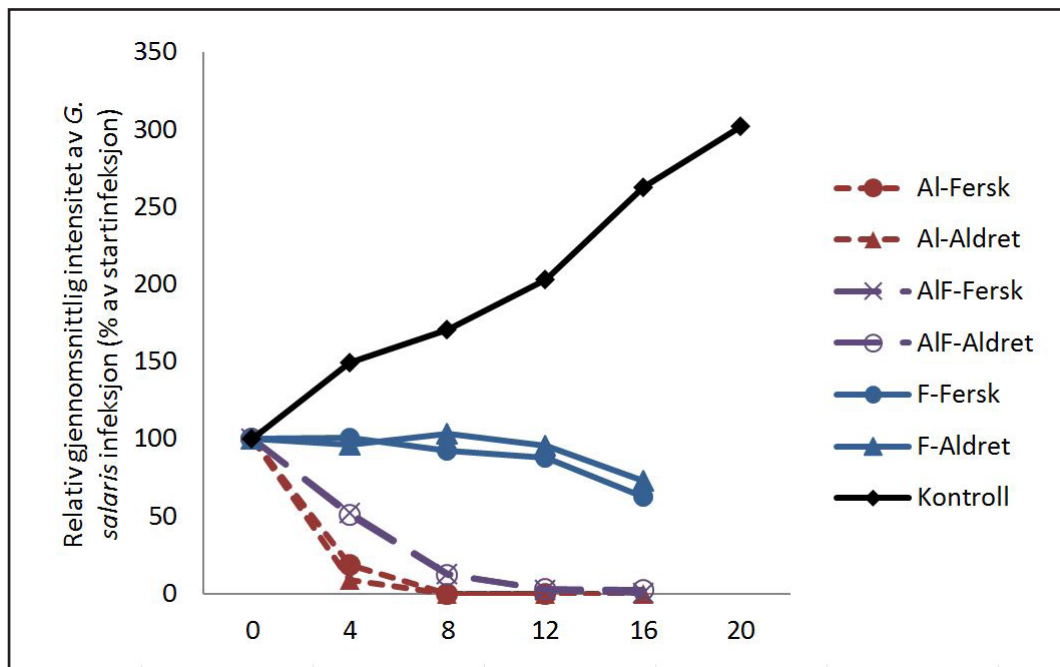


Resultater fra videreutviklingen av ALS-metoden for utryddelse av lakseparasitten *Gyrodactylus salaris*



Illustrasjon: Anders G. Hagen, NIVA

Hovedkontor

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

NIVA Region Sør

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

NIVA Region Innlandet

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

NIVA Region Vest

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

NIVA Region Midt-Norge

Høgskoleringen 9
7034 Trondheim
Telefon (47) 22 18 51 00
Telefax (47) 73 54 63 87


Tittel Resultater fra videreutviklingen av AIS-metoden for utryddelse av lakseparasitten <i>Gyrodactylus salaris</i>	Løpenr. (for bestilling) 6531-2013	Dato 17.6.2013
	Prosjektnr. Undern. 28367 og 29304	Sider Pris 111
Forfatter(e) Atle Hindar, Jo Arve Alfredsen (NTNU), Knut T. Alfredsen (NTNU), Svein Aune (VI), Åge Brabrand (UiO), Uta Brandt, Gunnbjørn Bremset (NINA), Anne B. Christiansen, Øyvind A. Garmo, Åge Grønningsæter (Thelma Biotel AS), Anders G. Hagen, Jan Heggnes (HiT), Sigurd Hytterød (VI), Rolf Høgberget, Arne Jørgen Kjøsnes (NVE), Andreas Koestler (Fontes), Torstein Kristensen, Frode Kroglund, Normann Olsen (Varme og Industri Service), Kjetil Olstad (NINA), Torulv Tjomsland, Henning Andre Urke, Terje Venseth (Terik Technology AS), Arne Veidel og Morten Willbergh	Fagområde Fisk	Distribusjon
	Geografisk område Norge	Trykket NIVA

Oppdragsgiver(e) Direktoratet for naturforvaltning (DN) og Veterinærinstituttet (VI)	Oppdragsreferanse DN-kontrakt 08040042 og 09040045; VI-brev av 13.7.2009
---	---

Sammendrag

AIS-metoden for utryddelse av lakseparasitten *Gyrodactylus salaris* er videreutviklet i perioden 2008-2012. Gjennom prosjektarbeid og smittebegrensende behandlinger er behandlingsstrategi og -metodikk forbedret. Blant annet er forståelsen av laksungers habitatbruk og atferd økt, vandringsmønster til laksesmolt og voksen fisk er undersøkt i merkeforsøk og modellverktøy for doseringsstrategi er utviklet. Supplerende tiltak, slik som elektriske felt for å skremme laksunger ut av skjulte habitater og ulike former for overrisling av grusøyrrer og forbygninger med behandlet vann, er utviklet. Det er også gjennomført laboratorieforsøk med *G. salaris* for å øke forståelsen av hvordan temperatur og fluorid påvirker behandling med aluminium. Resultater fra videreutviklingen er dokumentert i denne rapporten. Relevansen de ulike aktivitetene har for utryddelsesbehandling er beskrevet og status for AIS-metoden oppsummert.

Fire norske emneord 1. Laks 2. <i>Gyrodactylus salaris</i> 3. Utryddelsesmetoder 4. AIS-behandling	Fire engelske emneord 1. Atlantic salmon 2. <i>Gyrodactylus salaris</i> 3. Eradication measures 4. AIS-treatment
--	--



Atle Hindar
Prosjektleder

Øyvind Kaste
Forskningsleder

Thorjørn Larssen
Forskningsdirektør

Resultater fra videreutviklingen av ALS-metoden for utryddelse av lakseparasitten *Gyrodactylus salaris*

Forord

Under ledelse av NIVA har NIVA og Veterinærinstituttet videreutviklet AIS-metoden, en ny metode for utryddelse av lakseparasitten *Gyrodactylus salaris*. Basert på at parasitten dør ved lavere konsentrasjoner av aluminium i surt vann enn laks, brukes surt aluminium (AIS) som hovedkjemikalium, mens CFT-Legumin (rotenon) brukes i stillestående vannforekomster.

Direktoratet for naturforvaltning (DN) har fullfinansiert videreutviklingen, og deler av metodeutviklingen har også skjedd gjennom fullskala behandlinger.

I denne rapporten er det først utarbeidet en status for metodeutviklingen. Den er en oppdatering av en statusrapport som ble oversendt DN den 15.10.2009. Deretter redegjøres det for resultater av forsknings- og utviklingsprosjekter, samt erfaringer fra behandlinger i perioden 2008-2012.

En rekke personer har vært med på gjennomføring av dette prosjektarbeidet, slik det framgår av forfatterlisten for rapporten og de enkelte kapitler. Resultater fra noen av delprosjektene er rapportert tidligere, og det er her gitt et utdrag fra disse rapportene.

Kontaktperson i DN har vært Jarle Steinkjer.

Alle takkes for samarbeidet!

Grimstad/Oslo, 17. juni 2013

Atle Hindar

Innhold

1. Bakgrunn	7
2. Status for AIS-metoden	8
2.1 Behandlingsstrategi	8
2.2 Økt forståelse for AI-virkning på <i>G. salaris</i> og fisk	8
2.3 Økt forståelse av fiskeatferd og habitatbruk	9
2.4 Betydningen av og tiltak i skjulte habitater og grunnvannsframspring	10
2.5 Mer presis dosering/styring	11
2.6 Kapasitet og fleksibilitet	11
2.7 Planfasen	12
2.8 Referanser	13
3. Kartlegging av interaksjon mellom grunnvann og overflatevann	13
3.1 Bakgrunn	13
3.2 Resultater og konklusjoner	13
3.3 Referanse	16
4. Laksungers atferd og habitatbruk	16
4.1 Grunnvann, habitater og atferd	16
4.1.1 Referanse	17
4.2 Laksungers bruk av bunnsubstrat	17
4.2.1 Metodikk	17
4.2.2 Resultater	18
4.2.3 Diskusjon/relevans	19
4.2.4 Videre forsøk	20
4.2.5 Referanse	20
5. AFAB- Atferd til Fisk under AIS- Behandling	20
5.1 Atferd til juvenil fisk	20
5.2 Atferd til voksen fisk	21
5.2.1 Vandringsmønster	22
5.3 Vandringsmønster til smolt	25
5.4 Utvikling av fiskemerker med ledningsevne og temperatur (CondTag)	27
5.4.1 Bakgrunn og metodikk	27
5.4.2 Spesifikasjoner	27
5.5 Kartlegging av fiskeatferd under AIS-behandling i Lærdalselva høsten 2009 ved bruk av CondTag.	29
5.5.1 Bakgrunn	29
5.5.2 Metodikk	29
5.5.3 Resultater	30
5.6 Oppsummering AFAB	34
5.7 Referanser	35

6. Unnvikelsesatferd	35
6.1 Metode	36
6.2 Resultater og diskusjon	37
7. Bruk av elektriske felt for å skremme fisk ut av skjulte habitater	39
7.1 Forsøksoppsett	39
7.1.1 Pilotforsøket	39
7.1.2 Storskala forsøksdam	40
7.2 Gjennomføring og resultater	42
7.2.1 Pilotprosjektet	42
7.2.2 Storskala forsøksdam	43
7.3 Videreutvikling	44
7.4 Oppsummering av forsøkene	46
7.5 Bruk av el-felt i Lærdal	46
7.5.1 Observasjoner gjennom feltperioden	48
7.6 Konklusjoner	51
8. Bruk av elektriske fiskesperrer	51
8.1 Utredning	51
8.1.1 Elektriske sperrer	52
8.2 Konkretisering av el-sperre i Lærdal	53
9. Effekt av surt aluminiumholdig vann på <i>Gyrodactylus salaris</i> ved ulike vanntemperaturer	55
9.1 Bakgrunn	55
9.2 Materialer og metoder	56
9.2.1 Fisk og forsøksbetingelser	56
9.2.2 Eksperimentell protokoll	56
9.2.3 Telling av <i>G. salaris</i>	58
9.2.4 Al på fiskegjeller	58
9.2.5 Vannanalyser	58
9.3 Resultater Forsøk 1, utvidet pilotforsøk	59
9.3.1 Vannkjemi	59
9.3.2 Effekt på <i>G. salaris</i>	61
9.3.3 Gjellealuminium	62
9.4 Resultater Forsøk 2, hovedforsøket	63
9.4.1 Vannkjemi	63
9.4.2 Effekt på <i>G. salaris</i>	65
9.4.3 Gjellealuminium	66
9.5 Diskusjon	67
9.5.1 Infeksjon av <i>G. salaris</i>	67
9.5.2 Gjelle-Al	69
9.5.3 Resultatenes betydning for AIS-metoden	70
9.6 Referanser	70
10. Utredning av fluorid som hjelpekjemikalium ved AIS-behandling mot lakseparasitten <i>G. salaris</i>	71
10.1 Bakgrunn	71
10.2 Materiale og metoder	72
10.2.1 Fisk og forsøksbetingelser	72
10.2.2 Eksperimentell protokoll	72

10.2.3 Telling av <i>G. salaris</i>	73
10.2.4 Al på fiskegjeller	73
10.2.5 Vannanalyser	74
10.2.6 Teoretiske beregninger	74
10.2.7 Statistiske metoder	74
10.3 Resultater	74
10.3.1 Vannkjemi	74
10.3.2 Infeksjonsutvikling av <i>G. salaris</i>	77
10.3.3 Gjelle-Al	78
10.3.4 Dødelighet av fisk	79
10.4 Diskusjon	80
10.4.1 Vannkjemi	80
10.4.2 Effekt mot <i>G. salaris</i>	80
10.4.3 Gjelle-Al	81
10.4.4 Dødelighet av fisk	82
10.4.5 Resultatenes betydning for AIS-metoden	82
10.5 Referanser	82
11. Modellering av AIS-dosering	84
11.1 Metode	84
11.2 Inaktivering av tilsatt aluminium	84
11.3 Lærdalselva	85
11.3.1 Simuleringer	87
11.3.2 Sammenlikning med observerte konsentrasjoner	90
11.4 Rauma	92
11.4.1 Simuleringer	94
11.5 Diskusjon	97
11.6 Referanser	98
12. Måling av temperatur og ledningsevne i Lærdalselva ved hjelp av instrumentert kajakk	98
12.1 Innledning	98
12.2 Metode	98
12.3 Resultater	100
12.4 Diskusjon	101
13. Trådløs overføring av pH-signaler	103
14. Testing av små dryppkanner for tilsetting av AIS	104
14.1 Bakgrunn	104
14.2 Metoder	105
14.3 Resultater	105
14.3.1 Kanne med lokk på toppen og utløpsventil i bunn	105
14.3.2 Ventiler for å regulere varierende vakuum	106
14.3.3 Forsøk på å lage en motstand	106
14.3.4 Forsøk med slange fra utløpsventilen og rotameter	107
14.3.5 Forsøk med rett rør fra lokket og ned i kannen	108
14.3.6 Test av flottørventil	108
14.3.7 Test av flottørventil utendørs	109
14.4 Vurdering	111

1. Bakgrunn

Av: Atle Hindar (NIVA)

Infeksjon av lakseparasitten *Gyrodactylus salaris* har medført omfattende reduksjon av laksebestander i en rekke norske vassdrag. Det er et nasjonalt mål å utrydde parasitten der det er mulig. I DNs forslag til "Handlingsplan mot lakseparasitten *Gyrodactylus salaris*" (august 2008) konstateres det at rotenon fortsatt skal være forvaltningens viktigste virkemiddel for bekjempelse av *G. salaris*. Rotenon-behandling er basert på at verten, dvs. laksen, drepes. På den måten drepes også parasitten. Laksebestanden bevares i genbank mens behandlingen gjennomføres, og må reetableres fra genbank.

Handlingsplanen legger vekt på at kombinasjonsmetoden (i det videre kalt AIS-metoden), der AIS (surt aluminium) er hovedkjemikalium og rotenon brukes i beskjedne mengder, skal videreutvikles. Behandling med AIS dreper parasitten, mens laksebestanden bevares i elva. Grunnlaget for AIS-metoden er forskjellen mellom laksens og parasittens respons på løst uorganisk aluminium. Denne terapeutiske marginen er det mulig å utnytte i AIS-behandlingen. Metoden er allerede brukt for behandling mot *G. salaris* i vassdrag, og er svært godt egnet til å redusere infeksjonen.

DNs ekspertgruppe oppsummerte sommeren 2008 utfordringer for både rotenon- og AIS-metoden, og delvis basert på den oppsummeringen definerer DNs handlingsplan følgende to områder som sentrale for videreutvikling av AIS-metoden:

- Den tekniske delen; dosering, styring, kapasitet og rasjonell drift
- Forståelsen for virkningsmekanismer av AIS på *G. salaris* og fisk

Sentralt, og uavhengig av behandlingsmetode, står også forståelsen av hvordan fisk utnytter habitater i overgangssonen mellom grunnvann og elvevann. Både ekspertgruppa og DN nevner dette som et svært sentralt tema for utryddelse av *G. salaris*.

AIS-metoden med supplerende tiltak har rent teknisk vært i utvikling fra det første fullskala forsøket i Batnfjordselva, Møre og Romsdal, i 2003 og fram til og med utryddelsesbehandlingen i Lærdalselva, Sogn og Fjordane i 2011-2012.

Etter at parasitten ble påvist igjen i Lærdalselva i oktober 2007, et resultat som viser at utryddelsesforsøk i 2005-2006 var mislykket, er ulike sider ved metoden gjennomgått. Målet har vært å identifisere områder med forbedringspotensiale. Prosessen har resultert i konkrete prosjekter, som har vært samlet i prosjektparaplyen GyroAISutvikling. Målet for prosjektet ligger nært opp mot de utfordringene som er beskrevet i DNs handlingsplan. God framdrift i prosjektet har vært mulig på grunn av stabil finansiering fra DN.

Høsten 2008 tok NIVA initiativ til fellesprosjektet GrunnHab med eksterne deltakere på temaet grunnvann og fiskehabitater. Bakgrunnen for prosjektet var at overgangssonen mellom elvevann og grunnvann kan være et habitat for laksunger, og at det ikke var god nok forståelse av dynamikken i slike områder. NIVA og VI oppfatter dette som en felles utfordring, uavhengig av hvilket kjemikalium som brukes. GrunnHab startet med et møte på Gardermoen i januar 2009, og ble fulgt opp med egne (NIVA og VI) og eksterne prosjekter.

Den foreliggende statusen for AIS-metoden (kapittel 2) og resultatpresentasjonen for enkeltprosjekter er basert på all videreutvikling av AIS-metoden i perioden 2008-2012. Dette inkluderer også resultater/erfaringer fra de smittebegrensende behandlingene av Lærdalselva i 2008-2009 og utryddelsesbehandlingen i 2011-2012.

2. Status for ALS-metoden

Av: Atle Hindar, Øyvind Garmo, Anders G. Hagen (alle NIVA), Sigurd Hytterød (VI), Rolf Høgberget (NIVA) og Kjetil Olstad (NINA).

Dette kapittelet oppsummerer de funn, erfaringer og erkjennelser som er gjort under videreutvikling av ALS-metoden. Avsnittene er også målområder for utviklingsarbeidet. Først gis en generell beskrivelse av utfordringene under målområdet, deretter en punktvis framstilling av den videreutvikling som er skjedd. Tekst i kursiv refererer til hvilke prosjekter og behandlinger videreutviklingen er knyttet til.

2.1 Behandlingsstrategi

Utryddelse av *G. salaris* bør bestå av gjentatte behandlinger. Det har vært den grunnleggende ideen bak valg av behandlingsstrategi for ALS-metoden hele tiden. Når det gjelder lengden på behandlingsperiodene og tidsrommet mellom dem, har det vært noe større usikkerhet. Nødvendig lengde avhenger av hvor raskt *G. salaris* dør som følge av ALS-behandling, mens mulig lengde delvis har vært styrt av hvor stor effekt behandlingen har hatt på voksen fisk.

Sannsynligheten for å treffe all fisk smittet med *G. salaris* kan øke ved å gjennomføre en behandling kort tid etter avslutning av den første, for eksempel 2-3 uker etter (*Grunnhab*). Det er fordi infeksjonen av *G. salaris* vil være betydelig svekket etter den første behandlingen. På den annen side har det vist seg at infeksjonen etter en smittebegrensende behandling ikke alltid utvikles så raskt. Sannsynligheten for å utrydde behøver derfor ikke å være større kort tid etter behandlingen enn for eksempel ett år etter. Viktige resultater/erkjennelser for valg av strategi er at:

- Lav Al-konsentrasjon gir god effekt på *G. salaris* og ubetydelig dødelighet på voksen fisk i behandlingsperioden (*Lærdal 2009*), men behandlingsperioden må være lang.
- Ny strategi basert på behandling i to uker+to uker pause+behandling to uker ble gjennomført med stort hell i Lærdal både i 2011 og 2012 (*Lærdal 2011-2012*). Ingen dødelighet av betydning ble påvist.
- Laksunger er trolig mer eksponert for behandlet elvevann ved temperaturer på 8-15°C enn i kaldt vann på våren og seinhøstes (*GrunnHab*), og ved valg av behandlingstidspunktet må en ta hensyn til det.

2.2 Økt forståelse for Al-virkning på *G. salaris* og fisk

ALS-metoden er basert på at optimal dosering med aluminium skal utrydde *G. salaris*, mens laksebestanden ikke påvirkes negativt. Den terapeutiske marginen (behandlingsvinduet) er imidlertid forholdsvis liten, og det er viktig å treffe de riktige konsentrasjonsnivåene av virksomt aluminium i de vassdrag og sidevassdrag som behandles. Det er fortsatt en del usikkerhet til hva som er virkningsmekanismene når Al brukes til å fjerne *G. salaris* fra laks, men mye tyder på at parasitten dør når den eksponeres for Al. Erfaring fra flere behandlinger er også at voksen laks og sjøaure kan tåle mindre Al enn laksunger.

Under dette målområdet er det flere lovende resultater, også utenfor rammene for det foreliggende prosjektarbeidet, som kan styrke grunnlaget for utryddelse i vassdrag:

- Lav Al-konsentrasjon gir god effekt på *G. salaris* og ubetydelig dødelighet på voksen fisk gjennom lange behandlingsperioder (*Lærdal 2011-2012*).

- Forsøk ved VI (Hytterød og Olstad 2010) tyder på at *G. salaris* faktisk dør ved eksponering for vann med AIS (ikke bare slipper taket på verten), enten mens den sitter på fisken eller like etter at den er falt av, noe som bekrefter tidligere funn/indikasjoner (Grimsmo 2001; Soleng et al. 1999).
- Det er indikasjoner på fortsatt effekt på *G. salaris* etter behandlingsslutt i laboratorieforsøk.
- Forsøk på VI (Hytterød og Olstad 2010) indikerer at *G. salaris* ikke utvikler toleranse/resistens mot Al etter gjentatt eksponering for subletale doser.
- Fluorid som hjelpekjemikalium svekker giftvirkningen til Al mot *G. salaris* (*GyroAlSutvikling*).
- Det er ikke funnet holdepunkter for at Al-virkningen mot *G. salaris* varer lengre ved å tilsette fluorid (*GyroAlSutvikling*).

2.3 Økt forståelse av fiskeatferd og habitatbruk

For å kunne uttrykke *G. salaris* må behandlingsgruppene for rotenon og AIS ha god forståelse for fiskeatferd under ulike forhold. Det er viktig både for behandlingsstrategien og for å kunne sette inn egnede behandlingstiltak. Eksempelvis er det kjent at laksunger kan oppholde seg i vann inne i forbygninger og andre steder med blokkmark og grov stein langs elvekanten, og det er behov for å utvikle konkrete behandlingstiltak for å nå disse fiskene. Her er det altså en kombinasjon av kompetanseoverføring/-oppbygging og utvikling av tiltak som er utfordringen.

Fiskens atferd under behandling med kjemikalier kan være avgjørende for om behandlingen lykkes. Unnvikelse kan medføre opphold i vann som eventuelt ikke er optimalt behandlet. Aktiv unnvikelse vil si at fisken responderer på kjemikallet ved å flytte seg unna uten at den er svekket. Dette må skilles fra respons pga fysiologisk svekkelse, for eksempel at fisk trekker inn mot land fordi den svekkes som følge av høy Al-dose og dermed ikke klarer å stå i strømmende vann. I 2008-2009 er det gjennomført studier under AIS-behandling og i egne feltoppsett.

Punktene under viser resultater av generell betydning og/eller av spesiell betydning for AIS-behandling:

- Laksunger har redusert aktivitet ved lave vanntemperaturer (*GrunnHab*). Det kan redusere muligheten for at laksunger i kald elv blir eksponert for behandlende vannkjemi.
- Fisk kan bruke grunnvann som habitat ved spesielle forhold (*GrunnHab*). Fisk oppholder seg i grunnvannsområder (temperatur ca 4-6 grader) for å unngå å fryse inne/fryse i hjel. Fisk bruker grunnvann som oppholdssted for å unngå stranding og varmt vann sommerstid. Fisk bruker grunnvann til temperaturregulering for å unngå livstruende høy temperatur sommerstid. Gjemmested for rovfisk (kun sett på dagtid om vinteren). Strategien med å behandle tidlig på høsten ved normal vannføring og temperatur tar hensyn til disse konklusjonene.
- Fisk kan bruke grunnvann som refugium for avvikende vannkjemiske forhold, slik som ved høye konsentrasjoner av Al og lav pH, samt rotenonholdig vann (*GrunnHab*).
- Unnvikelsesstudier viser at det ikke er unnvikelse ved de pH-nivåer og Al_i-konsentrasjoner som benyttes, men kan være det ved høyere Al_i-konsentrasjoner (VIs *Unnvikelse*). Det viser at det er viktig, også av hensyn til unnvikelse, å holde seg nær vannkvalitetesmålene. Men det viser også at høyre konsentrasjoner kan brukes bevisst for å jage fisk vekk fra skjulte habitater.
- Optimal behandlingstemperatur i forhold til fiskeatferd er svært viktig; ca. 8-15 °C er nevnt som gunstig vanntemperatur (*Grunnhab*). Da vil det ikke være en energimessig fordel for fisken å søke mot grunnvann. Dette sammenfaller også med perioder av året da mattilgangen er god og næringsøk dominerer atferden. Tidspunktet for denne temperaturen vil være forskjellig i ulike vassdrag. Behandlingene i Lærdal i 2011+2012 skjedde ved optimale

elvetemperaturer i første behandlingsperiode (august), mens temperaturen i siste behandlingsperiode (september) var 6-10 °C (*Lærdal 2011-2012*).

- Laksunger kan trekke ned i både grovt (24-60 mm) og finere (16-22 mm) elvesubstrat, og dermed oppholde seg i områder med lavere kjemikaliekonsentrasjon (*Grunnhab*). Det reduserer muligheten for å nå fram til alle laksunger med kjemikalier.
- Laksunger kan trekke opp i svært små bekkesig (*Grunnhab*; Lærdalselva), som tilsynelatende ikke framstår som gode habitater for ungfisk. Tilgang på skjul er minst like viktig for laksunger som tilgang på føde (overlevelse vs vekst).
- Det er utviklet (*GyroAlSutvikling*; *AFAB*) og validert (*Lærdal 2009*) en digital akustisk sender som overfører informasjon om ledningsevne og temperatur i fiskens umiddelbare miljø (Cond tag). Merkene gjør det mulig å dokumentere miljøet fisken oppholder seg i, ikke bare hvor den er. Temperatur- og konduktivetsdata vil avsløre om fisken oppholder seg nær grunnvannsframspring i elva, og om det skjer en endring av oppholdsmiljø under AIS-behandling.
- Under behandlingen i 2009 ble 18 voksne fisk fulgt mer eller mindre kontinuerlig, slik at en har fått kartlagt hvilken posisjon og vannkvalitet (konduktivitet- og temperatur; registreringer hvert 4. minutt) fisken befant seg i. Fisken står stabilt på "ellevann" under behandlingen. (*GyroAlSutvikling*).

2.4 Betydningen av og tiltak i skjulte habitater og grunnvannsframspring

Utryddelse av *G. salaris* krever at behandlingsgruppene har god forståelse for grunnvannspåvirkning av ellevannet under ulike forhold. Det er viktig for å kunne sette inn nødvendige behandlingstiltak i overgangssonen mellom elv og grunnvann. Kartlegging og identifisering av problematiske områder er essensielt. Både i 2008 og 2009 har det vært fokus på dette området, ikke minst gjennom prosjektet *GrunnHab*. Også her har kompetanseoverføring direkte knyttet til muligheter for utryddelse av *G. salaris* vært nødvendig.

Fra Lærdalselva er det kjent at *G. salaris* har overlevd behandling i områder med kompliserte grunnvannsbevegelser. Det anses som spesielt vanskelig å utrydde *G. salaris* i slike lokaliteter, og infeksjonsstatus bør derfor følges i detalj i disse områdene etter at behandlingen er over (*GrunnHab*). Da er det lettere å identifisere og spesialbehandle områdene. Hvis slike undersøkelser trekker ut i tid, kan *G. salaris* spre seg og gjøre identifiseringen av områdene vanskelig.

Spesialtilpasset kjemisk behandling eller andre tiltak enn kjemisk behandling er særlig aktuelt i vassdrag med mye grunnvannsproblematikk (*Grunnhab*).

Viktige erkjennelser/resultater er:

- Grunnvannspåvirkningen av en elv styres av tilsiget til grunnvannet, høydegradienter av grunnvannspeilet, heterogenitet i løsmassene og permeabiliteten i akviferen (*GrunnHab*)
- Det er ikke bare grunnvann som kommer ut i elva som må identifiseres, men også steder der ellevannet kan trekke inn i grusforekomster og danne grunnvann for en kortere eller lengre periode (*Grunnhab*).
- Grovkartlegging av områder med kombinasjonen av grunnvannstilførsel og ikke definert avrenning mot elv kan gjøres basert på en terrengmodell koplet til hydrologi (*GyroGrunn*)
- Detaljert kartlegging av elvesidene mht grunnvannsframspring og fiskehabitater ga et svært godt grunnlag for å peke ut områder med spesielle utfordringer for kjemiske behandlinger (*GrunnHab*, *Lærdalplanlegging*).
- Mye nedbør kan viske ut forskjeller i temperatur mellom grunnvann og ellevann langs elvekanten (*Grunnhab*; *Vinstra*). Kartlegging av grunnvannsområder før behandling bør ta hensyn til det.

- Behandlet elvevann som trekker inn i grusforekomster kan tape behandlingseffekt fordi Al trolig adsorberes til grusoverflater. I områder med fjell/grusterskler på tvers av elva og i elvesvinger vil elvevannet kunne tvinges ned i grusen pga trykkforholdene (*Grunnhab*). Kjemikalier må trolig tilsettes umiddelbart nedstrøms slike områder.
- Behandlet elvevann som trekker inn i grusforekomster kan også tape behandlingseffekt fordi behandlet vann forsinkes og fortynnes med annet vann inne i grusen (*Grunnhab*). Dette kan følges ved bruk av traser (rhodamin).
- Det må gjennomføres supplerende tiltak for å gi tilstrekkelig god behandlingeskjemi i elvekanten der grunnvann trenger inn (*Lærdal 2011*).
- Dosering via perforerte slanger som legges på forbygninger eller liknende grovt materiale langs elvekanten kan surgjøre grunnvann og trolig også skremme fisk ut fra disse habitatene ved bruk av høyere Al-konsentrasjon (*Lærdal 2012*).
- Utviklingen av elektriske felt (el-felt) som supplerende tiltak viser at det er mulig å skremme laksunger ut fra skjulte habitater og elvegus (*GyroAISutvikling*).
- Bruk av el-felt har vist at laksunger kan skremmes vekk fra habitater i grove urer og elvegus. El-feltene må trolig driftes kontinuerlig gjennom hele behandlingsperioden for å gi optimal effekt (*Lærdal 2012*).

2.5 Mer presis dosering/styring

AIS-metoden baseres på dosering av syre og AIS for å senke pH til riktig nivå og øke konsentrasjonen av Al til en konsentrasjon som dreper *G. salaris* uten å påvirke laksen i vesentlig grad. Det stilles store krav til presis dosering under varierende vannføringsforhold. Doseringen må også gjøres på en slik måte at elva behandles i hele tverrprofilen. Betydelig utvikling har skjedd for hoveddoserere i større vassdragsavsnitt:

- Syre- og delvis AIS-tilsetning fra hoveddoseringsstasjoner baseres nå på målt pH nedstrøms dosering (*Lærdal 2008*). Dette ble første gang benyttet i Steinkjer i 2007. pH-nivået holdes helt stabilt ved vannføringsendringer.
- AIS tilsettes ellers i faste doser (mengde stoff per vannvolum) basert på aktive vannføringssiganler, slik at doseringsmengden (mengde stoff per tid) varierer med vannføringen.
- God fordeling av kjemikalier i elva oppnås ved å dosere gjennom dyser i fordelingsslangene (*GyroFoU, Lærdal 2008*). Disse slangene kan monteres under bruer eller spent opp med wire over elva. Et stigerør sørger for at det etableres mottrykk og at kjemikalierne blir fordelt likt til alle dyser. Den automatiske styringen og gode fordelingen av kjemikalier sikrer riktig pH-nivå i hele elveprofilen og homogen innblanding av Al. Doseringen blir dermed også mindre ressurskrevende (*Lærdal 2008*).

2.6 Kapasitet og fleksibilitet

Behandling med AIS stiller krav til gode logistikk-løsninger. Utstyr skal på plass og kjemikalier skal være tilgjengelig for kontinuerlig dosering i hele behandlingsperioden. Kapasiteten for et vassdrag er i behandlingsplanen knyttet til en øvre grense for hvilken vannføring som kan håndteres. Denne grensen etableres ved å undersøke sannsynlige vannføringer i behandlingsperioden fra historiske data. Muligheten for å dosere på høyere vannføringer kan økes ved å ha en utstyrs- og kjemikalielogistikk som er tilpasset høyere vannføringer. Dette må gjenspeiles i behandlingsbudsjettet.

Kapasiteten kan økes ved å ha et mobilt nedblandingsanlegg for syre og eventuelt også AIS på stedet. Da kan mer konsentrerte produkter fraktes til vassdraget og egnede kjemikalier blandes på stedet etter behov.

Så lenge AIS-metoden brukes i små og mellomstore vassdrag, er det for tida tilstrekkelig kapasitet og fleksibilitet. Ved behandlingen i Lærdal i 2009 ble det riktignok benyttet kjemikalielagere i Steinkjer og Halsan, men tilsvarende kan bygges opp i Lærdal eller andre steder med de konteinere+tanker som allerede er tilgjengelige. Skal AIS-metoden kunne brukes i større vassdrag, må det imidlertid utvikles egnede logistikk-løsninger i forkant.

Det er gjort følgende erfaringer i perioden:

- 37 % svovelsyre (batterisyrestyrke) kan erstatte 30 % svovelsyre (*Lærdal 2009*). 37 % svovelsyre er et kommersielt produkt, og behandlingen er ikke lenger avhengig av spesialproduksjon. Noe innsparing på volum oppnås også. Muligheter for returnering av overskuddskjemikalier til produsent er langt bedre.
- Ved bruk av 50 m³ tank for lagring og utdosering av svovelsyre unngås oppstilling og seriekopling av flere mindre konteinere (*Lærdal 2008*)
- Utviklet en automatisk metode for analyse av aluminium på feltlaboratoriet (*FeltAl*). FIA-instrumentet økte analysekapasiteten kraftig. Samtidig har vi kvittet oss med et HMS-problem knyttet til bruk av ketonekstrahering ved analyse. Men FIA-metoden hadde betydelige driftsproblemer, og den ble erstattet med en forholdsvis enkel manuell metode i 2011.
- Radiooverføring av signaler fra pH-elektroder til styringsenhet i doseringsanlegg er først testet ut i *GyroAlSutvikling*, og deretter gjennomført i *Lærdal 2009*. Radiooverføring av signaler er et godt alternativ til overføring gjennom kabler, og kan innebære at lange og vanskelige kabelstrekk ikke lenger er nødvendig. Dermed spares mye tid for både opprigging og nedrigging av utstyr, og behandlingen er mindre utsatt for skader som kan oppstå på kablene.

2.7 Planfasen

Utryddelse av *G. salaris* forutsetter god planlegging, og at det finnes prosedyrebeskrivelser for viktige operasjoner. God planlegging forutsetter kompetanse på en rekke områder. Prosjektet *Grunnhab* har vært viktig for å starte en prosess med å forbedre kartleggingen av overgangssonen mellom elvevann og grunnvann. Prosjektet har resultert i at:

- Det er utviklet en metode for hvordan områder med problematiske grunnvannsforhold og habitater for laksunger skal identifiseres (*Grunnhab, Lærdal 2009*). Metoden bør følges i alle vassdrag, uavhengig av om de er behandlet tidligere eller ikke og uavhengig av hvilket kjemikalium som brukes.
- Kartlegging av vannbevegelser inn mot elvestrengen er forbedret. Kartlegging basert på hydrologiske data og en terrengmodell ble første gang brukt i *Lærdal 2008 (GyroGrunn)*. Kart over vannbevegelser i terrenget viser hvilke veier vannet tar fra fjellsiden og ned mot vassdrag. Identifiserte problemområder kan inspiseres og kartlegges nærmere. Der vannet møter større grusforekomster må andre metoder også brukes for å gjøre kartleggingen bedre.
- Effektivisering av kartlegging er gjennomført blant annet ved at overføringen av punkter fra felt til kart er blitt mer strømlinjeformet. Alle doseringspunkter (både AIS og rotenon), vannprøvepunkter, temperaturloggerpunkter, vaierstrekk og atkomstveier er kartfestet (*Lærdal 2011-2012*).
- En rekke prosedyrebeskrivelser er utarbeidet. Dette gjør arbeidet og håndteringen av kjemikalier mer sikkert.
- Betydningen av vareopptelling, god oversikt og god orden ble innskjerpet til behandlingen i 2012 (*Lærdal 2012*). Dette medførte at manglende utstyr ble skaffet i god tid før behandlingen og at mindre tid ble brukt under behandlingen til å skaffe manglende utstyr.

2.8 Referanser

Grimsmo, H. 2001. Aluminiums virkning på *Gyrodactylus salaris* infeksjon hos laks (*Salmo salar*): En direkte eller indirekte effekt? Cand. scient. oppgave i fysiologi. Avdeling for Generell fysiologi, Biologisk Institutt, Universitetet i Oslo, 46s.

Hytterød, S. og Olstad, K. 2010. Eksperimentelle studier av aluminiumstoksisitet på *Gyrodactylus salaris*. Veterinærinstituttet, Rapport 6-2010. Oslo. 22 s.

Soleng, A., Poléo, A.B.S., Alstad, N.E.W. and Bakke, T.A. 1999. Aqueous aluminium eliminates *Gyrodactylus salaris* (Platyhelminthes, Monogenea) infections in Atlantic salmon. Parasitology 119: 19-25.

3. Kartlegging av interaksjon mellom grunnvann og overflatevann

Av: Andreas Koestler (Fontes) og Atle Hindar (NIVA)

3.1 Bakgrunn

Høsten 2008 tok NIVA initiativ til fellesprosjektet GrunnHab med eksterne deltakere på temaet grunnvann og fiskehabitater. Bakgrunnen for prosjektet var erkjennelsen av at overgangssonen mellom elvevann og grunnvann kan være et viktig habitat for laksunger og at det ikke er god nok forståelse av dynamikken i slike områder. Det er dermed fare for at kjemiske behandlinger blir ufullstendige i slike områder. NIVA og VI oppfatter dette som en felles utfordring, uavhengig av hvilket kjemikalium som brukes. GrunnHab startet med et møte på Gardermoen i januar 2009 og ble fulgt opp av møte og befaring i Lærdal i mars året etter. Eksterne prosjekter ble satt i gang sommeren 2009.

Ett av de eksterne prosjektene som er gjennomført er kartlegging av interaksjon mellom grunnvann og overflatevann i Lærdalselva (Koestler 2010). Målet med prosjektet var å:

- utvikle en metode for å kartlegge interaksjonen mellom grunnvann og overflatevann, samt for å karakterisere elvekanten
- kartlegge grunnvann-overflatevann interaksjoner langs den lakseførende strekningen
- identifisere elveavsnitt som vil være ekstra krevende under en behandling
- kartlegge uproblematisk elveavsnitt
- evaluere grunnvanntilstrømming i markerte områder
- dokumentere spesielle forhold med bilder og beskrivelser

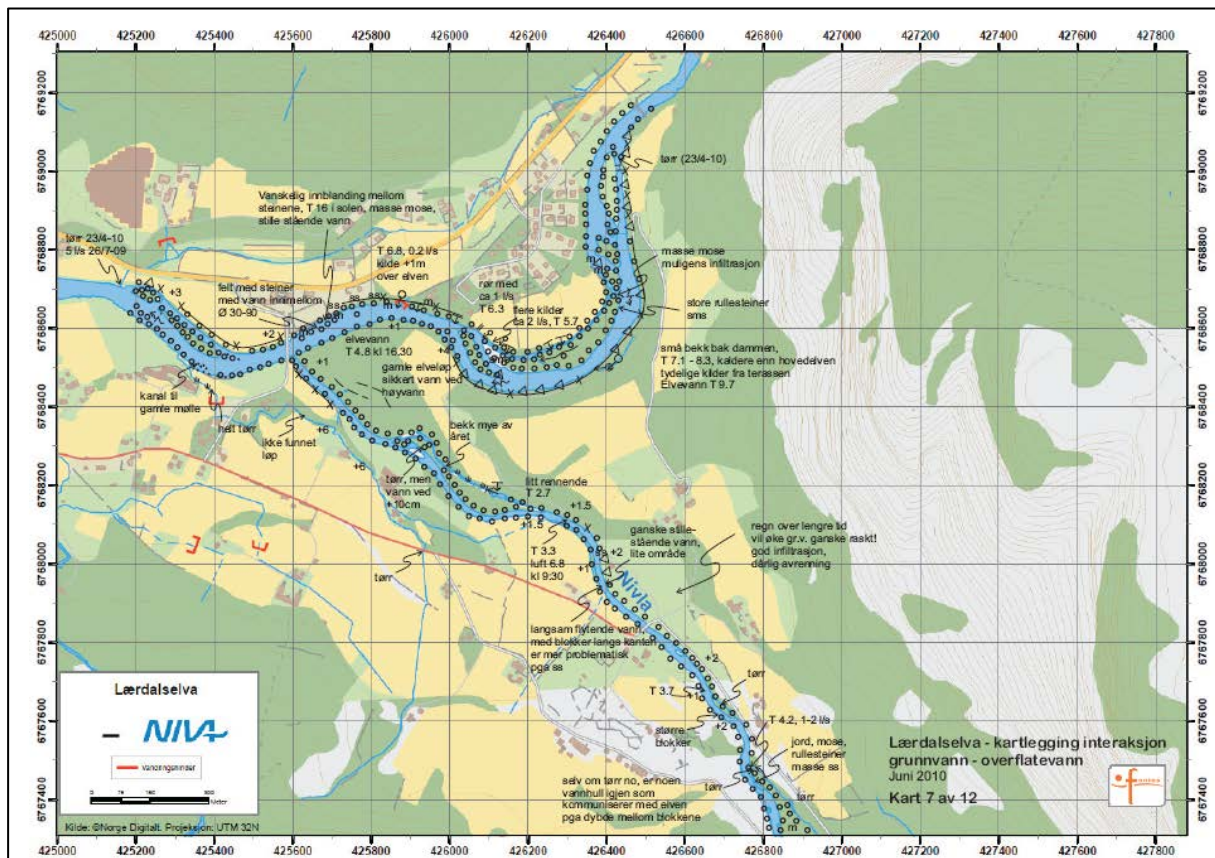
Prosjektet skulle være direkte rettet mot utryddelse av *Gyrodactylus salaris*. Selv om kartleggingen ville være mest relevant for behandling med AIS, ble det understreket at metodeutviklingen skulle gjennomføres uten hensyn til kjemikalietype.

3.2 Resultater og konklusjoner

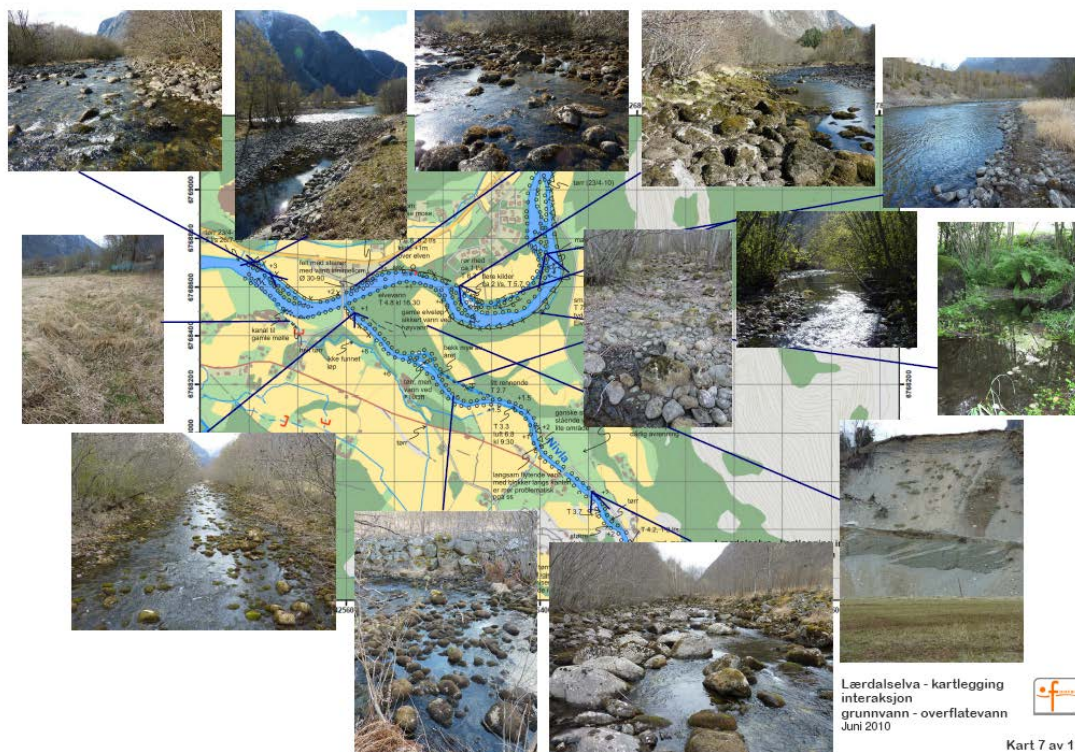
Parallelt med feltarbeidet i juli 2009 og april 2010 ble det utviklet en metode for å symbolisere karakteristiske forhold langs elvesidene på egnet kartbakgrunn. Det er laget 12 hovedsymboler som viser hva slags tilsig det er av grunnvann/bekkevann og hva slags materiale elvekanten består av. I tillegg er det laget 22 forkortelser og spesifikke tegn som også brukes i kartene. Elvekanten er

dessuten karakterisert mht tilsig av grunnvann og skjul for laksunger, om den er heterogen og dermed mer uoversiktlig eller om den er direkte problematisk og krever spesielle tiltak under behandlingen.

Rapporteringen består av en papirrapport med tre typer kart, der hele vassdraget er delt inn i 12 avsnitt (**Figur 1-Figur 2**); kart med symboler som karakteriserer elvesidene mht beskaffenhet og interaksjoner med grunnvann og samme kart med foto av spesielle områder limt inn i kartene. Kart der elvestrengen er karakterisert som uproblematisk, heterogen eller problematisk mht kjemisk behandling er også utarbeidet.



Figur 1. Karakterisering av elveavsnittet ved Saltkjelen/samløpet med Nivla fra sør.



Figur 2. Spesielle områder ved Saltkjelen/i Nivla er fotografert og limt inn i kartet.

I tillegg er det laget en folder med forklaring av kartsymboler og en minnepinne med det samme materialet inkludert nærmere 400 foto. Alle bildene er geo-tagget, dvs. de kan stedfestes på kartene.

Det påpekes at det er kunstige forbygninger langs elva med stor blokkstein og tidevannsområder ved utløpet i kombinasjon med menneskelige inngrep som gir de mest uoversiktlige forholdene. Det er spesielt innblanding av kjemikalier i stillestående/skjulte vannforekomster og mulige skjulte habitater for laksunger som er den store utfordringen i disse områdene. Fortynning av behandlet ellevann med innstrømmende grunnvann er av mindre betydning i Lærdalselva. Vannstanden i elva og i sidebekkene kan være avgjørende for en vellykket behandling.

Et spørsmål som tas opp i denne rapporten er under hvilke hydrologiske forhold det vil være mest gunstig å behandle. Det oppfordres til en mer systematisk gjennomgang av fordeler og ulemper for behandlingen ved ulike vannføringsregimer.

Dette er hovedkonklusjonene:

1. Interaksjoner mellom grunnvann og ellevann er som forventet utfra modeller og allmenn hydro-geologisk kunnskap.
2. Den største utfordringen er innblanding av kjemikalier, heller enn fortynning pga grunnvannstilsig.
3. Lærdal kan være ganske tørr med begrenset tilsig fra sidebekker
4. Vannstanden under behandling vil ha mye å si for innblanding og kontakt med små dammer og strandflater.
5. Det finnes argumenter for å behandle under alle vannstander. Argumentene bør systematiseres for å kunne trekke en konklusjon om under hvilke forhold behandlingen bør skje.
6. Grunnvannstanden i elvterrasser følger vannstanden i elva med noe forsinkelse, og strømningsretningen til grunnvannet kan dermed enkelt forutsies.

7. Det er bare få steder med konsentrerte grunnvannstilsig som kan gi fortykning av behandlet elvevann.
8. Vannlommer i forbygninger langs elva, særlig i de som er laget med store steinblokker, utgjør den største utfordringen for innblanding av kjemikalier. Det er lange strekninger med slikt flomvern langs Lærdalselva.
9. I øvre deler av den strekningen i elva som skal behandles og i sideelva Nivla er det områder med rasblokker. I denne rasmarka er det bassenger med dårlig vann gjennomstrømming som også kan være skjulområder for laksunger. De kan i tillegg ha tilsig av grunnvann som er vanskelig å kartlegge.
10. I underkant av elveterrasser, særlig etter svinger i elveløpet, er det ofte diffus utstrømming av grunnvann. Her kan temperaturforhold og kjemisk sammensetning være annerledes enn i elva. Dette kan ses ved jernutfellinger, kraftig mosevekst og annen forandring av vegetasjonen.

3.3 Referanse

Koestler, A. 2010. Lærdalselvi – kartlegging av interaksjon mellom grunnvann og overflatevann. Fontes as.

4. Laksungers atferd og habitatbruk

Av: Åge Brabrand (UiO), Jan Heggenes (HiT) og Gunnbjørn Bremset (NINA)

Det har vært kjent at laksungers atferd i en elv påvirkes av elvetemperaturen og andre forhold. Det er også kjent at de kan grave seg ned i elvegrusen. Begge deler ble ansett som viktig å klarlegge og eventuelt kartlegge ytterligere fordi økt forståelse kunne påvirke behandlingsstrategien og behandlingstidspunktet. Med midler fra GrunnHab ble det derfor gjennomført et litteraturstudium (Heggenes et al. 2010) og eksperimentelle forsøk (Brabrand et al. 2010).

4.1 Grunnvann, habitater og atferd

Teksten her er det norske sammendraget av rapporten til Heggenes og medarbeidere (Heggenes et al. 2010).

Rennende vann er karakterisert av turbulens, fluktuerende vannføring og temperatur, kort oppholdstid, sedimenttransport og dynamisk elvemorfologi. Alluvialt grunnvann er mer stabilt med laminære strømningsforhold, har lengre oppholdstid, mindre temperaturvariasjon og konstant sedimentstruktur. Utstrømmende grunnvann gir en utjevning i tilsiget (basisvannføring), og skiller seg fra overflatevannet i temperatur, oksygeninnhold og vannkvalitet. Områder med grunnvannstilstrømming kan i perioder føre til endret habitat og kan utgjøre refugier for elvelevende laksefisk og andre mobile organismer.

En litteraturgjennomgang gir indikasjoner på at grunnvann kan være viktig for laksefisk gjennom 1) utjevning av temperaturforhold, 2) påvirkning av vannkvalitet (næringssalter, oksygen), 3) mer stabil vannføring og 4) tilgang på refugier. Det er godt dokumentert at laksefisk gjennom atferdsbasert temperaturregulering benytter områder med grunnvann for å unngå subletale vanntemperaturer, slik at fiskene opprettholder kroppstemperaturer som er energetisk gunstige. Slik temperaturregulering kan oppnås gjennom kortere, vertikale forflytninger i bunnsstratet, eller gjennom lengre forflytninger mellom vassdragsavsnitt. Det er observert slike atferdsmønstre i perioder om sommeren med høye temperaturer og lav vannføring, og likedan i perioder med isdannelse tidlig på vinteren. Det empiriske

grunnlaget fra naturlige forhold varierer hos de ulike artene, men aktive forflytninger er trolig en generell strategi hos elvelevende laksefisk.

Overgangssonen mellom overflatevann og grunnvann viser stor variasjon i tid og rom, der vannføring, tilsig og geologi i bunn, bredd og nedbørfelt har stor betydning. Det er derfor nødvendig å gjennomføre feltbaserte studier. Viktige bestandsparametre som valg av gyteområde, graving av gytegroper, eggoverlevelse og klekketidspunkt kan påvirkes av grunnvannstilførsel. På grunn av temporal og spatial kompleksitet i grunnvannsforekomster er det en forskningsmessig utfordring å gjennomføre gode felteksperimenter. Det er godt dokumentert at grunnvannstilførsel er avgjørende for gyting i innsjøhabitat. På grunn av store lokale variasjoner er det ikke mulig å trekke en generell konklusjon for gytehabitat i rennende vann.

Det er åpenbart at grunnvann er viktig for å gi stabil vanntilstrømming gjennom året. Det er flere studier som viser at den vannmettede grusen på elvebunnen (den hyporeiske sonen) fungerer som et refugium for bunndyr i lavvannsperioder om sommeren. Imidlertid er det dårligere kjent i hvilken grad juvenil laksefisk benytter dette habitatet om sommeren. Om vinteren er denne sonen i hovedsak et dagrefugium for juvenil laksefisk. Overraskende nok er det mangel på studier på hvordan fisk og bunndyr kan benytte hyporeisk sone som refugium ved ulike typer miljøstress, som eksempelvis ved alvorlige endringer i vannkvalitet (forsuring, kjemikalieutslipp mv.).

4.1.1 Referanse

Heggenes, J., Bremset, G. and Brabrand, Å. 2010. Groundwater, critical habitats, and behaviour of Atlantic salmon, brown trout and Arctic char in streams. NINA, Report 654. 28 pp.

4.2 Laksungers bruk av bunns substrat

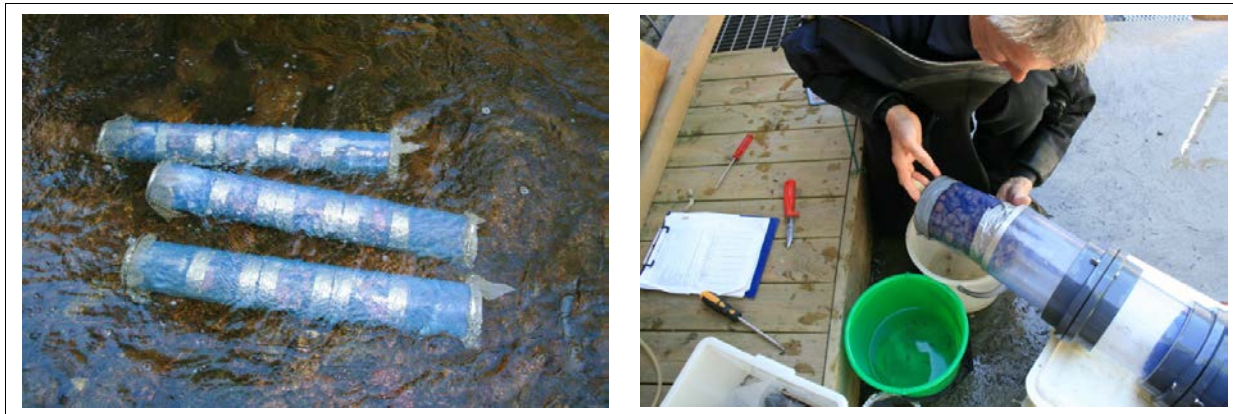
Framstillingen her er basert på rapporten til Brabrand og medarbeidere (Brabrand et al. 2010).

Generelt, og for planlegging av utryddingstiltak spesielt, er det nødvendig med grunnleggende kunnskap om atferd og habitatbruk, spesielt substratbruken, til laksunger og andre viktige vertsfisk for *Gyrodactylus salaris* i tid og rom. Spesielt viktig er forflytninger hos ungfisk horisontalt (mellom vassdragsområder og mellom elvestreng og elvebredd) og vertikalt (mellom vannmasser og bunns substrat). Fiskens forflytning inn i substratet kan, men vil ikke nødvendigvis, medføre at fisken beveger seg inn i grunnvannsområder. Forflytning inn i substratet vil medføre betydelig større sannsynlighet for at fisken unngår å bli eksponert for kjemisk behandling.

Forsøkene ble konsentrert om årsunger av laks fordi i) årsunger er aldersgruppa med flest individer i vassdraget, ii) de har på grunn av sin kroppsstørrelse størst evne til å vandre inn i substratet og er den størrelsesgruppen som bruker substratet mest og iii) årsunger er påvist å være betydelig infisert i vassdrag med *G. salaris*.

4.2.1 Metodikk

Det ble benyttet en metodikk som baserer seg på feltforsøk med rør (**Figur 3**). Det ble gjort direkte observasjon vha dykker under selve forsøket, og med observasjon av fiskens posisjon etter avsluttet forsøk. Substratet ble holdt på plass i hver enhet vha. metallnetting (kyllingnetting) med maskevidde 40 mm. Hver ende av hele konstruksjonen ble lukket med fin duk (maskevidde 2 mm) og slangeklemme. De samme rørene ble benyttet både for å undersøke horisontal (rørene lå horisontalt) og vertikal vandring (rørene sto vertikalt).



Figur 3. Forsøksoppsett for undersøkelse av laksungenes bruk av bunnsubstrat. I hvert av de tre rørene på 100 cm, diameter 16 cm, var det fem seksjoner á 20 cm, diameter 14 cm, hvorav de tre i midten hadde substrat, mens de to i hver ende ikke hadde substrat. Ved forsøksstart ble fisk plassert i endeseksjonene.

Ved forsøksstart ble fisk (årsunger med lengde 50-60 mm) plassert i øvre, nedre eller begge de gjennomsiktige enhetene i hver ende. Fisk kunne dermed fritt bevege seg fra de gjennomsiktige enhetene og inn i enhetene med substrat, eller velge å bli stående i de gjennomsiktige enhetene. Under forsøk med horisontal vandring ble rørene lagt i elv med naturlig elvevann, strøm og lysklima. Vannhastighetene i rørene var trolig lavere enn 5 cm/s.

Fisk ble observert av dykker på faste tidspunkter under feltforsøkene i juni og september. Etter pilottester ble observasjon satt til hvert 15. minutt i en periode på to timer. Det ble benyttet tre replikater i hvert eksperiment.

Pilot-testene viste at fisk nærmest umiddelbart kunne velge å søke inn i substratet, og at det deretter var små, men kontinuerlige forflytninger mellom gjennomsiktige enheter og substratholdige enheter, og likedan forflytninger mellom enheter med substrat.

Etter avslutning av forsøket ble rørene hevet forsiktig i horisontal stilling slik at vann kunne renne ut i begge ender. På land ble duken i hver ende fjernet, enhetene tatt separat ut, og antall fisk i hver enhet ble talt opp. Ved siste forsøksserie i november ble kun denne observasjonsmetoden benyttet.

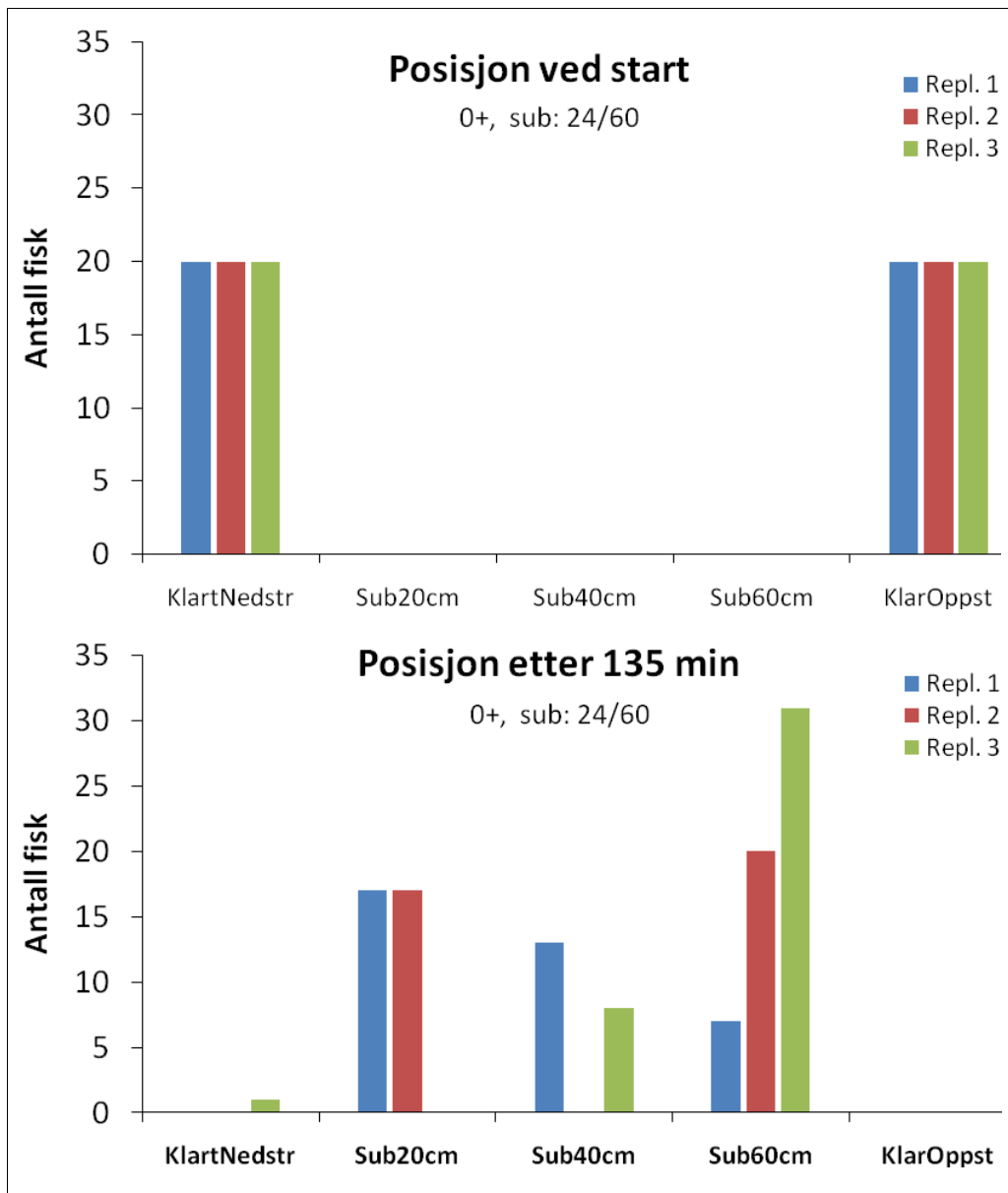
Ved forsøk med vertikal vandring i substratet og med simulert grunnvannsig nedenfra, ble rørene stilt vertikalt, med vannstrøm ført inn i nedre klare seksjon gjennom rørventil i nedre endestykke. Vannstrømmet da med ønsket hastighet opp gjennom konstruksjonen (tre seksjoner med substrat), opp i øvre klare seksjon og deretter ut gjennom duk festet med slangeklemme.

Fisk ble plassert i den øvre klare seksjonen. Alle seksjoner, med unntak av øvre klare seksjon, ble kledd med sort plast. Som ved de horisontale forsøkene, ble seksjonen etter avsluttet forsøk forsiktig tømt for vann, seksjonene tatt ut og fiskens posisjon bestemt. Til eksperimentene benyttet vi to ulike substratstørrelser, hhv. 16-22 mm og 24-60 mm iht. norsk standard for sortering av løsmasser (NS 3474 pkt. 2.2) levert fra Svelviksand avd. Hurum.

4.2.2 Resultater

Resultatene er presentert i en rekke figurer av samme typen som er vist i **Figur 4**. I det tilfellet som er vist i figuren beveget alle fiskene, med unntak av en, seg inn i substratet. En stor andel beveget seg hele 60 cm inn i det substratet som ble benyttet, i dette tilfellet grus med diameter 24-60 mm. I

substrat med diameter 16-22 mm var innvandringen i substrat fortsatt merkbar, men klart mindre. Også ettåringer (lengde 80-90 mm) vandret inn i det grove substratet, men i mindre grad enn 0+.



Figur 4. Fiskens posisjon ved start av forsøk (øverst) og etter 135 minutter (nederst). I vertikalt stående rør med substrat 24-60 mm vandret årsunger motstrøms nedover i grusen.

4.2.3 Diskusjon/relevans

Mulighetene for innvandring i substratet er helt avhengig av partikkelstørrelsen, der fravær av sand og fin grus, gir de nødvendige hulrom. Laksungers generelle krav til vannhastighet i naturlig habitat tilsier relativt grovt substrat, med lite finmateriale i hulrommene. Der det også er grunnvannsframbrudd, vil hulrom kunne opprettholdes langt ned i bunnen eller inn i bredden.

Resultatene viste, noe overraskende, at fisken hadde evne til å forflytte seg relativt langt gjennom

substratet, selv i substrat med små hulrom i forhold til fiskens størrelse. Der årsunger ble plassert i den ene enden av oppsettet og med substrat 24-60 mm, ble det med sikkerhet fastslått at noen laksunger i alle forsøkene hadde vandret gjennom 60 cm substrat. For årsunger med substrat 16-22 mm var forsøksbetingelsen slik at det bare kunne fastslås at de hadde vandret gjennom mer enn 20 cm substrat, og for 1+ laksunger kunne det fastslås vandring gjennom opptil 20 cm substrat med partikkelstørrelse 24-60 mm.

Disse egenskapene hos laksunger viser at forholdene i minst mulig grad bør ligge til rette for at fisken velger å søke inn i substratet. Men elvetemperaturen under forsøkene i juni og september var hhv. 10 og 8 °C, som anses som optimale behandlingstemperaturer. Dette viser at det må antas at laksunger også i dette temperaturområdet bruker substratet aktivt som oppholdssted.

4.2.4 Videre forsøk

De forsøkene som hittil er gjennomført, har fokusert på betydning av substrat- og fiskestørrelse. Videre systematiske undersøkelser av hvordan ulike habitat og miljøstress påvirker substratbruken vil gi ny kunnskap. Aktuelle variable er sesong, dag/natt, strømhastighet og strømhastighet, predasjonsrisiko, kjemikalier, grad av parasittinfeksjon.

4.2.5 Referanse

Brabrand, Å, Bremset, G. og Heggenes, J. 2010. Laksungers bruk av bunnssubstrat: Eksperimentelle studier. LFI, Naturhistorisk museum, UiO. Rapport 282-2010. 26 s.

5. AFAB- Atferd til Fisk under AIS-Behandling

Av: Henning Andre Urke (NIVA), Torstein Kristensen (NIVA), Knut T. Alfredsen (NTNU), Jo Arve Alfredsen (NTNU), Åge Grønningsæter (Thelma Biotel AS) og Anders Gjørwad Hagen (NIVA).

Hovedmålet med dette prosjektet var å dokumentere atferd til fisk før, under og etter en kjemisk behandling, spesielt i brakkvannsområder og områder med innslag av grunnvann. Prosjektet ble initiert høsten 2008 og har bestått av fire underprosjekter:

- Atferd til juvenil fisk
- Atferd til voksen fisk
- Utvikling av vannkjemisk fiskemerke (CondTag)
- Bruk av CondTag fiskemerket under AIS behandling

Resultat av dette og tilknyttede prosjekter med basis i Lærdalselva er rapportert av Kristensen m. fl. (2011a; b) og Urke m. fl. (2010; 2011). Det er redegjort for hovedresultater her.

5.1 Atferd til juvenil fisk

Juvenile stadier av laksefisk er territorielle og delvis stedbundne, men kan likevel velge å forflytte seg over relativt store avstander. Det er derfor svært viktig å kunne teste unnavikelsesadferd under kjemisk behandling også i et naturlig miljø. Teknologi for å kunne gjennomføre slike studier er tilgjengelig, og sammen med detaljkunnskap om aktuelle problemområder i elver under behandling, vil kunnskap fra slike adferdsstudier direkte tilflyte det pågående planleggingsarbeidet.

Et pilotstudium på atferd til juvenil laks og ørret før, under og etter en AIS-behandling ble gjennomført i oktober 2008, der 120 fisk ble PIT-tag (Passive Integrated Transponder) merket, og registreringsløyfer for å fange opp vandring ut av behandlet område satt opp i et sideløp av Lærdalselva (Knigh & Haugen 2009). Resultater fra pilotstudiet viste en svak tendens for laks til å forlate området under og etter behandling, men ikke før. Ørret viste ingen slik tendens. Det var likevel andre miljøfaktorer, som temperatur, som viste større forklaringsstyrke for fiskens atferd i det aktuelle pilotforsøket. Pilotforsøket viste interessante trender, og at teknologien fungerer godt på den nødvendige størrelsesskalaen i felt. Forsøket er utført på lave temperaturer på våren. Forsøket bør gjentas på sommer/høst, da fiskeatferd kan forventes å være annerledes på dette tidspunktet

Det foreligger lite spesifikk kunnskap om responsmønster hos fisk knyttet til endringer i vannkvalitet under kjemisk behandling. For CFT Legumin og AIS ble det høsten 2009 gjennomført et pilotstudium under kontrollerte laboratorieforhold. Resultatene for AIS fra dette forsøket, se kapittel 6, viser at unnvikelsesadferd kun ble observert på høyeste tilsatte dose. Dette er imidlertid en dose som er betydelig høyere enn normal behandlingsdose.

5.2 Atferd til voksen fisk

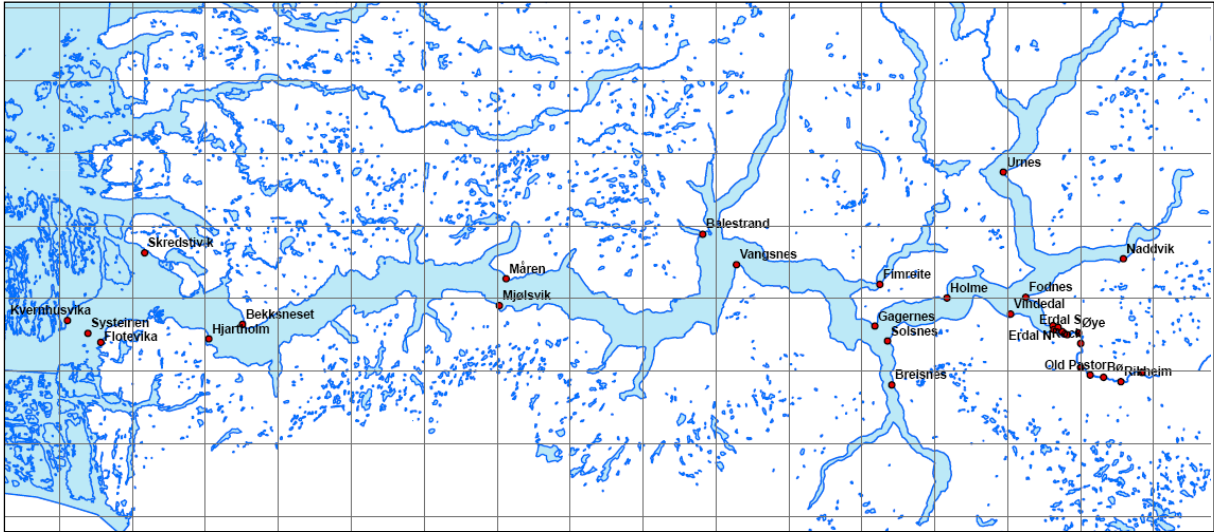
Atferden til sjøaure under kjemisk behandling er ikke godt kjent, og det kan tenkes at visse atferdsmønster, f.eks. at enkelte fisker går ut av elva til brakkvannsområdet i fjorden, kan ha en svekkende virkning på den totale behandlingseffektiviteten. Dødelighet av vinterstøinger under tidligere behandlinger på våren skapte et behov for å få mer kunnskap om vandringsmønsteret til sjøørreten.

Det ble gjort en første kartlegging av sjøørretens atferd og bevegelser i periodene før den kjemiske behandlingen i Lærdalselva med AIS i 2009. Dette ble gjort i form av et merkeforsøk, der det ble tatt i bruk akustiske telemetrimarker, automatiske lyttestasjoner/hydrofonbøyer og manuell sporing av fisken i de aktuelle periodene. Samtidig eksisterer det unike historiske data fra fjordsystemet som en kan bruke som sammenligningsgrunnlag. Merkestudier utført fra begynnelsen av 1950 til midten av 1960 -tallet viser store vandringsavstander i fjordsystemet. Tilgang på originaldata på merke-gjenfangsstudier og skjellanalyser fra denne perioden ga muligheter til å sammenligne vekstmønster og vandringsatferd mellom de to periodene. Resultatene her er i sin helhet hentet fra Kristensen m. fl. (2011b).

I oktober 2008 ble det merket 22 sjøørreter fra Lærdal, og det ble plassert ut passive lyttebøyer i elv og fjord. Ni nye fisker ble merket i april 2009. Detaljer om merkeметодikk er gitt i Kristensen m.fl. (2011b).

Merket som ble brukt i dette forsøket er av typen ADTST-MP-13 fra Thelma BioTel AS (www.biotel.no), og er spesialutviklet for å imøtekomme de spesielle kravene i prosjektet. I motsetning til tradisjonelle telemetrimarker, som sender ut øyeblikksverdien av dyp og temperatur, er dette merket programmert til å utføre og sende ut en statistisk analyse av dyp- og temperaturdata over et glidende tidsvindu på sju dager. Dypområder er koda ulineært (tilnærma logaritmisk) for å få god oppløsning i de øvre vannlagene, dvs. de vannlagene som er mest interessante ut fra problemstillingene rundt *G. salaris* (og også lakselus). Den teknologiutviklingen som er knyttet til disse merkene og de tekniske spesifikasjonene er beskrevet i Alfredsen m. fl. (2011).

Det ble satt ut et nettverk av automatiske lyttebøyer i Lærdalselva og Sognefjorden for å registrere fiskens bevegelser i vassdraget og tilgrensende fjordsystem. Det var størst tetthet av lyttebøyer i utløpet av elva og i selve Lærdalsfjorden (**Figur 5**). Enkelte bøyer var i tillegg plassert ut i Aurlands-, Årdals-, Sogndals- og Lusterfjorden. I ytre del ble lyttebøyer hovedsakelig plassert ut ved oppdrettsanlegg.



Figur 5. Plassering av akustiske lyttebøyer i Sognefjorden (Holme, Gagernes, Solsnes, Balestrand, Vangnes, Måren, Mjølsvik, Bekksneset, Hjartholm, Skredstivik, Kvernhusvika, Systemen og Flotevika, og i sidefjordene Lærdalsfjorden (Fodnes, Vindedal, Erdal S/N), Årdalsfjorden (Naddvik), Lusterfjorden (Urnes), Sogndalsfjorden (Fimreite) og Aurlandsfjorden (Breisnes). Bøyer i Lærdalselva og i elvemunning er også markert.

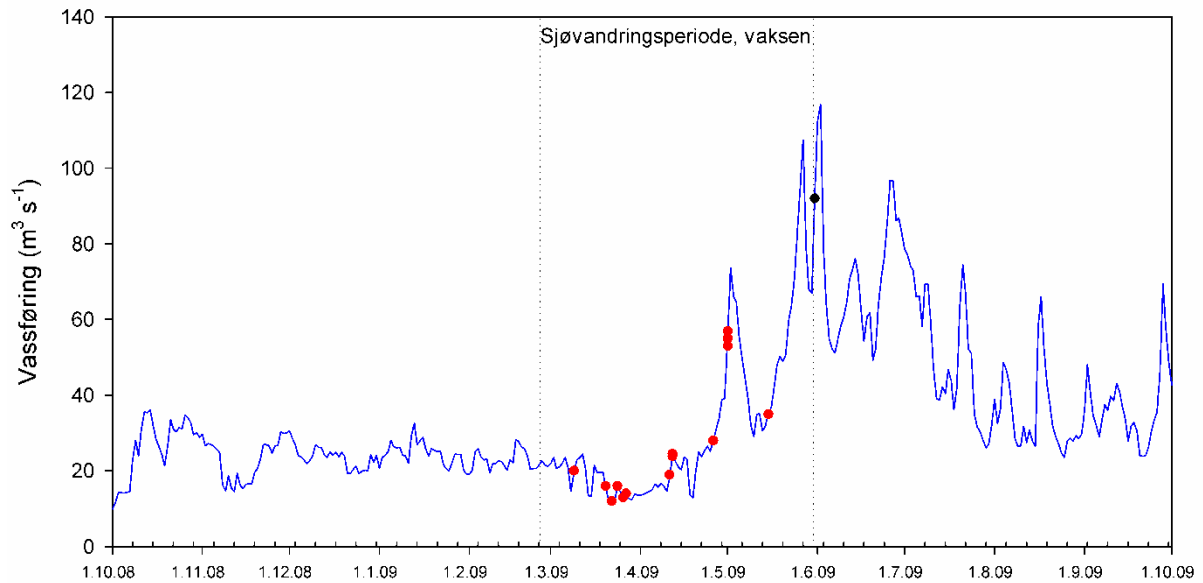
5.2.1 Vandringsmønster

Utvandringstidspunkt

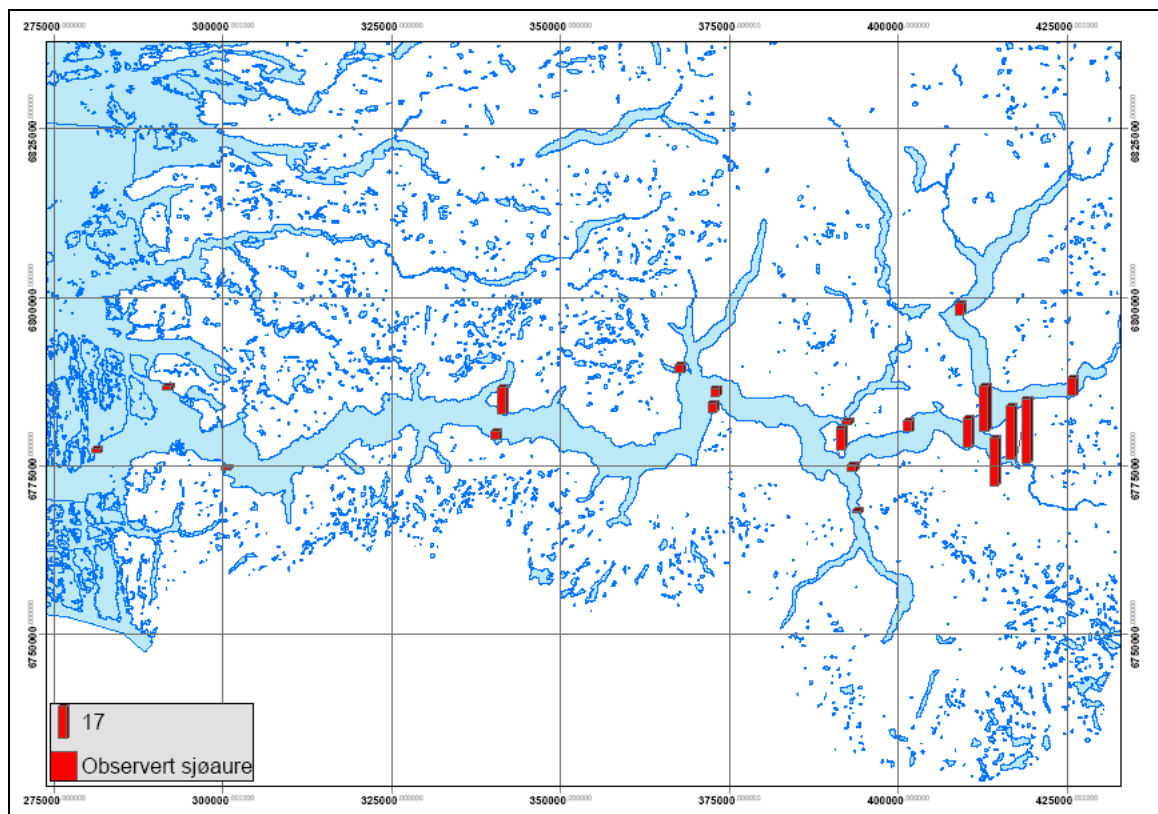
Resultatene viser at utvandring av vinterstøinger skjer i perioden tidlig mars til medio mai (**Figur 6**). Utvandringstidspunktet i eldre tid er ukjent, men gode fangster i merkestudiene i april tyder på at en del fisk stod igjen på elva til begynnelsen av mai. I telemetristudiene fra 2008-2009 ser vinterstøingene ut til å vandre ut før vannførings- og temperaturøkningen starter i elva, mens smolten vandrer på vannføringsøkninger i mai/juni. En må understreke at et år med utvandingsdata ikke er godt nok til å dra generelle slutninger på dette punktet. Disse resultatene indikerer at vinterstøinger vandrer ut tidligere, og på andre stimuli, enn smolten, og at mye voksen fisk allerede kan ha vandret på sjøen før merking tok til i elva på våren, både i det eldre datasettet og ved merking i 2009.

Vandringsavstander

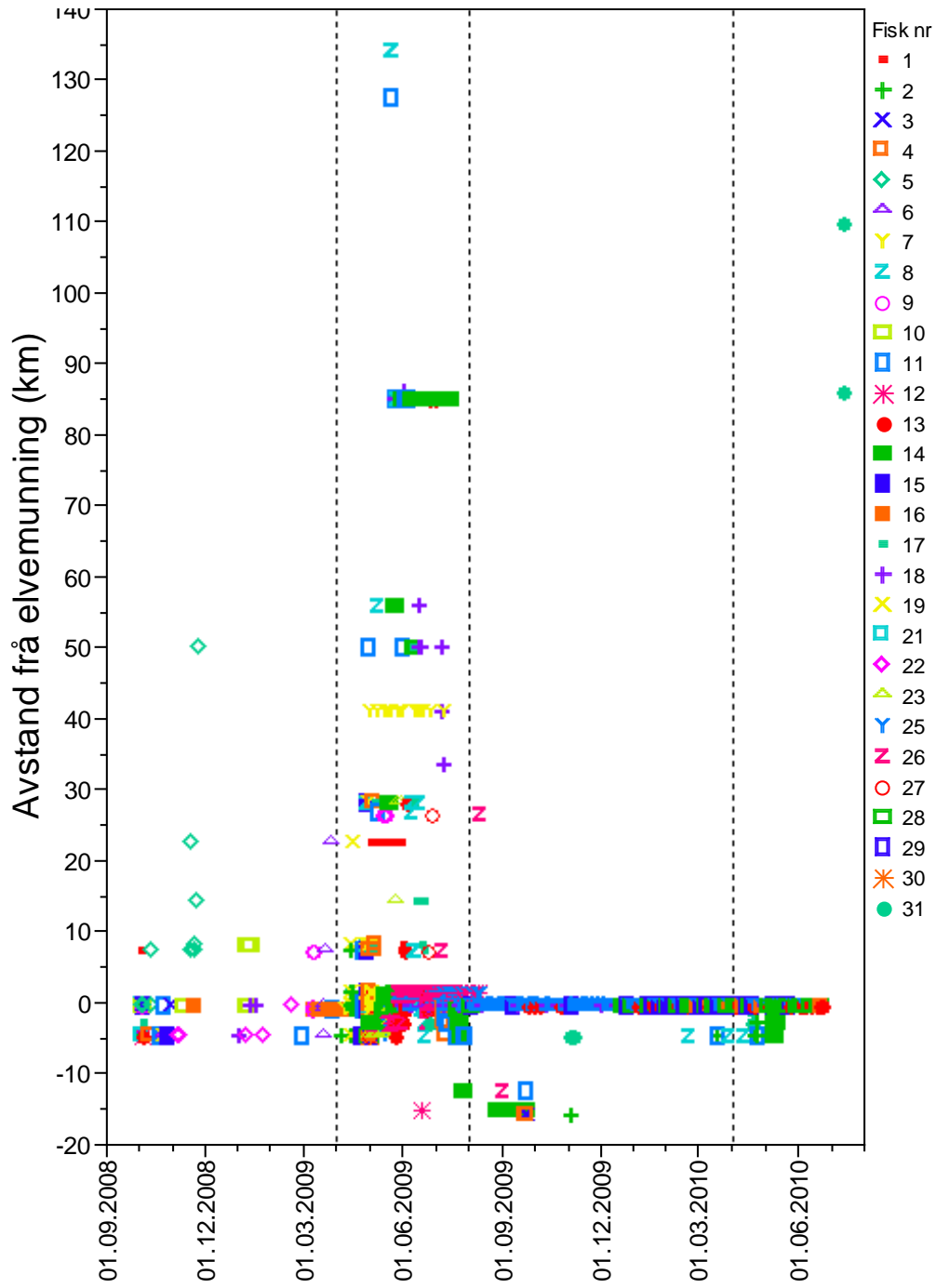
Gamle merke-gjenfangststudier på sjøørret fra Lærdalselva utført fra begynnelsen av 50-tallet viser store vandringsdistanser i fjordsystemet (Kristensen m. fl. 2011b). Gjenfangsten var størst nær elven, men det var også en markant topp i fangstene i ytre fjordområder (Hyllestad, Fjaler, Solund, Høyanger). I de nye studiene ser en også et mønster der en del fisk vandrer raskt ut mot ytre deler av fjorden, mens andre kun er registrert i de indre delene (**Figur 7-Figur 9**). Det ser derfor ut til at vandringsmønsteret fra eldre tider fortsatt kan gjelde i dag.



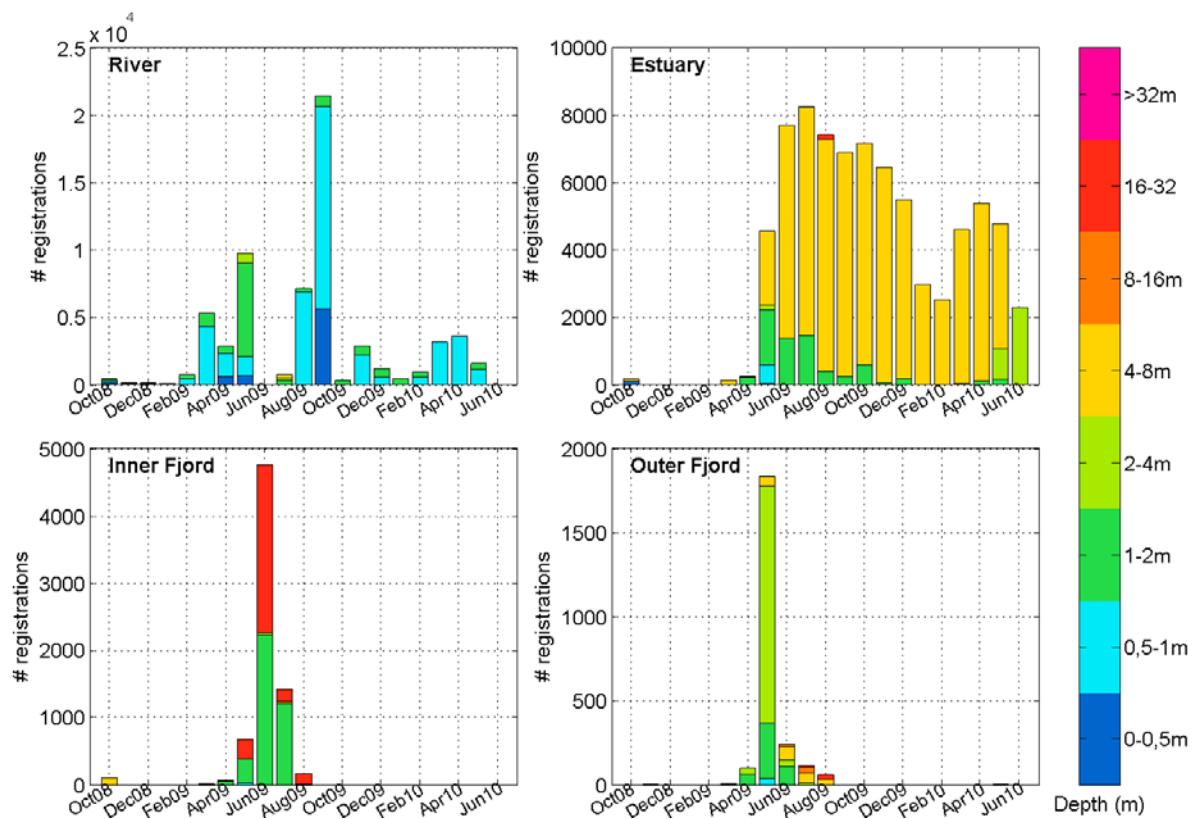
Figur 6. Utvandringstidspunkt for vinterstøinger av sjøørret merka i oktober 2008 fra Lærdalselva. Blå linje viser vannføring (m³/sek), mens røde punkt angir tidspunkt for første registrering i indre Lærdalsfjord. Svart punkt angir en fisk som trolig døde i elva eller rett etter under utvandring. Vertikale stipla linjer angir 95 % konfidensintervall for utvandringstidspunkt.



Figur 7. Oversikt over lokaliteter der det ble registrert ørret som ble merket i Lærdalselva i perioden 2008-2009 (Kristensen m. fl. 2011b).



Figur 8. Registreringer av voksen ørret merket i 2008-2009 med avstand fra elvemunningen.



Figur 9. Dybdepreferanser for voksen ørret merket i 2008-2009 og fordelt på ulike deler av Sognefjordssystemet.

5.3 Vandringsmønster til smolt

Ved at en hadde et operativt nettverk av passive lyttebøyer i Lærdalselva og Sognefjordssystemet ble et utvidet prosjekt (LÆST- LÆrdalSmoltTelemetri) omkring smoltutvandring realisert. Resultatene, som det her er tatt et utdrag av, er i sin helhet rapportert i Urke m. fl (2010). Kunnskap om smoltutvandring, prestasjon til klekkeriproduisert fisk og vandringsmønster rett etter utvandring i marint miljø er også viktig kunnskap i forhold til både bekjempelse av *G. salaris* og kommende fiskeforsterkningstiltak i og beredskapsplaner for vassdraget.

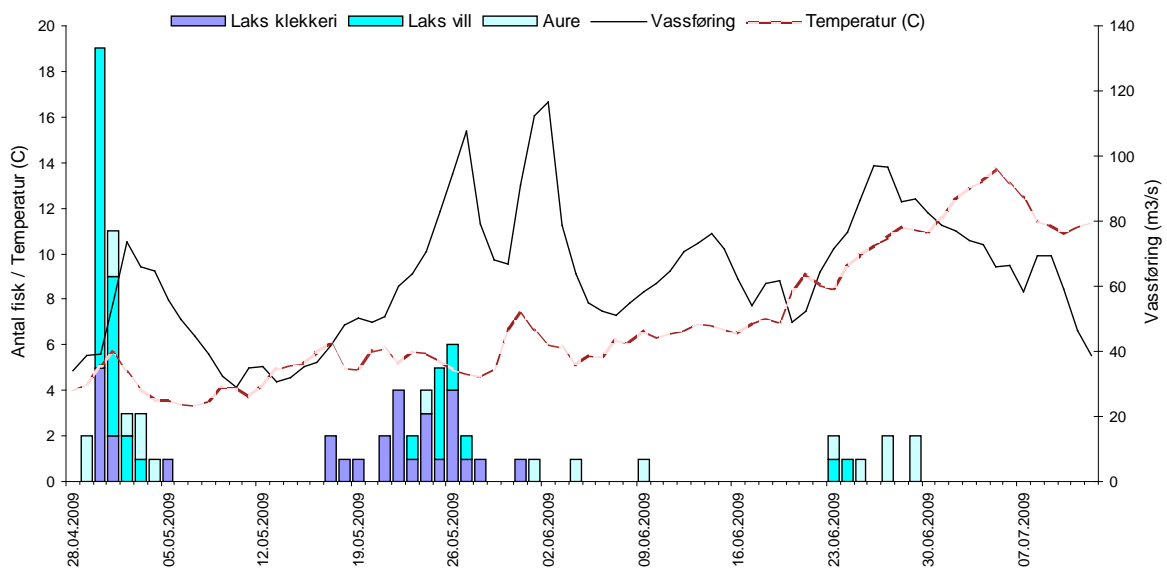
Målet med dette prosjektet har vært å:

- Kartlegge utvandringstidspunkt til smolt av villaks og ørret, samt klekkeriproduisert laksesmolt sesongen 2009
- Innhente kunnskap om marin atferd hos laksesmolten fra Lærdalselva
- Innhente kunnskap om hvordan og hvor lenge ørretsmolten fra Lærdalselva bruker Sognefjorden som oppvekstområde
- Evaluere hvordan klekkeriproduisert laksesmolt presterer i forhold til vill laksesmolt

Kartlegging av utvandringstidspunkt og marin atferd hos smolt av villaks, klekkeriproduisert laks og vill ørret fra Lærdalselva ble undersøkt ved hjelp av akustisk telemetri. Av de 40 fiskene som ble merket fra hver gruppe ble 34 villaks, 31 klekkerifisk og 21 ørreter registrert i sjøen.

Den første registrerte utvandringen skjedde på den første større flomtoppen på våren (**Figur 10**), og alle toppene i utvandring skjedde ved en økning i vannføring. Laksen har et utvandringsvindu som strekker seg fra 29. april til 24. juni, med hovedmengden av fisk på utvandring mellom 29. april og 28. mai. Klekkerifisken vandret ut i perioden 1. mai til 30. mai, og villaksen hadde omlag samme utvandringmønster som klekkerifisken, bortsett for to lakser som vandret ut 22. og 23. juni. Flest fisker (omlag 50 %) ble registrert ved første utvandringstopp rundt 1. mai. På dette tidspunktet vandret vill laksesmolt fra alle utsetningspunktene i elva. I 2009 var vannføring den utløsende faktoren for utvandringen.

Ørreten vandret ut i tidsrommet 29. april til 29. juni. Ørreten har også markerte toppe i utvandring på samme tidspunkt som laksen, men vandrer likevel ut over en lengere periode og litt mer vilkårlig i forhold til miljøvariablene.



Figur 10. Utvandringstidspunkt for akustisk merka smolt av sjøørret og laks (vill- og klekkeriproduisert) i Lærdalselva sesongen 2009. Vannføring og temperatur er registrert ved Rikheim, Båthølen ved Lysne. Fisken ble merket fra 4,2 til 18 km oppstrøms utløp (Urke m. fl 2010).

Både klekkerismolt og laksesmolt har relativt kort oppholdstid i utløpsområdet, og begge grupper av fisk søker seg raskt utover mot kysten. Ørretsmolten har ikke den samme retningsbestemte forflytningen mot utløpet av fjorden som laksesmolten, og en stor del av ørretsmolten ble registrert på lyttebøyene både i Årdals- og Lusterfjorden. Studiet indikerer at laksesmolten bruker omlag 14 dager på å komme seg ut av Sognefjorden, noe som tilsier at hovedmengden av laksesmolt passerte ytre del av fjordsystemet i perioden medio mai til medio juni i 2009.

Effektiviteten av det pågående kultiveringstiltaket i Lærdalselva har aldri blitt grundig evaluert. En første tilnærming ble forsøkt gjort ved å se på hvordan klekkeriproduisert laksesmolt presterte sammenliknet med vill laksesmolt. Selv om studien er basert på bare ett år, så er det tydelig at klekkeriproduisert laksesmolt reagerer på de samme stimuli som vill laksesmolt i forhold til utvandring. Den klekkeriproduerte fisken vandrer ikke bare på samme dato som villfisk, men også i den mørke delen av døgnet. Dette viser at selv et kort opphold i elva etter et liv som klekkerifisk gjør laksen i stand til å reagere på disse stimulansene.

I dagens praksis ved Ljøsne klekkeri skjer utsetting av 1-årig smolt rundt den 15. mai. Til studiet ble det satt ut fisk den 29. april, sammenfallende med økende vannføring. Basert på resultatet fra 2009, tilråder vi at utsetting kan skje på et tidligere tidspunkt enn det som er gjeldende praksis.

5.4 Utvikling av fiskemerker med ledningsevne og temperatur (CondTag)

Detaljer om dette arbeidet er gitt i Alfredsen m.fl. (2009; 2011) og Urke m.fl. (2011).

5.4.1 Bakgrunn og metodikk

Utviklingen innen elektronisk fiskemerketeknologi og telemetri har gått fra enkle analoge sendere for lokalisering av fisk til mer avanserte digitale enheter som tillater integrasjon av forskjellige typer sensorikk, muligheter for behandling av målesignalene lokalt i fiskemerket (filtrering, komprimering), og mer hensiktsmessige digitale telemetriprotokoller. Parallelt med økende kompleksitet har det i mange tilfeller vært mulig å redusere merkenes fysiske størrelse og levetid. Til sammen har dette gjort fisketelemetri til et effektivt vitenskapelig verktøy for studier av fiskens atferd i dens naturlige habitat.

Målsettingen har vært å utvikle ny teknologi basert på moderne elektroniske sensorikk-fiskemerker/sendere som gjør det mulig ved hjelp av merkede individer å avdekke om forflytning til problemområder forekommer, og eventuelt de atferdsmessige mekanismene som ligger bak. Denne informasjonen kan i neste omgang å benyttes til å utvikle behandlingsstrategier som er robuste mot slike effekter.

Metodikken er basert på å utnytte det faktum at vannets elektrolytiske konduktivitet (ledningsevne) i brakkvannssoner og grunnvann normalt vil avvike signifikant fra det som ellers er karakteristisk for elvevannet.

I Lærdalselva er det målt i størrelsesorden fem til ti ganger høyere ledningsevne i grunnvann sammenlignet med elvevann. Ledningsevneforskjellen mellom elvevannet og vannet ved utløpet av Lærdalselva (brakkvannssonen) er naturlig nok enda større. Under en AIS-behandling vil videre elvevannets ledningsevne forhøyes signifikant på grunn av tilsetning av aluminiumioner (vesentlig $\text{Al}(\text{OH})_2^-$, $\text{Al}_2(\text{OH})_7^-$) og tilhørende anioner (SO_4^{2-} i de benyttede AIS-kjemikaliene). Ved Øye langt nedstrøms i vassdraget ble det f.eks. observert en økning i ledningsevne fra et bakgrunnsnivå på 24 $\mu\text{S}/\text{cm}$ til 37 $\mu\text{S}/\text{cm}$ under behandlingen i april 2008. Lignende prosentvise økninger i ledningsevne (50 – 100 %) ble observert også andre steder i vassdraget. Samtidig er verdiene som er karakteristiske for elvevannet under behandling betydelig lavere enn det som kjennetegner grunn- og brakkvann. I tillegg vil vanntemperaturen i grunnvannstilsigene i større deler av året være signifikant forskjellig fra den i elva. I februar viste temperaturen i grunnvannet 5.9 °C, mens den i elva lå i området 0,9 – 1.4 °C. Ved en kjemisk behandling på sensommer og tidlig høst vil det mest sannsynlig være temperaturforskjell mellom grunn- og elvevann, men da med motsatt fortegn.

Dette betyr at måling av ledningsevne sammen med temperatur under bestemte betingelser gir nok informasjon til å identifisere forskjellige typer vann i vassdraget. Enkelt forklart kan en tenke at seg fisken brukes som en biologisk markør for å finne områder med potensielt suboptimal behandling-kjemi med tanke på å fjerne *G. Salaris*.

5.4.2 Spesifikasjoner

Merket er designet slik at temperatur og konduktivitet måles med en oppløsning og nøyaktighet som er tilstrekkelig for de aktuelle verdiene i Lærdalssystemet (**Tabell 1**). Designparametre som fysisk størrelse, levetid og målefrekvens kan imidlertid avveies mot hverandre, slik at man f.eks. kan få lengre levetid ved å gå opp på størrelsen eller ned på målefrekvensen. Et brukbart kompromiss må finnes ut fra kravspesifikasjonen for det enkelte eksperiment. Det aktuelle designet tilfredsstiller

imidlertid funksjonskravene som er gitt ovenfor. Detaljer om dette er gitt i Alfredsen m.fl. (2009; 2011).

Tabell 1. Spesifikasjoner for CondTag med soner for inndeling av momentanverdier for ledningsevne og temperatur.

zone	Conductivity (uS/cm)	Temperature(deg.)
15	200,0 up	18,0 - 23,9
14	140,0 - 199,9	16,5 - 17,9
13	90,0 - 139,9	15,5 - 16,4
12	70,0 - 89,9	15,0 - 15,4
11	60,0 - 69,9	14,5 - 14,9
10	55,0 - 59,9	14,0 - 14,4
9	50,0 - 54,9	13,5 - 13,9
8	45,0 - 49,9	13,0 - 13,4
7	40,0 - 44,9	12,5 - 12,9
6	35,0 - 39,9	11,5 - 12,4
5	30,0 - 34,9	10,5 - 11,4
4	25,0 - 29,9	9,5 - 10,4
3	20,0 - 24,9	8,5 - 9,4
2	15,0 - 19,9	7,5 - 8,4
1	10,0 - 14,9	6,0 - 7,4
0	0,0 - 9,9	0,0 - 5,9

Måling av ledningsevne og temperatur i fiskens umiddelbare nærhet vil gjøre det mulig å bestemme hvilken vannkvalitet fisken eksponeres for. Det er derfor utviklet et elektronisk fiskemerke som måler disse variablene kontinuerlig og fjernoverfører informasjonen til automatiske eller manuelle mottakere i aktuelle områder av vassdraget. Følgende punkter beskriver tagens egenskaper:

- Merkets fysiske størrelse tillater eksternt merking av fisk ned mot 500 gram.
- Merket har en hydrodynamisk form ettersom det skal brukes eksternt på fisk i strømmende vann.
- Merket fungerer i elve-, brakk- og sjøvann, dvs. baseres på akustisk signaltransmisjon.
- Merkets levetid er fem uker eller mer (dvs. to uker før behandling, to uker under behandling og en uke etter behandling), med målehyppighet på ca. 1 min⁻¹.
- Merkede fisk identifiseres med en unik ID slik at det kan opereres med flere individer i ett og samme område.
- Merket alternerer mellom sending av øyeblikksverdier for ledningsevne og temperatur, og statistisk prosesserte data (gjennomsnitt, variasjon, max, min etc.) for disse variablene.
- Merkene sender i tillegg ut et ping hvert 10 sekund på en annen passende frekvens for manuell tracking.
- Elektrisk ledningsevne er en parameter med et svært stort variasjonsområde fra rent ferskvann og til sjøvann. Den sensoren som er utviklet for elv og grunnvann vil ikke dekke måling av ledningsevne i fullt sjøvann. Det er også utviklet ei måle-celle med tilhørende programvare som kan anvendes i fullt sjøvann.

Cond taggen ble første gang brukt under AIS-behandling i Lærdalselva i 2009, se neste avsnitt.

5.5 Kartlegging av fiskeatferd under AIS-behandling i Lærdalselva høsten 2009 ved bruk av CondTag.

5.5.1 Bakgrunn

Hvor fisk oppholder seg, om de flytter seg som respons på vannkjemien under AIS-behandling, og mer generelt hvor mye fisk som forflytter seg internt i vassdraget gjennom en behandlingsperiode, er viktig bakgrunnsinformasjon for å lykkes med kjemisk behandling av større vassdrag. Effektiviteten til en kjemisk behandling mot parasitten *Gyrodactylus salaris* kan svekkes ved at infisert fisk aktivt oppsøker eller fortrenses til områder i vassdraget hvor vannet påvirkes i mindre grad av virkestoffene. Brakkvannssoner og grunnvannstilsig er spesielt framholdt som potensielle problemområder. I Lærdalselva er det for eksempel påvist flere områder i vassdraget hvor grunnvann utgjør den dominerende vanntypen.

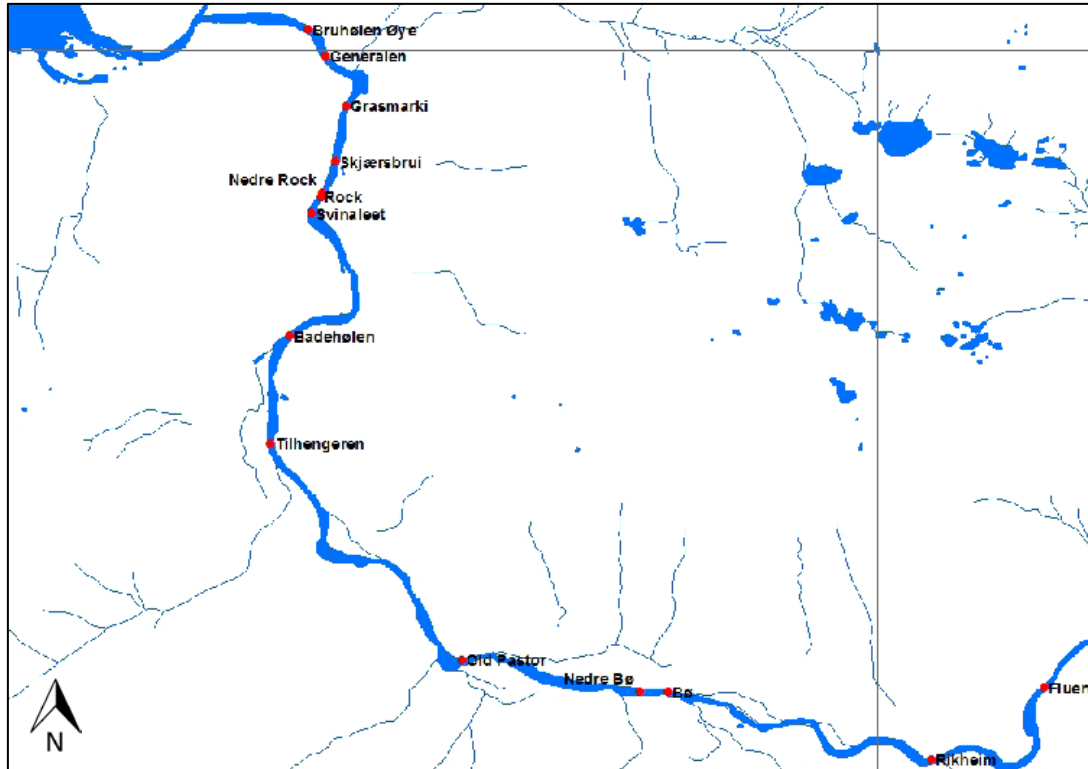
Det foreligger lite kunnskap om responsmønster hos fisk knyttet til endringer i vannkvalitet under behandling med AIS. Akustisk telemetri er vurdert som en spennende og nyttig metodikk for å studere atferd, og koblet opp mot sensorer som kan gi nyttig og behandlingsrelevant miljøinformasjon, øker nytteverdien ytterligere.

Et atferdsstudium på større laksefisk ble gjennomført under kjemisk behandling i Lærdalselva høsten 2009. Det spesialutviklede akustiske fiskemerket CondTag (se kapittel 5.4), som måler vannets ledningsevne og temperatur der fiskene oppholdt seg, ble benyttet. Disse målingene indikerer om fisken oppholdt seg i grunnvannspåvirkede områder eller brakkvann.

5.5.2 Metodikk

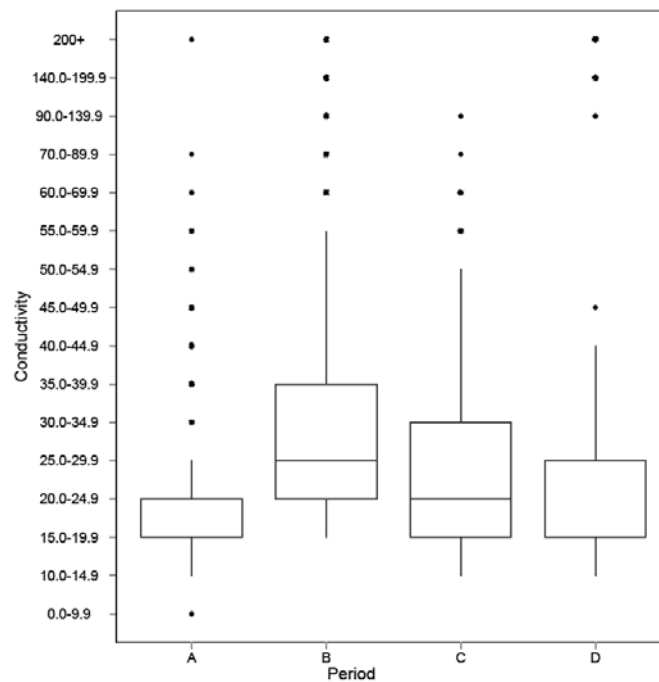
I perioden 6.8.09-15.8.09 ble det merket 22 fisker i Lærdalselva. Seks lakser ($N = 6, 46.9 \pm 16.1$ cm) og 16 sjøørreter ($N = 16, 48.4 \pm 14.9$ cm) ble brukt i forsøket. Manuelle registreringer av fisk ble gjennomført i kombinasjon med en serie stasjonære lyttebøyer i elvesystemet (**Figur 11**). Peiling/registrering ble utført både før, under og etter kjemisk behandling, med en mer intensiv periode i tidsrommet 23.8.-8.9. Av de 22 fiskene ble 20 detektert enten ved manuell peiling eller av lyttebøye, noe som var betydelig mer enn forventet. 7-8 fisker ble mer eller mindre kontinuerlig overvåket av lyttebøyer, og på disse fiskene har en svært gode data på opplevd temperatur og ledningsevne.

Av de 22 merkede fiskene er det kun to stk. som ikke ble detektert etter merking: ID 89/90 laks merket i Sandebank og ID 153/154 pjakk (smålaks) merket i Rikheim. Disse fiskene ble merket i turbulente partier og dette er trolig hovedgrunnen til at fisk ikke ble registrert etter merking. Opplysningen av lyttebøyer i øvre del av vassdraget var i tillegg minimal og manuelle peilinger i dette område resulterte ikke i deteksjon av fisk. Perioden ble delt i fire; A=før, B=under, C=en uke etter og D=lenger enn 1 uke etter AIS-behandlingen høsten 2009.



Figur 11. Lærdalselva med passive lyttebøyer brukt under CondTag-forsøkene sesongen 2009.

5.5.3 Resultater

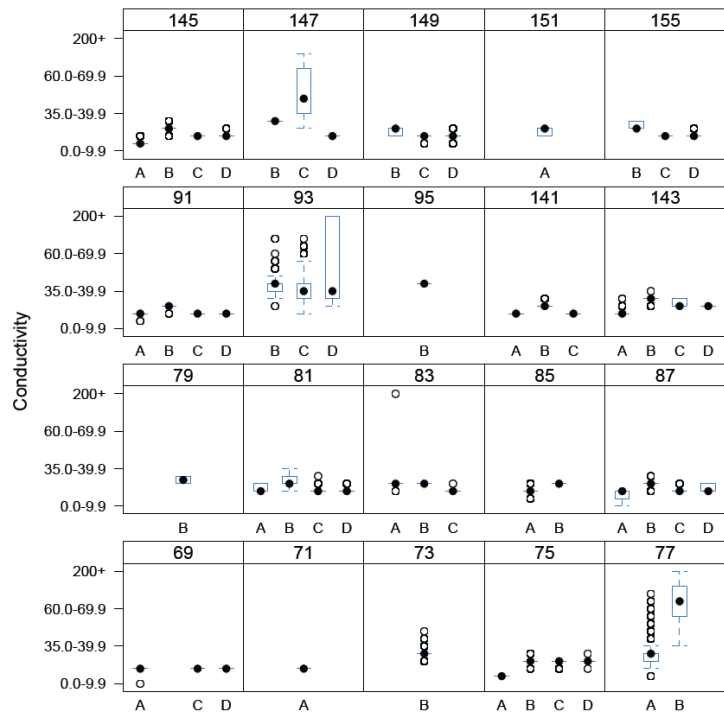


Figur 12. Oversikt over ledningsevnerregistreringer (conductivity, $\mu\text{s}/\text{cm}$) for all fisk samlet gjennom forsøksperioden; A; før, B; under, C en uke etter og D lenger enn 1 uke etter AIS-behandlingen sesongen 2009.

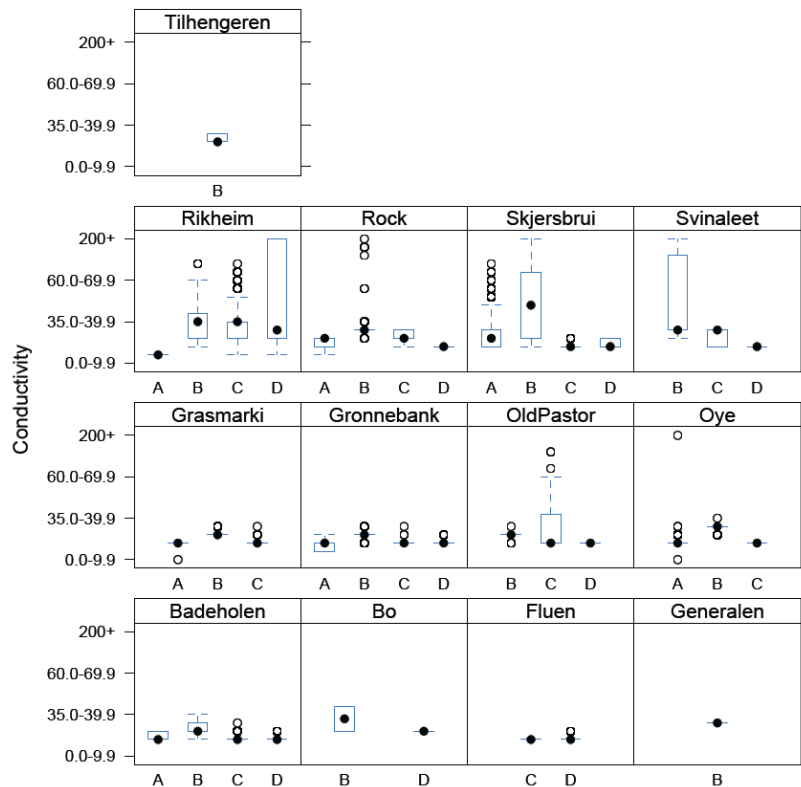
Figur 12 viser alle registreringer av momentanverdier på ledningsevne fordelt på ulike perioder. En ser tydelig effekten AIS-behandlingen har på ledningsevneverdiene; de øker under behandling og avtar etter. Dette tyder også på at mesteparten av fisken står på elvevann som ble behandlet med AIS.

Likevel vil den mest verdifulle informasjonen ligge i å se mer detaljert på enkeltfisk, da en her kan finne individer som oppsøker vannforekomster som ikke har en optimal behandlingskjemi. **Figur 13** viser oversikt over enkeltfisker. Vi ser at flere fisker er registrert over hele forsøksperioden A- D.

I dette preliminnære materialet er det et par fisker som skiller seg ut med høye verdier. En av disse (ID 77) ble registret på Skjærbrui over lang tid, og vil trolig bli tatt ut av datasettet da denne har høye verdier også etter forflytning oppstrøms til andre partier i elva. Her vil en også måtte se på temperaturdata og statistiske verdier fra taggen i de periodene fisken ikke har vært innenfor rekkevidde. I materialet er det også en fisk som ser ut til å stå på Nivlavann i store perioder, og av den grunn har en høyere ledningsevne.



Figur 13. Oversikt over ledningsevne registreringer (conductivity) for hver enkel fisk gjennom forsøksperioden; A; før, B; under, C en uke etter og D lenger enn 1 uke etter AIS behandlingen sesongen 2009

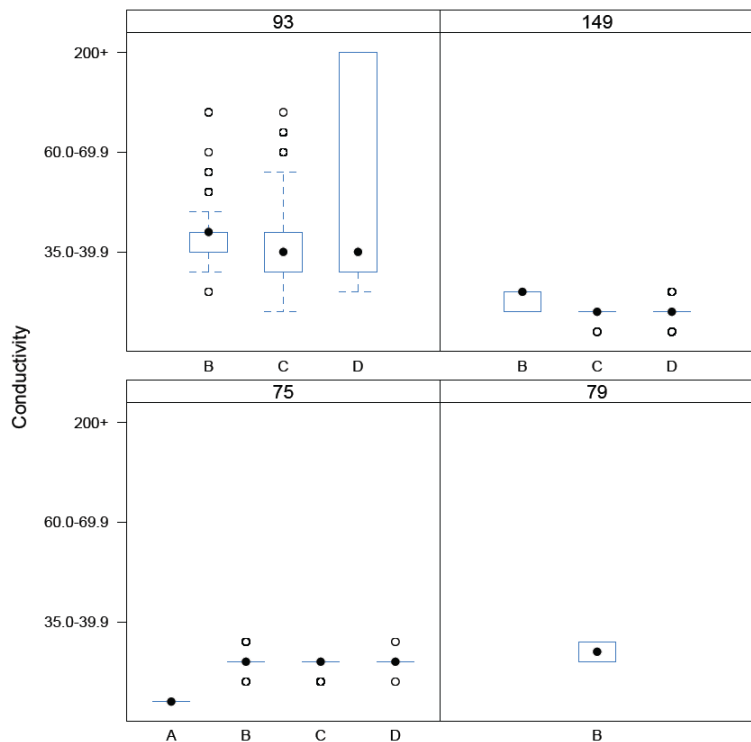


Figur 14. Oversikt over ledningsevneregistreringer (conductivity) gjennom forsøksperioden i ulike høler; A; før, B; under, C en uke etter og D lenger enn 1 uke etter ALS behandlingen sesongen 2009

Figur 14 viser en oversikt over de enkelte hølene der det er registrert fisk. For Skjersbrui, Rock og Svinaleet så er det her fisk ID 77 som gir høye verdier. Vi tar her med et par eksempler på detaljregistreringer i enkelthøler.

I Båthølen på Lysne/Rikheim har en tre fisker som blir registrert i en lengre periode. **Figur 15** viser detaljene på dette. Dette er et interessant område med tanke på at det er her sideelven Nivla kommer inn. Nivla har som kjent en markant høyere ledningsevne enn hovedelven pga stor grunnvannspåvirkning. Fiskene med ID 93, 149 og 75 sto her mesteparten av tiden, mens fisk ID 79 bare har vært inntil under behandlingen (periode B).

Vi vet at fisk 93 sto på hølens sørside mot Nivla, og fisk 75 og 149 sto på nordsiden (Lysne). Dette gjenspeiles også i ledningsevneverdiene på fisken. Vi ser tydelig at fisk 93 står på en vannkvalitet med klart høyere ledningsevne enn de to andre.

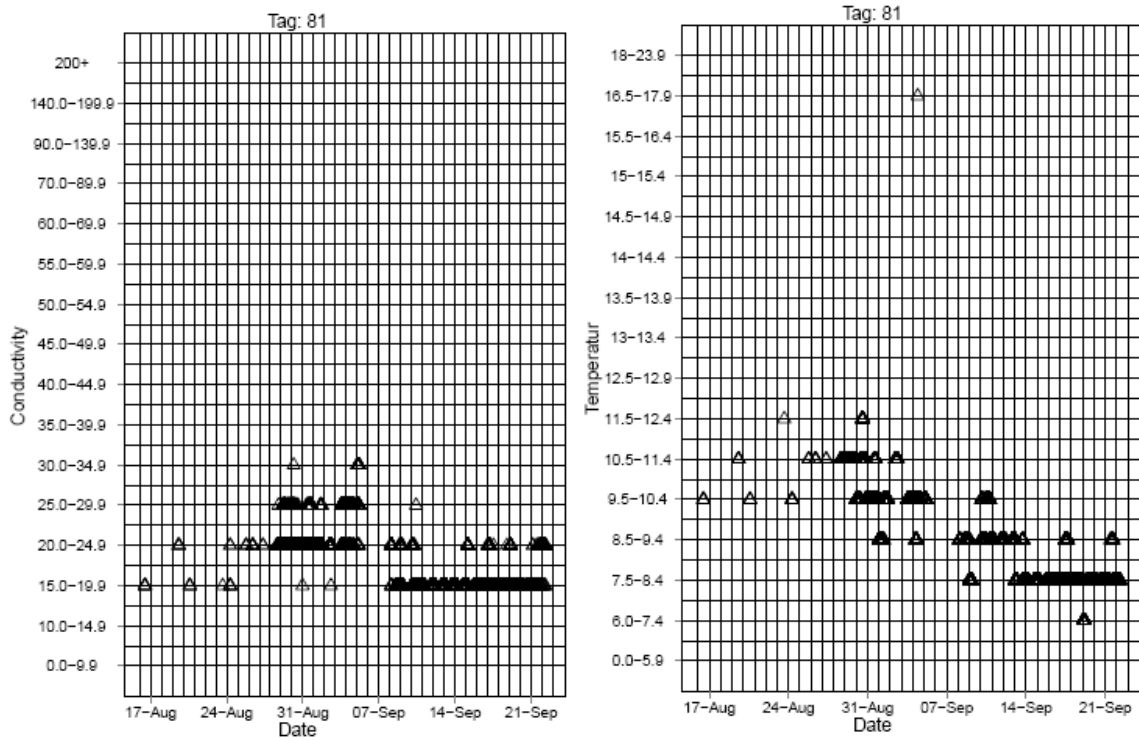


Figur 15. Registreringer i Båthølen på Lysne-Rikheim. Fisker med ID 93,149 og 75 sto her mesteparten av tiden, mens fisk ID 79 var innom under behandlingen.

I Badehølen ved Eri (**Figur 16**) ble fisk ID 81 holdt under observasjon under hele studieperioden og verdier på ledningsevne og temperatur fra denne fisken er vist i **Figur 17**. Vi ser tydelig effekten av AIS-behandlingen med en økt ledningsevne. Denne fisken har utvilsomt stått på behandlet elvevann under hele forsøksperioden.



Figur 16. Badehølen ved lav og høy vannføring. En ørret ID 81/82 sto bak på denne hølen gjennom hele forsøksperioden (Foto: Marte Kvakland).



Figur 17. Ledningsevne og temperatur for en sjøaure ID 81 (33) i Badehølen ved Eri. Kjemisk behandling startet 24.8.09 og ble avsluttet 7. september.

5.6 Oppsummering AFAB

Det har blitt utviklet en fungerende prototyp på et elektronisk fiskemerke. Fiskemerket består av sensorer for måling av temperatur og elektrolytisk konduktivitet i vannet samt en digital akustisk sender. Senderen vil på denne måten kunne overføre informasjon som gjør det mulig å bestemme hvilken vannkvalitet fisken oppholder seg i. Samtidig vil det være mulig å peile fiskens tilnærmede posisjon basert på de utsendte akustiske signalene. Merket er designet slik at temperatur og konduktivitet måles med en oppløsning og nøyaktighet som er tilstrekkelig for de aktuelle verdiene i Lærdalssystemet.

Prosjektet har sannsynliggjort at det ved hjelp av ledningsevne- og temperaturmålinger kan skilles mellom vannkvaliteter som er relevante i forbindelse med studier av fiskens atferd under behandling og vurdering av effektiviteten til en kjemisk behandling av Lærdalselva.

Den tekniske delen av prosjektet, med tag-utvikling og validering av målinger, anses som så vellykket at teknologien kan tas i bruk som et verktøy for å dokumentere både fiskeatferd og områder av elver der grunnvannstilførsel eller brakvannsområder krever spesielle tiltak ved kjemisk behandling

CondTag fiskedata sammen med økt bruk av hydrologiske verktøy i områder der en avdekker unormale verdier, bør kunne inngå som input-data i forkant av kjemiske behandlinger av større vassdrag, for på den måten å bedre kunne håndtere slike problemområder.

Det er også utviklet en ny type akustisk sender som er programmert til å utføre og sende ut en statistisk analyse av data over et glidende tidsvindu på sju dager på temperatur og dybde. Dette har framskaffet interessante data på lakse- og sjøørretstammen sin generelle atferd i Lærdalsvassdraget.

5.7 Referanser

Alfredsen, J. A., Grønningsæter, A. og Urke, H. A. 2009. AFAB- Kartlegging av fiskeadferd før, under og etter en kjemisk behandling med fokus på grunn- og brakkvannsområder i Lærdalsvassdraget: Arbeidspakke 3:Utvikling av vannkjemisk elektronisk fiskemerke/sender. NTNU notat. Sperret.

Alfredsen, J. A., Førre, M., Grønningsæter, A., Kristensen, T. og Urke, H.A. 2011.Using internal data processing capacity to enhance the information output from acoustic transmitter tags. 1. International conference on fish telemetry; 2011-06-14 - 2011-06-18

Knigth, C. and Haugen, T. O. 2009. Pilot study into the use of PIT telemetry to monitor salmonids responses to dosing of Aluminium in the Lærdalselva. Preliminary results. 9 pages. Pilot Study Report NIVA notat. Restricted.

Kristensen, T., Urke, H. A., Haugen, T. O., Rustadbakken, A., Alfredsen, J.A, Alfredsen, K. og Rosseland, B.O. 2011a. Sjøauren i Lærdalselva; vekstmønster og fjordvandringar før og no. NIVA Rapport 6122.

Kristensen, T., Urke, H.A., Haugen, T.O., Alfredsen, J., Alfredsen, K. and Rosseland, B.O., 2011b. Sea trout (*Salmo trutta*) migratory patterns in a large and complex fjord: comparing old mark-recapture and recent acoustic telemetry studies in Sognefjorden, Norway. 1. International Conference of Fish Telemetry, Sapporo, Japan, June 12-18.

Urke, H. A., Kristensen, T., Alfredsen, K.T., Daae, K. L.D. og Alfredsen, J.A. 2010. Utvandringstidspunkt og marin åtfærd hjå smolt frå Lærdalselva. NIVA rapport. 6033-2010 48 sider.

Urke, H.A., Kristensen, T., Alfredsen, K.T., Grønningsæter, AA., Kvakland, M., Hagen, A.G. and Alfredsen, J. A. 2011. Conductivity and thermal habitat preferences of Atlantic salmon (*Salmo salar*) and sea trout (*Salmo trutta*) in a river system before during and after an Aluminium Sulphate treatment. Poster. 1.International Conference Fish Telemetry , Sapporo June 12-18.

6. Unnvikelsesatferd

Av: Arne Jørgen Kjøsnes (NVE, tidligere NIVA), Anders G. Hagen (NIVA), Øyvind Garmo (NIVA), Svein Aune (VI) og Atle Hindar (NIVA).

Ved behandling med AIS er det viktig at fisken ikke trekker seg unna når vannkvaliteten endres til de vannkjemiske målene for pH og aluminium. Aktiv unnvikelsesatferd vil kunne minske eksponeringen for kjemikaliene og redusere effekten på *G. salaris*.

Fra forsursingsområdet på Sørlandet er det kjent at ørret i forsurede bekker/elver kan trekke fra hovedstrømmen mot mindre bekker med utlagt skjellsand, spesielt i perioder med høy avrenning. Det er imidlertid gjort lite for å finne ut av hva som er årsaken til denne atferden, om det er de store vannmengdene eller økt surhet under flom.

For å undersøke om unnvikelse kunne representere et problem ved AIS-behandlinger, ble det gjennomført forsøk i Lærdal i 2009. Prosjektet ble ledet av Veterinærinstituttet på oppdrag fra DN, og

det ble gjennomført parallelle forsøk med CFT-Legumin og AIS. Her rapporteres de resultater som omhandler AIS.

6.1 Metode

Fisken som ble brukt i forsøket kom fra Ljøsne klekkeri og var årsyngel av laks fra Lærdalsstammen. Temperaturen i klekkeriet var stabilt rundt 11 °C gjennom forsøksperioden. All fisk ble hentet på klekkeriet og satt i oppholdskar med vann av samme vannkvalitet og temperatur som brukt under forsøket, minst 10 timer før forsøket startet. Temperaturen i oppbevaringskarene varierte mellom 7,6 og 8,7 °C i forsøksperioden, og forskjellen mellom oppholdskar og forsøksrennene (7,5-7,9 °C) var dermed svært liten. Fisken ble gitt 45 minutter for å tilvenne seg det nye fysiske miljøet i forsøksrennene innen doseringen startet.

Vannprøver ble tatt før, like etter oppstart og for hver halvtime under AIS-doseringen. pH ble målt minimum hver halvtime, og kontrollmålt både i felt og på lab. Vannprøvene ble oppbevart kjølig og analysert rett etter at hvert forsøk ble avsluttet.

Forsøket ble utført i gjennomstrømsrenner med to like brede laminære strømmer der fisken fritt kunne velge mellom vann med dosert kjemikalium eller rent elvevann. Rennene ble laget etter samme prinsipp som beskrevet av Kroon og Housefield (2003), se **Figur 18**.



Figur 18. Bakre del av renna. På midten ses forsøkskammer for fisk, og øverst ses midtdeleren som deler hver renne. Kameraene er her skjult under sort filt.

For å få et klart skille mellom de to vannstrømmene ble rennene satt opp med et fall på 3,8°. Hver renne målte 44 x 460 cm der de øverste 200 cm var delt av en midtdeler med hver sin vanntilførsel i hver halvdel. Der midtdeleren sluttet var det et forsøkskammer for fisk. Dette kammeret målte 40 x 44 cm og var henholdsvis 4 og 7 cm dypt oppstrøms og nedstrøms. Dette rommet var stengt av med en netting i forkant (150 µm) og bakkant (5 mm). Vannstrømmene gjennom dette forsøkskammeret var laminære slik at den ene halvdel hadde vann tilsatt AIS-løsning, mens den andre hadde naturlig

elvevann under forsøket. Test med konditorfarge både før og etter forsøket viste en skarp gradient på midten av rennene mellom disse strømmene.

Vann til forsøket ble pumpet opp fra elva like nedenfor utløpet fra Stuvane kraftverk. Vannet ble pumpet opp til en 1000 liters nivåtank. Til AIS-forsøkene ble vannet så pumpet videre ved hjelp av to dykkpumper over til to nye 1000 liters IBC-tanker, en til hver av vannstrømmene i fluviarieret. I slangen til tank 1 ble det tilsatt svovelsyre med doseringspumpe for å regulere pH ned til behandlingsnivå (5,6 – 5,8). AIS-løsning ble så tilsatt til tank 1 med doseringspumpe. En sirkulasjonspumpe sørget for god innblanding av AIS-løsningen. Tank 2 inneholdt ubehandlet elvevann.

Vanngjennomstrømmingen var på 700 l/time i hver av de to halvdelene. Vanntilførselssystemet hadde kraner slik at det under forsøket kunne bytte om på om høyre eller venstre side av rennene skulle ha vann med behandlingkjemikalium. Test med konditorfarge viste at innen ett minutt etter bytting, var alt vann i henholdsvis høyre og venstre løp byttet ut. Bytting skjedde uten noen merkbar virkning på vannstrømmen.

Alle rennene sto i et telt og var skjermet av mørk presenning. I tillegg var rennene dekket av sort plastikk i øvre deler mens det var hengt sort filt over forsøkskamrene. Dette for at fisken ikke skulle bli forstyrret av bevegelser inne i teltet. Over hvert forsøkskammer var det plassert et kamera og all fisk ble filmet med en oppløsning på 3 bilder per sekund mens fisken oppholdt seg i karet. Forsøket ble gjennomført på dagtid og lysforholdene var for det meste like under alle forsøk.

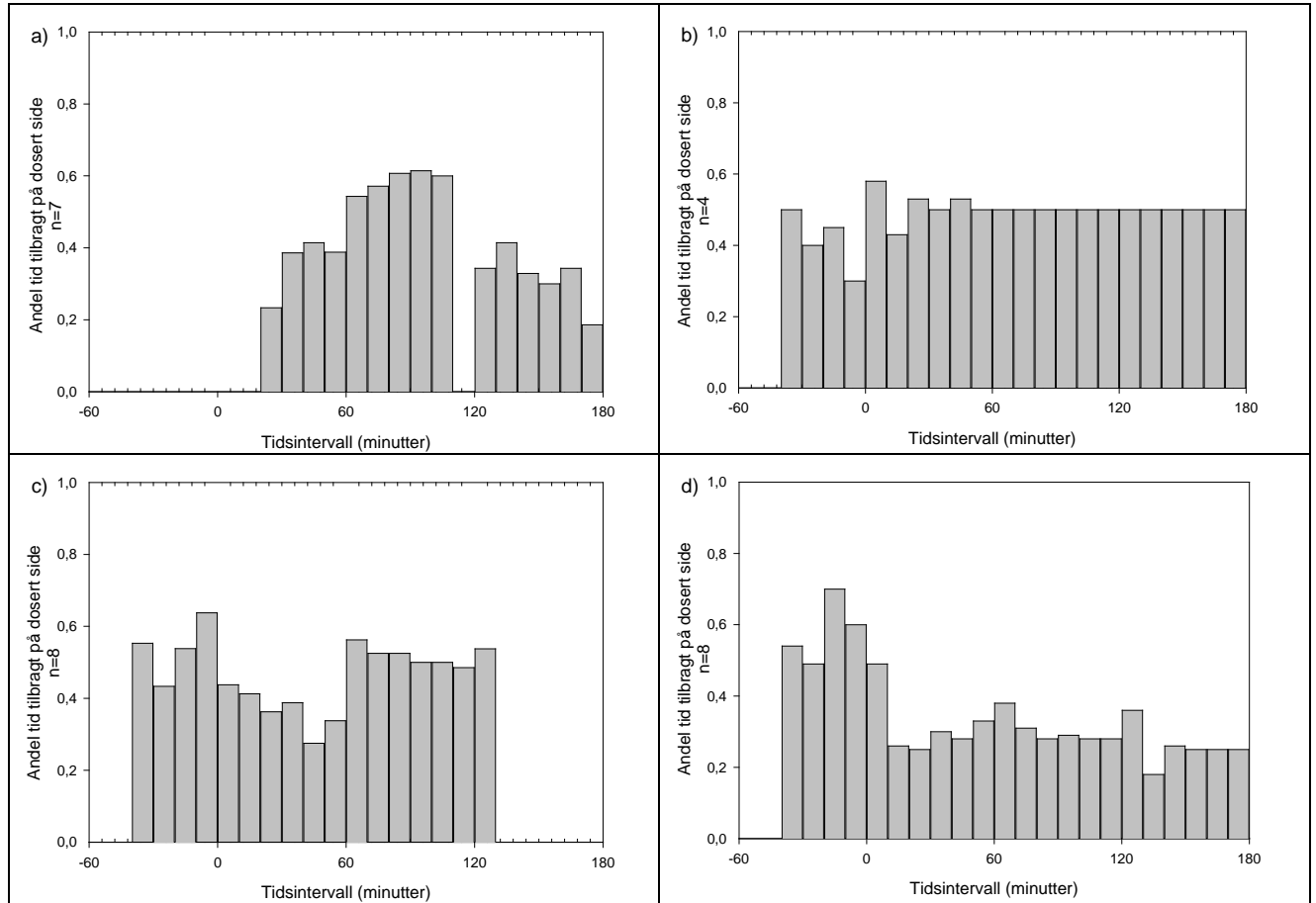
Det ble dosert til ulike (nominelle) konsentrasjoner av Al, hhv. til 41, 61 og 80 µg Al/L som total aluminium. Men målinger viste at den reelle, midlere total Al-konsentrasjonen (Al_t) i forsøkene var hhv. 58, 69 og 111 µg Al/l. Basert på en rekke målte konsentrasjoner av Al_o i vannet fra Kraftgata (5-15 µg/l), gir dette Al_t -intervaller på hhv. 28-72 µg/l, 49-68 µg/l og 84-116 µg/l i forsøkene. I tillegg ble det brukt en kontrollgruppe som ikke ble eksponert for kjemikalier. Forsøkene pågikk i tre timer, og det ble brukt to paralleller med fire renner for hver konsentrasjon, altså 8 fisk for hver konsentrasjon.

Til sammenlikning var mål-konsentrasjonene av Al_i i hovedelva under behandling 20-25 µg/L ved utryddelsebehandlingen i 2011-2012, det vil si betydelig lavere enn forsøksbetingelsene. pH-målet under denne utryddelsesbehandlingen var til sammenlikning 5,7-5,9, dvs. svært nær forsøksbetingelsene.

I den 45 min lange tilvenningstiden ble det kjørt rent elvevann i begge løpene. Deretter startet forsøket ved at det ble tilført AIS i det ene løpet. Etter en og to timer ble det byttet om slik at det løpet som først hadde rent vann fikk tilført AIS og omvendt. En monitor viste fiskens atferd gjennom forsøket., og dette ble dokumentert på film for seinere analyser.

6.2 Resultater og diskusjon

Resultatene (**Figur 19**) viser at laksungene hadde unnvikelsesrespons på den høyeste Al_i -konsentrasjonen (forsøk d), men ikke på de to andre. Ved nominell konsentrasjon på 80 µg Al/l ble andel av oppholdstiden i den delen av forsøkskammeret som var tilsatt AIS redusert fra 50 % til 20-30 % av tiden.



Figur 19. Andel tid brukt i den halvdelen av forsøkskammeret som ble tilsatt AIS; a) kontrollgruppa (uten AIS), og ved dosering med nominelle konsentrasjoner på b) 21, c) 41 og d) 80 $\mu\text{g Al}_i/\text{L}$.

Forsøkene viser at det kun var unnvikelsesrespons ved den høyeste Al_i -konsentrasjonen, nominelt 80 $\mu\text{g Al}_i/\text{L}$. Alle Al_i -konsentrasjonene i forsøkene er høyere enn mål- Al_i under behandlinger, og den høyeste Al_i -konsentrasjonen (84-116 $\mu\text{g/l}$) ligger i middel fire ganger over målområdet for behandlinger.

Resultatene viser at det er viktig å holde Al_i -konsentrasjonene nær de etablerte vannkvalitetsmålene for behandlingen, men viser også en mulighet for å bruke høyere konsentrasjoner for å jage fisk vekk fra f.eks. skjulte habitater.

7. Bruk av elektriske felt for å skremme fisk ut av skjulte habitater

Av: Rolf Høgberget (NIVA) og Terje Venseth (Terik Technology AS)

Prosjektet GrunnHab viste at laksunger har en betydelig evne til å bevege seg inn i elvegrusen, se eget kapittel i denne rapporten. Denne atferden kan være viktig for fisken for å unngå lave eller for høye elvetemperaturer. Andre skjulte habitater kan være blokkmark og forbygninger langs elvebredden.

Ved kjemisk behandling av lakseparasitten *Gyrodactylus salaris* vil laksunger som oppholder seg i slike områder kunne bli for dårlig eksponert for behandlet elvevann. Det har derfor vært lett etter supplerende metoder. Følgende metoder har vært vurdert for å skremme fisken vekk fra skjulte habitater:

- elektrisk spenning
- lys
- lyd
- trykk/seismikk

Av disse er det bare elektriske spenningsfelt (el-felt) som kan opprettholdes tilnærmet uforandret gjennom massiv ur uten å svekkes radikalt med dybden innover i ura.

Målet med prosjektarbeidet var derfor å undersøke om elektriske felt var egnet for å skremme fisk ut fra skjulte habitater i blokkmark.. Hvis metoden viste seg egnet, var videre målsetning å utvikle en el-feltmetode som supplerende metode ved kjemisk behandling av *G. salaris*, slik at denne kunne brukes i Lærdalselva samme år.

Dette delprosjektet av GyroAISutvikling startet i mars 2012. Det måtte innhentes tillatelser til å etablere dam og gjennomføre forsøk, og målingene kom ikke i gang før medio juni. En rekke forsøk ble så gjennomført i tiden fram til utgangen av juli.

Det ble først gjennomført et pilotprosjekt for å se om elektriske felt ville skremme fisk ut fra skjulte habitater i blokkmark. Deretter ble det gjennomført et prosjekt ved bruk av storskala forsøksdam ved Skjerka, Tvedestrand. Det tekniske utstyret ble deretter videreutviklet.

Utviklingsarbeidet og forsøkene i forsøksdammen er gjennomført av Terik Technology AS i samarbeid med NIVA og fisketekniker Jim Guttrup på Skjerka stamfiskeanlegg.

7.1 Forsøksoppsett

7.1.1 Pilotforsøket

Et kar med målene $L \times B \times H = \text{ca. } 2 \times 2 \times 0,8 \text{ m}$ ble etablert som en mini-elveforbygning med gode hulrom til gjemmesteder for fisk. Byggematerialet i denne ura var naturlig skifrig stein (**Figur 20**). Bak ura ble det satt igjen et område uten massiv steinoppbygging for å se om fisken tok «feil» vei ut av ura og inn mot spenningskilden.

Spenningskilden var et noe ombygget elektrisk fiskeapparat av typen Geomega FA4. Denne har en pulsgenerator som genererer følgende spenninger: 175 V, 350 V, 700 V og 1400 V. Apparatet genererer en firkant likespenningspuls som er valgbar på 35 eller 70 Hz. Anode og katode ble modifisert ved at de ble montert som to stålstenger med diameter ca. 6 mm istedenfor ring og stålwire. Anode og katode ble plassert så langt bak ura som mulig, og i en avstand av 1,9 m fra hverandre.



Figur 20. Oppbygging av kunstig liten steinforbygning for å etterlikne miljøforhold i elveforbygninger. Grov skifrig stein ble bygget opp i tre lag. Total høyde ble ca 40-50 cm, bredden ca 60 cm. Steinstøv og annet fint materiale ble skylt vekk før forsøk.

7.1.2 Storskala forsøksdam

Ved hjelp av gravemaskin ble det gravd ut en 16 meter lang og 6 meter bred grop i løsmasser ved elva Skjerka. Gropen ble kledd med tett duk, og det ble laget et røropplegg for å lede vann inn og ut av gropen. Langs den ene kanten ble det satt ned blokkstein på en slik måte at ytterkanten dannet en vertikal vegg på om lag 150 cm hvorav ca 100 cm var under vannoverflaten (**Figur 21**).

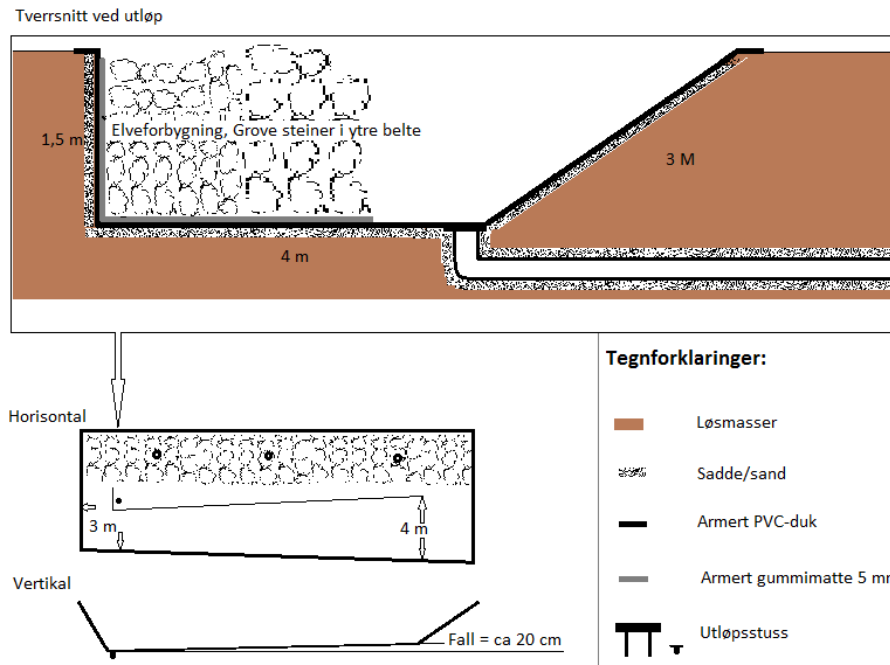
Det ble etablert et «drensrørtløp» i enden av blokksteinkanten for å få ønsket vanngjennomstrømming. (**Figur 22B**). Det ble montert en ventil for regulering av vannmengder inn i dammen og reguleringsmuligheter for overflatenivået i dammen. Fullstendig drenering av alt vann i dammen var også mulig.

Det var viktig å utvikle el-feltaggater som kunne «behandle» tilstrekkelig store arealer, dvs. minimum 10 m elvestrekning. Dette var avgjørende for å kunne være i stand til å gjennomføre tiltak under naturlige forhold. Elektrodene som ble anskaffet til forsøkene var 1,5 m lange kobberstaver med diameter på 1,5 cm (jordspyd). Sett av jordspyd ble stemplet ned i ura slik det også er mulig å gjøre ved en elvebredd.

Batterienergi som blir benyttet som energikilde for kjemikaliepumper med AIS-metoden består av blyakkumulatører. Disse er enten på 110 eller 145 At. Av praktiske grunner ville det være en fordel om utstyret for å lage spenningsfelt var samme type energikilde. Utstyret måtte kunne tåle kontinuerlig

drift over minst 14 dager og periodisering av aktivt spenningsfelt. NIVA etablerte samarbeid med Terik Technology AS for å utvikle et slikt utstyr.

Forsøksdam Skjerka:



Figur 21. Skjematisk tegning som av forsøksdammen ved Skjerka stamfiskanlegg. Den armerte plastduken er 17 m lang. Utstrekningen av dammen er noe kortere. En tykk gumimatte er lagt ut over plastduken for å beskytte mot mekanisk belastning fra steinmassene



Figur 22. A: Forsøksdammen uten vann. B: Et vanlig drensrør ble også plassert i forsøksdammen.

7.2 Gjennomføring og resultater

7.2.1 Pilotprosjektet

Forsøket startet med utsetting av 7 ville lakseparr (0+). Alle fiskene gjemte seg i ura. Allerede ved svakeste spenningsutslag pilte 6 fisker ut. Innstillingen på apparatet var da 175 VDC, 70 Hz. Dette ga en strøm på ca 0,1 A. Ledningsevnen i vannet var 2,6 mS/cm. Vanntemperaturen var 18,3 °C. Fiskene ble forsøkt jaget inn i ura igjen for å gjenta forsøket. De var da noe motvillige mot å oppholde seg i ura, men det lot seg gjøre å få alle inn uten for store problemer.

Forsøket ble så gjentatt. Allerede ved svakeste spenningsutslag pilte 2 fisker ut. Ved 350 VDC og 0,2 A kom ytterligere 2 fisker ut av ura. En av fiskene stilte seg da opp ca 20 cm foran steinveggen i ura. Der ble den stående selv når det ble gitt spenning på elektrodene. Så ble 750 VDC og 0,35 A forsøkt. Da kom ytterligere 3 stk. ut av ura, og fisken som sto oppstilt flyttet seg lengre ut. Den siste fisken ble ikke funnet. Fiskene samlet seg i en liten stim i motsatt hjørne av ura. Det var vanskelig å få dem vekk fra denne posisjonen.

Forsøkene ble gjenopptatt neste dag etter at lyset i lokalet hadde vært slukket for å gi fullstendig ro til fiskene. Ved ankomst var det bare 3 fisker i karet, de øvrige hadde hoppet ut. Ingen av fiskene ville rømme inn i ura da lyset kom på, og det måtte hard jaging til for å få alle inn. Samme opplegg ble gjennomført som dagen før, men det virket som om spenningen måtte være høyere for å få samme effekt. Frekvensen var den samme (70 Hz), ledningsevnen var uforandret og vanntemperaturen var 17,6 °C. Seansen ble filmet med både overvanns- og undervannskamera.

Det ble deretter etablert et forsøksoppsett med en ur oppbygget midt på siden av et tilsvarende fiskekar. Katoden ble plassert rett bak ura og anoden ved karveggen på andre siden av karet. Hensikten med forsøket var å se om fisken ble tiltrukket av anoden. Fisken rømte umiddelbart ut av ura da spenningen ble satt på. Det var ingen tegn til at fisk vandret mot anoden. Imidlertid virket det som om elektrodene plassert mer sentralt i karet stresset fisken samme hvor den sto i karet. Den hadde i dette forsøket ingen muligheter til å plassere seg slik at den ikke ble utsatt for påvirkning. Forsøket ble derfor ikke gjentatt, og gjenværende fisk ble sluppet tilbake til elva.

Forsøkene viste at det er mulig å benytte el-felt til å jage fisk ut fra områder inne i urer og steinfyllinger. Årsaken til den gode effekten antas å være at spenningsfeltet påvirkes lite av hvilket medium feltet befinner seg i, så lenge spenningen kan opprettholdes. Det var også tegn på at fisken husket hvilken påkjenning den var blitt utsatt for. Selv ett døgn etter første forsøk sto fisken samlet utenfor ura framfor å gjemme seg inni den.

Hvilke styrker som skal til for å oppnå ønsket effekt avhenger av flere forhold. Den viktigste faktoren er avstanden til elektrodene og ledningsevnen i vannet, men størrelsen på fisken og temperatur har også betydning. Fiskene var utenfor rekkevidde når de sto 1m rett ut fra anoden og spenningen var 350 VDC. Elektrodene var da plassert 1,9 m fra hverandre. Fisken var utenfor rekkevidde for selv den sterkeste spenningen når de oppholdt seg i motsatt ende av karet. **Figur 23** viser at det elektriske feltet er størst ved anode (+) og katode (-). Det er her effekten på fisk vil være størst. Feltet mellom elektrodene er kraftigere enn ute på sidene.



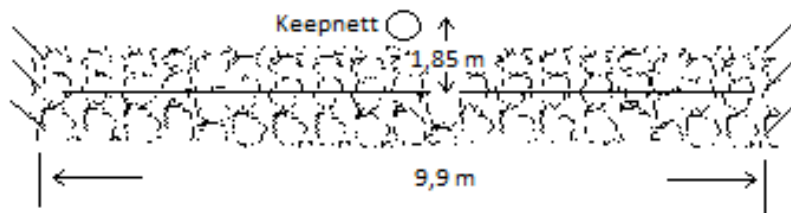
Figur 23. Illustrasjon som viser hvordan det elektriske feltet fordelte seg i fiskekaret ved forsøkene. Feltet er sterkere ved polene (tettere mellom linjene). Effekten på fisk er derfor størst i disse områdene.

7.2.2 Storskala forsøksdam

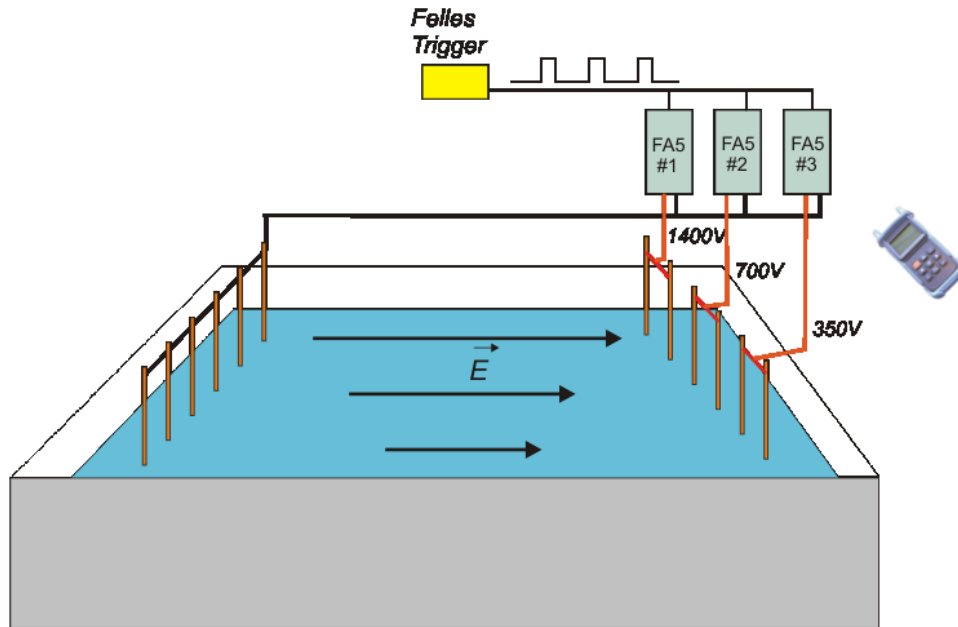
Resultatene i pilotforsøket var oppløftende, og forsøkene ble videreført i storskala forsøksdam. Innledende forsøk besto i å påvise eventuell effekt av el-felter på 0+ laksunger som ble satt ut i et keepnett foran blokkforbygningen. Det ble montert spydsett av tre spyd plassert på hver av dammens kortsider i en innbyrdes avstand på ca 1,25 m. Avstanden mellom spydsettene var 9,9 m (**Figur 24**). En skjematisk framstilling av forsøksoppsettet er vist i **Figur 25**.

Utstyret besto av 3 pulsgeneratorer med en felles styreenhet for pulssynkronisering. Det skulle i teorien gi en tredobling av effekten uten spenningsøking (**Figur 26**). Dette var imidlertid ikke tilstrekkelig til at vi observerte forandret oppførsel på fiskene i nettet.

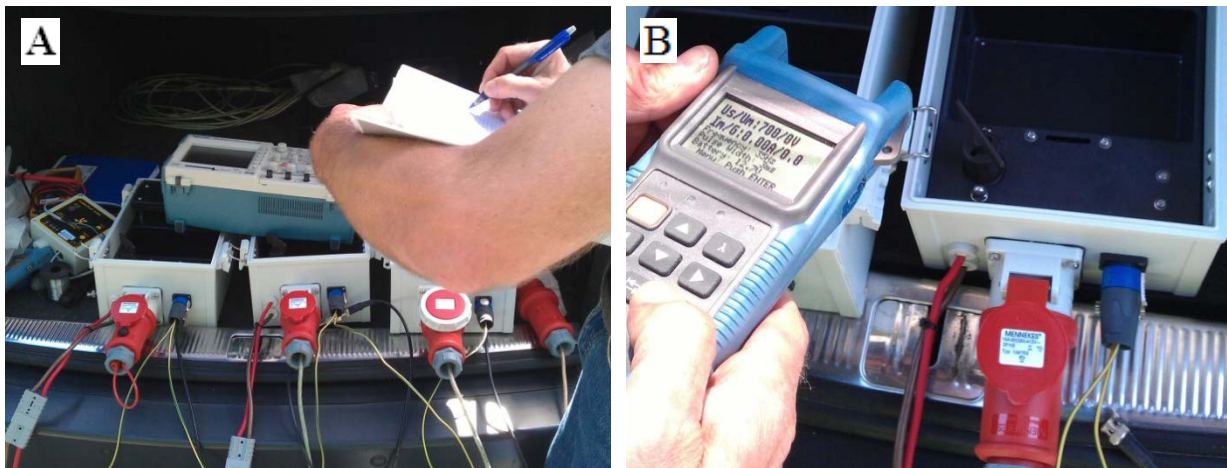
Feltspenningen i effektområdene viste at smerteterskelen for fisken i starten var ca. 2 Vpp (Volt peak to peak; forskjell mellom topp og bunn på spenningspulsene) ved 700V, men at den over tid ble noe slappere eller immun og spenningen måtte dobles til et felt på 3-4 Vpp for å oppnå ønsket reaksjon. Dette lot seg ikke gjøre når elektrodeavstanden var ca. 10 m.



Figur 24. Forsøksoppsett med avstander fra elektrodene til keepnettet med fisk.



Figur 25. Skjematisk framstilling av forsøksoppsettet i forsøksdammen ved Skjerka. Jordspydene er vist parett pr. elektrodetilkobling. Disse ble montert enkeltvis i felt.



Figur 26. Pulsgeneratoren besto av tre sammenbygde el-fiskeapparater. Potensiell effekt ble dermed 3 ganger bedre enn med et enkelt el-fiskeapparat. B: En fjernkontroll kunne benyttes til betjening og avlesing av påtrykte el-verdier.

7.3 Videreutvikling

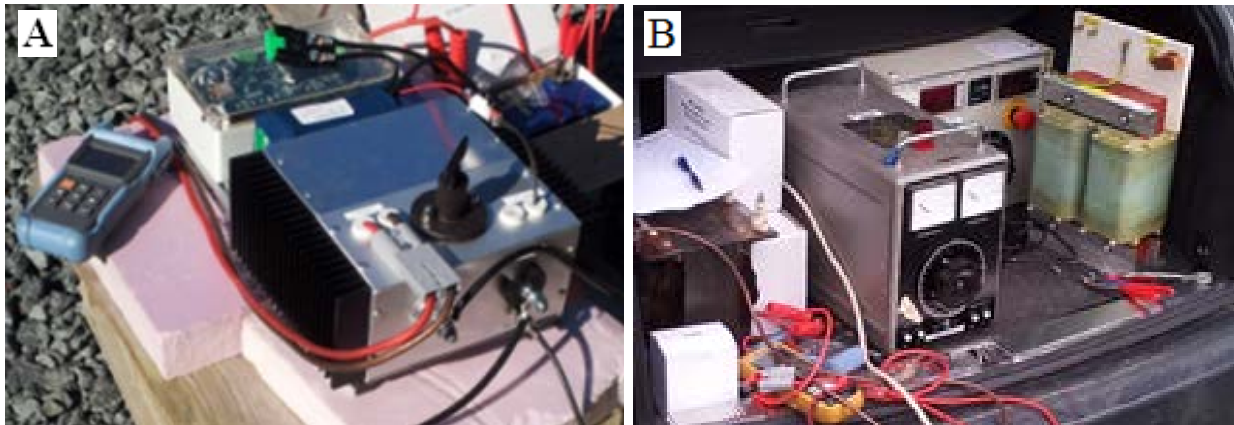
Det ble tidlig klart at det var behov for økt effekt og økt kapasitet på elektronikk, samt kjøling av transformator. Fra SINTEF's høyspentlab i Trondheim ble det utlånt diverse høyspenttransformatorer og kraftige regulerbare spenningsforsyninger, som ble tatt med til siste feltforsøk.

For å ha et referansegrunnlag for utvikling av nytt utstyr, ble pilotforsøket repetert og el-feltet i vannet ved ulike spenningsnivå målt. Det ble også foretatt tilsvarende målinger på ulike avstander i elva.

Det ble gjennomført forsøk med 3 synkroniserte apparater i parallell for å få tredoblet energien i pulsene. Det ga ikke den helt store effekten. Spenningsfeltet har trolig større betydning enn selve energien i pulsene. Det ble så gjennomført forsøk med seriekobling av 2 og 3 apparater (Anode1 → Katode2, Anode 2 → Katode 3). To apparater gikk greit, men med 3 apparater i serie (teoretisk 3x1400V) ble det havari. I etterkant av denne testen ble apparatet modifisert slik at høyspentdelen på hvert apparat kunne drives med inntil 3 seriekoblede 12V-batterier.

Det ble så gjennomført en test med modifisert apparat med hhv 2 og 3 seriekoblede 12V (260Ah) batterier. Ved innkobling av 3 batterier havarerte effekt-transistorene fordi pulsstrømmen trolig oversteg begrensingen på 300A. Innledende tester i forkant med 3x12V batterier (20Ah) gikk uten problemer. Under testen i Skjerka ble det benyttet større batterier med kapasitet på opptil 260Ah, og det resulterte trolig i pulsstrømmer over 300A.

Før siste forsøk ble det også dimensjonert og bygd opp en helt ny pulsgenerator (PG) (**Figur 27**), som var i stand til å levere høyere effekt fra samme trafo. PG ble bygget opp rundt to kraftige kjølestrukturer og bestykket med transistorer som kan levere 3x strømmen på et apparat som havarerte under et tidligere forsøk. Det hadde separate batteritilkoblinger for elektronikk, og selve høyspenningsdelen kunne kjøres på 36V; 3x 12V batterier i serie. Det hadde en mer egnet tilkobling (10mm bolter) for anode og katode enn de tradisjonelle fiskeapparatene



Figur 27. Pulsgenerator (A) og lånt utstyr fra SINTEF (B, se tekst).

I tillegg ble det lånt flere høyspenningstransformatorer og variacer (variable transformatorer) fra Sintef i Trondheim (**Figur 27**) for å teste om 230VAC (strømaggregat) kunne være et alternativ. Nytt apparat og transformatorer ble testet lokalt i Trøndelag før nytt forsøk i Tvedestrand. Til forsøkene ble det også anskaffet og benyttet spesielle høyspentkabler for kobling mellom PG og anode/katode, både for å unngå lekkasje til jord og for å ivareta personsikkerheten. Ny PG og Sintef-trafoer ble først testet med lange skjøteledninger i en lokal elv.

Resultater viste at fiskestørrelsene 0+ og 1+ ble skremt fram fra steinura i bassenget ved påtrykt spenning/strøm på ca 12-1300V/0,7A. 1+ kom ut i stor fart ved 35Hz og 0+ ved 70Hz. Det var noe usikkert om alle 0+ kom fram eller om noen hadde rømt ut via et avløp med litt for grov sil. Kortvarige sekvenser i 10-30 sek så ut til å ha best effekt. Ved langvarig påtrykk virket det som fisken ble "immun" og lærte seg hvilken posisjon som er minst smertefull (90° på el-feltretningen). Ved påtrykk rømte fisken ut, men noen ganger trakk den seg likevel tilbake mot ura.

Vanlig nettspenning (f.eks fra bensinaggregat) ble også testet. Forsøk ble utført med en 13kVA Variac

og 2 stk seriekoblede 230V/4kV transformatorer (utlånt fra Sintef) for å sikre at fisk som ikke hadde kommet ut, ble skremt ut eller døde. Med denne koblingen kan det oppnås opptil 8000Volt/1A/50Hz, som vil kunne føre til at fisken dør. Etter test med dette utstyret ble det funnet to døde 1+ fisk.

Et oppsett som dette vil kreve tilsyn og spesielle tiltak for å ivareta sikkerheten.

7.4 Oppsummering av forsøkene

Flere elektroder og kortvarige ”støt” i en 5-15 minutters periode hvor elektrodene skiftes flere ganger slik at fisken holdes i bevegelse og ikke gis anledning til å finne ”behagelige” posisjoner og heller ikke blir ”immun”, vil trolig gi best muligheter for at fisken skremmes bort.

Endring av retning på feltet kan ha effekt for å holde fisken i bevegelse og unngå at den finner ”behagelige” posisjoner. Dette kan gjennomføres ved å sette opp flere elektroder med ulike feltretninger, og variere hvilke som spenningsettes, eventuelt at to eller flere apparater kobles fast til ulike elektrodesett og at de generer pulser annenhver gang.

Sekvensinnkobling av flere pulsgeneratorer tilkoblet ulike elektroder kan også benyttes for å skape en bølge som driver fisk ut fra ura mot elvestrømmen. For å nå laksunger nær bunnen bedre kan feltet forsterkes på bunnen ved at øvre del av elektrodene isoleres. Dette burde gi en effekt ved at fisk skremmes opp mot overflaten.

Kontinuerlig drift uten overvåking ble vurdert som lite ønskelig av hensyn til sikkerheten. Det ble også vurdert om spesielle steintyper, f.eks. med glimmer/ kråkesølv, kan kortslutte el-feltet. Vannet har bedre ledningsevne enn stein og burde derfor ikke gi reduksjon i el-feltet.

Erfaringene fra disse forsøkene var så oppløftende at el-felt ble faset inn som supplerende tiltak i siste del av Lærdalsbehandlingen i 2012.

7.5 Bruk av el-felt i Lærdal

Til utryddelsesbehandlingen av *G. salaris* i Lærdalselva i 2012 ble det utarbeidet en arbeids- og HMS-prosedyre, slik at behandling med el-felt kunne igangsettes ved oppstart av andre behandlingsrunde 9. september 2012. Det ble valgt ut områder ved Hauge og Saltkjelen som ble oppfattet som spesielt vanskelig å behandle på grunn av grunnvannsproblematikk. Utvalgte områder var en kile på nordsiden av laksehølen Robinson, nordsiden av Sandebank, og begge sider av laksehølen Robin.

På grunnlag av forsøkene i Skjerka var det utviklet en ny type apparat. Apparatet var bygget slik at det var mulig å 2-3-doble driftsspenningen; fra 12 til 24 eller 36VDC, og dermed kunne tredoble utgangsspenningen. Grunnet økt elektrodespenning; opp til 4200 V (3 x 1400V), og dermed økt risiko for operatører, ble det utviklet en fjernbetjening både for justering, avlesing av spenning, strøm og ledningsevne, samt egen fjernkontroll for å aktivere apparatet. Fjernkontroll viste seg praktisk også for å kunne observere fisken i elva i det øyeblikk strømmen ble aktivert. Det ble bygget to apparater for å ha et back-up apparat, hvis det skulle bli behov for vedlikehold/rep under selve strømmingen.

Det viste seg etter hvert at det ble stor påkjenning på selve relékortet grunnet høye strømmer og spenninger, samt en betydelig mekanisk påkjenning pga av transport i til dels ulendt terreng i en kasse på en ATV.

Totalt ca 150 kobberspyd (elektroder) av samme type som ble benyttet i Skjerkaforsøkene, ble slått ned i elvebakken etter samme mønster som ved Skjerka. Antall spyd pr. sett kunne imidlertid variere fra 1 til 3 avhengig av utbredelsen på problemområdet. Strømpulsingen var som vist i **Figur 28**:

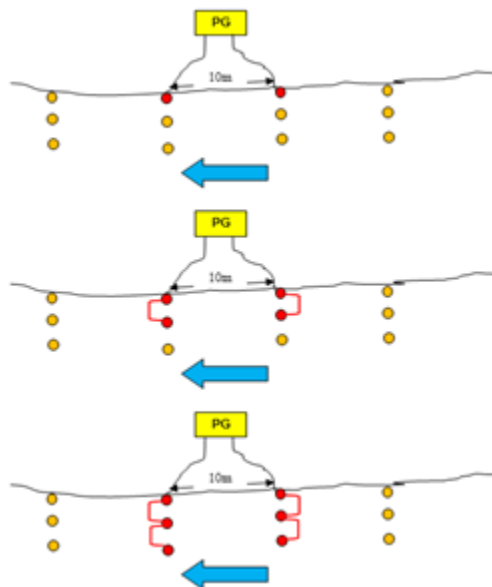
1) Koble mellom 2 parallelle stenger (nærmest elvebredden) og kjør 3 ”støt” á 5 sek og pause på 10 sec, 2) koble neste 2 sammen og gjenta prosedyren og 3) til slutt alle 3 på hver side.

Figur 29 viser hvordan spydene sto på nordsiden av Robin. Det ble også benyttet en alternativ metode i en elveforbygning på sydsiden av Robin (**Figur 30**). Der var elektrodeplassing mulig på innsiden av forbygningen, men ikke i selve forbygningen fordi dette var en fast kjørevei. Pulsing ble først gitt på elektrodene lengst fra elvebredden. Deretter ble neste og så til slutt elektrodene nærmest elva aktivert. På denne måten ble fisk jaget ut av ura. Strømstyrken i pulsene ble justert med forskjellig valg av spenning avhengig av motstanden mellom elektrodene. All betjening foregikk med bruk av fjernkontrollen og manuell veksling mellom de blyakkumulatorene (1.3) som skulle settes i serie. Pulstider og styrker ble fastsatt etter et mønster basert på målinger i Skjerka. Følgende regler ble benyttet ved strømpulsing:

Nedre og øvre grense for strøm samt verdier for frekvens og pulsbredde:

Strøm;	$I_{min} = 0,75A; I_{max} = 1,25A.$
Frekvens	$f = 70Hz$ (tilsvarer liten fisk på FA4)
Pulsbredde:	$\tau = 2ms$ (tilsv. omtrent samme pulsbredde som FA4 ved 70Hz)

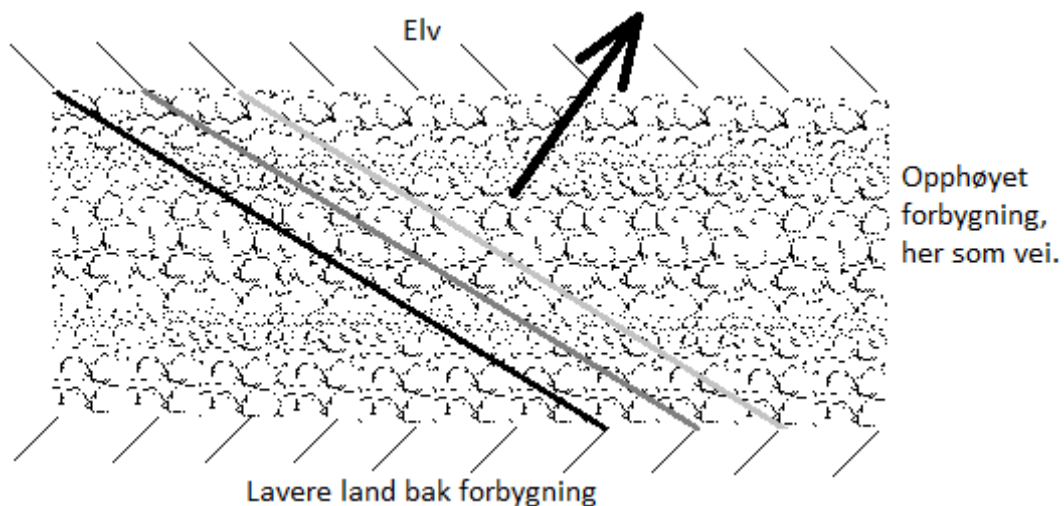
Ved lav ledningsevne må spenningen økes for å øke strømmen, enten ved å velge et høyere nivå innstilt spenning på apparatet, eller å koble inn ett (12 → 24V DC) eller to batterier (12 → 36VDC) ekstra, i serie på driftsspenning til selve pulsgeneratoren.



Figur 28. Strømpulsingen ble gjennomført slik det beskrives i tegningen. Ved å beholde elektrodene nærmest land aktive gjennom hele sekvensen, ble rømmingsveien mot land uaktuell for flyktende fisk.



Figur 29. Kobberspyd (elektroder) ble plassert på forskjellige måter avhengig av løsmassene ved elvbredden. Begge bilder er fra Robin, A er fra nordsiden, B fra sydsiden av elva ved elveforbygningen, se også Figur 30.



Figur 30. Alternativ plassering av kobberspyd som elektroder på Robin sydside. Det var ca 1,5 m mellom hver elektrode. Pulsingen ble da utført mellom elektrodene som er markert med avstandslinjer. Det var ca 17-19 m mellom anode og katode. Først pulses mellom det svarte, så mørk grå, lys grå osv. På den måten ble fisk jaget diagonalt ut i elva.

7.5.1 Observasjoner gjennom feltperioden

Arbeidet med el-felt ble gjennomført uten noen form for automatisk strømpulsing. Dette sikret god kontroll, men innebar bruk av 2-3 personer på heltid. Disse observerte også effekt på fisk.

Grunnet vanskelige observasjonsforhold ble det ikke påvist rømmende fisk fra noen av Robin-stasjonene. På Sandebank ble det påvist at enkelte fisk rømte ut i vannmassene, men det ble ikke observert tids- eller stedsmessige sammenhenger innenfor det behandlede området. Derimot ga forholdene på Robinson en helt annen mulighet til observasjoner av reaksjonsmønstre hos fisk. Dette området var begrenset til en grunn kile med lav vannhastighet slik at det ble enkelt å observere fisk

(Figur 31 A). I dette området ble også elektroder i deler av behandlingsperioden lagt horisontalt på bunnen (Figur 31 B).



Figur 31. El-feltbehandlingen av kilen ved Robinson på Hauge. Observasjonsforholdene var meget oversiktlige. Formålet var å jage fisk ut av bunnmoseområdet som synes på (A). Det var et grunnvannstrykk på siden der operatørene sto. Stømpulsingen gav bedre effekt da elektrodene ble lagt horisontalt i elva (B).

Ved først gangs strømpulsing av Robinson-området ble det påvist mange rømmende fisker. Ved samme behandling neste dag var antallet gått vesentlig ned, men eksakt antall er ikke kjent. Det ble fortsatt med strømpulsing en gang pr. dag i en uke.

Etter tre dagers pause i behandlingene ble de gjenopptatt i 4 dager fra 19. september. Fiskenes reaksjonsmønster ble i denne perioden dokumentert. En del av fiskene flyktet umiddelbart vekk fra behandlingsområdet, mens andre ble så utslått at de kunne fanges med hov. Disse ble midlertidig oppbevart i en bønne til strømpulsingen var over. Deretter ble de satt ut igjen utenfor skjulområdene, men innenfor samme behandlingsareal (felt) som de ble fanget. Noen fisker ble så sterkt påvirket at de døde. Dette var tilfellet for de som hadde oppholdt seg i umiddelbar nærhet til elektrodene (0-15 cm avstand). Ved neste dags behandling ble det totalt observert 46 % færre fisk i hele behandlingsområdet.

Forsøk den 21. september med horisontalt plasserte elektroder ble utført slik at feltene ble delt i to like store deler. Elektrodeavstanden ble da ca. 5 m. Det ble gjort langt flere fiskeobservasjoner. Ved samme behandling påfølgende dag ble det påvist 16 % færre fisk. Reduksjonen i antall fisk i området var minimal på tross av kraftigere el-felt. Resultatene er vist i **Tabell 2**.

Tabell 2. Fiskeobservasjoner fra fire dager med el-feltbehandling i avgrenset område av Lærdalselva. Området ble delt i 6-7 felt, hver med en utstrekning på ca 10 m. Elektrodeavstanden var også 10 m, men i felt 3-7 den 21. og 22. september var avstanden 5 m og elektrodene lå horisontalt på elvebunnen.

Observasjoner El-felt Lærdal										
Robinson,										
Område: Hauge										
Dato	Felt nr	mA ved elektrodesett			Fanget fisk	Påvirket fisk	Fisk rømt ut	Fisk pr felt	totalt antall fisk	Reduksjon %
		1	2	3						
19.09.2012	1									
19.09.2012	2	0,4	0,8	1,1	7	4	3	11		
19.09.2012	3	0,4	0,8	1,1			0	0		
19.09.2012	4	0,4	0,78	1,12	7	4 (1 død)	2	11		
19.09.2012	5			1,26	15		0	15		
19.09.2012	6			1,26	15	5	3	20		
									57	
20.09.2012	1									
20.09.2012	2	0,36	0,6	1,1			2	3		
20.09.2012	3	0,36	0,6	1,1			2	5		
20.09.2012	4	0,35	0,72	1,1			3	5		
20.09.2012	5	0,11	0,9				7	8		
20.09.2012	6	0,45	1,1	1,55			1	10		
									31	46
21.09.2012	1	0,36	0,8	1,8		1 (død)	2	3		
21.09.2012	2	0,36	0,8	1,44			7	7		
21.09.2012	3	1-1,4	1-1,4	1-1,4	7		13	20		
21.09.2012	4	1-1,4	1-1,4	1-1,4	1		19	20		
21.09.2012	5	1-1,4	1-1,4	1-1,4	12		8	20		
21.09.2012	6	1-1,4	1-1,4	1-1,4	5		15	20		
21.09.2012	7	1-1,4	1-1,4	1-1,4	12		8	20		
									110	
22.09.2012	1	0,93	0,93	0,93			0	0		
22.09.2012	2	1,29	1,29	1,29	1	1 (død)	9	10		
22.09.2012	3				1		6	7		
22.09.2012	4				5		5	10		
22.09.2012	5						25	25		
22.09.2012	6						20	20		
22.09.2012	7				11	1 (død)	8	20		
									92	16

7.6 Konklusjoner

Det lyktes å skremme fisk ut fra skjulte habitater i blokkmark ved hjelp av elektriske felt. Dette ble vist både i pilotforsøket og storskalaforsøket. Det lyktes også å utvikle en type pulsgenerator som var kraftig nok til å behandle tilstrekkelig store problemarealer, også i et naturlig elvesystem.

Ved bruk av metoden i Lærdal under aluminiumbehandlingen i 2012 ble det imidlertid gjentatte ganger observert fisk i allerede elfelt-behandlede områder ved ny strømpulsing. Selv om de alltid ble observert lavere antall, er tilbakevandring et tydelig tegn på at metoden ikke ble brukt optimalt. Disse erfaringene var vesentlig forskjellig fra pilotforsøket, der det var meget vanskelig å jage fisk inn i skjulområdene igjen etter at de var blitt strømmet.

Det antas at tilhørighet og revirhevdning av skjulområder fører til at fisk returnerer til allerede behandlede habitater. Metoden kan derfor ikke benyttes med for lange intervaller mellom hver behandling. Tidsintervallene må kortes vesentlig ned. Dersom arbeidet skal gjøres manuelt, innebærer det båndlegging av stor arbeidskapasitet for operatørene.

Pulsgeneratorene (PG) må derfor videreutvikles til å kunne tåle drifting i en form for automatisk periodisering. Dette vil sikre at strømsekvensene blir utført tilstrekkelig hyppig. Generatorene som ble benyttet er et produkt av utviklingsarbeidet, men disse prototypene er ikke ferdig utviklet. Driftssikkerheten var for dårlig til at det var mulig å opprettholde en rutinemessig daglig feltrullering med behandling av de utvalgte områdene. Det gjenstår derfor å gjøre pulsgeneratorene mer driftssikre.

Det var ingen tegn til at fisk tiltrekkes av elektrodene når spenningspulsingen er på.

8. Bruk av elektriske fiskesperrer

Av: Kjetil Olstad (NINA), Atle Hindar (NIVA), Sigurd Hytterød (VI) og Anders G. Hagen (NIVA)

Sperrer kan være et alternativ til kjemiske behandlinger, men også et supplement til slike behandlinger. Før utryddelsesbehandlingen i Lærdal 2011-2012 ble det gjennomført en utredning om bruk av korttidssperrer. Det var både en generell vurdering av ulike sperretyper og forsøk på å konkretisere dette ved at prosjektgruppa innledet et samarbeid med leverandørfirmaet Smith-Root om en konkret sperrebygging i Lærdal.

8.1 Utredning

Et høyaktuelt område å vurdere bruk av korttidssperre er i overgangssoner mellom områder som behandles med henholdsvis CFT-Legumin og AIS. En annen aktuell bruk vil være mot områder som deler av året ikke vil kunne fungere som laksehabet (for eksempel pga uttørking) eller mot områder som kun vil kunne være oppholdssted for laksen i kortere perioder.

Tre hovedtyper korttidssperrer er omtalt i utredninger gjort på temaet; kjemiske sperrer, mekaniske sperrer og elektriske sperrer. Av disse er mekaniske og kjemiske brukt i kampen mot *G. salaris* i Norge.

Kjemiske sperrer omfatter dryppstasjoner med CFT-Legumin. De har blitt brukt i Norge som korttidssperre under kjemisk behandling for å hindre lokal vandring under selve behandlingen. Dette er sannsynligvis uaktuelt i Lærdalselva.

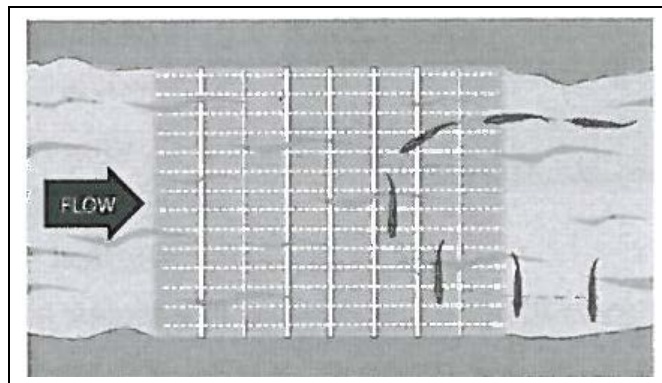
Mekaniske korttidssperrer innebærer fysiske vandringshindre konstruert for å hindre vandring over en kortere periode før, under og etter behandling. Slike er brukt i Ogna, Lundselva, Leirelva (i Røssåga), Leirelva (i Leirfjord) og Hestdalselva – med varierende hell. Av praktiske årsaker vil fysiske sperrer alene bare være aktuelt i rennende vann, og som oppstrømssperre (se nedenfor under elektriske sperrer).

Elektriske sperrer er ikke brukt i sammenheng med bekjempelse av *G. salaris* i Norge. Beskrivelse av ulike løsninger kan hentes fra <http://www.smith-root.com/>. Elektriske sperrer kan brukes både for å hindre oppstrøms og nedstrøms vandring.

8.1.1 Elektriske sperrer

Elektriske sperrer bygges som en serie elektroder montert langs bunnen på tvers av profilet (**Figur 32**), i en konfigurasjon tilpasset formålet. Generelt brukes det likestrøm (DC) i korte til svært korte pulser. Dette er det sikreste alternativet både for fisk og mennesker. Endelig valg av spenning, strømstyrke og pulsfrekvens gjøres ut i fra vannets ledningsevne, forventet størrelse på fisk med mer. Elektriske sperrer fra Smith-Root kan leveres som faste anlegg med elektroder montert på betongsåle eller som flyttbart anlegg med elektroder montert på vinylduk. Det er p.t. ikke kjent hvorvidt den faste størrelsen på vinylduken (og fordeling av elektroder) begrenser den reelle flyttbarheten til det som omtales som flyttbare anlegg. Det er heller ikke kjent om det er begrensninger i valg av elektrodeløsning på flyttbare anlegg, men erfaring tilsier at firmaet opererer med stor grad av spesialtilpassede løsninger.

I tillegg til ovennevnte, leverer Smith-Root også en kulvertvariant med elektroder montert inne i rør av ulike dimensjoner.



Figur 32. Elektriske sperrer bygges som en serie elektroder montert langs bunnen på tvers av profilet (fra <http://www.smith-root.com/>).

Elektriske sperrer vil kunne brukes på plasser hvor det ikke lar seg gjøre å bruke fysiske sperrer alene. Det finnes imidlertid ankepunkter i forbindelse med sikkerhetsmessige forhold og sårbarhet for funksjonssvikt. I og med at en sperre i prinsippet må fungere absolutt hele tiden den er ment å være operativ, vil en sperrekonstruksjon som avhenger av elektrisitet være langt mer sårbar enn fysiske konstruksjoner. Systemene som beskrevet ovenfor har tatt høyde for enkelte av disse aspektene.

Felles for de nye elektriske sperrekonseptene er at det benyttes likestrøm, samt at de elektriske pulsene er svært korte. Dette reduserer risiko for skade på mennesker og dyr betydelig, sammenlignet med om det hadde blitt benyttet vekselstrøm med lengre pulser. I tillegg kan det benyttes elektriske felt med gradvis økende styrke, slik at oppvandrende fisk opplever ubehag lenge før skade oppstår. Problemet med driftssikkerhet er derimot like reelt.

Et eksempel verdt å nevne i denne sammenhengen er rapportert av Clarkson (2004) som viser til en elektrisk barriere i Colorado river som i perioden 1988 – 2000 kun hadde 0,001 % nedetid (totalt 100 timer), men hvor man med stor sikkerhet kan fastslå at uønsket fisk har passert barrieren i løpet av denne tiden.

En mulighet som sjelden nevnes ville være å spesialdesigne kombinasjoner av ulike konstruksjoner i forhold til de rådende omstendigheter for hvert enkelt tilfelle. Et eksempel vil kunne være å konstruere en fysisk demning med en elektrisk sperre innebygget i kulvert. Det ligger i sakens natur at dette ikke lar seg diskutere generelt, men må eksemplifiseres. Se derfor nedenfor.

8.2 Konkretisering av el-sperre i Lærdal

Vi fant at kulvertvarianten kunne egne seg nederst i lange bekkesig på elvesletter i Lærdal. Tanken var at området dermed kunne behandles uavhengig av hovedbehandlingen, og på den måten frigjøre ressurser under hovedbehandlingen. Et utvalg lokaliteter med bakevjer og sideløp hvor det i utgangspunktet kunne tenkes å være aktuelt med bruk av sperrer er gitt i **Figur 33**, og med nærmere beskrivelse av alternativ 4, se **Figur 34** nedenfor.

Basert på denne foreløpige konklusjonen, ble det avholdt et møte med Smith-Root i Oslo den 27.4.2011. Her ble ulike sperrealternativer gjennomgått.

Ved befarung i mai 2011 ble flere av de aktuelle områdene vurdert nærmere, og etter befarungen ble det bestemt å henvende seg til Smith-Root for å få et kostnadsoverslag for en konkret sperreløsning i kulvert.

Tilbudet av 23. mai 2011 fra Smith-Root Inc. var en anbefaling av en plastikk-kulvert med fire innebygde elektroder tilpasset en konduktivitet i vannet på 50-160 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Elektrodene blir hver for seg forsynt med strøms, og skal gi et spenningsfelt på om lag 1,2 V/cm. Strømforsyningen kommer fra tre 1500 W pulsgivere i separat hus/kontainer. Her er det også nødvendig utstyr for regulering av pulsstyrke mm. Krav til strømkilde er 8 kW. Utstyret brukes til å sette opp et «graduated field» med økende effekt på fisken fra nederst til øverst i strømrretningen.

Barrieren lager et felt av likestrøm, og pulsfrekvens, spenning, utforming og pulslengde kan varieres for å optimalisere effekten. Kulverten kan settes inn i, ved siden av eller eventuelt erstatte eksisterende kulvert under vei. Sikkerhetstiltak er nødvendig selv om sperren og spenningen som settes på i følge Smith-Root er langt lavere enn det som anses som skadelig for dyr og mennesker.

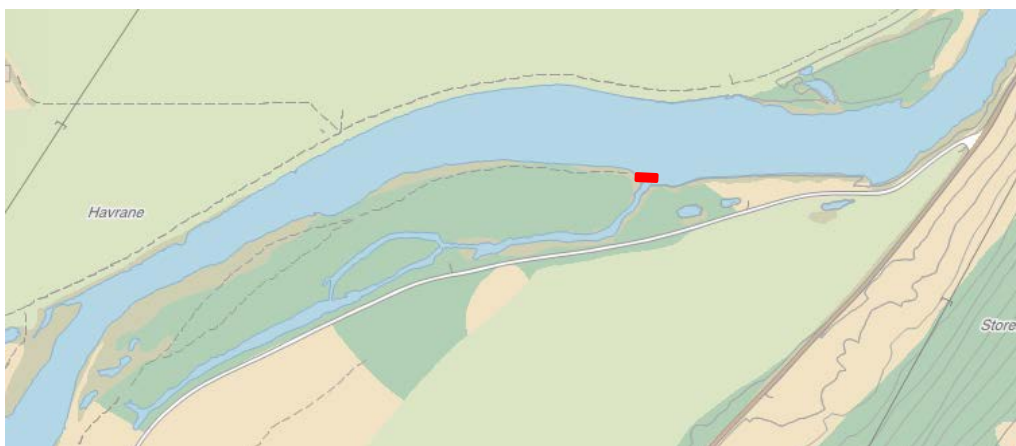
En slik sperre var i utgangspunktet planlagt brukt i forsøkssammenheng i 2011, med tanke på full implementering før behandling i 2012. Etablering av sperre ville gjøre det mulig å behandle oppstrøms beliggende vannforekomster med CFT-Legumin og/eller AIS før hovedbehandlingen.

Forslaget fra Smith-Root Inc. ville innebære et uforholdsmessig dyrt innkjøp (\$108.000, dvs. NOK 0,5-0,6 mill), og det var usikkerhet omkring den totale kostnaden. Usikkerheten var knyttet til detaljering, grunnarbeider, strømtilførsel, sikkerhetstiltak og bemanning. Dette ble formidlet til DN, og det var enighet om at prosjektet ble satt på vent inntil det var gjort en mer helhetlig vurdering av bruk av elektriske sperrer i Norge. Elektriske sperrer ble derfor ikke tatt i bruk i utryddelsesbehandlingen i Lærdalselva i 2011-2012.

En elektrisk sperre fra Smith-Root Inc. ble i 2012 satt opp i Telemarkskanalsen for å hindre oppgang av gjedde. Elektrisk sperre er også etablert i Nidelven for å hindre laks i å gå inn mot turbinene i kraftverk. Bruk av elektriske sperrer er også vurdert som del av gyroutryddelse, blant annet i Driva.



Figur 33. Et utvalg lokaliteter hvor det i utgangspunktet kunne tenkes å være aktuelt med bruk av sperrer: 1 Bakevje ved Øye; 2 Veitene ved Hunderi (okerveita); 3 Kilen ved Rock; 4 Veitene oppstrøms Black; 5 Bakevjene ved Eri og Moldebo; 6 Sideløpene ved Tønjum; 7 Saltkjelen: sideløpene og Saltkjelskvitli.



Figur 34. Veitesystem oppstrøms hølen Black i Lærdalselva, med bassenger, kulverter og åpne veiter. Vandringsperre helt nederst mot elva ville tillate sikker bruk av rotenon i hele veita. Her ville det sannsynligvis være mulig å bruke en elektrisk sperre innebygget i en kulvert.

9. Effekt av surt aluminiumholdig vann på *Gyrodactylus salaris* ved ulike vanntemperaturer

Av: Sigurd Hytterød (VI) og Kjetil Olstad (NINA)

9.1 Bakgrunn

Lakseparasitten *Gyrodactylus salaris*, som er påvist i til sammen 48 norske laksevassdrag, representerer en stor trussel mot den Atlantiske laksen (*Salmo salar*). I følge Nasjonal handlingsplan for bekjempelse av *Gyrodactylus salaris* er det et mål å bekjempe parasitten i samtlige norske elver og dermed utrydde den fra norsk fauna.

Bekjempelse av *G. salaris* med rotenon (CFT-Legumin) har vært vellykket i flere vassdrag, men per 01.11.2010 finnes parasitten allikevel i et 20-talles norske lakseelver. Det brukes store ressurser i bekjempelsesarbeidet og i den forbindelse er utvikling av alternative metoder til rotenon et satsningsområde. Tilsetning av aluminium (Al) i lave konsentrasjoner har vist seg å være effektivt for fjerning av *G. salaris* fra infiserte laksunger (Soleng mfl. 1999, Poléo mfl. 2004). Effekten av Al er betydelig sterkere på *G. salaris* enn på verten, noe som gjør kjemikaliet til et potensielt middel i kampen mot parasitten. Ved behandling av elver refereres det gjerne til AIS-metoden eller kombinasjonsmetoden (ved bruk av rotenon i perifere deler av vassdraget) fordi Al tilsettes som sur aluminiumsulfatløsning (AIS).

Behandling av elver med AIS har som mål å utrydde *G. salaris* fra vassdrag uten å påvirke fisk og annen akvatisk fauna i vesentlig negativ grad. Forskjellen i Al-sensitivitet, eller den såkalte terapeutiske marginen, er avgjørende for at behandlingen skal fungere i forhold til målsetningen. Kjennskap til fiskens tålegrense er i denne forbindelsen helt nødvendig.

Negative effekter på fisk som følge av eksponering for giftig Al er mye studert og godt dokumentert i forbindelse med forskning på effekter av sur nedbør (Gensemer & Playle 1999). Giftigheten av Al-holdig vann er beskrevet å være avhengig av i hovedsak vannets pH og temperatur (Lydersen mfl 1990, Poléo mfl 1991). Metallens påvirkning på *G. salaris* ved ulike vanntemperaturer er imidlertid ikke studert. Selve følsomheten til *G. salaris* for Al ved ulik temperatur er interessant å undersøke i seg selv, men også den terapeutiske marginen ved tilsetning av Al ved ulike vanntemperaturer er av stor interesse i forbindelse med AIS-behandling av infiserte vassdrag.

Forsøkene har hatt som målsetning å studere effekten av Al på *G. salaris* i vann med ulik temperatur. Det har også vært et mål å relatere effekten på fisk etter Al-eksponering ved ulike vanntemperaturer til infeksjonsforløpet hos *G. salaris*.

9.2 Materialer og metoder

Forsøket ble gjennomført over to perioder som to separate eksperimenter. Forsøk 1 ble avbrutt etter 8 dager på grunn av høy dødelighet på fisk og på grunn av doseringstekniske problemer. Forsøk 1 regnes derfor som et utvidet pilotforsøk. Forsøk 2 ble gjennomført etter planen og regnes som hovedforsøket.

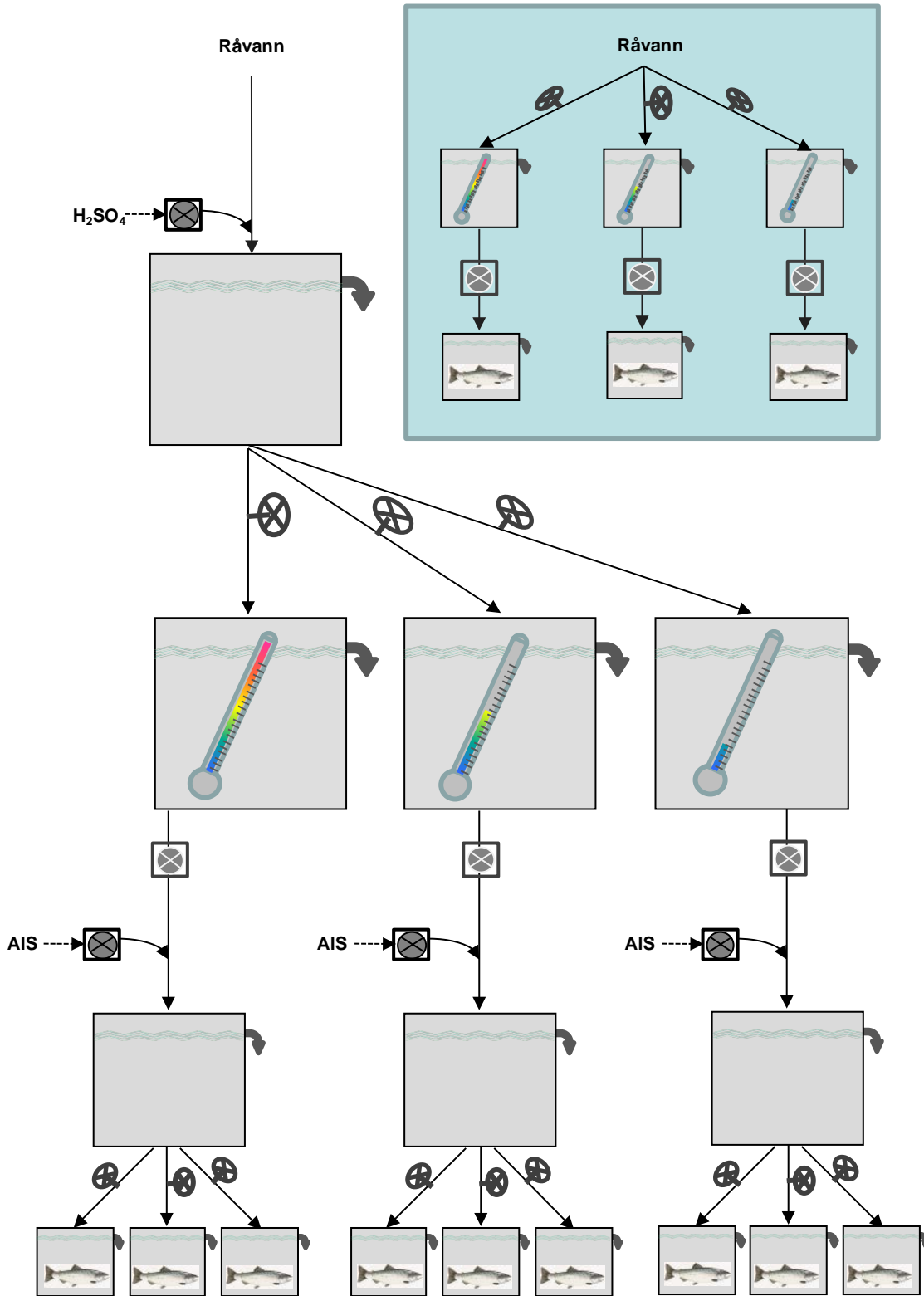
Forsøkene ble gjennomført som eksperimentelle oppsett ved forsøksdyravdelingen på Veterinærinstituttet i Oslo. Laksunger infisert med *G. salaris* ble fordelt på tre grupper og eksponert for surt Al-holdig vann. Gruppene ble eksponert for vann med ulik temperatur, men for samme konsentrasjon av tilsatt Al og samme pH. Eksponeringen var planlagt gjennomført frem til parasittinfeksjonen var redusert til 0 i minimum en av de tre gruppene. Kontrollfisk infisert med *G. salaris* ble holdt i vann uten tilsetning av Al og svovelsyre, men ved samme vanntemperaturer som de Al-eksponerte gruppene.

9.2.1 Fisk og forsøksbetingelser

I forsøket ble det brukt årsyngel av laks fra Drammenselva (Klekkeriet i Hokksund). Fisken ble fraktet i plastposer med oksygenert vann til akvarieavdelingen ved VI i Oslo. Avdelingens driftsvann kommer fra Maridalsvannet som er Oslo bys hoveddrikkevannskilde. Vannet blir filtrert gjennom et partikkelfilter (Hydrex II Filter, Modell GX05-20, lengde 20", 05 Micron polypropylen) og et kullfilter (20 micron/20" - GAC-20BB, Granular Activated Carbon Filter Cartridge) samt luftet i en luftkolonne før det distribueres ut til avdelingens akvarierom. Vannet ble i tillegg behandlet med natriumtiosulfat ($\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_3$) for å fjerne eventuelle rester av klorforbindelser. Fisken ble akklimert til dette driftsvannet i ca en uke før forsøkene startet. *G. salaris* som ble brukt i forsøket stammet fra Drammenselva og Lierelva og er beskrevet som haplotype F (Hansen mfl. 2003). Infisert villfisk, laksunger 1+ og 2+, ble fanget med elektrisk fiskeapparat og fraktet til VI i Oslo i plastsekker med vann. Der ble de holdt i eget kar frem til forsøksstart. Fisken hadde fra ca 50 - 2000 parasitter når de ble fanget.

9.2.2 Eksperimentell protokoll

Selve forsøket startet med at 90 klekkerifisk ble infisert med *G. salaris* fra finner klippet fra infisert villfisk. Etter oppsmittingen ble forsøksfisken undersøkt for nøyaktig antall parasitter før de ble fordelt på tre eksperimentelle grupper og plassert i sine respektive eksponeringskar. Hver gruppe ble Al-eksponert som 3 replikater á 10 fisk. En kontrollgruppe for hver eksperimentelle gruppe ble eksponert parallelt for temperaturjustert driftsvann uten kjemikalietilsetning (Figur 35).



Figur 35. Skjematisk fremstilling av forsøksoppsettet.

pH i vannet ble justert til 5,8 ved tilsetning av svovelsyre (H_2SO_4). Vannet ble deretter fordelt på tre kar (volum ca 160 liter) og temperaturjustert til henholdsvis 5°C ved hjelp av vannkjøler, og 11°C og 18°C ved hjelp av varmekolber. Deretter ble ca $60 \mu\text{g Al/l}$ tilsatt med peristaltisk pumpe (Watson Marlow SciQ 323) fra tilblandete stamløsninger ($(\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ løst i driftsvann og H_2SO_4). Etter temperaturjustering og kjemikalietilsetning ble vannet aldret i oppholdstidskar i ca 10 minutter før det ble ledet ned i eksponeringskarene (volum 5,0 l) med en vanngjennomstrømning på $0,3 \text{ l/min}$. Al-eksponeringen varte i til sammen 10 døgn i hovedforsøket.

9.2.3 Telling av *G. salaris*

Ved utvalgte tidspunk ble antall *G. salaris* på hver fisk bestemt. Telling foregikk ved hjelp av lupe. Fisken ble bedøvet i klorbutanoløsning (0,04 %) før undersøkelsen. Etter telling ble fisken holdt til oppvåkning i en bønne med vann, boblet med luft. All fisk ble tilbakeført til forsøkskaret etter telling.

9.2.4 Al på fiskegjeller

Ved forsøkets slutt ble det tatt ut gjeller for analyse av akkumulert aluminium. Det ble tatt prøver fra fisk i alle Al-eksponerte grupper samt fra kontrollgruppen. Prosedyren for prøveuttak og analyse av gjelle-Al er beskrevet i (Teien mfl. 2006).

9.2.5 Vannanalyser

Tre ganger i løpet av forsøksperioden ble det tatt ut vannprøver for full vannkjemisk analyse av driftsvannet. pH og vanntemperatur ble målt daglig i alle eksponeringskarene og i kontrollkarene (WTW pH/Cond 340i). I tillegg ble det tatt ut vannprøver til analyse av total-Al annenhver dag i forsøksperioden. Total-Al ble analysert ved Norsk institutt for vannforskning (NIVA) (ICP-MS, NS-EN ISO 17294-1 og NS-EN ISO 17294-2) og ved Universitetet for Miljø og Biovitenskap (UMB) (ICP-OES).

Én gang i løpet av forsøksperioden ble konsentrasjonen av ulike Al tilstandsformer bestemt ved *in situ* fraksjonering i laboratoriet. Aluminium ble fraksjonert med hensyn på størrelse og ladning. Fraksjonering basert på størrelse ble utført ved å benytte $0,45 \mu\text{m}$ membranfilter (Millipore) og 10 kDa ultrafilter (Amicon Hollowfibre). Fraksjonering basert på ladning ble utført ved å benytte ionekromatografi, Amberlite IR-Na. Vannet ble pumpet direkte fra innløp eller utløp av eksponeringskar til filteret og videre direkte til kolonner fylt med resin (Amberlite IR Na). Resinet var pH justert med 2 M NaCl eller 0,01 M HCl slik at pH i eluatet fra ionebytterkolonnene var tilnærmet det samme som pH i vannet ($\pm 0,5$). Alle fraksjonerte vannprøver ble tilsatt 2 % HNO_3 (ultrapure) før måling ved ICP-OES. Ved å kombinere størrelses- og laddningsfraksjonering ble følgende fraksjoner bestemt:

Totalt Al:	Al i ufiltrert prøve, målt ved bruk av ICP-OES etter tilsetning av syre (2 % HNO_3).
0,45 μm Al:	Al i filtrert prøve, målt ved bruk av ICP-OES etter membranfiltrering (0,45 μm) og tilsetning av syre (2 % HNO_3).
LMM Al:	Al i ultrafiltrert prøve, målt ved bruk av ICP-OES etter ultrafiltrering (10kDa cutoff) og tilsetning av syre (2 % HNO_3).
HMM Al:	Kalkulert basert på differanse mellom ”0,45 μm Al” og ”LMM Al”.
Nøytr./neg. ladd Al:	Al i filtrert og ionebyttet prøve, målt ved bruk av ICP-OES etter membranfiltrering (0,45 μm), ionebytting med kationbytter og tilsetning av syre (2 % HNO_3).
LMM nøytr./neg. ladd Al:	Al i ultrafiltrert og ionebyttet prøve, målt ved bruk av ICP-OES etter ultrafiltrering (hullfiber med 10kDa cutoff), ionebytting med kationbytter og tilsetning av syre (2 % HNO_3).
Positivt ladd Al:	Kalkulert basert på differanse mellom ”Al 0,45 μm ” og ”nøytralt/negativt ladd Al”.

LMM positivt ladd Al:	Kalkulert basert på differanse mellom ” LMM Al” og ”LMM nøytralt/negativt ladd Al”.
HMM positivt ladd Al:	Kalkulert basert på differanse mellom ” positivt ladd Al” og ”LMM positivt ladd Al”.

9.3 Resultater Forsøk 1, utvidet pilotforsøk

9.3.1 Vannkjemi

Kjemisk sammensetning av vannet som ble brukt i forsøket er presentert i Tabell 3. Relativt høye verdier for SO_4^{2-} skyldes tilsetning av natriumtiosulfat til driftsvannet. Høy konsentrasjon av Ca^{2+} skyldes at Oslo Vann og avløpsetat tilsetter kalk til driftsvannet for å redusere korrosjon i vannledningene.

Tabell 3. Kjemisk sammensetning av driftsvannet som ble brukt i forsøket.

pH	$-\log[\text{H}^+]$	7,79 ± 0,01	(n=3)
Konduktivitet	mS/m	13,7 ± 0,12	(n=3)
Alkalitet	mmol/l	0,96 ± 0,01	(n=3)
Total N	µg/l	331 ± 21,8	(n=3)
NO_3^- (N)	µg/l	116,7 ± 7,64	(n=3)
TOC	mg/l	1,80 ± 0,03	(n=3)
Cl^-	mg/l	9,61 ± 0,10	(n=3)
SO_4^{2-}	mg/l	4,62 ± 0,28	(n=3)
Total Al ³⁺	µg/l	22,6 ± 0,38	(n=3)
Ca^{2+}	mg C/l	23,4 ± 0,29	(n=3)
K^+	mg C/l	0,28 ± 0,01	(n=3)
Mg^{2+}	mg C/l	0,44 ± 0,01	(n=3)
Na^+	mg C/l	3,06 ± 0,12	(n=3)

Vanntemperatur og pH var relativt stabil gjennom hele forsøksperioden, både i driftsvannet som kontrollfisken ble eksponert for, og i forsuret vann tilsatt Al. pH i Al-varm lå i gjennomsnitt ca 0,1 enhet lavere enn i Al-kald og Al-medium (**Tabell 4**). Konsentrasjonen av Al varierte imidlertid gjennom forsøksperioden, både i driftsvannet uten Al-tilsetning og i Al-tilsatt vann. Variasjonen i Al-konsentrasjon i driftsvannet (min = 22 µg Al/l og maks = 54 µg Al/l) skyldes trolig ujevn tilsetning av Al fra vannverket (Oslo vann og avløpsetat).

I Al-tilsatt vann ble Al-konsentrasjonen økt med ca 30% to dager inn i forsøket fordi effekten av Al på infeksjonen med *G. salaris* ikke var tilstrekkelig i forhold til forsøkets målsetning. Tilsetningen var relativt stabil gjennom resten av forsøket. Det ble tilsatt lik konsentrasjon av Al til de tre temperaturjusterte vanntypene, og den lille forskjellen i total-Al mellom gruppen skyldes forskjeller i bakgrunnsaluminium (**Tabell 4**).

Tabell 4. Temperatur, pH og konsentrasjon av totalt Al i eksponeringsvann og kontrollvann. Verdiene er oppgitt som gjennomsnitt \pm standard avvik.

Gruppe	Al-total $\mu\text{g/l}$	pH $-\log[\text{H}^+]$	Temp $^{\circ}\text{C}$
Al-kald	78,02 \pm 17,45 (n=7)	5,78 \pm 0,09 (n=8)	5,16 \pm 0,05 (n=8)
Al-medium	80,30 \pm 16,61 (n=7)	5,76 \pm 0,12 (n=8)	10,70 \pm 0,65 (n=8)
Al-varm	84,86 \pm 18,24 (n=7)	5,69 \pm 0,11 (n=8)	17,80 \pm 1,10 (n=8)
Kontroll kald	35,29 \pm 12,15 (n=7)	7,79 \pm 0,07 (n=8)	5,58 \pm 0,12 (n=8)
Kontroll medium	40,14 \pm 13,51 (n=7)	7,79 \pm 0,05 (n=8)	9,45 \pm 1,17 (n=8)
Kontroll varm	42,99 \pm 13,19 (n=7)	7,76 \pm 0,06 (n=8)	17,81 \pm 1,39 (n=8)

In situ fraksjonering av Al

På fraksjoneringstidspunktet var Al-konsentrasjonen i driftsvannet $23 \pm 2 \mu\text{g/l}$ (bakgrunnsaluminium). Ved tilsetning av syre og Al ble pH redusert fra 7,9 til 5,9 samtidig som konsentrasjonen av Al økte med $62 \mu\text{g/l}$ til $85 \pm 6 \mu\text{g/l}$.

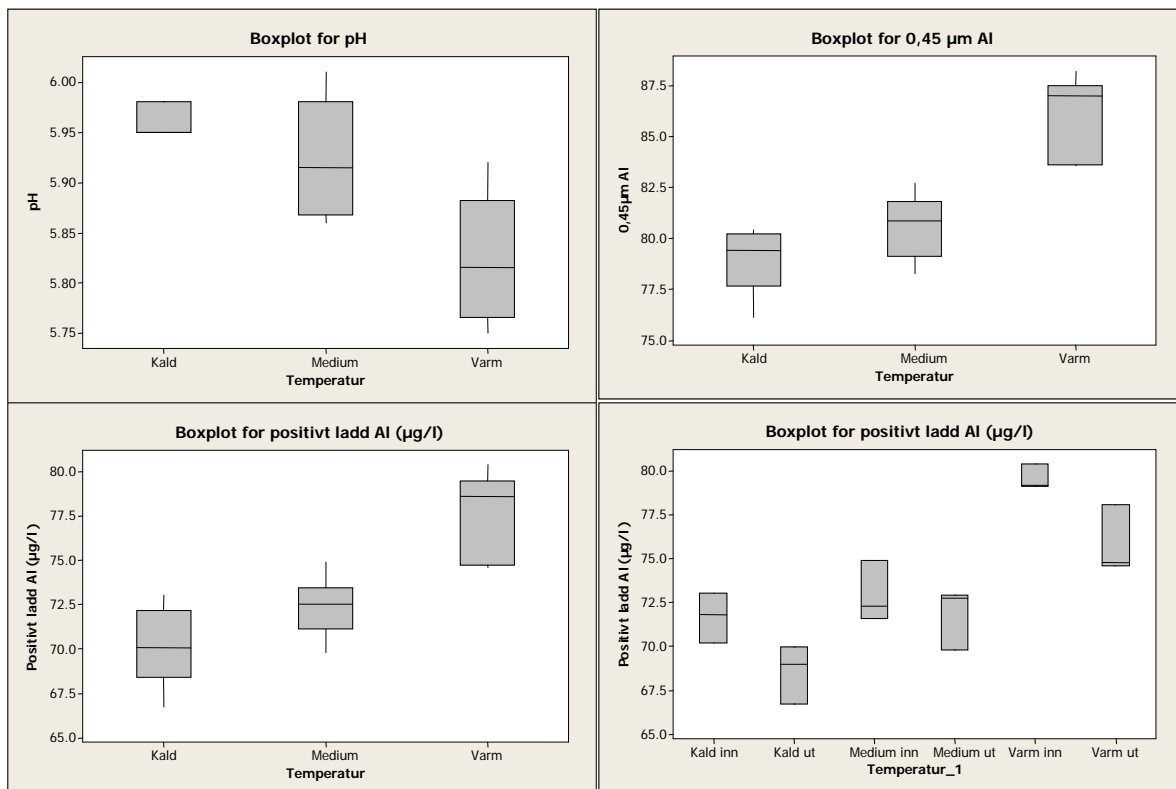
Basert på målte konsentrasjoner av Al i de ulike karene, var det en tendens til høyere konsentrasjon (ca 10 %) av total-Al og positivt ladd gruppen Al-varm enn i de to andre gruppen (Tabell 5). Samtidig var det konsentrasjonsforskjeller i vannet inn og ut av karene. Det var ikke forventet at konsentrasjonen av positivt ladd Al skulle være høyere i varmt vann enn i kaldt vann. Basert på spesierings-modellen ALCHEM så estimeres en høyere konsentrasjon av Al kationer ved lavere temperaturer sammenlignet med høyere temperatur, ved pH 6,0. Konsentrasjonen av total-Al var noe høyere i Al-varm sammenlignet med Al-kald og Al-medium, samtidig som pH var 0,1 enhet (gjennomsnitt) lavere i Al-varm sammenlignet med de to andre gruppen. Dette kan være medvirkende faktorer til at konsentrasjonen av positivt ladd Al var noe høyere i Al-varm enn i Al-kald og Al-medium.

Basert på alle målte verdier var det en god sammenheng mellom pH og konsentrasjonen av positivt ladd Al uavhengig av temperatur. Det var også en tendens til økning i konsentrasjonen av LMM positivt ladd Al med temperatur (Tabell 5), noe som også kan ha sammenheng med pH. Det kan heller ikke utelukkes at Al kationer reagerer tregere med resinene (kationbytter) ved lav temperatur enn ved høy temperatur, og at positivt ladd Al ved lav temperatur dermed ble noe underestimert. Konsentrasjon av positivt ladd Al var lavere ut av- enn inn i eksponeringskarene. Dette var forventet siden Al kationer vil hydrolysere/polymerisere umiddelbart etter tilsetning av Al, noe som vil medføre en reduksjon av positivt ladd Al over tid. Differansen mellom konsentrasjonen av totalt løst Al ($0,45 \mu\text{M}$ Al) og konsentrasjonen av positivt ladd Al er imidlertid relativ lik uavhengig av temperatur (Figur 36).

Konsentrasjonen av LMM positivt ladd Al avtok mer enn det konsentrasjonen av totalt positivt ladd Al gjorde, noe som medførte høyere konsentrasjon av HMM positivt ladd Al ut av karene enn inn i karene (Tabell 5). Dette indikerer at molekylvekten øker over tid og at det dannes transiente og svært gjellereaktive Al tilstandsformer i karene. Basert på målte konsentrasjoner av Al er det imidlertid ingen resultater som indikerer at det er forskjeller i polymeriseringsgrad av Al i de ulike temperaturgruppene, noe som var forventet fordi Al har forskjellige kjemiske egenskaper ved ulike vanner-temperaturer. Det er som nevnt knyttet usikkert til hvilken effekt temperatur har på retensjonen av Al i ionebytterkolonnen, og underestimering av mengden positivt ladd Al i kaldt vann kan forklare dette resultatet.

Tabell 5. Konsentrasjon ($\mu\text{g/l}$) av ulike Al fraksjoner i vannet inn og ut av de enkelte behandlingene. Konsentrasjon er presentert som gjennomsnitt \pm standardavvik basert på tre replikater.

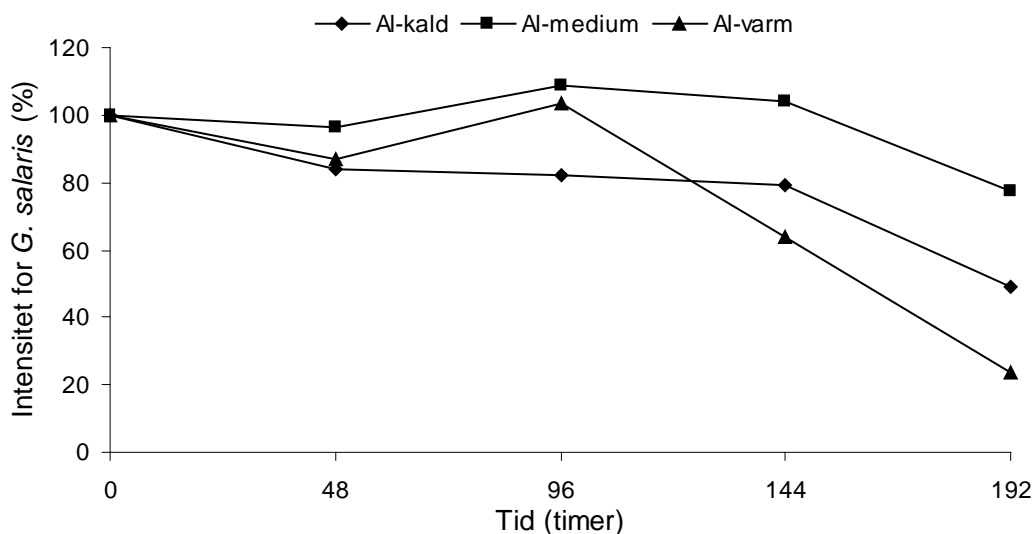
Gruppe	Inn/ut	Al-total	Al <0,45 μm	HMM Al	LMM Al	Pos. ladd Al	LMM pos.ladd Al	HMM pos. ladd Al
Al-kald	inn	81 \pm 2	79 \pm 1	3,0	77,0	72 \pm 2	68,0	4,0
	ut	82 \pm 1	78 \pm 2	4,0	75,0	69 \pm 2	66,0	3,0
Al-medium	inn	81 \pm 1	81 \pm 2	1,0	80,0	72 \pm 2	72,0	0,0
	ut	84 \pm 3	80 \pm 2	8,0	73,0	73 \pm 2	66,0	7,0
Al-varm	inn	89 \pm 1	87 \pm 1	5,0	82,0	79 \pm 1	74,0	5,0
	ut	89 \pm 1	85 \pm 2	12,0	72,0	76 \pm 2	64,0	11,0
Kontr. kald	inn	22,0	21,0			20,0		
Kontr. medium	inn	21,0	21,0			16,0		
Kontr. varm	inn	26	25			8		



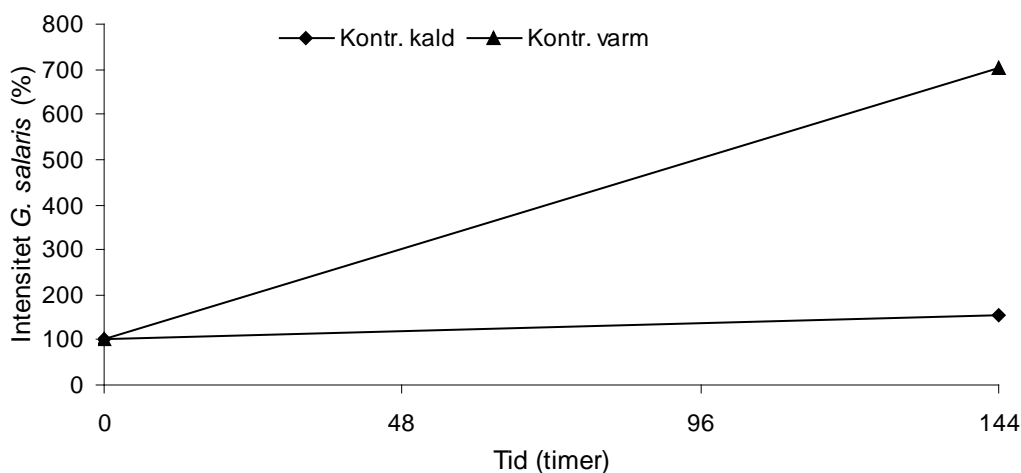
Figur 36. Boksplot med konsentrasjonen av ulike Al tilstandsformer i vann med ulike temperaturer.

9.3.2 Effekt på *G. salaris*

I gruppen Al-kald ble initiell infeksjon på totalt ca 2000 *G. salaris* redusert til ca 980 parasitter etter 8 dager med Al-eksponering, altså en reduksjon i infeksjon med 51 % (Figur 37). I gruppene Al-medium og Al-varm ble infeksjonene redusert fra hhv 1830 og 1950 *G. salaris* til hhv 1420 og 465 parasitter. For Al-varm var det altså en reduksjon i infeksjon på 76%, mens infeksjonen kun ble redusert med 22% i Al-medium. I samme periode økte antallet parasitter med hhv 1,5 og 7,0 ganger i Kontroll kald og Kontroll varm (Figur 38).



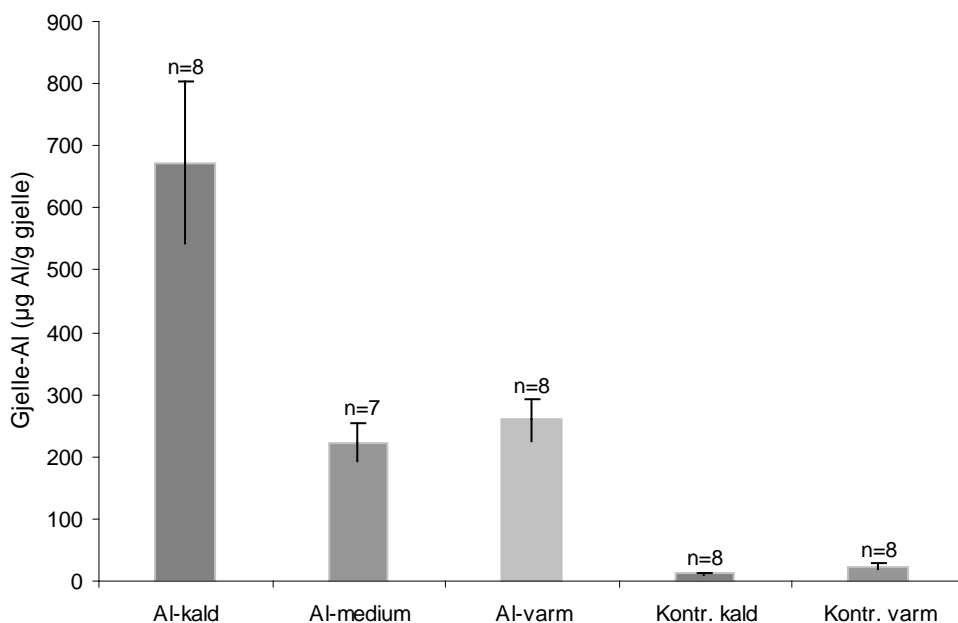
Figur 37. Utviklingen i samlet antall *G. salaris* på laks i tre eksperimentelle grupper eksponert for Al ved tre ulike vanntemperaturer.



Figur 38. Utviklingen i samlet antall *G. salaris* på laks i to kontrollgrupper eksponert for driftsvann ved hhv 5,2 og 17,8 °C.

9.3.3 Gjellealuminium

Gjeller fra fisk i gruppen Al-kald hadde gjennomsnittlig $673 \pm 130,9$ μg Al/g gjelle (tørrvekt) etter eksponering for $78 \pm 17,5$ μg Al/l ved pH 5,8 i 8 dager. I gruppene Al-medium og Al-varm var mengden gjelle-Al hhv $223 \pm 30,3$ og $260 \pm 34,1$ $\mu\text{g}/\text{g}$ gjelle (Figur 39). De respektive kontrollfiskene som ble eksponert for driftsvann uten Al-tilsetning, men ved tilsvarende temperaturer hadde $12 \pm 1,3$, $14 \pm 6,5$ og $23 \pm 4,6$ μg Al/g gjelle.



Figur 39. Mengde akkumulert Al på fiskens gjeller etter 8 dager med eksponering for surt Al-holdig vann ved ulik temperatur (Al-kald, Al-medium og Al-varm) og driftsvann uten Al-tilsetning (Kontr. kald og Kontr. varm). Mengden Al er oppgitt som µg Al/g gjelle (tørrvekt) og er gjennomsnittsverdier ± standard feil.

9.4 Resultater Forsøk 2, hovedforsøket

9.4.1 Vannkjemi

Vannkjemien i driftsvannet som ble brukt i forsøket er presentert i Tabell 6.

Tabell 6. Kjemisk sammensetning av vannkilden som ble brukt i forsøket.

pH	-log[H ⁺]	7,87 ± 0,12	(n=2)
KOND	mS/m	14,86 ± 0,06	(n=2)
ALK	mmol/l	1,11 ± 0,00	(n=2)
Tot-N/L	µg/l	307,5 ± 24,75	(n=2)
NO ₃ -N	µg/l	182,5 ± 3,54	(n=2)
TOC	mg/l	1,75 ± 0,07	(n=2)
Cl	mg/l	10,55 ± 0,21	(n=2)
SO ₄	mg/l	2,18 ± 0,01	(n=2)
Al/R	µg/l	34,5 ± 6,36	(n=2)
Ca	mg/l	26,6 ± 0,57	(n=2)
K	mg/l	0,28 ± 0,01	(n=2)
Mg	mg/l	0,46 ± 0,01	(n=2)
Na	mg/l	1,92 ± 0,04	(n=2)

Vanntemperatur, pH og konduktivitet var stabil gjennom hele forsøksperioden, både i driftsvannet som kontrollfisken ble eksponert for, og i forsuret vann tilsatt Al (Tabell 7). pH i de tre vanntypene var tilnærmet lik gjennom hele forsøksperioden og lå i gjennomsnitt på 5,90 etter tilsetning av svovelsyre og på mellom 7,81 og 7,68 i kontrollvannet. Gjennomsnittlig konsentrasjonen av totalt Al var noe høyere i Al-kald enn i Al-varm, hhv 98,5 og 92,2. Forskjellen var størst i første halvdel av forsøks-

perioden med eksempelvis 14 og 15 µg/l lavere konsentrasjon av Al i Al-varm enn i Al-kald de to første dagene. Konsentrasjonen av Al i driftsvann uten tilsetning (bakgrunnsverdier) lå på ca 29 µg Al/l. (Tabell 7), noe som gir en tilsetning av Al på ca 70 µg/l i Al-kald og ca 63 µg/l i Al-varm.

Tabell 7. Temperatur, pH og konsentrasjon av totalt Al i eksponeringsvann og kontrollvann.

Gruppe	Al-total µg/l	pH -log[H ⁺]	Temp °C
Al-kald	98,52 ± 11,59 (n=9)	5,90 ± 0,13 (n=11)	4,68 ± 0,08 (n=11)
Al-medium	97,26 ± 6,81 (n=9)	5,93 ± 0,14 (n=11)	11,87 ± 0,47 (n=11)
Al-varm	92,20 ± 10,10 (n=8)	5,91 ± 0,15 (n=11)	17,19 ± 0,41 (n=11)
Kontroll kald	28,92 ± 3,15 (n=8)	7,81 ± 0,02 (n=11)	6,49 ± 0,34 (n=11)
Kontroll medium	28,31 ± 2,90 (n=8)	7,72 ± 0,06 (n=11)	12,04 ± 0,52 (n=11)
Kontroll varm	29,50 ± 4,75 (n=9)	7,68 ± 0,11 (n=11)	18,56 ± 1,25 (n=11)

In situ fraksjonering av Al

På fraksjoneringstidspunktet var Al-konsentrasjonen i driftsvannet 31 ± 4 µg/l (bakgrunnsaluminium). Ved tilsetning av syre og Al ble pH redusert fra 7,7 til 5,9 mens konsentrasjonen av Al økt med 57 µg/l til 89 ± 2 µg/l.

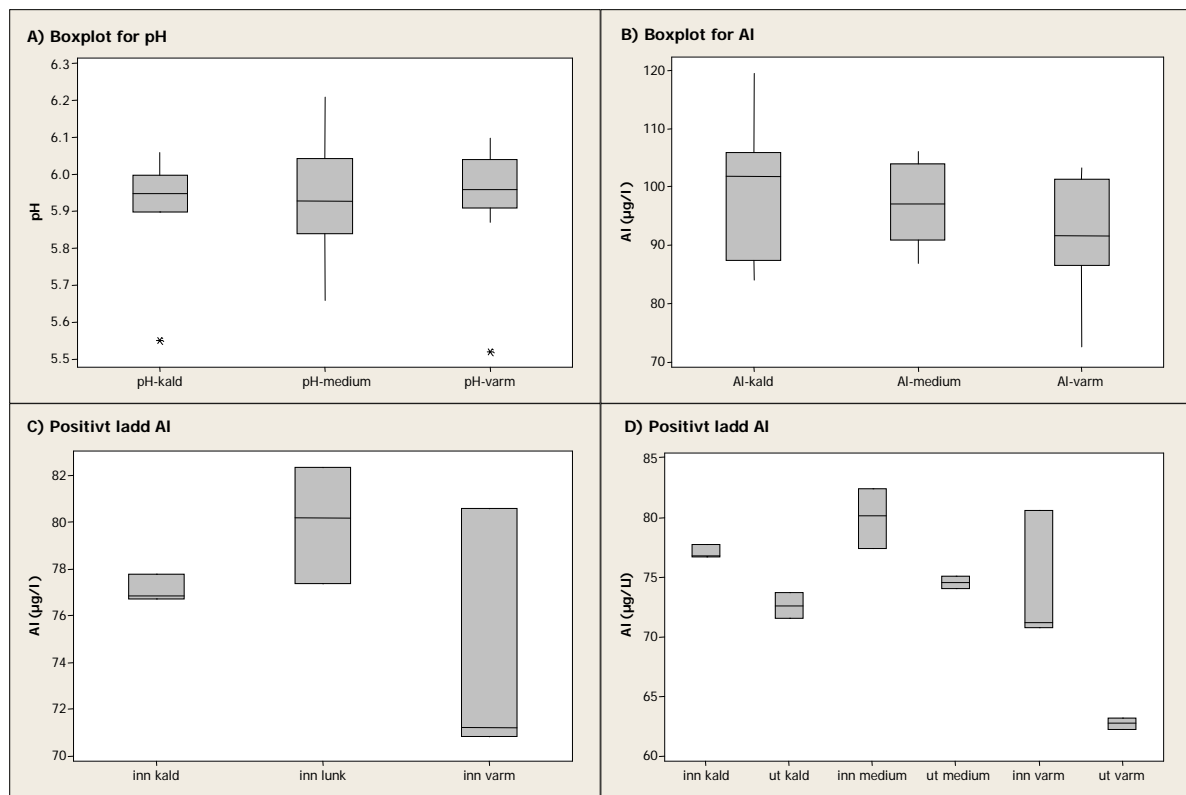
Det var liten forskjell i konsentrasjonen av positivt ladd Al inn i de ulike karene med forskjellig temperatur (Tabell 8). Det var imidlertid noe større reduksjon i konsentrasjonen av positivt ladd Al ut av karene i Al-varm enn i Al-kald. Det var også en trend at konsentrasjonen av LMM positivt ladd Al inn i karene avtok med økende temperatur (Tabell 8), samt at LMM positivt ladd Al var lavere ut av karene enn inn i karene.

I gruppen Al-medium var LMM positivt ladd Al lik ut og inn i karene, et resultat som trolig skyldes en målefeil. Ser man bort fra denne verdien, indikerer resultatene en endring i konsentrasjon av positivt ladd Al og LMM positivt ladd Al med økende reaksjonstid i karene. Endringen var også forskjellig ved de ulike temperaturene. Endringen i konsentrasjonen av positivt ladd Al med økt reaksjonstid var forventet fordi Al kationer hydrolyserer/polymeriserer umiddelbart etter tilsetning. Over tid vil dette medføre en reduksjon av positivt ladd Al. Konsentrasjonen av LMM positivt ladd Al avtok imidlertid mer enn det konsentrasjonen av totalt positivt ladd Al gjorde, noe som medførte høyere konsentrasjon av HMM positivt ladd Al. Denne endringen var minst i kar med kaldt vann og størst i vann med varmt vann (Figur 40). Dette indikerer at det var mer polymerisering av Al i varmt vann enn i kaldt vann.

Hydrolyse og polymerisering av Al er prosesser som er temperaturavhengige, og det var forventet at reaksjonshastigheten skulle være raskest i vannet med den høyeste temperaturen. Lavere grad av polymerisering og lavere reaksjonshastighet kan forklare høyere konsentrasjon av LMM positivt ladd Al i kaldt vann sammenlignet med varmere vann og en lavere transformering av Al innenfor oppholdstiden i karene.

Tabell 8. Konsentrasjon ($\mu\text{g/l}$) av ulike Al-fraksjoner i vannet inn og ut av de enkelte eksponeringskarene (konsentrasjon er presentert som gjennomsnitt \pm standardavvik og er gjennomsnittsverdier av enkeltmålinger fra tre replikater).

Gruppe	Inn/ut	Al-total	Al $<0,45\mu\text{m}$	HMM Al	LMM Al	Pos. ladd Al	LMM pos.ladd Al	HMM pos. ladd Al
Al-kald	inn	88 \pm 2	88 \pm 1	3,0	85,0	77 \pm 1	76,0	1,0
	ut	87 \pm 1	84 \pm 1	7,0	77,0	73 \pm 1	68,0	5,0
Al-medium	inn	92 \pm 1	91 \pm 3	28,0	63,0	80 \pm 3	54,0	26,0
	ut	88,0	87 \pm 1	25,0	62,0	75 \pm 1	54,0	21,0
Al-varm	inn	88 \pm 1	86 \pm 5	31,0	55,0	74 \pm 6	47,0	28,0
	ut	89 \pm 5	74 \pm 1	30,0	44,0	63 \pm 0	34,0	29,0
Kontr. kald	inn	27,0	28,0			24,0		
Kontr. medium	inn	31,0	28,0			21,0		
Kontr. varm	inn	36	29			28		

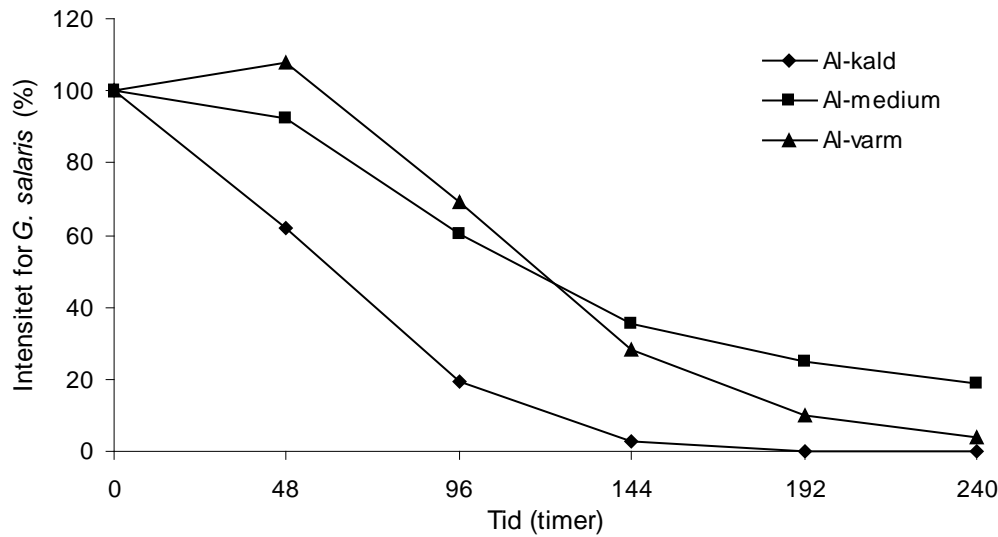


Figur 40. Boksplot av pH og konsentrasjonen av ulike Al tilstandsformer i vann med ulike temperatur.

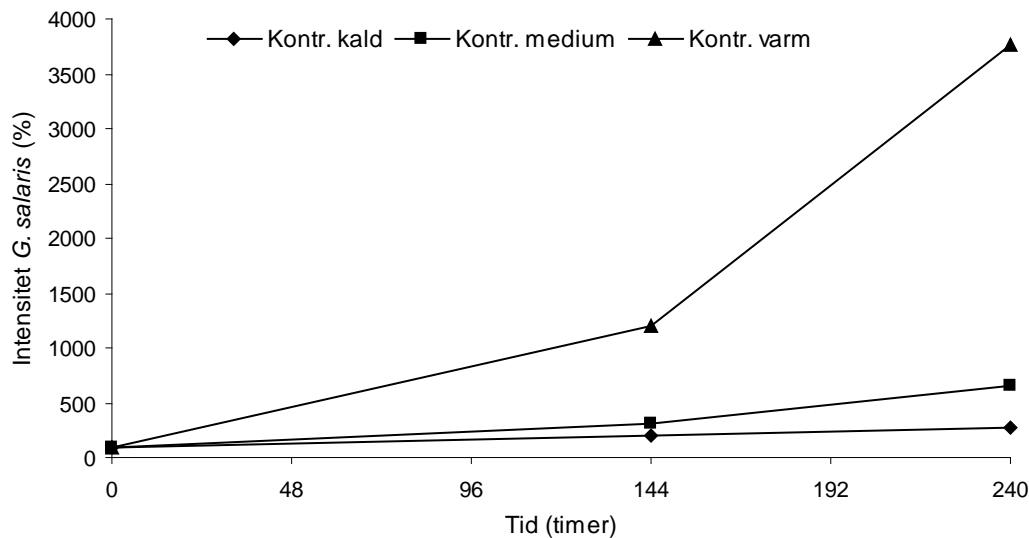
9.4.2 Effekt på *G. salaris*

I kaldt vann ble initiell infeksjon på totalt ca 915 *G. salaris* redusert til 0 parasitter etter 10 dager med Al-eksponering. I gruppene Al-medium og Al-varm ble infeksjonene redusert fra hhv 830 og 795 *G. salaris* til hhv 155 og 32 parasitter. For disse gruppene tilsvarte reduksjonen en nedgang på 81 og 96 % (Figur 41). I gruppen Al-varm var det en økning i infeksjon i løpet av de første to dagene med Al-tilsetning. Mellom dag 2 og dag 10 var reduksjonen i antall *G. salaris* relativt lik i Al-varm og Al-kald, mens infeksjonsforløpet i Al-medium skilte seg ut, med en langsommere reduksjon av parasittantallet.

I kontrollgruppene økte antallet parasitter gjennom forsøksperioden; Kontroll kald med 2,7 ganger, Kontroll medium med 6,6 ganger og Kontroll varm med 37,6 ganger (Figur 42).



Figur 41. Utviklingen i samlet antall *G. salaris* på laks i tre eksperimentelle grupper eksponert for Al ved tre ulike vanntemperaturer.

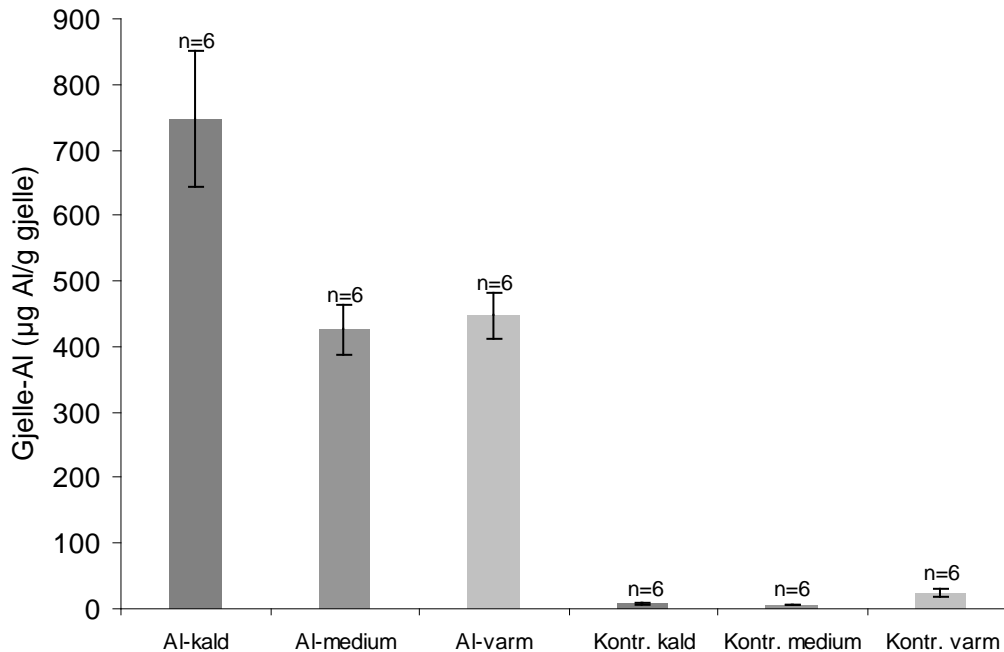


Figur 42. Utviklingen i samlet antall *G. salaris* på laks i tre kontrollgrupper eksponert for driftsvann ved hhv 6,5, 12,0 og 18,6 °C.

9.4.3 Gjellealuminium

Gjeller fra fisk eksponert for kaldt vann i 10 dager hadde gjennomsnittlig $747 \pm 104,2$ $\mu\text{g Al/g}$ gjelle (tørrvekt). I medium- og varmt vann var mengden gjelle-Al hhv $426 \pm 38,0$ og $448 \pm 34,4$ $\mu\text{g Al/g}$ gjelle (Figur 43). De respektive kontrollfiskene som ble eksponert for driftsvann uten Al-tilsetning, men ved

tilsvarende temperaturer hadde $9 \pm 1,8$, $6 \pm 1,0$ og $24 \pm 6,9$ $\mu\text{g Al/g}$ gjelle (Figur 43). Analyser av akkumulert Al på fisken gjeller viste at fisk eksponert for Al i kaldt vann hadde vesentlig mer Al på gjellene enn fisken i Al-medium og Al-varm. Visuelle observasjoner av fiskens adferd i forsøksperioden viste at også at fisken var mest påvirket av Al i gruppen Al-kald. Dette kom til uttrykk ved at fisken i denne gruppen generelt var mer passiv og manglet fluktnespons, sammenlignet med adferden til fisken i de to andre gruppene.



Figur 43. Mengde akkumulert Al på fisken gjeller etter 10 dager med eksponering for surt Al-holdig vann med ulik temperatur (Al-kald, Al-medium og Al-varm) og driftsvann uten Al-tilsetning (Kontr. kald, Kontr. medium og Kontr. varm). Mengden Al er oppgitt som $\mu\text{g Al/g}$ gjelle (tørrvekt) og er gjennomsnitt \pm standard feil.

9.5 Diskusjon

9.5.1 Infeksjon av *G. salaris*

I Forsøk 1 ble infeksjonen med *G. salaris* mest redusert i gruppen som ble eksponert for Al ved vanntemperatur på $17,8^\circ\text{C}$ (Al-varm), mens i Forsøk 2 var reduksjonen størst i gruppen som ble eksponert for Al ved $4,7^\circ\text{C}$ (Al-kald) der antall parasitter ble redusert til 0 etter 10 dager. I begge forsøkene skilte gruppen Al-medium seg ut, med lavest reduksjon av startinfeksjonen. I den påfølgende diskusjonen er det lagt størst vekt på resultatene fra Forsøk 2 da dette anses som hovedforsøket, mens Forsøk 1 blir regnet som et utvidet pilotforsøk.

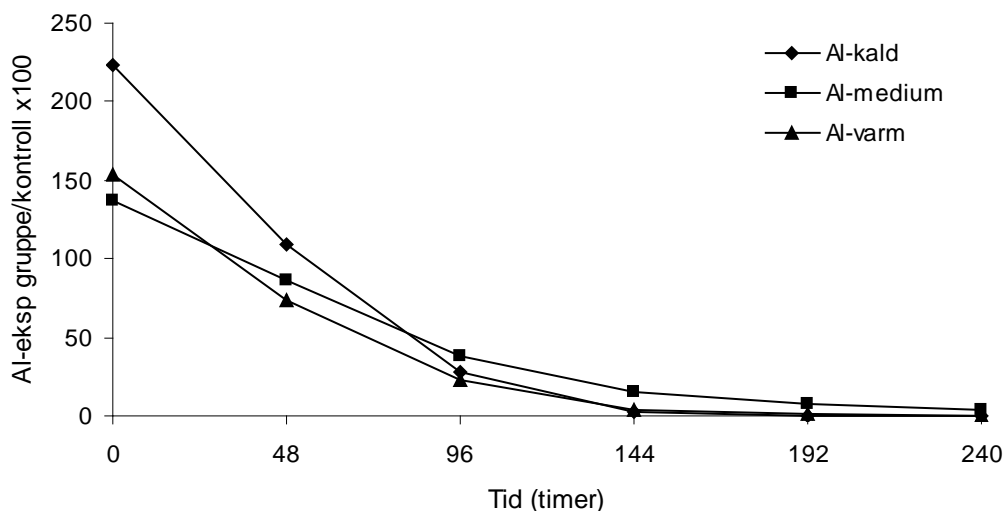
Ved diskusjon av effekten fra Al på *G. salaris* er det naturlig å ta utgangspunkt i kjemikalietts fysiske og kjemiske egenskaper i vann ved de aktuelle vanntemperaturene, samt mekanismene bak virkningen av Al på fisk, som er godt beskrevet i litteraturen (Gensemer & Playle 1999).

Al i surt vann opptrer på ulike tilstandsformer der blant annet pH og vanntemperatur er avgjørende for fordelingen av de ulike Al-fraksjonene. Det var derfor forventet å finne forskjeller i fordeling av ulike Al-tilstandsformer i eksponeringsvannet ved de ulike temperatuere. *In situ* fraksjonering av Al viste også at det var forskjeller i konsentrasjon av lavmolekylært positivt ladd Al, der konsentrasjonen var

størst i gruppen Al-kald (4-5°C). Mengden positivt ladd Al var imidlertid relativt lik ved alle temperaturer mens polymeriseringen av Al, en prosess som er dokumentert å være svært giftig for fisk (Poléo 1995), generelt var størst ved den høyeste temperaturen. Det er de positivt ladde Al-forbindelsene, såkalt labilt Al, som binder seg til fiskegjeller og som er giftig for fisk (Gensemer & Playle 1999). Når disse Al-forbindelsene foreligger i vann øker gifteffekten med økende vanntemperatur (Poléo mfl. 1991, Poléo & Muniz 1992).

Mekanismen for hvordan Al virker på *G. salaris* er ikke fullstendig beskrevet, men forsøk indikerer at Al virker direkte på parasitten (Grimsmo 2001) og at virkningsmekanismen er relatert til overflatebinding av Al (Hytterød & Olstad 2010). Basert på disse observasjonene, er det trolig god sammenheng mellom virkningen av Al på fisk og på *G. salaris*. Resultatet som viser signifikant raskere reduksjon i antall *G. salaris* ved 4-5 og 17-18°C enn ved 10-12°C var derfor noe uventet, spesielt fordi konsentrasjonen av de positivt ladde Al-forbindelsene var tilnærmet lik ved alle temperaturene. Hvis vanntemperatur har samme påvirkning på giftigheten av Al for *G. salaris* som den har for fisk, vil man forvente størst effekt på *G. salaris* i gruppen Al-varm, nest størst i Al-medium og lavest effekt i Al-kald. Konsentrasjonen av de giftige Al-tilstandsformene kan derfor ikke alene forklare forskjellen i effekt på *G. salaris* ved ulike temperaturer.

En viktig faktor som påvirker infeksjonsforløpet til *G. salaris* i dette forsøket, men som ikke er relevant i rene fiskeforsøk, som for eksempel i Poléo mfl. 1991, er fekunditet. Endringen i antall *G. salaris* over tid er avhengig av både fødselsrate og dødsrate. Nedgang i antall *G. salaris* forutsetter at dødsraten er høyere enn fødselsraten. *G. salaris* føder unger med betydelig høyere frekvens ved 17-18°C og ved 10-12°C enn ved 4-5°C (Jansen & Bakke 1991), noe som også vises i infeksjonsforløpet til kontrollgruppene ved de aktuelle temperaturene i dette forsøket. Forutsatt at parasitten føder unger under eksponering for giftig Al, er tilveksten av nye *G. salaris*-individer betydelig større (hhv 37 og 6,6 ganger i kontrollgruppene) i gruppene Al-varm og Al-medium enn i Al-kald gjennom forsøksperioden.



Figur 44. Sammenhengen mellom gjennomsnittlig antall *G. salaris* per fisk i Al-eksponerte grupper og respektive kontrollgrupper (gjennomsnittlig antall *G. salaris* i Al-eksponert gruppe dividert med gjennomsnittlig antall *G. salaris* i respektiv kontrollgruppe for hvert tidspunkt gjennom forsøksperioden). Kontrollgruppen ble ikke telt ved tidspunktene 48, 96 og 192 timer og for disse tidspunktene er det gjort beregninger basert på en trendlinje (eksponentiell).

Ved å ta hensyn til fødselsraten, får man trolig et riktigere bilde av selve effekt av Al på *G. salaris* ved de ulike temperatuere, det vil si hvor mange parasitter som dør som følge av Al-eksponeringen. Dette fremkommer ved å relatere infeksjonsforløpet i hver Al-eksponerte gruppe til infeksjonsforløpet i den respektive kontrollgruppen, det vil si å dividere gjennomsnittlig antall *G. salaris* per fisk i Al-eksponert gruppe med gjennomsnittlig antall *G. salaris* per fisk i respektiv kontrollgruppe for hvert tidspunkt gjennom forsøksperioden (Figur 44).

Forskjellene i tidsforløp mellom kurvene i Figur 44 og Figur 41 (fra resultatkapittelet) viser at begrepene "effekt av Al på *G. salaris*" og "reduksjon i infeksjon av *G. salaris*" ikke kan brukes om hverandre. Ved å ta hensyn til fødselsraten i kontrollgruppene fremkommer det at effekten på *G. salaris* er størst i gruppen Al-varm, uttrykt som høyest dødelighet i parasittpopulasjonen. Størst effekt på *G. salaris* i denne gruppen samsvarer godt med det som er observert for fisk eksponert for Al ved høy vanntemperatur (Poleo & Muniz 1992).

Fysiologiske prosesser som respirasjon og ioneregulering er ikke studert hos *G. salaris*. Organismen er imidlertid relativt enkel, både fysiologisk og anatomisk, og basert på dyrenes størrelse er det grunn til å anta at gassutveksling mellom *G. salaris* og omgivelsene (vannet) foregår ved direkte diffusjon gjennom kroppsoverflaten (tegumentet). Binding av Al med påfølgende immunologiske reaksjoner kan tenkes å påvirke gassutvekslingen slik at opptak av oksygen (O_2) reduseres, eventuelt også elimineres. I vann med relativt høy temperatur, jmfør temperaturen i gruppen Al-varm, vil dette få betydelig større konsekvenser for organismen enn i vann ved 4-5°C der løseligheten og dermed tilgangen til O_2 er betydelig høyere enn ved 17-18°C (Krogh 1941). Det er også en sterk sammenheng mellom vanntemperatur og behov for O_2 , der regelen sier at forbruket av O_2 øker med økende temperatur. Det er tydelig at den høye fødselsraten i Al-varm har kraftig påvirkning på den prosentvise endringen i infeksjon, særlig de to første dagene i eksponeringsperioden da antallet parasitter økte med 8 %.

For de to andre gruppene som hadde lavere fødselsrate enn Al-varm, var det en netto nedgang i infeksjon gjennom hele eksponeringsperioden. I gruppen Al-medium hadde Al-eksponeringen dårligst effekt på reduksjon av *G. salaris*-infeksjonen. I denne gruppen var antallet *G. salaris* ved forsøkets slutt signifikant høyere enn i de to andre gruppene. Det var som nevnt lik mengde labilt Al i gruppen Al-medium sammenlignet med den i Al-kald og Al-varm. Det kan tenkes at forholdet mellom effekten av Al, uttrykt som dødelighet i parasittpopulasjonen, og høy fekunditet hos *G. salaris* ved 10-12°C er årsaken til den relativt svake reduksjonen av infeksjonen. Dette illustrerer viktigheten av fødselsraten til *G. salaris* i forhold til hvordan infeksjonen endrer deg over tid under eksponering for giftig Al.

9.5.2 Gjelle-Al

I begge forsøkene var det stor forskjell i mengde bundet Al på fiskens gjeller i gruppene eksponert for Al ved ulike temperaturer, der gruppen Al-kald hadde betydelig mer gjelle-Al sammenlignet med gruppene Al-medium og Al-varm. Dette til tross for at konsentrasjonen av positivt ladd Al var relativt lik ved alle temperaturer. Studier har vist at det er god sammenheng mellom konsentrasjonen av positivt ladd Al og mengden akkumulert Al på fiskegjeller når fisk blir eksponert til surt Al-holdig vann (Lacroix mfl. 1990, Teien mfl. 2005). Det er derfor noe uventet at mengden Al på fiskens gjeller var så forskjellig ved de tre temperatuere når konsentrasjonen av positivt ladd Al var tilnærmet lik i alle gruppene. Det er derfor grunn til å anta at vanntemperaturen i seg selv er en viktig årsak til forskjellene som ble observert.

Akkumulering av Al på gjeller er en dynamisk prosess der forholdet mellom bundet Al og det Al som fisken aktivt kvitter seg med bestemmer mengden netto bundet Al på gjellene (Lacroix mfl. 1993). De høye verdiene av gjelle-Al på fisk i gruppen Al-kald indikerer at fisken ikke evner å kvitte seg med Al like effektivt ved 4-5°C som ved 10-11°C og 17-18°C. En annen teori kan være at fisk i kaldt vann

tolererer høyere konsentrasjon av Al på gjellene enn fisk i varmere vann, og dermed ikke mobiliserer energi for å fjerne Al i like stor grad som fisk i Al-holdig vann ved høyere temperaturer.

9.5.3 Resultatenes betydning for AIS-metoden

Erfaringer fra behandling med AIS mot *G. salaris* i naturlige vassdrag tilsier at vanntemperatur har innvirkning på sannsynligheten for å lykkes med utryddelse av parasitten. Dette har sammenheng med at fiskens adferd i form av aktivitetsnivå (grad av bevegelse) anses som viktig for å lykkes med å behandle alle potensielle verter for *G. salaris* i vassdraget. Høyt aktivitetsnivå hos fisken reduserer muligheten for at enkeltfisk oppholder seg over lange perioder i små refugier, for eksempel i grunnvannspåvirket overflatevann, som kan bli suboptimalt behandlet på grunn av fortykning av Al-konsentrasjonen. Basert på adferden til laksefisk ved ulike vanntemperaturer, er temperaturområdet 10-16°C vurdert til å være gunstig for AIS-behandling. Det er nettopp i dette temperaturområdet at infeksjon med *G. salaris* ble redusert med laves hastighet i dette forsøket. Ved temperatur i området 10-12°C kan det se ut til at forholdet mellom effekten av Al på parasittpopulasjonen og fødselsraten til parasitten til sammen gjør at infeksjonen reduseres langsommere enn ved lavere og høyere vanntemperatur. Det understrekes derfor at AIS-behandlingsperioden bør være lengre når vanntemperaturen er i området 10-12°C enn når temperaturen er 4-5 eller 17-18°C. Resultatene fra analysene av gjelle-Al viser at fisk har moderate mengder Al på gjellene etter eksponering for Al ved vanntemperatur i området 10-12°C. Det bør derfor være mulig å gjennomføre AIS-behandling over en relativt lang periode ved denne vanntemperaturen sammenlignet med ved kaldt vann der mengden akkumulert Al på fiskens gjeller var betydelig høyere.

9.6 Referanser

- Gensemer, R.W. & Playle, R.C. 1999: The bioavailability and toxicity of aluminium in aquatic environments. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology* **29**, 315-450.
- Grimsmo, H. 2001: Aluminiums virkning på *Gyrodactylus salaris* infeksjon hos laks (*Salmo salar*): En direkte eller indirekte effekt? Cand. scient. oppgave i fysiologi. Avdeling for Generell fysiologi, Biologisk Institutt, Universitetet i Oslo, 46s.
- Hansen, H., Bachmann, L. & Bakke, T. A. 2003: Mitochondrial DNA variation of *Gyrodactylus* Spp. (Monogenea, Gyrodactylidae) populations infecting Atlantic salmon, grayling, and rainbow trout in Norway and Sweden. *International Journal for Parasitology* **33**, 1471-1478.
- Hytterød, S. & Olstad, K. 2010: Eksperimentelle studier av aluminiumstoksisitet på *Gyrodactylus salaris*. Veterinærinstituttets rapportserie, **6-2010**, 22s
- Jansen, P.A. & Bakke, T.A. 1991: Temperature-dependent reproduction and survival of *Gyrodactylus salaris* Malmberg, 1957 (Platyhelminthes: Monogenea) on the Atlantic salmon (*Salmo salar* L.). *Parasitology* **102**, 105-112.
- Krogh, A. 1941: The comparative physiology of respiratory mechanisms. Philadelphia: University of Pennsylvania Press. 172s. Reprinted by Dover publications, New York, 1968.
- Lacroix, G.L., Hood, D.J., Belfry, C.S. & Rand, T.G.: 1990: Plasma electrolytes, gill aluminum content, and gill morphology of juvenile Atlantic salmon (*Salmo-salar*) and brook trout (*Salvelinus-fontinalis*) indigenous to acidic streams of Nova-Scotia, *Can J Zool-Revue Can de Zool* **68**, 1270 - 1280.

- Lacroix, G.L., Peterson, R.H., Belfry, C.S. & Martin-Robichaud, D.J. 1993: Aluminum dynamics on gills of Atlantic salmon fry in the presence of citrate and effects on integrity of gill structures, *Aquat Toxicol* **27**, 373–401.
- Lydersen, E., Salbu, B., Poléo, A.B.S. & Muniz, P.I. 1990: The influences of temperature on aqueous aluminium chemistry. *Water, Air and Soil Pollution* **51**, 203-215.
- Poléo, A.B.S., E. Lydersen & Muniz I.P. 1991: The influence of temperature on aqueous aluminium chemistry and survival of Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) fingerlings. *Aquatic Toxicology* **21**, 267-278.
- Poleo, A.B.S. & Muniz, I.P. 1992: The effect of aluminium in soft water at low pH and different temperatures on mortality, ventilation frequency and water balance in smoltifying Atlantic salmon (*Salmo salar* L.). *Environmental Biology of Fishes* **36**, 193-203.
- Poléo, A.B.S., Schjolden, J., Hansen, H., Bakke, T.A., Mo, T.A., Rosseland, B.O. & Lydersen, E. 2004: The effect of various metals on *Gyrodactylus salaris* (Platyhelminthes, Monogenea) infections in Atlantic salmon (*Salmo salar*). *Parasitology* **128**, 169-177.
- Poléo, A.B.S. 1995: Aluminium polymerisation - A mechanism of acute toxicity of aqueous aluminium to fish. *Aquatic Toxicology* **31**, 437-456.
- Soleng, A., Poléo, A.B.S., Alstad, N.E.W. & Bakke, T.A. 1999: Aqueous aluminium eliminates *Gyrodactylus salaris* (Platyhelminthes, Monogenea) infections in Atlantic salmon. *Parasitology* **119**, 19-25.
- Teien, H.C., Salbu, B., Sorlie-Heier, F., Kroglund, F. & Rosseland, B.O. 2005: Fish mortality during sea salt episodes—catchment liming as countermeasure. *J Environ Monit* **7**, 989–998
- Teien, H.C., Kroglund, F., Salbu, B. & Rosseland, B.O. 2006: Gill reactivity of aluminium-species following liming. *Sci Total Environ* **358** (1–3), 206–220

10. Utredning av fluorid som hjelpekjemikalium ved ALS-behandling mot lakseparasitten *G. salaris*

Av: Anders Gjørwad Hagen (NIVA) og Sigurd Hytterød (VI)

10.1 Bakgrunn

Det er positivt ladde Al-tilstandsformer som er giftig for fisk (Gensemer & Playle 1999). Det antas at det også er disse tilstandsformene som er giftig for lakseparasitten *Gyrodactylus salaris*. Aluminiumsmetoden er basert på dosering av svovelsyre og aluminium (Al) til et vassdrag på en slik måte at Al foreligger som positivt ladde tilstandsformer (er reaktivt) og har effekt på lakseparasitten *G. salaris* på hele lakseførende strekning i vassdraget. Erfaringer fra behandlede vassdrag har vist at Al med tiden går over på ikke-reaktive former, og at dette fører til at effekten mot parasitten svekkes eller opphører. Dette kan løses ved å øke tilsetningen av syre og Al på hver doseringsstasjon, eller ved å øke antall doseringspunkter i elven. Økt dosering kan føre til uønsket høy giftighet i nærheten av doseringspunktet.

Løseligheten av (og dermed giftigheten av) Al påvirkes av en rekke uorganiske og organiske molekyler og grupper (ligander). Et av disse er fluorid (F), som i litteraturen er omtalt som en ligand som kan gi økt, uforandret (Hamilton & Haines 1995) eller redusert giftighet (Driscoll et al. 1980, Lydersen et al. 1990, Wilkinson et al. 1990) av Al. Fluorid i vann er alene lite giftig for fisk, og det er vist at kroniske eksponeringer for <0,5 mg/l ikke har noen giftig effekt på et bredt utvalg av vannlevende invertebrater og fisk (Camargo 2003). Egne forsøk (upubl.) har vist at F reduserer giftigheten av Al for fisk når reaktiviteten (og giftigheten) av Al er høy, eksempelvis rett ved et doseringsanlegg. Når aktiviteten av Al er lavere (lang avstand fra doseringsanlegg), bidrar imidlertid F til å holde Al på giftige former, slik at effekten ikke dør ut like raskt.

Hypotesen er at F kan forhindre uønsket dødelighet av fisk nær doseringspunktet samtidig som optimal behandlingseffekt opprettholdes over lengre elvestrekninger. Bruk av F avhenger imidlertid av at effekten mot *G. salaris* ikke reduseres i for stor grad. Dette forsøket ble gjennomført for å finne ut om Al og F i kombinasjon er giftig for *G. salaris* og om F opprettholder god behandlingseffekt av Al mot parasitten over lengre tid.

10.2 Materiale og metoder

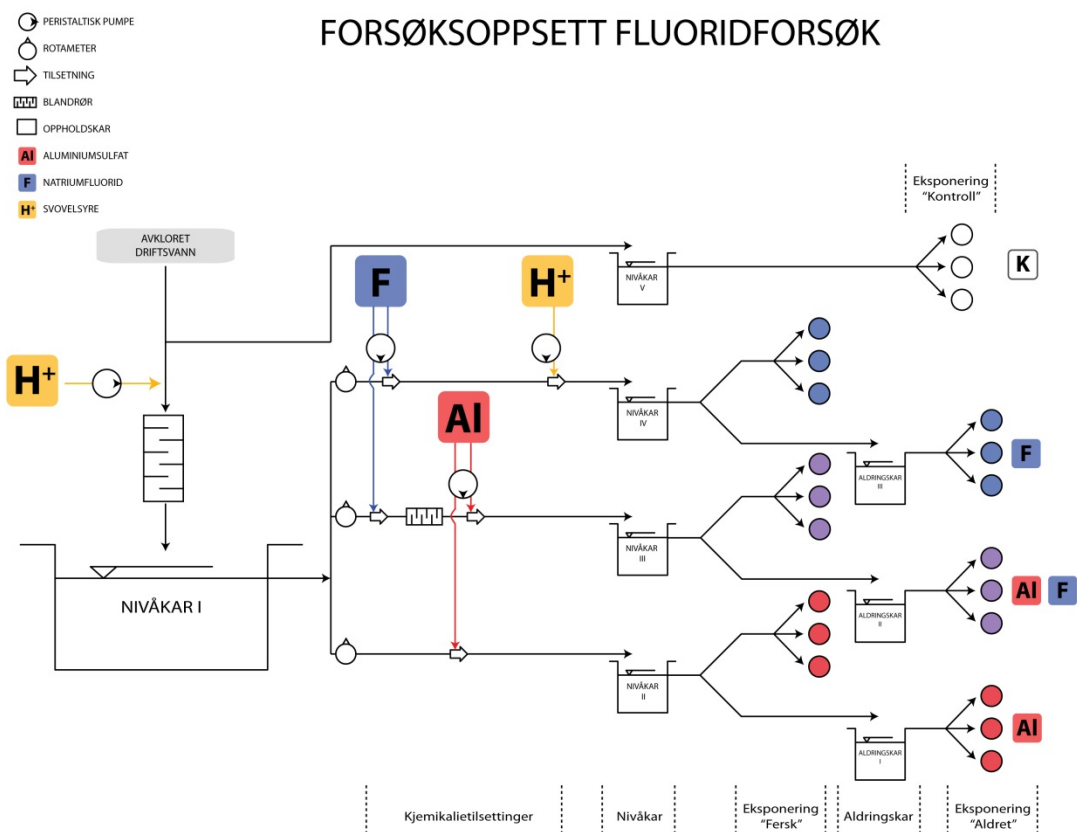
Forsøkene ble gjennomført som eksperimentelle oppsett ved forsøksdyravdelingen på Veterinærinstituttet i Oslo (VI) i november/desember 2010. Laksunger infisert med *G. salaris* ble fordelt på tre eksponeringsgrupper (Al, Al+F, F+syre) og en kontrollgruppe (**Figur 45**). Hver fiskegruppe ble eksponert for vann tilsatt kjemikalier etter aldring av vannet etter kjemikalietilsetning i 8 og 140 minutter (gruppenavn hhv. «Fersk og Aldret»). Kontrollfisk infisert med *G. salaris* ble holdt i vann uten tilsetning av kjemikalier.

10.2.1 Fisk og forsøksbetingelser

I forsøket ble det brukt årsyngel (0+) av laks fra Lærdalselva. Fisken var $9,0 \text{ g} \pm 0,2 \text{ g}$, og det var ingen signifikante forskjeller i fiskevekt mellom de eksperimentelle gruppene (Variansanalyse med LSMeans differences Tukey HSD post hoc-test, $p < 0,05$). Fisken ble fraktet fra Ljøsne Klekkeri i plastposer med oksygenert vann til akvarieavdelingen ved VI i Oslo. Avdelingens driftsvann kommer fra Maridalsvannet som er Oslo bys hovedkilde for drikkevann. Vannet blir filtrert gjennom et partikkelfilter (Hydrex II Filter, modell GX05-20, lengde 20", 05 Micron polypropylen) og et kullfilter (20 micron/20" - GAC-20BB, Granular Activated Carbon Filter Cartridge), samt luftet i en luftkolonne før det distribueres ut til avdelingens akvarierom. Fisken ble akklimert til driftsvannet ($5,5 \text{ }^\circ\text{C}$) i én uke før forsøkene startet. *G. salaris* stammet fra laksunger fanget med elektrisk fiskeapparat i Lierelva, og er beskrevet som haplotype F (Hansen m.fl. 2003).

10.2.2 Eksperimentell protokoll

Forsøket ble startet ved at 147 laksunger ble infisert med *G. salaris* med finner klippet fra infisert villfisk. Etter oppsmittning ble forsøksfisken undersøkt for nøyaktig antall parasitter før de ble fordelt på seks eksperimentelle grupper og plassert i sine respektive eksponeringskar. Hver gruppe ble eksponert som tre replikater á syv fisker. En kontrollgruppe ble holdt i kar uten kjemikalietilsetning (**Figur 45**).



Figur 45. Skjematisk fremstilling av forsøksoppsettet. Aluminium (Al), fluorid (F) og svovelsyre (H⁺) ble tilsatt vannet før eksponering av gruppene.

pH i vannet for alle eksponeringsgruppene ble først justert til 5,6 ved tilsetning av svovelsyre (H₂SO₄). Vannet ble deretter fordelt til tre rør og tilsatt henholdsvis Al, Al+F, og H⁺+F med en peristaltisk pumpe (Watson Marlow SciQ 323) fra stamløsninger med Al₂(SO₄)₃, H₂SO₄ eller NaF løst i driftsvann. Svovelsyre ble tilsatt sammen med NaF for å oppnå lik pH i alle eksponeringsgrupper. Vannet hadde oppholdstid på åtte minutter i nivåkarene II-IV før det ble fordelt til eksponeringskar (V=5L) med en vanngjennomstrømming på 0,3 L/min for gruppene Al_{Fersk}, AlF_{Fersk} og F_{Fersk}. I tillegg ble det fordelt vann fra nivåkarene II-IV til tre aldringskar (I-III, volum ca 160 liter). Fra aldringskarene (I-III) ble vannet ført videre til eksponeringskar for gruppene Al_{Aldret}, AlF_{Aldret} og F_{Aldret}. Oppholdstiden for gruppene «Fersk» og aldret var henholdsvis åtte og 140 minutter. Eksponeringen varte i 12 døgn.

10.2.3 Telling av *G. salaris*

Ved utvalgte tidspunkt ble antall *G. salaris* på hver fisk telt ved hjelp av lupe. Fisken ble bedøvet i klorbutanolløsning (0,04 %) før undersøkelsen. Etter telling ble fisken holdt til oppvåkning i en bøtte med vann, ventilert med luft fra en akvarieluftpumpe. All fisk ble tilbakeført til forsøkskaret umiddelbart etter oppvåkning.

10.2.4 Al på fiskegjeller

Ved forsøkets slutt ble det tatt ut gjeller for analyse av akkumulert aluminium. Det ble tatt prøver fra fisk i alle eksponeringsgrupper samt fra kontrollgruppen. Prosedyren for prøveuttak og analyse av gjelle-Al er beskrevet i Teien mfl. (2006).

10.2.5 Vannanalyser

Temperatur, pH og konduktivitet ble målt daglig i alle nivåkar og eksponeringskar. Tre ganger i løpet av forsøksperioden ble det tatt ut vannprøver for full vannkjemisk analyse av driftsvannet. pH, ledningsevne og vanntemperatur ble målt daglig i alle eksponeringskarene og i kontrollkarene med et WTW pH/Cond 340i kombinert pH-meter og konduktivitetsmåler. I tillegg ble det tatt ut vannprøver til analyse av total-Al hver dag i forsøksperioden, fra nivåkar og eksponeringskar. Total-Al ble analysert ved Eurofins laboratorium (ICP-OES, NS EN ISO 11885).

Tre ganger i løpet av forsøksperioden ble konsentrasjonen av ulike tilstandsformer av Al bestemt ved *in situ* fraksjonering ved ionebytting i laboratoriet, og påfølgende analyse av Al-konsentrasjonen på Eurofins laboratorium ved hjelp av ICP-OES. Ved ionebytting ble vannet pumpet direkte fra eksponeringskar til en kolonne fylt med resin (Amberlite IR Na⁺-form). Resinet var pH-justert med 2 M NaCl eller 0,01 M HCl slik at pH i eluatet fra ionebytterkolonnen var tilnærmet det samme som pH i vannet ($\pm 0,5$). Basert på analyseresultatene ble følgende fraksjoner av Al bestemt:

Totalt Al:	Al i ubehandlet prøve, målt ved bruk av ICP-OES etter tilsetning av syre (2 % HNO ₃)
Nøytralt/negativt ladd Al:	Al i ionebyttet prøve, målt ved bruk av ICP-OES etter ionebytting med kationbytter og tilsetning av syre (2 % HNO ₃).
Positivt ladd Al (Ali):	Kalkulert basert på differanse mellom "Totalt Al" og "nøytralt/negativt ladd Al".

Det ble tatt ut vannprøver til analyse av F fra nivåkar hver dag i forsøksperioden, samt fra eksponeringskarene i forbindelse med *in situ* fraksjonering av Al tre ganger i løpet av forsøksperioden. F ble analysert ved Eurofins laboratorium (Kolorimetrisk, Aquakem 200 Photometric Analyzer, EPA Method 340.3)

10.2.6 Teoretiske beregninger

Programmet Visual MINTEQ ble brukt for å illustrere fordeling av Al- og F-tilstandsformer. Gjennomsnittsverdier av kjemisk sammensetning i driftsvannet (**Tabell 9**) og total Al (**Tabell 10**) ble brukt som beregningsgrunnlag. Programmet har en begrensning ved at det forutsettes likevekt i de kjemiske prosessene som leder til de ulike Al-tilstandsformene. Resultatene viser derfor kun hva slags endelig tilstand vannkjemien er i *utvikling mot*, og ikke nødvendigvis reell tilstand i øyeblikket. Verdiene gir imidlertid et godt grunnlag for å diskutere hva slags vannkjemiske forhold fisken og parasitten har blitt eksponert for.

10.2.7 Statistiske metoder

Dataene ble analysert ved hjelp av variansanalyser med post hoc-tester for å undersøke eventuelle forskjeller mellom replikatene. Der det ikke ble funnet statistisk signifikante forskjeller, ble replikatene slått sammen til én gruppe. For analyse av infeksjonsutviklingen over tid, ble det brukt en Mixed GLM ved bruk av glmer (Bates m.fl. 2012) i statistikkprogrammet R (versjon 2.15.0, R Development Core Team 2011). Vi antok en poisson-fordelt respons med log link siden denne variabelen begrenses nedad ved verdien 0.

10.3 Resultater

10.3.1 Vannkjemii

Den kjemiske sammensetningen av vannet som ble brukt i forsøket er presentert i Tabell 9. Høy konsentrasjon av Ca²⁺ skyldes at Oslo Vann- og avløpsetat tilsetter kalk til driftsvannet for å redusere korrosjon i vannledningene.

Tabell 9. Kjemisk sammensetning av driftsvannet som ble brukt i forsøket.

pH	- log[H ⁺]	7,8 ± 0,0	(n=3)
Konduktivitet	mS/m	13,2 ± 0,3	(n=3)
Alkalitet (til pH 4.5)	mmol/l	0,88 ± 0,01	(n=3)
Total organisk karbon (TOC/NPOC)	mg/l	2,8 ± 0,0	(n=3)
Aluminium (Al ³⁺)	µg/l	22 ± 5	(n=3)
Kalium (K ⁺)	mg/l	0,27 ± 0,01	(n=3)
Kalsium (Ca ²⁺)	mg/l	23 ± 1	(n=3)
Magnesium (Mg ²⁺)	mg/l	0,44 ± 0,01	(n=3)
Klorid (Cl ⁻)	mg/l	9,7 ± 0,3	(n=3)
Nitrat (NO ₃ ⁻ N)	µg/l	180 ± 10	(n=3)
Sulfat (SO ₄ ²⁻)	mg/l	2,1 ± 0,2	(n=3)
Total Nitrogen	µg/l	237 ± 12	(n=3)

Vanntemperatur og pH var stabil gjennom hele forsøksperioden, både i driftsvannet og i vann tilsatt kjemikalier (Tabell 10). Det var ingen signifikante forskjeller i vanntemperatur, pH eller Al-kjemi mellom replikatene i de ulike gruppene ved de ulike tidene, og replikatene i hver gruppe ble derfor slått sammen. Temperaturen var 0,5-0,7 grader høyere i eksponeringsgruppene med vann aldret i 140 minutter sammenlignet med vann aldret i 8 minutter. Under forsøket var Al-konsentrasjonen i driftsvannet 20 ± 2 µg/l (bakgrunnsverdi). Ved tilsetning av syre og Al ble pH redusert fra 7,8 til 5,7-5,8 samtidig som konsentrasjonen av total Al ble økt med 75 µg/l.

Konsentrasjonen av F var stabil gjennom hele forsøksperioden i eksponeringsgruppene AIF fersk/aldret og F fersk/aldret (Tabell 10). Det var ingen signifikante forskjeller mellom replikatene i eksponeringsgruppene, og gruppene ble derfor slått sammen slik de også er fremstilt i tabellen. Det var ingen signifikante forskjeller i konsentrasjonen av F mellom eksponeringsgruppene tilsatt F (AIF og F). Aldring av eksponeringsvannet hadde ingen signifikant effekt på F-konsentrasjonen i gruppene AIF og F.

Tabell 10. Temperatur, pH og konsentrasjon av totalt Al og positivt ladd Al (Al_i) i eksponeringsvann og kontrollvann. Verdiene er oppgitt som gjennomsnitt ± standard avvik. For pH er beregningene gjort på konsentrasjon av H⁺ og deretter regnet om til pH.

Gruppe	Temp (°C)	n	Konduktivitet (mS/cm)		Al total (µg/l)		Al _i (µg/L)		pH		Fluorid (µg/L)	
				n	n	n	n	n	n	n		
Nivåkar (I)	5,3 ± 0,3	14	152 ± 1	14	20 ± 4	12	16 ± 4	3	5,57 ± 0,03	14	<5 ± 0	9
Al nivåkar (II)	5,5 ± 0,3	14	153 ± 1	14	93 ± 9	12	78 ± 15	3	5,66 ± 0,02	14	<5 ± 0	12
AIF nivåkar (III)	5,5 ± 0,3	14	153 ± 1	14	90 ± 7	12	73 ± 9	3	5,68 ± 0,13	14	92 ± 36	12
F nivåkar (IV)	5,5 ± 0,3	14	153 ± 1	14	20 ± 2	12	13 ± 3	3	5,66 ± 0,04	14	91 ± 37	11
Eksponeringsgrupper og kontroll												
Al Fersk	5,9 ± 0,3	42	153 ± 1	42	98 ± 8	39	72 ± 8	9	5,75 ± 0,03	42	<5 ± 0	9
Al Aldret	6,6 ± 0,4	42	152 ± 1	42	100 ± 8	39	75 ± 5	9	5,81 ± 0,05	42	<5 ± 0	9
AIF Fersk	5,8 ± 0,3	42	153 ± 1	42	92 ± 5	39	72 ± 2	9	5,73 ± 0,03	42	116 ± 10	9
AIF Aldret	6,5 ± 0,3	42	152 ± 1	42	93 ± 5	39	75 ± 3	9	5,75 ± 0,03	42	97 ± 14	9
F Fersk	5,9 ± 0,3	42	152 ± 1	42	21 ± 2	39	11 ± 4	9	5,74 ± 0,04	42	100 ± 15	9
F Aldret	6,4 ± 0,3	42	152 ± 1	42	21 ± 2	36	11 ± 3	9	5,74 ± 0,03	42	106 ± 12	8
Kontroll	5,7 ± 0,7	45	132 ± 1	45	20 ± 2	42	16 ± 3	9	7,80 ± 0,08	45	<5 ± 0	9

Konsentrasjonen av total Al var stabil gjennom hele forsøksperioden i eksponeringsgruppene Al og AIF (Tabell 10). Det var ingen signifikante forskjeller mellom replikatene i eksponeringsgruppene, og gruppene ble derfor slått sammen slik de også er fremstilt i tabellen. Det var kun små forskjeller i total Al mellom gruppene Al fersk/aldret og AIF fersk/aldret. Aldring av eksponeringsvannet hadde ingen signifikant effekt på konsentrasjonen av Al i gruppene Al og AIF.

In situ fraksjonering av Al

Det var ingen signifikante konsentrasjonsforskjeller i Al_i mellom eksponeringsgruppene Al fersk/aldret eller AIF fersk/aldret. Aldring av eksponeringsvannet hadde således ingen effekt på konsentrasjonen av Al_i i eksponeringsgruppene. Det var ingen signifikante konsentrasjonsforskjeller i Al_i mellom eksponeringsgruppene F fersk og F aldret. Det var kun små konsentrasjonsforskjeller i Al_i mellom eksponeringsgruppene F fersk/aldret og kontrollgruppen.

Den relativt høye andelen av Al_i i forhold til total Al i kontrollgruppen kan skyldes at noe Al forelå som aluminat ($Al(OH)_4^-$) i det svakt alkaliske driftsvannet (Tabell 11). Ved reaksjon i den sure kationebytterkolonnen kan Al gå over på positivt ladde tilstandsformer og således bindes til kolonnen. Dette kan gi en falsk høy Al_i .

Teoretiske beregninger av Al-specier

Konsentrasjon av forskjellige Al-tilstandsformer ble beregnet på bakgrunn av gjennomsnittsverdier for total Al ($\mu\text{g/l}$), og samlet som tre grupper. Positivt ladd Al, positivt ladd AIF, og organisk bundet Al. *Positivt ladd Al* inkluderer tilstandsformene Al^{3+} , $AlOH^{2+}$ og $Al(OH)_2^+$. *Positivt ladd AIF* inkluderer tilstandsformene AIF^{2+} og AIF_2^+ . *Organisk bundet Al* er Al kompleksbundet til organisk karbon. Gruppene positivt ladd Al og positivt ladd AIF representerer til sammen den fraksjonen som kalles Al_i ved *in situ* fraksjonering.

Tabell 11. Konsentrasjon ($\mu\text{g/l}$) av ulike tilstandsformer for Al i vannet, beregnet med MINTEQ. Positivt ladd Al: Al^{3+} , $AlOH^{2+}$ og $Al(OH)_2^+$. Positivt ladd AIF: AIF^{2+} og AIF_2^+ .

	Al tot ($\mu\text{g/L}$)	Positivt ladd Al ($\mu\text{g/L}$)	Positivt ladd AIF ($\mu\text{g/L}$)	Organisk bundet Al ($\mu\text{g/L}$)	Aluminat ($Al(OH)_4^-$)
Al Fersk	98	54	0	40	0
Al Aldret	100	55	0	41	0
AIF Fersk	92	5	63	22	0
AIF Aldret	93	7	59	24	0
F Fersk	21	0	9	11	0
F Aldret	21	0	10	11	0
Kontroll	20	0	0	16	4

Beregningene viste at 54 $\mu\text{g/l}$ av totalt 98 $\mu\text{g/l}$ Al forelå som positivt ladde Al-former i gruppene Al fersk. For Al-aldret var forholdet 54/100 $\mu\text{g/l}$ (Tabell 11). Det er ikke samsvar mellom de beregnede 54-55 $\mu\text{g/l}$ og de *in situ* målte 72-75 $\mu\text{g/l}$ Al_i (Tabell 10). Noe av dette avviket kan forklares med at ionebytterkolonnen har så stor affinitet til Al som er løst kompleksbundet til organiske forbindelser at Al overtas fra disse. Studier har vist at opp til 25 % av organisk bundet Al kan bindes til kolonnen (Backes & Tipping 1987). En liknende effekt sees i gruppene AIF-fersk og AIF-aldret, der tilsetning av F førte til at andelen organisk bundet Al ble halvert i forhold til Al-gruppene. Dette skyldes at fluorid kompleksbinder med Al raskere enn med organiske forbindelser, og hindrer dannelsen av organisk bundet Al.

For AIF fersk og AIF-aldret forelå cirka 67 $\mu\text{g/l}$ (positivt ladd Al + positivt ladd AIF) av totalt 93 $\mu\text{g/l}$ Al som positivt ladde Al-former (Tabell 11). For AIF-gruppene er det i større grad samsvar mellom *in situ* målt Al_i og beregnede verdier (Tabell 10 og Tabell 11). Noe av årsaken til dette kan være at det i Al gruppen kan dannes Al-kolloider som blir sittende igjen (filtreres) i kolonnen. Dette gir en falsk høy Al_i . Fluorid hindrer slik dannelse av kolloider, og det blir større samsvar mellom beregnet og *in situ* målt verdi.

Beregningene viser også at tilsetningen av F endret tilstandsformene til Al. F-tilsetning førte til at konsentrasjonen av Al^{3+} , $AlOH^{2+}$ og $Al(OH)_2^+$ ble redusert fra 100 % av det positivt ladde Al, til 8-12

% av positivt ladd Al. Samtidig var det en økning i konsentrasjon av AlF^{2+} og AlF_2^+ fra 0 % til 78-82 % av positivt ladd Al. I tillegg viste beregningene at tilsetning av F førte til at mindre Al ble kompleksbundet til organisk karbon i vannet. For gruppene Al fersk og Al-aldret representerer organisk bundet Al 41 % av totalt Al, mens for gruppene AlF fersk og AlF-aldret er tallet 25 %.

I gruppene F-fersk og F-aldret førte F-tilsetningen til at deler av organisk bundet Al gikk over til positiv ladde Al-fluorider (AlF^{2+} og AlF_2^+).

I kontrollgruppen viste beregningene at 16 $\mu\text{g/l}$ av Al forelå som organisk bundet, og at 4 $\mu\text{g/l}$ forelå som aluminat ($\text{Al}(\text{OH})_4^-$).

10.3.2 Infeksjonsutvikling av *G. salaris*

Det var en sterkt signifikant effekt på infeksjonen av *G. salaris* i alle eksponeringsgrupper (Al, Al+F, F) sammenlignet med kontrollgruppen (Figur 47, $p < 0,0001$).

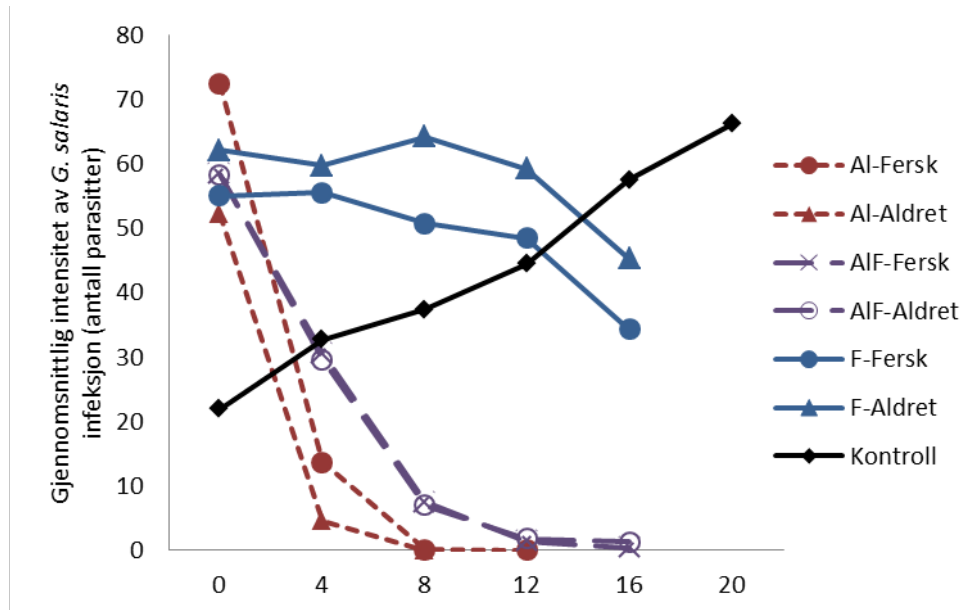
De tre forskjellige eksponeringsgruppene, Al, Al+F, og F, hadde signifikant forskjellige infeksjonsforløp ($p < 0,0001$). Det var imidlertid kun i gruppene Al og F at det var en signifikant effekt av aldring ($p < 0,0001$). I eksponeringsgruppen som ble eksponert for Al+F var det ingen signifikant forskjell mellom «fersk» og «aldret» eksponering ($p = 0,285$).

I gruppen Al-fersk ble en startinfeksjon på gjennomsnittlig 73 parasitter per fisk redusert til null etter ni dager med Al-eksponering (Figur 46). I gruppen Al-aldret ble en startinfeksjon på gjennomsnittlig 52 parasitter per fisk redusert til null etter seks dager med Al-eksponering. Figur 47 viser den samme utviklingen, men som prosent av startinfeksjon.

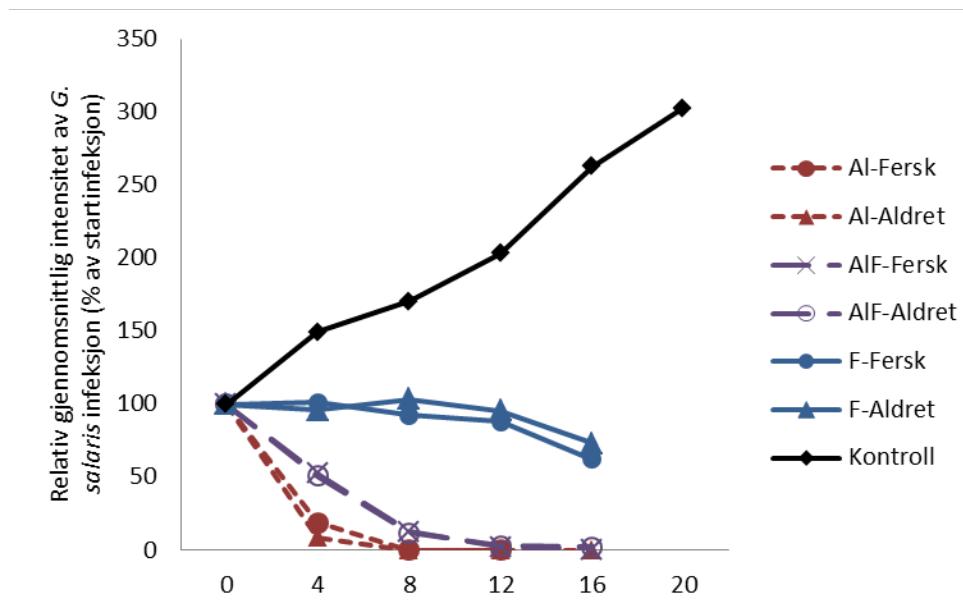
I gruppen Al+F-fersk ble en startinfeksjon på gjennomsnittlig 58 parasitter redusert til gjennomsnittlig 0,4 parasitter per fisk etter 12 dager med Al-eksponering (Figur 46). Dette representerer 1 % av startinfeksjonen (Figur 47). I gruppen Al+F-aldret ble en startinfeksjon på gjennomsnittlig 58 parasitter per fisk redusert til gjennomsnittlig 1,0 parasitt per fisk etter 12 dager med Al-eksponering. Dette representerer 2 % av startinfeksjonen.

I gruppen F-fersk ble en startinfeksjon på gjennomsnittlig 55 parasitter redusert til gjennomsnittlig 34 parasitter per fisk etter 12 dager med F-eksponering (Figur 46). Dette representerer 62 % av startinfeksjonen. I gruppen F-aldret ble en startinfeksjon på gjennomsnittlig 62 parasitter per fisk redusert til gjennomsnittlig 45 parasitter per fisk etter 12 dager med F-eksponering. Dette representerer 73 % av startinfeksjonen.

I kontrollgruppen økte infeksjonen fra en startinfeksjon på gjennomsnittlig 22 parasitter til gjennomsnittlig 66 parasitter per fisk etter 20 dager (Figur 46). Dette representerer 303 % av startinfeksjonen.



Figur 46. Gjennomsnittlig antall *G. salaris* i seks eksperimentelle grupper med laks eksponert for aluminium, aluminium og fluorid, samt fluorid.



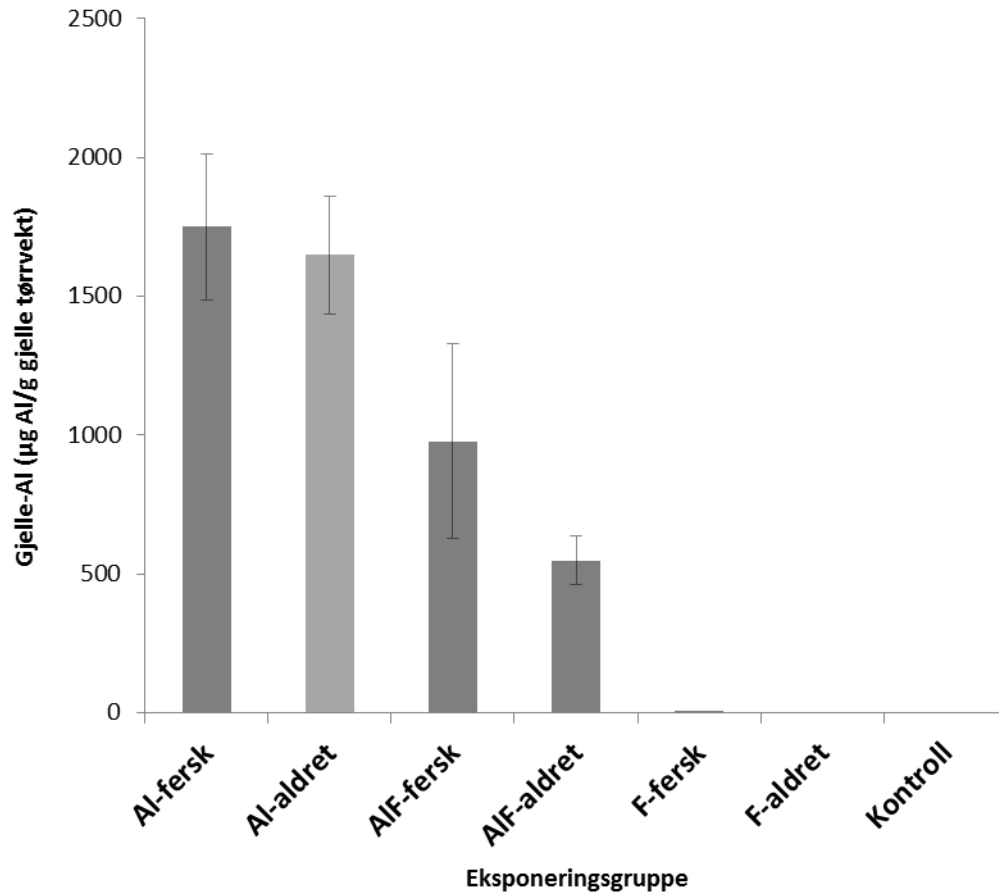
Figur 47. Prosentvis utvikling i infeksjon av *G. salaris* i seks eksperimentelle grupper med laks eksponert for aluminium, aluminium og fluorid, samt fluorid.

10.3.3 Gjelle-Al

Aldring av eksponeringsvannet hadde ingen signifikant påvirkning på mengden gjelle-Al i noen av gruppene. Eksponeringene fersk og aldret for de enkelte eksponeringsgruppene ble derfor slått sammen før videre analyser.

Fisk i gruppen Al-fersk hadde $1751 \pm 263 \mu\text{g Al/g}$ gjelle tørrvekt (gjennomsnitt \pm SEM, Figur 48), og gruppen Al-aldret hadde $1648 \pm 212 \mu\text{g Al/g}$ gjelle tørrvekt. Gruppen AIF-fersk hadde $978 \pm 349 \mu\text{g Al/g}$ gjelle tørrvekt, og gruppen AIF-aldret hadde $549 \pm 89 \mu\text{g Al/g}$ gjelle tørrvekt. Begge Al-gruppene hadde signifikant høyere nivå av gjelle-Al enn begge AIF-gruppene (LSMeans Contrast $p < 0,0001$).

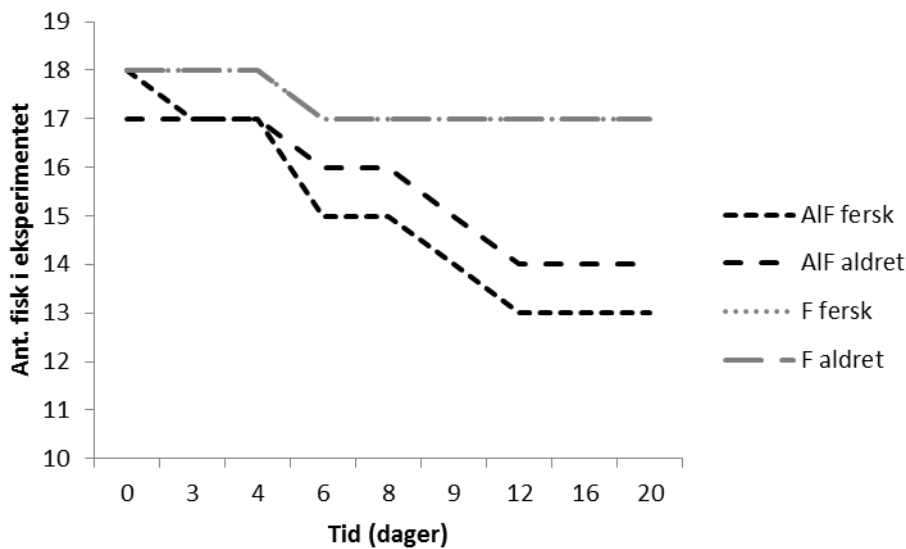
Både Al-gruppene og AIF-gruppene hadde signifikant høyere nivå av gjelle-Al enn både F-gruppens $7 \pm 3/1 \pm 0 \mu\text{g Al/g}$ og kontrollgruppens $4 \pm 1 \mu\text{g Al/g}$ ($p < 0,0001$). Det var ikke signifikante forskjeller mellom F-gruppen og kontrollgruppen. I gruppen AIF-fersk var det ett individ på $6069 \mu\text{g Al/g}$ tørrvekt gjelle. Verdien skyldes trolig at gjellen var særlig liten, og måleverdien usikker som følge av dette. Dette førte til at gruppen fikk et høyere gjennomsnitt enn gruppen AIF-aldret. Hvis dette individet tas bort, blir verdien for AIF-fersk $639 \pm 88 \mu\text{g Al/g}$ gjelle tørrvekt.



Figur 48. Mengde akkumulert aluminium på gjeller for grupper med laks eksponert for aluminium (Al), aluminium og fluorid (AIF), samt fluorid (F) og kontrollgruppe (K). Figuren viser gjennomsnittlig aluminiumverdi ($\mu\text{g Al/g}$ tørrvekt gjelle) \pm standard feil (SEM).

10.3.4 Dødelighet av fisk

Det ble observert noe akkumulert dødelighet i forsøket (**Figur 49**). Dødeligheten var lav, men skjedde kun i gruppene der F var tilsatt. Det var ingen dødelighet i Al-gruppene eller i kontrollgruppen.



Figur 49. Utvikling i dødelighet av fisk i gruppene AIF fersk (korte sorte streker), AIF aldret (lange sorte streker), F fersk (grå prikker) og F aldret (lange grå streker). Det var ingen dødelighet i AI-gruppene eller kontrollgruppen.

10.4 Diskusjon

Ved diskusjon av effekten fra Al på *G. salaris* er det naturlig å ta utgangspunkt i kjemikalietts fysiske og kjemiske egenskaper i vann ved de aktuelle eksponeringene, samt mekanismene bak virkningen av Al på fisk, som er godt beskrevet i litteraturen (Gensemer & Playle 1999).

10.4.1 Vannkjemi

In situ-fraksjoneringen viste ingen forskjeller i positivt ladde tilstandsformer av aluminium (Al_i) mellom gruppene tilsatt aluminium (Al fersk/aldret og AIF fersk/aldret). Beregningene med MINTEQ viste imidlertid at det er Al^{3+} og Al-hydroksider som representerer positivt ladd Al i Al-gruppene, mens det er Al-fluorider som representerer positivt ladd Al i AIF-gruppene. Beregningene viste også at tilsetning av F fører til mindre Al-binding til organiske komplekser, eller frigjøring av Al fra slike til fordel for dannelse av Al-fluorider.

Det er et avvik mellom Al_i målt ved *in situ*-fraksjonering og Al_i beregnet med MINTEQ. Dette kan skyldes at ionebytterkolonnen, som benyttes til å beregne kationisk Al, selv har en sterk affinitet til Al og således kan konkurrere med organisk materiale i noen grad om binding til Al (Driscoll 1983). Al som er beregnet til å være organisk bundet kan derfor i realiteten fanges opp av ionebytterkolonnen og tolkes som Al_i gjennom *in situ* fraksjonering.

10.4.2 Effekt mot *G. salaris*

Konsentrasjonen av Al_i kan ikke alene forklare effekt av Al mot parasitten, siden konsentrasjonen var lik i Al og AIF-gruppene. Til tross for lik konsentrasjon av Al_i i begge grupper, var det signifikant lavere effekt mot parasittene i AIF-gruppen. Det er derfor relevant for effekten mot parasitten hvilke Al-tilstandsformer som foreligger. MINTEQ-beregningene viste at Al_i -fraksjonen i AIF-gruppen primært bestod av Al-fluorider. Det er derfor grunn til å tro at disse har en moderat lavere effekt mot parasitten enn de tilstandsformene som dominerer uten F tilsatt (Al^{3+} og Al-hydroksider). Dette samsvarer med tidligere arbeider som viser at F demper giftighet av Al.

Effekten av Al-fluorider mot parasitten ble ikke påvirket av aldring av eksponeringsvannet. I Al-gruppen var effekten mot parasitten størst i gruppen «aldret», men denne gruppen hadde også en betydelig lavere startinfeksjonen enn gruppen «fersk». Dette kan ha påvirket resultatet. Det er likevel på det rene at Al-fluorider er giftig for *G. salaris*. Denne giftigheten kan imidlertid være i kraft av å fungere som Al-donor mot biologiske overflater, heller enn at F bidrar med giftvirkning.

Tilsetningen av F alene (F-gruppen) hadde også effekt på parasitten. Det var en signifikant forskjell i infeksjonsutvikling mellom denne gruppen og kontrollgruppen. Det er lite sannsynlig av pH-forskjellen mellom F-gruppen og kontrollgruppen, hhv 5,74 og 5,80, alene står for denne effekten, da det tidligere ikke er vist effekt på parasitten ved pH 5,3 (Soleng *et al.* 2005). Årsaken til effekten på parasitten av F alene kan være en av følgende:

1. F alene kan ha effekt mot parasitten.
2. F i kombinasjon med lav pH kan ha effekt mot parasitten
3. F kan konkurrere med organiske komplekser i vannet om binding til Al, og dermed mobilisere Al fra disse kompleksene og binde Al som Al-fluorider. Al-fluoridene kan videre ha en gifteffekt som beskrevet over.

Konsentrasjoner av F <500 µg/l regnes som ikke som giftig over tid for vannlevende invertebrater og fisk (Camargo 2003). Det er mulig at F likevel har en gifteffekt mot *G. salaris* ved våre vannkjemiske forsøksbetingelser, men det er mer sannsynlig at F bidrar indirekte til giftighet gjennom modifisering av Al-tilstandsformene. Ved å mobilisere Al fra organiske komplekser i F-gruppen, gjøres Al mer biotilgjengelig som Al-fluorider. F kan deretter donere Al til biologiske overflater. Dette skjer ved at biologiske overflater utkonkurrerer F om binding til Al, som beskrevet av Gensemer & Playle (1999). MINTEQ-beregningene støtter at det kan ha forekommet en slik tilgjengeliggjøring av Al fra organiske komplekser. Al-fluorider i lav konsentrasjon (~10 µg/L) kan således ha effekt mot parasitten.

I AlF-gruppene kan effekten mot *G. salaris* forklares på samme måte, ved at F utkonkurreres og Al doneres til biologiske overflater. Her var det imidlertid betydelig høyere konsentrasjon av Al, slik at effekten mot parasitten også ble bedre.

Det ser ikke ut til å være samsvar mellom dødelighet på fisk og effekt mot *G. salaris*, all den tid effekten mot parasitten var best i Al-gruppene der det ikke ble observert dødelighet på fisk. Det er imidlertid et bedre samsvar mellom akkumulert gjelle-Al og effekt mot parasitten. Det var best effekt mot parasitten i gruppene der fisk hadde mye akkumulert Al på gjellene (Al-gruppene), og noe dårligere effekt i gruppen med mindre akkumulert gjelle-Al (AlF-gruppene). I F-gruppene var det signifikant effekt på parasitten sammenlignet med i kontrollgruppen, til tross for like mye gjelle-Al i begge grupper.

10.4.3 Gjelle-Al

Til tross for samme konsentrasjon av Al_i i gruppene Al og Al+F, var det signifikant mindre Al på gjellene fra fisken i gruppene Al+F fersk/aldret enn på gjellene til fisken i Al-gruppen. Denne forskjellen må enten skyldes den effekten tilsetningen av F har på tilstandsformene til positivt ladd Al og evnen disse tilstandsformene har til å binde til gjeller, eller at F på en eller annen måte påvirker hvordan fiskens gjeller kvitter seg med Al. Det kan ikke gjennom resultatene fra dette forsøket slås fast nøyaktig hvordan F virker inn på Al-akkumulering på gjeller. Det er imidlertid på det rene at tilsetningen av F eliminerer Al³⁺ og Al-hydroksider i vannet, og erstatter disse med Al-fluorider. Al-fluoridene er antatt å ha en lavere bindingsevne til gjeller på grunn av lavere netto ladning enn Al³⁺ (Wilkinson *et al.* 1990). Dette kan være årsaken til de observerte forskjellene i gjelle-Al mellom Al-gruppene og AlF-gruppene.

Studier har vist at det er god sammenheng mellom konsentrasjonen av positivt ladd Al og mengden akkumulert Al på fiskegjeller når fisk blir eksponert til surt Al-holdig vann (Lacroix *et al.* 1990, Teien *et al.* 2005). Akkumulering av Al på gjeller er en dynamisk prosess der forholdet mellom bundet Al og det Al som fisken aktivt kvitter seg med bestemmer mengden netto bundet Al på gjellene (Lacroix *et al.* 1993). Mengden gjelle-Al på fisken, som også er nært korrelert med dødelighet hos Al-eksponert fisk (Teien *et al.* 2006 m.fl.), skulle ikke tilsi at Al er årsaken til den observerte dødeligheten i AIF/F-gruppene, heller tvert i mot. Det var signifikant mindre Al på gjellene i både AIF-gruppene og F-gruppene der dødeligheten oppstod, sammenliknet med Al-gruppene, der ingen dødelighet ble observert.

10.4.4 Dødelighet av fisk

Det var noe dødelighet i gruppene der fluorid var tilsatt (AIF og F). Det er ikke tidligere rapportert at F alene er giftig for fisk i så lave konsentrasjoner som ~100 µg/l. Det kan imidlertid ikke utelukkes at andre forhold sammen med F gir giftige effekter på fisken, slik som bedøvelsen eller merking med Alcian blue. I gruppene der både Al og F var tilsatt (AIF fersk og aldret) kan dødeligheten skyldes at Al-fluorider ved våre vannkjemiske forsøksbetingelser var giftigere enn tidligere rapportert.

10.4.5 Resultatenes betydning for AIS-metoden

Tilsetting av fluorid var opprinnelig tenkt å kunne gi en mer langvarig effekt av Al, der det ble mindre behov for påfriskningspunkter nedover i vassdraget. Vi finner ikke støtte for en slik effekt i dette forsøket. Forsøket ble imidlertid gjennomført ved en lavere temperatur enn det som er tilfellet ved behandling mot *G. salaris* med AIS-metoden i vassdrag. Ved lav temperatur er omdannelsen og avgifningen av Al i vann tregere enn ved høy temperatur. Effekten av aluminium mot parasitten vil derfor vare lengre under slike forhold, og derfor skille seg mindre fra effekten observert i AIF-gruppene. Ved 10 °C og høyere vil det være en raskere avgifning av Al enn ved 5 °C, som i våre forsøk. Det vil da kunne forventes en tydeligere gradient i Al-gruppene, der effekten av Al dør ut proporsjonalt med oppholdstid av vannet. Effekten mot parasitten er samtidig tenkt å avta proporsjonalt med at effekten av Al dør ut. For å få et endelig svar på om F faktisk har en hemmende effekt på denne avgifningen av Al, må forsøkene gjentas ved høyere vanntemperatur.

Driftsvannet som produseres ved Oset renseanlegg (vannleverandør til Veterinærinstituttet) er allerede tilsatt omkring 80 µg/l aluminium for å felle ut uønsket humus/farge. Innholdet av organisk karbon er derfor lavt, og måten Al og F virker mot fisk og parasitt er ikke nødvendigvis representativt for naturlige vannforekomster.

Behandlinger mot *G. salaris* ønskes generelt gjennomført ved vanntemperaturer over 10 °C, da fisken er mer aktiv og dermed bedre eksponert for behandlet elvevann enn ved lavere temperaturer. For å utrede effekten av F, og samtidig få undersøkt effekten av F i naturlig vann, anbefales det å utføre forsøk med naturlig elvevann ved vanntemperatur ≥ 10 °C.

Den reduserte effekten av Al mot parasitten når F var tilsatt vil trolig kunne utliknes ved å tilsette mer Al. Likevel gjør den observerte dødeligheten at det trengs ytterligere utredninger omkring det faktiske terapeutiske vinduet ved bruk av Al+F.

Observasjonene underbygger også behovet for grundige vurderinger av vannkjemi når det skal gjøres tilpassing av Al-dosering i et vassdrag.

10.5 Referanser

Bates, D., Maechler, M. & Bolker, B. 2012: lme4: Linear mixed-effects models using S4 classes. R package version 0.999999-0.

- Backes, C.A. & Tipping, E. 1987: An Evaluation of the Use of Cation-Exchange Resin for the Determination of Organically-Complexed Al in Natural Acid Waters. *Intern. J. Environ. Anal. Chem.* **30**, 135-143
- Camargo, J.A. 2003: Fluoride toxicity to aquatic organisms: a review. *Chemosphere* **50**, 251–264
- Driscoll, C.T., Baker, J.P., Bisogni, J.J. & Schofield, C.L. 1980: Effect of aluminum speciation on fish in dilute acidified waters. *Nature* **284** (5752), 161-164
- Driscoll, C.T. 1984: A procedure for the fractionation of aqueous aluminum in dilute acidic waters. *International journal of environmental analytical chemistry* **16** (4), 267-283
- Gensemer, R.W. & Playle, R.C. 1999: The bioavailability and toxicity of aluminum in aquatic environments. *Critical reviews in environmental science and technology* **29** (4), 315-450
- Hamilton, S.J. & Haines, T.A., 1995: Influence of fluoride on aluminum toxicity to Atlantic salmon (*Salmo salar*). *Canadian journal of fisheries and aquatic sciences* **52** (11), 2432-2444
- Lacroix, G.L., Hood, D.J., Belfry, C.S. & Rand, T.G. 1990: Plasma electrolytes, gill aluminum content, and gill morphology of juvenile atlantic salmon (*Salmo salar*) and brook trout (*Salvelinus fontinalis*) indigenous to acidic streams of Nova-Scotia. *Canadian journal of zoology - Revue Canadienne de zoologie* **68** (6) 1270-1280
- Lydersen, E., Poleo, A.B.S., Muniz, I.P., Salbu, B. & Bjornstad, H.E. 1990: The effects of naturally-occurring high and low-molecular-weight inorganic and organic-species on the yolk-sack larvae of atlantic salmon (*Salmo salar*) exposed to acidic aluminum-rich lake water. *Aquatic toxicology* **18** (4), 219-229
- R Development Core Team 2011: R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0.
- Roberts, R.J. & Bullock, A.M. 1980: The skin surface ecosystem of teleost fishes. *Proceedings of the royal society of edinburgh section b-biological sciences* **79**, 87-& Part: Part 1-
- Soleng, A., Poleo, A.B.S., Alstad, N.E.W. & Bakke, T.A. 1999: Aqueous aluminium eliminates *Gyrodactylus salaris* (Platyhelminthes, Monogenea) infections in Atlantic salmon. *Parasitology* **119**, 19-25.
- Soleng, A., Poleo, A.B.S. & Bakke, T.A. 2005: Toxicity of aqueous aluminium to the ectoparasitic monogenean *Gyrodactylus salaris*. *Aquaculture* **250** (3-4), 616-620
- Teien, H.C., Salbu, B., Sorlie-Heier, F., Kroglund, F. & Rosseland, B.O. 2005: Fish mortality during sea salt episodes—catchment liming as countermeasure. *J Environ Monit* **7**, 989–998
- Teien, H.C., Kroglund, F., Salbu, B. & Rosseland, B.O. 2006: Gill reactivity of aluminium-species following liming. *Sci Total Environ* **358** (1–3), 206–220
- Wilkinson, K.J., Campbell, P.G.C. & Couture, P. 1990: Effect of fluoride complexation on aluminum toxicity towards juvenile atlantic salmon (*Salmo salar*). *Canadian journal of fisheries and aquatic sciences* **47** (7) 1446-1452

11. Modellering av AIS-dosering

Av: Torulv Tjomsland, Anne Bjørkenes Christiansen, Anders Gjørwad Hagen, Øyvind Aaberg Garmo, Frode Kroglund og Atle Hindar (alle NIVA)

En del av videreutviklingen har vært å sette opp og kalibrere en hydrologisk modell (GEMSS) for bruk i fastsettelse av doseringslogistikken for AIS. En slik modell kan med mindre grep brukes også for andre kjemikalier. GEMSS-modellen utvikles i USA, og i nært samarbeid med aktive modellutviklere rundt omkring i verden. Arbeidet med å sette den opp for AIS-tilsetning i Lærdalselva og Rauma har vært en del av denne utviklingen.

Lærdalselva er behandlet flere ganger med AIS (Hagen m. fl. 2010), og det ble derfor undersøkt om modellen kunne kalibreres mot måledata. Rauma er også infisert med *G. salaris*, men ikke behandlet med AIS.

Målet med dette delprosjektet var å utvikle et verktøy som kan øke sjansen for at behandling mot lakseparasitten *Gyrodactylus salaris* i et vassdrag skal bli vellykket og at parasitten utrykkes. Verktøyet skulle kunne brukes til å minimere risikoen for ufullstendig behandling på grunn av fortykning og inaktivering av virksomt aluminium. Modellen skulle også kunne brukes for å finne riktig plassering av doseringsstasjoner og beregne dosering av aluminiumsløsning ved disse punktene.

11.1 Metode

AIS-metodens prinsipp er dosering av aluminiumsulfat og svovelsyre (AIS), slik at pH blir 5,5-6,0 og konsentrasjonen av uorganisk monomert aluminium (Al_i) blir tilstrekkelig høy til å fjerne parasitten. Al_i -konsentrasjonen holdes på et nivå som er egnet til å drepe parasitten uten at laksen i vassdraget skades. Til denne modelleringen ble valgt akseptable Al_i -konsentrasjoner i området 0,02-0,05 mg/l. For å nå dette målet er det viktig at doseringsstasjonene er riktig plassert i vassdraget slik at behandlingen er god i hele vassdraget.

Ved å benytte en matematisk modell til å simulere spredningsforløpet av aluminiumsoppløsningen, ble det antatt at vi kunne finne riktige doseringspunkter og riktig mengde AIS. Modellen ble benyttet med data fra behandlingsperioden i Lærdal høsten 2009, mens modellen ble satt opp for Rauma som grunnlag for en eventuell framtidig behandling.

GEMSS er en pakke med modeller som beregner strøm, temperatur, vannkvalitet, alger, bakterier og spredning av olje mm. Resultatene kan beregnes skrittvis framover i tid, med perioder som kan velges fra minutter til uker. Modellen er konstruert for en og tre dimensjoner, gjerne i kombinasjon. GEMSS er utviklet av ERM's Surfacewater Modeling Group i Exton, Pennsylvania, USA. Modellen og eksempler på bruk av modellen kan studeres nærmere på hjemmesiden <http://www.erm-smg.com>. Modellen er blant de mest avanserte som er tilgjengelig.

11.2 Inaktivering av tilsatt aluminium

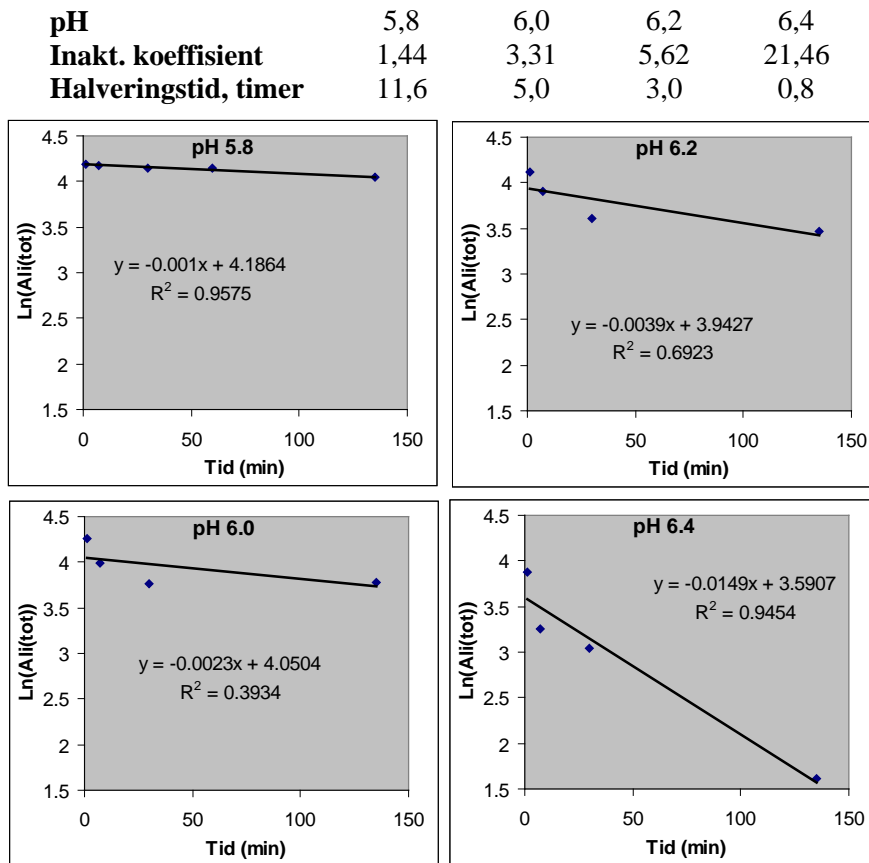
Al_i inaktiveres med tiden fordi Al -ionene bindes til ulike stoffer i vann, særlig løste organiske stoffer. Inaktiveringsraten kan derfor være ulik i vassdrag med ulik vannkjemi, og den øker i tillegg med økende pH i vannet. Når Al -dosen skal beregnes, må det tas hensyn til denne inaktiveringen, og i tillegg kommer fortykning på grunn av tilført vann nedstrøms doseringspunktet.

Vi har benyttet resultater publisert av Kroglund m.fl. i to artikler fra 2001 (Kroglund m. fl., 2001a,b) til en matematisk beskrivelse av inaktivering:

$$Al_i(t) = Al_i(0) \cdot e^{-k \cdot t},$$

hvor k er inaktiveringskoeffisienten. Koeffisienten er avhengig av pH, og inaktiveringshastigheten øker betydelig ved økende pH (**Figur 50**). Halveringstiden ble omtrent dobbel så lang ved pH 5,8 som ved pH 6,0. Ved pH 6,4 ble halveringstiden redusert til under 1/10 av halveringstiden ved pH 6,0. pH-kontroll er derfor avgjørende for AIS-metoden.

For å holde en gunstig pH-verdi under behandlingen av et vassdrag, blir det derfor dosert fortynnet svovelsyre og/eller fortynnet svovelsyre tilsatt Al i forskjellige konsentrasjoner. Ved å dosere svovelsyre og Al-løsning hver for seg, er det større muligheter for å ha bedre kontroll med konsentrasjonen av Al i elva.

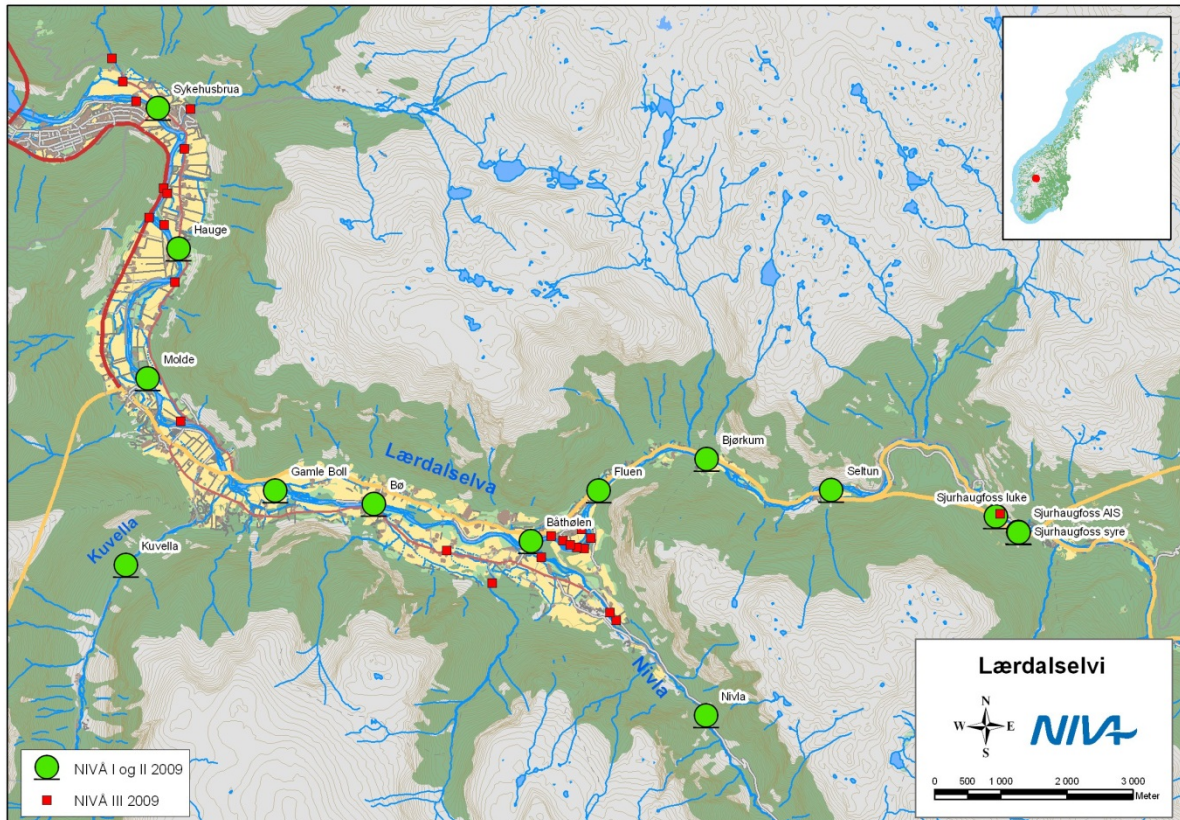


Figur 50. Inaktiveringskoeffisient og halveringstid av Al_i som funksjon ved ulike pH-verdier i vannet beregnet fra figurene under. Figurene er hentet fra Kroglund m.fl (2001a,b).

11.3 Lærdalselva

Lærdalsvassdraget ligger i Sogn og Fjordane fylke, og har et nedbørfelt på 1188 km². Øvre del er regulert til vannkraft. Dette utgjør ca 1/3 av hele Lærdalsvassdraget. Avløpet fra regulert område tilføres Lærdalselva via Borgund kraftverk oppstrøms Båthølen, **Figur 51**.

Vannføringsdata er hentet fra stasjoner ved Båthølen og Lo. Lo ligger ca. 8 km oppstrøms Sjurhaugfoss. Differansen mellom vannføringene ved disse stasjonene ble benyttet for å beregne tilsiget mellom Lo og utløpet til havet.



Figur 51. Oversiktskart. Doseringsstasjoner er merket med grønne punkter.

De vassdragsavsnittene som ble behandlet med AIS i 2009 var hele Lærdalselva nedstrøms Sjurhaugfoss og nedre deler av sideelvene Nivla og Kuvella. Plasseringen av doseringsstasjonene går fram av **Figur 51**. Størstedelen av tilført aluminiumsoppløsning ble dosert på den øverste stasjonen i hver av de tre elvene, samt i kraftverkstunnelen ved Sjurhaugfoss. På øverste doseringspunkt i hovedelva ble det også dosert 37 % svovelsyre fra egen tank.

Til modelleringen ble det benyttet timesverdier av dosert AIS. Tettheten til AIS var 1,3 kg/l, og løsningene inneholdt fra 0,5 til 4,3 % total Al. Det ble antatt at 50-75 % av dosert Al forelå som Al_i umiddelbart etter innblanding i elvevannet. Vi benyttet et gjennomsnitt av dette, 63 %, til modelleringen, og beregningen av Al_i -dose i forhold til AIS-løsning ved 4,3 % Al blir da:

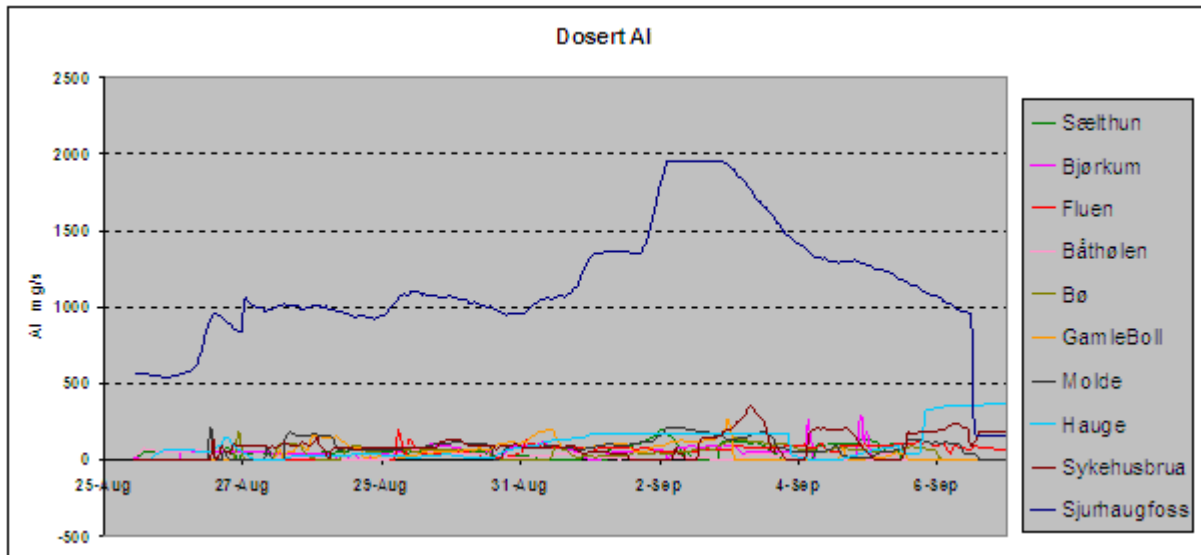
$$Al_i \text{ (mg/s)} = AIS \text{ (l/t)} \cdot 1,3 \cdot 10^6 / 3600 \cdot 0,043 \cdot 0,63$$

Formålet var å dosere slik at konsentrasjonen av Al_i ble nær 0,05 mg/l i elvevannet, som målt rett før neste påfriskningsdoserer.

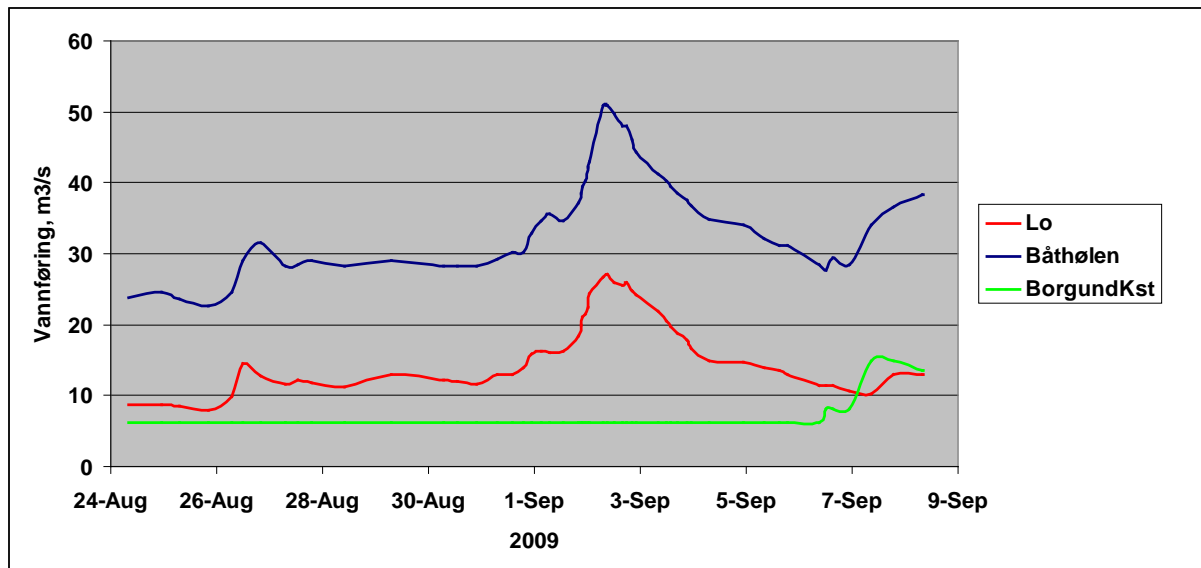
Hovedoppgaven til de andre stasjonene nedover langs Lærdalselva var å dosere syre for å holde pH-verdien i elvevannet nær 5,8 og Al_i -konsentrasjonen stabil. Mengden dosert AIS varierte betydelig i behandlingsperioden. Mengden Al_i dosert på Sjurhaugfoss var omtrent dobbel så stor som summen av

alle de ni påfriskstasjonene videre nedover i elva, se **Figur 52**. I tillegg ble det dosert i kraftverkstunnelen (ca. 350 mg/s) og i Nivla og Kuvella.

Behandlingen varte fra 25. august til 6. september 2009. Vannføringen før behandlingen startet og i de første dagene, var stabil og i underkant av 30 m³/s ved Båthølen. Deretter økte den betraktelig fram til 2. september til over 50 m³/s ved Båthølen, for deretter å avta til under 30 m³/s igjen, **Figur 53**.



Figur 52. Dosert Al på hovedstasjonen Sjurhaugfoss øverst i Lærdalselva og på påfriskstasjonene nedstrøms.

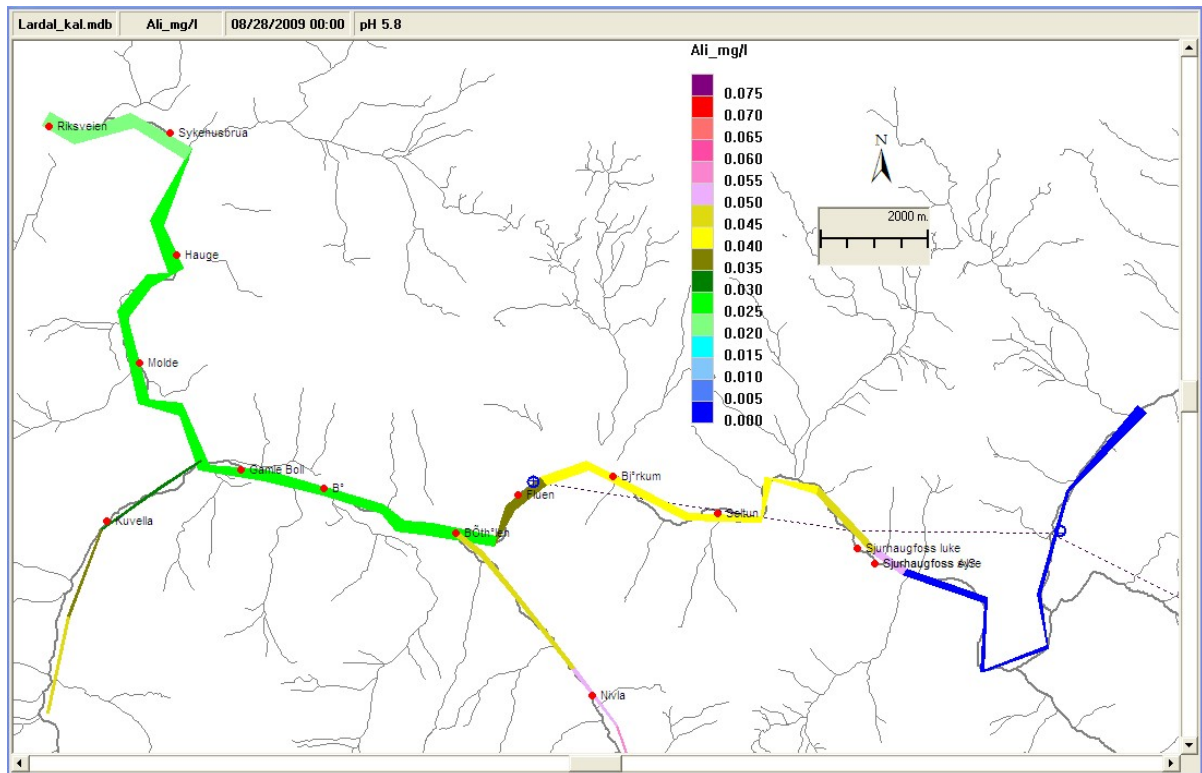


Figur 53. Vannføring i behandlingsperioden.

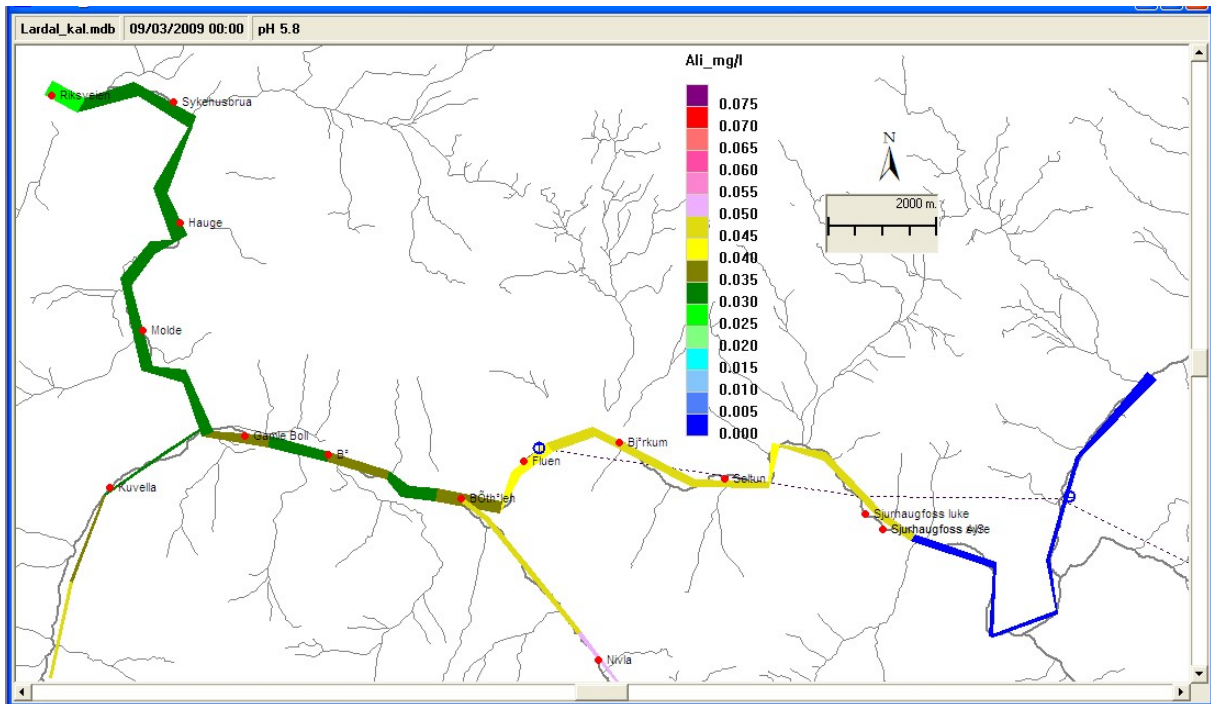
11.3.1 Simuleringer

Simuleringene ble utført med inaktiveringsrate for Al_i ved pH 5,8, pH 6,0 og pH 6,2 og for de ulike vannføringene som ble målt i elva. Ved pH 5,8 ble kravet om å holde minimumskonsentrasjonene av

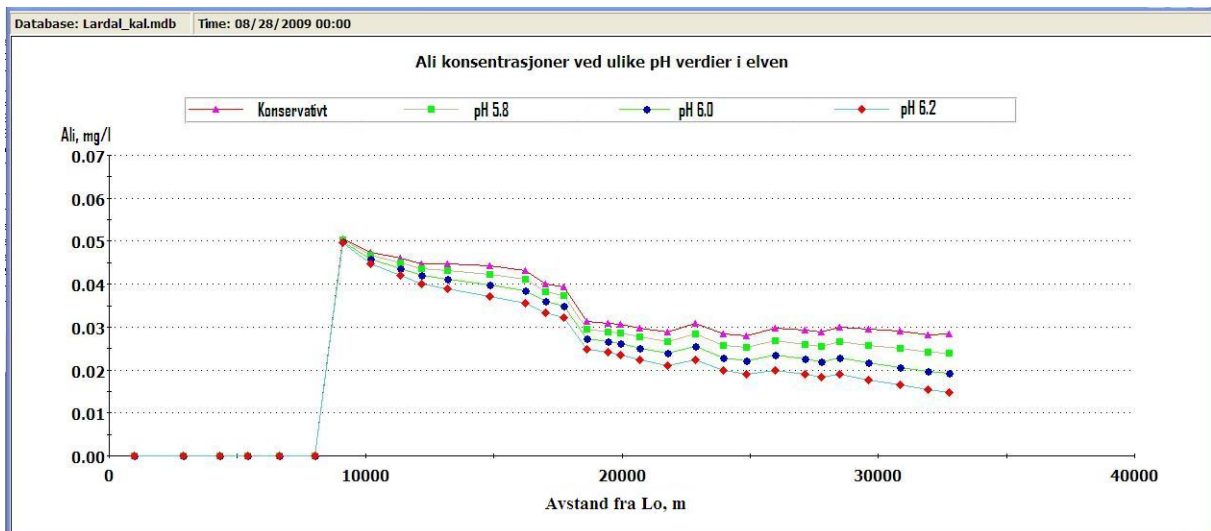
Al_i over 0,020 mg/l oppfylt i alle de aktuelle elvestrekningene i hele perioden (**Figur 54** og **Figur 55**). Bruker vi inaktiveringskoeffisienten for pH 6,0, ble minimumskravet ikke tilfredsstilt nederst i Lærdalselva unntatt ved de største vannføringene. Ved inaktiveringskoeffisienten for pH 6,2 ble kravet nær oppfylt kun ved de største vannføringene. For øvrig ble konsentrasjonene stort sett for lave nedstrøms samløpet med Kuvella. I store deler av det øvrige vassdraget ble konsentrasjonene nær grensen på 0,020 mg/l (**Figur 56** og **Figur 57**). I figurene er det også oppgitt konsentrasjoner av et konservativt stoff, dvs et stoff som ikke inaktiveres, men bare utsettes for fortykning. Differansen i konsentrasjon viser betydningen av inaktivering av Al_i .



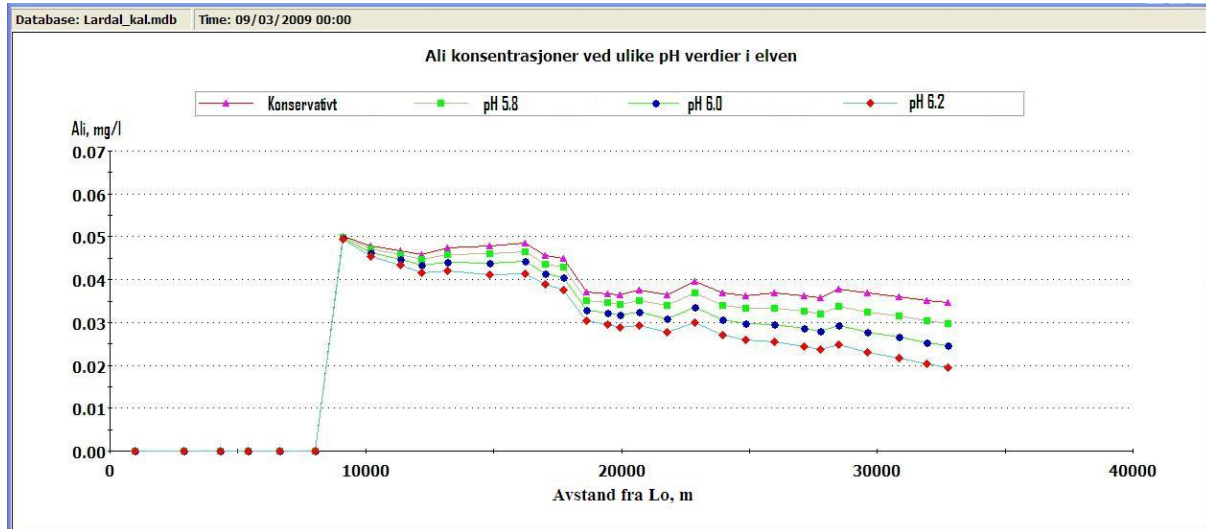
Figur 54. Al_i - konsentrasjoner for ellevann 28.aug.2009, pH 5,8, vannføring ved Båthølen 28 m³/s



Figur 55. Al_i- konsentrasjoner for elvevann 03.sept.2009, pH 5,8, vannføring ved Båthølen 40 m³/s



Figur 56. Al_i- konsentrasjoner for elvevann 28.aug.2009 ved ulike pH verdier, vannføring ved Båthølen 28 m³/s.



Figur 57. Al_i-konsentrasjoner for elvevann 03.sept.2009 ved ulike pH verdier, vannføring ved Båthølen 40 m³/s.

Ved pH 5,8 i elvevannet var Al_i-konsentrasjonene i Lærdalselva innenfor ønsket intervall i hele behandlingsperioden, men ved pH 6,2 ble konsentrasjonene lavere enn minstekravet på 0,020 mg/l i de nederste delene (**Figur 56** og **Figur 57**). Doseringen ga høyere konsentrasjoner nedover i vassdraget ved høye vannføringer. Dette har sammenheng med rask transport og dermed mindre tid for inaktivering.

11.3.2 Sammenlikning med observerte konsentrasjoner

Under behandlingen av Lærdalselva i 2009 hadde elvevannet pH-verdier nær 5,8 i nesten hele behandlingsperioden. I Nivla og Kuvella var det større variasjoner. Verdier over pH 6,0 var vanlig i Kuvella og til dels også i Nivla (**Tabell 12**).

Tabell 12. Observerte pH i Lærdalselva under AIS-behandling i 2009. Grønn farge indikerer verdier innenfor pH-målet.

	26-Aug	27-Aug	28-Aug	29-Aug	30-Aug	31-Aug	1-Sep	2-Sep	3-Sep	4-Sep	5-Sep	6-Sep
Sjurhaugfoss_opp.dos	6.7	6.8	6.8	6.8	6.7	6.7	6.7	6.8	6.7	6.6	6.6	6.9
Seltun	6.0	5.9	5.9	5.9	5.8	5.8	5.9	5.8	5.7	5.8	5.8	6.2
Fluen	6.0	5.9	5.9	5.8	5.8	5.8	5.7	5.8	5.8	5.4	5.8	6.1
Borgundkrst_ utløp	5.7	5.8	5.6	5.7	5.6	5.8	5.7	5.7	5.6	5.6	5.7	5.9
Båthølen	5.9	5.8	5.8	5.9	5.7	5.8	5.8	5.6	5.7	5.5	5.6	6.1
Hauge	6.3	5.9	5.8	5.8	5.9	5.8	5.9	5.9	6.1	5.9	5.8	6.1
Sykehusbrua	6.3	5.9	5.6	5.8	5.9	5.8	5.8	6.0	6.0	5.9	5.8	6.1
Øye/UtløpHav	6.4	5.9	5.7	5.8	5.9	5.8	5.6	5.7	5.7	5.6	5.8	6.1
Nivla Øverst	6.9							6.9				
Nivla Påfrisk	5.4	6.0	5.2	5.2	6.7	5.9	5.7	6.2	6.0	6.2	5.9	6.4
Nivla Utløp	5.7	5.6	4.9	5.2	6.7	6.1	5.5	5.7	5.5	5.9	6.0	6.2
Kuvella Øverst	6.8											
Kuvella utløp	6.3	6.3	5.0	5.8	6.1	6.0	6.2	6.2	6.7	6.6	5.3	6.2

Ved utløpet til hav var det stort sett god overensstemmelse mellom observerte og simulerte Al_i-konsentrasjoner (**Figur 58**). Bruk av inaktiveringskoeffisienter for Al_i ved pH 5.8 ga best samsvar med måleverdier. Også stasjonen Hauge på den nederste strekningen viste til dels godt samsvar. Ved Sælhun og Fluen var imidlertid de målte konsentrasjonene betydelig lavere enn de simulerte. Her var også de målte konsentrasjonene ofte lavere enn det som ble målt nederst. Dosert mengde ved

Sjurhaugfoss ga en simulert konsentrasjon i elva som var meget konstant over tid, mens de målte varierte i langt sterkere grad.

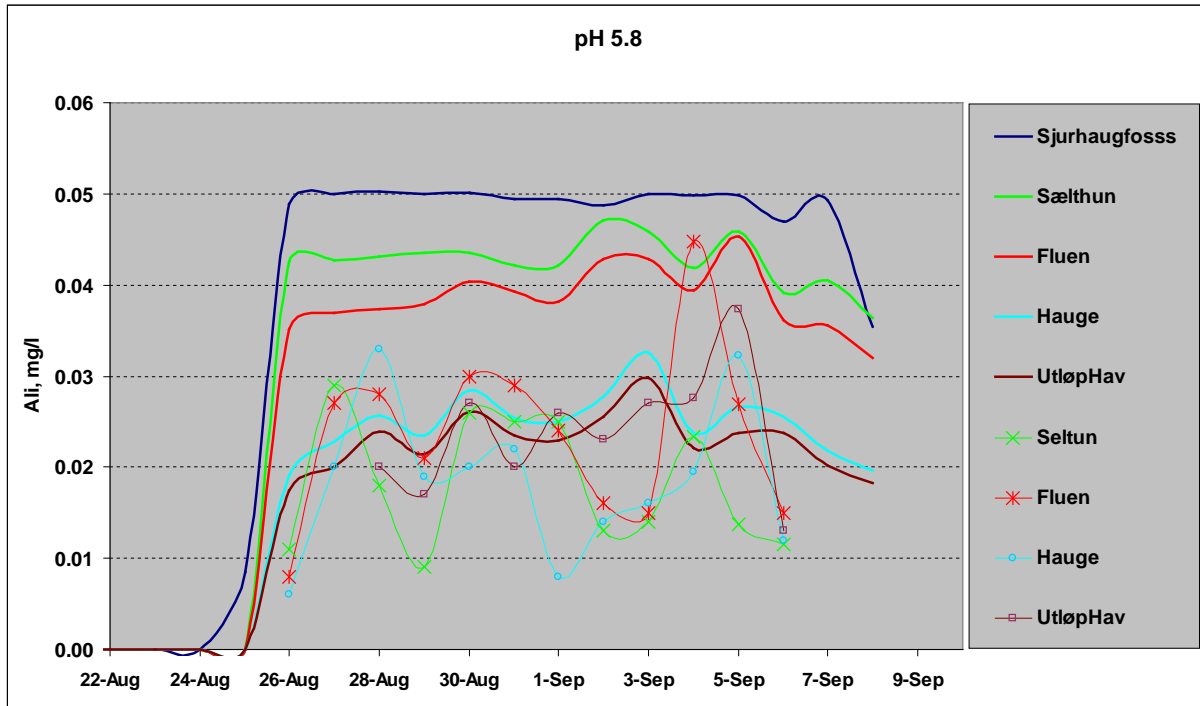
Dersom de lave måleverdiene ved Sælthun er riktige, er det uklart hvorfor verdiene lenger nede opprettholdes i større grad. Det kan skyldes Al-bidrag fra IBC'er i nedre del. Simulerte Al_i-konsentrasjoner med bidrag kun fra påfriskstasjonene var sjelden over 0,010 mg/l. Observerte konsentrasjoner nederst i Nivla og Kuvella var heller ikke tilstrekkelig store til å kunne medvirke til å forklare dette. Det er også usikkert hvor representative decay-koeffisientene, som ble avledet fra resultatene av et annet forsøk (Kroglund et al. 1998), er for betingelsene som rådet i Lærdalselva under behandlingen. Forsøket som decay-koeffisientene er hentet fra ble gjort ved lavere vanntemperatur (7 °C mot 9-13 i Lærdal) og 2-3 ganger høyere Al_i konsentrasjoner enn under behandlingen i Lærdal. Høyere temperatur medfører raskere transformasjon (høyere decay-koeffisient) av Al_i (Lydersen et al. 1992). Det er imidlertid tenkelig at lavere konsentrasjon kan gi tregere transformasjon. Ved 20 µg/L Al_i og pH 5,8 ligger man bare 0,5-1 ganger høyere enn løselig konsentrasjon (hvis man antar LogK for løselighet av Al(OH)₃ på 8,3 ved 25 °C).

Når det måles stor forskjell mellom simulerte og målte Al_i-verdier, kan det være at forutsetningene for å gjøre gode simuleringer har vært mangelfulle. Men det kan også være analyseproblemer som har ført til for lave måleverdier. Problemer med drift av et nytt feltinstrument var det, men det er ikke kjent at dette har ført til for lave måleverdier. Målepunktene for Al_i under AIS-behandlingen var imidlertid ikke designet for å kalibrere GEMSS-modellen, og en fullgod kalibrering er derfor vanskelig å gjøre. Dosert mengde total aluminium anses som sikre data, mens andelen Al_i, som ble antatt å ligge mellom 50 og 75 % av total aluminium tilsatt, er mer usikkert.

Dersom Al_i dosert fra hovedstasjonene øverst i vassdraget inaktiveres i betydelig større grad enn forutsatt og i større grad enn Al_i tilført på påfriskstasjonene, kan det forklare noe av forløpet. Det vil trolig være et større tap av aktivt Al_i ved øverste doseringsstasjon fordi fullstendig innblanding ikke skjer momentant og på grunn av felling av Al på humuspartikler. Slik felling vil ikke i like stor grad skje lenger ned i vassdraget.

Det virker som om at konsentrasjonene basert på observerte verdier er meget usikre og ikke egnet til en fullgod kalibrering og test av simulerte resultater. I vannprøver med pH over 5.8 kan målt Al_i konsentrasjon være litt lavere enn den faktiske konsentrasjonen i elva. Grunnen til det er at prøvene blir hentet med flaske og fraktet til laben for analyse. Det gikk ofte flere timer mellom prøvetaking og fraksjonering. I mellomtiden kan konsentrasjonen av Al_i reduseres. Sannsynligvis er resultatene av behandlingen bedre enn det de observerte verdiene indikerer.

For å gjøre en bedre kalibrering av modellen og på den måten også kunne avdekke eventuelle forskjeller i inaktiveringshastighet, bør prøvetakingsdesignen tilpasses bedre ved neste behandling.

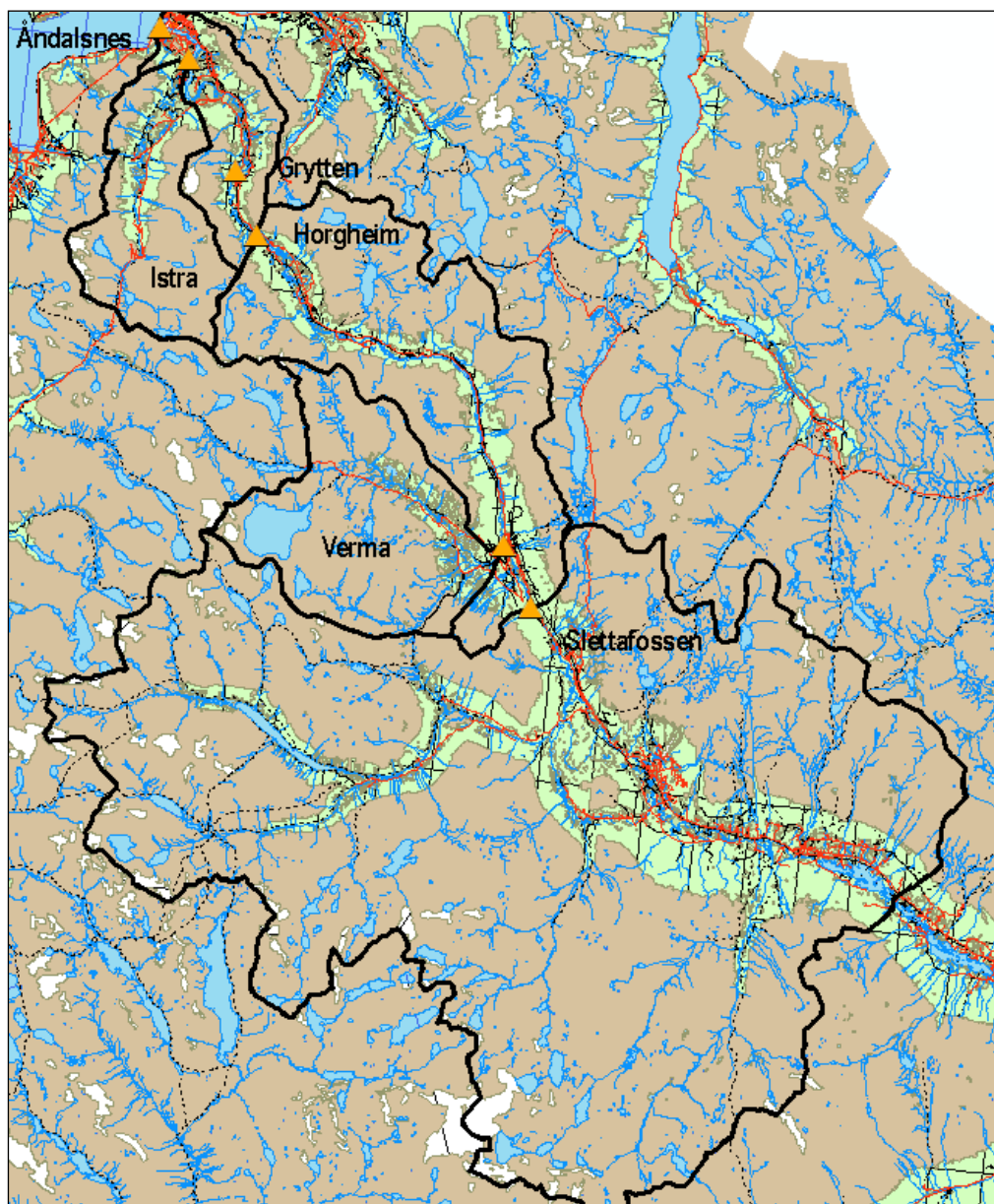


Figur 58. Simulerte Al_i - konsentrasjoner ved forskjellige stasjoner i Lærdalselva ved pH 5.8. For stasjonen utløp hav er også vist målte konsentrasjoner.

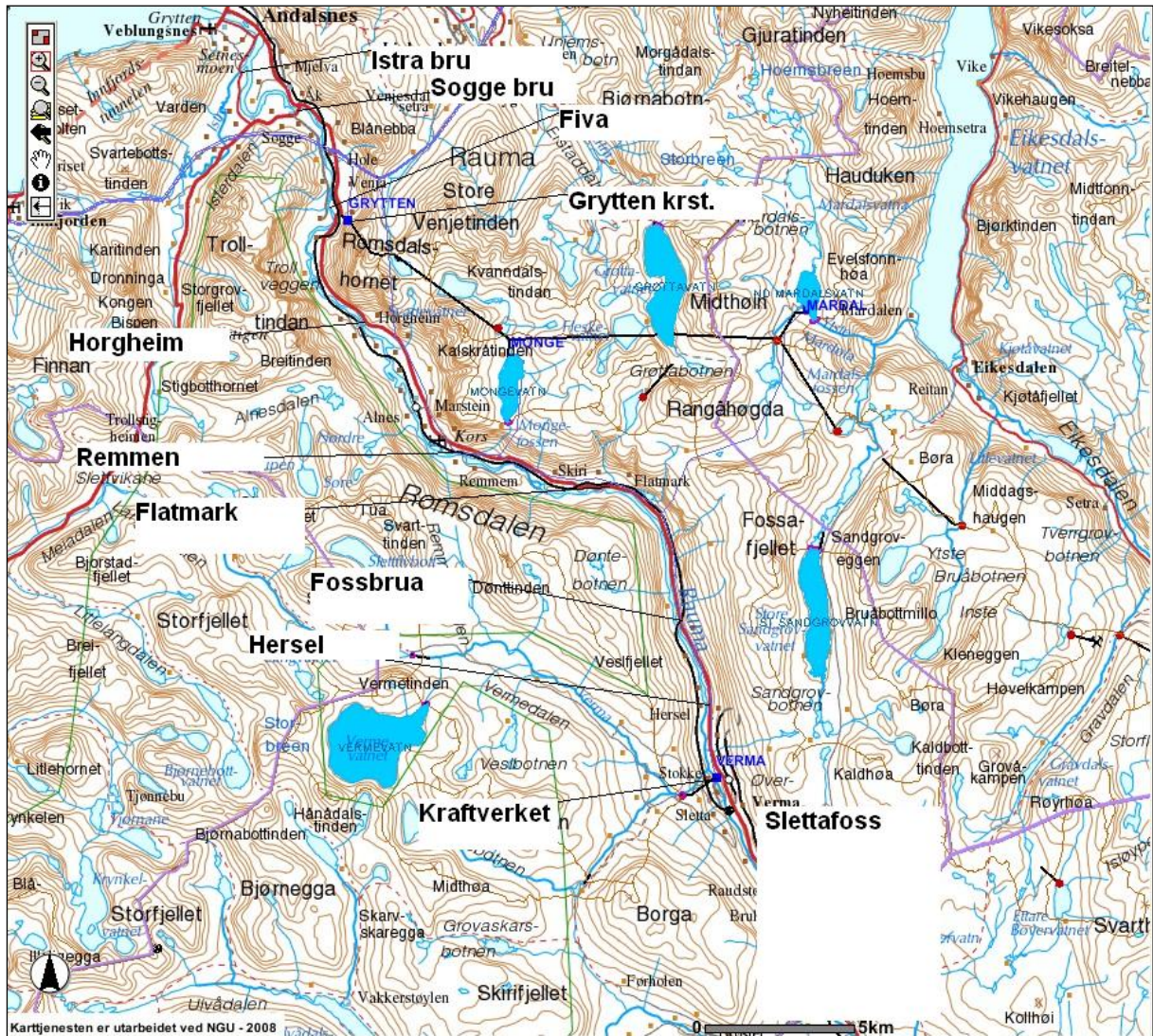
11.4 Rauma

Raumavassdraget ligger i Møre og Romsdal fylke. Vassdraget strekker seg fra Lesjaskogsvatnet til Åndalsnes. Vassdraget er 80 km langt og nedbørfeltet dekker et areal på 1203 km². Midlere årstilsig er 41 m³/s for perioden 1961-90. Dette tilsvarer 34 l/skm². Aktuell strekning for simulert gyrobekledning var Rauma fra Slettafossen til havet (**Figur 59**).

Rauma er ikke behandlet med AIS, men simuleringer ble gjort som for Lærdal. Som input til modellen var det behov for vannføringer i Rauma ved Slettafoss (øvre ende), sideelvene Verma og Istra, gjennom kraftstasjonene Verma og Grytten, samt jevnt fordelt tilløp via grunnvann og bekker nedover hele elvestrækningen. Vi benyttet observerte daglige vannføringer ved Horgheim og gjennom kraftverkene Verma og Grytten. Vannføringer på øvrige steder ble funnet ved bruk av nedbørfeltets størrelse og spesifikke avrenning. Midlere vannføring gjennom kraftstasjonene Verma og Grytten er omkring 2 m³/s og 8 m³/s. Vanlige vannføringer ved Horgheim om høsten er 10-40 m³/s.



Figur 59. Raumas nedbørfelt med sidedebørfelt.



Figur 60. Aktuell strekning for simulert gyrobekledning var Rauma fra Slettafossen til havet.

11.4.1 Simuleringer

Det ble laget scenarier for ulike verdier av vannføringer og pH i elva. Som for Lærdal, ble pH satt til pH 5,8, pH 6,0 og pH 6,2. Vannføringen ved Horgheim ble variert mellom $5 \text{ m}^3/\text{s}$ og $40 \text{ m}^3/\text{s}$, som er normalt forekommende vannføringer utover høsten.

Vi antok at dosert aluminiumsoppløsning i Slettafoss til enhver tid førte til Ali-konsentrasjoner i elva ved utslippspunktet på $0,050 \text{ mg/l}$. Samme konsentrasjon ble antatt tilført via kraftstasjonene Verma og Grytten. Konsentrasjonen i ubehandlet vann ved utløpet av Istra ble satt til $0,025 \text{ mg/l}$. Målet var å holde konsentrasjonene av Al_i mellom $0,05 \text{ mg/l}$ og $0,02 \text{ mg/l}$.

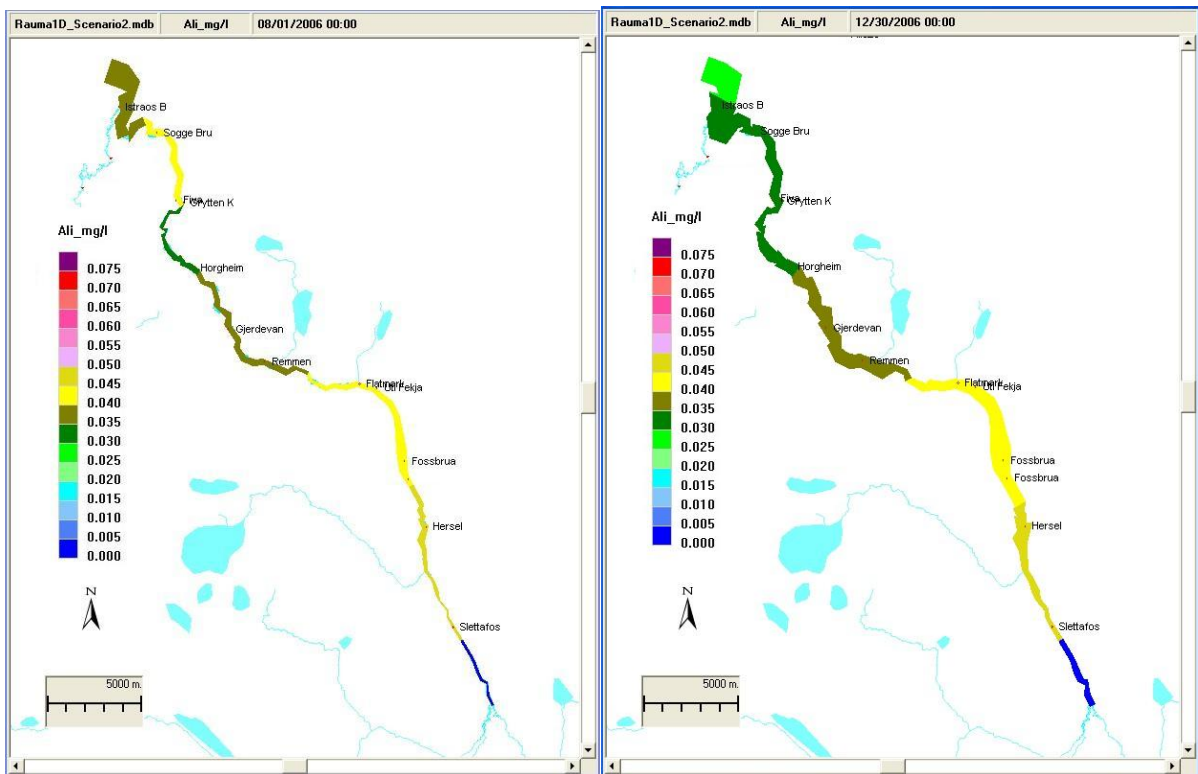
Rauma ble delt inn i beregningssegmenter. For hvert segment ble det beregnet Al_i konsentrasjoner med tidsintervall på noen minutter. Som for Lærdal ble det også gjort simuleringer for et konservativt stoff for å illustrere effekten av inaktivering av Al_i .

Ved pH 5,8 var Al_i -konsentrasjonene hele tiden over $0,030 \text{ mg/l}$ (**Figur 61**). Ved pH 6,0 fikk hele elvestrekningen Al_i -konsentrasjoner over $0,020 \text{ mg/l}$. Ved pH 6,2 fikk strekningen mellom Gjerdevann

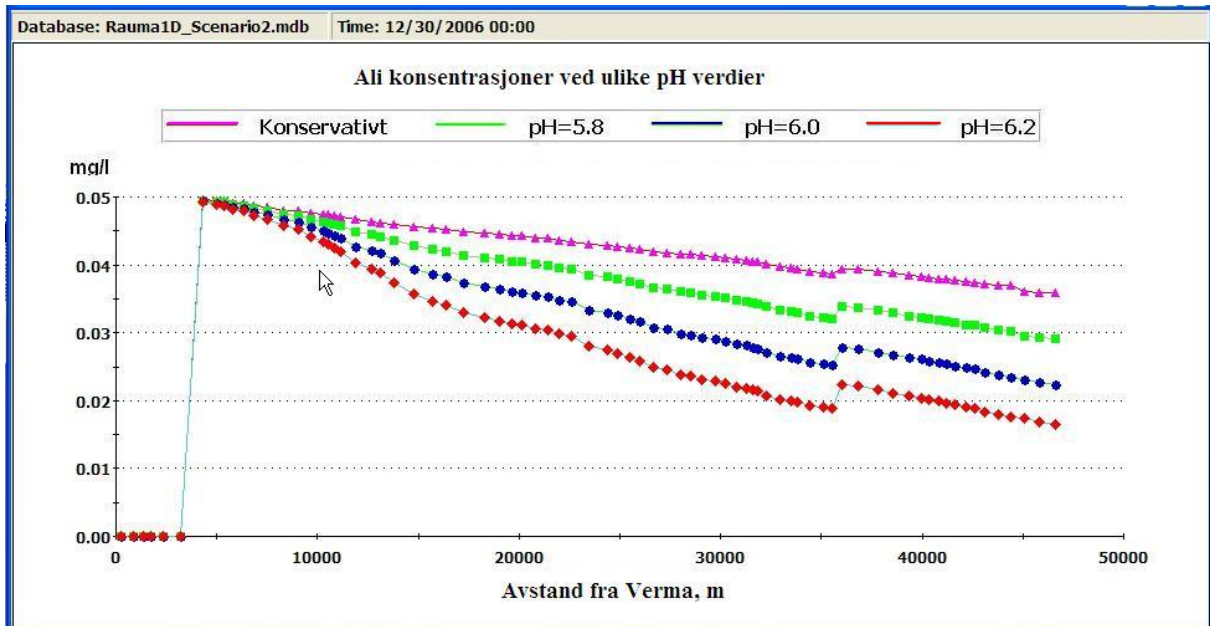
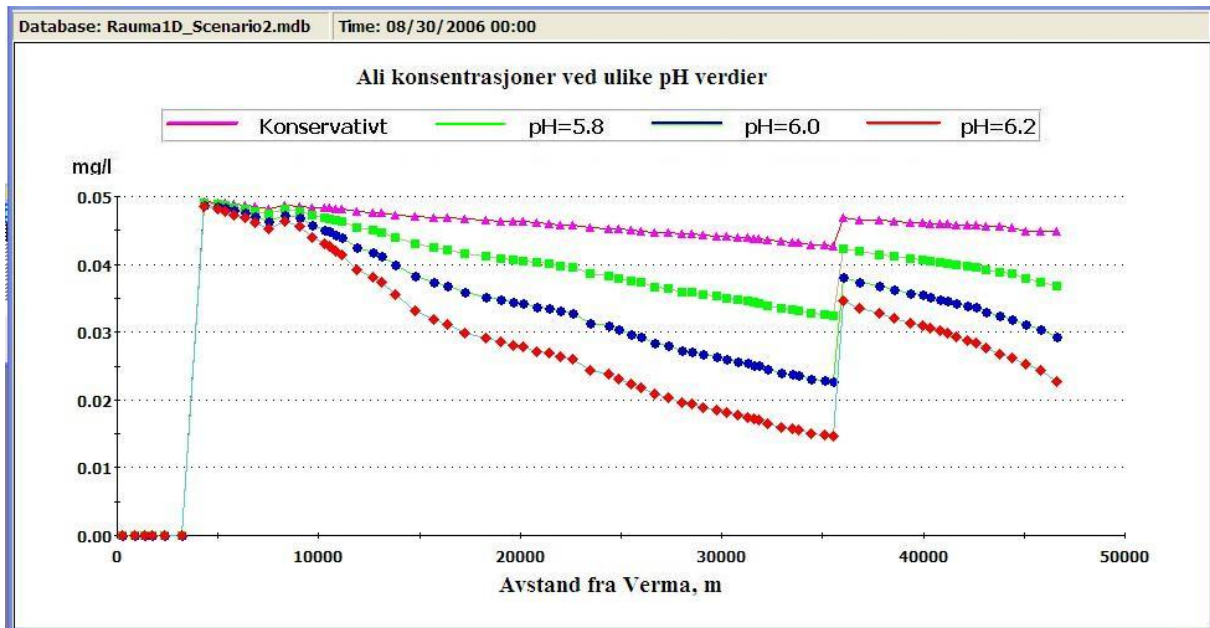
og tilførslene fra Grytten kraftstasjon konsentrasjoner under 0,020 mg/l. Vi antok at utløpet fra Grytten kraftstasjon hadde en konsentrasjon på 0,050 mg/l. Ved pH 5,8 og pH 6,0 ville konsentrasjoner på henholdsvis 0,030 og 0,040 mg/l vært tilstrekkelig.

Som for Lærdal, var konsentrasjonene nedover elveløpet høyere ved stor vannføring (**Figur 61**). Det skyldtes hovedsakelig raskere transport ved økende vannføring og dermed mindre tidsavhengig svinn. Forskjellen var størst ved høy pH, trolig fordi inaktivering er mest tidsavhengig ved denne pH-verdien.

Konsentrasjonene blir redusert nedover i elva som følge av fortykning pga. lokale tilførsler (**Figur 62**). Denne reduksjonen var ca. 20 % like oppstrøms Grytten kraftstasjon, se kurven med konservativt stoff i figurene. Fortynningseffekten varierte lite med økende vannføring.



Figur 61. Al_I-konsentrasjoner i elva ved pH 5,8, vannføring ved Horgheim 5 m³/s (venstre) og 40 m³/s (høyre).



Figur 62. Al_i konsentrasjoner for elvevann med ulike pH verdier, vannføring ved Horgheim $5 \text{ m}^3/\text{s}$ (øverst) og $40 \text{ m}^3/\text{s}$ (nederst).

Simuleringsresultatene gjelder for stasjonære forhold, dvs. at det var et tilstrekkelig langt tidsrom med uendrede vannføringer til at alle konsentrasjoner ble konstante. Raske vannføringsendringer vil føre til midlertidige avvik fra dette. Ved økende vannføring vil de nedre delene av elva motta fortynnende vann fra nærområdene før den økte Al_i -mengden ved Slettafossen når fram. Følgelig kan konsentrasjonene i en periode bli lavere enn simuleringene viser. Tilsiget nedover elva ble beregnet ut fra observerte vannføringer på enkelte karakteristiske vannføringsstasjoner. Vi antok at dette tilsiget var fordelt i samsvar med NVEs kart over spesifikk normalavrenning i siste 30 års periode. Dersom tilførsene i de nedre delene er høyere enn normalavrenningen, vil også dette føre til økt fortynning og lavere Al_i -konsentrasjoner.

For å studere effekten av vannføringsendringer, ble modellen kjørt for naturlige vannføringer i perioden august-desember 2006. Endring på grunn av fortykning oppstrøms Grytten var liten, under 5 %. Dette til tross for at vannføringen økte fra nær 20 m³/s til over 90 m³/s ved Horgheim i løpet av et par dager.

11.5 Diskusjon

NIVA utvikler en metode for å utrydde lakseparasitten *Gyrodactylus salaris*. Metoden er basert på dosering av surt aluminium (AIS). Fordi den virksomme delen av AIS fortyknes og inaktiveres, doseres det fra flere punkter i større vassdrag.

Vassdragsmodellen GEMSS kan simulere både fortykning og inaktivering. Den er brukt her for å simulere forløpet av den virksomme aluminiumsfraksjonen Al_i i Lærdalsvassdaget og Rauma, som begge er infisert med *G. salaris*. Vi har hentet data for å beregne inaktivering av Al_i ved ulike pH-verdier (pH 5,8-6,2) fra eksperimentelt arbeid, mens fortykning er basert på hydrologien i vassdragene.

Den aktive fraksjonen av aluminium, Al_i, inaktiveres med tiden. Ved pH 5,8-6,2 er Al_i i stor grad løste, monomere former av Al, slik som Al(OH)²⁺ og Al(OH)₂⁺. Disse vil over tid bindes til ulike stoffer, særlig organisk stoff. Inaktiveringshastigheten øker betydelig ved økende pH. Simuleringene viste at det er viktig at pH ikke overstiger 5,8 for å bevare aluminium på den aktive formen. pH 6,2 eller høyere vil føre til uhensiktsmessig stor doseringsmengde og øke antall doseringsstasjoner for å opprettholde Al_i-konsentrasjoner i området 0,02-0,05 mg/l på hele den behandlede strekningen.

Ved å velge pH 5,8 gis det også en sikkerhetsmargin for å ta hensyn til endringer i vannføring, ulik nedbørfordeling, usikkerheten i inaktiveringskoeffisienter og den rent praktiske gjennomføringen av doseringen. Ved lavere pH enn 5,8, øker risikoen for at AIS har en negativ virkning for laksen, noe man i størst mulig grad vil unngå ved bruk av AIS-metoden.

Inaktiveringskoeffisientene er hentet fra eksperimentelle oppsetninger og ved bruk av annet vann enn vann fra de to vassdragene. Det vil være gunstig å foreta en testdosering i aktuelle vassdrag eller med vann fra disse, hvor det blir gjort nøyaktige målinger for å bestemme hvordan Al_i-konsentrasjonen reduseres som funksjon av tid og pH.

I modellen har vi antatt homogen kjemikaliefordeling i elveprofilen og transporthastighet nær midlere strømhastighet. I en elv vil det være dødsoner langs bunnen og sidene (bakevjer) med virvler som forsinker transporten. Det er typisk at fronten av et kortvarig utslipp beveger seg raskt nedover elva, mens det tar lang tid før hele siste del av utslippet passerer. Mengde aluminium som passerer et punkt vil følgelig bruke ulik tid og bli ulikt redusert. Effekten av slike dødsoner er rimeligvis størst ved små vannføringer. Selv om vi i modellen tar hensyn til denne effekten, er den en kilde til usikkerhet. Av hensyn til ønsket om god og stabil vannkjemi i hovedelva synes det derfor å være en betydelig fordel å dosere på så høy vannføring som de logistiske og økonomiske forhold tillater.

På lakseførende strekning i Rauma er det flere innsjøliknende partier. Her kan oppholdstiden på vannet være lang ved lave vannføringer og gi spesielt stor inaktivering av Al_i. For å modellere dette, er det mulig å inkludere en tredimensjonal modul i GEMSS, beregnet for innsjøer.

Ved praktisk gjennomføring plasseres påfriskstasjoner for aluminium på flere steder i elva. Det er for å ta hensyn til at aluminium fortyknes og inaktiveres, slik som vist i simuleringene. Hittil er dette gjort basert på antakelser og enkle beregninger om hvor Al_i-konsentrasjonen er redusert til under målnivået. Simuleringer med modellen vil øke sannsynligheten for at en setter disse stasjonene på riktig sted. For

plassering av en større doseringsstasjon stilles det også krav til atkomst, strøm og gode innblandingsforhold. Simuleringene vil kunne angi utstrekningen for den elvestrekningen en slik stasjon må stå i. Etter at doseringsstasjonene er plassert, vil pH-styringen av AIS-dosene (Hagen et al. 2010) gi mulighet for å ta hensyn til lokale forskjeller i nedbør osv.

Simuleringene bekrefter at hovedtilsetningen av AIS skjer ved det øverste doseringspunktet i vassdraget og at tilskuddet fra påfriskstasjonene er forholdsvis lite. Jo høyere vannføring, desto mindre er det relative bidraget fra slike stasjoner fordi effekten av inaktivering er mindre (kortere tid).

11.6 Referanser

Hagen, A.G., Kjøsnes, A.J., Høgberget, R., Hytterød, S., Olstad, K., Garmo, Ø. og Hindar, A. 2010. Smittebegrensende behandling med aluminiumsulfat (AIS) mot lakseparasitten *Gyrodactylus salaris* i Lærdalselva 2009. NIVA-rapport 5943-2010. 35 s.

Kroglund, F., Teien, H.C., Rosseland, B.O. og Salbu, B., 2001a. Time and pH-dependent detoxification of aluminum in mixing zones between acid and non-acid rivers. *Water, Air Soil Pollut.* 130, 905-910.

Kroglund, F., Teien, H.C., Rosseland, B.O., Salbu, B. og Lucassen, E., 2001b. Water quality dependent recovery from aluminum stress in Atlantic salmon smolt. *Water, Air Soil Pollut.* 130, 911-916

12. Måling av temperatur og ledningsevne i Lærdalselva ved hjelp av instrumentert kajakk

Av: Uta Brandt og Anders Gjørwad Hagen (begge NIVA)

12.1 Innledning

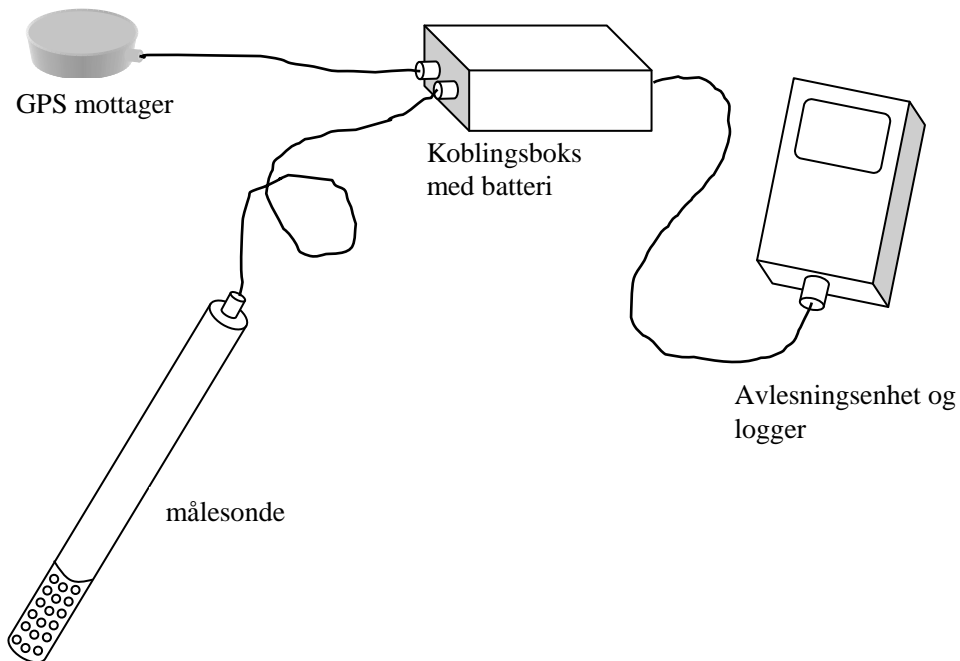
Utryddelse av *Gyrodactylus salaris* avhengig av at alt vannet i elva blir behandlet med kjemikalier. Ved bruk av AIS vil det si at det oppnås riktig pH og aluminiumskonsentrasjon i tilstrekkelig lang tid.

Innsig av grunnvann til elva kan gi områder med for svak AIS-behandlingen og områder der laksunger kan gjemme seg vekk. Andre vanntilførsler, slik som dreneringsgrøfter og overløpsrør kan gi samme effekt. Det har vært gjennomført en rekke manuelle målinger fra land for å identifisere tilførsler med annen konduktivitet og temperatur enn elvevannet. Slike målinger vil være av begrenset omfang, og tar lang tid å gjennomføre. Med hjelp av instrumentert kajakk kan man undersøke et stort område på kort tid. Formålet med dette delprosjektet var å undersøke om metoden kunne være hensiktsmessig.

12.2 Metode

Kajakken ble utstyrt med en YSI multiparameter-sonde med sensorer for temperatur, konduktivitet (ledningsevne) og trykk. Instrumentet er beskyttet i en armert gummislange og henges bak kajakken. Dataene blir logget med 1 sekund intervall sammen med GPS-posisjon. Når man kommer på land blir data overført til kartprogrammet ArcGIS og presentert på kart. Systemet er satt sammen av følgende utstyr, som også vist i **Figur 63**:

- YSI 600 XLM multiparametersonde
 - Temperatur og ledningsevne sensor type 6560
- YSI 650 MDS logger og avlesningsenhet med stor minnekapasitet (1,5Mbyte)
- GPS-mottaker HAICOM HI-204III
- Kabel og koblingsboks med batteri til GPS mottaker



Figur 63. Måleutstyr til bruk i kajakk, med målesonde og kajakk avbildet.

Sonden er beskyttet med et stålrør og en armert gummislange som også omslutter kabelen. Stålrøret sammen med vekten på sonden sørger for at sonden ble dratt langs bunnen. I områder med sterk strøm kan det likevel skje at sonden kommer lenger opp i vannmassene, for eksempel på terskler og stryk. Dybden og andre parametre kan kontinuerlig sjekkes under padling.

Lærdalselva fra Saltkjelen til utløpet kan klassifiseres som Grad I/II i padlesammenheng. Dette setter krav til passende padleutstyr. Det vil si elvekajakk og sikkerhetsutstyr som våt- eller tørrdrakt, flytevest og hjelm. Det er krav om minst en ledsager som kan hjelpe ved uønskete hendelser. Hvis ledsageren er landbasert må flere møtesteder avtales og vanntett mobiltelefon eller jaktradio må kunne brukes.

12.3 Resultater

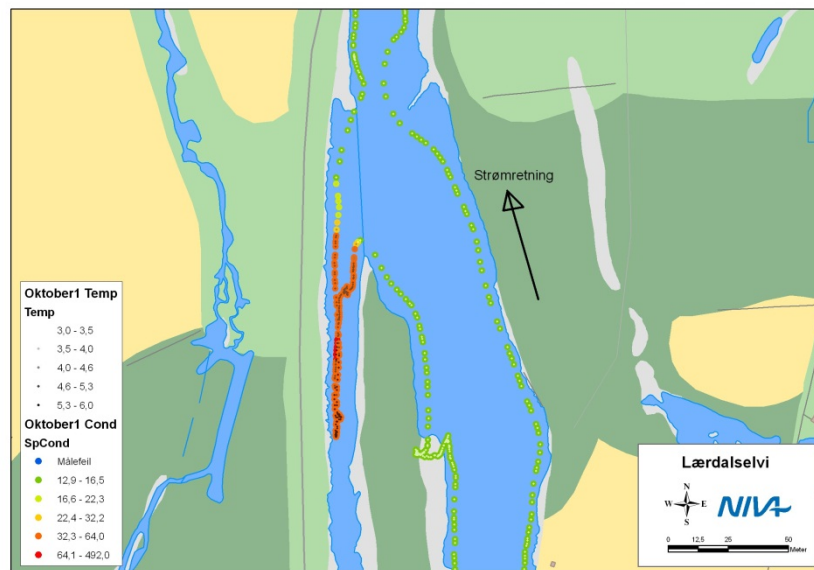
Det ble gjennomført tre reiser til Lærdal for kartlegging med kajakk. Den første kartleggingsturen i august måtte avbrytes fordi slangen til sensoren ikke var festet godt nok til kajakken, og ble revet bort i et stryk. Provisorisk reparasjon av utstyret ble forsøkt, men sonden kunne ikke beskyttes tilstrekkelig. Erfaringen fra dette forsøket var at strekningen mellom Saltkjelen og Bø var for krevende for utstyr og padler på dette tidspunktet. Vannføringen på Båthølen var ca 35 m³/s under denne padlingen.

Andre tur den 30. september begynte veldig lovende. Strekningen var nå Gamle Boll til utløpet. Vannføringen på Båthølen var ca 50 m³/s. Pga. høy vannføring var det vanskelig å padle tilstrekkelig rolig for å få gode måleresultater. Slangen var nå festet med sterk gummiline, noe som virket som en god løsning. Men instrumentet registrerte tidvis feil data, og på de siste kilometrene sviktet sonden helt, trolig på grunn av vanninntrengning i sonden. Heller ikke etter tørking og pussing fikk vi stabile målinger, og målingene måtte stoppes.

Siste tur i begynnelsen av november var vellykket. Strekningen denne gangen var i utgangspunkt det samme som slutten av september, fra Gamle Boll og ned til utløpet av Lærdalselva. Det ble planlagt to turer på venstre og høyre bredd inklusiv noen sidegreiner og innløp. Vannføringen var ca 30 m³/s ved Båthølen. Padleturen er ca 12 km, og med et måleintervall på 1 sekund, ble det 14 000 målinger, som gir 450 kbytes data. Mellom "Rock" og sykehusbrua var det dårlig GPS-signal den andre dagen. Målepunktene ble imidlertid tilpasset kartgrunnlaget etter beste evne. Resultater av denne tilpasningen er vist i **Figur 64**.



Figur 64. GPS-data før tilpasning til kartgrunnlaget (venstre) og etter (til høyre).



Figur 65. Eksempel på dataframstilling fra Lærdalselva. En kile med grunnvanns-oppkomme gir en bakevje med endret vannkvalitet i elva. Dette ses som rødfargede målepunkter for konduktivitet.

Innsamlede data ble satt inn i ArcGIS og sortert. De hyppigst forekommende verdiene ble antatt å representere elvevannet, og ble merket med grønn farge. Punktene ble gitt økende grad av rødt jo større avviket fra normalverdiene var. Slik ble det laget en fargegradient som merket risikoområder med røde punkter. For temperatur ble det gjort tilsvarende, med hvitt som lave elvetemperaturer og sort som avvikende høyere temperaturer.

Det ble valgt å fokusere på konduktivitet som signaturparameter for grunnvann, siden temperatur i sig og bekker stedvis kan være påvirket av sol. Konduktivitet er også den parameteren som viste seg å ha raskest responstid på mindre endringer.

Kartleggingen visualiserte godt problemområder med tilsig av grunnvann (**Figur 65**).

12.4 Diskusjon

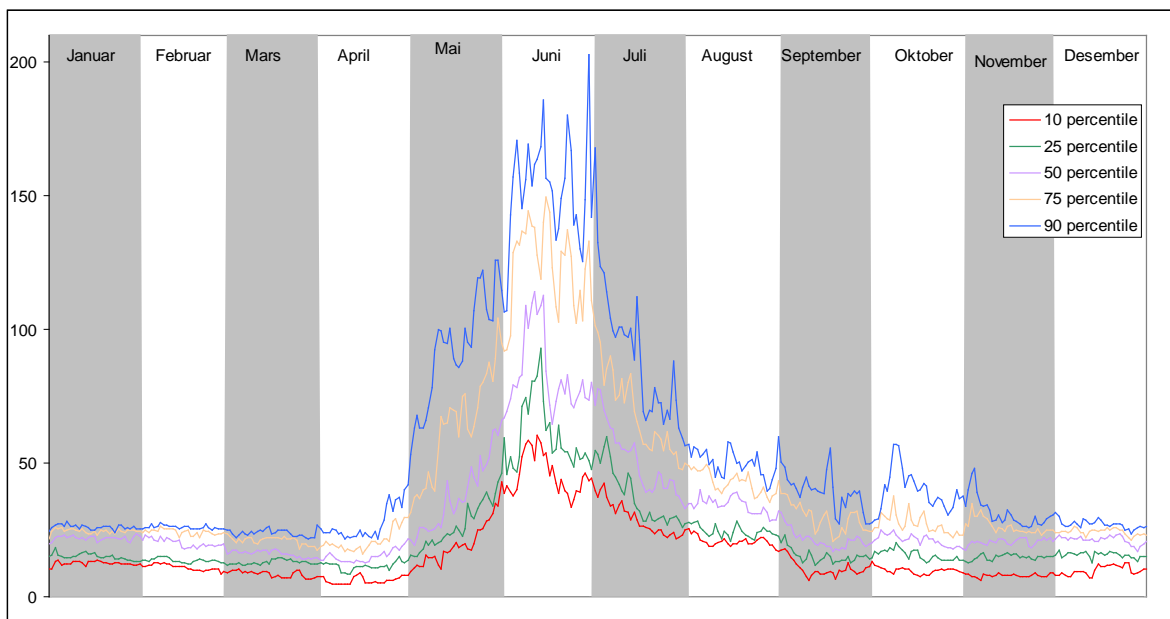
Prosjektet har vist at det er mulig å kartlegge et stort område på kort tid med instrumentert kajakk. Metoden er trolig mest egnet for grovkartlegging, men avhengig av strømhastighet og vanskelighetsgrad i vassdrag også til finere kartlegging. Metoden kan brukes som hjelp til å vurdere behov for ekstra tiltak ved AIS-behandling.

Registrering av grunnvann basert på konduktivitet er trolig best. Registrering basert på temperatur er forbundet med usikkerhet på grunn av lokal oppvarming av elvevannet. Responstiden til temperatursensoren er dessuten ikke så rask som for konduktivitetssensoren. Metoden kan også brukes med andre måleparametre, i utgangspunkt alle parametre som kan måles in situ.

Undersøkelsene med kajakk i Lærdal ga ingen store overraskelser i forhold til tidligere undersøkelser. Det skyldes delvis at elva er godt kartlagt tidligere i forbindelse med behandling med rotenon og AIS. Det ble imidlertid påvist ett på forhånd ukjent punkt ved Øye, noe som viser at padlingen også kan ha god nytte i en elv som er godt kartlagt fra tidligere.

Padlemetoden svikket imidlertid i å påvise enkelte kjente problemområder fra tidligere detaljkartlegging til fots, men mange av disse områdene er trolig svært avgrenset. Det kan ikke utelukkes at padlingen synliggjør hvilke punkter som i størst grad krever tiltak, og "ignorerer" mindre viktige områder. Dette kan i så fall være positivt, da det er lett å tillegge punktmålinger med høy konduktivitet for stor betydning.

Grunnvannstilsig avhenger i stor grad av hydrologiske forhold i vassdraget. Disse varierer gjennom året, men for Lærdalselva er perioden for snøsmelting forholdsvis forutsigbar. Fra medio april og fram til juni er det økende vannføring, mens snøsmeltingen avtar igjen fram til august (**Figur 66**). Ved økende vannføring fyller elva opp grunnvannsmagasiner langs elvekanten, mens det motsatte skjer ved avtakende vannføring. Ideelt tidspunkt for kartlegging med kajakk velges ut fra to kriterier. For det første bør kartleggingen være i den perioden behandlingen med kjemikalier skal skje. Videre bør padlingen foretas på vannføringsforhold der grunnvannstilsig vil være påvisbart, det vil si moderat til lav vannføring.



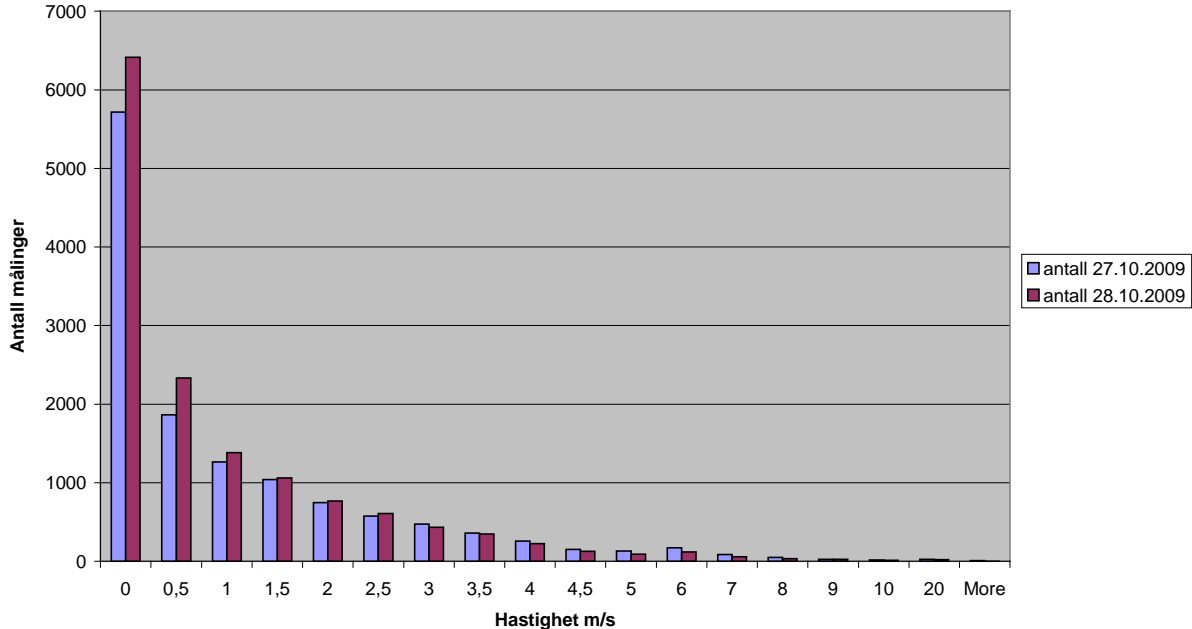
Figur 66. Vannføringspercentiler (1986-2006) for midtre del av Lærdalselva (kilde: NVE)

Det er en stor fordel å være godt kjent i elva før man padler med måleinstrumenter. Elva bør derfor befares før målingene starter. Dette kan omfatte befaring fra land, eller med kajakk i elv. Optimale kartleggingsforhold vil her være kombinasjonen av riktig grunnvannssituasjon og godt egnede forhold med tanke på målekvalitet og padleforhold.

Riktig vannføring er viktig for å oppnå en padlehastighet som er tilpasset sensorens responstid og apparatets samplingsfrekvens. Optimal hastighet er vurdert til å være 0-2 m/s, og størstedelen av data under dette forsøket ble innhentet innenfor dette hastighetsintervallet (**Figur 67**). Figuren viser 6500 målinger foretatt ved 0 m/s. Dette skyldes at bevegelsene i mange tilfeller har vært så små (under 0,5 m/s) at oppløsningen på GPS-grid har blitt begrensende faktor.

GPS signalet var ikke alltid godt. Det kan skyldes topografien i Lærdal, der høye fjell kan gi dårlige mottakerforhold. GPS-mottaker er montert på padlerens hjelm, noe som skal minimere interferens med vannreflekterte signaler fra satellitt. Feilaktige posisjoner kan imidlertid korrigeres og innarbeides i kartgrunnlaget til ArcGIS, som vist her.

For å lette manøvrering av sonden, kan det være aktuelt å bruke temperatur/konduktivitetssensor med kabel istedenfor hele YSI-sonden. Sensorer med kortere responstid kan være relevant der vannføring, og dermed padlehastighet, gjør dette nødvendig.



Figur 67. Antall målinger fordelt på ulike padlehastigheter. Figuren viser at de fleste målinger i Lærdalselva ble foretatt på anbefalt padlehastighet (< 2 m/s).

13. Trådløs overføring av pH-signaler

Av: Morten Willbergh og Arne Veidel (begge NIVA)

Ved bekjempelse av *Gyrodactylus salaris* med AIS-metoden brukes pH-styrte pumpestasjoner for dosering av kjemikalier. Styresignalet kommer fra en pH-transmitter som plasseres noen hundre meter nedstrøms stasjonen. pH oppstrøms måles rett ovenfor stasjonen.

Bruk av kabel for overføring av måleverdiene fra pH-stasjonen nedstrøms og opp til dosereren er forbundet med enkelte ulemper. Det er tidkrevende å strekke kablene og ta dem inn igjen når avstandene er store og terrenget vanskelig. Kablene krever også betydelig lagringsplass. Kablene legges i terrenget og er dermed utsatt for skader med påfølgende driftsavbrudd. De blir også eksponert for overspenning i tordenvær.

Trådløs overføring kan eliminere mange av disse ulempene. Markedet for trådløs overføring av analogsignaler er imidlertid begrenset i Norge. Det finnes mye amerikansk utstyr, men dette er ikke tillatt brukt i Norge. Vi fant to produsenter med anvendelig utstyr. Disse ble vurdert som følger (+ for positive egenskaper; - for mindre gode):

Satell:

- + God rekkevidde
- + Brukervennlig og lett å sette opp.

- Må beskyttes mot værtpåvirkning
- Begrenset til enkeltsamband.
- Bygget for å overføre flere typer data i flere kanaler
- Dyrt.

Wireless NetCommunication (WNC)/ Teck Skotselv

- + IP67 Kan stå ute i regn
- + Kan kjøre flere slaver mot en master - fire kanaler.
- Begrenset rekkevidde.
- Bruketerskel.

Vi valgte å teste ut en løsning fra WNC i forbindelse med behandlingen i Lærdal i 2009. Radiosettene ble først satt opp og testet på NIVAs instrumentlab. Deretter ble det gjennomført en praktisk test av rekkevidden i Lærdal. Vi konstaterte at utstyret fungerte stabilt med tilstrekkelig rekkevidde, og at det tålte regnvær.

Utstyret ble satt opp på Bø i Lærdal i forbindelse med behandlingen i august. Samtidig overføring av opp- og nedstrøms pH lot seg da ikke gjennomføre grunnet problemer med jordsløyfer. Dette skyldes at reguleringsutstyret "gjenbraker" de samme signalene på flere steder slik at nullpunktet eller "jordsignalet" har lett for å svinge. Dette kan løses ved å bruke forskjellige strømforsyninger for hvert signal. Ulempen er at systemet dermed blir uoversiktlig og komplisert – hvilket var det vi i utgangspunktet skulle unngå.

Vi valgte da å kun bruke signalet for nedstrøms pH. Dette fungerte problemfritt gjennom hele behandlingen. Det var ikke nødvendig å skifte batteri på nedstrøms slaven som for øvrig hang ute i et tre i regn og vind.

Konklusjon: Trådløs overføring fungerer stabilt og er et godt alternativ til lange kabelstrekk. Enklere og rimeligere løsninger bør finnes.

14. Testing av små dryppkanner for tilsetting av AIS

Av: Normann Olsen (Varme og Industri Service) og Atle Hindar (NIVA)

14.1 Bakgrunn

Surt aluminium (AIS) kan brukes til å drepe lakseparasitten *Gyrodactylus salaris*. Fra 2003 har AIS vært brukt i full skala i infiserte vassdrag. I avsnørte, stillestående vannforekomster og i små vannforekomster benyttes CFT-Legumin (rotenon). AIS tilsettes kontinuerlig i de ulike vassdragsavsnittene over en periode på inntil 14 dager. I hovedelv og større sidevassdrag doseres det fra store tanker. Doseringen er da regulert automatisk etter vannføring og/eller pH. I mindre bekker doseres det fra enklere doseringssystemer.

I Direktoratet for naturforvaltnings handlingsplan mot gyro fra 2009 legges det vekt på at AIS-metoden skal videreutvikles. Videreutvikling har skjedd på en rekke områder, hvorav utvikling av doseringsteknikker har vært ett tema. Erfaring med det utstyret som har vært brukt i mindre bekker er at dosen reduseres over tid etter hvert som beholderen tømmes for væske. Det kan redusere

behandlingseffekten fordi ønskede konsentrasjonsnivåer for aluminium ikke nås, og har resultert i økt behov for regelmessig tilsyn av doseringen. Dette trekker arbeidskraft fra mer sentrale oppgaver.

Problemet med redusert dose skyldes at det først dannes et økende vakuum inne i beholderen etter hvert som væske tappes. Vakuomet vil hindre væsken i å renne passivt ut av tanken når tanken er lukket. Når væskemengden avtar til et lavt nivå blir vakuomet redusert igjen fordi luft over tid fyller rommet over væsken. Utfordringen var derfor å 1) hindre at vakuum dannes ved å åpne for innkommende luft, og 2) finne en balanse mellom innkommende luft og utgående væskemengde slik at dosen ble stabil.

Vi redegjør her for forsøk med å finne fram til enkelt doseringsutstyr som gir stabil dose av små kjemikaliemengder over tid (dager).

14.2 Metoder

Forsøkene har hovedsakelig vært utført under kontrollerte forhold innendørs. For testing av utstyr har det vært brukt diverse kommersielt tilgjengelige bestanddeler. Tidligere erfaring viser at en firkantet kanne vil klappe sammen eller bule inn på sidene når innholdet tømmes. Kun runde, rotasjonsstøpte kanner ble derfor benyttet i forsøkene.

Det viste seg å være vanskelig å måle innkommende luftstrøm gjennom hull i lokket med et rotameter. Årsaken til det var at motstanden i selve instrumentet var for stor ved den aktuelle luftstrømmen, spesielt ved lavt vakuum (lite væske i kannen). Forsøkene ble derfor dokumentert ved å måle væskemengde ut av kannen over tid.

Testresultatet for forsøket med flottørventilen er analysert statistisk ved bruk av Statgraphics Plus, versjon 5.

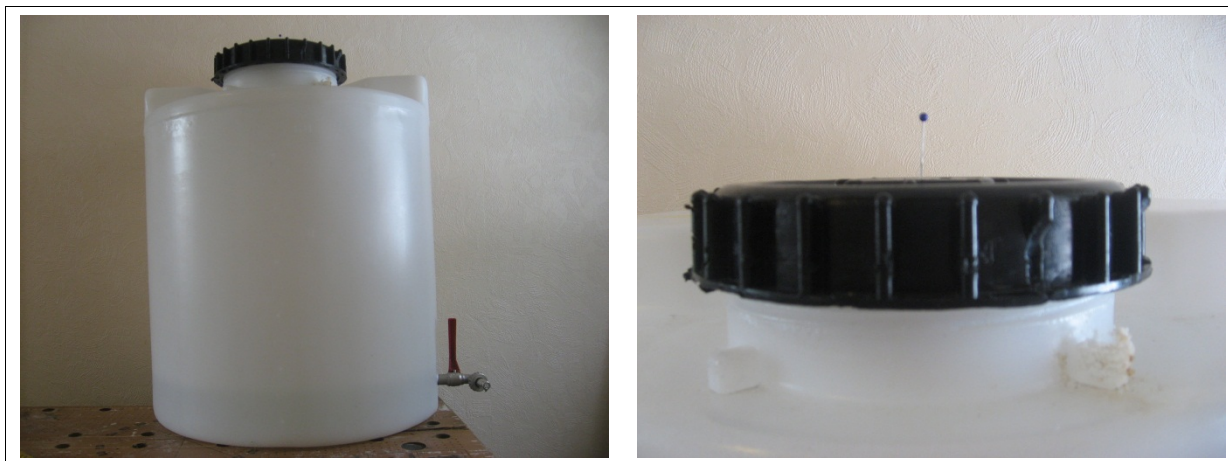
14.3 Resultater

Vi har framstilt resultatene i den rekkefølgen de ble utført. Det utstyret som omtales først har gitt lite tilfredsstillende resultater, mens det utstyret som omtales til slutt er anbefalt til praktiske forsøk under mer realistiske betingelser.

14.3.1 Kanne med lokk på toppen og utløpsventil i bunn

Forsøket gikk ut på å benytte kanne med tett lokk på toppen og utløpsventil i bunn. Da skapes det i utgangspunktet vakuum innvendig i kannen når utløpsventilen åpnes for påslipp av væske. Dette reduserer dosen over tid. Det ble derfor først boret hull i lokket på toppen for å redusere vakuumeffekten. På den måten reguleres doseringen ut av kannen ved å slippe en kontrollert mengde luft inn på toppen.

Ved første forsøk ble det boret hull i lokket på 0,6 mm. Luftmengden ble regulert med en konisk nål som ble skjøvet ned i hullet. Men doseringen forandret seg likevel når nivået i kannen minket; lavere væskesøyle i kannen ga lavere vakuum og dermed lavere luftstrøm inn. Dette kunne kompenseres ved å benytte en nål med hode som ligger over hullet og som suges ned og bremser luftstrømmen i starten av uttappingen. Nåls hode slipper opp når vakuomet minker, og doseringen stabiliseres på denne måten. Dette prinsippet fungerte, men ble vurdert som vanskelig å få til ute i felt.



Figur 68. Rund, rotasjonsstøpt kanne med lokk og tappeventil. I lokket ble det montert en nål slik at luft kunne slippe inn og oppheve vakuemet som dannes ved tapping.

14.3.2 Ventiler for å regulere varierende vakuu

Forsøk med diverse utgaver av reguleringsventiler og vakuuventiler for å kompensere for varierende vakuu ble gjennomført. Konklusjonen var at ventiler for regulering av et så lavt vakuu/trykk ikke finnes på markedet.



Figur 69. Forsøk med bruk av ventil for regulering av innkommende luft førte ikke fram.

14.3.3 Forsøk på å lage en motstand

Det kunne tenkes at en motstand i innkommende luftstrøm ville redusere luftinngangen gjennom lokket og dermed gi lavere vakuu og mer stabil dosering. Forsøk på å lage en slik motstand ved bruk av et spiralformet rør fra hullet i lokket og inn i kannen lyktes imidlertid ikke i første omgang.



Figur 70. Spiralformet rør (her vist utenfor kannen) ble forsøkt brukt som motstand for innkommende luft.



Figur 71. Forsøk med slange fra utløpsventilen (øverst) og innløpsventil (nederst).

14.3.4 Forsøk med slange fra utløpsventilen og rotameter

Koblet en slange på 1,5m på utløpsventilen, og monterte rotameter i enden på denne slangen. Resultater ble unøyaktig dosering pga hevertvirkning og luftlommer i slangen og motstand i rotameteret.

14.3.5 Forsøk med rett rør fra lokket og ned i kannen

Et nytt forsøk på å lage egnet motstand som kompensere for synkende vakuüm/væskesøyle ble gjennomført. Det ble montert et rett rør gjennom lokket på toppen og ned til ca 7 cm over bunnen av kannen. Det ble montert en ventil på toppen av røret. Ventilen var noe vanskelig å regulere nøyaktig nok ved dryppdosering. Dette ble løst ved å sette en skrue ned i åpningen på ventilen. Skruen kan trekkes til eller åpnes.



Figur 72. Forsøk med å montere et rett rør fra innløpet (venstre; røret vist utenfor kannen) og med enkel reguleringsskrue på slangestussen.

Dette systemet ble testet med mange ulike doserte væskemengder og nivåer på kannen. Testnivåene lå mellom 10 liter/time og 2,5 liter/time.

Tabell 13. Et eksempel på testresultater. Væskemengden var 60 liter. Dosen ble redusert med over 10 % på et halvt døgn.

Tidspunkt	Dose, l/t
01.00	3,0
07.00	3,0
09.35	2,7
11.55	2,5
12.05	2,6
14.45	2,6

14.3.6 Test av flottørventil

En flottørventil som var beregnet på trinnløs dosering av olje/parafin ble testet. Originalen fungerte ikke med vann uten ombygging fordi overflatespenningen på vann er for stor. Dyser og flottør ble endret for å øke væskegjennomstrømmingen. Etter at reguleringsventilen ble justert, viste testen at det ble en stabil dosering av væske uavhengig av nivået i kannen. Reguleringsventilen ble montert i nivå med bunnen av kannen.



Figur 73. Forsøk med flottørventil koplet på utløpet og rotameter i enden.

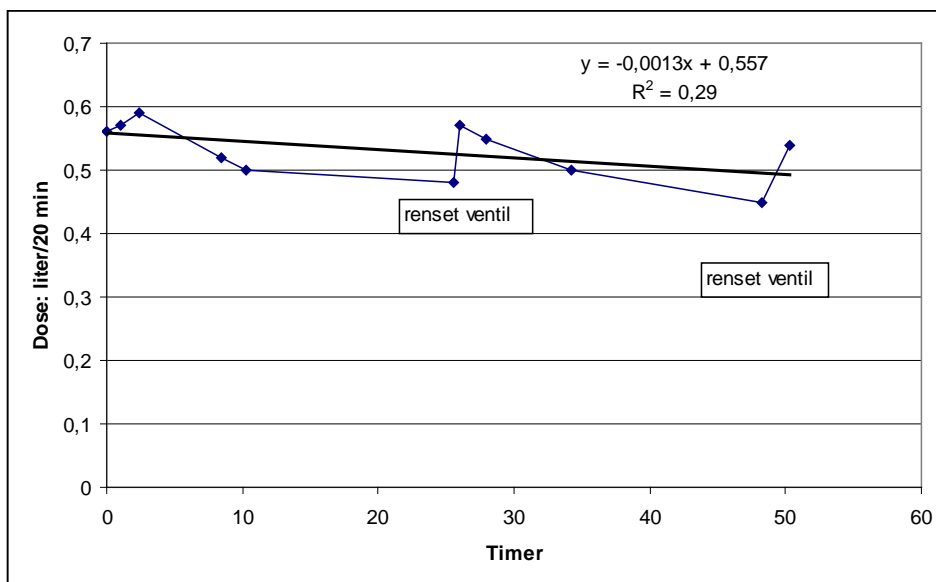
Etter at dette var satt opp ble det igjen koplet til en 1,5m slange og montert et rotameter i enden. Testresultatet ble noe påvirket av hevertvirkning og luftlommer etter ventilen, men en luftemulighet etter utløpet fra ventilen kan kompensere for dette. Flottørventilen ble deretter flyttet til et lavere nivå, ca. 90 cm fra bunnen av kannen. Dette endret ikke på nøyaktigheten.

14.3.7 Test av flottørventil utendørs

Tester ute ble gjennomført over to døgn. Kannen ble først fylt med 60 liter vann. Ventilen ble rensset etter ett døgn og to døgn, og kannen ble fylt opp igjen etter 34 timer. Ved hvert uttak ble vann samlet opp i 20 minutter. Disse testene ble utført med vann på 60 liters kanne, men oppsettet kan også kobles til 1000 liters plastkonteiner (IBC). Ventilen ble deretter fylt med AIS i en uke og på ny satt i drift uten problem. Ventilen må imidlertid også testes i drift minimum en uke i AIS.

Tabell 14. Testresultater fra forsøk med flottørventil. Væskemengde ved start var 60 l, og dosert mengde i 20 minutter er målt ved hver anledning.

Timer, min fra oppstart	Dose, l	Kommentar
0,00	0,56	60 liter væske ved start
1,00	0,57	
2,40	0,59	
8,40	0,52	
10,30	0,50	
25,55	0,48	25 liter væske igjen
26,00	0,57	renset ventil (åpne-lukke)
28,00	0,55	
34,20	0,50	fylt kanne til 60 liter
48,30	0,45	renset ventil (åpne-lukke)
50,30	0,54	
Middelvolum ut	0,53	
Standard avvik	0,044	
Endring over tid	0,03 l/20 min per døgn	Signifikant ($p < 0,10$)



Figur 74. Testresultater fra tabell 2. Det var en signifikant ($p < 0,01$) reduksjon i dosering over tid til tross for at ventilen ble renset en gang i døgnet og at kannen ble fylt opp igjen etter 34 min.

Det er en signifikant ($p < 0,01$) reduksjon i dose på 0,03 l/20 min per døgn til tross for rensing av ventilen og påfylling underveis. Test med AIS er ikke utført. Det kan tenkes at reduksjonen i dose vil øke noe pga høyere viskositet i AIS enn i vann.

Utløpsdysen har en trang åpning, og det anbefales å rense den ved kanneskift eller etterfylling. Det bør gjøres ved å dreie ventilrattet til full åpning og straks justere tilbake til samme posisjon. Operasjonen bør gjentas et par ganger.

14.4 Vurdering

Forsøkene viser at det er vanskelig å finne et oppsett med dryppkanne som sikrer stabil dosering av væske over tid uten manuell justering. Spørsmålet er hvor kritisk dette er. For det siste forsøket ble reduksjonen over ett døgn beregnet til 0,03 l/20 min. Det vil si at doseringen reduseres fra 1,59 liter per time til 1,50 liter per time (5,7 %) på ett døgn. Dette forutsetter at ventilen renses en gang i døgnet.

Det kan se ut som om stabiliteten er høy rett etter at ventilen er renses, for så å synke forholdsvis raskt til et mer stabilt nivå. Manglende stabilitet kan muligens kompenseres ved å sette dosen noe høyere enn nødvendig ved oppstart. En vil da over det første halve døgnet kunne komme ned på målnivået for doseringen.

Forsøk bør utføres for å teste ut dosering med AIS og for å se om stabiliteten kan holdes på et mer stabilt nivå over 2-3 døgn etter rensing av ventil. Går det for lang tid før ventilrensing, kan en risikere at doseringen synker brått pga gjentetting. En bør finne ut hvor driftssikkert systemet er over en behandlingsperiode på 14 dager og hvor mye tilsyn som kreves.

NIVA: Norges ledende kompetansesenter på vannmiljø

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



Norsk institutt for vannforskning

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