



RAPPORT LNR 4656-2003

Langtidseffekter av silikatdoserering

Ett års utprøving av silikat i Tangedalselva, et sidevassdrag til Yndesdalsvassdraget i Hordaland



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 Langtidseffekter av silikatdosering. Ett års utprøving av silikat i Tangedalselva, et sidevassdrag til Yndesdalsvassdraget i Hordaland	Løpenr. (for bestilling) 4656-2003	Dato 2003-05-09	
	Prosjektnr. Undernr. O-20212	Sider 62	Pris 200,-
Forfatter(e) Åse Åtland Bjørn Barlaup Kirvil Bang Vilhelm Bjerknæs Sven Erik Gabrielsen Jarle Haavardstun Eli Anne Lindstrøm Gunnar Raddum Hans Christian Teien	Fagområde Sur nedbør og kalking	Distribusjon	
	Geografisk område Hordaland	Trykket NIVA	

Oppdragsgiver(e) Direktoratet for naturforvaltning (DN)	Oppdragsreferanse
--	-------------------

Sammendrag

Dosering av flytende silikatlut som et alternativ til kalking har vært utprøvd i Tangedalselva i Masfjorden kommune i Hordaland over en periode på 15 måneder fra mai 2001 tom. august 2002. Prosjektet omfattet dokumentasjon av effektene på vannkjemi, villfisk av aure, laks, bunndyr og påvekstlger. Resultatene viste hurtig reduksjon (<1 minutt) av labilt aluminium etter silikatdosering, og dette ble reflektert i redusert gjelle-aluminium både hos villfisk av aure i elva, og hos laks i bur- og karforsøk. Tetthetene av aure i elva er gode, og ble ikke vesentlig endret av behandlingen. Når det gjelder bunndyrsamfunnet var det ingen store endringer, men en viss økning i forekomstene av moderat sensitive vårfluer. Påvekstlgesamfunnet viste noe økt frekvens av kiselalger, spesielt gjaldt dette for arten *Tabellaria flocculosa*. In situ målinger av vannkjemi har vist at silikat dosert øverst i et vassdrag fortsatt vil være reaktiv, og kunne avgifte Al fra sure sidebekker lengre nede i vassdraget. Videre ser det ut til at silikat, i motsetning til kalk, kan hindre mobilisering av aluminium fra kolloider når vassdraget møter sjøen (estuarine blandsoner). Basert på disse og tidligere studier vil en anbefalt silikatdose for Tangedalselva ligge på 1,5-2 mg SiO₂ pr. liter. Silikat er vesentlig dyrere enn kalk, mens investerings-kostnadene for doseringsanlegg er lavere (ca 200 000 versus 1-1,2 mill. kr.). Bruk av silikatlut framfor kalk vil være mest aktuelt i vassdrag hvor hurtig Al-avgiftning er kritisk, hvor en har behov for periodevis avsyring i forbindelse med flommer (av/på), eller der estuarine blandsoner er et vesentlig problem.

<p>Fire norske emneord</p> <ol style="list-style-type: none"> 1. Surt vann 2. Silikatlut 3. Biologiske effekter 4. Aluminium 	<p>Fire engelske emneord</p> <ol style="list-style-type: none"> 1. Acid water 2. Basic silicate 3. Biological effect 4. Aluminium
--	---


Åse Åtland
Prosjektleder


Vilhelm Bjerknæs
Forskningsleder


Merete Ulstein
Forskningsdirektør

Langtidseffekter av silikatdosering

Ett års utprøving av silikat i Tangedalselva,
Masfjorden kommune i Hordaland

Forord

I samarbeid med LFI, Universitetet i Bergen og Laboratorium for Analytisk kjemi, NLH søkte NIVA i februar 2002 Direktoratet for Naturforvaltning (DN) om støtte til gjennomføring av et langtidsforsøk med silikatdosering i Tangedalselva. På bakgrunn av dialog med DN og Fylkesmannen i Hordaland ble det innsendt en revidert prosjektbeskrivelse i september samme år. Etter dette besluttet DN at en ønsket å gjøre arbeidet i to faser: først et eksperimentelt forsøk for å vurdere risiko for fiskeskader ved overdosering av silikat, og at en på bakgrunn av disse resultatene eventuelt skulle sette i gang et feltforsøk i Tangedalselva. Eksperimentet med effekter av overdosering ble gjort ved NINAs forskningsstasjon på Ims og rapportert til DN våren 2000.

Dette oppdraget er gitt av DN i tre kontrakter, den første er datert den 17. november 2000 (Kontraktnr. 00040085), den andre er datert 10. august 2001 (Kontraktnr. 00040052-2), og den siste er datert 21. juni 2002 (00040085-3).

Undertegnede har vært prosjektleder med unntak av perioden desember 2001 til november 2002 hvor jeg hadde svangerskapspermisjon. I denne perioden var det Vilhelm Bjerknes som ledet prosjektet. Camilla Grimsby og Arild Sundfjord ved NIVA-Vestlandsavdelingen har også bidratt i forbindelse med feltarbeidet.

I tillegg til medarbeiderne ved NIVA, har Laboratorium for Analytisk kjemi ved Norges Landbrukshøgskole og Laboratorium for ferskvannøkologi og innlandsfiske (LFI) ved Universitetet i Bergen vært viktige samarbeidspartnere. Grunneierne i området har vært svært positive, og en spesiell takk til Terje Daae for velvillig å ha bidratt med praktisk hjelp i løpet av prosjektperioden. PQ-Norge ved Anders Haavik har hatt ansvaret for dosering av silikat. Vi takker alle for godt samarbeid, og håper at rapporten vil være et viktig grunnlag for det videre arbeidet med silikatdosering.

Bergen, 9. mai 2003

Åse Åtland

Innhold

Sammendrag	5
Summary	7
1. Bakgrunn og mål	8
2. Doseringsmetodikk og generell vannkvalitet	10
2.1 Doseringsregime	11
2.2 Vannkvalitet	12
3. Biologiske effekter av silikatdosering	15
3.1 Effekter på villfisk av aure	15
3.2 Burforsøk med laks	19
3.2.1 Burforsøk 12.-19. juni 2001	19
3.2.2 Fiskeforsøk 6.-13. september 2001	21
3.2.3 Fiskeforsøk 16.-25. april 2002	24
3.3 Oppsummering og diskusjon – villfisk og burforsøk	26
3.4 Langtidseffekter på bunndyr	26
3.5 Eksperimentelle forsøk med bunndyr	29
3.6 Oppsummering og diskusjon - bunndyr	32
3.7 Langtidseffekter på påvekstalger	32
4. Kjemiske effekter av silikatdosering	38
4.1 <i>In situ</i> målinger av vannkjemi	38
4.2 Effekt på sedimenter	43
4.3 Effekt av silikat på mobilisering av Al i estuarieblandsoner	44
5. Optimalisering av silikatdose – karforsøk	46
5.1 Resultater - vannkjemi	46
5.2 Resultater - fisk	50
5.3 Oppsummering og diskusjon	52
6. Kost-nyttevurderinger, tekniske løsninger og sikkerhet ved dosering	54
6.1 Driftsstabilitet for anlegget i Tangedalselva	54
6.2 Kostnader kalk – silikat i Tangedalselva	55
6.3 Videre anbefalinger - Tangedalselva	57
6.4 Kunnskapsbehov	57
7. Litteraturreferanser	58
8. Vedlegg - rådata	60
8.1 Vedlegg 1. Rådata kjemi	60

Sammendrag

Tangedalselva er en sur, ukalket sideelv til det kalkede Yndesdalsvassdraget i Masfjorden kommune i Hordaland. Denne elva har vært forsøkselv for silikatdosering siden de første forsøkene ble gjennomført høsten 1996 og 1997. Resultatene av de første studiene var så positive at en valgte å arbeide videre med denne metoden som et alternativ til kalking. Silikat avgifter aluminium ved at det dannes Al-Si forbindelser som ikke er reaktive i forhold til fiskegjellene.

Prosjektet som rapporteres her, ble gjennomført for å få kunnskap om effekter etter en lengre periode med silikatdosering. Det ble derfor dosert silikat i Tangedalselva i perioden 10. mai 2001 til og med august 2002. Dosen silikat var 4-6 mg SiO₂ pr. liter i perioden fra 10. mai til 6. september 2001 – deretter ble dosen redusert til omkring 1,5 mg SiO₂ pr. liter. I løpet av forsøksperioden har det blitt undersøkt langtidseffekter på villfisk (aure), bunndyr og påvekstalg. I tillegg til dette har det blitt gjennomført en rekke eksperimentelle forsøk for å danne et grunnlag for optimalisering av silikatdose. De eksperimentelle forsøkene omfatter vannkjemiske studier, kar- og burforsøk med laks (smolt og parr) samt eksponering av forsuringssensitive bunndyr.

Tangedalselva har en aurestamme som har overlevd til tross for kraftig forsuring og svært høye konsentrasjoner av labilt aluminium. For å undersøke effektene av silikatdosering på denne aurestammen har det blitt gjennomført elektrofiske på tre stasjoner – en oppstrøms og to nedstrøms doseringspunktet både før og etter oppstart av silikatdoseringen. Det var ikke noe som tydet på store endringer med tanke på fisketetthet, men det var en tendens til høyere tettheter av samtlige aldersgrupper av fisk i mai 2002 sammenlignet med 2001, før doseringen startet. Ved samtlige fire prøvetakingstidspunkter etter dosering hadde fisken redusert konsentrasjon av gjelle-Al på stasjonene nedstrøms doseringspunktet.

Det er ingen holdepunkter for at noen bunndyrarter har blitt negativt påvirket som en følge av silikatbehandlingen. Moderat sensitive arter forekom i forholdsvis store mengder etter behandlingen, spesielt gjelder dette for vårflueartene. Dette kan tyde på en positiv effekt, og at tilstrekkelig avgiftning av vannet har funnet sted for disse artene. For å få en sikrere informasjon om eventuelle effekter burde doseringen ha pågått over minst to generasjoner (sesonger).

Påvekstalg samfunnet i Tangedalselva synes å være vesentlig nærings salt- (N- og P-) begrenset, dvs. at en økning av silikatkonsentrasjonen ikke ga noen vesentlige forskjeller i vekstpotensiale/-hastighet oppstrøms og nedstrøms. Resultatene viste imidlertid en større frekvens av kiselalger i 3 av 4 substrat eksponert nedstrøms silikatdoserer enn for tilsvarende substrat eksponert oppstrøms doserer. Det var også økt frekvens av kiselalger i skrapprøver tatt av 10 tilfeldig valgte stein nedstrøms doserer i forhold til tilsvarende prøver tatt oppstrøms. Det var i alt vesentlig kiselalgen *Tabellaria flocculosa* som økte i frekvens. Denne arten er svært vanlig i noe sure, næringsfattige vassdrag.

Eksperimentelle forsøk med *in situ* målinger av Al og Si-kjemi koblet opp mot eksponering av fisk har gitt svar på en rekke spørsmål. Resultatene viste at avgiftningen av aluminium skjedde svært raskt dvs. i løpet av mindre enn 60 sekunder. Dette er svært mye raskere avgiftning av Al enn hva tilfellet er ved bruk av kalk. Det ble også undersøkt hvorvidt silikat dosert øverst oppe i et vassdrag fortsatt vil være reaktivt og i stand til å avgifte aluminium i nedre del av vassdraget. Det ble dokumentert at dette er tilfellet, og dette betyr i praksis at forutsatt at Si-dosen er høy nok vil denne kunne ta hånd om og avgifte Al fra sure sidebekker. Et annet viktig resultat av de vannkjemiske studiene er at aluminium fra kolloide former bare i begrenset grad mobiliseres ved sjøvannstilsetning. Det vil bety at silikatdosering i et

vassdrag, i motsetning til bruk av kalk, trolig vil kunne redusere problemene med estuarine blandsoner og Al-utfellinger på fisk i slike områder.

Basert på de eksperimentelle forsøkene med fisk både fra dette og tidligere forsøk, vil en anbefalt silikatdose for Tangedalselva ligge på 1,5 – 2 mg SiO₂ pr. liter. Dersom en skal behandle vassdrag med tanke på å unngå skader på laksesmolt under flomepisoder om våren er det trolig at en må opp i 3-4 mg SiO₂ pr. liter. Det er imidlertid viktig å være klar over at Tangedalselva representerer de sureste og mest Al-rike elver som vurderes for kalking/silikat-behandling. For vassdrag som har en vannkvalitet som er svært ulik Tangedalselva med tanke på TOC og aluminium vil vi anbefale at det gjøres enkle titeringsforsøk i lab. for å undersøke hvor høy dose en må opp i for å få redusert konsentrasjonen av giftig aluminium i den aktuelle vannkvaliteten.

Beregninger gjort Tangedalselva viser at silikatdosering vil være vesentlig dyrere enn kalk, mens investerings-kostnadene for anlegg er lavere (ca kr. 200 000 versus 1-1,2 mill. kr.). Bruk av silikatlut framfor kalk vil være mest aktuelt i vassdrag hvor hurtig Al-avgiftning er kritisk, hvor en har behov for periodevis avsyring i forbindelse med flommer (av/på), eller der estuarine blandsoner er et vesentlig problem.

Basert på erfaringene fra Tangedalselva har NIVA i samarbeid med PQ-Norge arbeidet med å videreutvikle doseringsanlegg for silikat. Et slikt pilotanlegg med automatisk pH-styring av silikatdosering er nå under utprøving i Logåna i Mandalsvassdraget. I typen anlegg er selve silikattanken på 12 m³ plassert inni en isolert kjølecontainer. Inni kjølecontaineren finnes også doseringspumpe og all elektronikk, som dermed er beskyttet mot lynnedslag. Det betyr at et slikt anlegg kun trenger å kobles til strøm, og dermed også vil være fleksibelt med tanke på å kunne flyttes til et annet vassdrag ved behov.

Summary

Title: Long-term effects of dosing basic silicate. One year study in the river Tangedal, Municipality Masfjorden, Hordaland county, Norway

Year: 2003

Author: Åse Åtland, Bjørn Barlaup, Kirvil Bang, Vilhelm Bjerknes, Sven Erik Gabrielsen, Jarle Haavardstun, Eli Anne Lindstrøm, Gunnar Raddum, Hans Christian Teien

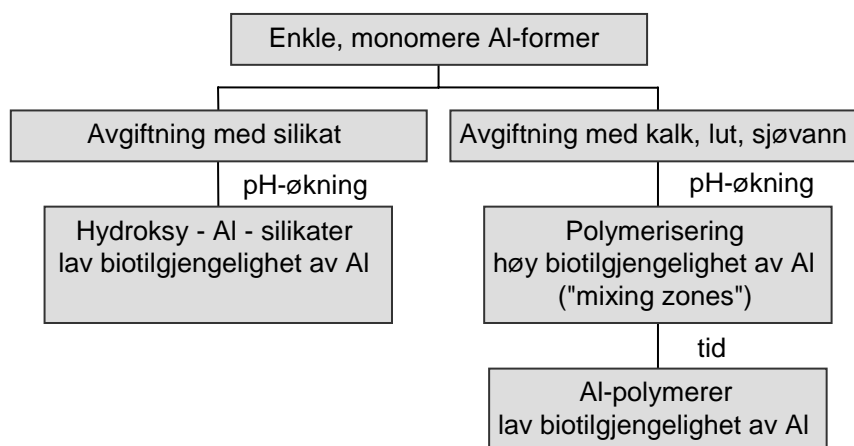
Source: Norwegian Institute for Water Research, ISBN No.: ISBN 82-577-4321-6

Dosing of basic silicate as an alternative to liming has been tested in the chronically acidified river Tangedal, Municipality Masfjorden, Hordaland county, western Norway. Dosing of silicate lasted for 15 months from May 2001 until August 2002. Effects were documented on water chemistry, brown trout, Atlantic salmon, bottom fauna as well as algae and moss. The results showed very rapid detoxification of aluminium (< 1 minute), and this was reflected in reduced concentrations of gill-Al both in the wild population of brown trout, and in Atlantic salmon parr and smolt exposed in cages in the river. The densities of brown trout are generally good in the river, and were not altered by the treatment. There were no major changes in the bottom fauna, but the numbers of moderately acid-sensitive *Tricoptera* were increased. Frequency of diatoms increased slightly, especially *Tabellaria flocculosa*. In situ measurements of water chemistry showed that basic silicate dosed at the upper end of a river will still be reactive and able to detoxify Al further downstream. Moreover, preliminary results indicate that basic silicate, as opposed to lime treatment, can prevent mobilization of Al from colloid forms when mixed with seawater (so-called estuarine mixing-zones). Based on the present and earlier studies the recommended dose of basic silicate for river Tangedalselv would be 1,5 – 2 mg SiO₂. Costs of silicate are higher than for lime (NOK 1700/ton versus lime 600/ton), while lime dosers are more expensive than those for silicate (NOK 1-1,2 mill versus 200 000). Because of the higher costs, dosing of basic silicate would be recommended only in rivers where rapid detoxification of Al is critical, in rivers where water treatment is needed only during flood-events, or where the aim is to prevent toxic effects of Al in the estuarine mixing-zone.

1. Bakgrunn og mål

Allerede for mer enn 10 år siden rapporterte britiske forskere 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 enkle (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 fisk (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 avsettes i liten grad på fiskens gjeller (**Figur 1**).



Figur 1. Skjematiske 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 (10, 20, 25 og 30 min.) (Åtland m. fl. 1997a). I kar hvor en tilsatte $50 \mu\text{g L}^{-1}$ ekstra Al (total-Al) ved 10 minutters oppholdstid hadde fisk i kar behandlet med lut 6 ganger høyere konsentrasjoner av Al på gjellene, mens i tilsvarende kar uten ekstra Al tilsetning var konsentrasjonen 4 ganger høyere hos fisk i kar med lut i forhold til silikat.

To eksperimentelle forsøk har blitt gjennomført for å sammenligne bruk av flytende silikat med kalk, ett med lakseparr i Mandalsvassdraget i Vest-Agder fylke (Kroglund m. fl. 1999) og ett med laksesmolt i Suldalsvassdraget i Rogaland (Kroglund m. fl. 1998). De to vassdragene ble valgt ut for å representere høyt og lavt organisk innhold (henholdsvis 4-6 og 1 mg TOC). I Mandal ble fiskens respons (gjellealuminium, blodverdier og dødelighet) undersøkt ved ulike oppholdstider fra 1 til 90 minutter etter tilsetning av kalk/silikat ved ulike pH-nivåer. Ved pH 6,0 (tilsvarer $2,4 \text{ mg SiO}_2 \text{ L}^{-1}$) var det tydelig raskere avgiftning ved bruk

av silikatlut enn ved kalk. Fisken hadde normale blodverdier etter 4 min. oppholdstid ved silikatlut sammenlignet med 30-60 min. ved bruk av kalk. Ved pH 6,4 (tilsvarer 4,3 mg SiO₂ L⁻¹) var det små forskjeller i blodverdier, men fortsatt lavere Al-konsentrasjoner på fiskens gjeller ved silikatbehandling sammenliknet med bruk av kalk.

Forsøkene i Suldal viste mange av de samme resultatene (Kroglund m. fl. 1998). Silikat avgiftet vannet raskere enn kalk ved de samme pH-nivåene basert på redusert dødelighet, høyere plasmaklorid, høyere hematokritt, lavere glukose og lavere gjelle-Al (>100µg L⁻¹ i forskjell mellom gruppene). Samme biologiske mål ble oppnådd ved lavere pH ved bruk av silikat i forhold til kalk. Restitueringsgraden av gjellevev for fisk som i utgangspunktet hadde fått en gjelleskade syntes imidlertid å være noe bedre når vannet ble avsyret med kalk.

Feltforsøk med dosering av flytende silikat direkte i en elv har blitt gjennomført i Tangedalselva i Hordaland fylke i 1996, 1997 og 2001 (Åtland m. fl. 1997b, Åtland m. fl. 1998). Ved det første forsøket ble det dosert 2 mg SiO₂ L⁻¹, og dette tilsvarte en pH-økning fra 4,8 til 5,6. Doseringen pågikk i en uke, og en studerte effekter på høstsmolt av laks eksponert i bur oppstrøms og like nedstrøms (10 min. oppholdstid) samt ved samløpet med kalket elv ca. 2 km. nedstrøms. Dødeligheten i det ubehandlede råvannet ble eliminert, og konsentrasjonen av gjelle-Al redusert til 1/5 etter 10 min. oppholdstid. *In situ* registreringer av de ulike tilstandsformene av aluminium viste halvering av konsentrasjonen av uorganisk monomert Al (32 til 15 µg L⁻¹) allerede etter 10 min. oppholdstid (Åtland m. fl. 1997b).

Under forsøkene i 1997 ble ulike doser silikat testet (0,2, 0,6 og 2 mg SiO₂) i løpet av en måned (Åtland m. fl. 1998). En studerte vannkjemiske effekter, det ble tatt prøver av villfisk av aure (blod og gjelleprøver), påvekstalgler ble undersøkt og det ble tatt prøver av bunndyr-samfunnet. Den laveste dosen på 0,2 mg SiO₂ L⁻¹ gav ikke effekter på konsentrasjonen av labilt aluminium, men ved 0,6 og 2 mg SiO₂ L⁻¹ ble det registrert redusert konsentrasjon av labilt aluminium etter dosering. I løpet av forsøksperioden ble det ikke registrert endringer i tettheten av aure eller bunndyr, men det var en tendens til økt forekomst av kiselalger.

Det har vært gjort forsøk for å undersøke mulige effekter ved overdosering av silikat, og det har vist seg at doser inntil 80 mg SiO₂ L⁻¹ (dvs. ca. 40 ganger normal dose) ikke medførte omfattende biologiske responser (Kroglund m. fl. 2000). Faren ved overdosering er dermed å anse som lav.

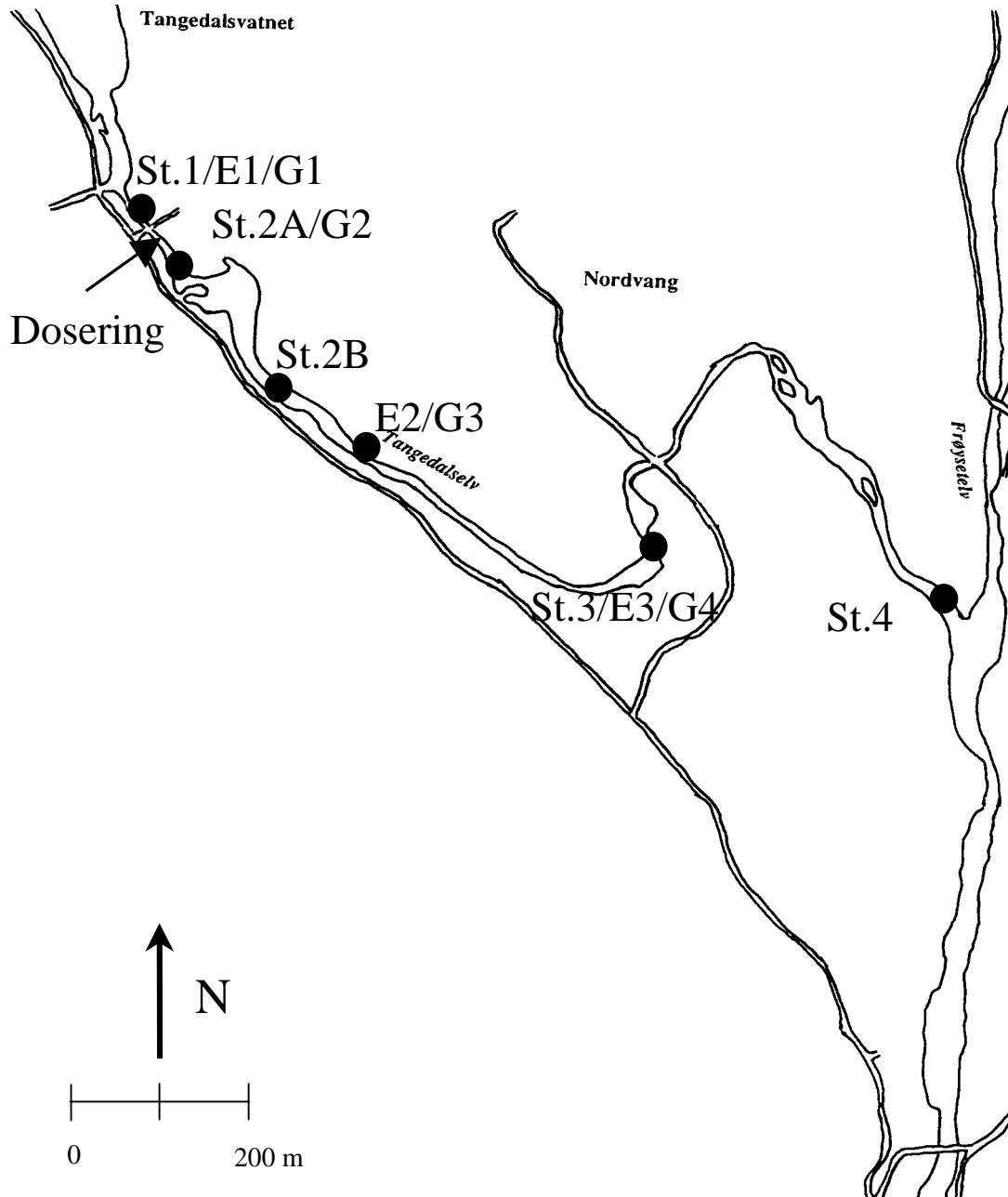
Målet med dette prosjektet har vært å gi DN et grunnlag for å vurdere silikatdosering som en ordinær vannbehandlingsmetode i forsurede vassdrag med høye konsentrasjoner av labilt aluminium. Viktige delmål har vært:

- Langtidseffekter av silikatdosering på påvekstalgler, bunndyr og fisk.
- Utarbeide metoder for å fastsette optimal silikatdose
- Kost-nyttevurderinger sammenliknet med kalkdosering

Rapporten er organisert i henhold til de oppsatte målene: det er først gjort en gjennomgang av biologiske effekter, deretter gjennomgås resultatene av *in situ* målingene av vannkjemisk og deriblant optimalisering av silikatdose. Til slutt er det gjort en vurdering av kostnader ved silikatdosering sammenlignet med kalking, og videre forslag til tekniske løsninger for silikatdoseringsanlegg.

2. Doseringsmetodikk og generell vannkvalitet

Tangedalselva er en sur, ukalket sideelv til det kalkede Yndesdalsvassdraget i Masfjorden kommune i Hordaland (**Figur 2**). Elva har en avrenning på 104 l/s/km^2 , og et nedbørfeltareal på $12,42 \text{ km}^2$.



Figur 2. Kart over Tangedalselva med markering av prøvetakingsstasjoner og doseringspunkt for silikat. Stasjonene 1, 2A, 2B, 3 og 4 er stasjoner for vannkjemi, bureksponering av fisk (1-3) og bunndyr (1-3). E1-E3 viser områdene for elektrofiske og G1-G4 betegner de kartlagte gyteområdene.

2.1 Doseringsregime

Oppstarten av silikatdoseringsregimet i Tangedalselva var den 10. mai 2001, og doseringen foregikk fram til og med august 2002. Doseringen ble gjort på samme måte som beskrevet i Åtland m.fl. (1998), bortsett fra at doseringspunktet ble flyttet til ca 10 m nedstrøms brua (**Figur 2**). Dette ble gjort for å få et noe større areal til prøvetaking oppstrøms dosering. Den opprinnelige planen var å dosere silikat ut fra vannhøyde i elva. Denne løsningen valgte vi å gå bort fra pga. at dette systemet viste seg å være svært sårbart for lynnedslag. Doseringen ble derfor styrt manuelt av Terje Daae, og justeringene ble gjort i forhold til pH. Flytende, fortynnet silikatlut ble dosert ut i en perforert slange som lå tvers over hele elva (**Figur 3**). Fra 10. mai til 6. september 2001 ble det dosert 4-5 mg SiO₂ L⁻¹, og fra 6. september 2001 og utover i 2002 ble dosert 1-1,8 mg SiO₂ L⁻¹. Forbruket av silikat er presentert i **Tabell 1**, og silikatdosene i elva målt på Stasjon 3 er presentert i **Tabell 2**.

Tabell 1. Oversikt over levert mengde silikat til Tangedalselva i perioden fra oppstart til avslutningen ved utløpet av august 2002.

Leveringsdato	Mengde (tonn)
8. mai 2001	13,5
6. juni 2001	13,6
9. juli 2001	13,6
1. august 2001	9,5
20. august 2001	20,4
6. september 2001	10,0
19. oktober 2001	10,0
oktober 2001	5,0
november 2001	15,0
desember 2001	15,0
SUM 2001	126 tonn
januar 2002	15,0
februar 2002	12,5
april 2002	13,5
SUM 2002	41 tonn

Tabell 2. Silikatdose i løpet av forsøket. Dosen er beregnet som differansen i silikatkonsentrasjon mellom Stasjon 3 og Stasjon 1.

Dato	SiO ₂ – dose (mg L ⁻¹)
15. juni 2001	5,07
17. juni 2001	4,79
19. juni 2001*	0,09
9. august 2001	4,99
6. september 2001	1,82
8. september 2001	2,14
9. september 2001	1,61
10. september 2001	1,61
11. september 2001	1,71
12. september 2001	1,73
12. september 2001	1,75
13. september 2001	1,65
25. september 2001	1,11
14. januar 2002	0,53
15. mars 2002	1,67
1. april 2002	0,70
14. april 2002	0,79
6. mai 2002	1,30

* lav pga. pumpestans



Figur 3. Bilde som viser utlegging av slange for silikatdoseringen i Tangedalselva. Bildet er tatt nedenfra, og oppover mot Tangedalsvatnet. Flytende, fortennet silikatlut ble dosert ut i slangen som ligger nærmest elvebredden. Den var perforert, og lå tvers over hele elva. Den andre slangen ble brukt til å pumpe opp behandlet vann fra ca 50 m nedstrøms for pH-kontroll.

2.2 Vannkvalitet

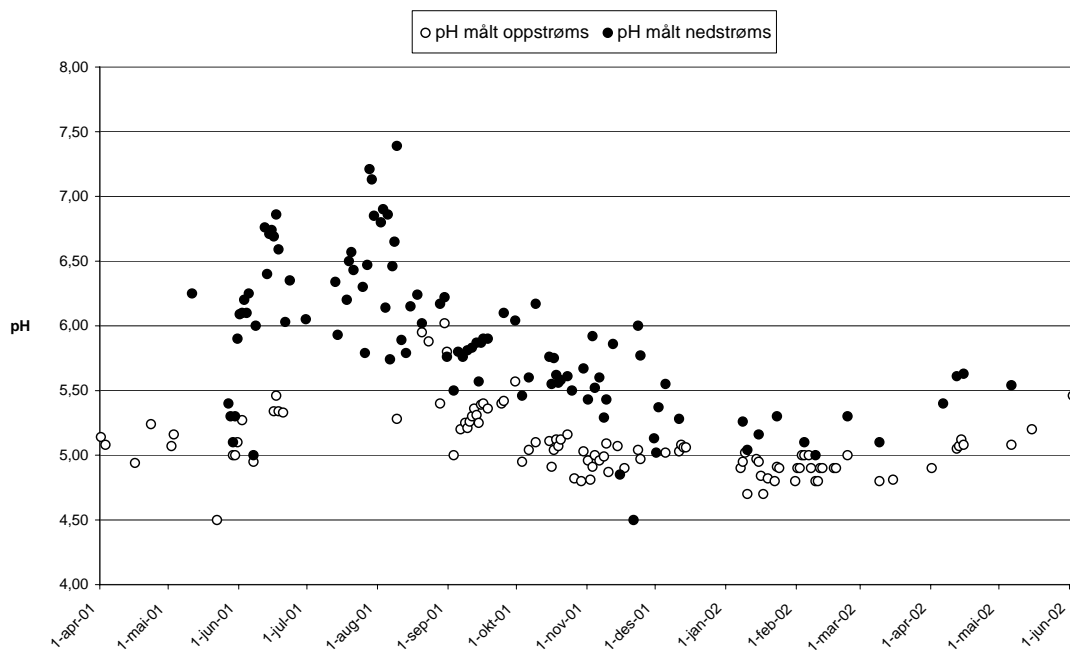
Vannkvaliteten i Tangedalselva er sur, og med en betydelig konsentrasjon av total og labilt aluminium. Elva flommer raskt opp ved store nedbørmengder, og pH faller da regelmessig ned mot 4,7. Vannprøver ble tatt på tre stasjoner i løpet av forsøksperioden: på stasjon 1 oppstrøms doseringspunktet, på stasjon 2 like nedstrøms og på stasjon 3 ved Nordvang (**Figur 2**). Resultatene av de vannkjemiske prøvene finnes i Vedlegg 1 bakerst i rapporten.

På stasjon 1 varierte konsentrasjonen av labilt Al (LAl) fra 10-100 $\mu\text{g L}^{-1}$ med en gjennomsnittlig konsentrasjon på 28 $\mu\text{g L}^{-1}$. Gjennomsnittlig konsentrasjon av LAl var vesentlig redusert på stasjonene nedstrøms doseringspunktet, og snittverdiene var henholdsvis

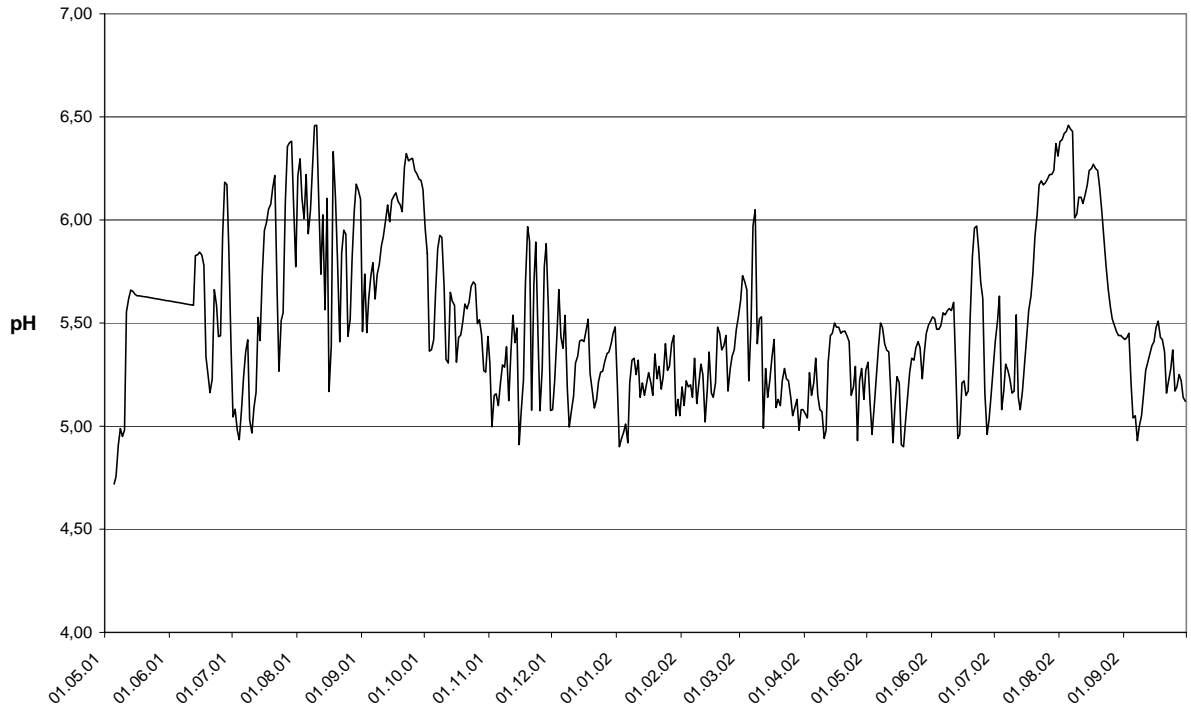
4 og 5 $\mu\text{g L}^{-1}$ på stasjon 2 og stasjon 3. Det henvises til kap. 4.1 for en nærmere gjennomgang av silikatdoseringen og effekter på tilstandsformer av Al. Vannprøver tatt på Stasjon 1 og Stasjon 2 viser en pH-økning på om lag 0,5 pH-enheter etter silikatdosering (**Figur 4**). I perioden juni – august 2001 hvor silikatdoseringen var høyere var pH-forskjellen større. Resultatene av automatiske pH-registreringer fra Tangedalselva like oppstrøms Frøysetelva (Stasjon 4) er presentert i **Figur 5**. Til tross for silikatdoseringen svinger pH relativt mye. Det er også å forvente ut fra at pH økningen pga. silikat er relativt liten, og på grunn av at det kommer sure tilførsler nedstrøms doseringsstedet.

I mars 2002 var det sjøsaltepisode med tydelig mobilisering av labilt aluminium i Tangedalselva. Kloridkonsentrasjonen økte fra omkring 5 til 12 mg L^{-1} , og konsentrasjonen av labilt Al økte til 112 $\mu\text{g L}^{-1}$. Sammenhengen mellom klorid og labilt Al er vist i **Figur 6**. Dette illustrerer at, til tross for bedret vannkjemi på grunn av reduserte utslipp, er sure episoder fortsatt et reelt problem i dette vassdraget.

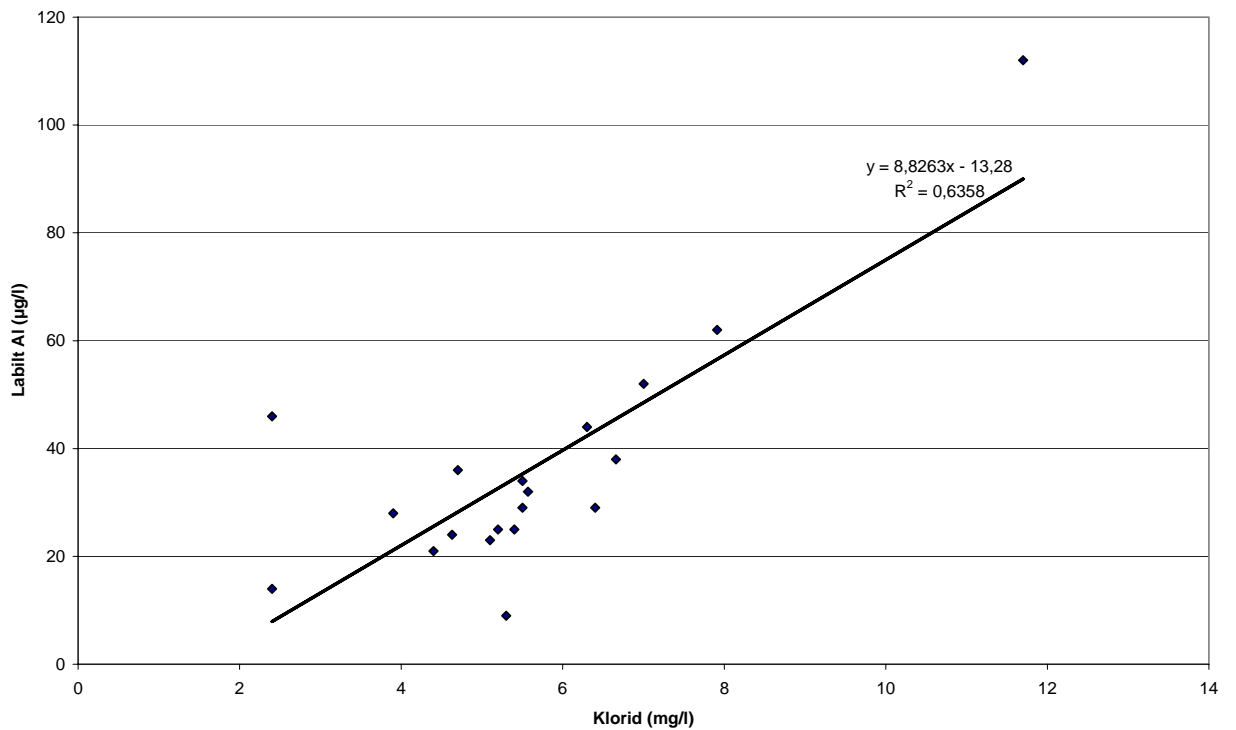
Elva er relativt næringsfattig med konsentrasjoner av tot-P og tot-N som tilsvarer Tilstandsklasse I i SFTs vurderingssystem for vannkvalitet (SFT 1997). Det var imidlertid noe høyere tot-P på stasjon 3: tot-P konsentrasjonene på stasjon 1 og 2 varierte fra 2 til 5 $\mu\text{g L}^{-1}$, og på stasjon 3 fra 3 til 6 $\mu\text{g L}^{-1}$. Når det gjelder tot-N var de like på de tre stasjonene, mens $\text{NO}_3\text{-N}$ var noe høyere på stasjon 1 enn på stasjon 2 og 3. Dette har trolig sammenheng med høyere TOC på de to nederste stasjonene, og at en større andel av nitrogenet dermed er organisk bundet. Gjennomsnittlig TOC-konsentrasjon var 3,9 mg L^{-1} på stasjon 1 og henholdsvis 5,2 og 5,6 mg L^{-1} på stasjon 2 og 3.



Figur 4. Målinger av pH oppstrøms og nedstrøms doseringspunktet for silikat. pH-målingene omfatter både flaskeprøver analysert ved NIVA og målinger gjort på stedet.



Figur 5. pH (døgnmidler) registrert i Tangedalselva like oppstrøms samløpet med Frøysetelva.



Figur 6. Kloridkonsentrasjon (ikke sjøsaltkorrigert) plottet mot konsentrasjon av labilt Al i Tangedalselva på stasjon 1.

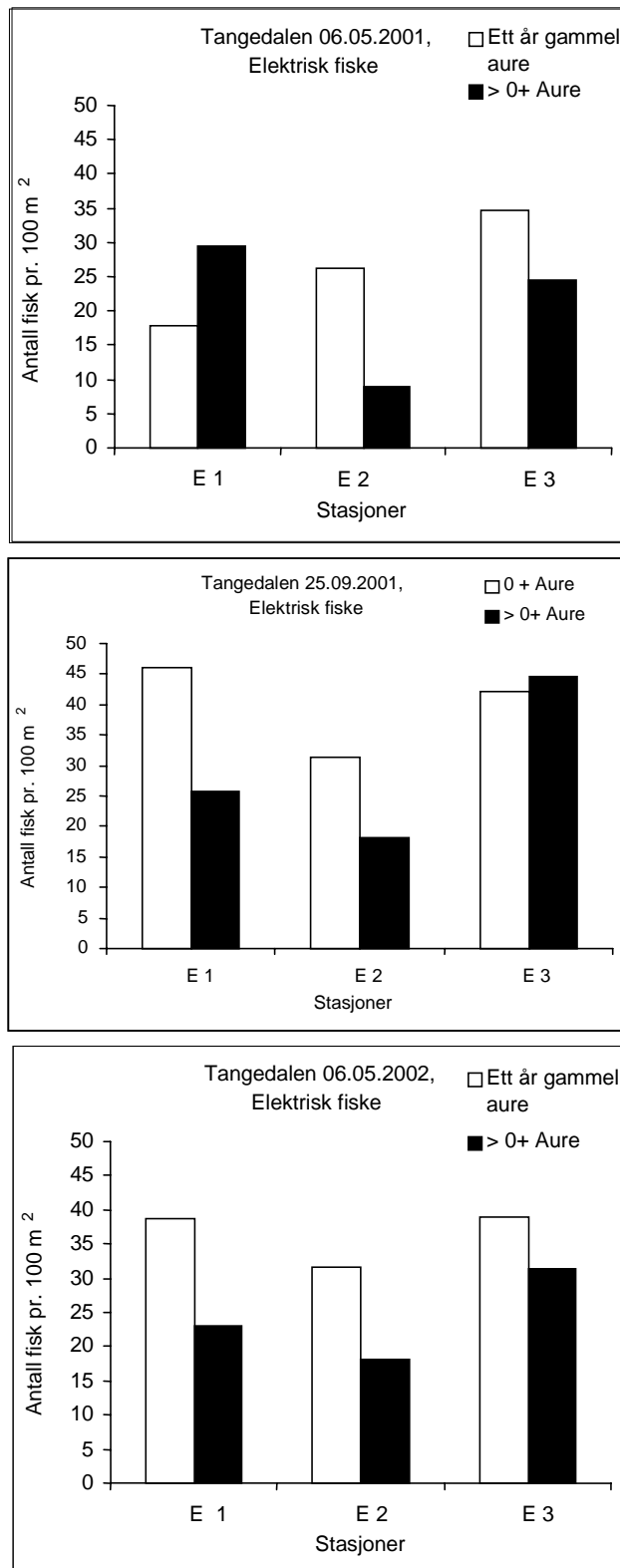
3. Biologiske effekter av silikatdosering

3.1 Effekter på villfisk av aure

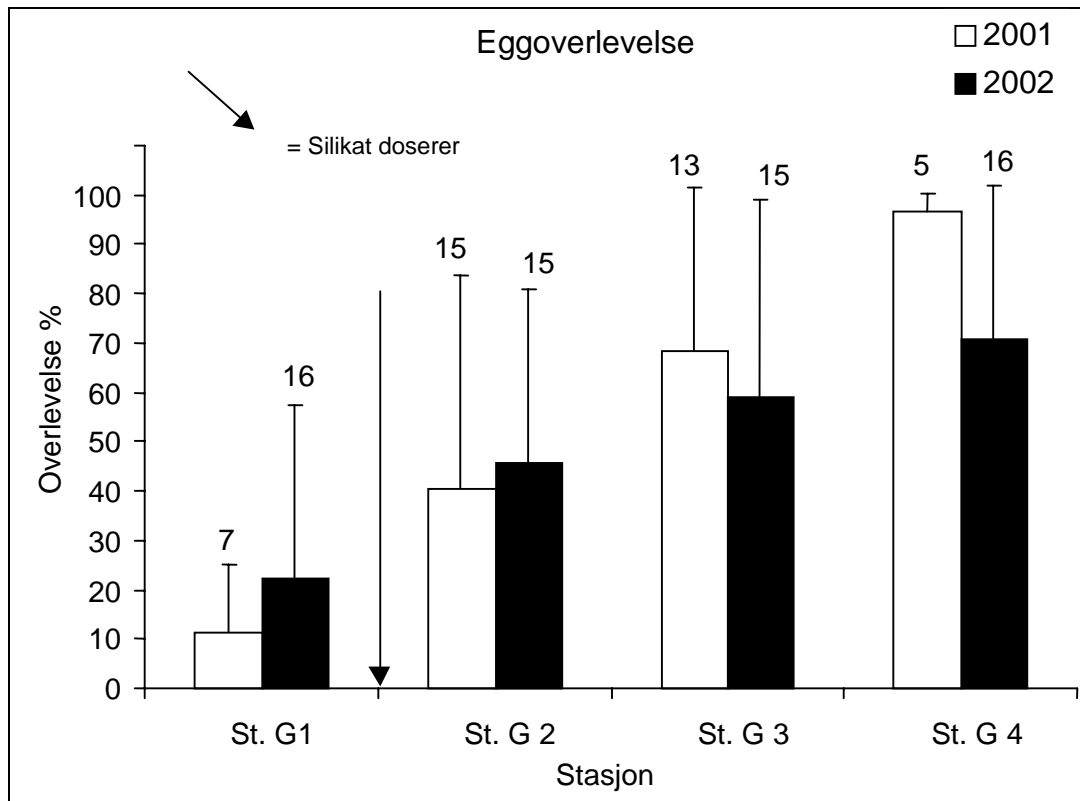
De fiskebiologiske studiene, som har vært utført av LFI, har omfattet tetthetsestimater av ungfisk, undersøkelser av gytegrøper samt prøvetaking av gjeller for analyse av aluminium.

Tetthetsestimater av ungfiskbestandene ble utført i mai og i september 2001 og i mai 2002. Ved alle tre prøvetakingstidspunktene ble det funnet fisk fra flere årsklasser på samtlige stasjoner (**Figur 7**). Om en sammenligner tetthetene av fisk fra våren 2001, før oppstarten av silikatdoseringen, med våren 2002 var det på samtlige tre stasjoner noe høyere tettheter av aure i 2002. Det er for tidlig å si om dette er en vedvarende positiv effekt av silikatdoseringen, men det er i alle fall en klar indikasjon på at silikatbehandlingen ikke har hatt en negativ effekt på aurebestanden i Tangedalselva. For å kunne si om denne endringen er statistisk signifikant burde en hatt et omfattende stasjonsnett, og beregnet gjennomsnitt av tetthetene på disse stasjonene. Det var ikke hensiktsmessig å gjøre i en såpass liten elv.

I april 2001 og 2002 ble det tatt prøver av henholdsvis 40 og 62 gytegrøper fordelt på fire ulike gyteområder (G1-G4). Den laveste overlevelsen ble funnet på utløpet av Tangedalsvatnet (Stasjon G1), dvs. oppstrøms punktet hvor det senere ble dosert ut silikat. Rognoverlevelsen var høyere på stasjonene lenger nedstrøms (stasjon 2-4) (**Figur 8**). Den relativt lave eggoverlevelsen på Stasjon G1 skyldes trolig at det var et område med relativt sakteflytende vann og mye organisk materiale fra vannet, noe som kan gi for dårlige oksygenforhold i gropene. Det var ikke signifikante forskjeller i rognoverlevelse på hver stasjon mellom de to årene.



Figur 7. Resultater fra elektrisk fiske i Tangedalselva i perioden mai 2001 til mai 2002. Stasjonene er markert på kartet som Stasjon E1- E3. Stasjon E1 ligger oppstrøms doseringspunktet, mens stasjon E2 og E3 ligger nedstrøms doseringspunktet.

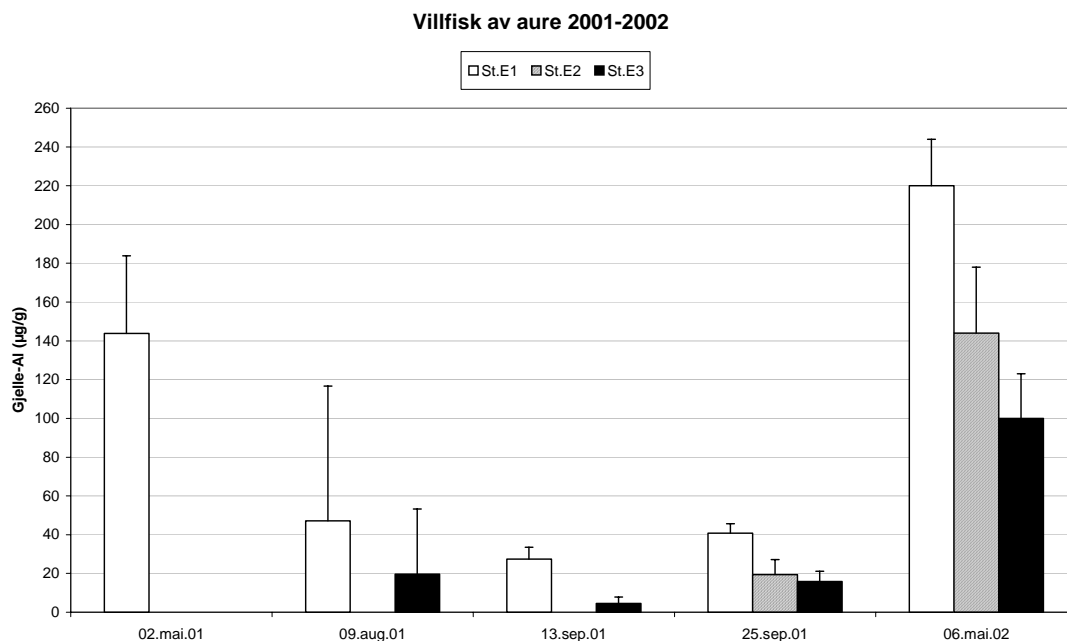


Figur 8. Gjennomsnittlig overlevelse av rogn funnet i gytetroper i Tangedalselva 23. april 2001 og 19. april 2002. Stasjonene er markert på kartet som G1-G4. Tallene på toppen av hver søyle angir antall undersøkte gytetroper.

Gjeller/fysiologi

Her presenteres data fra prøvetaking av villfisk fra 2. mai, 9. august og 13. og 25. september 2001 og fra 6. mai 2002. Gjennomsnittlig lengde, vekt og kondisjonsfaktor for villfisken fanget i Tangedalselva er presentert i **Tabell 3**. Resultatene av blodprøvene er presentert i **Tabell 4**. Samtlige verdier er innenfor det som vil karakteriseres som normalverdier (jmf. Kroglund m.fl. 1999 og **Tabell 16**). Analyser av gjellealuminium viste at konsentrasjonen var omtrent dobbelt så høy oppstrøms doseringsstedet på prøvene som ble tatt den 9. august og den 25. september, mens tilsvarende tall for 13. september viste 5 ganger høyere konsentrasjon av gjelle-Al oppstrøms dosering sammenlignet med stasjon 3 nedstrøms dosering (**Figur 9**). Dette viser en klar positiv effekt av silikatdoseringen på gjellealuminium, og videre at fisken på begge stasjonene ut fra de målte blodparametrene var i normal fysiologisk tilstand. Det var ingen signifikante forskjeller i verken plasmaklorid, blod-glukose eller hematokritt mellom fisk som var fanget på stasjon 1 og 3.

Lavere konsentrasjoner av gjellealuminium på fisken fanget på stasjon 1 oppstrøms dosering etter oppstart av doseringen, kan ha sammenheng med at fisken i dette området vandrer, og derfor også trolig har oppholdt seg i området nedstrøms doseringsstedet. Variasjoner i vannkvalitet i Tangedalselva ved de ulike tidspunktene kan også være med på å forklare denne forskjellen.



Figur 9. Konsentrasjon av gjellealuminium hos villfisk av aure fra Tangedalselva fanget den 2. mai, 9. august, 13. og 25. september 2001 samt mai 2002. Fisken er fanget ved elfiske på stasjon E1 (oppstrøms silikatdosering) E2, og E3 (nedstrøms dosering ved Nordvang). Prøven fra 2. mai 2001 er før oppstart av silikatdosering. Gjennomsnittsverdier og standardavvik er presentert.

Tabell 3. Gjennomsnittlig lengde, vekt og kondisjonsfaktor på villfisk av aure fanget i Tangedalselva den 9. august og den 13. og 25. september 2001.

	N	Lengde cm (\pm sd)	Vekt g (\pm sd)	K-faktor (\pm sd)
2. mai 2001	5	14,6 \pm 2,2	-	-
9. august 2001				
Stasjon E1	10	6,3 \pm 1,5	3,3 \pm 2,8	1,14 \pm 0,10
Stasjon E3	10	5,6 \pm 2,0	2,8 \pm 4,1	1,16 \pm 0,09
13. september 2001				
Stasjon E1	5	8,8 \pm 3,8	10,7 \pm 16,2	0,99 \pm 0,10
Stasjon E3	5	13,4 \pm 1,7	23,2 \pm 8,6	0,93 \pm 0,07
25. september 2001				
Stasjon E1	5	13,6 \pm 3,1	-	-
Stasjon E2	5	12,2 \pm 2,0	-	-
Stasjon E3	5	14,5 \pm 2,1	-	-

Tabell 4. Gjennomsnittlig konsentrasjon av blod-glukose, hematokritt og plasmaklorid på villfisk av aure fanget i Tangedalselva den 9. august og den 13. september 2001. Det foreligger kun hematokrittverdier på prøvene fra august 2001 ettersom fisken var for liten til å få målt flere blodparametre.

	Glukose ± sd (N)	Hematokritt ± sd (N)	Plasmaklorid ± sd (N)
9. august 2001			
Stasjon E1	-	35,3 ± 5,9 (4)	-
Stasjon E3	-	36,3 ± 5,9 (4)	-
13. september 2001			
Stasjon E1	4,20 ± 0,84 (5)	37,0 ± 4,24 (2)	139,0 (1)
Stasjon E3	4,26 ± 0,49 (5)	35,0 (1)	138,0 ± 3,4 (5)

3.2 Burforsøk med laks

Det har vært gjennomført 3 burforsøk med fisk: i juni og september 2001, og i april 2002. Ved alle tre forsøkene ble laks eksponert i bur i elva, mens det i april 2002 i tillegg ble gjennomført karforsøk med tanke på optimalisering av silikatdose. Det siste forsøket er beskrevet i neste hovedkapittel ettersom det er nært knyttet til *in situ*-målingene av vannkjemi. Ved det første burforsøket i juni 2001 var fisken plassert på stasjon 2A, mens den ved de to siste forsøkene var plassert på stasjon 2B (for stasjonsplassering se **Figur 2**). Dette har sammenheng med at det i noen situasjoner ikke var vannhøyde nok til å få buret dekket på stasjonen.

3.2.1 Burforsøk 12.-19. juni 2001

Metoder

Forsøket ble utført med lakseparr fra Matre Havbruksstasjon. Fisken ble hentet i Matre den 12. juni kl. 14.30 og transportert til Tangedal i oksygenfylte poser. Fisken ble satt ut i bur på tre stasjoner som vist i **Figur 2**: Stasjon 1 like oppstrøms doseringsstedet, stasjon 2A like nedstrøms, og den nederste stasjon 3 ved Nordvang. Det ble satt ut 25 fisk pr. bur. Fra fisken ble hentet i Matre til den var satt ut i det siste buret gikk det 1,5 time. Fisken som ble brukt i forsøket hadde en gjennomsnittlig lengde på 12,5 cm (SD 1,4, N = 67), snittvekten var 18,6 gram (SD 6,8), og kondisjonsfaktoren 0,91 (SD 0,09). Forsøket ble avsluttet etter en ukes eksponering den 19. juni. På grunn av lynnedslag den 17. juni ble doseringspumpen for silikat ødelagt, og det ble derfor ikke dosert silikat de to siste dagene av forsøket.

Resultater

Vannkjemi under fiskeforsøket er presentert i **Tabell 5**. Gjennomsnittlig pH var 5,3 oppstrøms dosering, og 6,5 på stasjonene 2 og 3 dvs. en pH-økning på 1,2 pH-enheter. Konsentrasjonen av labilt aluminium var redusert til 1/4 etter dosering med en silikatdose på gjennomsnittlig 4,9 mg SiO₂ L⁻¹.

Tabell 5. pH, konsentrasjon av labilt aluminium og silikat samt beregnet silikatdose på de tre stasjonene i Tangedalselva under fiskeforsøket i juni 2001.

	pH	LAl $\mu\text{g L}^{-1}$	SiO ₂ mg L^{-1}	SiO ₂ -dose mg L^{-1}
Stasjon 1				
12. juni 2001	5,16			-
15. juni 2001	5,34	21	1,18	-
17. juni 2001	5,34	19	0,92	-
19. juni 2001	5,33	17	0,88	-
Snitt ± SD	5,29 ± 0,08	19 ± 2	0,99 ± 0,16	-
Stasjon 2A				
12. juni 2001	6,51			
Snitt ± SD	6,51			
Stasjon 3				
12. juni 2001	6,47			
15. juni 2001	6,52	4	6,25	5,07
17. juni 2001	6,54	6	5,71	4,79
19. juni 2001*	5,36	16	0,96	0,09
Snitt ± SD	6,51 ± 0,04	5 ± 1	5,98 ± 0,38	4,93 ± 0,20

* Verdien er lave pga. lynneds slag og pumpestans de to siste dagene av forsøket. Snittverdiene for stasjon 3 er beregnet uten denne verdien.

Det var ingen dødelighet av fisk på noen av stasjonene i løpet av de 7 dagene forsøket varte. Konsentrasjonen av gjelle-aluminium er vist i **Tabell 6**. Fisken hadde en konsentrasjon av gjellealuminium på 36 $\mu\text{g/g}$ etter transporten fra Matre. Konsentrasjonen økte etter eksponering i Tangedalselva på stasjon 1 og 2A, men ikke på stasjon 3. Økningen i gjelle-Al på stasjonen like nedstrøms silikatdoseringsen ved de to første prøvetakingene har trolig sammenheng med at i dette første burforsøket var fisken plassert like nedstrøms doseringsstedet for silikat (Stasjon 2A i motsetning til 2B). Virketiden på silikat var kort (ca. 1 minutt), og trolig ikke tilstrekkelig til å forhindre Al-nedslag på gjellene. Ved den siste prøvetakingen var konsentrasjonen av gjellealuminium lavere på begge stasjonene nedstrøms doseringspunktet – det samme bildet som vi har sett i tidligere forsøk. Når det gjelder de fysiologiske effektene var det ikke noe som tydet på at de forhøyede konsentrasjonene av gjellealuminium gav noen negative effekter på stasjon 2A. Dette tyder på at en viss avgiftning av Al var skjedd til tross for at det var noe nedslag av aluminium på gjellene. Plasmakloridverdiene var redusert på stasjon 1 oppstrøms dosering både etter 1 og 2 døgns eksponering, mens de var normale på de to stasjonene nedstrøms (**Tabell 6**).

Etter en ukes eksponering var konsentrasjonen av plasmaklorid normalisert også på stasjon 1. Verdiene for blod-glukose lå innenfor normalområdet på samtlige stasjoner ved alle prøvetakings-tidspunktene (**Tabell 6**). Når det gjelder hematokrittverdiene var de forhøyet etter transporten fra Matre, men normaliserte seg raskt på stasjon 3 (**Tabell 6**).

Tabell 6. Konsentrasjon av gjellealuminium, plasmaklorid, hematokritt og glukose hos lakseparr fra Matre like etter transport den 12. juni, og etter 1, 2 og 7 døgns eksponering i bur i Tangedalselva på stasjonene 1 (oppstrøms silikatdosering), 2A (like nedstrøms dosering) og 3 (nedstrøms dosering ved Nordvang). Gjennomsnittsverdier og standardavvik er presentert. N er oppgitt i parentes.

	Gjelle-Al	Plasmaklorid	HC%	Glukose
	snitt ± standard avvik (N)			
12. juni 2001				
Etter transport	36±6 (4)	131±8 (4)	50,7±7 (4)	5,8±1,1 (4)
13. juni 2001				
Stasjon 1	53±14 (6)	113±5 (6)	47,0±7,5 (5)	8,1±2,7 (5)
Stasjon 2A	84±31 (6)	127±8 (6)	51,8±4,4 (6)	7,2±1,6 (6)
Stasjon 3	34±6 (6)	133±9 (6)	35,7±12,0 (6)	7,7±4,8 (5)
14. juni 2001				
Stasjon 1	69±10 (6)	119±4 (5)	47,0±7,7 (6)	9,5±2,3 (6)
Stasjon 2A	81±10 (6)	137±2 (6)	48,8±3,0 (5)	5,6±1,9 (6)
Stasjon 3	42±14 (5)	130±10 (5)	40,0±4,7 (5)	5,2±2,4 (6)
19. juni 2001				
Stasjon 1	56±17 (9)	134±6 (6)	47,8±5,7 (8)	6,2±1,3 (5)
Stasjon 2A	46±5 (7)	136±1 (5)	45,0±6,8 (6)	8,0±2,5 (5)
Stasjon 3	26±5 (10)	132±8 (7)	46,6±4,9 (9)	4,4±0,6 (5)

3.2.2 Fiskeforsøk 6.-13. september 2001

Metoder

Også dette forsøket ble utført med lakseparr fra Matre Havbruksstasjon. Fisken ble hentet i Matre den 6. september kl. 12.00 og transportert til Tangedal i oksygenfylte poser. Fisken ble satt ut i bur på tre stasjoner: Stasjon 1 like oppstrøms doseringsstedet, stasjon 2B noe lenger nedstrøms enn den stasjonen som ble benyttet i det første burforsøket (2A), og den nederste stasjon 3 ved Nordvang. Det ble satt ut 25 fisk pr. bur. Fra fisken ble hentet i Matre til den var satt ut i det siste buret gikk det 2 timer. Fisken som ble brukt i forsøket var noe større enn i juni 2001, og hadde en gjennomsnittlig lengde på 15,2 cm (SD 2,3, N = 58), snittvekten var 36,5 gram (SD 12,3), og kondisjonsfaktoren 0,98 (SD 0,09).

Resultater

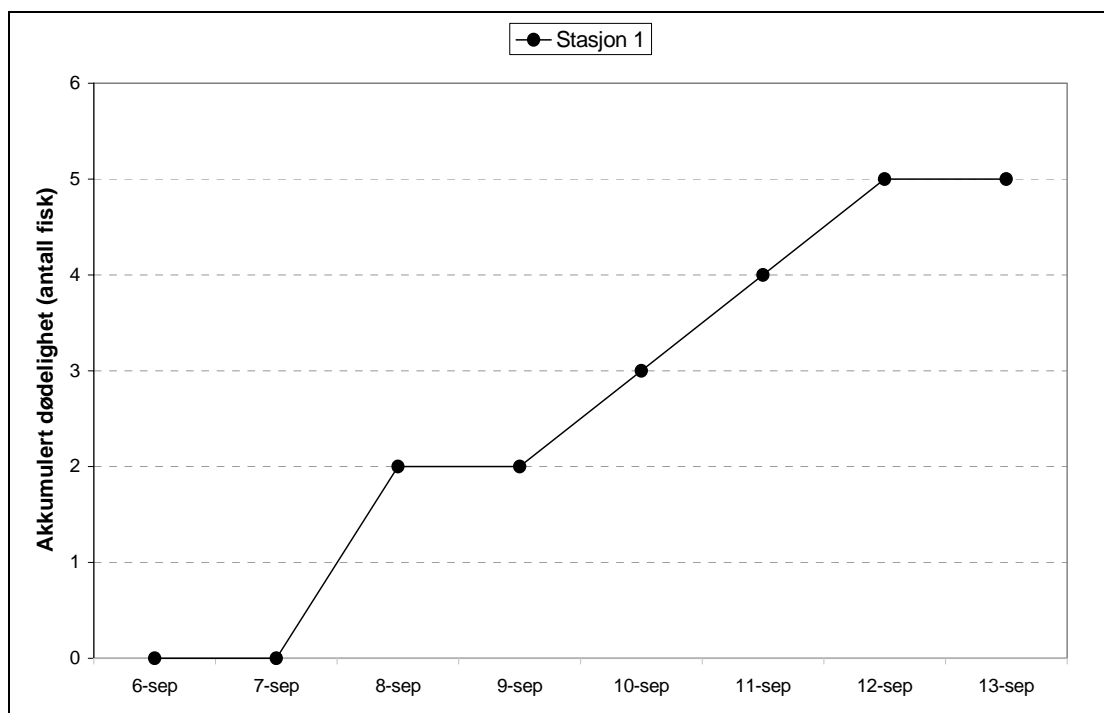
Vannkjemi under fiskeforsøket er presentert i **Tabell 7**. Gjennomsnittlig pH var 5,3 oppstrøms dosering, og 5,8 og 5,9 på stasjonene 2 og 3 dvs. en pH-økning på ca 0,5 pH-enheter. Konsentrasjonen av labilt aluminium ble redusert fra gjennomsnittlig 19 µg L⁻¹ oppstrøms dosering til henholdsvis 4 og 3 µg L⁻¹ på stasjonene 2B og 3 med en silikatdose på gjennomsnittlig 1,8 mg SiO₂ L⁻¹.

Tabell 7. pH, konsentrasjon av labilt aluminium og silikat samt beregnet silikatdose på de tre stasjonene i Tangedalselva under fiskeforsøket i september 2001.

	pH	LAl $\mu\text{g L}^{-1}$	SiO ₂ mg L^{-1}	SiO ₂ -dose mg L^{-1}
Stasjon 1				
6. sept. 2001	5,20	11	1,39	-
7. sept. 2001	-	-	-	-
8. sept. 2001	5,25	25	1,48	-
9. sept. 2001	5,21	25	1,48	-
10. sept. 2001	5,26	19	1,46	-
11. sept. 2001	5,30	20	1,39	-
12. sept. 2001	5,36	20	1,31	-
13. sept. 2001	5,31	16	1,35	-
Snitt \pm SD	5,27 \pm 0,06	19 \pm 5	1,41 \pm 0,07	-
Stasjon 2B				
7. sept. 2001	5,76	0	3,38	-
9. sept. 2001	5,81	4	3,38	1,90
11. sept. 2001	5,83	8	3,21	1,82
13. sept. 2001	5,87	5	3,12	1,78
Snitt \pm SD	5,82 \pm 0,05	4 \pm 3	3,27 \pm 0,13	1,83 \pm 0,06
Stasjon 3				
6. sept. 2001	5,69	0	3,21	1,82
7. sept. 2001	5,90	0	3,21	
8. sept. 2001	5,91	7	3,62	2,14
9. sept. 2001	5,83	6	3,08	1,61
10. sept. 2001	5,78	4	3,17	1,71
11. sept. 2001	5,90	3	3,12	1,73
12. sept. 2001	5,93	5	3,06	1,75
13. sept. 2001	5,91	1	3,00	1,65
Snitt \pm SD	5,86 \pm 0,08	3 \pm 3	3,18 \pm 0,19	1,77 \pm 0,18

I motsetning til det som ble observert i juni 2001, var det i dette forsøket dødelighet på fisk som stod i bur på stasjon 1 oppstrøms doseringspunktet (**Figur 10**). 5 av 25 fisk døde i løpet av forsøksperioden.

Konsentrasjonen av gjellealuminium er vist i **Tabell 8**. Konsentrasjonene av gjellealuminium var langt lavere enn det som ble observert under juni-forsøket, men det var likevel en klar reduksjon i gjellealuminium på de to stasjonene nedstrøms dosering. Fisken på stasjon 1 hadde en klar økning i gjellealuminium i løpet av forsøksperioden. Når det gjelder de fysiologiske effektene var det en tydelig reduksjon i plasmaklorid hos fisken som stod eksponert i bur på stasjon 1, både ett døgn etter forsøksstart, og en ytterligere reduksjon etter 7 dagers eksponering (**Tabell 8**). Glukoseverdiene var noe forhøyet, og en klar effekt på stasjon 1 ved avslutningen av forsøket (**Tabell 8**). For hematokritt var det en økning på samtlige stasjoner i løpet av forsøket, men denne økningen var mest tydelig på stasjon 1.



Figur 10. Akkumulert dødelighet i løpet av fiskeforsøket i september 2001. Det var ingen dødelighet hos fisk som stod i bur nedstrøms silikatdoseringen. Det var plassert 25 fisk i hvert bur, dvs. at samlet dødelighet ved avslutningen av forsøket var på 20% på stasjon 1.

Tabell 8. Konsentrasjon av gjellealuminium ($\mu\text{g g}^{-1}$), plasmaklorid (mmol L^{-1}), hematokritt (%) og glukose (mmol L^{-1}) hos lakseparr fra Matre like etter transport den 6.september, og etter 1 og 7 døgns eksponering i bur i Tangedalselva på stasjonene 1 (oppstrøms silikatdosering), 2B (nedstrøms dosering) og 3 (ved Nordvang). Gjennomsnittsverdier og standardavvik er presentert.

	Gjelle-Al	Plasmaklorid	HC%	Glukose
	snitt \pm standard avvik (N)			
6. september 2001				
Etter transport	9,8 \pm 7,9 (10)	120,7 \pm 2,8 (6)	40,6 \pm 9,0 (9)	4,3 \pm 1,1 (8)
7. september 2001				
Stasjon 1	16,8 \pm 6,7 (6)	102,8 \pm 15,3 (6)	49,2 \pm 6,8 (5)	7,6 \pm 2,0 (6)
Stasjon 2B	9,7 \pm 2,1 (6)	121,7 \pm 7,8 (6)	44,5 \pm 5,9 (6)	5,9 \pm 0,7 (6)
Stasjon 3	6,3 \pm 4,4 (6)	120,5 \pm 7,6 (4)	44,3 \pm 2,9 (6)	7,8 \pm 1,8 (5)
13. september 2001				
Stasjon 1	38,4 \pm 12,6 (10)	95,3 \pm 7,5 (10)	51,9 \pm 5,0 (10)	19,6 \pm 2,5 (8)
Stasjon 2B	12,8 \pm 4,1 (10)	129,2 \pm 5,8 (10)	46,9 \pm 4,1 (10)	9,4 \pm 3,4 (8)
Stasjon 3	7,3 \pm 3,7 (10)	128,4 \pm 5,2 (9)	51,6 \pm 6,9 (8)	8,2 \pm 2,5 (8)

3.2.3 Fiskeforsøk 16.-25. april 2002

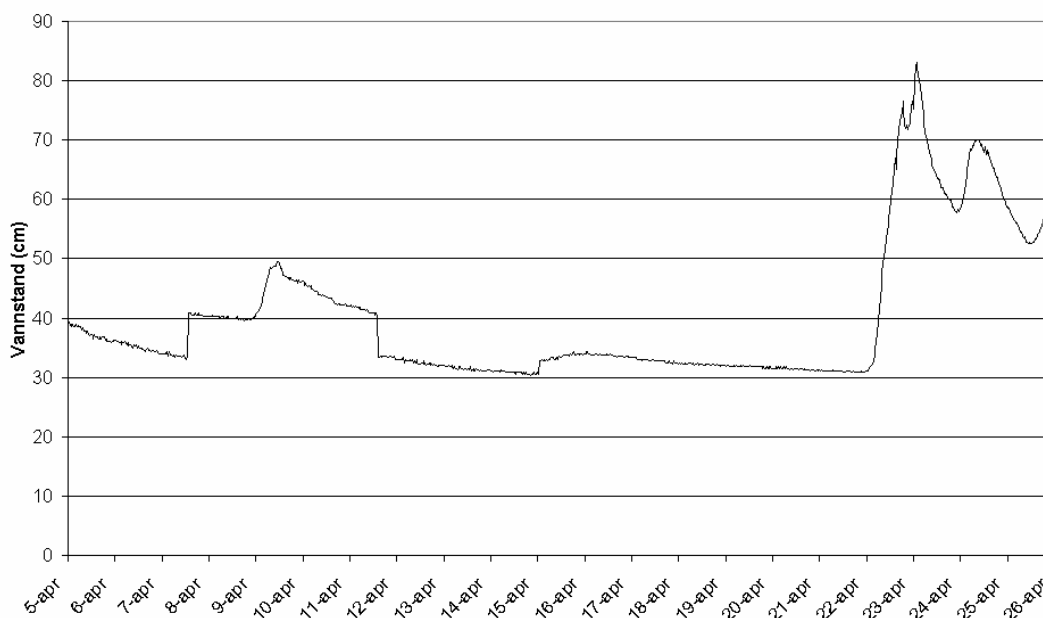
Metoder

Burforsøket i elva foregikk i perioden 16. – 25. april. Fisken ble hentet i Matre kl. 08.30, og var utplassert i bur i elva innen kl. 10.30. Det ble satt ut 25 fisk pr. bur. Fra fisken ble hentet i Matre til den var satt ut i det siste buret gikk det 2 timer som i det forrige burforsøket. Fisken som ble brukt i forsøket var noe større enn 2001, og hadde en gjennomsnittlig lengde på 15,7 cm (SD 1,7), snittvekten var 47,8 gram (SD 13,8).

Resultater

Vannkvaliteten i elva er presentert i **Tabell 8**, og viser en gjennomsnittlig pH oppstrøms dosering på like under 5, dvs. 0,3 pH-enheter lavere enn under forsøkene i mai og september 2001. Konsentrasjonen av LAI var på gjennomsnittlig $41 \mu\text{g L}^{-1}$, og dette er dobbelt så høyt som under de tidligere forsøkene. Silikatdosen under denne forsøksperioden var på i underkant av 1 mg SiO_2 pr. liter. Til tross for den lave silikatdosen var konsentrasjonen av labilt Al mer enn halvert på de to stasjonene nedstrøms dosering. Målinger av vannhøyde i løpet av forsøksperioden viste en flomtopp mot slutten av forsøksperioden (**Figur 11**).

Resultatene viste at fisken akkumulerte aluminium på stasjon 1, mens Al-konsentrasjonen på gjellene avtok hos fisk på stasjon 2B og 3 (**Tabell 10**). Til tross for dette var fisken fremdeles stresset med reduserte plasmakloridverdier, økt hematokritt og glukose. Resultatene viser at den aktuelle silikatdosen på ca 1 mg SiO_2 var for lav til å avgifte de høye Al-konsentrasjonene i elva. Et viktig moment for tolkningen av disse resultatene er at fisken vi fikk fra Matre til dette forsøket hadde et betydelig Al-påslag i utgangspunktet (gjennomsnittlig 108 $\mu\text{g/g}$). Dette har med stor sannsynlighet medvirket til at fisken var stresset, og ikke ble restituert i løpet av forsøksperioden.



Figur 11. Automatisk registrering av vannhøyde i cm under fiskeforsøket i april 2002.

Tabell 9. pH, konsentrasjon av labilt aluminium og silikat samt beregnet silikatdose på de tre stasjonene i Tangedalselva under fiskeforsøket som foregikk i perioden 16. – 25. april 2002.

	pH	LAl $\mu\text{g L}^{-1}$	SiO ₂ mg L^{-1}	SiO ₂ -dose mg L^{-1}
Stasjon 1				
17. april 2002	5,02	57	1,1	-
19. april 2002	5,07	53	0,9	-
21. april 2002	5,11	42	1,0	-
23. april 2002	4,90	34	1,2	-
24. april 2002	4,88	30	1,3	-
25. april 2002	4,86	27	1,2	-
				-
				-
Snitt ± SD	4,97±0,11	41±12	1,1±0,2	-
Stasjon 2B				
17. april 2002	5,32	24	1,8	0,7
21. april 2002	5,51	12	1,9	0,9
25. april 2002	4,95	13	1,9	0,7
Snitt ± SD	5,26±0,28	16±7	1,9±0,1	0,8±0,1
Stasjon 3				
17. april 2002	5,45	15	1,7	0,6
19. april 2002	5,70	8	1,8	0,9
24. april 2002	5,02	17	1,9	0,6
25. april 2002	5,08	17	1,9	0,7
Snitt ± SD	5,31±0,32	14±4	1,8±0,1	0,7±0,1

Tabell 10. Gjelle-Al, plasmaklorid, hematokritt og glukose hos laksesmolt fra Matre eksponert i bur i Tangedalselva i perioden 16. til 25. april 2002.

	Gjelle-Al Plasmaklorid		HC%	Glukose
	$\mu\text{g/g}$	mmol L^{-1}	%	mmol L^{-1}
snitt ± standard avvik (N)				
16.april 2002				
Oppstart	108±39 (5)	129±2 (5)	34,7±4,6 (3)	5,3±1,1 (5)
25. april 2002				
Stasjon 1	127±25 (9)	83±15 (9)	51,4±6,0 (7)	18,8±2,8 (8)
Stasjon 2B	76±13 (10)	106±14 (10)	43,6±5,5 (10)	15,7±2,4 (10)
Stasjon3	91±14 (8)	102±13 (8)	43,6±6,8 (7)	16,9±2,3 (8)

3.3 Oppsummering og diskusjon – villfisk og burforsøk

Tangedalselva har en aurestamme som har overlevd til tross for kraftig forurening og svært høye konsentrasjoner av labilt aluminium. Tetthetene av aure er relativt høye, og varierte mellom 35 og opp mot 90 aure pr. 100 m² på de undersøkte stasjonene både i 2001 og i 2002. Det var ingen tydelige endringer i fisketetthetene om en sammenligner elektrofiskeresultatene fra mai 2001, før silikatdoseringen startet opp, med resultatene fra mai 2002. Blodprøver tatt av villfisk fanget i elva viste at fisken hadde normale verdier for både plasmaklorid, glukose og hematokritt på de undersøkte stasjonene. Når det gjelder konsentrasjonen av aluminium i gjellevev, var det ved samtlige prøvetakinger høyere konsentrasjoner av gjellealuminium på stasjonen oppstrøms silikatdosering enn på de to stasjonene nedstrøms. Dette viser at for villfisken var det tydelig at silikatdoseringen medførte at aluminium ble mindre biotilgjengelig slik både andres og egne studier har vist tidligere (Birchall m. fl. 1989; Rosseland m.fl. 1996; Exley m.fl. 1997; Åtland m. fl. 1997a,b; Åtland m. fl. 1998).

Burforsøkene med laks ble gjort i juni og september 2001 og i april 2002, og ved disse tidspunktene var det tre ulike silikatdoser i elva. Ved det første forsøket var silikatdosen (SiO₂) 5 mg L⁻¹, ved det andre 1,8 mg L⁻¹, og ved det siste forsøket var dosen 0,7-0,8 mg L⁻¹. Vannkvaliteten på det ubehandlede vannet i Tangedalselva var relativt lik i juni og september 2001, mens den var vesentlig dårligere som følge av en sjøsaltepisode forut for forsøket i april 2002. I samtlige forsøk akkumulerte fisken gjellealuminium på stasjon 1, og kvittet seg med gjellealuminium på stasjon 3. Bildet var noe mer variabelt for stasjon 2. I juni 2001 var stasjonen plassert nært doseringsstedet for silikat (2A), og fisken akkumulerte Al på gjellene. I september 2001 og april 2002 var stasjonen plassert lengre nedstrøms (2B), og i 2001 forble konsentrasjonen uendret, og i 2002 økte Al-konsentrasjonen trolig som en følge av at silikatdosen var for lav. Samlet sett viste resultatene av silikatdosen på 1,8 mg SiO₂ L⁻¹ var tilstrekkelig for å avgifte vannet for fisken, mens ved de høye konsentrasjonene av labilt aluminium som var i vannet i april 2002 var en dose på 0,7—0,8 mg SiO₂ L⁻¹ for lav. Dette samsvarer godt med forsøkene som ble gjort i Tangedalselva i 1996 og 1997 som viste at en dose på 2 mg SiO₂ L⁻¹ var nødvendig for å oppnå en tilstrekkelig forbedring av vannkvaliteten i Tangedalselva (Åtland m. fl. 1997b; 1998).

3.4 Langtidseffekter på bunndyr

I forbindelse med silikatbehandlingen i Tangedal ble det opprettet 3 stasjoner for å studere mulige effekter av behandlingen på bunndyrsamfunnet. Stasjonene ligger ovenfor -, like nedenfor og ca. 2 km nedenfor doseringsstedet for silikat, henholdsvis stasjon 1, 2 og 3. Det er tatt vår- og høstprøver av bunndyr i forbindelse med silikatprosjektet. Tangedalselva er dessuten undersøkt siden 1991 i forbindelse med kalkingen av Yndesdalsvassdraget. Det foreligger derfor god kunnskap om faunaen i elva som kan brukes til å evaluere mulige effekter av silikatbehandlingen.

Tabell 11 viser hvilke bunndyr som er registrert på stasjonene i Tangedalselva i 1997, 2000, 2001 og 2002 om våren og høsten. **Figur 12** gir et bilde av det totale antall bunndyr som er sortert ut fra roteprøvene. Dette er kvalitative prøver og en kan derfor ikke legge for stor vekt på antallet. Det ble imidlertid sortert ut litt færre dyr i 2001 enn i 1997. I 2000 var antallet litt lavere enn i 2001, mens antallet i 2002 er det høyeste. Samlet sett er imidlertid mengdene innenfor det som regnes som vanlig for roteprøver etter metodikken som brukes, og de registrerte forskjellene regnes ikke som signifikante.

Bunndyrfaunaen i Tangedalselva har, siden overvåkingen startet, i hovedsak bestått av surhetstolerante arter. Sporadisk forekomst av moderat følsomme steinfluer og vårfluer har imidlertid forekommet. Surhetsfølsomme døgnfluer er ikke registrert, selv om disse nå forekommer med stor tetthet i hovedelva etter kalking. Eksperimentene med *Baetis rhodani* i 1997 viste betydelig dødelighet i ubehandlet vann fra Tangedalselva, mens dødeligheten i silikatbehandlet vann var lav. Eksperimentene med *B. rhodani* i 2001 viste forholdsvis lav dødelighet i det ubehandlede vannet, og

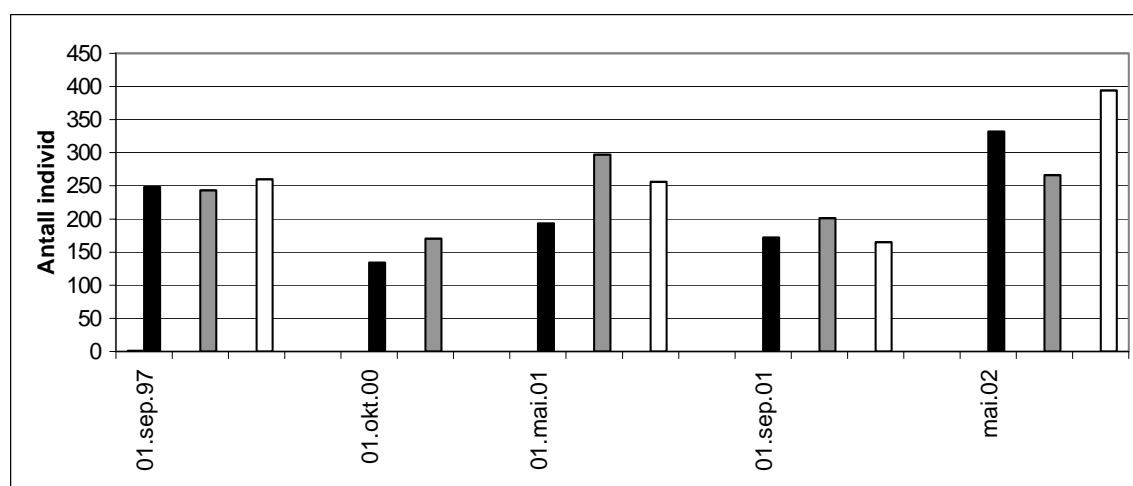
indikerer at vannkvaliteten kan være god nok over korte perioder. Faunaen om høsten i 2001 og våren 2002 har vært eksponert for silikat henholdsvis i ca. 4 og 12 måneder. Sammensetningen av arter er i hovedsak lik det som har vært normalt for Tangedalselva. Dette er forventet tatt i betraktning den forholdsvis korte behandlingstiden siden innvandring av nye arter vanligvis tar lengre tid.

Dersom silikat har en toksisk effekt kan denne vise seg umiddelbart. En art som ble registrert i 1997 og som manglet eller var redusert etter behandlingen var steinfluearten *Brachyptera risi*. Arten manglet om høsten i 2000, 2001 og våren 2002. Den var tilstede våren 2001, dvs. 2 dager før silikatbehandlingen startet. Fraværet i 2001 og 2002 kunne tyde på at årsaken kan være en effekt av silikatbehandlingen. Imidlertid er forekomstene av *B. risi* i Yndesdalsvassdraget generelt svært variable. Variasjonen som er registrert i Tangedalen skiller seg derfor ikke ut i forhold til andre deler av vassdraget. Det kan derfor ikke konkluderes med at silikat har en toksisk effekt på *B. risi*. Det registrerte fraværet skyldes derfor mest sannsynlig naturlige svingninger i forekomsten av denne arten. Andre arter som mangler enten om våren eller høsten før og etter behandlingen sammenfaller med hva en skulle vente av tilstedeværelse ut fra deres livssyklus. Foreløpig konklusjon blir derfor at variasjonene har sammenheng med livssyklus og tidspunkt for prøveinnsamling. Imidlertid bør en overvåke mulige effekter av silikat over generasjoner (sesonger) før en kan være sikker på eventuelle effekter.

Moderat følsomme vårfluearter har forekommet sporadisk i Tangedalselva. Ingen av disse artene ble registrert før behandlingen. Etter behandlingen ble *Apatania* sp., *Hydropsyche siltalai* og *Lepidostoma hirtum* påvist. Førstnevnte art er i tillegg ikke registrert tidligere i vassdraget. Registreringene indikerer at silikatbehandlingen har vært positiv for disse artene.

Av meget sensitive bunndyr kunne en forventet at *B. rhodani* hadde etablert seg i Tangedalen etter behandlingen siden arten er vanlig i Frøysetelva. Dette skjedde imidlertid ikke så lenge behandlingen pågikk.

I 1997 ble det registrert en god del knottlarver, en dyregruppe som manglet om høsten i 2001. Forekomsten av knott vil være svært sesongavhengig. Siden vi ikke har data fra høsten 2002 er det vanskelig å vurdere om silikat kan ha skadet enkelte taksa innen knott (*Simulidae*).



Figur 12. Totalt antall bunndyr fanget på Stasjonene 1(sort), 2 (grå) og 3 (åpen).

Tabell 11. Antall bunndyr i 2 min. roteprøve fra stasjonene i Tangedalselva i 1997, før oppstart av doseringen høsten 2000 og etter at doseringen hadde pågått i 4 måneder høsten 2001, og etter ett års silikatdosering i mai 2002.

YNESDAL - TANDEDAL 03. 11. 97, 2000 og 25.09.2001														
	01.09.1997			03.10.2000		06.05.2001			25.09.2001			06.05.2002		
<i>Gruppe/art</i>	Ovenfor Silikatbehandling. Ref.	Like nedenfor silikat beh.	2 km. nedenfor behandling	Ovenfor Silikatbehandling. Ref.	2 km. nedenfor behandling	Ovenfor Silikatbehandling. Ref.	Like nedenfor silikat beh.	2 km. nedenfor behandling	Ovenfor Silikatbehandling. Ref.	Like nedenfor silikat beh.	2 km. nedenfor behandling	Ovenfor Silikatbehandling. Ref.	Like nedenfor silikat beh.	2 km. nedenfor behandling
Nematoda	1				1		1		1					2
Oligocheta	7	8	2	5	2			4	3	4	1	1	5	36
Acari	16	12	23	5	3	3	6	2	5	7	8	5	7	7
Ephemeroptera														
<i>Leptophlebia sp</i>	13	1	8	5	5	8	1		9	1		15		
Plecoptera														
<i>Amphinemura borealis</i>	5	2	16		12	20	25	65	3	21	6	18	49	61
<i>Amphinemura sulciatilis</i>						4	10	10				2	6	7
Brachyptera risi	17	24	10				2	8						
<i>**Isoperla sp.</i>			1			1	2	6	1	6		3		
<i>Leuctra hippopus</i>	17	19	14		10				11	11	11			
<i>Leuctra fusca</i>						1		29				9	16	32
<i>Leuctra sp</i>	4	1					5		1					
<i>Nemoura cinerea</i>	1	2	2	1		1						1		
<i>Protonemura meyeri</i>	1	4	13		4			3		7	12			
<i>Siphonoperla bumeisteri</i>	1	3	5	4	2	2	6	4		5	9	3		
<i>Taeniopteryx nebulosa</i>		2	1	1	1				1	10	2			
<i>Amphinemura sulciatilis</i>	5	3	13	2	8					1	1			
<i>Nemurella picteti</i>					1									
Trichoptera														
<i>**Apatania sp</i>												2	1	9
<i>Rhyacophila nubila</i>		1		1	1	1		2		1	7	2	5	5
<i>**Hydropsyche siltalai</i>										2			1	2
<i>**Lepidostoma hirtum</i>									1	1	1	2		1
<i>Leptoceridae indet</i>										1				
<i>Limnephilidae indet.</i>	1		3	1			1	2				1	2	
<i>Oxyethira sp</i>	11		12	2	4			1	4	4	3	3	2	
<i>Plectrocnemia conspersa</i>	1		2	1	2	2		1	3		2			1
<i>Polycentropus irroratus</i>												2	1	
<i>Polycentropus flavomaculatus</i>	4	5	10	10			12	9	11	13	8	17	9	9
<i>Polycentropus irroratus</i>				2										
<i>Potamophylax sp.</i>					4									
Chironomidae larver	125	126	102	89	106	148	224	103	115	97	89	236	147	201
Chironomidae pupper		1				2	1	2				1	3	2
Simuliidae	13	27	21	5	1		1	4				8	9	9
Tipulidae					3				1	8	2			1
Ceratopogonidae	1							1	2	1				
Diptera	4	2	2								3	1	3	9
Sum	248	243	260	134	170	193	297	256	172	201	165	332	266	394

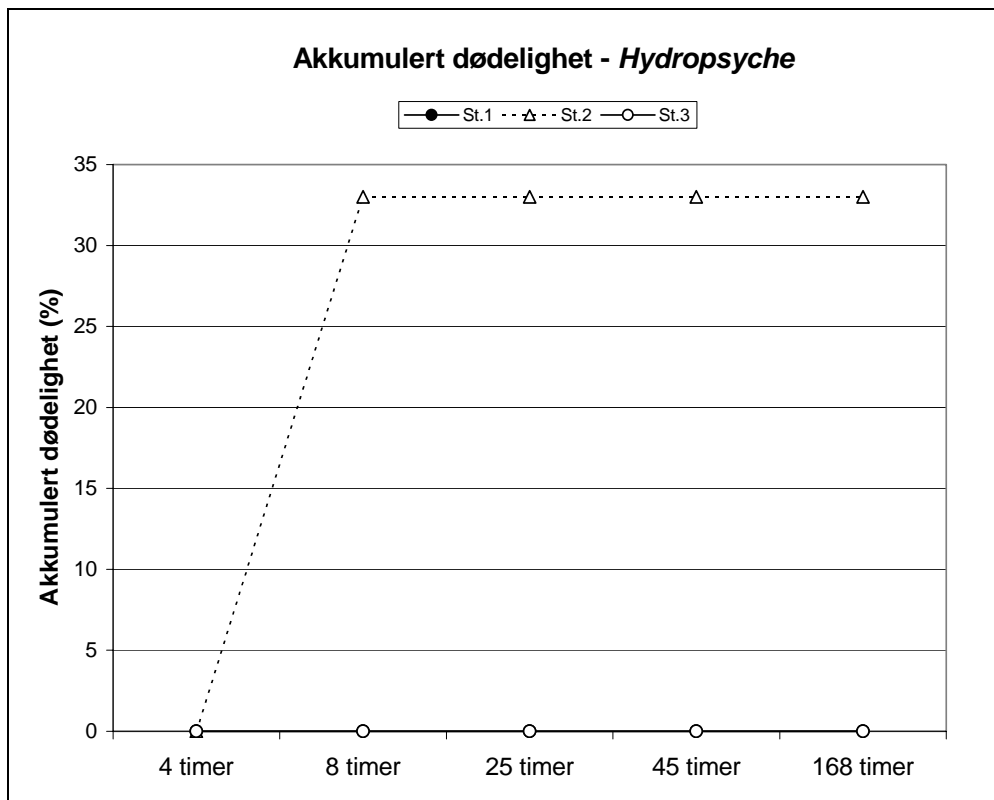
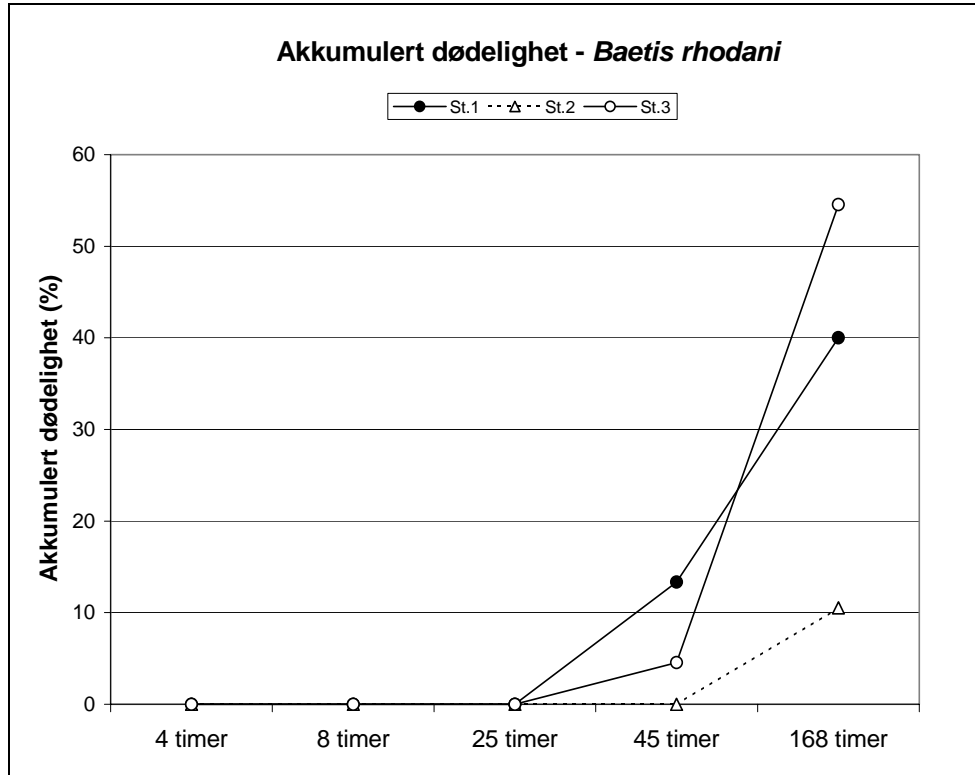
3.5 Eksperimentelle forsøk med bunndyr

Samtidig med fiskeforsøket i juni 2001 ble også to bunndyrarter eksponert i små bur på stasjonene 1, 2A og 3. Hvert av bunndyrburene inneholdt 15-20 individer av den sensitive døgnfluearten *Baetis rhodani* og 3-4 individer av vårfluearten *Hydropsyche*. De små bunndyrburene var plassert inni fiskeburene. Dyrene som ble eksponert var fanget i Frøysetelva omtrent ved innløpet av Tangedalselva, men på motsatt side av elva.

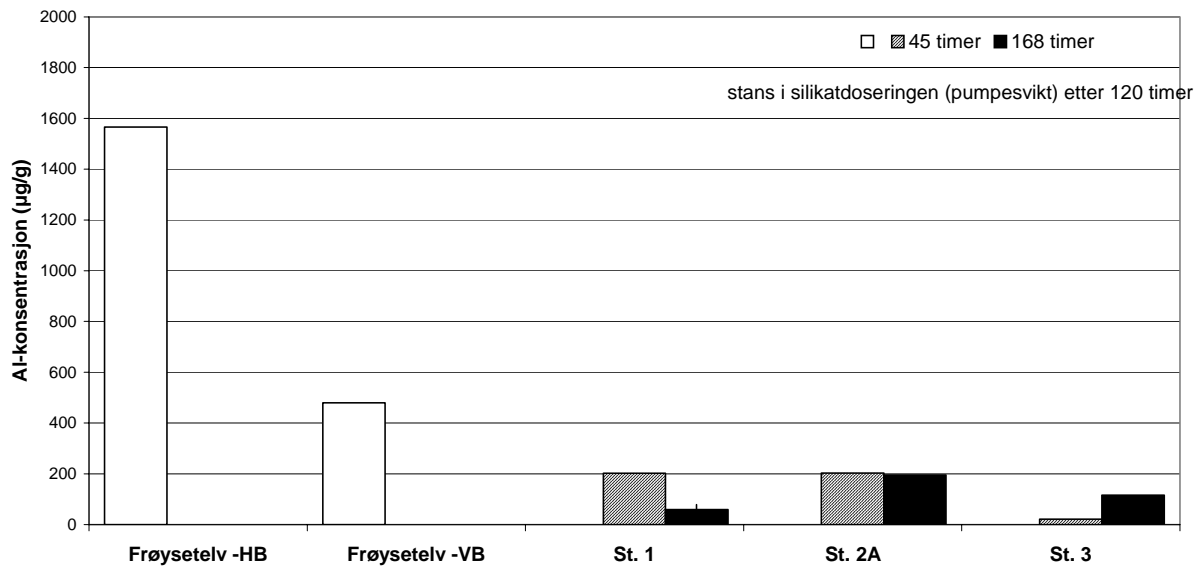
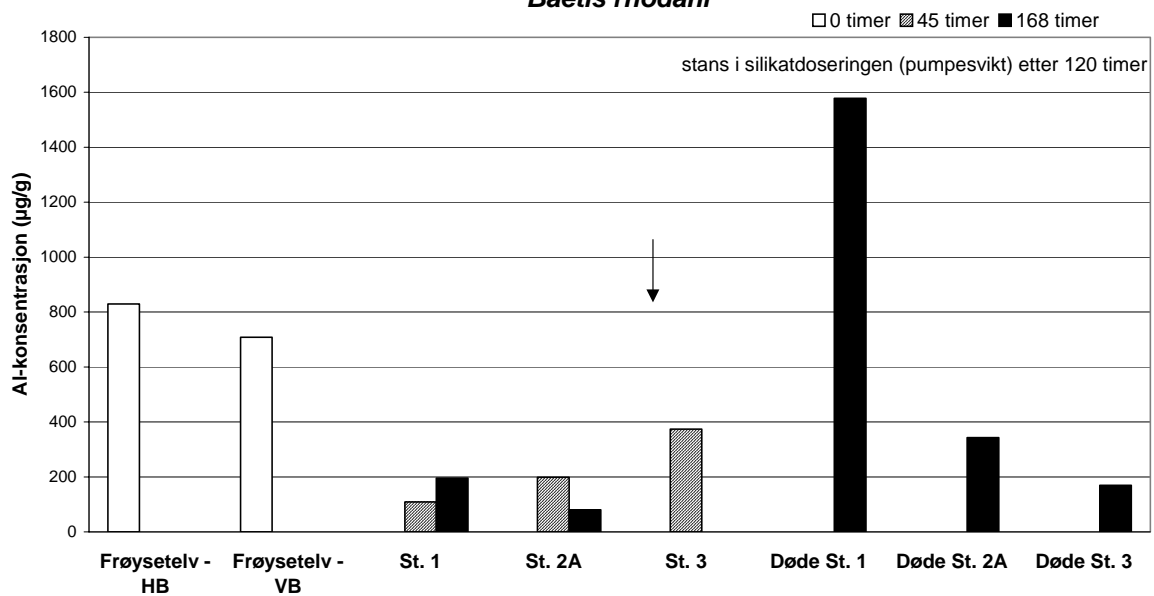
Dødelighet ble sjekket etter 2, 4, 8, 25, 45 og 168 timer, og resultatene viste dødelighet av *Baetis* på alle de tre stasjonene, men høyest på stasjon 1 etter to døgn eksponering (**Figur 13**). Etter en uke eksponering var dødeligheten høyest på stasjon 3, men dette kan ha sammenheng med lynnedslaget og at det dermed ikke ble dosert silikat de to siste døgnene av forsøket. For *Hydropsyche* var det kun dødelighet på stasjon 2A (ett individ) (**Figur 13**).

Det ble tatt prøver for analyse av aluminium av levende *Hydropsyche* samt både levende og døde individer av *Baetis rhodani* (**Figur 14**). Resultatene spriker en del, og det er vanskelig å trekke noen entydige konklusjoner. For *Hydropsyche* var samtlige verdier fra Tangedalselva langt lavere enn det som ble funnet på utgangsmaterialet innsamlet fra Frøysetelva. Etter 45 timers eksponering var Al-konsentrasjonene høyest på stasjonene 1 og 2A, og tydelig lavere på stasjon 3. Dette bildet samsvarer godt med fiskeresultatene fra samme periode (jmf. **Tabell 6**). Ved avslutningen av forsøket var Al-konsentrasjonene lavest på stasjon 1.

For *Baetis rhodani* var det også slik at samtlige verdier fra Tangedalselva langt lavere enn det som ble funnet på utgangsmaterialet innsamlet fra Frøysetelva (**Figur 14**). Etter 45 timers eksponering var Al-konsentrasjonene lavest på stasjon 1, og økte nedover i elva, mens det etter 168 timers eksponering var høyere Al-konsentrasjoner på stasjon 1 enn på stasjon 2A. Det var ikke prøver fra stasjon 3 på denne siste prøvetakingen. Det som imidlertid var et klart resultat var at døde individer av *Baetis rhodani* på stasjon 1 hadde vesentlig høyere konsentrasjoner av aluminium enn på stasjonene med silikatbehandlet vann.



Figur 13. Akkumulert dødelighet (%) i løpet av en uke (168 timer) eksponering av *Baetis rhodani* og *Hydropsyche* på stasjonene 1, 2A og 3 i Tangedalselva.

Hydropsyche**Baetis rhodani**

Figur 14. Aluminiumkonsentrasjoner på levende *Hydropsyche* samt levende og døde *Baetis rhodani* på stasjonene 1, 2A og 3 i Tangedalselva under eksponeringsforsøkene i juni 2001. Verdiene er angitt uten standardavvik ettersom det måtte flere individer til for å få nok materiale til hver analyse. Frøysetelv - HB og VB henviser til referansemateriale innsamlet på venstre og høyre bredd av Frøysetelva like ved utløpet av Tangedalselva.

3.6 Oppsummering og diskusjon - bunndyr

Det er ingen holdepunkter for at noen bunndyrarter har blitt negativt påvirket av silikatbehandlingen. Moderat sensitive arter forekom i forholdsvis store mengder etter behandlingen, spesielt gjelder dette for vårflueartene. Dette kan tyde på en positiv effekt, og at tilstrekkelig avgiftning av vannet har funnet sted for disse artene. For å få en sikrere informasjon om eventuelle effekter burde doseringen ha pågått over minst to generasjoner (sesonger).

Eksponeringsforsøk med bunndyr i surt, aluminiumsrikt vann er hittil kun utført i begrenset omfang. Prøvetaking for analyser av metallinnhold har bl.a. blitt gjennomført i forbindelse med et tidligere forsøk i Tangedalselva (Åtland m. fl. 1998), og også i forbindelse med vurdering av kalkingen av Ekso i Hordaland (Bjerknes m.fl. 1997). Resultatene fra et tidligere forsøk i Tangedalselva viste lavere dødelighet (7-8 %) hos *Baetis rhodani* eksponert i silikatbehandlet vann sammenlignet med ubehandlet vann fra Tangedalselva (24-25%). Eksponeringsperioden var 72 timer i dette forsøket (Åtland m. fl. 1998). Dette bildet er det samme som ble observert i dette forsøket etter 45 timers eksponering, mens etter 168 timer var resultatene trolig påvirket av pumpesvikten.

Når det gjelder Al-konsentrasjoner akkumulerte *Baetis* både aluminium og silisium i løpet av forsøket i 1997, men det var ingen forskjeller mellom individer eksponert i silikatbehandlet og ubehandlet vann (Åtland m. fl. 1998). Silikatkonsentrasjonene som ble brukt i det forrige eksponeringsforsøket var imidlertid vesentlig lavere enn i dette (0,5 mg SiO₂ L⁻¹ versus 4,9 mg SiO₂ L⁻¹). Konsentrasjonene av aluminium hos *Hydropsyche* og *Baetis rhodani* varierte mye i dette forsøket, og det er vanskelig å trekke entydige konklusjoner. Hyppigere skallskifter i miljø med ugunstig vannkvalitet kan være med på å forklare mangelen på entydige resultater ved at fisken kvitter seg med akkumulert aluminium i forbindelse med skallskifte (Bjerknes m.fl. 1997).

Samlet sett indikerer både prøvetakingen i elva og eksponeringsforsøkene i bur både fra forsøkene i 1997 og 2001 at silikatdoseringen hadde positive effekter på bunndyrsamfunnet i Tangedalselva. Når det gjelder akkumulering av aluminium på *Baetis rhodani* og *Hydropsyche* var resultatene preget av stor variasjon, og det var ingen entydige effekter å spore.

3.7 Langtidseffekter på påvekstalger

Forsøk med næringstilsetning

Ettersom man antok at næringssalter, da særlig fosfor, ville begrense algeveksten i Tangedalselva og derved forhindre en eventuell økning i veksten etter silikattilsetning, ble det gjort et eksperimentelt forsøk med næringstilsetning.

Et nytt eksperimentelt oppsett ble forsøkt i 2001. Det ble benyttet en tung stålkasse med 4 minirenner, hver med 5 substrat og mulighet for næringstilsetning (Lindstrøm 2001). Dette oppsettet har bl.a. vært benyttet i vekstforsøk i elver for å studere hva som begrenser primærproduksjonen/-algeveksten. Oppsettet er klart enklere å håndtere i praksis enn det tidligere forsøkte, men gir ikke samme mulighet til flere typer kvantitative målinger.

Kassene, en oppstrøms doserer "Øvre" og en nedstrøms "Nedre", ble eksponert 27. august og høstet 29. september 2001. I forsøket ble det tilsatt NO₃ i én renne, PO₄ i en annen, en kombinasjon av disse i den tredje, mens den fjerde tjente som kontroll. Det ble målt klorofyll *a* på 4 av totalt 5 parallelle prøver. Den 5. parallellen ble analysert for algesammensetning. Det ble lagt vekt på at strøm- og lysforhold var like for begge kasser. Ved utsetting var midlere vanddyp 33,5 cm (32-34) og 28,5 cm (28-29) over henholdsvis Øvre og Nedre kasse. Midlere strømhastighet 2 cm over kasselokkene var

henholdsvis 50,5 cm/sek (49-53) og 45,5 cm/sek (44-46). Da kassene ble høstet var midlere vanddyb redusert til henholdsvis 7 og 8 cm og midlere strømhastighet til 21 og 15 cm/sek.

Måling av aluminium, silikat, fosfor og nitrogen i tre vanlige begroingsorganismer

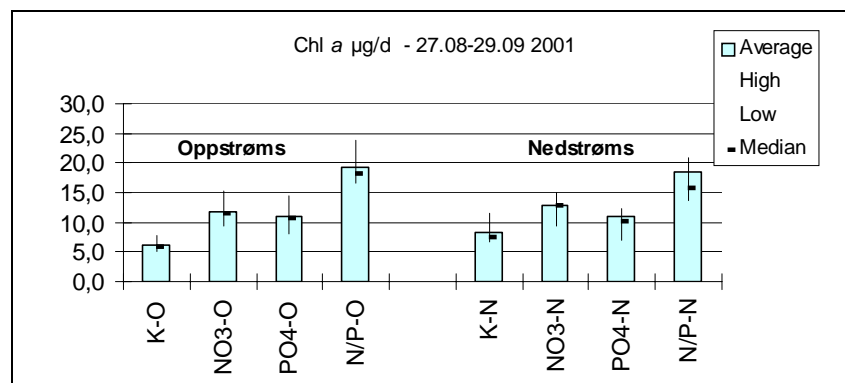
Ved tre anledninger i 2001, 19. juni, 27. august og 29. september, ble det samlet materiale av mosen *Nardia compressa*, rødalgen *Batrachospermum turfocum* og grønnalgen *Zygogonium sp3*. Disse har alle stor forekomst i Tangedalselva, og utgjør markerte og lett synlige begroingselementer. Alle tre er vanlige, og er særlig kjent fra utpreget næringsfattige og sure vassdrag. Av mosen *Nardia* og rødalgen *Batrachospemum* ble de ytterste friske skuddene (årsskuddene) klippet av. Av trådalgen *Zygogonium* ble det bare tatt frisk grønne forekomster. Alt materialet ble frosset ned ved ankomst til laboratoriet, senere frysetørket og knust før det ble analysert for aluminium, silkat, fosfor og nitrogen ved Lab. for Analytisk kjemi, NLH.

Resultater av vekstforsøk med næringstilsetning

Resultatene tyder på at det ikke var store forskjeller i vekstpotensiale/-hastighet oppstrøms og nedstrøms doserer (**Figur 15**). Det var riktignok svakt høyere klorofyllverdier på kontrollfiltre og fosfortilsette filtre i den silikatpåvirkede kassen, men forskjellen var så liten at den ikke kan tillegges vekt uten gjentatte forsøk eller med andre data som underbygger en slik slutning.

Det er verd å merke seg at både N og P så ut til å være begrensende for veksten. Næringsbegrensningen var imidlertid ikke større enn at de hver for seg ga noe økning i veksten. Ved tilsetning av en kombinasjon av N og P økte veksten ytterligere. At P var begrensende for veksten er ingen stor nyhet, men at N også var begrensende var overraskende. Dette var særlig overraskende fordi Tangedalselva har en beliggenhet svært nær utslippene fra Mongstad som bidrar med nitrogenutslipp til atmosfæren. Elva ligger dessuten i et område med mye nedbør og i en del av Norge som mottar noe NO_x fra langtransporterte forurensninger. Forsøk med samme metodikk som anvendt i Tangedalselva i en elv nær Dagali i Buskerud viste at økt tilgang på biologisk tilgjengelig nitrogen bidro til økt grønskevekst (Lindstrøm 2001). Forsøkene så også ut til på kunne knytte denne veksten opp mot trådformede grønnalger som er tilpasset ekstremt næringsfattige forhold. Delvis nitrogenbegrensning kan derfor langt på vei forklare hvorfor det til tider opptrer masseforekomst av trådformede grønnalger tilpasset ekstremt næringsfattige forhold i Tangedalselva.

I forhold til problematikken omkring silikattilsetning kan det se ut til at lokaliteten i Tangedal er såvidt markert næringssaltbegrenset at en moderat økning i silikatinholdet ikke vil gi store økninger i algeproduksjonen.



Figur 15. Klorofyll a akkumulert per dag på næringstilsatt vekstsubstrat eksponert oppstrøms silikatdoserer "O" og nedstrøms "N". Tangedalselva 27.8-29.9 2001.

Forsøk med næringstilsetning - algesammensetning på vekstsubstrat

Det ble foretatt en rask analyse av algemateriale akkumulert på vekstsubstratene i løpet av forsøket med næringstilsetning, fra 27. august til 29. september 2001. Data viser frekvens (relativ forekomst) av de ulike algene, som er gitt en score fra 1 til 10.

Resultatene viste noe større frekvens av kiselalger i 3 av 4 substrat eksponert nedstrøms silikatdoserer enn for tilsvarende substrat eksponert oppstrøms doserer. Det var også økt frekvens i skrapprøver tatt av 10 tilfeldig valgte stein nedstrøms doserer i forhold til tilsvarende prøver tatt oppstrøms. Det var i alt vesentlig kiselalgen *Tabellaria flocculosa* som økte i frekvens. *T. flocculosa* er svært vanlig i noe sure næringsfattige vassdrag. Den har evne til å etablere seg meget raskt og er svært ofte den første algen som dukker opp dersom et vassdrag er gjenstand for kraftig utspyling; "pioneralge". Den hadde økt frekvens på K (kontroll substrat), på N (nitrogen tilsatt substrat), på N+P (nitrogen og fosfor tilsatt), men ikke på P (bare fosfor). Det var også *T. flocculosa* som økte i frekvens i skrapprøven tatt nedstrøms doserer. Artssammensetningen oppstrøms og nedstrøms doserer så ellers ut til å være mer eller mindre den samme, ingen "nye" kiselalger så ut til å dukke opp nedstrøms doserer.

Bortsett fra *Tabellaria flocculosa* besto kiselalgesamfunnet av noen få forsuretolerante arter. På N-tilsatte og N+P-tilsatte substrat var det økt frekvens av *Pinnularia cf. mesolepta*, men dette var like utpreget oppstrøms som nedstrøms dosering og tilskrives næringstilsetning og ikke silikatdosering. P-tilsatte substrat hadde økt frekvens av et par trådformede grønnalger, bl.a en *Stigeochlonium* art. Dette gjaldt både prøver eksponert oppstrøms og nedstrøms doserer. P-tilsatte substrat hadde også en viss forekomst av en uidentifisert trådformet cyanobakterie, trolig en representant for slekten *Pseudochanthransia*.

Tabell 12. Relativ forekomst av begroingsalger på fiberduk, høstet etter vekstforsøk i Tangedalselva 27.8-29.9 2001. Øvre: oppstrøms silikatdoserer og Nedre: nedstrøms. K: kontroll, N: nitrogentilsetning, P: fosfortilsetning, N+P: nitrogen og fosfor.

Påvekstalger	K Øvre	K Nedre	N Øvre	N Nedre	P Øvre	P Nedre	N+P Øvre	N+P Nedre
Cyanobakterier (Cyanophyta)								
<i>Uidentifiserte trådformede cyanobakterier</i> (cf. <i>Pseudanabaena</i>)			1	2	2	2	4	4
Grønnalger (Chlorophyta)								
<i>Binuclearia tectorum</i>	3	2	4	3	4	2	3	4
<i>Chae sur</i> (cf. <i>Stigeochlonium</i>)					5	5		
<i>Klebshormidium rivulare</i>					2	4	2	2
<i>Microspora plaustris</i> var. <i>minor</i>	3	2	1	1	1	2	1	2
<i>Mougeotia a</i> (8-12µ)	2	2	3	2	2	1		
<i>Mougeotia a/B</i> (12-15µ)	1		3		1		1	
<i>Penium</i> spp.							1	1
<i>Uidentifiserte coccale chlorophyceer</i>		1	2					
<i>Zygonium</i> sp3	1	1		1				
Kiselalger (Bacillariophyta)								
<i>Eunotia curvata</i>	2	2	2	2	2	2	1	1
<i>Eunotia exigua</i>	1	2	2	2	1	2		
<i>Eunotia incisa</i>						1	1	
<i>Eunotia praeurupta</i>						1		
<i>Eunotia rhomboidea</i>	1		1	1				
<i>Fragilaria capucina</i>		2	1					
<i>Frustulia rhomboides</i>	1	1			1	1	1	1
<i>Peronia fibula</i>	1		1					
<i>Pinnularia mesolepta</i> (var.?)		2	2	1	2	1		
<i>Tabellaria flocculosa</i>	6	10	6	10	6	6	5	8
<i>Tabellaria quadriseptata</i>	1	1	1	1	1	1		
Antall taksa	10	9	13	13	11	12	12	11

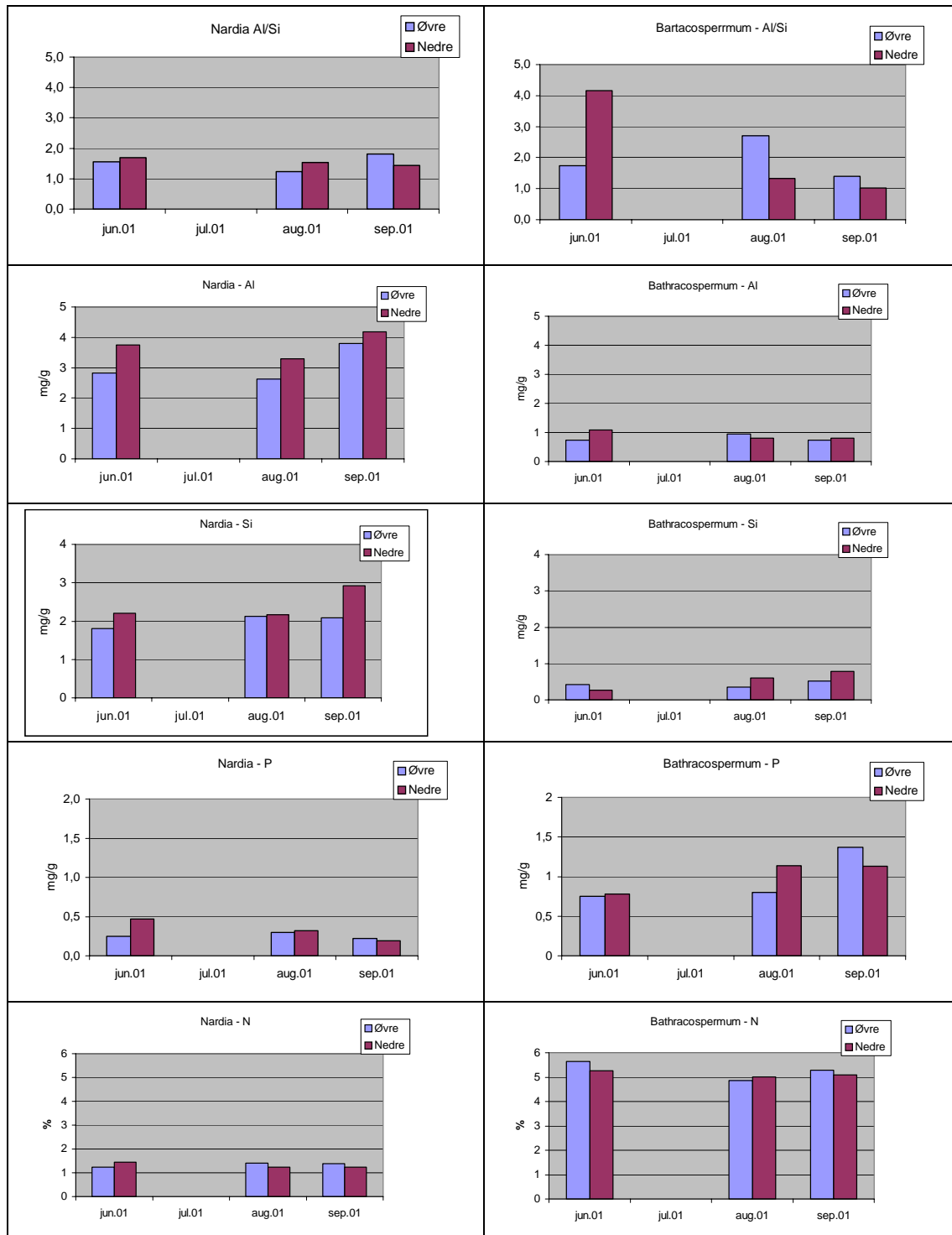
Innhold av aluminium, silikat, nitrogen og fosfor i tre vanlige begroingsorganismer

Innhold av aluminium og silisium, nitrogen og fosfor per vektenhet i mosen *Nardia compressa* og rødalgen *Batrachospermum turfocum* er vist i **Figur 16**. Forholdet mellom aluminium og silisium er også vist. Prøvene ble tatt oppstrøms (Øvre) og nedstrøms (Nedre) silikatdoserer. Bare prøver tatt 27. august og 29. september har hatt jevn silikattilsetning over lengre tid. I juni var det flere forhold, foruten ujevn/avbrutt silikatdosering, som innvirket på vannkvalitet og forsøksbetingelser. Skal en se på eventuelle virkninger av silikatdosering bør bare prøver fra august og september tas i betraktning.

Ikke for noen av de aktuelle prøvene var det svært store forskjeller mellom materiale samlet oppstrøms og nedstrøms doserer. Det var riktignok en generell tendens til høyere innhold av silisium nedstrøms doserer. Dette så særlig ut til å gjelde rødalgen *Batrachospermum*. Det så imidlertid ikke ut til å ha skjedd markerte utskiftninger i plantene av aluminium med silisium. For *Batrachospermum* var Al innholdet mer eller mindre det samme oppstrøms og nedstrøms doserer, og Al/Si forholdet var bare svakt lavere nedstrøms doserer. For *Nardia* så det sogar ut til at innholdet av aluminium økte svakt nedstrøms silikatdoserer, derved ble det ikke registrert vesentlige endringer i Al/Si forholdet. Dette noe uventede resultat for mosen *Nardias* vedkommende, fikk vi også ved innledende forsøk i 1997 (Åtland m fl. 1998). Plantenes innhold av næringssaltene fosfor og nitrogen så heller ikke ut til å bli vesentlig endret som følge av silikatdoseringen.

Det er videre verd å merke seg de store forskjellene mellom mosen *Nardia* og rødalgen *Batrachospermum* i innhold av aluminium og silisium. Konsentrasjonene var to til tre ganger høyere i mosen enn i rødalgen. Innholdet av næringssaltene fosfor og nitrogen var på den annen side to til tre ganger høyere i rødalgen enn i mosen. Selv om resultatene ikke er av direkte betydning for

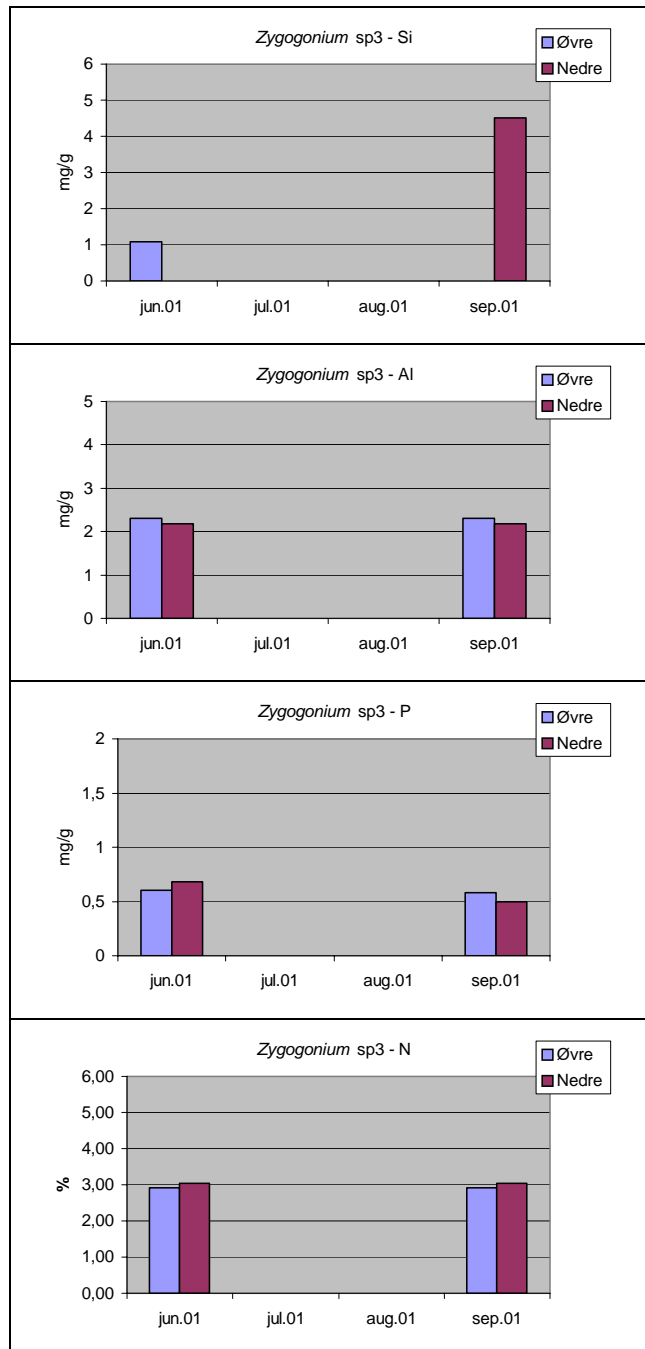
problemstillingen ang. effekter av silikatdosering, gir de i likhet med vekstforsøkene interessant informasjon om vannvegetasjonen i sure, næringsfattige vassdrag.



Figur 16. Innhold av aluminium og silisium, fosfor og nitrogen i mosen *Nardia compressa* og rødalgen *Batrachospermum turfocum*. Tangedalselva 2001.

Noen av de trådformede grønnalgeprøvene viste seg å ha for lite materiale til å analysere på silisium. Det var dessuten for lite trådformede grønnalger i vassdraget den 27. august til å samle materiale til

elementanalyser. Datamaterialet er derfor for lite til å si noe om virkninger av silikattilsetning på elementinnholdet, men det *kan* se ut til at algenes innhold av aluminium og næringssaltene N og P ikke ble vesentlig endret ved silikatdosering (**Figur 17**).



Figur 17. Innhold av silisium, aluminium, fosfor og nitrogen per vektenhet i den tråformede grønnalgen *Zygonium sp3*. Tangedalselva 2001.

4. Kjemiske effekter av silikatdosering

4.1 *In situ* målinger av vannkjemi

Ved fire stasjoner i Tangedalselva ble det utført *in situ* fraksjonering av vann i tilknytning til eksponering av fisk for å studere avgiftningsmekanismer ved dosering med silikatlut. Dette ble utført oppstrøms dosering (Stasjon 1), like nedstrøms (Stasjon 2) og ved to stasjoner lokalisert lengre nedover i elva (Stasjon 3 og 4), under ulike doserte Si-konsentrasjoner i elva. For å få informasjon om oppholdstiden av elvevannet etter inndosering av silikat til stasjon 1 og før utløp i Frøysyetelva (Stasjon 4) ble saltfortynningsmetoden benyttet.

Vannkjemi

pH, temperatur og konduktivitet ble målt i felt i tilknytning til *in situ* fraksjonering av vannprøver (ved bruk av PHM80 Portable pH meter med Radiometer elektrode PHC2005 og Conductivity meter LF323). pH ble i tillegg målt på NIVA i innsamlede prøver. For å få informasjon om avgiftningsprosesser etter dosering med silikat med hensyn på aluminium, ble Al fraksjonert *in situ*.

Tangedalselva er relativt humøs, og for å studere om silikat eventuelt reagerte med organisk karbon og derved ble mindre tilgjengelig for avgiftning av Al ble Si og totalt og løst organisk karbon (TOC/DOC) også fraksjonert *in situ*.

Metode *in situ* fraksjonering:

Ved de enkelte stasjonene i elva og i karene (jmf. kap 4.1.1.) ble det utført *in situ* fraksjonering av vann for å skille de ulike størrelsesfraksjonene av aluminium, silikat og organisk karbon (TOC/DOC) og ulike ladningsfraksjoner av Al. Det ble benyttet membranfiltre (0,45 µm) og ultrafiltre (10 kDa) for å skille mellom ulike molekylvektstørrelser og det ble benyttet ionebytting (kationbytting) og ekstraksjon for å skille mellom ulike ladningsfraksjoner. Vannet ble pumpet direkte opp fra elva/kar ved hjelp av en peristaltisk pumpe før fraksjonering. Ladningsfraksjonering ble utført i henhold til Barnes/Driscoll's metoder (Barnes 1975, Driscoll 1984)). Fraksjonerte prøver ble lagret kaldt før videre bestemmelse av aluminium og silisium på laboratoriet. Ekstraherte prøver ble bestemt med hensyn på Al med spektrofotometer, mens total-konsentrasjonen av Al og Si ble bestemt ved ICP-AES i surgjorte prøver. Surgjorte prøver omfatter tilsetning av 1 volumprosent konsentrert HNO₃ og lagring ved 4 °C i ca 1 mnd.

Ulike tilstandsformer som ble bestemt:

Konsentrasjonen av ulike størrelses grupper av Al/Si (partikulært, kolloidalt og lavmolekylært Al/Si) som ble bestemt:

total Al/Si	= Total konsentrasjon av Al/Si i vannprøven
Al/Si (<0,45µm)	= Total konsentrasjon av Al/Si i 0,45 µm membranfiltrert prøve
LMM Al/Si	= Total konsentrasjon av Al/Si i ultrafiltrert prøve (<10 kDa)
	LMM = low molecular mass
HMM Al/Si	= Al/Si (<0,45µm) minus den lavmolekylære (LMM) Al/Si
	HMM = high molecular mass

LMM og HMM er i det følgende betegnet som henholdsvis lav- og høymolekylære former.

De ulike størrelsesgruppene av Al ble fraksjonert med hensyn på ladning, og følgende tilstandsformer ble bestemt:

- tot-Al:** Total Al-konsentrasjon i vannet, bestemt på laboratoriet ved ICP-AES i surgjorte prøver (1% HNO₃ minimum 1 mnd etter surgjøring)
- Alc:** Syrereaktivt Al, ofte benevnt kolloidalt partikulært Al,

- beregnet ved: $Al_c = \text{tot-Al} - Al_a$
- Al_a:** Reaktivt Al, vannprøve ekstrahert med 8-hydroxyquinoline og metylisobutylketon i 20 sekunder, lagret ved 4 °C i minst 2 dager før bestemmelse av Al-konsentrasjon ved hjelp av spektrofotometer
- Al_o:** Ekstrahert Al i eluat fra kationbytterkolonne (nøytrale eller negativt ladd), Al-konsentrasjon bestemt ved hjelp av spektrofotometer
- Al_i:** Retensjon i kationbytter, beregnet ved: $Al_i = Al_a - Al_o$

Totalt og løst organisk karbon (TOC/DOC):

Med utgangspunkt i størrelsesfraksjonerte vannprøver i felt ble organisk karbon målt i totalprøver, filtrerte og ultrafiltrerte prøver på laboratoriet.

Følgende organiske fraksjoner ble målt:

Total TOC = TOC i totale vannprøve

<0,45 µm-DOC = DOC i 0,45 µm filtrerte prøver

LMM DOC = DOC i ultrafiltrerte prøver (<10 kDa)

TOC/DOC ble bestemt med Shimano TOC-5000 av LAK etter surgjøring av prøvene med 1% HCl.

Resultater

I juni 2001 viste saltfortynningsmetoden at stasjon 2 var plassert ca. 60 sekunder nedstrøms dosering av silikat (på det aktuelle tidspunktet). Etter dosering av silikat hadde vannet totalt sett en oppholdstid i Tangedalselva på 37 minutter før vannet passerte stasjon 2, dette er ca halvveis før vannet møter Frøysetelva og renner ut i sjøen. Det er imidlertid viktig å være klar over at på det aktuelle prøvetidspunktet var vannføringen relativt normal, og at den kan være betydelig høyere. En høyere vannføring vil medføre betydelig kortere oppholdstid etter dosering av silikat. Bruk av metoder som avgifter Al i Tangedalselva hurtig etter dosering, er derfor helt essensielt for å få positiv effekt på vannkvaliteten i Tangedalselva.

Tabell 13 viser at pH endres momentant etter dosering av silikat (innen 60 sekunder) og er relativt stabilt nedover i elva i juni 2001. Ved prøvetakingstidspunktet ble det dosert 3,84 mg SiO₂ L⁻¹ og silikat konsentrasjonen økte fra 1,38 til 5,22 mg Si O₂ L⁻¹ med påfølgende pH økning fra 5,16 til 6,51. Økningen i silikat og den påfølgende økningen i pH er noe større enn ønsket i utgangspunktet. Snitt for hele eksponeringsperioden var en silikat dose på 4,93 SiO₂ L⁻¹ og pH økning fra 5,29 til 6,51.

Under forsøkene i september 2001 ble det dosert gjennomsnittlig 1,8 mg SiO₂ L⁻¹ og registrert en gjennomsnittlig pH endring fra 5,27 til 5,86.

Under eksponeringsperioden i april 2002 var Tangedalselva i utgangspunktet surere, og det ble dosert gjennomsnittlig 0,7 mg SiO₂ L⁻¹ og registrert en gjennomsnittlig pH økning fra 4,97 til 5,3. Under den vannkjemiske dokumentasjonen 5. april var Tangedalselva relativt sur (pH 4.87) og i elva ble det på dette tidspunktet ca 2,3 mg SiO₂ L⁻¹. Konsentrasjonen i elva var 1,16 mg SiO₂ L⁻¹, slik at etter dosering var det 3,5 mg SiO₂ L⁻¹. **Tabell 13** viser endring av pH, pH var henholdsvis 5,64 og 5,36 ved stasjon 2 og stasjon 3 etter dosering av silikatlut til Tangedalselva.

Tabell 13. pH, temperatur og ledningsevne i Tangedalselva under in situ fraksjonering 12.- 14. juni 2001 og 5. april 2002

Lokalitet	Dato	Temp °C	pH	kond. (µS/cm)	Dosert Si (mg L ⁻¹)
Stasjon 1 (oppstrøms)	12.06.01 12:00	11,9	5,16	23	
	05.04.02 08:00	4,6	4,87	30	
Stasjon 2 (rett etter dosering)	12.06.01 15:00	13,3	6,51	23	3,84
	05.04.02 17:30	6,7	5,64	29,2	2,36
Stasjon 3 (under bru)	12.06.01 16:00	14,7	6,47	23	3,84
	05.04.02 18:30	6,7	5,36	29,9	1,79
Stasjon 4 (utløp)	12.06.01 19:00	14,1	6,48	23	

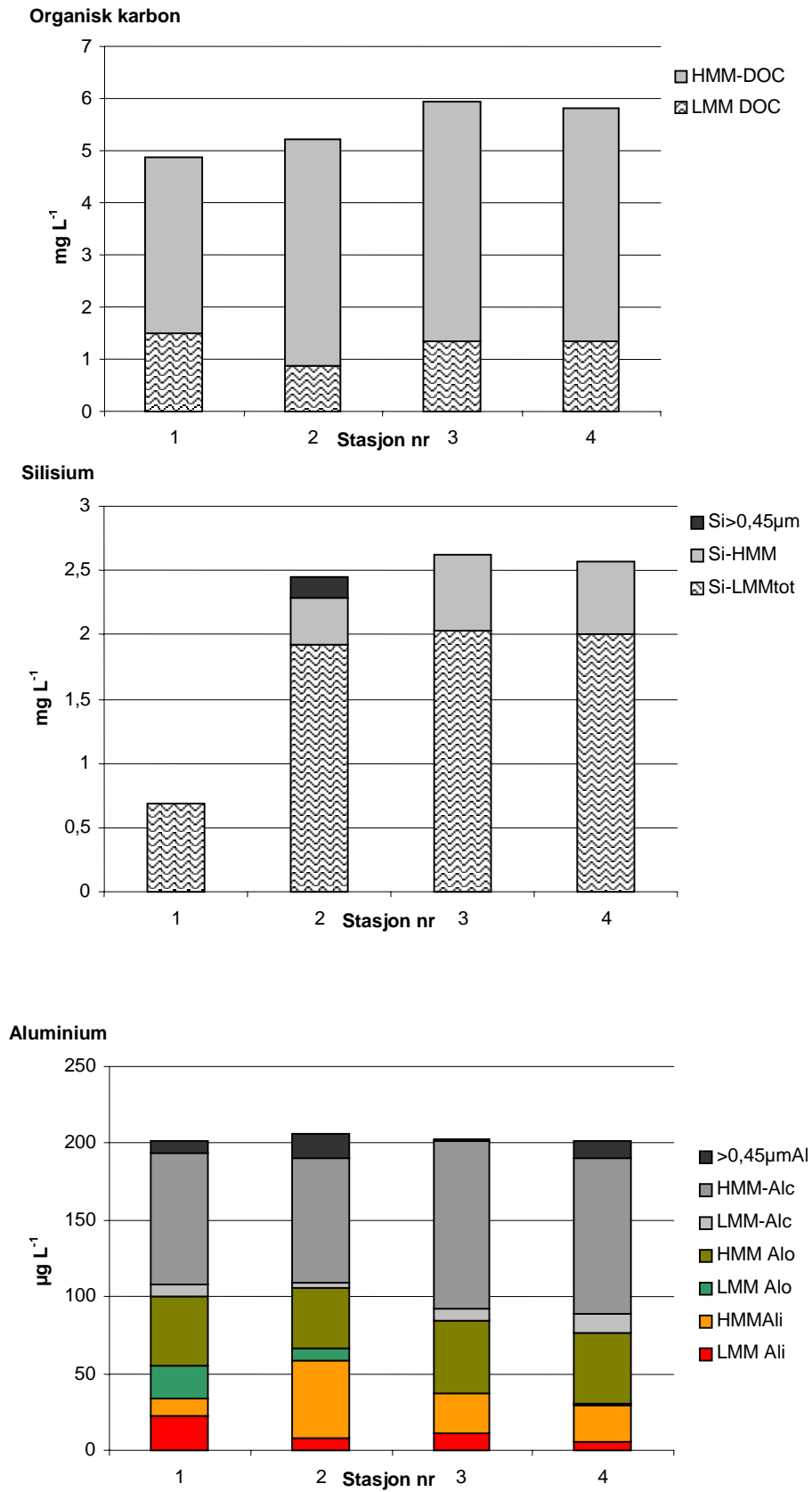
I Tangedalselva foreligger en stor andel (75%) av det organiske materialet (DOC) som kolloidalt/høymolekylært ($0.45\mu\text{m} > < 10\text{kDa}$) som vist i **Figur 18**. Resultatene indikerer videre at en mindre fraksjon av Si foreligger som kolloidalt Si, mens hovedandelen foreligger som lavmolekylære former, og det er ingen betydelige endringer i Si-fordelingen med økende tid etter dosering. Dette ble også observert i juni 2001 og i april 2002 med silikatdoser på henholdsvis 3,8 og 2,3 mg SiO₂ L⁻¹. Betydelige mengder av silikat avsettes derfor trolig ikke på organisk materiale.

Konsentrasjonen av aluminium i vassdraget er relativt høy (total-Al ca 200 µg L⁻¹ i juni 2001, og total-Al ca 140 µg L⁻¹ i april 2002), og konsentrasjonen endres ikke nedover i elva under de aktuelle prøvetidspunktene (**Figur 18**). I det sure Tangedalsvannet foreligger betydelig fraksjon som reaktivt negativt/uladd Al (Alo) og som kolloidalt bundet aluminium. Den høye fraksjonen av kolloidalt bundet Al er trolig relatert til organisk materiale og den høye konsentrasjon av kolloidalt organisk materiale.

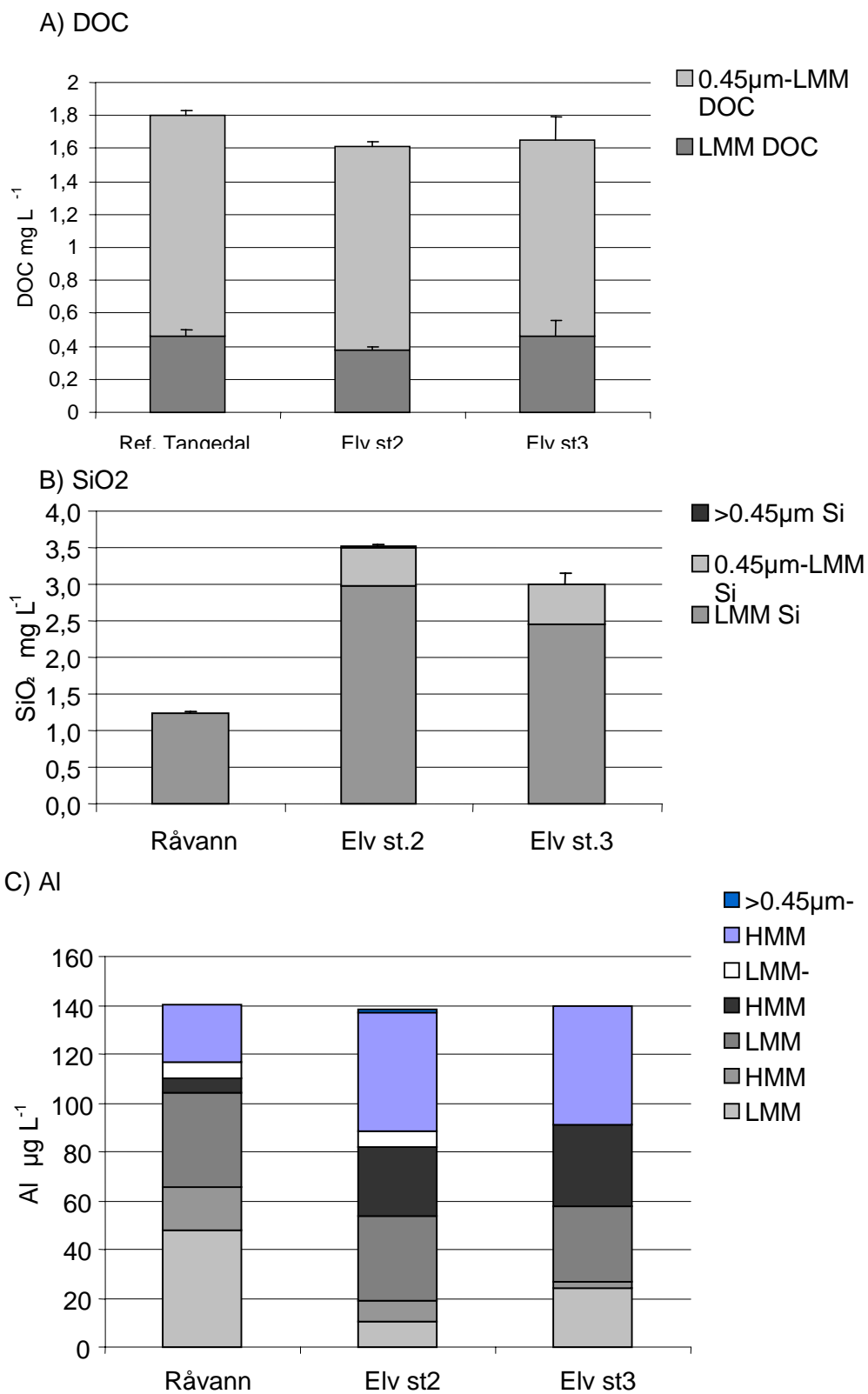
Etter dosering av silikat til Tangedalsvann endres konsentrasjonen av positivt ladd og reaktivt negativt/uladd Al (**Figur 18**). Konsentrasjonen av lavmolekylær positivt ladd Al reduseres (innen 60 sekunder i juni 2001), og konsentrasjonen av høymolekylært positivt ladd Al øker på bekostning av lavmolekylær Ali og Alo.

Med økende tid etter dosering og transport av vannet videre nedover elva holdes konsentrasjonen av lavmolekylær Ali lavt og konstant, mens høymolekylær Ali avtar og høymolekylært Alo øker. Resultatene indikerer rask avgiftning av lavmolekylær Ali (mindre enn 60 sekunder etter dosering i juni 2001), og produksjon av en høymolekylære Si-Al tilstandsformer som er positivt ladd rett etter dannelse, men som avtar i ladning med økende tid. At Al-avgiftningen går raskt, er svært viktig med tanke på bruk av silikat i forhold til kalk. Konsentrasjonen av høymolekylær Si er trolig assosiert med høymolekylær Al som vist av Bang (2001). Under forsøket i april 2002 økte imidlertid konsentrasjonen av lavmolekylær Ali, dette samtidig med at Si konsentrasjonen avtar. Dette indikerer tilførsel av Al-holdig og Si-fattig vann gjennom tilsig som blandes inn i elva.

Basert på dosering av 2,3 mg SiO₂ L⁻¹ og sett i forhold til en dose på 4 mg SiO₂ L⁻¹ så måles det en høyere konsentrasjon av Ali nedstrøms doseringen. Dette kan være en effekt av at det i utgangspunktet var høyere Ali konsentrasjoner i vannet og/eller som følge av redusert avgiftning ved 2 mg SiO₂ L⁻¹.



Figur 18. Konsentrasjon av ulike former nedover i Tangedalselva 12 juni 2001. A. DOC B. Silisium og C. Aluminium



Figur 19. Konsentrasjonen av A) DOC B) Silikat og C) Aluminium nedover i Tangedalselva 5. april 2002.

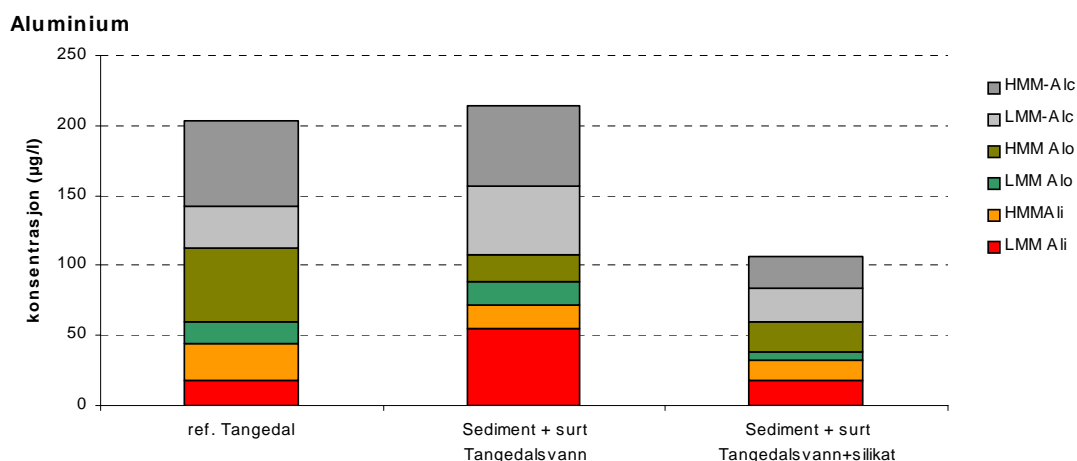
4.2 Effekt på sedimenter

Under flomeepisoder vil betydelige mengder partikulært materiale/sedimenter kunne virvles opp, og vi ønsket å undersøke hvilken effekt dette vil ha på vannkvaliteten i Tangedalselva med og uten silikatdosering. Dette ble gjort som et enkelt karforsøk hvor innsamlede sedimenter ble fordelt mellom to kar, et kar med surt Tangedalsvann, og ett kar med med surt Tangedalsvann og silikat ($3,5 \text{ mg SiO}_2 \text{ L}^{-1}$). Vann/sediment ble kraftig omrørt, og lagret over natten før prøvetaking.

Ved tilsetning av sedimenter til surt vann fra Tangedalselva økte konsentrasjonen av partikulært, kolloidalt og lavmolekylært materiale i vannet. Dette medfører at det totale overflatearealet på suspendert materiale i vannet øker kraftig, og at overflater som er tilgjengelige for reversible reaksjoner vil være stor. Innblanding av sedimenter i Tangedalsvann endret ikke pH (henholdsvis pH 5,09 og 5,05). Ett døgn etter innblanding med påfølgende sedimentering var det fortsatt en relativt høy konsentrasjon av partikler i vannet. For å redusere de analytiske problemene ble vannprøvene membranfiltrert gjennom $0,45\mu\text{m}$ filter før videre fraksjonering og innsamling. Det er viktig å være klar over at en betydelig konsentrasjon av Al trolig foreligger som partikulære tilstandsformer i disse vannkvalitetene, men pga filtrering blir disse ikke bestemt. Etter innblanding av sedimenter var den totale ikke-partikulære konsentrasjonen av Al relativt uendret ($<0,45\mu\text{m}$), men **Figur 20** viser en endret sammensetning av Al tilstandsformer. Det var en økt konsentrasjon av lavmolekylær Al (positivt ladd Al og kolloidalt Al), og en redusert konsentrasjon av høymolekylær Al (Al_0) i vannet etter innblanding av sedimenter i forhold til i det opprinnelige sure vannet. Resultatene indikerer mobilisering av reversibelt bundet Al_i i sedimentene etter opprøring i det sure vannet.

Innblanding av sedimenter og silikat ($3,5 \text{ mg SiO}_2 \text{ L}^{-1}$) til vannet ga en liten økning i pH (henholdsvis 5,05 til 5,18), men betydelig mindre enn konsentrasjon av tilført OH^- skulle tilsi. Ett døgn etter utrøring og tilsetning av silikat måles en betydelig lavere konsentrasjon av Al ($< 0,45\mu\text{m}$) i vannet **Figur 20**. Det er spesielt en betydelig reduksjon av høymolekylær Al (Al_i , Al_0 og Al_c) men også en liten reduksjon av lavmolekylær Al (Al_0).

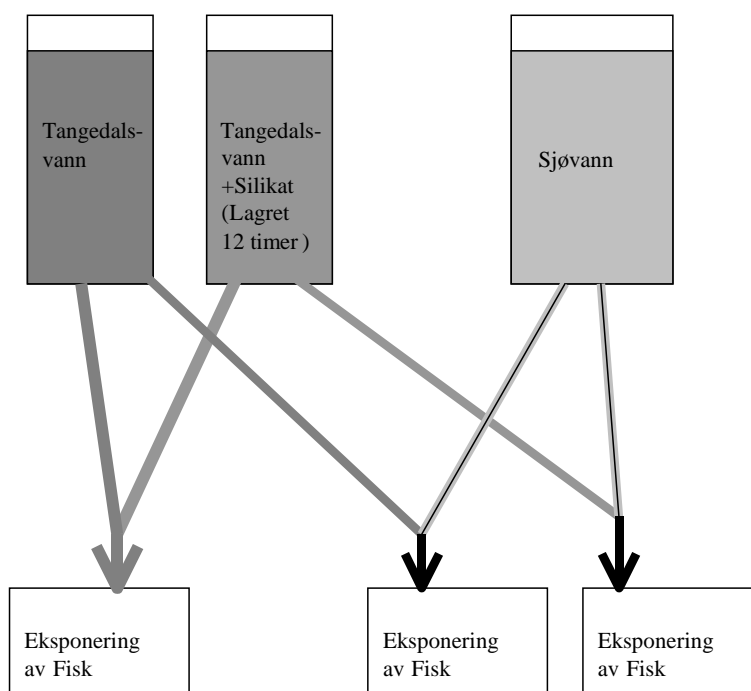
Basert på resultatene med og uten silikat, er det en betydelig reduksjon i konsentrasjonen av kolloidalt Al (LMM Al_c og HMM Al_c) og ingen mobilisering av lavmolekylær Al_i der det ble tilsatt silikat. Redusert konsentrasjon av kolloidalt Al kan forklares med økt aggregering av kolloidalt Al. Resultatene indikerer derfor at silikat øker aggregeringen av partikulært /kolloidalt i vannkvaliteter hvor konsentrasjon av partikulært og kolloidalt materiale er høy. Tilsetning av silikat-lut hindret også mobilisering av reversibelt bundet Al fra sedimenter. I praksis vil dette bety at dosering av silikatlut vil ha en positiv effekt for å redusere Al-mobilisering fra sedimenter som virvles opp under flomeepisoder.



Figur 20. Konsentrasjon av ulike Al-tilstandsformer i surt Tangedalsvann med og uten silikat etter innrøring av sedimenter fra Tangedal.

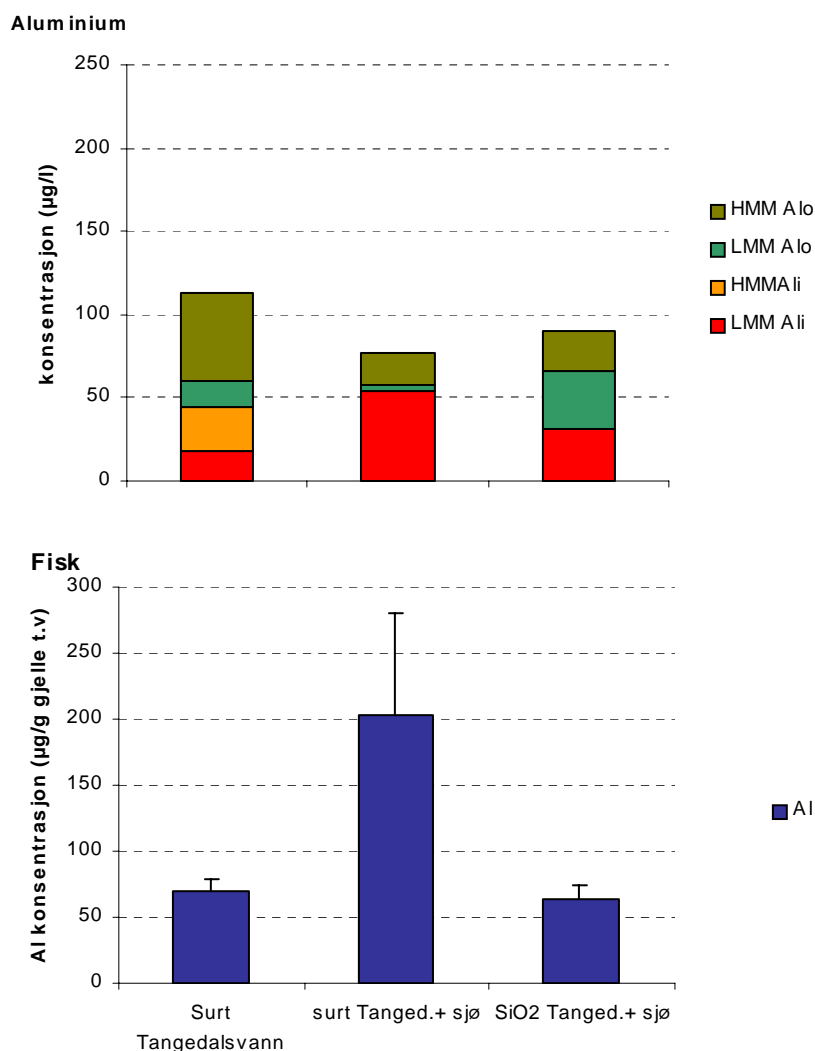
4.3 Effekt av silikat på mobilisering av Al i estuarieblandsoner

Det er dokumentert at Al kan mobilisere fra kolloidalt materiale ved innblanding i sjøvann og økning i ionestyrke. Dette er spesielt viktig med tanke på problematikken knyttet til estuarine blandsoner og dokumentert dødelighet på fisk i matfiskanlegg i slike områder (Bjerknes m.fl. 2003). For å studere om Al-silikat komplekser mobiliserer Al ved innblanding av sjøvann ble sjøvann tilsatt til surt Tangedalsvann med og uten silikat-behandling i juni 2001. Også i denne vannkvaliteten ble fisk eksponert. Silikatbehandlet Tangedalsvann ble lagret et døgn i en tank før tilsetning av sjøvann. Ubehandlet Tangedalsvann og Si-behandlet Tangedalsvann ble kontinuerlig tilsatt sjøvann og før innpumping til i et 20 l svart kar med fisk (**Figur 21**). Fisk (n=5) ble slik kontinuerlig eksponert til en estuarieblandsoner med og "uten" Al-Si komplekser. For å få informasjon om raske avgiftingsprosesser ble Al fraksjonert in situ.



Figur 21. Skisse over karforsøk i april 2002.

Innblanding av sjøvann til elvevann og silikatbehandlet elvevann resulterte i en pH på hhv. 7,09 og 7,37 og en salinitet på hhv. 5,8 og 5,7 ‰. Det var ingen betydelige endringer i temperatur mellom estuarieblandsonen og elvevannet (henholdsvis 12,5 og 12,6 °C) og innblanding var konstant i eksponeringsperioden. Resultatene fra innblanding av sjøvann i Tangedalsvann viser en mobilisering av LMM positivt ladd Al (hhv. 18-54 $\mu\text{g L}^{-1}$) og en økt avsetning av Al på gjeller i forhold til i ferskvannet (hhv. 203 ± 78 i forhold til 69 ± 10 $\mu\text{g Al/g tv. gjelle}$). Ved dosering av silikat til elvevannet før innblanding med sjøvann ble det målt en betydelig lavere konsentrasjon av reaktivt aluminium i estuarieblandsonen. Konsentrasjonen av Al som avsettes på gjeller til fisk er også betydelig mindre i estuarieblandsonen hvor elvevannet først er behandlet med silikat enn hvor elvevannet er ubehandlet. Al-gjelle resultatene reflekterer de vannkjemiske resultatene og viser at silikat reduserer konsentrasjonen av gjellereaktivt Al i estuarieblandsonen ved redusert mobilisering og/eller avgifting av mobilisert Al ved innblanding av sjøvann og økning i ionestyrke. Dette resultatet er svært viktig med tanke på estuarine blandsoner med giftig Al både for villfisk og i akvakultursammenheng. Det er imidlertid viktig å være klar over at forsøket er basert på relativt høy dose silikat i elvevannet (4 mg $\text{SiO}_2 \text{ L}^{-1}$), og at effektene kan være betydelig mindre ved lavere silikatdoser.



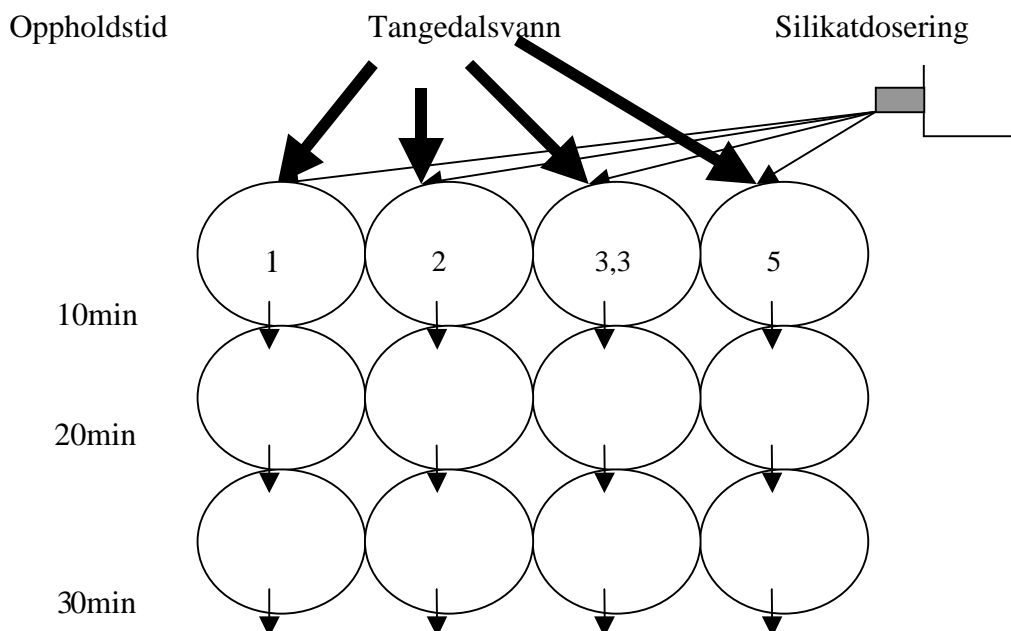
Figur 22. Innblanding av sjøvann til surt Tangedalsvann og silikatbehandlet Tangedalsvann. A) fordeling mellom ulike Al tilstandsformer B) Al avsetning på gjeller til eksponert fisk (N = 5).

5. Optimalisering av silikatdose – karforsøk

For å optimalisere avgifting med silikat i Tangedalsvann under episoder med surt/dårlig vann ble det utført et karforsøk hvor surt Tangedalsvann ble tilført silikat i fire ulike konsentrasjoner i april 2002. Tangedalsvann tilsatt silikat ble overført til tre påfølgende 50 liters kar (**Figur 23**). Vannet ble slik aldret 10, 20 og 30 minutter etter tilsetning av silikat. I kar med 10 minutters aldret vann og 30 minutters aldret vann ble det utført Al fraksjonering. I alle kar ble det eksponert laksesmolt fra Matre Havbruksstasjon. Oppsett for karforsøkene er vist i **Figur 24**

5.1 Resultater - vannkjemi

Det ble benyttet *in situ* fraksjonerings teknikker for å få informasjon om hastigheten i avgiftingsprosessene etter dosering med silikat med hensyn på Al transformasjoner.



Figur 23. Skjematisk oppsett av karforsøket. Det ble tilført 4,6 L Tangedalsvann pr minutt til de enkelte stamperne. Til surt Tangedalsvann ble det dosert silikat lut (4 ulike nivåer) fra en stamløsning ved hjelp av en peristaltisk pumpe. Tangedalsvann og silikatlut ble blandet før innløp til første kar rekke (nivå A), og videre aldret til 10, 20 og 30 minutter i de enkelte karene.



Figur 24. Foto av forsøksoppsettet som ble benyttet i Tangedalselva våren 2002.

Resultater

Med utgangspunkt i det sure Tangedalsvannet (pH 4,87 og $45\mu\text{g Ali L}^{-1}$) ble det dosert 1, 2, 3.3 og 5 mg $\text{SiO}_2 \text{ L}^{-1}$. Disse karene omtales heretter som Si1, Si2, Si3.3 og Si 5. Etter dosering økte pH til: 5.11, 5.34, 5.75 og 6.09. (**Tabell 14**). Dette stemmer godt overens med pH-økningen observert i elva etter dosering av $2,3 \text{ mg SiO}_2 \text{ L}^{-1}$.

Tabell 14. pH, temperatur og dosert SiO_2 i de ulike karene

Stasjon	Tid etter dosering min	Tid 5 april 02	pH	Temperatur °C	Kond. $\mu\text{S/cm}$	Dosert $\text{SiO}_2 \text{ mg L}^{-1}$
Ref. Tangedal	0	08:00	4,87	4,6	30	0
Si 1	10	09:30	5,11	4,6	30,8	1,20
Si 1	30	10:00				1,05
Si 2	10	14:30	5,34			2,09
Si 2	30	10:30				1,96
Si 3,3	10	15:30	5,75			3,33
Si 3,3	30	15:00				3,35
Si 5	10	16:30	6,09	6,7	32,1	5,01
Si 5	30	16:00				5,03

Silikat

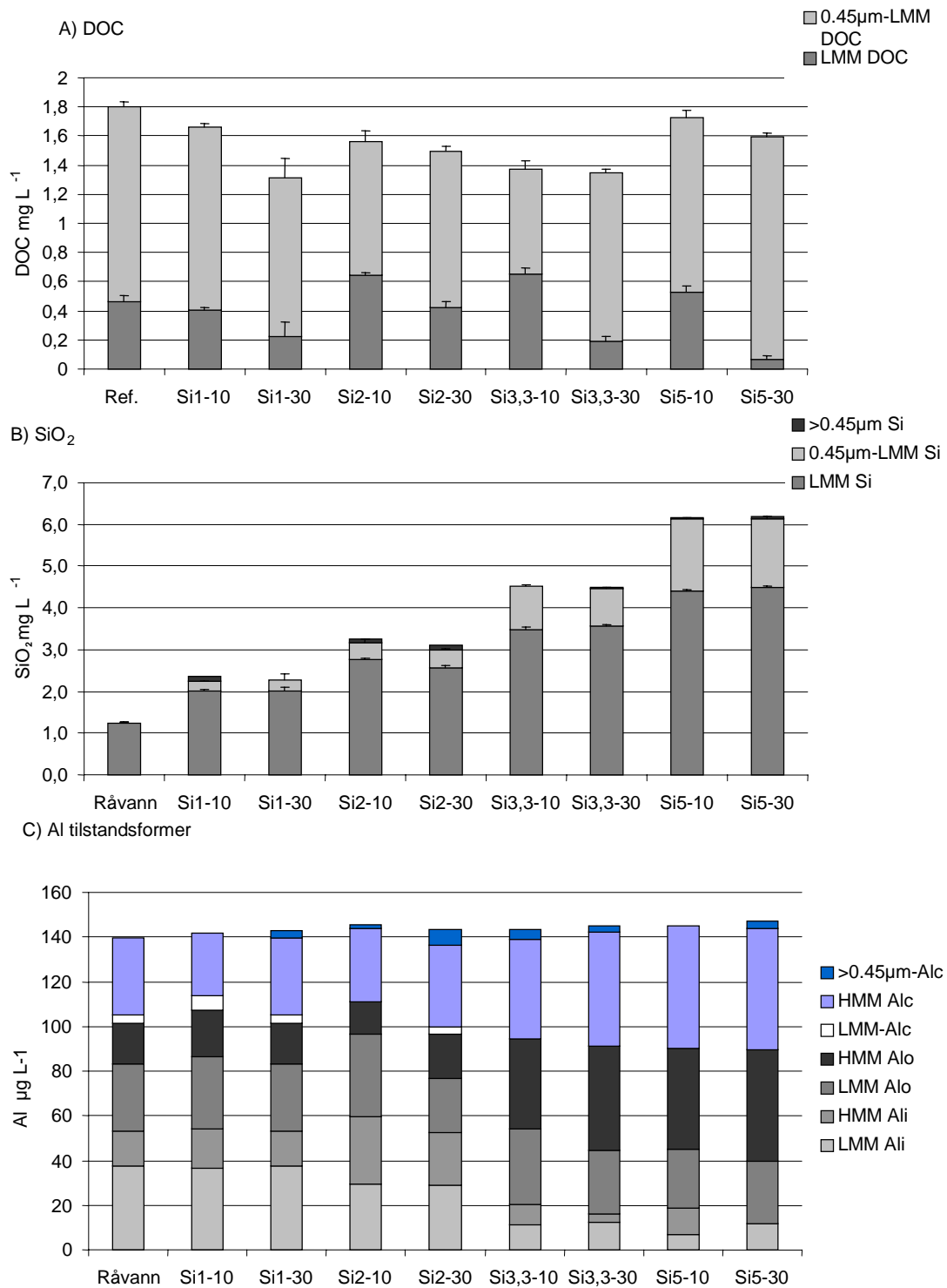
Etter dosering av silikat (<10 min etter dosering) økte konsentrasjonen av høymolekylær Si (**Figur 25B**) som ikke eksisterte i det sure Tangedalsvannet. Dette ble også observert i elva. Den relative konsentrasjonen av høymolekylær Si økte med økende dose (10-28%).

Løst organisk karbon (DOC)

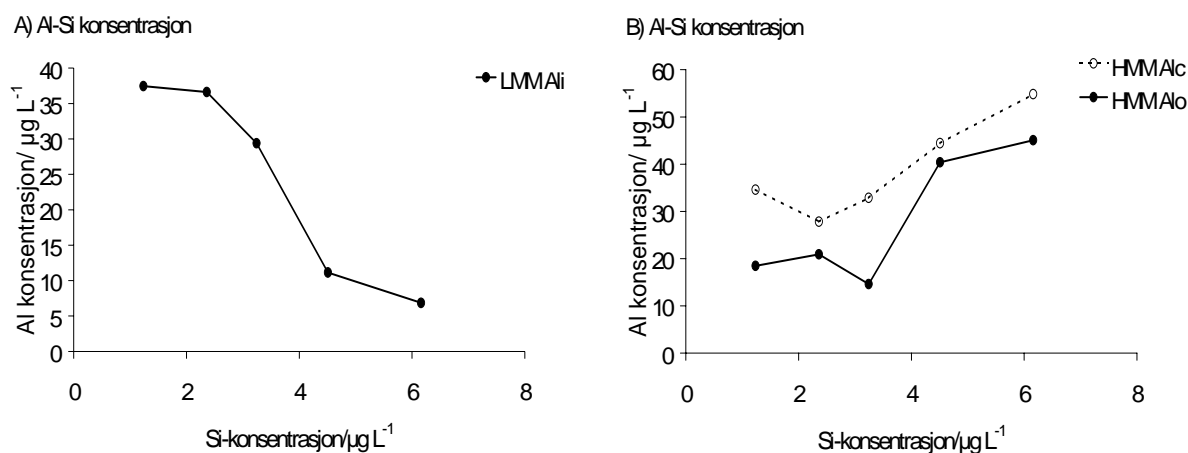
Mellom karene ble det observert en noe varierende DOC-konsentrasjon. Det var generelt en tendens til redusert DOC med økende tid fra blanding. Dette kan være et resultat av sedimentering i karene. Etter dosering av SiO₂ til vannet er det også en klar redusert konsentrasjon av lavmolekylært, løst organisk karbon med økende tid fra blanding (**Figur 25A**). Konsentrasjonen av lav- og høymolekylær Si endres imidlertid ikke fra 10 til 30 minutter etter blanding (**Figur 25 B**). Dette indikerer at Si og løst organisk karbon ikke har felles transformasjoner.

Aluminium

Total konsentrasjonen av Al var konstant gjennom karene, og det ble derfor ikke observert sedimentasjon av Al. I karforsøket ble imidlertid konsentrasjonen av lavmolekylær Ali redusert etter dosering av silikat, og konsentrasjonen av høymolekylær Alo og Alc øker. Det ble også observert en tydeligere reduksjon av lavmolekylær Ali med økende konsentrasjon av silikat (**Figur 26**), og derav en økende konsentrasjon av høymolekylær Alc og Alo som følge av økt dose med silikat. Økt konsentrasjon av silikat medfører økt pH og økt transformering av lavmolekylær Ali til høymolekylær Alo og Alc. Den største endringen i lavmolekylær Ali (% reduksjon av lavmolekylær Ali med økt konsentrasjon av SiO₂) ble observert ved 3-4,5 mg SiO₂ L⁻¹ i vannet (etter dosering av 2-3,3 mg SiO₂ L⁻¹). Ved påfølgende tidsøkning utover 10 min. etter dosering av silikat observeres det kun små transformasjoner mellom de ulike Al tilstandsformene, og konsentrasjonen av lavmolekylær Ali er stabil (**Figur 25**).



Figur 25. Konsentrasjonen av A) DOC B) Silikat og C) Aluminium som følge av silikatdosering til 4 ulike nivåer. De ulike kolonnene er merket med Si-dose og tid (minutter) etter dosering.



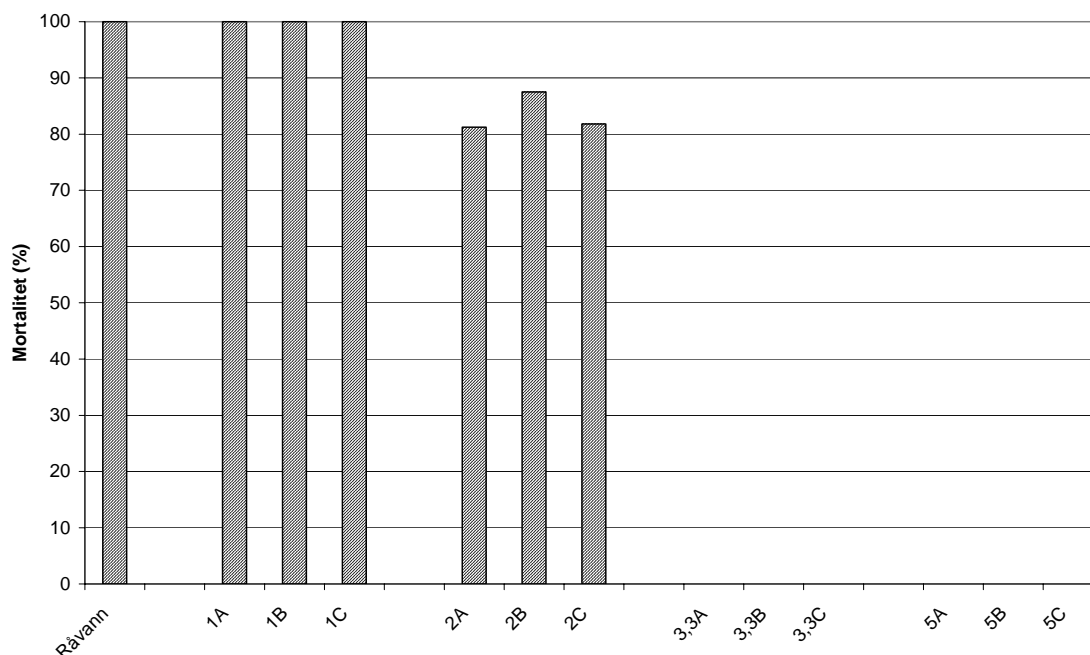
Figur 26. Endring av Al tilstandsformer med økende konsentrasjon av Si (etter Si-dosering). A) lavmolekylær Ali B) høymolekylær Alo og Alc

5.2 Resultater - fisk

Karforsøket i foregikk i perioden 9. – 25. april 2002. Fisken ble hentet i Matre den 9. april kl. 15.00, og var satt ut i burene kl. 17.00 samme dag. Det ble satt ut 20 fisk pr. kar. Fisken som ble brukt i forsøket hadde en gjennomsnittlig lengde på 17,2 cm (SD 1,1), og snittvekten var 62,3 gram (SD 13,6).

I løpet av forsøksperioden døde samtlige fisk som gikk på ubehandlet vann fra Tangedalselva (**Figur 27**). Det samme var tilfellet for fisk som gikk i vann med en silikatdose på 1 mg SiO₂ L⁻¹. For fisk som var eksponert i vann med en silikatdose på 2 mg SiO₂ L⁻¹ var dødeligheten om lag 80%. Den høye dødeligheten for fisk som gikk på 1 og 2 mg SiO₂-dose var et uventet resultat, og samsvarer verken med tidligere forsøk i elva eller med resultatene av burforsøkene som ble gjennomført i den samme perioden.

Resultatene av gjelle- og blodprøvene fra fiskeforsøket er gjengitt i **Tabell 15**. Fisken vi fikk til dette forsøket hadde vesentlig høyere bakgrunnskonsentrasjoner av Al på gjellene (104 µg/g gjelle tørrvekt) enn i tidligere forsøk. På grunn av den høye dødeligheten finnes det ikke prøver av fisk fra ubehandlet Tangedalsvann eller fra vann med den laveste silikatdosen (1 mg SiO₂ L⁻¹). Fisk som gikk på 2 mg SiO₂ L⁻¹ hadde en betydelig akkumulering av Al på gjellene i tillegg til bakgrunnsnivået, og konsentrasjonen økte opp mot 200 µg/g både ved 10, 20 og 30 minutters oppholdstid (**Tabell 15**). Fisken i disse gruppene var klart negativt påvirket ved reduserte konsentrasjoner av plasmaklorid, økte hematokrittverdier og forhøyede verdier for blod-glukose. Det skyldes høyst sannsynlig Al-akkumuleringen, og er trolig årsaken til den høye dødeligheten på fisken i denne gruppen. Når det gjelder fisk som gikk i vann med 3,3 og 5 mg SiO₂ L⁻¹ var den i stand til å kvitte seg med gjelle-Al, og den hadde også plasmaklorid-konsentrasjoner, hematokritt-verdier og blod-glukose som var innenfor normalområdet.



Figur 27. Dødelighet i karforsøket som ble gjennomført i perioden 9. – 25. april 2002.

Tabell 15. Oversikt over resultatene av de fysiologiske målingene på laksesmolten som ble eksponert i Tangedalselva 9.-25. april 2002. Si 2, 3,3 og 5 representerer de aktuelle silikatdosene i hver av karrekkene, mens A, B og C henviser til 10, 20 og 30 minutters oppholdstid.

	Gjelle-Al	Plasmaklorid	HC%	Glukose
	snitt ± standard avvik (N)			
9.april 2002				
Oppstart	104±13 (10)	120±6 (10)	37,6±7,5 (5)	5,3±0,8 (10)
16. april 2002				
Si 2A	187±73 (3)	76±14 (3)	45,3±23,9 (3)	19,3±2,5 (2)
Si 2B	176±44 (2)	86±2 (2)	-	20,8±0,2 (2)
Si 2C	186±35 (3)	101±13 (2)	63,0±7,1 (2)	18,0±3,4 (3)
Si 3,3A	114±27 (6)	120±11 (6)	40,5±6,4 (2)	9,6±4,5 (6)
Si 3,3B	66±11 (6)	125±3 (6)	37,2±10,2 (5)	8,9±2,2 (6)
Si 3,3C	68±14 (6)	115±11 (6)	41,3±7,0 (3)	11,8±4,3 (6)
Si 5A	57±21 (6)	127±12 (5)	44,5±3,6 (3)	8,1±3,5 (6)
Si 5B	37±3 (6)	122±16 (5)	44,0±7,5 (4)	7,9±5,4 (6)
Si 5C	38±6 (5)	126±5 (6)	42,3±1,7 (4)	9,6±3,7 (5)
25. april 2002				
3,3A	70±14 (7)	125±8 (7)	44,5±3,5 (3)	10,1±4,3 (7)
3,3B	62±5 (6)	127±4 (6)	36,0±4,8 (5)	10,4±2,1 (6)
3,3C	52±13 (7)	124±9 (7)	43,0±8,5 (6)	8,01±3,0 (7)
5A	39±8 (9)	127±7 (9)	38,6±6,8 (5)	10,1±4,0 (9)
5B	33±6 (10)	131±3 (10)	40,4±6,3 (9)	7,0±1,9 (10)
5C	35±13 (7)	133±7 (7)	41,3±6,7 (6)	7,4±2,2 (7)

5.3 Oppsummering og diskusjon

Resultatene av karforsøket skilte seg fra det var observert i tidligere forsøk, og i prøvetaking av villfisk og fisk i bur (jmf. kap. 3.3) Ut fra dette siste forsøket ser det ut for at en måtte opp i en silikatdose på ca. 3 mg SiO₂ L⁻¹ for å oppnå en tilstrekkelig avgiftning av vannet i Tangedalselva for laskesmolt. Silikatdoser (2 mg SiO₂ L⁻¹) som i tidligere forsøk (Åtland m.fl. 1997b; 1998) har vist seg å gi gode fysiologiske resultater på laksesmolt førte i dette forsøket til dødelighet. Dette ble også gjenspeilt i de kjemiske målingene som viste at den største endringen i lavmolekylær Ali (% reduksjon av lavmolekylær Ali med økt konsentrasjon av SiO₂) ble observert etter dosering av 2-3,3 mg SiO₂ L⁻¹. Dette er høyere doser av silikat enn det en har sett i tidligere forsøk, og det har trolig sammenheng med at vannkvaliteten i april 2002 ennå var preget av sjøsaltepisoden noen uker tidligere med voldsom mobilisering av aluminium (jmf. kap 2.2). Dette ble trolig ytterligere forsterket ved at vi til dette forsøket fikk en smolt som hadde betydelig høyere bakgrunnsnivåer av aluminium på gjellene enn det vi noen gang tidligere har fått fra Matre Havbruksstasjon. Basert på dette kan vi derfor betrakte forsøket fra april 2002 som en test av hva som vil være optimal silikatdose om sur episode med kraftig mobilisering av aluminium sammenfaller med smoltifiseringsperioden.

I **Tabell 17** er det vist en oversikt over fiskeresponsene i samtlige forsøk som har vært gjennomført i Tangedalselva. Responsene er vurdert i forhold til tabellen i Kroglund m.fl. 1999 (**Tabell 16**) med hensyn på hva som er en god laksesmolt.

Basert på denne gjennomgangen vil en anbefalt silikatdose for Tangedalselva ligge på 1,5 – 2 mg SiO₂ pr. liter. Dersom en skal behandle vassdrag med tanke på laksesmolt under flomepisoder om våren er det trolig at en må opp i 3-4 mg SiO₂ pr. liter. For vassdrag som har en vannkvalitet som er svært ulik Tangedalselva med tanke på TOC og aluminium vil vi anbefale at det gjøres enkle titeringsforsøk i lab. for å undersøke hvor høy dose en må opp i for å få redusert konsentrasjonen av giftig aluminium i den aktuelle vannkvaliteten.

Tabell 16. Kriterier for evaluering av fysiologiske effekter benyttet i denne rapporten.

	Enhet	Normal tilstand/ ingen effekt påvist	Grense for effekt	Moderat effekt	Betydelig effekt	Akutt dødelig
Dødelighet	%	0	>0	1-10	10-30	100
Plasmaklorid	mmol	>120	120	119-110	109-90	<90
Hematokritt	%	<45	45	46-54	55-65	>65
Glukose	mmol	<5	5	5-9	9-12	>12
Gjelle-Al*	µg Al/g (tv)	<10	10-30	31-100	>100	>400

Tabell 17. Oversikt over responsen på de ulike silikatdosene som har vært utprøvd i Tangedalselva.

Dato	Dose (mg L ⁻¹)	Al _i råvann (µg L ⁻¹)	Fisk/Eksponering	Dødelighet (%)	Gjelle-Al (µg/g)	Plasma Cl (mmol L ⁻¹)	Glukose (mmol L ⁻¹)	HC (%)	Samlet vurdering
nov'96	2,0	28	Høstmolt av laks fra Matre. Bur i elv	0	< 10	> 120	5-10	< 45	Normal fisk
nov'96	2,0	76	Høstmolt av laks fra Matre. Renner med ekstra Al	70-80	>400	<92	3-7	>65	Dødelig/betydelig neg. effekt av Al
juni'01	5,0	19±2 (LAl)	Laksepar fra Matre Bur i elv, 7døgn eksp.	0	St. 2: 40 St. 3: 20	> 120	St. 2: 8 St. 3: 4	45	Normal fisk
sept'01	1,8	19±5 (LAl)	Laksepar fra Matre Bur i elv, 7døgn eksp.	0	St. 2: 10-20 St. 3: <10	> 120	8-10	45-50	Normal fisk
april'02	1	40	Laksemolt fra Matre Kar m/ ulike oppholdstider	100	-	-	-	-	Dødelig
april'02	2	40	Laksemolt fra Matre Kar m/ ulike oppholdstider	80	180	70-90	18-20		Betydelig neg. effekt av Al
april'02	3,3	40	Laksemolt fra Matre Kar m/ ulike oppholdstider	0	50-70	123-126	8-10	<45	Moderat påvirket av Al
april'02	5	40	Laksemolt fra Matre Kar m/ ulike oppholdstider	0	35	127-132	7-10	<45	Normal fisk

6. Kost-nyttevurderinger, tekniske løsninger og sikkerhet ved dosering

6.1 Driftsstabilitet for anlegget i Tangedalselva

Anlegget som har vært brukt for dosering av silikat i Tangedalselva har vært et pilotanlegg. Opprinnelig var planen å styre doseringen ut fra vannhøyde i elva, men dette systemet viste seg å være svært sårbart for lynnedslag i trykkføleren som lå ute i elva. Anlegget har derfor vært styrt manuelt ut fra en vurdering av pH og silikatdose i elva. Det har vært knyttet alarm til anlegget slik at det ble varslet ved for høy pH i elva (pH > 7,0), eller ved strøm/pumpestans. Alarm pga. for høy pH har forekommet 5 ganger i løpet av perioden: 16.-17. juni, 17.-18. juli, 27.-28. juli og den 9. august 2001 samt den 1. mars 2002. Høyeste registrerte pH i forbindelse med pH-alarm var 7,21, dvs. at det ikke har forekommet overdosering i nærheten av det som har vist seg å gi negative effekter på fisk i tidligere forsøk (Kroglund m.fl. 2000). Terje Daae har hatt daglig tilsyn med anlegget.

Anlegget har hatt driftsstans 4 ganger i løpet av forsøksperioden. Den første driftsstansen var fra 17.-18. juni 2001, og skyldtes et lynnedslag som ødela trykkføleren i elva. Neste driftsstans var i perioden 1.-12. juli 2001, og skyldtes at doseringspumpen havarerte. I perioden 17. desember 2001 til 7. januar 2002 var det stans i doseringen på grunn av en kraftig kuldeperiode med -25°C i Tangedalen. Vannet frøs i elva, og det var bare såvidt det rant. Den siste driftsstansen var den 11. mars 2002, og skyldtes en feil på doseringspumpen som ble utbedret til neste dag.

Basert på erfaringene fra Tangedalselva ser vi to vesentlige punkter for å forbedre driftsstabiliteten på slike anlegg:

- pH-styring av doseringen
- sikring av anlegget mot lynnedslag
- dobbelt sett doseringspumper slik at reservepumpen overtar umiddelbart ved evt. havari

Basert på bl.a. erfaringene fra Tangedalseva er det utviklet et anlegg for dosering av silikatlut i Logåna i Mandalsvassdraget. Anlegget er tenkt som en mal for tilsvarende anlegg, og har en kostnad på i størrelsesorden kr. 200 000 – 250 000 (**Figur 29**). Denne summen inkluderer selve anlegget, pumper, styringsverktøy og arbeidet for å få anlegget plassert og i funksjon.

I denne typen anlegg er selve silikattanken på 12 m^3 plassert inni en isolert kjølecontainer. Inni kjølecontaineren finnes også doseringspumpe og all elektronikk som dermed er beskyttet mot lynnedslag.

Systemet for å styre doseringen er det NIVA som har utviklet, og dette er det samme som det som brukes på kalkingsanlegg. På bakgrunn fra erfaringen i Tangedalselva ser vi det som mest hensiktsmessig å styre doseringen etter pH i elva, men dersom en ønsker å bruke en fast silikatdose vil doseringen kunne styres på bakgrunn av vannstandsmålinger. Det arbeides med å lage en pH styring som er robust i forhold til overdosering av silikat.

Sikkerhetsmessig skulle anlegget være like driftssikkert som et kalkingsanlegg – dersom pH blir for høy går det alarm til en mobiltelefon. Anlegget i Logåna skal også ha driftskontroll i regi av NIVA slik mange av kalkingsanleggene har det i dag dvs. at en hver dag registrerer pH og dermed raskt kan oppdage om noe ikke virker som det skal.

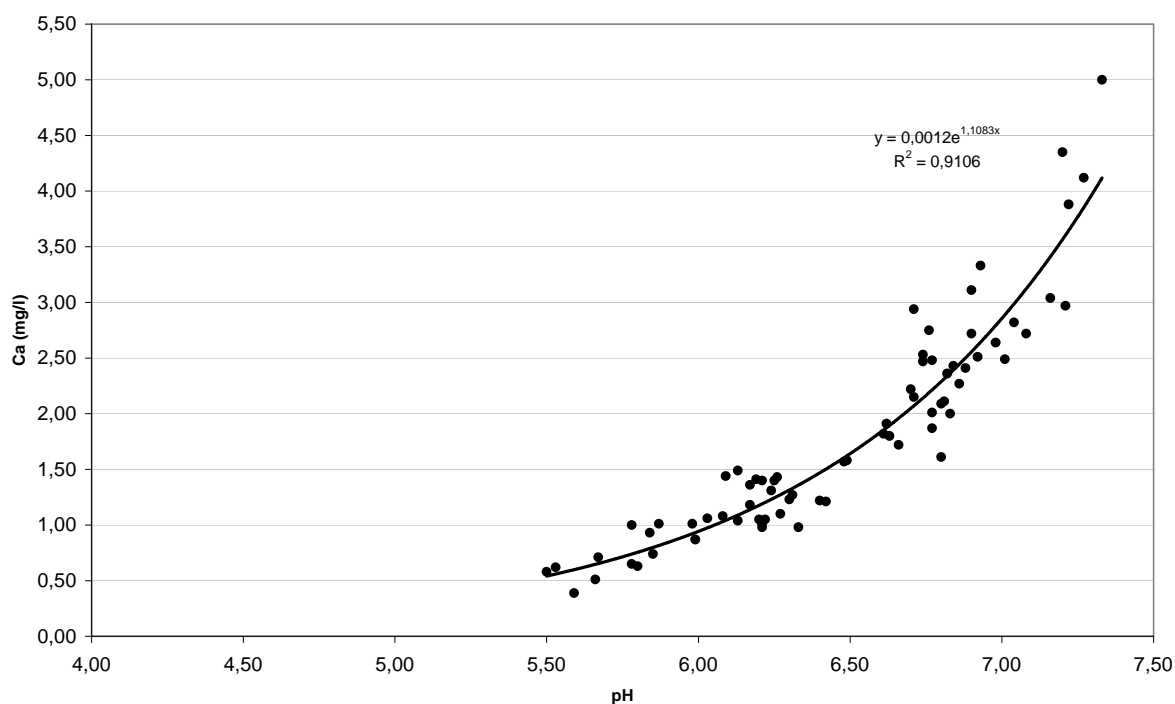
6.2 Kostnader kalk – silikat i Tangedalselva

På oppdrag fra Fylkesmannen i Hordaland er det laget et utkast til en revidert kalkingsplan for Yndesdalsvassdraget (Bjerknes m. fl.1999). Rådata fra denne rapporten er brukt som grunnlag i det følgende, men med noen modifikasjoner. For å beregne kalkdose for Tangedalselva har vi satt opp sammenhengen mellom pH og Ca-konsentrasjon fra hovedvassdraget (**Figur 28**). Vi regner med at denne sammenhengen skulle være et godt estimat for kalkbehov i Tangedalselva. pH 6,4 tilsvarer en Ca-konsentrasjon på $1,5 \text{ mg L}^{-1}$. Bakgrunnskonsentrasjonen av Ca i Tangedalselva var på gjennomsnittlig $0,4 \text{ mg L}^{-1}$. Beregninger av kalkbehov er satt opp ut fra at kalken inneholder 80% CaCO_3 , og at løseligheten er 70%. Et CaCO_3 -behov på $2,7 \text{ mg L}^{-1}$ vil dermed tilsvare $4,82 \text{ mg}$ kalksteinsmel (**Tabell 18**). Tilsvarende beregninger for silikat baserer seg på at flytende silikatlut inneholder 27,4% SiO_2 , og løses fullstendig opp. Årlig avrenning i Tangedalselva er 104 l/sek/km^2 . Som tabellen viser er kostnadene ved bruk av silikat klart høyere enn ved kalking. Investeringskostnadene ved et silikatdoseringsanlegg er vesentlig lavere enn for et tilsvarende kalkingsanlegg, men kostnadene vil likevel være høyere ved bruk av silikat i forhold til kalk (**Tabell 19**).

Ut fra denne gjennomgangen synes det klart at det for kronisk sure, store vassdrag vil det bli uforholdsmessig kostbart å behandle disse med silikat sammenlignet med kalking. Det er imidlertid en del andre momenter som må inn i en totalvurdering. Slik vi ser det vil silikat kunne ha fordeler framfor kalk dersom en eller flere av de nedenforstående faktorene er av vesentlig betydning:

- **Avgiftningshastighet:** dersom det er snakk om et vassdrag med kort avstand til f.eks. en kalket hovedelv vil en kunne oppnå avgiftning hurtig nok til å unngå giftige blandsoner ved bruk av silikat, men ikke med kalk i perioder med høye Al-konsentrasjoner og lav vanntemperatur.
- **Fleksibilitet:** er det behov for vannbehandling i en kort periode vil et silikatdoseringsanlegg av typen som er beskrevet nedenfor være fleksibelt med tanke på flytting innen eller mellom vassdrag.
- **Behov for episodeavsyring:** start og stopp i dosering vil trolig være enklere med flytende silikat enn med kalk. Dette både på grunn av at silikaten tåler å bli stående i tank, og at avgiftningen skjer så raskt at en kan starte opp anlegget når flommen starter.
- **Estuarine blandsoner:** kalk vil ikke hindre mobilisering av Al fra kolloide Al-former ved sjøvannstilsetning. Pilotstudiene fra Tangedalselva tyder på at dette er tilfelle med dosering av silikat.
- **Ønske om å ha pH så lavt som mulig.** Silikat vil avgifte aluminium ved lavere pH enn kalk.
- **Partikkelproblematikk/løselighet.** Dersom et avsydingsanlegg av en eller annen grunn må plasseres nær viktige gyteområder for fisk eller viktige elveavsnitt for vannvegetasjon vil silikat ha den fordelen at den er flytende, løses momentant, og ikke etterlater områder med partikkel-sedimentasjon.

Dersom disse faktorene er vesentlige for behandlingen av et vassdrag, vil det være klare fordeler ved å bruke silikat framfor kalk. Det vil i mange tilfeller være slik at målet ikke kan oppnås ved å bruke kalk, og da blir også kostnadvurderingen mindre relevant.



Figur 28. Sammenhengen mellom pH og Ca-konsentrasjonen i vannprøver fra oppstrøms og nedstrøms kalkdosereren ved utløpet av Ostavatnet i Yndesdalsvassdraget. Figuren er basert på vannprøver fra perioden 2000-2002.

Tabell 18. Beregning av silikat- og kalkmengde for Tangedalselva.

Kostnadsberegninger – kalk				
Ca til pH 6,4:	Ca tilsetning	Tilsvarende CaCO ₃	Kalk	Årlig kostnad (kr.)
1,5 mg	1,5 mg – 0,4 mg =1,1mg	2,7 mg	4,82 mg L ⁻¹	117 600
Ca til pH 6,2:				
1,1 mg	1,1 mg – 0,4 mg =0,7mg	1,7 mg	3,07 mg L ⁻¹	75 000
Kostnadsberegninger silikat			Silikatlut	
0,5 mg SiO ₂ L ⁻¹			1,8 mg L ⁻¹	126 400
2 mg SiO ₂ L ⁻¹			7,3 mg L ⁻¹	505 500
4 mg SiO ₂ L ⁻¹			14,7 mg L ⁻¹	1 017 900

Tabell 19. Sammenligning av total kostnader ved henholdsvis kalking eller silikatbehandling av Tangedalselva.

Kostnad	Kalk (kr.)	Silikat (kr.)
Investeringskostnader	1,2 mill	200 000
Avsyringsmiddel (pH6,2 vs 2 mg SiO ₂ L ⁻¹)	75 000	505 000
Årlige kostnader 5 års drift	240 075	545 000
Årlige kostnader 10 års drift	157 500	525 000



Figur 29. Foto av anlegget i Logåna som viser den ytre kjølecontaineren, styringsenheten og den indre silikattanken.

6.3 Videre anbefalinger - Tangedalselva

Ørretbestanden i Tangedalselva har overlevd til tross for en sterkt forsuret vannkvalitet med høye konsentrasjoner av aluminium. Det har i de senere årene vært observert en bedret vannkvalitet i SFTs overvåkningsprogram på grunn av reduserte utslipp. Dette til tross er vannkvaliteten i Tangedalselva stadig sterkt forsuret med til dels kraftige sure episoder (pH 4,7 - 4,8 forekommer jevnlig). I mars 2002 ble det observert en tydelig sjøsaltepisode med sterk mobilisering av labilt aluminium. Kloridkonsentrasjonen i elva som normalt varierer mellom 2 og 5 mg L⁻¹, økte til 12 mg L⁻¹, og dette medførte en kraftig mobilisering av aluminium. Konsentrasjonen av labilt aluminium økte fra omkring 20 µg L⁻¹ til 112 µg L⁻¹. Slike episoder understreker behovet for vannbehandling i Tangedalselva dersom forholdene skal bli gunstige med tanke på sjøaure. Etablering av fisketrapp ved Nordvang er allerede godkjent, og vi ser silikatbehandling eller kalking som en forutsetning for å få nytte av elva som oppvekstområde for sjøaure. Med tanke på sjøaure vil det være fordelaktig å flytte doseringsanlegget til oppstrøms Tangedalsvatnet, og dermed sikre at vannkvaliteten også her vil være god nok for sjøauren. Utfra ønsket om dokumentasjon av effekter ville det være ønskelig å fortsette med silikatbehandling i Tangedalselva, men det er klart at dette vil være mer kostbart enn å kalke elva.

6.4 Kunnskapsbehov

Kunnskapen om effektene av silikatdosering er gode, men på noen områder er det fortsatt ubesvarte spørsmål:

- Ytterligere dokumentasjon av effektene knyttet til mobilisering av Al i estuarine blandsoner
- Periodisk avsyring – driftserfaringer og dokumentasjon av biologisk effekt for slike anlegg.
- Effekter av silikatdosering på innsjøsystemer – med spesiell fokus på fyttoplankton

7. Litteraturreferanser

- Bang, K. 2001. Silikatlut som alternativ til kalk for avgiftning av toksisk aluminium i sure vassdrag. Hovedoppgave Isotoplaboratoriet, Norges Landbrukshøgskole. 61 s.
- Barnes, R.B. 1975. The determination of specific forms of aluminium in natural water. *Chemical Geology* 15; 177-191.
- 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.
- Bjerknes, V., M.N. Pettersen, H.C. Teien, og G.G. Raddum. 1997. Kalking av Ekso. Vannkjemisk og biologisk kontroll våren 1997. NIVA rapport nr. 3738.
- Bjerknes, V., A. Henriksen, J. Håvardstun, og Ø. Kaste. 1999. Revidert kalkingsplan for Yndesdalsvassdraget basert på nåværende og framtidige overskridelser av naturens tålegrenser for sterk syre. Rapportutkast fra NIVA levert Fylkemannen i Hordaland. 42 s.
- Bjerknes, V., I. Fyllingen, L. Holtet, H.C. Teien, B.O. Rosseland and F. Kroglund. 2003. Aluminium deposition and mortality in farmed Atlantic Salmon (*Salmo salar* L.) in estuarine waters. *J. Marine. Chem.* In press.
- Driscoll, C.T. 1984. A procedure for the fractionation of aqueous aluminium in dilute acidic water. *Int. Journ. Env. Analyt. Chem.* 16: 268-283.
- Exley, C., J.K. Pinnegar, and H. Taylor. 1997. Hydroxyaluminumsilicates and acute aluminium toxicity in fish. *J. Theor. Biol.* 189: 133-139.
- Kroglund, F., H.C. Teien, B.O. Rosseland, E. Lucassen, B. Salbu, og Å. Åtland. 1998. Endring i aluminiums giftighet 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, L. Sørli, T. Tjomsland, B. Salbu. 2000. Silikatlut som alternativt avgiftningsmiddel til kalk. Konsekvenser av overdosering med silikat. NIVA rapport nr. 4291.
- 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., 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.

SFT 1997. Klassifisering av miljøkvalitet i ferskvann. SFT Veiledning 97:04. 31 s.

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. 22 s.

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. 1998. Bruk av silikat som alternativ til kalking - feltforsøk med flytende og fast silikat i 1997. NIVA-rapport nr. 3896.

8. Vedlegg - rådata

8.1 Vedlegg 1. Rådata kjemi

Stasjon:	St. 1 Oppstrøms dosering														
	pH	kond	TOC	AL/A	AL/R	AL/L	LAI	Si	SiO ₂	Tot-P	PO ₄ -P	Tot-N	NO ₃ -N		
15.01.2001	5,28	3,05	3,2				107	78	29				195	95	
14.03.2001	4,95	3,69	2,3				111	59	52				190	116	
01.04.2001	5,14	3,39	2,7				99	70	29				220	129	
03.04.2001	5,08	3,34	2,7	124			110	66	44	1,70			255	150	
16.04.2001	4,94	3,02	4,6				136	111	25				220	88	
23.04.2001	5,24	2,90	2,8	153			97	63	34	1,60			235	113	
02.05.2001	5,07	2,86		147			112	89	23	1,80			210	87	
03.05.2001	5,16	2,87	3,7				116	91	25				215	72	
16.05.2001	6,16	2,83	3,2				82	73	9				205	36	
01.06.2001	5,27	2,67	3,7				97	61	36				160	30	
15.06.2001	5,34	2,30		169			108	87	21	0,55	1,18	2	175	16	
16.06.2001	5,46	2,32	4,1				89	61	28				150	11	
17.06.2001	5,34	2,26		157			97	78	19	0,43	0,92	<1	128	12	
19.06.2001	5,33	2,26		156			98	81	17	0,41	0,88	<1	144	8	
09.08.2001	5,28	1,99		220			149	128	21	0,63	1,39	4	<1	180	8
06.09.2001	5,2	1,84	6,2	189			146	135	11	0,65	1,39	4	<1	190	12
08.09.2001	5,25	1,73	5,9	232			151	126	25	0,69	1,48	4	<1	210	11
09.09.2001	5,21	1,71	6,3	202			133	108	25	0,69	1,48	5	<1	190	4
10.09.2001	5,26	1,72	6	204			142	123	19	0,68	1,46	3	<1	180	8
11.09.2001	5,3	1,76	5,4	211			141	121	20	0,65	1,39	3	<1	170	8
12.09.2001	5,36	1,81	5	201			124	104	20	0,61	1,31	3	<1	175	11
13.09.2001	5,31	1,77	5,3	190			126	110	16	0,63	1,35	3	<1	170	7
14.09.2001	5,25	2,15	4,3	179			119	105	14	0,58	1,24	2	<1	150	16
15.09.2001	5,39	1,86	5,1				127	81	46	0,6	1,28		165	8	
25.09.2001	5,42	1,72	5,3	182			115	101	14	0,59	1,26		195	2	
15.10.2001	5,11	2,56	4,3				110	89	21						
14.11.2001	5,07	2,87	2,8				97	65	32	0,8	1,71	3	138	41	
11.12.2001									0,49	1,05					
14.01.2002	4,97	2,67	2,5				86	62	24	0,56	1,20	3	230	130	
15.03.2002	4,81	5,18	1,3				148	36	112	0,63	1,35	2	144	91	
01.04.2002	4,9	3,75	1,9				114	52	62	0,48	1,03	3	180	115	
05.04.2002										1,10					
09.04.2002										1,00					
14.04.2002	5,12	3,19	2				81	43	38	0,42	0,90	4	175	94	
16.04.2002										1,00					
17.04.2002										1,10					
19.04.2002										0,90					
21.04.2002										1,00					
23.04.2002										1,20					
24.04.2002										1,30					
25.04.2002										1,20					
06.05.2002	5,08	3,00	2,5				76	50	26			2	170	58	
15.05.2002	5,2	2,92	2,9				76	51	25			3	200	60	
02.06.2002	5,46	2,66	3,3				76	58	18			4	155	1	
15.06.2002	5,29	2,66	3,4				79	60	19			4	147	3	
17.09.2002	5,19	2,29	5,7				135	113	22			5	215	3	
16.10.2002	5,21	2,47	5				113	93	20			5	205	33	
15.11.2002	5,11	3,00	2,6				94	58	36			2	150	59	
19.12.2002	5,01	2,62	2,7				97	65	32			2	150	57	
snitt	5,22	2,6	3,9	182,3	111,0	82,6	28,3	0,6	1,3	3,4	2,0	183,4	47,2		
stdev	0,22	0,7	1,4	29,5	22,6	26,6	17,8	0,1	0,2	1,0	2,2	30,3	46,2		
Stasjon:	St. 2 Nedstrøms dosering														
	pH	kond	TOC	AL/A	AL/R	AL/L	LAI	Si	SiO ₂	Tot-P	PO ₄ -P	Tot-N	NO ₃ -N	SiO ₂ -dose	
07.09.2001	5,76	1,59	6,9	188	139	142	0	1,58	3,38	5	<1	200	12	?	
09.09.2001	5,81	1,69	5,8	197	128	124	4	1,58	3,38	4	2	180	4	1,90	
11.09.2001	5,83	1,71	5,5	216	140	132	8	1,5	3,21	3	<1	185	8	1,82	
13.09.2001	5,87	1,75	5,4	204	125	120	5	1,46	3,12	3	1	190	7	1,78	
14.09.2001	6,6	2,46	4,6	175	109	111	0	3,45	7,38	2	<1	144	12	6,14	
25.09.2001	6,1	1,88	5,2	172	101	100	1	1,17	2,50			185	2	1,24	
06.05.2002	5,54	2,73	3,2	144	84	72	12		2,50			190	72	1,40	
snitt	5,93	1,97	5,23	185,14	118,00	114,43	4,29	1,79	3,64	3,40	1,50	182,00	16,71	2,38	
stdev															
Stasjon:	St. 3 Nordvang														
	pH	kond	TOC	AL/A	AL/R	AL/L	LAI	Si	SiO ₂	Tot-P	PO ₄ -P	Tot-N	NO ₃ -N	SiO ₂ -dose	
15.06.2001	6,52	2,45		175	98	94	4	2,92	6,25		<1	165	16	5,07	
17.06.2001	6,54	2,49		168	96	90	6	2,67	5,71		<1	140	11	4,79	
19.06.2001	5,36	2,20		165	104	88	16	0,45	0,96		<1	140	8	0,09	
09.08.2001	6,52	2,22		235	138	135	3	2,98	6,38					4,99	
06.09.2001	5,69	1,62	7,5	218	149	152	0	1,5	3,21	6	<1	215	16	1,82	
07.09.2001	5,9	1,59	6,4	206	133	133	0	1,5	3,21	5	<1	185	12		
08.09.2001	5,91	1,66	6	221	139	132	7	1,69	3,62	4	<1	190	8	2,14	
09.09.2001	5,83	1,68	5,8	211	131	125	6	1,44	3,08	4	<1	190	4	1,61	
10.09.2001	5,78	1,73	5,7	201	125	121	4	1,48	3,17	4	<1	195	5	1,71	
11.09.2001	5,9	1,74	5,7	203	129	126	3	1,46	3,12	6	3	175	10	1,73	
12.09.2001	5,93	1,76	5,7	198	124	119	5	1,43	3,06	3	<1	185	10	1,75	
13.09.2001	5,91	1,75	5,6	191	120	119	1	1,4	3,00	3	<1	185	7	1,65	
25.09.2001	6,23	1,95	4,9	183	106	104	2	1,11	2,38			195	13	1,11	
14.01.2002								0,81	1,73					0,53	
15.03.2002								1,41	3,02					1,67	
01.04.2002								0,81	1,73					0,70	
14.04.2002								0,79	1,69					0,79	
06.05.2002	5,55	2,73	3,1	141	82	69	13		2,40			230	69	1,3	
snitt	5,97	1,97	5,64	194,00	119,57	114,79	5,00	1,52	3,21	4,38		183,85	14,54	1,97	
stdev	0,36	0,38	1,12	25,39	19,40	22,71	4,61	0,72	1,51	1,19		25,34	16,78	1,52	

