



RAPPORT LNR 4869-2004

Smoltproduksjon i
surt, aluminiumsrikt
råvann: vannbehandling
med silikat og sjøvann



Hovedkontor

Postboks 173, Kjelsås
0411 Oslo
Telefon (47) 22 18 51 00
Telefax (47) 22 18 52 00
Internet: www.niva.no

Sørlandsavdelingen

Televeien 3
4879 Grimstad
Telefon (47) 37 29 50 55
Telefax (47) 37 04 45 13

Østlandsavdelingen

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

Vestlandsavdelingen

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

Akvaplan-niva

9296 Tromsø
Telefon (47) 77 75 03 00
Telefax (47) 77 75 03 01

Tittel Smoltproduksjon i surt, aluminiumsrikt råvann: vannbehandling med silikat og sjøvann	Løpenr. (for bestilling) 4869-2004	Dato 30. august 2004
	Prosjektnr. Undernr. O-23526	Sider Pris 24 200,-
Forfatter(e) Åtland, Åse Garmo, Øyvind (NTNU) Kroglund, Frode Kristensen, Torstein Teien, Hans Christian (NLH)	Fagområde Akvakultur	Distribusjon
	Geografisk område Vest Agder	Trykket NIVA

Oppdragsgiver(e) Norges Forskningsråd	Oppdragsreferanse 157784/120
--	---------------------------------

Sammendrag

Ved Agdersmolt i Flekkefjord ble det høsten 2004 gjennomført et eksperiment for å undersøke effekten av vannbehandling med silikat i kombinasjon med sjøvannstilsetning. Anleggets råvann ble tilsatt 3 ulike silikatdoser (0,5, 1,0 og 2,0 mg SiO₂ pr. L). I tillegg til dette ble også kalkslurry-tilsetning og ubehandler råvann testet. Etter ulike oppholdstider i ferskvann ble det deretter på hver av disse karrekke tilført sjøvann til saliniteter på henholdsvis 0,3, 4,5 og 8 ‰. I hvert av karene ble det eksponert høstmolt av laks, og disse ble prøvertatt ved avslutningen av forsøket etter en ukes eksponering. Resultatene viste at ved den råvannkvaliteten som var under forsøksperioden og ved dosering av sjøvann til 0,3‰ salinitet, var de målte konsentrasjoner av labilt aluminium og avsetninger på fiskegjellene lave. Ved dosering av 2 mg SiO₂/L reduseres labilt Al ytterligere, og konsentrasjonen på gjellene blir svært lav. Denne dosen bør derfor etterstrebes under episoder med dårligere råvannskvalitet. En økning av sjøvannstilsetningen opp mot og over 4,5 ‰ vil forverre situasjonen med hensyn på aluminiumutfellinger på gjellene. Også ved sjøvannstilsetning på 8,0 ‰ var det tydelig at den høyeste silikatdosen gav den beste reduksjonen av labilt aluminium målt både med DGT og SCF-teknikk samt at den gav reduksjon i Al-avsetningen på fiskegjellene.

Fire norske emneord 1. Akvakultur 2. Aluminium 3. Laks 4. Silikat	Fire engelske emneord 1. Aquaculture 2. Aluminium 3. Atlantic salmon 4. Silicate
---	--



Åse Åtland
Prosjektleder



Nils Roar Sælthun
Forskningsdirektør

Brukerstyrt NFR-prosjekt (157784/120):

**Smoltproduksjon i surt, aluminiumsrikt råvann:
vannbehandling med silikat**

Forord

På bakgrunn av problemer med råvannskvaliteten ved Agdersmolt ble NIVA involvert for å gi råd om vannbehandling. Det ble deretter tatt initiativ fra NIVAs side for å få i stand et brukerstyrt prosjekt for å studere nærmere vannbehandling med silikat i kombinasjon med bruk av sjøvann. I tillegg til hovedbevilgningen fra Norges Forskningsråd har Agdersmolt og BIM Krystal i Drammen bidratt med finansiering av prosjektet. Midler fra NFR prosjekt 153202/120 og FHF/NFR 155157/120 har også vært benyttet for å utvide prøvetakingen og analysene.

Bjørn Olav Rosseland, NLH, har vært ekstern kvalitetssikrer av prosjektet og rapporten

Bergen, 30. august 2004

Åse Åtland

Innhold

1. Sammendrag	5
2. Bakgrunn	6
3. Forsøksoppsett	9
4. Resultater og diskusjon	12
4.1 Vannkjemi	12
4.2 Fisk	15
4.3 Anbefalinger	19
5. Litteratur	21

1. Sammendrag

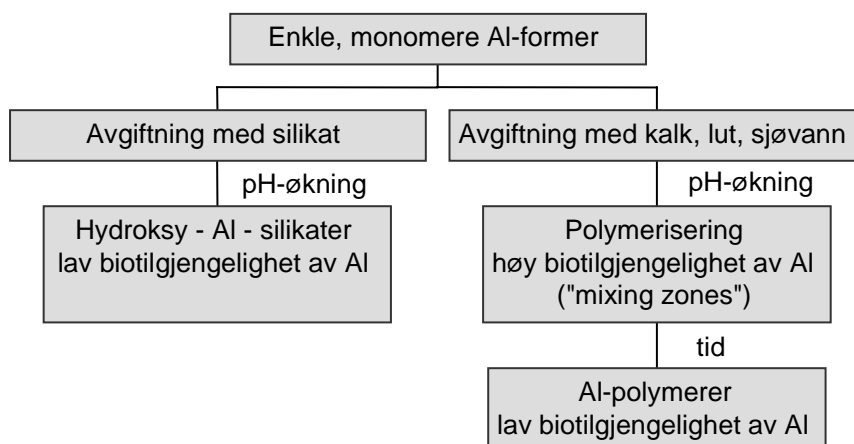
Ved Agdersmolt i Flekkefjord ble det høsten 2004 gjennomført et omfattende eksperiment for å undersøke effekten av vannbehandling med silikat i kombinasjon med sjøvannstilsetning. Anleggets råvann ble tilsatt 3 ulike silikatdoser (0,5, 1,0 og 2,0 mg SiO₂ pr. L). I tillegg til dette ble også kalkslurry-tilsetning og ubehandler råvann testet. Etter ulike oppholdstider i freatkvann ble det deretter på hver av disse karrekke tilført sjøvann til saliniteter på henholdsvis 0,3, 4,5 og 8 ‰. I hvert av karene ble det eksponert høstmolt av laks fra anlegget, og de ble prøvertatt ved avslutningen av forsøket etter en ukes eksponering.

Resultatene viste at ved den råvannkvaliteten som var under forsøksperioden og ved dosering av sjøvann til 0,3‰ salinitet, var de målte konsentrasjoner av labilt aluminium og avsetninger på fiskegjellene lave og tilnærmet lik bakgrunnskonsentrasjoner. Det er under forsøksperioden derfor ingen indikasjoner på at aluminium skulle ha noen negative effekter på fisken under de aktuelle driftsforholdene. Ved dosering av 2 mg SiO₂/L reduseres labilt Al ytterligere, og konsentrasjonen på gjellene blir svært lav. Denne dosen bør derfor etterstrebes under episoder med dårligere råvannskvalitet. En økning av sjøvannstilsetningen opp mot og over 4,5 ‰ vil forverre situasjonen med hensyn på aluminiumsutfelling på gjellene. Også ved sjøvannstilsetning på 8,0 ‰ var det tydelig at den høyeste silikatdosen gav den beste reduksjonen av labilt aluminium målt både med DGT og SCF-teknikk samt at den gav reduksjon i Al-avsetningen på fiskegjellene.

2. Bakgrunn

Allerede for mer enn 10 år siden rapporterte britiske forskere i "Nature" at silisium hadde evne til å avgifte aluminium i vann slik at metallet ikke avsettes på fiskens gjeller og gir opphav til fiskedød (Birchall m.fl. 1989). Forsøkene viste at tilsetning av silisium reduserte dødelighet og gjelleskader hos lakseyngel forårsaket av aluminium i surt vann. Senere studier har vist at avgiftningsmekanismen har sammenheng med dannelsen av hydrokxy-aluminiumsilikater (Exley m. fl. 1997).

Vannbehandling i form av kalking, luting eller tilsetning av sjøvann medfører at vannets pH øker (surheten avtar). Dette medfører at positivt ladde (lavmolekylære) aluminiumsformer hydrolyserer og danner større Al-polymerer (store Al-forbindelser) som kan avsettes på fiskegjeller (Figur 1). Mens prosessen (polymerisering) pågår, er vannkvaliteten ustabil, ofte omtalt som giftig blandsoneskjemi. Denne ustabile vannkvaliteten er svært giftig for fisken (Rosseland m.fl. 1992, Lydersen m.fl. 1994). Med tiden oppnås ny likevekt, og vannet er avgiftet. Vannbehandling med silikat medfører også pH-økning og polymerisering av aluminium, men dannelsen av hydrokxy-aluminiumsilikater er rask, og disse har lav biotilgjengelighet og avsettes i liten grad på fiskens gjeller (**Figur 1**).



Figur 1. Skjematisk framstilling av virkningsmekanismen for avgiftning av aluminium ved bruk av flytende silikatlut sammenlignet med bruk av kalk, lut eller sjøvann.

De første forsøkene i Norge ble gjort av NIVA ved Bygland fiskeanlegg i 1995 (Rosseland m. fl. 1996). Dette innledende forsøket ble fulgt opp i 1996 med et mer omfattende eksperiment der silikatlut som vannbehandlingsmetode ble sammenlignet med effekten av lut ved ulike aluminiumkonsentrasjoner og ulike oppholdstider etter dosering (Åtland m. fl. 1997a). I kar hvor en tilsatte 50 µg/L ekstra Al (total-Al) ved 10 minutters oppholdstid hadde fisk i kar behandlet med lut hele 6 ganger mer Al på gjellene, mens i tilsvarende kar uten ekstra Al-tilsetning var mengden 4 ganger høyere hos fisk i kar med aviftet med lut i forhold til silikatlut.

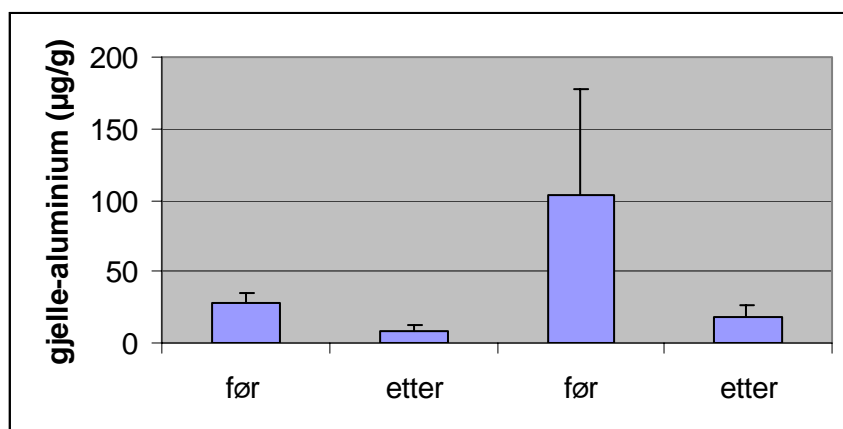
To eksperimentelle forsøk har blitt gjennomført for å sammenligne bruk av flytende silikatlut med kalk, ett med lakseparr i vann fra Mandalsvassdraget i Vest-Agder fylke (Kroglund m. fl.

1999) og ett med laksesmolt i vann fra Suldalsvassdraget i Rogaland (Kroglund m. fl. 1998). Begge forsøkene viste at silikat avgiftet aluminium raskere og ved lavere pH enn ved bruk av kalk. Dette ble dokumentert ut fra forskjeller i dødelighet, blodverdier (plasmaklorid, hematokritt, glukose) og gjellealuminium ($>100\mu\text{g/g}$ i forskjell mellom gruppene).

Basert på resultatene av de eksperimentelle forsøkene har det vært gjort en rekke forsøk med bruk av silikat som alternativ til kalking i Tangedalselva i Masfjorden kommune i Hordaland (Åtland m. fl. 1997b, Åtland m. fl. 1998a; Åtland m. fl. 2003). De siste resultatene fra Tangedalselva har vist at avgiftningen av aluminium skjedde i løpet av kortere tid enn ett minutt.

Det har i tillegg vært gjort forsøk for å undersøke farene ved overdosering av silikat, og det har vist seg at doser inntil 80 mg SiO_2 (dvs. ca. 40 ganger normal dose) ikke medførte omfattende biologiske responser hos laks (Kroglund m. fl. 2000). Faren ved overdosering er dermed å anse som lav.

Resultatene av forsøksvirksomheten med silikat ble formidlet til oppdretterne i Norsk Fiskeoppdrett (Åtland m. fl. 1998b). På bakgrunn av rapportene fra NIVA begynte en del settefiskanlegg med dosering av silikatlut fra 1997-98. Noen av disse anleggene har hatt overvåking av silikatdose og fiskerespons i regi av NIVA i samarbeid med Institutt for jord- og vannfag ved NLH (IJVF). Resultatene av denne overvåkingen er oppsummert i en egen artikkel (Åtland m. fl. 2001). Resultatene viste at kun to faktorer hadde statistisk signifikant betydning for konsentrasjonen av gjellealuminium: silikatdose og pH i driftsvannet. Silikatdose var den viktigste av disse to faktorene. For to av anleggene ble det tatt prøver før og like etter oppstart av dosering. Resultatene fra disse to anleggene er presentert i **Figur 2**. Resultatene viser en tydelig reduksjon av gjellealuminium etter oppstart av silikatdosering ned mot de nivåene vi finner hos fisk som ikke er påvirket av surt/aluminiumsrikt vann ($<10\mu\text{g/g}$).



Figur 2. Konsentrasjon av gjellealuminium (μg pr. gram gjelle tørrvekt) på to av anleggene før og etter oppstart av silikatdosering.

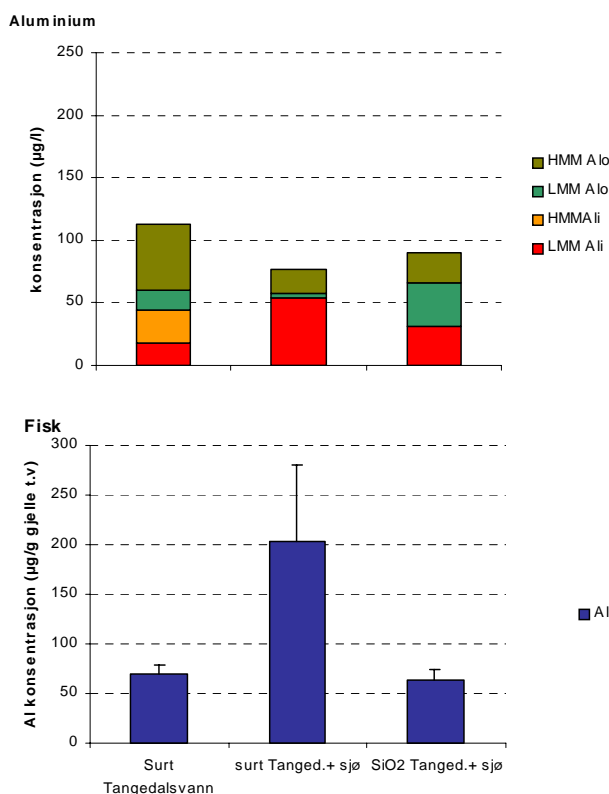
Virkningsmekanismen for silikatlut og effektene på fisk har etterhvert blitt godt dokumentert, men det er fortsatt manglende dokumentasjon på hva som skjer når dosering av silikat kombineres med tilsetning av sjøvann. Det er kjent at tilsetning av sjøvann i settefiskanlegg kan medføre at aluminium fra det sure vannet blir mere giftig.

Disse observasjonene gav det faglige grunnlaget for NFR prosjektene: "Endringer av metallers tilstandsform i overgangen fra ferskvann til sjøvann (estuarier) og virkningen på laks og marine organismer", BF, MAREMI, prosjektnr. 108102/110, periode 1995-1997 (Rosseland m.fl. 1998) og "Mobilisering av metaller i estuarier og virkningen på marine organismer", periode 1997-1999 (Kristensen m.fl. 2000).

I det første programmet ble forsøkene utført på HI's forskningsstasjon, Matre. Forsøkene viste at fisk i sjøvann påvirkes negativt av Al og at gifteffekten vedvarer i flere timer (Kroglund m.fl., 2003). Remobilisering av Al fra kolloider er lik prosessene som beskrives i forbindelse med sjøsaltepisoder på land (Teien m.fl. 2001, 2004). Remobilisering av Al på giftig form tiltar når saliniteten overskrider 1-2 ppt og avtar igjen når saliniteten overskrider ca 15 ppt.

Basert på forsøk hvor vannet ble filtrert før tilsetning av sjøvannet er det dokumentert at kun i tilfeller der kolloidalt materiale var tilstede i ellevannet ble betydelig mengder Al mobilisert og avsatt på fiskegjellene (Teien m.fl. 2001). I forsøk hvor den kolloidale fraksjonen ble fjernet før innblanding var det en betydelig lavere konsentrasjon av reaktivt Al i estuarieblandsonen.

En pilotstudie fra Tangedalselva i Hordaland viste at ved behandling av ellevannet med silikat før sjøvannstilsetning (salinitet ca. 6‰) ble mobiliseringen av giftig Al kraftig redusert – dette ble observert både kjemisk og ved målinger av Al-konsentrasjonen på fiskegjeller (**Figur 3**) (Åtland m. fl. 2003).



Figur 3. Innblanding av sjøvann til Surt Tangedalsvann og Si-behandlet Tangedalsvann A) fordeling av ulike Al tilstandsformene B) Al-avsetning på gjeller til eksponert fisk (n=5). Den røde delen av søylen representerer den giftige Al-komponenten

3. Forsøksoppsett

Forsøket foregikk i perioden 24. september til 1. oktober 2003. Det ble brukt høstsmolt av laks fra anlegget med en snittlengde på 18,3 (\pm 1,3) cm og en snittvekt på 59,0 (\pm 9,0) gram. Fisken ble eksponert i 90L svarte murerstamper i et oppsett som vist i **Figur 4**. I hvert av karene ble det satt ut 15 fisk. Hver av karrekkene bestod av 9 kar som var seriekoblet. I det øverste karet ble vannet behandlet med en av de følgende 5 måter:

- Råvann uten behandling
- Råvann med tilsetning av 0,5 mg SiO₂
- Råvann med tilsetning av 1,0 mg SiO₂
- Råvann med tilsetning av 2,0 mg SiO₂
- Kalkslurry til pH 6,4

Etter det tredje karet ble vannet fra hvert av de 5 karrekkene delt i to eller tre, og det ble tilsatt sjøvann til 0,5, 4,5 og 8 %, i tillegg til at hver av de 5 rekkene hadde en ubehandlet serie uten sjøvannstilsetning (**Figur 4, Figur 6**). Det ble tatt prøver av fisk eksponert i ubehandlet råvann ved oppstarten av forsøket, mens hovedprøvetakingen ble gjort ved avslutningen av forsøket etter en ukes eksponering. I tillegg til fisken eksponert i forsøksoppsettet ble det også tatt kontrollprøver av fisk som hadde gått på anlegget med ordinær vannbehandling.

I de viktigste av karene ble det utført *in situ* fraksjonering av vann for å skille ulike størrelses- og ladningsfraksjoner av aluminium. For å få informasjon om mobilisering av Al ble vannet pumpet direkte opp fra karene, og online ultrafiltrering (10 kDa), ionebytting (Chelex-100) og ”på-stedet” ekstraksjon ble utført for å skille mellom ulike ladningsfraksjonene. Utføring av Al fraksjoneringen og målingen av de enkelte Al fraksjonene er beskrevet av Åtland m.fl (2003). I denne rapporten oppgis kun konsentrasjonen av nøkkelparameteren, LMM Ali, konsentrasjonen av Al som er mindre enn 10kDa og som har en positiv ladning (holdes igjen i kationbytter).

Vannet ble videre prøvetatt med SCF-teknikk (Size Charge Fractionation) en metode som deler vannet inn i tre prøver som analyseres med egnet analyseteknikk:

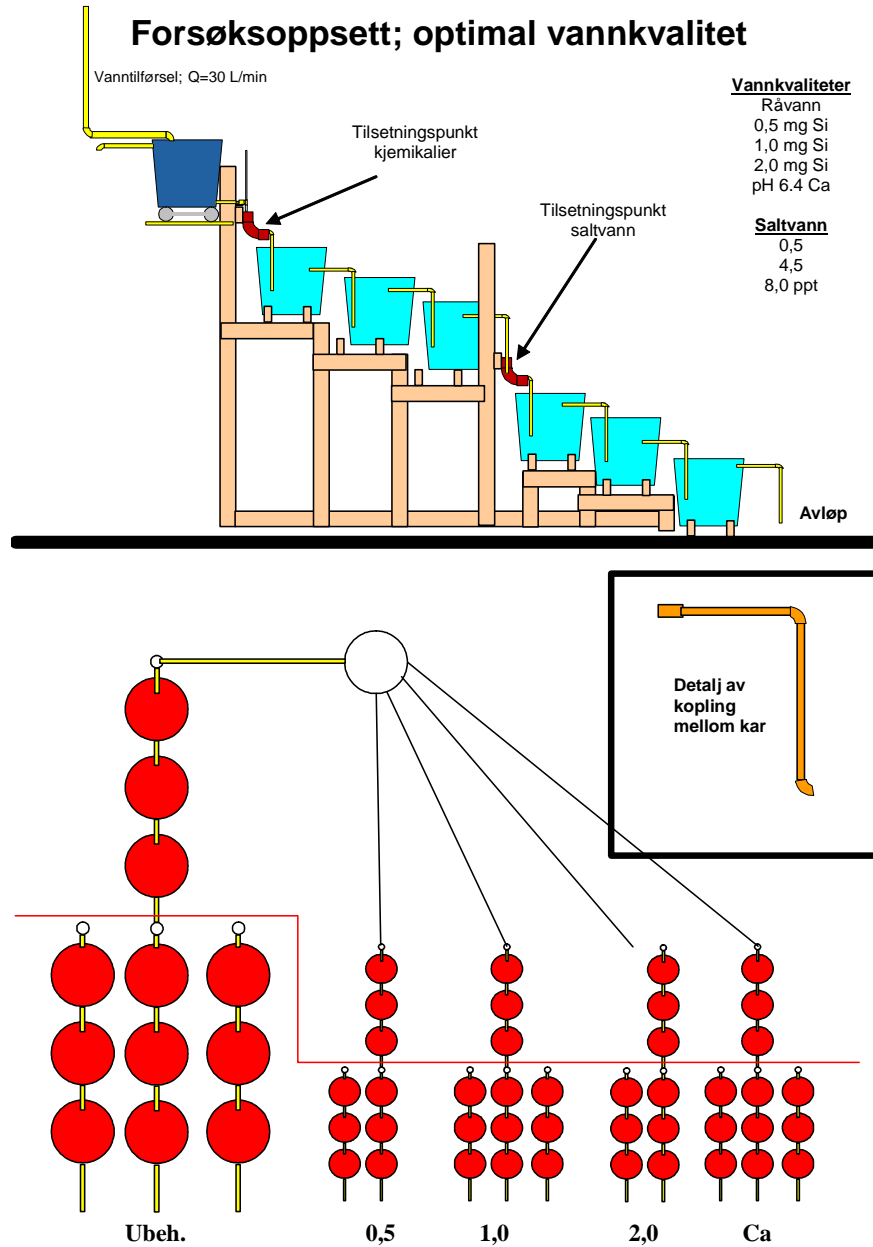
- En totalprøve (T) som er en vanlig vannprøve konserverert med syre.
- En filtrert prøve (F) som passerer et filter med porestørrelse 0,45 μ m.
- En filtrert og ionebyttet prøve (FIB) som passerer et filter med porestørrelse 0,45 μ m og en kolonne med Chelex-100 kuler.

Fraksjonen som stoppes av filteret (T-F) betegnes som partikulær fraksjon. Fraksjonen som går gjennom både filter og ionebytterkolonne (FIB) betegnes som inert og består av kolloidale/organisk bundne eller anioniske spesier, mens fraksjonen som blir sittende igjen på ionebytteren (F-FIB) betegnes som labil.

DGT (Diffusion Gradients in Thin films) er en metode for prøvetakning av metaller i vann, og særlig for positivt ladede metaller som er på en gjellereaktiv form (Røyset m.fl. 2004). Metoden er basert på passiv prøvetakning som integrerer metallkonsentrasjoner (f.eks. Al) i vannet over tid. Prøvetakeren kan stå i vannet i perioder fra timer til uker/måneder, og gi et bilde på den totale Al-belastningen over en gitt tid. Dette gir verdifull tilleggsinformasjon til vannprøver tatt ved bestemte tidspunkt, og et bedre bilde av den totale belastningen organismene i systemet utsettes for.

Fiskeprøvetakingen omfattet lengde, vekt samt prøver av blod, gjeller og lever. De viktigste resultatene som er presentert her omfatter

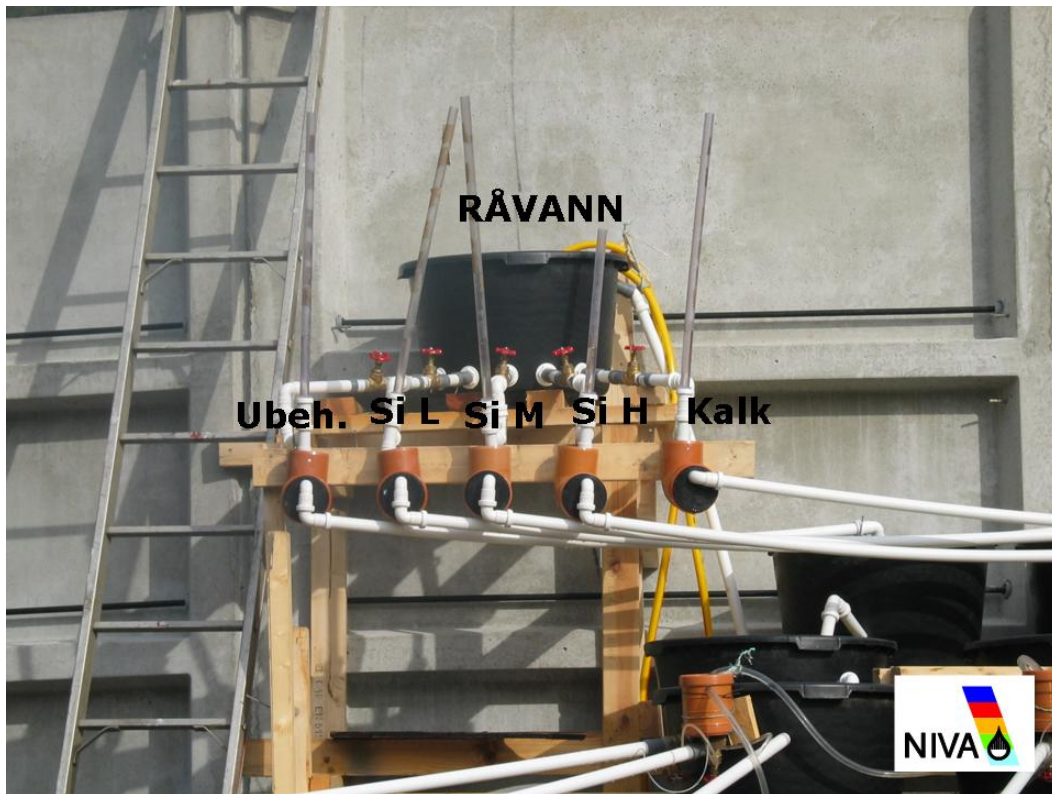
- fysiologiske parametre - plasma Na, Cl, glukose, blod-pH, pCO₂ og hematokritt
- dødelighet
- aluminium på gjeller (kvalitativt og kvantitativt)



Figur 4. Skjematisert framstilling av forsøksoppsettet ved Agdersmolt.



Figur 5. Foto som viser forsøksoppsettet. De tre øverste nivåene består av ferskvann med ulike oppholdstider etter vannbehandling, mens de tre nederste nivåene består av tre ulike oppholdstider etter sjøvannstilsetning (Foto: F. Kroglund).



Figur 6. Foto som viser de 5 hovedtypene av vannbehandling i forsøket (Foto: F. Kroglund).

4. Resultater og diskusjon

4.1 Vannkjemi

Like før oppstarten av forsøket var det flom, og råvannet hadde en pH på 6,16, og en konsentrasjon av totalt og labilt aluminium på henholdsvis 115 og 14 µg/L (**Tabell 1**). Under forsøket var pH økt til 6,41, mens total og labilt aluminium var på henholdsvis 132 og 11 µg/L.

Resultater av daglige salinitetsmålinger viser at salinitetsnivåene var omtrent som planlagt. På rennene hvor det var dosert kalkslurry var imidlertid saliniteten noe for høy på 4,5‰ og noe for lav på 8,0‰ (**Tabell 2**).

Tabell 1. Vannkjemi i råvannet til Agdersmolt like før og under forsøket.

Prøvenr Analysevariabel	Enhet	Råvann	Råvann
		flom 18.09.2003	smolt 29.09.2003
pH		6,16	6,41
Ledningsevne	µS/cm	39,0	39,7
Salinitet (Na)*	‰	0,02	0,02
Alkalitet	µmol/l	56	62
Korr. Alk*	µekv/l	25,1	30,8
Turbiditet	FNU	0,49	0,42
Nitrogen, total	µg/l N	475	350
Nitrat	µg/l N	315	535
Ammonium	µg/l		
Ammoniakk*	µg/l		
TOC	mg/l	2,10	2,30
Klorid	mg/l	7,13	7,33
Sulfat	mg/l	2,76	2,78
Tot. Al (ALA)	µg/l	115	132
Reaktivt Al (RAL)	µg/l	63	69
Kolloidalt Al	µg/l	52	63
Ikke labilt Al (ILAl)	µg/l	49	58
Labilt Al (Lal)*	µg/l	14	11
Kalsium	mg/l	1,46	1,57
Jern	µg/l	69	74
Jern/TOC		32,9	32,2
Kalium	mg/l	0,25	0,26
Magnesium	mg/l	0,55	0,56
Natrium	mg/l	4,64	4,57
Sjøsalkkorr. Na*	µekv/l	29,7	21,8
Silisium	mg/l		
C, fritt	mg/l		
CO ₂	mg/l		
CO ₂ * teoretisk	mg/l	3,87	2,41
ANC	µekv/l	44,9	40,1

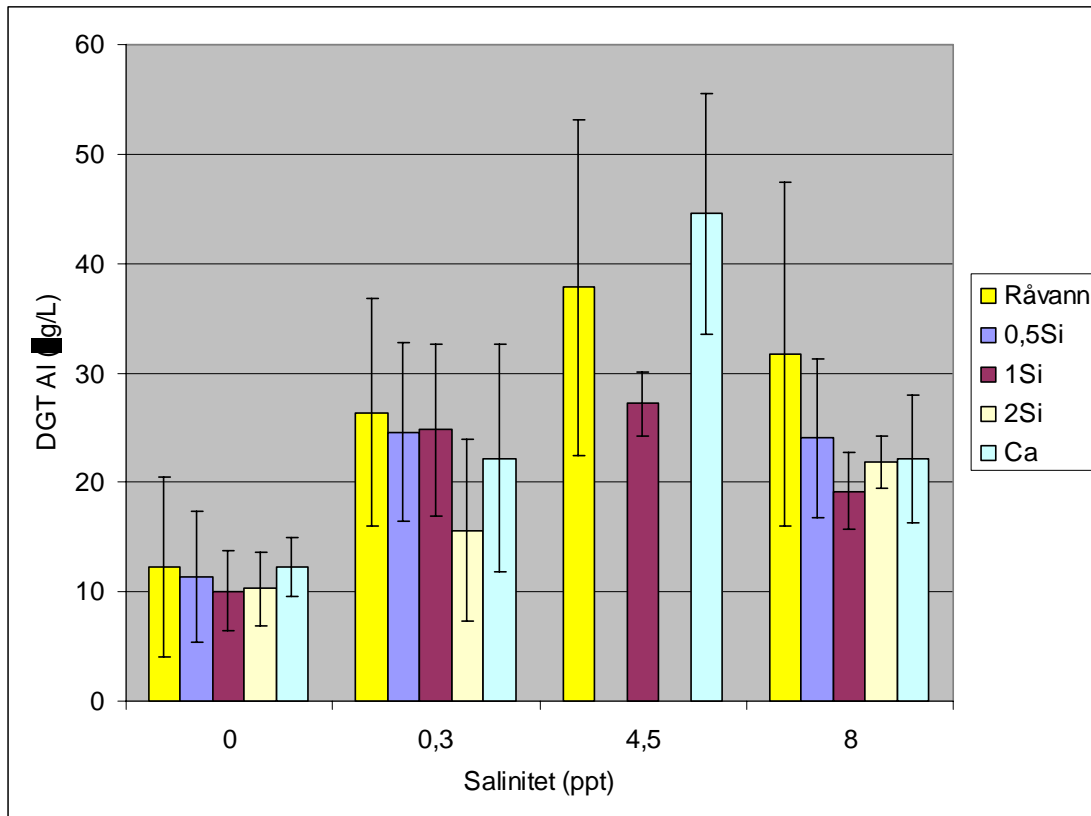
Tabell 2. Resultatene av salinitetmålinger ved utløpet av det nederste karet på hver av karrekkene. Verdiene representerer gjennomsnitt og standardavvik for målinger gjort morgen og kveld gjennom hele forsøksperioden.

	Salinitet snitt	Standard avvik
Rå 0,3‰	0,34	0,07
Rå 4,5‰	4,13	0,83
Rå 8,0‰	7,47	0,71
0,5 mg SiO ₂ 0,3‰	0,36	0,07
0,5 mg SiO ₂ 8,0‰	8,96	0,64
1,0 mg SiO ₂ 0,3‰	0,42	0,11
1,0 mg SiO ₂ 4,5‰	3,54	0,98
1,0 mg SiO ₂ 8,0‰	9,32	2,50
2,0 mg SiO ₂ 0,3‰	0,22	0,11
2,0 mg SiO ₂ 8,0‰	6,90	0,57
Ca 0,3‰	0,28	0,18
Ca 4,5‰	5,33	1,10
Ca 8,0‰	6,27	1,46

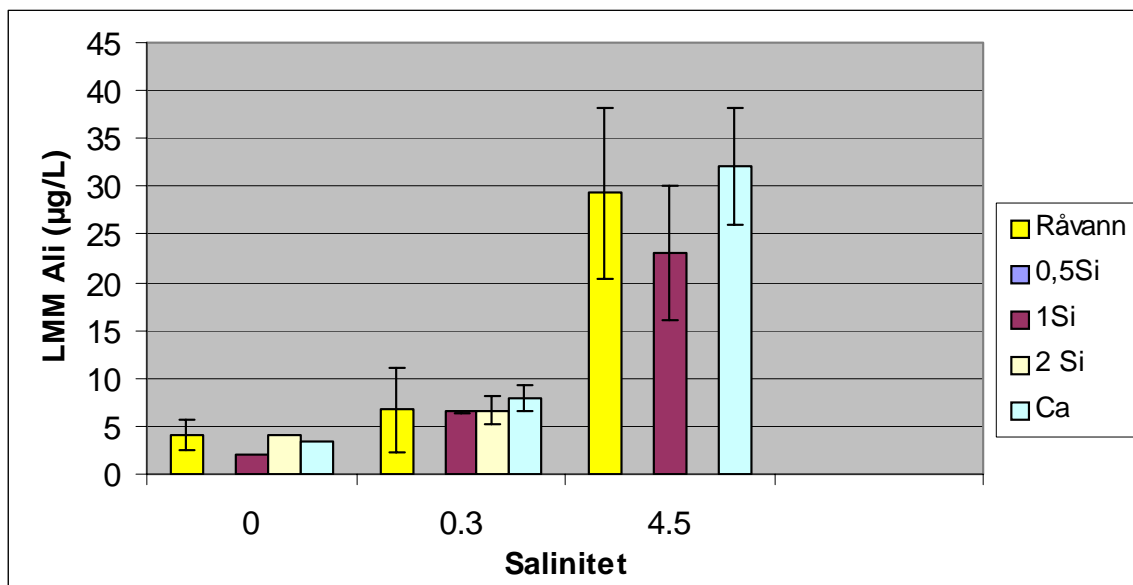
DGT-prøvene viser at økende sjøvannstilsetning medfører en økning av gjellereaktivt labilt aluminium (**Figur 7**). I karene uten sjøvannstilsetning var det ingen særlige forskjeller mellom gruppene, mens ved 0,3‰ var det tydelig at silikatdosen på 2mg/L var den som gav en tydelig effekt for å redusere gjellereaktivt aluminium. Ved 4,5 ‰ ble bare en av de tre silikatdosene testet av ressursmessige årsaker, men her var det en tydelig reduksjon av gjellereaktivt aluminium ved dosering av 1 mg SiO₂ sammenlignet med ubehandlet råvann og tilsetning av kalkslurry. Ved økning av saliniteten til 8‰ gav alle de tre silikatdosene samt kalktilsetningen reduksjon av labilt aluminium sammenlignet med råvannet, men denne høye saliniteten er ikke realistisk å bruke ved anlegget.

På samme måte som DGT-prøvene, viset *in-situ* fraksjonering tydelig en mobilisering av labilt aluminium (LMM Ali) ved økning av saliniteten (**Figur 8**). Denne prøvetakingen er gjort utenom finansieringen av prosjektet i relativt få kar, og egner seg derfor best til å vise effekten av sjøvannstilsetning og ikke for å sammenligne effekten av ulike silikatdoser.

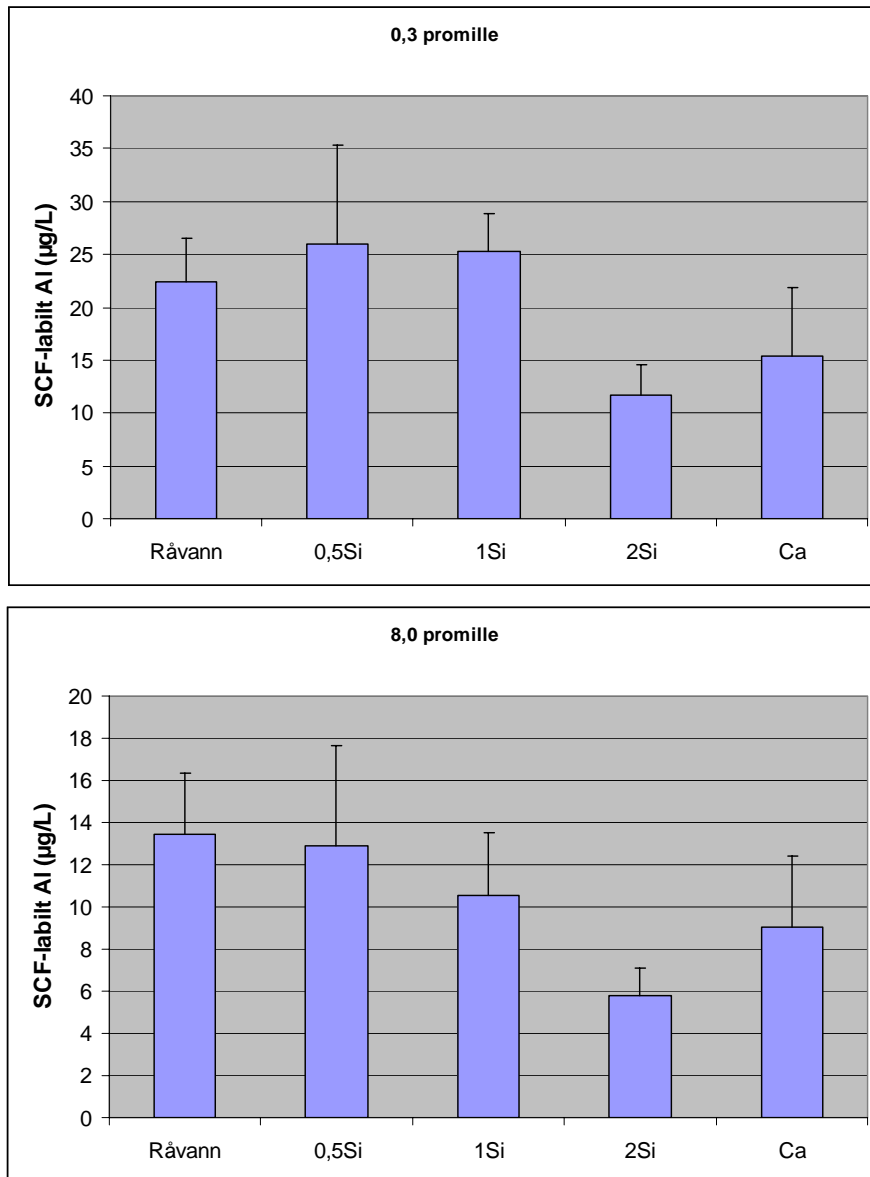
SCF-prøvene er en annen metode for å skille de ulike fraksjonene av aluminium. Her er det vanskelig å sammenligne totalnivåene direkte mellom ulike saliniteter ettersom det brukes ulike ionebyttere i ferskvann og i sjøvann. Innen hver salinitet er det gode muligheter for å sammenligne nivåene, og resultatene viser i hovedtrekk det samme som DGT-prøvene. Ved både 0,3 og 8,0 ‰ var det den høyeste silikatdosen som viste de laveste konsentrasjonene av labilt aluminium (**Figur 9**).



Figur 7. Resultater av DGT-prøvene som ble tatt ved Agdersmolt.



Figur 8. Resultater av in-situ prøvetaking av labilt aluminium (LMM Ali) ved Agdersmolt.



Figur 9. Resultater av SCF-prøver tatt ved Agdersmolt. Den øverste figuren viser SCF-labilt aluminium ved 0,3‰, mens den nederste viser resultatene ved 8,0‰ salinitet.

4.2 Fisk

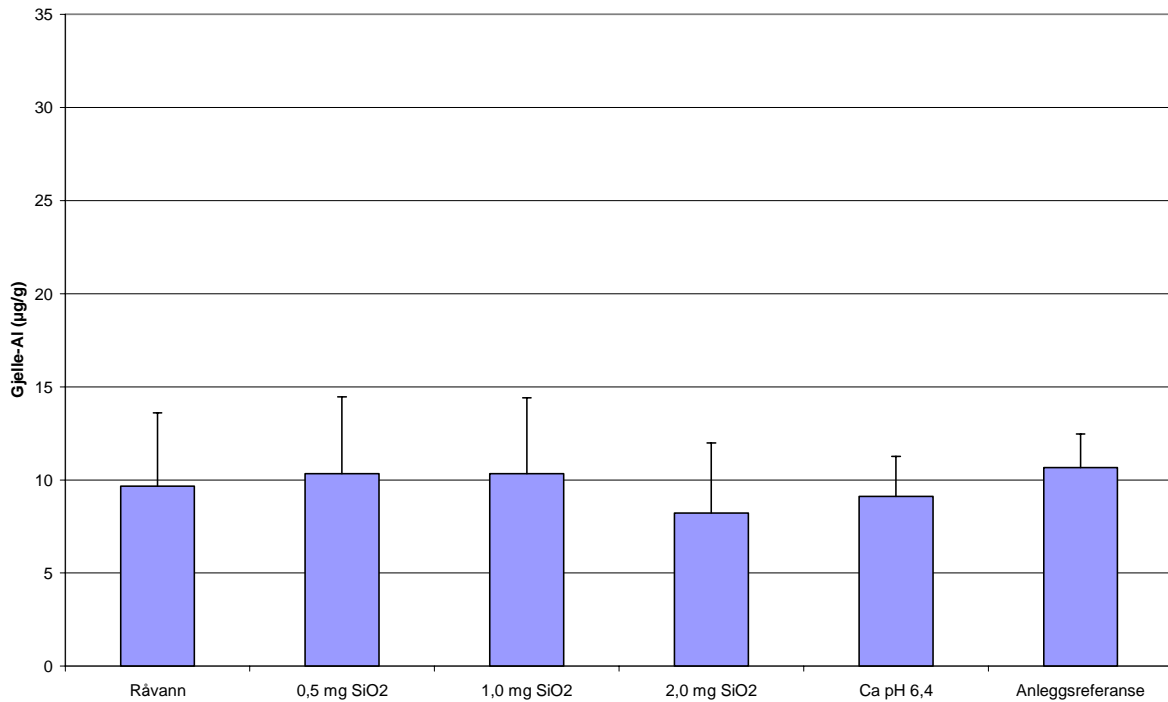
Gjelleprøvene av fisken viste at det ikke var forskjeller i nivåene av gjelle-aluminium i de tre øverste karnivåene dvs. før tilsetning av sjøvann (**Figur 10**). Dette har trolig sammenheng med at aluminiumskonsentrasjonen inn var relativt lave ved forsøktidspunktet, og at en dermed ikke fikk særlige utfellinger på gjellene uten sjøvannstilsetning. Til tross for at det ikke var noen statistisk signifikante forskjeller mellom gruppene, er det en tendens til at fisk i karene med den høyeste silikatdosen hadde de laveste konsentrasjonene av gjellealuminium, men forskjellene er trolig ikke så store at de har noen praktisk betydning.

Som vist i **Figur 11** er det tydelig at sjøvannstilsetningen medfører økt aluminiumsavsetning på gjellene. Dette er mest utpreget ved 4,5‰, men også ved 8,0‰ var det en økt aluminiumsavsetning på gjellene. Ved 0,3‰, som er nærmest opp til den sjøvannstilsetningen anlegget bruker i sin ordinære drift, var det ingen økning i Al-avsetningen på gjellene. Ved denne saliniteten viste resultatene likevel

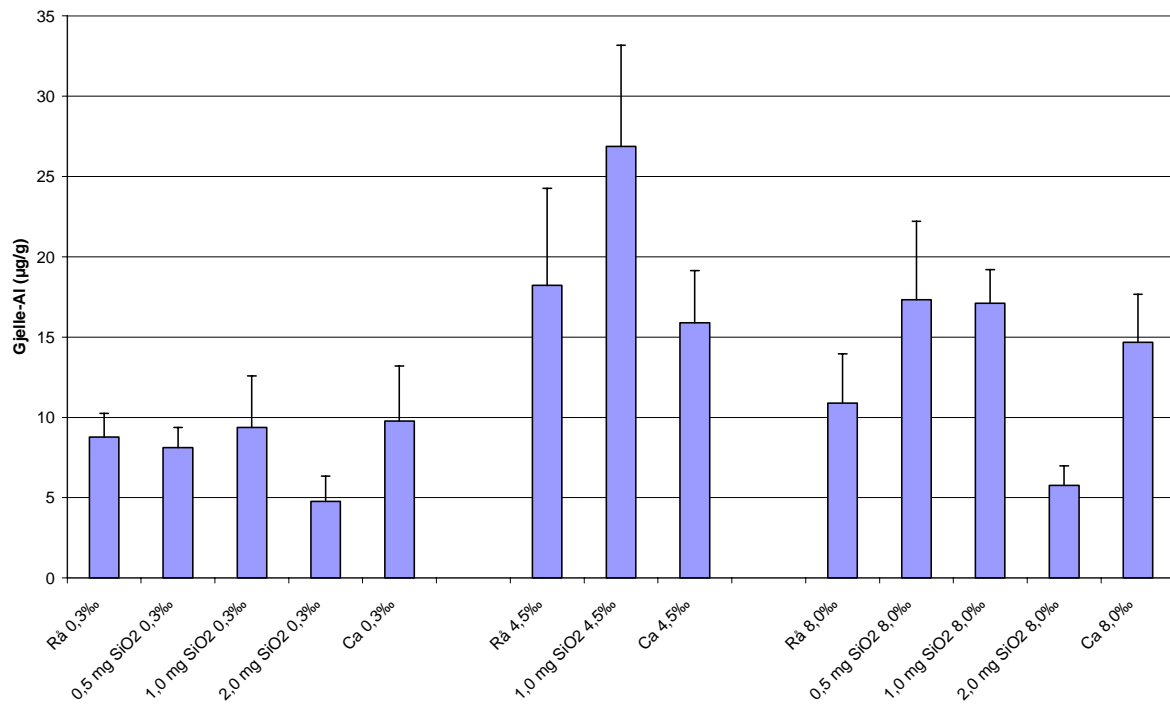
at en dose på 2,0 mg SiO₂ som gav en reduksjon i gjellealuminium ned til om lag 5 µg/g. Ved 8% viste resultatene også at det var en reduksjon i gjellealuminium ved dosering av 2 mg SiO₂ pr. liter. Både de laveste silikatdosene og kalktilsetningen så ut til å øke avsetningen noe.

Sammenhengen mellom DGT-labilt aluminium og gjellealuminium er presentert i **Figur 13**.

Resultatene av en regresjonsanalyse på hele materialet viste en signifikant, positiv sammenheng mellom de to hvor DGT-labilt aluminium forklarer 15% av variasjonen i gjellealuminium ($r^2 = 0,15$, $p=0,005$). I karene uten sjøvannstilsetning forklarte DGT-labilt aluminium imidlertid hele 42% av variasjonen i gjellealuminium ($r^2 = 0,42$, $p=0,017$), mens for de sjøvannstilsatte karene var det ingen signifikant sammenheng mellom de to. Det er usikkert hva som er årsaken til dette, men det er tydelig at sjøvannet er en kompliserende faktor.

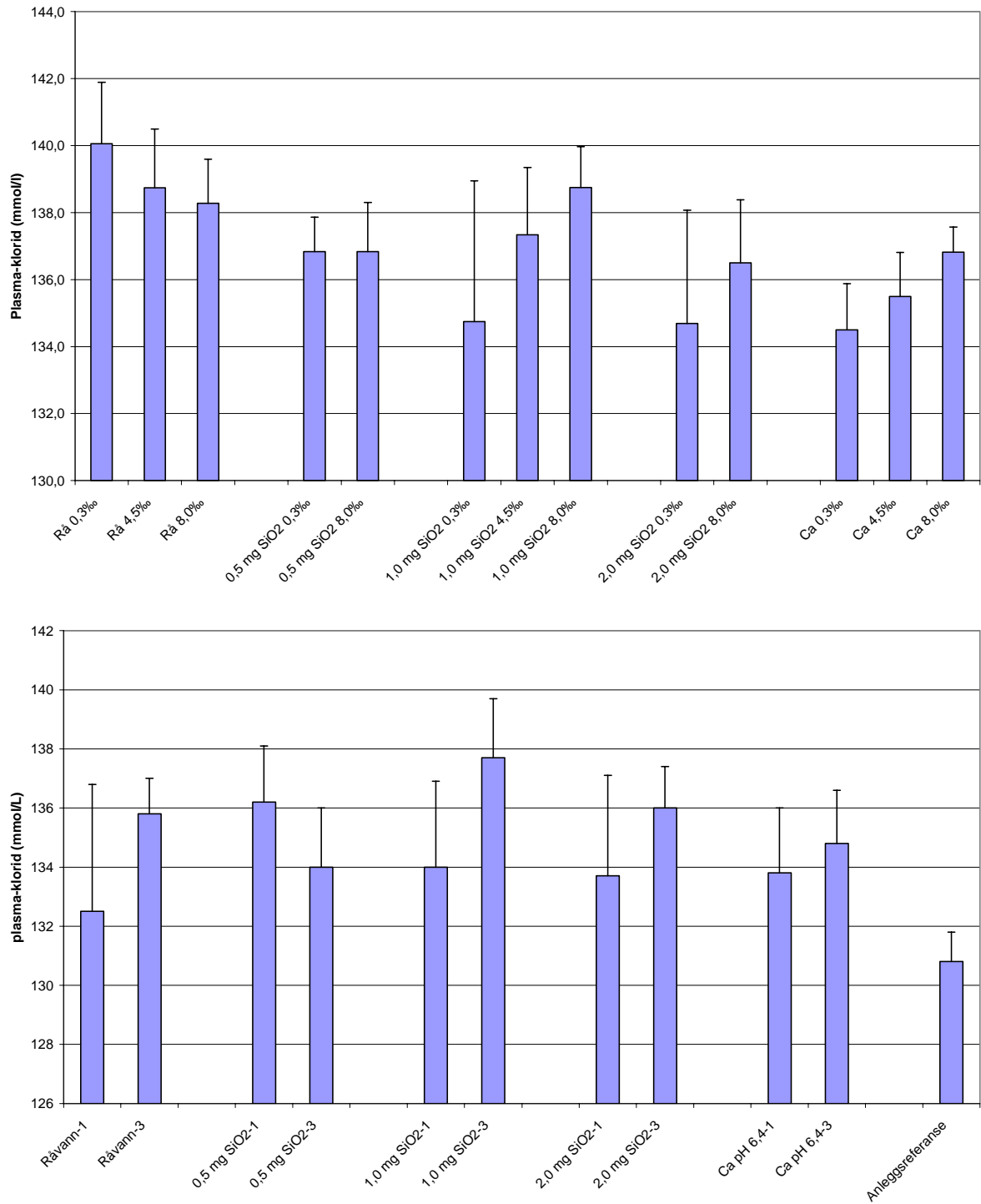


Figur 10. Gjellealuminium i de ulike karrekene i de tre øverste nivåene før sjøvannstilsetning. Verdiene representerer gjennomsnitt av fra karene 1, 2 og 3 i hver av rekkene.

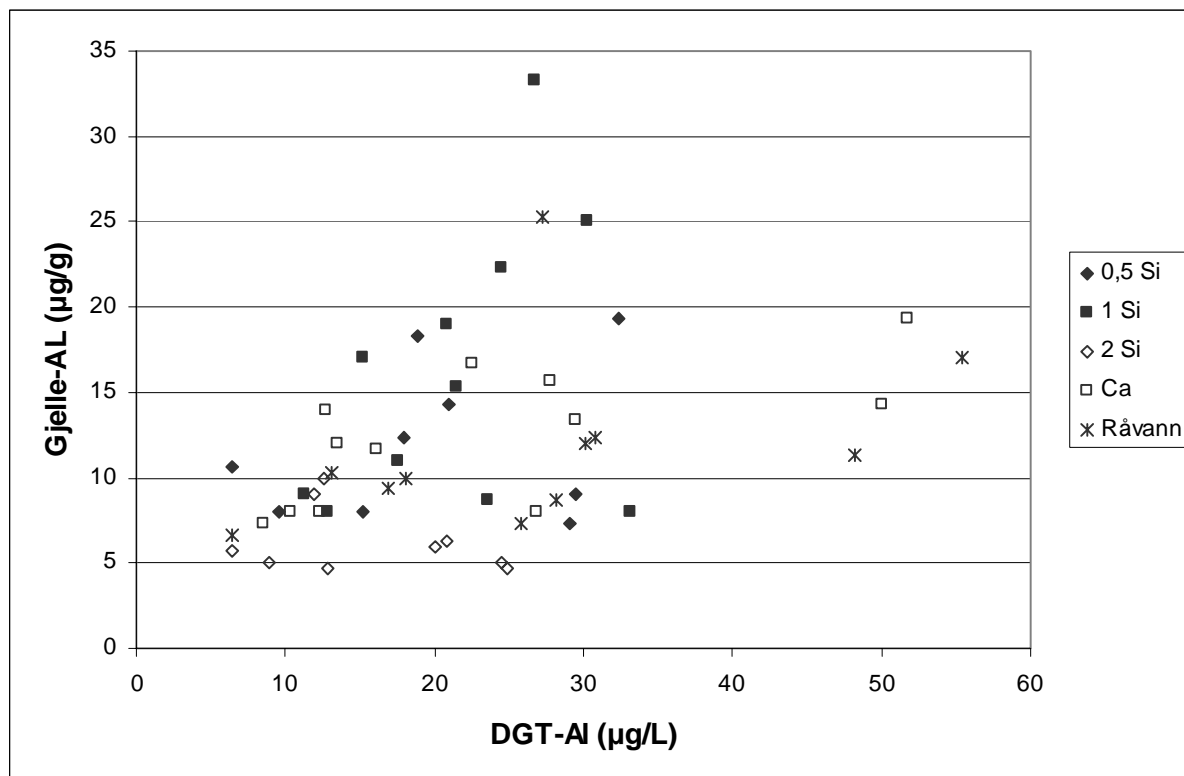


Figur 11. Gjelle-aluminium i de ulike karrekene i de tre nederste nivåene etter sjøvannstilsetning. Verdiene representerer gjennomsnitt fra karene 4, 5 og 6 i hver av rekkene.

Resultatene av blodprøvene viser at all fisken ligger innenfor normalområdet (**Figur 12**).



Figur 12. Plasmaklorid målt hos fisk fra kar 1 og 3 i hver av karrekkene (øverst) og som et gjennomsnitt av karene 4 og 6 etter sjøvannstilsetning (nederst).



Figur 13. Plott av sammenhengen mellom aluminium tatt opp av DGT-prøvetakeren mot konsentrasjonen av gjellealuminium. Verdiene for gjellealuminium representerer gjennomsnittsverdier for hvert enkelt av karene før eller etter sjøvannstilsetning.

4.3 Anbefalinger

Det var en relativt god vannkvalitet i anleggets råvann under forsøkene, noe som vanskeliggjør en konklusjon som skal dekke hele variasjonsbredden i råvannet (se Rosseland 2002a). Gitt den vannkvaliteten som var under forsøksperioden viser resultatene at ved dosering av sjøvann til 0,3‰ var de målte konsentrasjoner av labilt aluminium og avsetninger på fiskegjellene lave og tilnærmet lik bakgrunnskonsentrasjoner. Det er under forsøksperioden derfor ingen indikasjoner på at aluminium skulle ha noen negative effekter på fisken under de aktuelle driftsforholdene. Ved dosering av 2 mg SiO₂/L reduseres labilt Al ytterligere, og konsentrasjonen på gjellene blir svært lav. Denne dosen bør derfor etterstrebes under episoder med dårligere råvannskvalitet. En økning av sjøvannstilsetningen opp mot 4,5 og 8 ‰ vil forverre situasjonen noe med hensyn på aluminiumsutfellinger på gjellene, men med den konsentrasjonen av aluminium som var i råvannet ved forsøktidspunktet var nivåene av gjellealuminium ikke så høye at de skulle ha noen negative effekter på fisken.

Anlegget vurderer på grunnlag av IPN-utbrudd våren 2004 å gå helt bort fra sjøvannstilsetning, og i stedet bruke en kombinasjon av kalkslurry og silikatdosering. Dette er fullt mulig å gjøre, og vi har også testet denne kombinasjonen i et forsøk i Suldalsvassdraget (Kroglund mf.fl. 1998). Resultatene viste som tidligere forsøk at silikatdosering resulterte i raskere avgiftning av aluminium enn kalktilsetning, og at avgiftningen ble oppnådd ved lavere pH enn med kalk. Kombinasjonen som ble testet hadde en pH på 6,25, og dette var oppnådd ved tilsetning av 0,24 mg Ca pr. liter i kombinasjon med ca. 0,4 mg SiO₂. Råvannet hadde før behandling en pH på 5,8, en Ca-konsentrasjon på 0,9 mg/L, og en total-aluminium konsentrasjon på 144 µg/L. Resultatene viser at etter 1 minutt oppholdstid var konsentrasjonen av gjelle-aluminium høyere i CaSi-gruppa enn i den rene silikatbehandlede gruppen. Etter 7 minutters oppholdstid er forskjellen noe mindre, men det var fortsatt omtrent dobbelt så høy

gjelle-Al i de kalkede og kalk/silikatbehandlede rennene sammenlignet med ren silikatbehandling (**Tabell 3**). Når det gjelder fiskens fysiologiske tilstand målt som blodplasma-klorid var det tydelig at fisken i det silikatbehandlede vannet hadde en bedre fysiologisk tilstand enn kalk og kalk/silikatfisken både etter 1 og 7 minutters oppholdstid etter en vannbehandling, mens forskjellene ikke er sporbare ved oppholdstider fra 14 minutter opptil 100 minutter (**Tabell 3**). Det som imidlertid ble observert i forsøket var at når det gjaldt skader på gjellevev så tydet resultatene på at reparasjonen av skader var noe bedre i de kalkede rennene.

Tabell 3. Resultater av renneforsøk i Suldalsvassdraget. Gjengitt fra Kroglund m.fl. 1998. Type vannbehandling samt resultat-pH er angitt i de to øverste linjene av tabellen.

	Al på gjeller ($\mu\text{g Al/g gjelle tv}$)					Plasmaklorid (mM)				
	Ca 6.3	CaSi 6.2	Si 6.4	NaOH 6.3	p=	Ca 6.3	CaSi 6.2	Si 6.4	NaOH 6.3	p=
1	555	632	376*	rømt	0.0018	83	89	110*	rømt	0.0031
7	241	216	116*	312	0.0003	123	116	128	117	0.0051
14	233	196*	119*	264	0.0002	124	124	123	109*	0.0049
30	160	159	81*	186*	0.0003	124	133*	126	124	0.0773
60	156	137	86*	ekskl	0.0002	127	131	134	127	0.0287
100	134	157	75*	ekskl	0.0001	129	126	129	128	0.4172

Basert på resultatene fra forsøket på Agdersmolt virker kombinasjonen av en silikatdose på 2 mg SiO₂ og sjøvannstilsetning som en god metode. Denne kombinasjonen er den som gir den beste reduksjonen av labilt aluminium, og de laveste gjellenivåene av aluminium. Forsøkene vi gjorde med kombinasjonen av kalk og silikat i Suldal viser som tidligere forsøk at avgiftningen av aluminium går raskere ved bruk av silikat sammenlignet med kalk og silikat i kombinasjon.

Ved bruk av kalkslurry vil en imidlertid kunne få problemer med kalkpartikler som irriterer gjellene, spesielt ved lave temperaturer (Rosseland 200b, Staurnes m.fl. 1998). Dette vil særlig være et problem når pH er høy ettersom løseligheten av kalkslurrien da vil avta betraktelig. En kunne da tenke seg å "bytte om" på doseringene med å kjøre kalkslurrien inn før den første holdetanken for å få lengst mulig oppholdstid på denne, og muligens noe utfelling av overflødig kalkslurry i holdetanken.

En kan dosere inn silikat i etterkant ved den neste holdetanken, men det er da noe mer usikkert hva slags binding av aluminium og evt. jern en da vil få. Ved å ha dosert kalk på forhånd vil både aluminium, jern og kalk "slåss om" binding med silikat. Som forsøkene fra Suldal viste så er avgiftningen av aluminium omtrent like treg ved bruk av kalk som ved bruk av kombinasjonen kalk/silikat, noe som muligens kan forklares med denne konkurransen om binding med silikat.

Løfter en pH for mye (opp mot 7) vil også effekten av silikaten være svært liten. Flere anlegg bruker pr. i dag bare silikat og ingen sjøvannstilsetning, og de rapporterer om gode resultater og lite IPN. De bruker en dose på mellom 0,5 og 1 mg silikat og løfter pH til omkring 6,0-6,2. ledningsevnen etter silikatdosering ved disse anleggene ligger i området 3,4-3,7 mS/m dvs. omtrent som en ville ha fått ved Agdersmolt med samme silikatdosering. Det er ikke noe som tyder på at dette er for lavt. Ca-konsentrasjonen ved Agdersmolt ligger fra 1 til 1,5 mg/L, og sammenligner en med VK-databasen ligger dette omtrent som gjennomsnittet for råvann til norske settefiskanlegg.

Ut fra resultatene fra Agdersmolt så kan vi ikke se at gjelle-aluminium skal ha vært så høyt at det skulle ha gitt problemer for fisken. Ut fra vårt forsøk så vi at sjøvannstilsetning medførte en økning av gjelle-aluminium, men først ved 4,5 promille, og heller ikke da opp i kritiske nivåer.

5. Litteratur

- Birchall, J.D., C. Exley, J.S. Chappel, and M.J. Philips. 1989. Acute toxicity of aluminium to fish eliminated in silicon-rich acid waters. *Nature* 338: 146-148.
- Exley, C., J.K. Pinnegar, and H. Taylor. 1997. Hydroxyaluminiumsilicates and acute aluminium toxicity in fish. *J. Theor. Biol.* 189: 133-139.
- Kristensen, T., Andersen, R., Staurnes, M., Nordtug, T., Skjærvø, G., Teien, H.C. og Rosseland, B.O. 2000. Histologiske og fysiologiske effekter, spesielt for strandorganismer-En undersøkelse av respirasjonsforstyrrelser og fysiologiske effekter av aluminium på fisk i en marin blandsonne. Sluttrapport for NFR prosjektnr. 113984/122
- Kroglund, F., H.C. Teien, B.O. Rosseland, E. Lucassen, B. Salbu, og Å. Åtland. 1998. Endring i aluminiumsgiftighet i en humus-fattig elv ved bruk av kjemiske tiltak. Forsøk med laksesmolt i Suldalslågen. NIVA rapport nr. 3970.
- Kroglund, F., H.C. Teien, E. Lucassen, J. Håvardstun, B.O. Rosseland, B. Salbu og M.N. Pettersen. 1999. Avgiftingsrater til aluminium i humusrike vannkvaliteter og effekter på fisk. I. Reetableringsprosjektet, årsrapport 1998. Utredning for DN, 1999-7. 40 sider.
- Kroglund, F., B.O. Rosseland, H.C. Teien, T. Tjomsland, og B. Salbu. 2000. Silikatlut som alternativt avgiftningsmiddel til kalk. Konsekvenser av overdosering med silikat. NIVA rapport 4291, 23s.
- Lydersen, E., Polèo, A.B.S., Nandrup Pettersen, M., Riise, G., Salbu, B., Kroglund, F. and Rosseland, B.O. 1994. The importance of "in situ" measurements to relate toxicity and chemistry in dynamic aluminium freshwater systems. *J. Ecological Chemistry* 3, 357 - 365.
- Rosseland, B.O. 1998. Kritisk for fisk når surt aluminiumsrikt ferskvann og saltvann blandes. NIVA Årsberetning 1997: 28-29.
- Rosseland, B.O. 2002a. Vurdering av vannkvaliteten ved Marine Harvest, Lafjord Aqua Products A/S, og anbefaling av tiltak. Notat fra NIVA, J.nr. 1101/02, Sak 21184/03, 10 s.
- Rosseland, B.O. 2000b. Forsuring av vassdrag. Effekter og mottiltak. Side; 230 – 246, I: Borgstrøm, R. Og Hansen, L.P. (red.) Fisk i ferskvann. Landbruksforlaget ISBN 82-529-1986-3
- Rosseland, B.O., Blakar, I., Bulger, A., Kroglund, F., Kvellestad, A., Lydersen, E., Oughton, D.H., Salbu, B., Staurnes, M & Vogt, R. (1992). The mixing zone between limed and acidic river waters: complex aluminium chemistry and extreme toxicity for Salmonids. *Environmental Pollution*, 78: 3-8.

- Rosseland, B.O., E. Lydersen, og F. Kroglund. 1996. Overvåking av vannkvaliteten ved Syrtveit Fiskeanlegg og forsøk med dosering av lut og kisel. NIVA rapport nr. 3446.
- Rosseland, B.O., Salbu, B., Kroglund, F., Hansen, T. (et al.) 1998. Changes in metal speciation in the interface between freshwater and seawater (estuaries), and the effects on Atlantic salmon and marine organisms. - Final Report to The Norwegian Research Council, Contract no. 108102/122.
- Røyset, O., Rosseland, B.O, Kristensen, T., Kroglund, F., Garmo, Ø.A. and Steines, E. 2004. DGT sampler predict stress from aqueous labile aluminium in brown trout (*Salmo trutta* L.). (Submitted March 2004: Environmental Science and Technology)
- Staurnes, M., Nordtvedt, R. & Rosseland, B.O. 1998. Vannkvalitet. (Water quality). Pp 87-113 in: Hansen, T. (ed.) Oppdrett av laksesmolt. (Production of Atlantic salmon smolt). Landbruksforlaget, ISBN 82-529-1722-4.
- Tangen, G., Wickstrom, T., Lierhagen, S., Vogt, R., Lund, W. 2002. Fractionation and determination of aluminum and iron in soil water samples using SPE cartridges and ICP-AES. *Environmental Science & Technology*, 36, 5421-5425.
- Teien, H.C., Standring, W., Salbu, B. og Hindar, Atle. 2001. Flomdynamikk i forsurede elver; vannkjemiske endringer og biologisk respons i to elver og en simulert estuarieblandsone. NIVA-rapport 4455-2001.
- Teien, H.C., Standring, W.J.F., Salbu, B., Marskar, M., Kroglund, F. and Hindar, A. 2004. Mobilisation of aluminum and deposition on fish gills during sea salt episodes-catchment liming as a countermeasure. *J. Environ. Monit.* 6. 191-200.
- Åtland, Å., H. Hektoen, J. Håvardstun, E. Lydersen, og B.O. Rosseland. 1997a. Forsøk med dosering av silikat-lut ved Syrtveit Fiskeanlegg. NIVA rapport nr. 3625.
- Åtland, Å., V. Bjerknes, H. Hektoen, J. Håvardstun, B. Salbu, og H.C. Teien. 1997b. Feltforsøk med dosering av silikat-lut i Tangedalselva. NIVA rapport nr. 3714.
- Åtland, Å., A. Kvellestad, E.A. Lindstrøm, H.B. Pedersen, G.G. Raddum, B. Salbu, og H.C. Teien. 1998a. Bruk av silikat som alternativ til kalking - feltforsøk med flytende og fast silikat i 1997. NIVA-rapport nr. 3896.
- Åtland, Å., A. Haavik, B.O. Rosseland, B. Salbu, og Hans Christian Teien. 1998b. Vannbehandling med silikat - hurtig avgiftning av aluminium. *Norsk Fiskeoppdrett* 7/98 s. 40-41
- Åtland, Å., H. C. Teien, V. Bjerknes, F. Kroglund, og B.O. Rosseland. 2001. Erfaringer med dosering av silikat i settefiskproduksjon. *Norsk Fiskeoppdrett* 2/01.
- Åtland, Å., B. Barlaup, K. Bang, V. Bjerknes, S.E. Gabrielsen, J. Haavardstun, E.A.

Lindstrøm, G. Raddum, and H.C. Teien. 2003. Langtidseffekter av silikatdosering. Ett års utprøving av silikat i Tangedalselva, et sidevassdrag til Yndesdalsvassdraget i Hordaland. NIVA rapport 4656. 62 pp.