne mobiliseringen påvises både ved bruk av DGT og analyse av gjelle-Al.
- Akkumulering av Al på gjellene er størst der salinitet er i området 3 til 10 ppt.
- Sammenhengen mellom DGT-Al og gjelle-Al er ikke konsistent fra dato til dato.

Fiskebiologiske responser

- Det ble påvist moderate fysiologiske responser på vannkjemi, både i ferskvann og i brakkvann.
- Smolt i Songevannet hadde en avvikende atferd og manglet fluktrespons
 - Denne effekten på atferd kan være særs viktig for postsmoltoverlevelse og bør følges opp videre.

Andre faktorer

- Kalkingen kan ha bidratt til å øke tilførselen av Al på de former som er kilden til akkumulerbart Al i brakkvann. Kalking av elver som munner ut i brakkvannsfjorder kan være uheldig.
 - Alternative metoder for behandling av vassdraget bør utprøves (silikat).
 - Det må vurderes om anlegget ved Hauglandsfoss skal dosere silikat i smoltutvandringsperioden og dagene forut.

Gjelle-Al nivå hos smolt eksponert i bur i Storelva og ut Sandnesfjorden er oppsummert og illustrert på neste side.

5. 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. *Marine Chemistry*, 83: 169-174.
- Finstad, B., Kroglund, F., Strand, R., Stefansson, S.O., Bjørn, P.A., Rosseland, B.O., Nilsen, T.O. & Salbu, B. 2007. Salmon lice or suboptimal water quality – reasons for reduced postsmolt survival? *Aquaculture*, in press.
- Handeland, S. O., Järvi, T. Fernö A. and Stefansson, S. O., 1996. Osmotic stress, antipredatory behaviour and mortality of Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) postsmolts. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 53, 2673-2680.
- Hindar, K., 2003. Reetablering av laks på Sørlandet. Årsrapport fra Reetableringsprosjektet 2001-2003.
- Holst, J.C. og McDonald, A., 2000. Fish-lift: A device for sampling live fish with trawls. *Fisheries Research* 48: 87-91.
- Jarvi, T., 1989. Synergistic effect on mortality in Atlantic salmon, *Salmo salar*, smolt caused by osmotic stress and the presence of predators. *Environ. Biol. Fishes* 26; 149-152.
- Kaste, Ø., 2005. Vegårvassdraget- Vegårvassdraget. – s. 21-33 i: Direktoratet for naturforvaltning. Kalking i vann og vassdrag. Effektkontroll av større prosjekter 2004. - DN Notat 2005-2:
- Kroglund, F. and Staurnes, M., 1999. Water quality requirements of smolting Atlantic salmon (*Salmo salar*) in limed acid rivers. *Can. J. Fish and Aquat. Sci.* 56(11); 2078-2086.
- Kroglund, F., Wright, R. F., and Burchart, C., 2002. Acidification and Atlantic salmon: critical limits for Norwegian rivers. Oslo, Norwegian Institute for Water Research; 61 p.
- Kroglund, F. and Rosseland, B.O., 2004. Effects of acidification episodes on parr- and smolt quality. NIVA report LNR 4797; 44p. (English summary)
- Kroglund, F. and Finstad, B., 2003. Low concentrations of inorganic monomeric aluminum impair physiological status and marine survival of Atlantic salmon. *Aquaculture* 222; 119-133.
- Kroglund, F., Teien, H.C., Rosseland, B.O. og Salbu, B., 2000. Comparison of water quality requirement of Atlantic salmon in acid water differing in organic content. Poster på Sur nedbør konferanse, Japan, 2000.
- Kroglund, F., Finstad, B., Stefansson, S.O., Nilsen, T., Kristensen, T., Rosseland, B.O., Teien, H.C. og Salbu, B. 2007. Exposure to moderate acid water and aluminium reduces Atlantic salmon postsmolt survival. *Aquaculture*, in press.

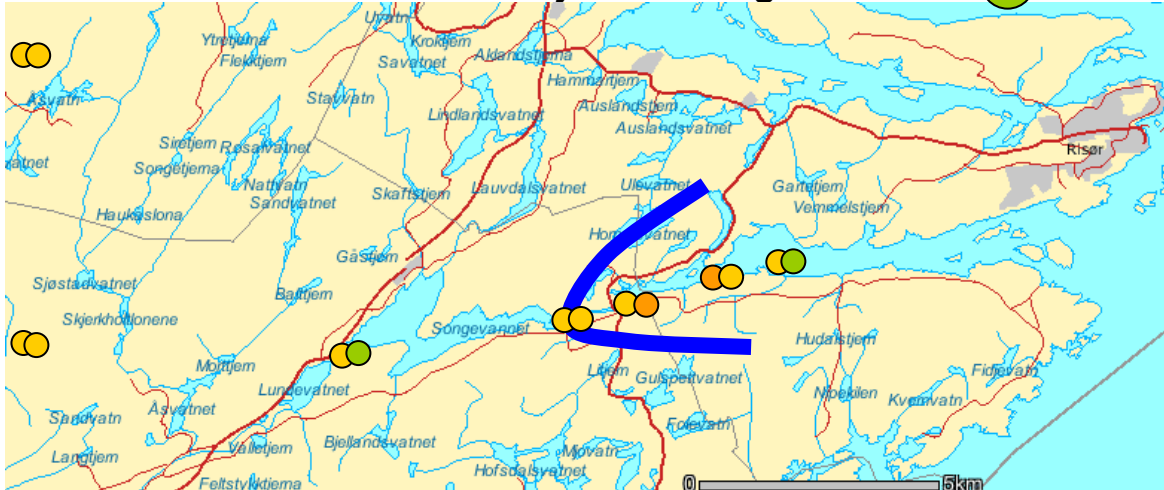
- Kroglund, F., Rosseland, B.O., Teien, H.C., Salbu, B., Kristensen, T., Finstad, B., 2007. Water quality limits for Atlantic salmon (*Salmo salar* L) exposed to reduced pH and increased aluminium in episodes. Hydrology And Earth System Sciences (in press)
- Larsen, B.M., Berger, H.M., Hårsaker, K., Kleiven, E., Kvellestad, A. & Simonsen, J.H. 2005. Vegårvassdraget- Anadrom fisk. – s. 25-28 i: Direktoratet for naturforvaltning. Kalking i vann og vassdrag. Effektkontroll av større prosjekter 2004. - DN Notat 2005-2:
- Magee, J. A., Obedzinski, M., McCormick, S.D. and Kocik, J. F. 2003. Effects of episodic acidification on Atlantic salmon (*Salmo salar*) smolts. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 60; 214- 221.
- Rosseland, 2005. Vann og gjelleanalyser av laks i forbindelse med fiskedød i Feda fjorden. NIVA notat 2002.
- Staurnes, M., Blix, P. and Reite, O.P., 1993. Effects of acid water and aluminum on parr-smolt transformation and seawater tolerance in Atlantic salmon, *Salmo salar*. Can.J.Fish.Aquat.Sci. 50; 1816-1827.
- Teien, H.C., Strandring, 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.

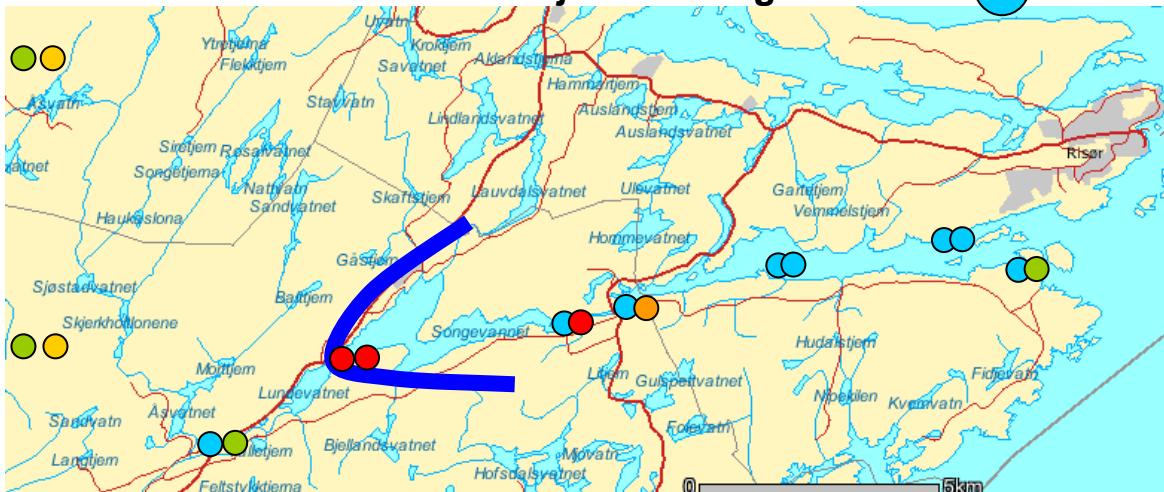
Klassifisering av økologisk status basert på gjelle-AI. Grenseverdiene er etablert for ferskvann og er således usikre når akkumuleringen skjer i brakt- til saltvann.

	Høy	God	Moderat	Dårlig	Svært dårlig
Gjelle-AI; µg/g tv	0-15	15-40	40-80	80-140	>140

2003 – burforsøk. Gjelle-AI bakgrunnsnivå: ●



2005 – burforsøk. Gjelle-AI bakgrunnsnivå: ●



Vedlegg B. Vannkjemi analysert i Storelva våren 2005

			pH	kond	alk	Ca	Mg	Na	K	SO4	Cl	NO3	tot-N	TOC	AHCP	AIC	Alr	IIAI	LAI, ug/l	Fe	ANC-cb
St 1	Klova	02.mai	6,39	2,4	71	2,41	0,26	1,47	0,28	2,75	2,40	190	385	3,9	110	66	44	36	8	79,3	74,2
		13.mai	6,47	2,5	78	2,51	0,33	1,64	0,32	2,65	2,67	165	400	4,7	120	81	39	37	2	138	89,7
		3.juni	6,48		76						2,80				110	58	52	45	7		
St2	Lilleholt	02.mai	6,51	3,5	93	2,89	0,49	2,78	0,46	3,03	4,80	245	445	3,9	110	72	38	32	6	137	101,2
		13.mai	6,47	2,9	78	2,45	0,40	2,25	0,38	2,8	3,84	185	385	4,3	110	75	35	32	3	136	82,9
		3.juni	6,44		79						4,12				130	75	55	46	9		
St3	Lundevt.inn	02.mai	6,4	3,3	79	2,49	0,52	2,69	0,41	2,97	4,66	220	415	4,4	140	89	51	46	5	155	85,5
		13.mai	6,39	2,9	74	2,30	0,51	2,36	0,36	2,72	3,98	155	370	4,8	130	85	45	43	2	153	88,6
		3.juni	6,3		67						3,76				172	89	83	68	15		
	Endring St.1-St.2	02.mai	0,12	1,1	22	0,5	0,2	1,3	0,2	0,3	2,4	55	60	0	0	6	-6	-4	-2	57,7	27,0
	Endring St.1-St.2	13.mai	0	0,4	0	-0,1	0,1	0,6	0,1	0,2	1,2	20	-15	-0,4	-10	-6	-4	-5	1	-2	-6,7
	Endring St.1-St.3	02.mai	0,01	0,9	8	0,1	0,3	1,2	0,1	0,2	2,3	30	30	0,5	30	23	7	10	-3	75,7	11,3
	Endring St.1-St.3	13.mai	-0,1	0,4	-4	-0,2	0,2	0,7	0,0	0,1	1,3	-10	-30	0,1	10	4	6	6	0	15	-1,0