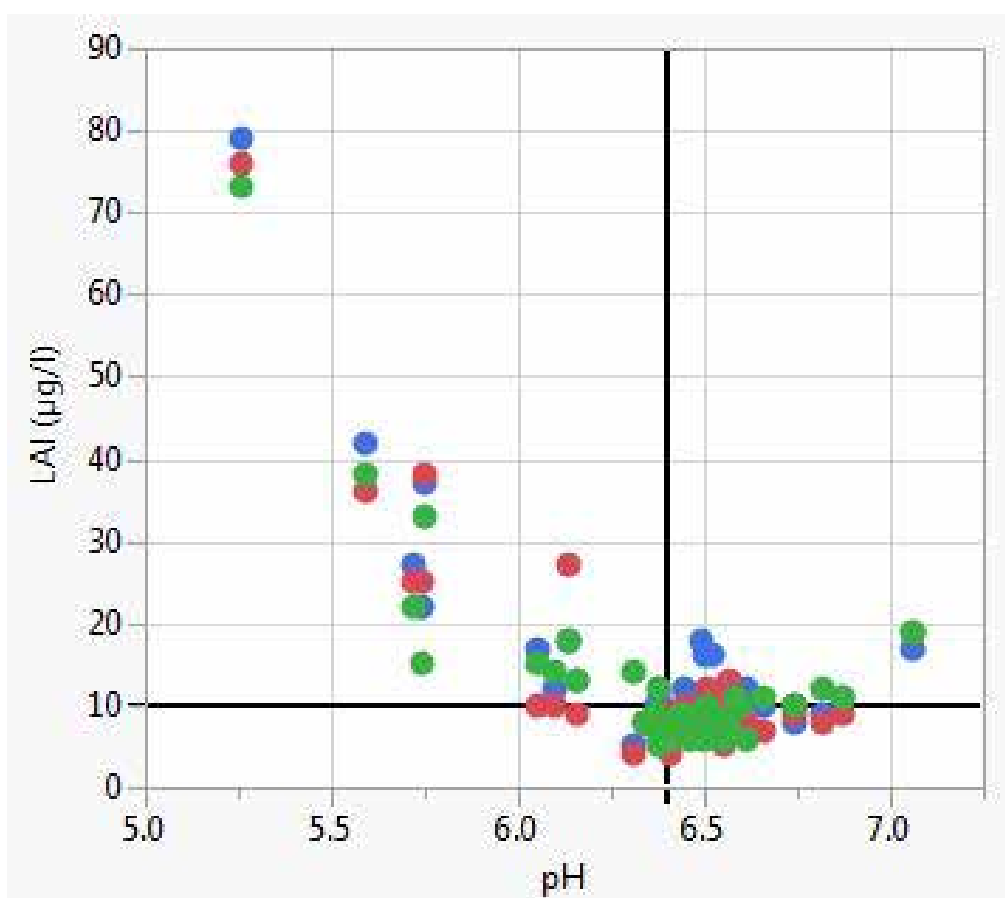


Sammenhengen mellom labilt aluminium og pH i kalkede laksevasdrag



Hovedkontor

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

NIVA Region Sør

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

NIVA Region Innlandet

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

NIVA Region Vest

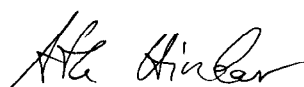
Thormøhlensgate 53 D
5006 Bergen
Telefon (47) 22 18 51 00
Telefax (47) 55 31 22 14

Tittel Sammenhengen mellom labilt aluminium og pH i kalkede laksevassdrag	Løpenr. (for bestilling) 6872-2015	Dato 15.9.2015
	Prosjektnr. Undernr. O-14106	Sider Pris 31
Forfatter(e) Atle Hindar, Øyvind Garmo og Hans-Christian Teien (NMBU)	Fagområde Sur nedbør/kalking	Distribusjon Åpen
	Geografisk område Agder	Trykket NIVA

Oppdragsgiver(e) Miljødirektoratet	Oppdragsreferanse Kontrakt 14040002
---------------------------------------	--

<p>Sammendrag</p> <p>I kalkede laksevassdrag er det satt miljømål i form av differensierte pH-grenser (pH 6,0-6,4), og i vannforskriften er det satt en grense mellom god og moderat tilstand på 10 µg/L for labilt aluminium, LAl (positivt ladd aluminium) i smoltifiseringsperioden. Data fra tiltaksovervåkingen viser imidlertid at det er stor variasjon i konsentrasjonen av LAl i pH-området 6,0-6,4. Det er derfor vanskelig å vite om pH-målet er satt riktig. I dette prosjektet ble det tatt en rekke vannprøver fra de kalkede laksevassdragene Audna, Tovdalsvassdraget og Arendalsvassdraget. Laksesmolt ble eksponert for å undersøke Al-påslag på gjeller. Analysemetoder ved NIVA og Norges miljø- og biovitenskapelige universitet (NMBU) ble benyttet. Resultater viser at variasjonen i LAl ved pH 6,4 er stor selv etter filtrering. Det medfører at vannforskriftens grenseverdi på 10 µg/l ikke bør brukes aktivt til å kontrollere effekten av kalking. Et supplement kan være mer bruk av smolteksposering og analyse av gjelle-Al. Høy gjelle-Al kan også være med å identifisere skadelige Al-blandsoner. En god indikasjon på fortsatt forsurening vil være å undersøke i hvilken grad reaktivt Al, målt og beregnet som hhv. RAl og LAl, mobiliseres under sjøsaltepisoder. Data i dette prosjektet tyder på at både positivt ladde tilstandsformer av Al, målt som LAl og Al, og gjelle-Al er lavest ved pH omkring 6,4. Det vil si at gjeldende pH-mål i de tre undersøkte vassdragene bør opprettholdes.</p>

<p>Fire norske emneord</p> <ol style="list-style-type: none"> Laks Kalkingstiltak Vannkjemi Aluminium 	<p>Fire engelske emneord</p> <ol style="list-style-type: none"> Atlantic salmon Liming measures Water chemistry Aluminium
---	---



Atle Hindar
Prosjektleder



Øyvind Kaste
Forskningsleder

Sammenhengen mellom labilt aluminium og pH i kalkede laksevasdrag

Forord

Tiltaksovervåkingen av kalkede laksevasdrag har avslørt at det er en dårlig sammenheng mellom labilt aluminium og pH nedstrøms kalking. Miljødirektoratet utlyste derfor en anbudskonkurranse i 2013, der det ble bedt om å foreslå at forsøksopplegg i tre spesifiserte vassdrag. Prosjektet skulle avklare årsaken til misforholdet, foreslå tiltak og også foreslå nye pH-mål hvis det ble funnet grunnlag for det.

NIVA, i samarbeid med Norges miljø- og biovitenskapelige universitet (NMBU), vant anbudet og det ble inngått kontrakt i februar 2014. Kontaktperson i Miljødirektoratet har vært Hanne Hegseth.

Prosjektets vannkjemiske del har vært delt mellom NMBU og NIVA, mens NIVA har hatt ansvar for den biologiske delen. Gjelle-aluminium har imidlertid vært analysert ved NMBU. Laksesmoltene som ble brukt i eksponeringsforsøk ble levert av forskningsstasjonen på Ims. Rolf Høgberget, Jarle Håvardstun, Mette C. Lie og Liv Bente Skancke, alle ved NIVA Region Sør, og Hans-Christian Teien, Lene Valle, Yetneberk Ayalew Kassaye og Sachin Nehete ved NMBU deltok i feltarbeidet.

Alle takkes for godt samarbeid.

Grimstad, 15. september 2015

Atle Hindar

Innhold

Sammendrag	5
Summary	6
1. Bakgrunn	7
2. Hypotese og mål	9
3. Materiale og metode	10
4. Resultater	16
4.1 Analytisk gjennomgang	16
4.2 Hva representerer LALP	20
4.3 Vassdragenes pH-mål	23
5. Konklusjoner	24
6. Referanser	25
Vedlegg A. Måledata	26

Sammendrag

I de laksevassdragene som i dag kalkes for å motvirke effektene av sur nedbør er det satt miljømål, og kalkdoseringen styres etter disse målene. Miljømålene er i form av differensierte pH-grenser (pH 6,0-6,4) som antas å gi tilstrekkelig beskyttelse for ulike livsstadier av laks. I vannforskriften er det satt en grense mellom god og moderat tilstand på 10 µg/L for labilt aluminium, LAI (positivt ladd aluminium) i smoltifiseringsperioden, og det er antatt at oppfyllelse av pH-målene skal gi verdier under denne grensen.

Data fra tiltaksovervåkingen i kalkede laksevassdrag viser imidlertid at det er relativ stor variasjon i konsentrasjonen av LAI i pH området 6,0 til 6,4, som er brukt som tidsdifferensierte grenseverdier. Det har ofte blitt målt konsentrasjoner av LAI tilsvarende 15 µg/L i vannkvaliteter med pH 6,4, og det er derfor vanskelig å vite om pH-målet er satt riktig. Prosjektet kom i stand for å undersøke dette forholdet nærmere og anbefale tiltak. Videre skulle det svares på om allerede fastsatte pH-mål i de undersøkte vassdragene kan justeres.

Vannprøver ble tatt på tre tidspunkt i løpet av våren 2014 og på 4-5 steder i hvert av de kalkede laksevassdragene Audna, Tovdalsvassdraget og Arendalsvassdraget. Laksesmolt ble eksponert i tre perioder for å undersøke Al-påslag på gjeller. Analysemetoder ved NIVA og Norges miljø- og biovitenskapelige universitet (NMBU) ble benyttet.

Målte data bekrefter problemer med stor variabilitet ved lave (< 15 µg/L) LAI-konsentrasjoner. Det ble ikke funnet konsentrasjonsforskjeller av betydning mellom NIVAs LAI ihht standard prosedyre med fraksjonering på laboratoriet og NMBUs *in situ* fraksjonert total Al_i. I innsamlede vannprøver var den gjennomsnittlige andelen av partikulært Al 30 %, kolloidalt Al 50 % og lavmolekylært Al 20%. Dataanalysen bekreftet at partikulært Al kan holdes tilbake i ionebytterkolonnen pga filtreringseffekter. Konsentrasjonen av LMM Al_i fra NMBU var som forventet generelt noe lavere enn total Al_i. Dette illustrerer også at kolloidalt bundet Al sitter igjen i ionebytteren, og dermed beregnes som LAI.

Kun en liten andel av partikulært Al inngår i RAL og ILAL og bidraget av partikulært Al til usikkerhet i LAI er derfor begrenset. Selv ved bruk av filter før ionebytting observeres stor variasjon.

NIVA-laboratoriets tilsetning av syre umiddelbart før Al-analyse ser derfor ikke ut til bli nevneverdig påvirket av partikkeleffekten ved bestemmelse av LAI-konsentrasjonen. For å redusere usikkerheten til LAI bør imidlertid partikulært og kolloidalt Al inngå i minst mulig grad i NIVAs pyrekatekolfiolettmetode. I hvilken grad syretilsatsen før analyse har innvirkning på bidraget fra kolloidalt Al bør derfor testes.

Resultater viser at variasjonen i LAI ved pH 6,4 er stor selv etter filtrering av prøven. Det gjør at vannforskriftens grenseverdi (G/M-grensa) på 10 µg/l LAI ikke bør brukes alene til å evaluere effekten av kalking i tiltaksovervåkingen. Vår anbefaling er derfor mer aktiv bruk av pH. Et supplement i en grundigere og mer ressurskrevende evaluering, kan være mer aktiv bruk av smolteksponering og analyse av gjelle-Al. Høy gjelle-Al kan også brukes for å identifisere skadelige blandsoner.

Konsentrasjonen av LAI er ikke uten verdi. Det kan tenkes at konsentrasjonen av de reaktive Al-formene (RAL) i enkelte mindre forsurede vassdrag er så lave at det kan gi grunnlag for å redusere pH-målet. En god indikasjon vil være å undersøke i hvilken grad reaktivt Al, målt og beregnet som hhv. RAL og LAI, mobiliseres under sjøsaltepisoder.

Data i dette prosjektet tyder på at både positivt ladde tilstandsformer av Al, målt som LAI og Al_i, og gjelle-Al er lavest ved pH omkring 6,4. Det vil si at gjeldende pH-mål i de tre undersøkte vassdragene bør opprettholdes.

Summary

Title: The relationship between dissolved inorganic aluminium and pH in limed salmon rivers

Year: 2015

Author: Atle Hindar, Øyvind Garmo and Hans-Christian Teien

Source: Norwegian Institute for Water Research, ISBN No.: 978-82-577-6607-8

Liming of salmon rivers is performed according to national environmental targets for pH (pH 6.0-6.4) and inorganic, monomeric aluminium (10 µg/L as labile aluminium). The positively charged labile Al species (LAl at the NIVA laboratorium) is estimated as the difference between the reactive (RAL) and non-labile (ILAl after ion exchange) operational fractions.

Monitoring data from the effect-control in the limed rivers show that the variability in concentrations of LAl is large at low concentrations. Large variability was also confirmed in this project, based on data from three rivers, and it makes judgements on measured LAl relative to the critical concentration difficult.

Water samples were collected on three occasions in the period May 7 to June 16 2014, from four stations in each of three salmon rivers. The samples were fractioned according to size (0.45 µm filter and hollow-fiber filtering) and charge (ion exchange) *in situ*. Water samples were also sent to the laboratories at NIVA in Oslo and NMBU in Ås for analysis of pH and Al-fractions. Atlantic salmon (*Salmo salar*) smolts were exposed directly in the rivers in three periods related to the water sampling, and gills were taken out for analysis of gill-Al at NMBU.

The data confirms experienced problems with large variability at low (< 15 µg/L) LAl-concentrations. The data processing also highlights variability related to acid addition prior to sampling at NIVA, and the fact that colloidal Al attach to the ion exchange resin and falsely is estimated as LAl. Both add to the variability, and should be addressed.

We recommend less active use of measured low (< 15 µg/L) LAl-concentrations in limed rivers in relation to the WFD good/moderate limit set to 10 µg/L. Exposure of salmon smolts for analysis of gill-Al could be a supplementary method in closer evaluations. High gill-Al concentrations may also be helpful for identifying mixing zones with unstable, and potentially toxic, Al-chemistry.

Estimation of LAl is not without value, and in less acidified rivers reactive Al, measured as RAL and estimated as LAl, may indicate if Al can be mobilised during sea-salt episodes and if target-pH can be reduced or not.

The data from this project indicate that both reactive Al species and gill-Al are at its lowest at the target pH of 6.4 for these rivers. We recommend therefore no changes in target pH.

1. Bakgrunn

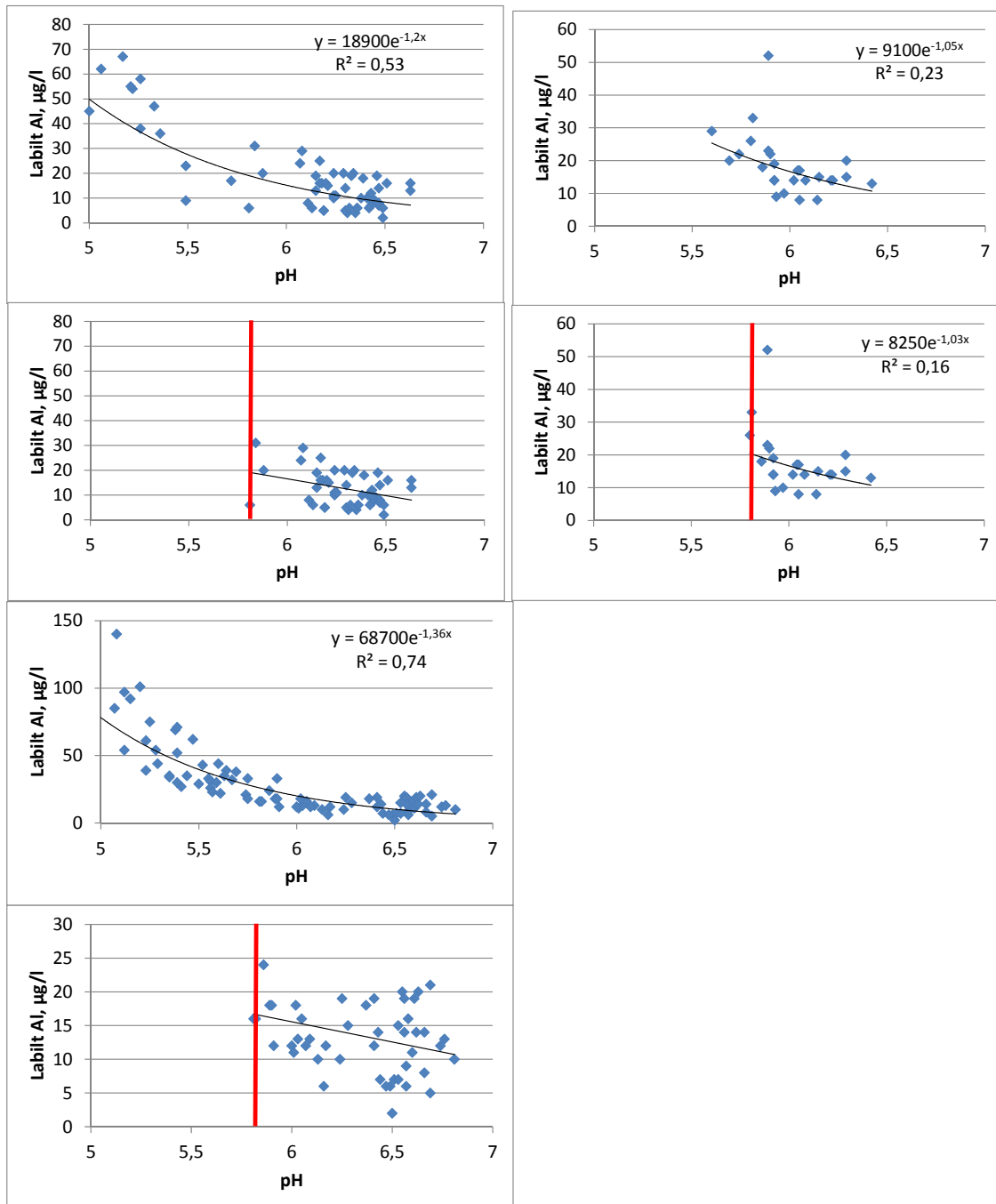
I de laksevassdragene som i dag kalkes for å motvirke effektene av sur nedbør er det satt miljømål, og kalkdoseringen styres etter disse målene. Miljømålene er i form av differensierte pH-grenser (pH 6,0-6,4) gjennom året som antas å gi tilstrekkelig beskyttelse for ulike livsstadier av laks. De strengeste målene er gitt for smolt, det mest sensitive livsstadiet. I vannforskriften er det satt en øvre grense på 10 µg/L for labilt Aluminium (LAl) som er løst, positivt ladde Al tilstandsformer i smoltifiseringsperioden, og det er antatt at oppfyllelse av pH-målene skal gi verdier under denne grensen.

Data fra tiltaksovervåkingen i kalkede laksevassdrag viser imidlertid at det er relativ stor variasjon i konsentrasjonen av LAl i pH området 6,0 til 6,4. Det har ofte blitt målt konsentrasjoner av LAl tilsvarende 15 µg/L i vannkvaliteter med pH 6,4 LAl-verdiene ligger derfor ofte over 10 µg/L selv om pH-målet nås, og det er derfor vanskelig å vite om pH-målet er satt riktig. Løst, uorganisk aluminium (labilt Al; LAl) finnes som en differanse mellom løst Al i råvannet (reaktivt Al, RAl) og løst Al etter at råvannet har passert en ionebytter (ikke-labilt Al, ILAl). LAl er da den Al-fraksjonen som henger igjen i ionebytteren. Analysemetoden som ligger til grunn er gitt i vedlegg bak i rapporten.

Prosjektet skal svare på om analysedataene for LAl og sammenhengen med pH er reell. Det skal evt. anbefales alternative metoder for å måle disse parametrene. Videre skal det svares på om allerede fastsatte pH-mål kan justeres.

I henhold til kravspesifikasjonen skulle prosjektet gjennomføres i de tre kalkede laksevassdragene Audna, Tovdalsvassdraget og Arendalsvassdraget, og som minimum ta for seg vannkvaliteten i smoltutvandringsperioden i de tre vassdragene.

I prosjektperioden hadde NIVA koordineringsansvaret i tiltaksovervåkingsprosjektet i Agder og dermed for de tre vassdragene. De vannkjemiske analysene er også utført ved NIVA. Situasjonen i de tre vassdragene er vist i *Figur 1*. Punktene til høyre for de røde strekene viser det problemet som ligger til grunn for dette arbeidet, nemlig at LAl-konsentrasjonen har stor variasjon i pH området 5,8-6,5 og med stor andel målte verdier over 10 µg/L. Det er derfor ikke gitt at målt LAl ligger under vanddirektivets god/moderat-grense på 10 µg/L selv om pH er høy. Dette forholdet ble tatt opp av NIVA og presentert på det årlige møtet om tiltaksovervåkingen på Sola den 24.4.2013.



Figur 1. pH vs labilt Al (LAl) i Tofdalsvassdraget (øvre venstre figursett), Arendalsvassdraget (øvre høyre) og Audna (nedre). NB: To figurer pr vassdrag. Data er hentet fra hhv. alle stasjoner (ikke pH-splitt) og fra prøver med pH-verdier over splittgrensen på 5,8. Data er fra tiltaksobservasjonen i 2012.

2. Hypotese og mål

Aluminiums gifteffekt på fisk skjer ved at positivt ladd Al akkumuleres på fiskens gjeller og påvirker oksygenopptak og ioneregulering. Gjelle-Al har derfor vært inkludert som variabel i fiskeforsøk fra tidlig på 1990-tallet. Det har i de fleste forsøk vært entydige sammenhenger mellom *in situ* fraksjonert Al og gjelle-Al (Kroglund mfl. 2001a; Kroglund mfl. 2001b; Teien mfl. 2005). Når pH endres ved kalking igangsettes det prosesser hvor kationisk Al endrer tilstandsform. Hastigheten denne endringen skjer med er knyttet til pH og temperatur. Sammenhenger mellom kationisk Al og gjelle-Al er syntetisert i Kroglund mfl. (2008), mens sammenhenger mellom gjelle-Al og sjøoverlevelse er dokumentert i egne forsøk (Kroglund mfl. 2012; Kroglund mfl., 2007). Disse forsøkene viser at overlevelse fra smolt til voksen laks reduseres også ved gjelle-Al konsentrasjoner som ikke har påviselig effekt på fisken i ferskvann. Samlet er disse forsøkene benyttet til å angi vannkvalitetsgrenser for laks i forsuret vann (Miljødirektoratet, 2013).

Den gjeldende analysemetoden ved NIVA for bestemmelse av LAl ble tatt i bruk for å identifisere konsentrasjonen av giftig aluminium på en tid der både LAl-konsentrasjonene og kritisk kjemiske verdier for fisk var relativt høye. I løpet av de siste 20 årene er forsuren og konsentrasjonen av LAl avtatt sterkt, og ny kunnskap har bidratt til lave grenseverdier for LAl (<10 µg/L). I tillegg har løst organisk materiale i vann har økt, noe som også er tilskrevet redusert forsuren (de Wit et al. 2007). Den gjeldende analysemetoden er optimalisert basert på vannkvaliteter med mye LAl og relativt sett lite organisk materiale.

Hypoteser vi ønsket å undersøke i dette prosjektet var følgende:

1. Syretilsatsen rett før analyse bidrar til at noe partikulært Al løses før analyse av RAl og ILAl.
2. Noe kolloidalt og partikulært Al holdes igjen i ionebytterkolonnen og dermed vil den kolloidale/partikulære Al-fraksjonen være større i RAl enn i ILAl, og dermed beregnes som LAl. Dette gir høyere LAl enn det en ville forvente basert på vannets pH-verdi.
3. Ved kalking vil uorganisk, monomert Al (LAl) i elvevannet omdannes og endre tilstand mot lavmolekylært, kolloidalt Al og også kunne bindes til den løste organiske Al-fraksjonen i vannet. Noe av dette vil også kunne holdes igjen i ionebytterkolonnen, og dermed bidra til LAl.
4. Ved lave konsentrasjoner av LAl vil denne feilkilden kunne være forholdsvis stor og gi upålitelige konsentrasjoner av LAl.

For å gi svar på de spørsmål som ble stilt valgte vi både en vannkjemisk og en biologisk tilnærming. Prosjektet ble derfor delt inn i tre delprosjekter:

- A. Analytisk gjennomgang og optimalisering av eksisterende LAl - metode
- B. Evaluering av om dagens laboratoriemålt LAl representerer reelle konsentrasjoner av giftig Al; bruk av ulike forbehandling og sammenligning med andre metoder, inkl. gjelle-Al (se under).
- C. Gjennomgang av om pH-målene for laks er optimale i de tre vassdragene.

Sentrale spørsmål som vi ville gi svar på var:

Delprosjekt A:

- om vannprøver må og kan analyseres raskere
- om det blir bedre sammenheng mellom LAl og pH hvis pH og Al-fraksjoneringen utføres på samme tid
- om en partikkelfiltrering (forbehandling) av vannprøven på laboratoriet vil redusere usikkerheten
- om gjentak (parallele målinger) vil redusere usikkerheten

Delprosjekt B:

- om laboratoriemålt LAI representerer reelle LAI-verdier
- om laboratorie- og feltfraksjonerte prøver gir samme resultater
- om andre analysemetoder gir bedre sammenheng med pH
- om det bør/må skje en forbehandling av vannprøven umiddelbart etter at den er tatt
- om det er nødvendig å endre analysemetode

Delprosjekt C:

- om pH-målet i de tre vassdragene er optimalt eller bør endres (opp eller ned)

Det er imidlertid gitt noen rammer for tiltaksovervåkingen, som dels har økonomiske og praktiske begrunnelser. Dette er blant annet knyttet til rutiner for prøvetaking, kompetanse hos de som tar slike prøver og hvilke prosedyrer en kan regne med å kunne legge inn i rutinen i tillegg til selve prøvetakingen og forsendelsen av prøver. Disse rammene er det tatt hensyn til i anbefalinger fra dette prosjektet.

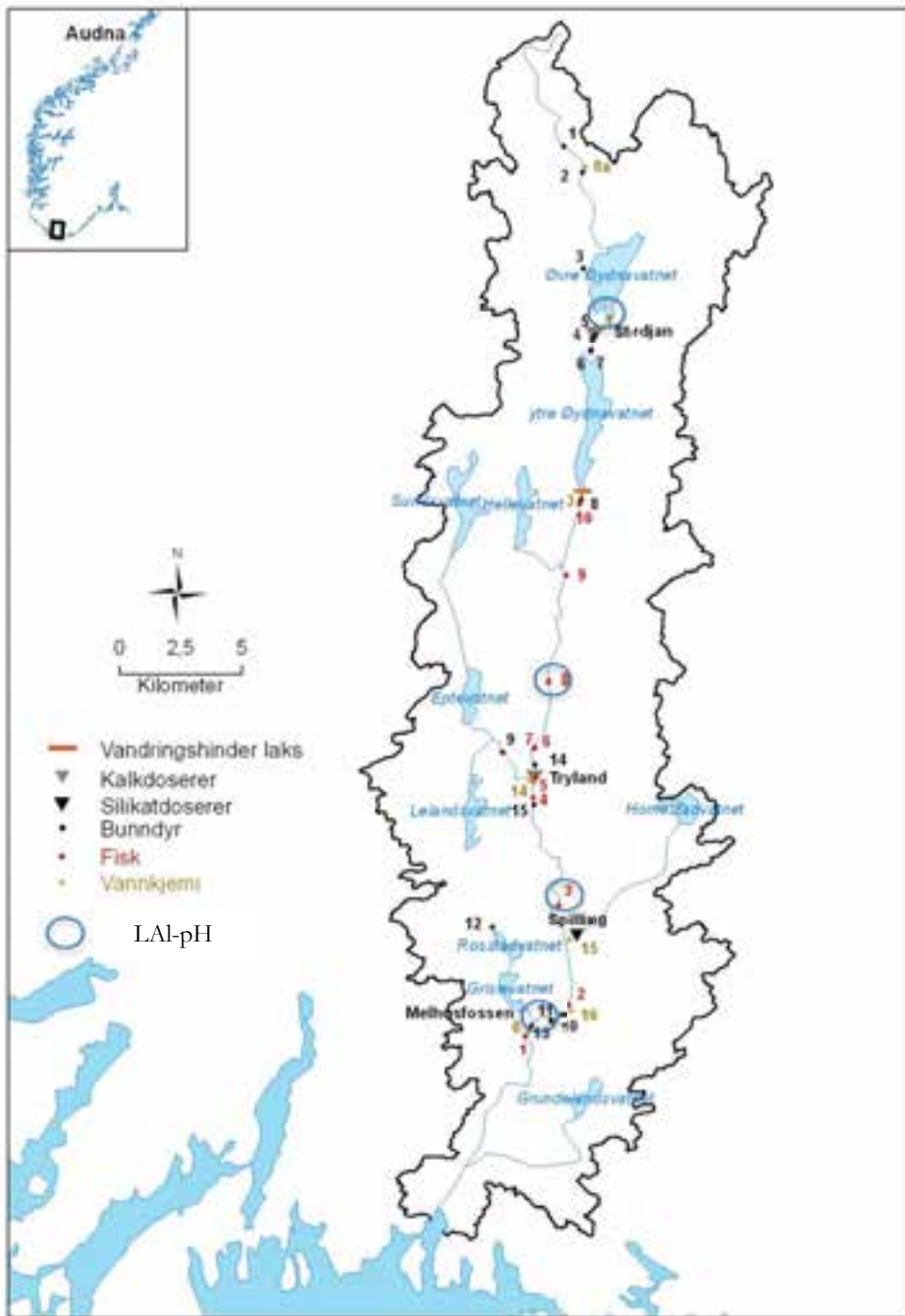
3. Materiale og metode

Prosjektets prøveinnsamling ble gjennomført i smoltifiseringsperioden. Det er den perioden der laksen er mest sensitiv og der vannkvalitetsmålene (pH) er satt høyest. Det er også i den perioden av året avrenningen kan være størst, særlig i år med utpreget vårmelting. Det var derfor både av biologiske og økonomiske årsaker det var fokus på denne perioden. Men prosjektets resultater vil være relevant også for resten av året.

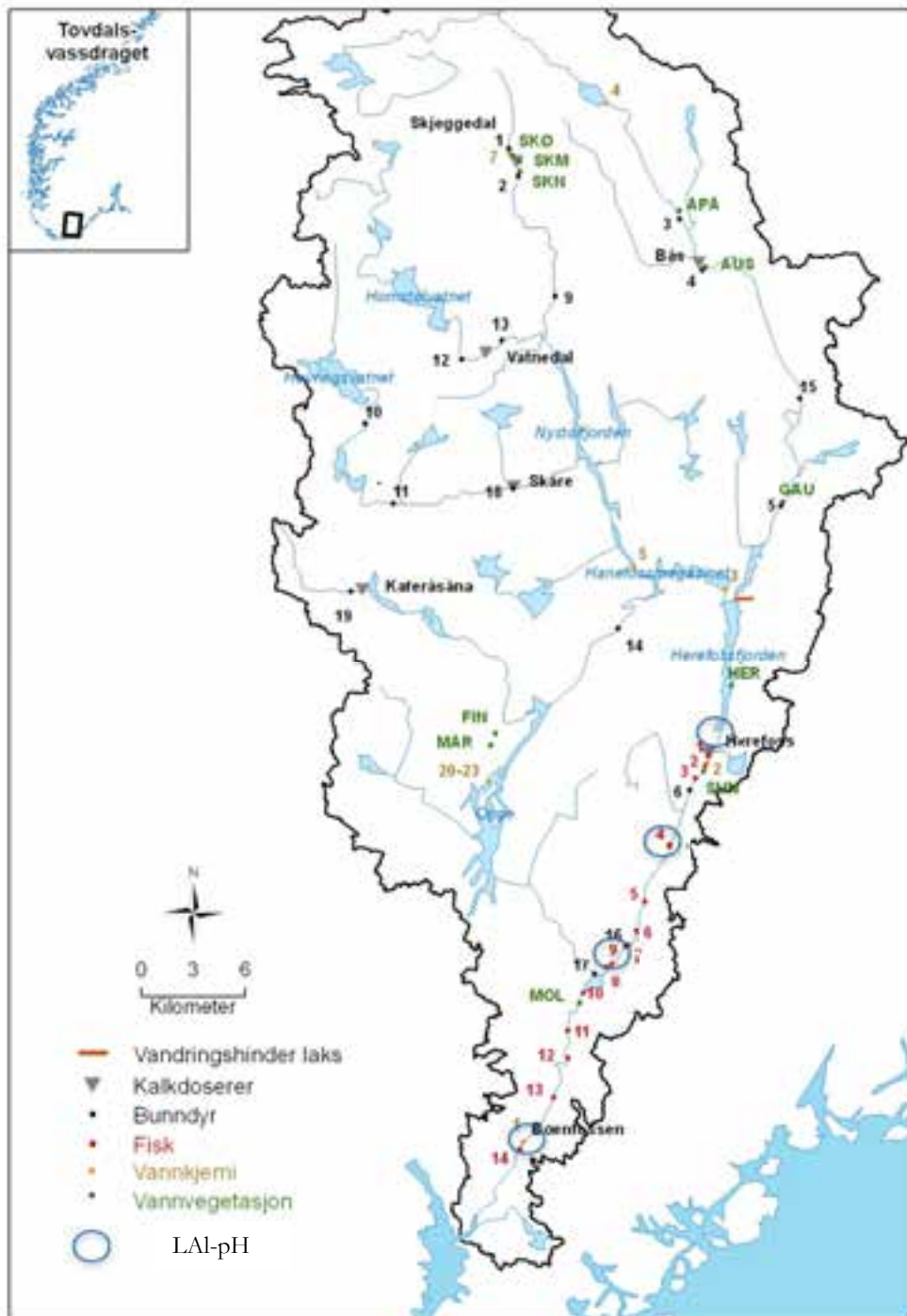
De tre lakseførende vassdragene Audna, Tovdalsvassdraget og Arendalsvassdraget (store innsjøer/dosererkalking) ligger i Agder-fylkene og er kalket fra hhv. 1985, 1996 og 1997/2005. Nærmere omtale er gitt i Miljødirektoratets årsrapporter fra tiltaksovervåkingen. Vi valgte ut fire prøvetakingsstasjoner i hvert vassdrag basert på følgende kriterier:

- tre på anadrom strekning
- en oppstrøms kalking
- best mulig samlokalisert med prøvetakingsstasjoner i tiltaksovervåkingen
- egnet for smolteksposering
- lett tilgjengelig med prøvetakingsutstyr

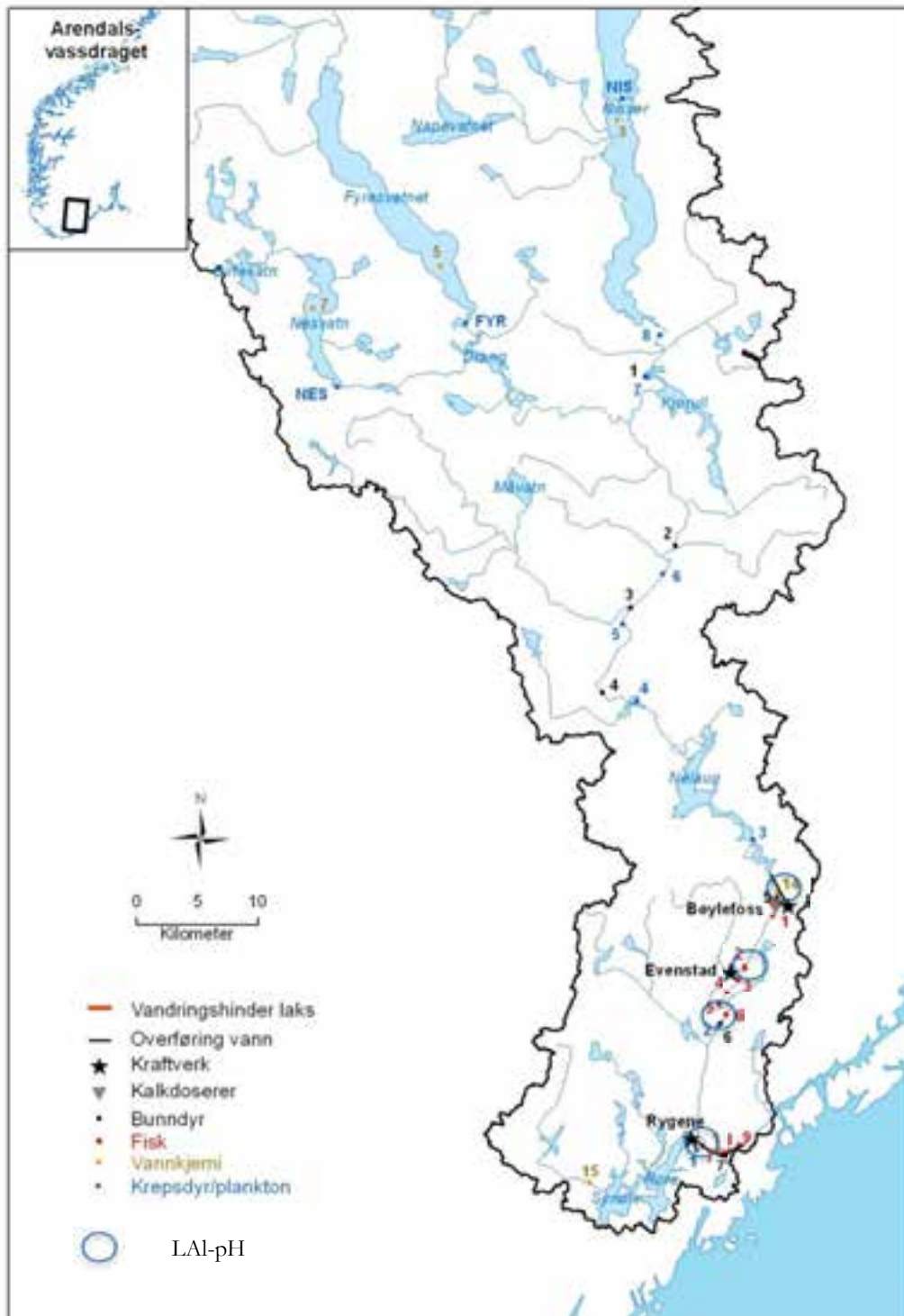
I figurene *Figur 2-Figur 4* er de valgte prøvetakingsstasjonene satt inn i oversiktskartene for tiltaksovervåkingen.



Figur 2. Audnavassdraget med plassering av prøvetakingspunkter i dette LAl-pH-prosjektet. Kilde: Tiltaksovervåkingen, Miljødirektoratet.



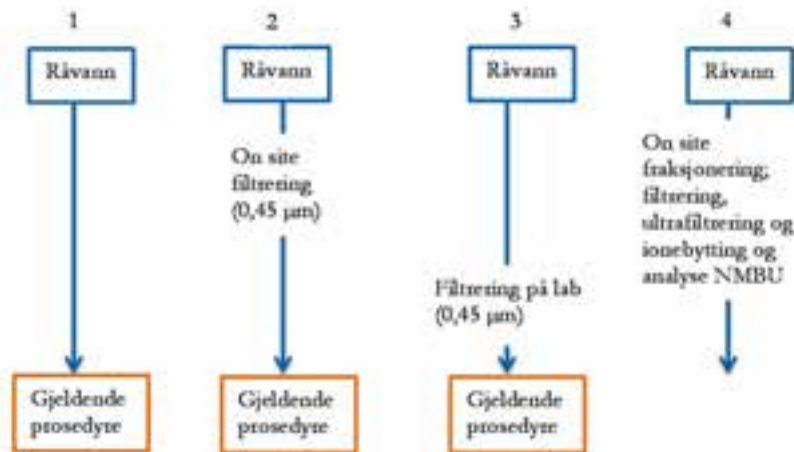
Figur 3. Tovdalsvassdraget med plassering av prøvetakingspunkter i dette LAl-pH-prosjektet. Kilde: Tiltaksoppfølgingen, Miljødirektoratet.



Figur 4. Arendalsvassdraget med plassering av prøvetakingspunkter i dette LAI-pH-prosjektet. Kilde: Tiltaksobservasjonen, Miljødirektoratet.

Prosjektet ble gjennomført som følger:

- Vannprøvetaking for parallelle løp med ulik behandling og ulike analysemetoder, se *Figur 5*.
- Samtidig eksponering av smolt og uttak av gjeller for analyse av gjelle-Al og blodparametere.



Figur 5. Ved hvert prøvetakingstidspunkt ble det tatt 4 prøver (1, 2, 3 og 4 i figuren) for følgende behandling: 1. Prøve sendes til laboratoriet der Al bestemmes etter gjeldende prosedyre i tiltaksøvervåkingen. 2. Prøve filtreres (0,45 µm) umiddelbart i felt og sendes til laboratoriet der Al bestemmes etter gjeldende prosedyre. 3. Prøve sendes til laboratoriet og filtreres med 0,45 µm for bestemmelse av Al etter gjeldende prosedyre. 4. Feltfraksjonering mhp størrelse (0,45µm og 10 kDa) og ladning (Amberlite-Na form) og analyse ved NMBU. Alle Al-metoder er gitt i Tabell 1.

I og med at prosedyre 4 fjerner kolloider ved ultrafiltrering, skulle dette oppsettet gi resultater som kunne la seg tolke etter følgende skjema:

Resultat fra 1 = resultat fra 4 betyr at gjeldende metode fungerer (hypotesen forkastes).

Resultat fra 1 > resultat fra 4 betyr at gjeldende metode overestimerer Lal.

Resultat fra 1 > resultat fra 2 = resultat fra 4. filtrering for å ekskludere partikler i felt kan løse problemet.

Resultat fra 1 > resultat fra 2 = resultat fra 3 = resultat fra 4. Vanlig filtrering i laboratoriet løser problemet.

Resultat fra 1 = resultat fra 2 > resultat fra 3. filtrering for å ekskludere partikler løser ikke problemet.

Med typisk 50-100 µg/L RAl og pH 6,4, så hadde det lite for seg å introdusere lagring som variabel. Vannet har hatt høy pH en stund etter kalktilsetning, oppløsning av kalkpartikler ble ikke antatt å påvirke pH og mesteparten av de reaksjoner som påvirker Al har skjedd. Temperaturendringer (og evt. pH- endringer) kan være av betydning, men noe fanges opp av tiden som medgår til forsendelse av prøver. Men det skal være en svært god sammenheng mellom konsentrasjonen av uorganisk, monomert Al og pH, så vi testet derfor også om måling av pH samtidig med Al-fraksjonering bidro til å redusere variasjonen. Dette vil si at vi målte pH slik som rutinen er i tiltaksøvervåkingen (umiddelbart etter ankomst på laboratoriet), og i tillegg samtidig med analyse av Al-fraksjoner. Tidligere undersøkelser har vist at det er liten effekt av å filtrere med vanlig 0,45 µm filter fordi kolloider er mindre enn dette og dermed slipper gjennom filteret (se f.eks. Andrén and Rydin 2009). Slik filtrering ble likevel inkludert for å dokumentere effekten i de aktuelle vannkvalitetene, men også fordi det er enkelt å gjennomføre hvis det likevel skulle gi en betydelig effekt.

I alle vannprøver ble det målt pH i tillegg til Al-fraksjoner, se *Tabell 1*. Ved hvert prøvetidspunkt på hver stasjon ble det tatt prøve for analyse av full ionesammensetning, inkludert alkalitet, TOC og fluorid (F). Dette for å karakterisere vannet nærmere og for å kunne regne på avvik fra likevekt.

Tabell 1. Analysemetoder for aluminium ved NIVA og NMBU.

Navn	Metode	Instrument	Kvantifiseringsgrense	Referanse
Reaktivt Al (RAL)	Automatisert fotometri	Skalar SAN Plus Autoanalysator	5	Røgeberg og Henriksen, 1985
Ikke labilt Al (IIAl)	Automatisert fotometri	Skalar SAN Plus Autoanalysator	5	Røgeberg og Henriksen, 1985
Labilt Al	RAl minus IIAl			
Al	Induktivt koplet plasma emisjons- eller masse-spektroskopi	ICP-MS QQQ	0,5 µg/L	ISO-Standard (BS EN ISO 11885:2009)
Negativt og nøytralt Al	Kationbytting i kolonne før induktivt koplet plasmaemisjons- eller masse-spektroskopi	Amberlite på Na-form og ICP-MS QQQ		Teien et al., 2004
Positivt ladd Al (Al _i)	Differanse, Al minus negativt og nøytralt Al			

Dette opplegget ble gjennomført i smoltifiseringsperioden i de tre elvene på tre ulike tidspunkt (dag 1, dag 15 og dag 30) med start den 7.5.2014, deretter 20.5 og 16.6.

Uttak og analyse av gjelle-Al hos eksponert laksesmolt ble inkludert i dette prosjektet. Fiskens 2. gjellebue på høyre side ble klipt ut, lagt på forhåndsveide scintillasjonrør og deretter frosset ned. Gjellene ble frysetørket, syreoppløst og konsentrasjonen av Al bestemt vha ICP-OES (Induktivt koplet plasma emisjons-spektroskopi).

Det var to alternativer for å skaffe laksesmolt til eksponeringsforsøkene. De kunne hentes fra det respektive vassdraget eller kjøpes fra NINAs forskningsstasjon på Ims. Vi vurderte det slik at det beste ville være å benytte fisk fra Ims, som ikke er påvirket av Al. Kjøp av fisk ville gi god tilgang på fisk til lav kostnad. Denne fisken kunne imidlertid være bærer av ålens svømmeblæremark (*Anguillicoloides crassus*), og det ble derfor søkt om tillatelse til eksponering av smolt. Det er sannsynlig at svømmeblæremark finnes i samtlige sørlandselver, og Mattilsynet i Rogaland og Agder ga dispensasjon fra eksportforbudet. Søknad om å gjennomføre dyreforsøk ble også innvilget. I og med at tillatelse ble gitt, ble dette alternativet valgt.

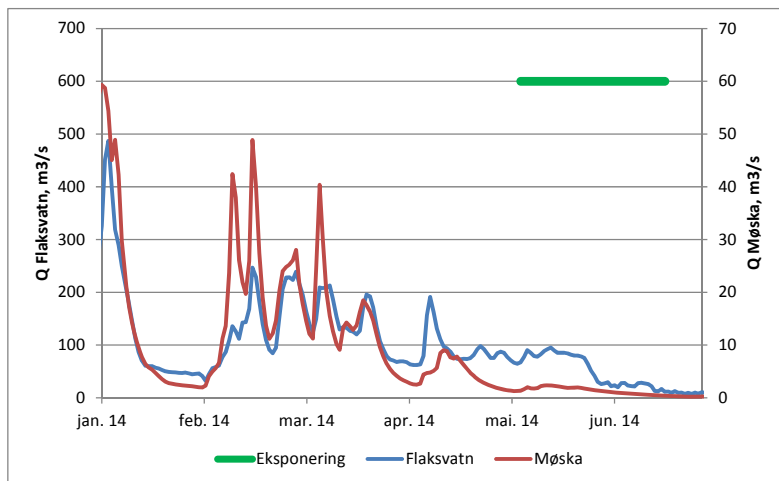
Alternativet med å fange inn fisk med bruk av el-fiske var betydelig mer kostnadskreven og resultatet mer usikkert. Al-akkumulering ville trolig allerede ha skjedd før fangst, men i og med at det ville bli tatt en «null-prøve», vil dette utgangspunktet bli dokumentert. Av hensyn til prosjektøkonomi og usikkerheten knyttet til det å fange inn smolt i en periode av året hvor det kan være høy vannføring, ville vi kunne ha gjennomført smolteksponering kun i Arendalsvassdraget. Her er det en minstevannføringsstrekning fra Rygene til Helle som gjør det mulig å fange smolt selv om vannføringen i elva er moderat høy.

Laksesmolt fra elva Ims ble fraktet i kar til det respektive vassdrag av personell fra forsøksstasjonen og pakket i poser ved levering. Smolten ble fraktet direkte til eksponeringsburet i elva. Første gruppe ble eksponert i tre dager før gjelleuttak, fra 6.5 til 9.5. Andre gruppe ble eksponert i 14-dagersperioden 6.5 til 20.5, mens tredje gruppe ble eksponert fra 14.6. til 17.6. Det ble også tatt ut gjeller på fisk ved ankomst (ueksponert referansefisk).

Smoltstørrelse med standardavvik for første leveranse fra Ims var $18,8 \pm 1,3$ cm ($n=125$) og $11,4 \pm 1,4$ cm ($n=69$) for andre leveranse. I og med at elvevannets kvalitet trolig varierte i perioden, var det i praksis ikke

likevekt mellom gjelle-Al og Al i elvevannet, men det antas at vannkvaliteten og dermed gjellene gjenspeiler resultatet av kalkingsstrategien i vassdraget i perioden.

Forsøkene ble gjennomført i en periode med forholdsvis lav vannføring (*Figur 6*).



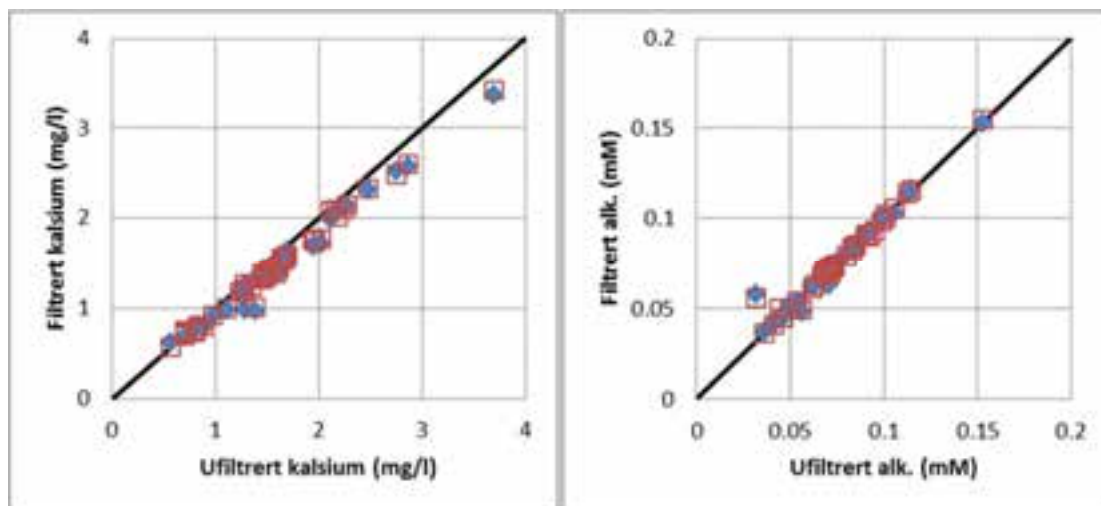
Figur 6. Samlet prøvetakings- og eksponeringsperiode (grønn linje) med målt vannføring i undersøkelsesområdet. Data for Flaksvatn i nedre del av Tovdalselva og fra sideelva Møska nederst i Lygna er fra NVE.

4. Resultater

4.1 Analytisk gjennomgang

Plassering av stasjoner og karakterisering av vannet. Vannprøvene ble tatt fra ukalkede referansestasjoner eller langt nedstrøms kalkdoserere. Resultatene for alkalitet tyder ikke på at det var uoppløste kalkpartikler i vannet i og med at alkalitet i ufiltrerte og filtrerte prøver var identisk (dvs. punktene i all hovedsak lå på 1:1-linjen i plottet av de to (*Figur 7*)). Ufiltrerte prøver (målt med ionekromatografi) hadde imidlertid tilsynelatende noe høyere Ca-konsentrasjon enn filtrerte (totalverdier målt med ICP-AES) til tross for at metodiske forskjeller skulle tilsi at det kunne være motsatt.

Ingen av stasjonene ble plassert i områder der vi forventet at det ville være såkalte blandsoner med ustabil vannkjemi, men denne vurderingen var hovedsakelig basert på om det var ukalkede tilløpsbekker umiddelbart oppstrøms prøvetakingsstasjonen.



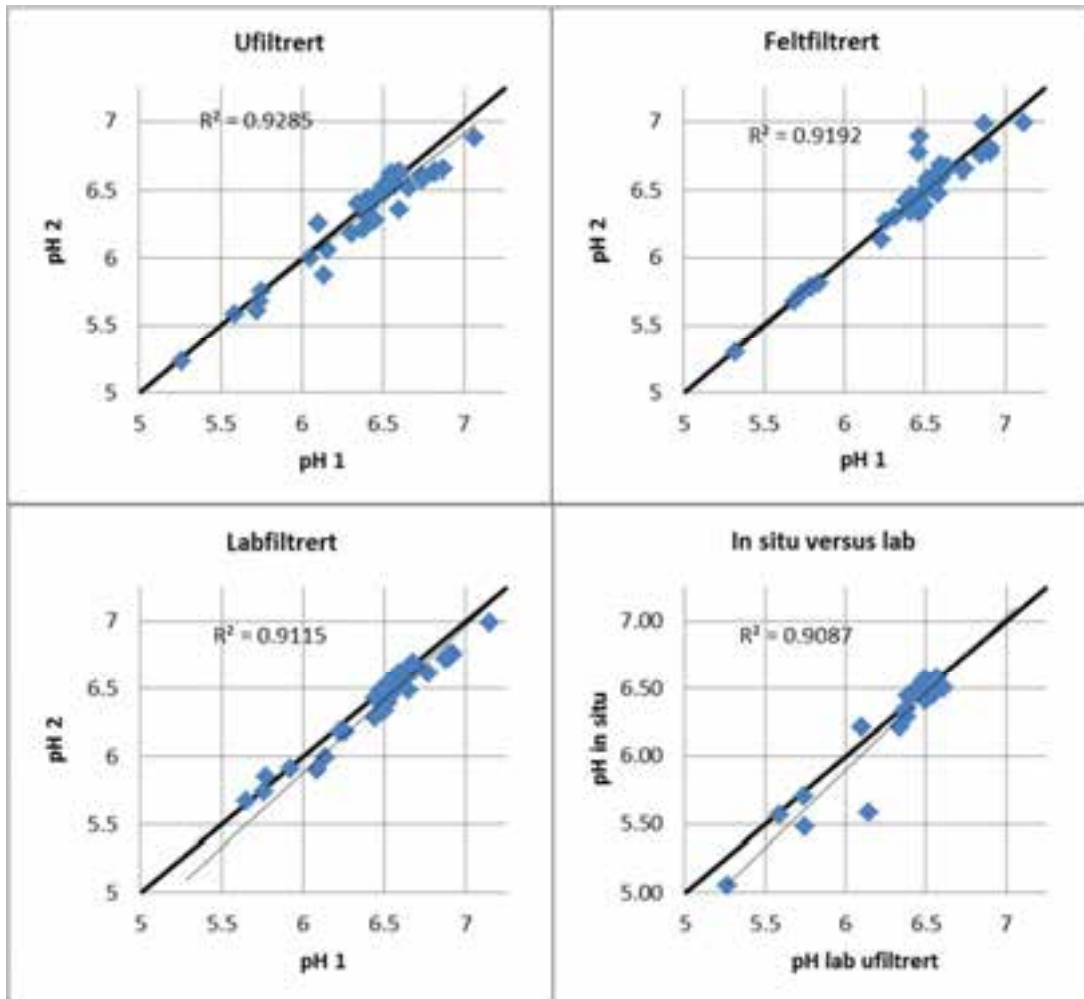
Figur 7. Målt konsentrasjon av kalsium (venstre panel) og alkalitet (høyre panel) i feltfiltrerte prøver (blå) og laboratoriefiltrerte prøver (rød) plottet mot målte verdier i ufiltrerte prøver. Den svarte heltrukne linjen er 1:1-forholdet. Kalsium ble bestemt med ionekromatografi i ufiltrerte prøver og ICP-AES i filtrerte prøver.

Hvor stabil var pH over tid? Det var ingen systematisk forskjell mellom pH målt i felt, ved prøvemottak og ved bestemmelse av aluminiumsfraksjoner (Figur 8). Det er derfor ikke holdepunkter for å konkludere med at vannprøvene må analyseres raskere.

Hvordan påvirker filtrering (0,45 µm) pH og LAI? Filtrering ga en liten, men merkbar økning i pH (Figur 9), trolig fordi vannet var overmettet med CO₂ ved den aktuelle temperaturen og at noe dampet av i prosessen.

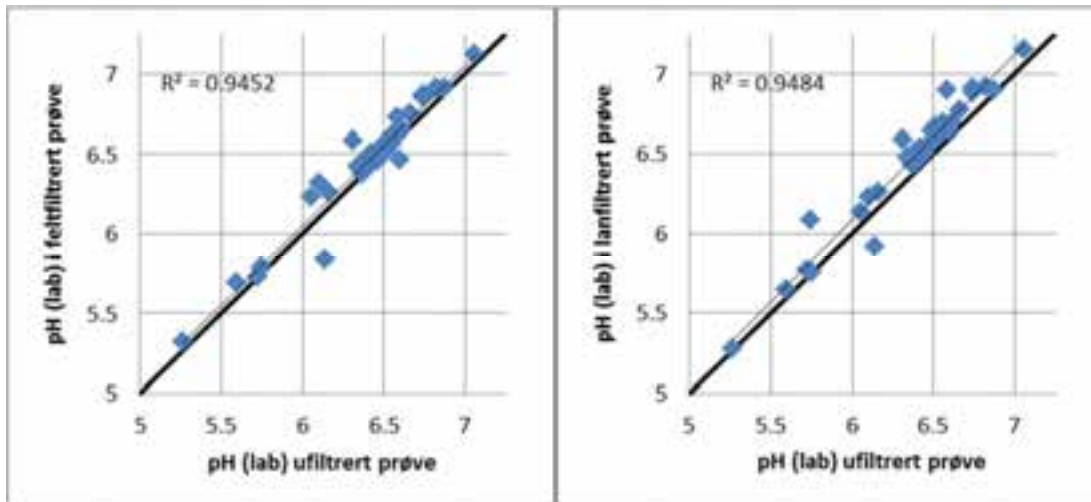
Konsentrasjonen av Al i vannet varierte mellom 63 og 185 µg/L. En liten andel av Al var partikulært (27 %), en betydelig andel kolloidalt (52 % i gjennomsnitt) og resten lavmolekylære tilstandsformer (21 %). Dette indikerer at den minste andel av Al foreligger som ioner og eller små uorganiske eller organiske Al komplekser. Resultater viser at RAl varierer mellom 17 og 114 µg/L og er derfor betydelig lavere enn totalkonsentrasjonen av Al. RAl i ufiltrerte prøver er svakt høyere enn RAl i feltfiltrerte (89 % av ufiltrert) og labfiltrerte prøver (92 % av ufiltrert). ILAl i ufiltrerte prøver er også svakt høyere enn ILAl i feltfiltrerte (92 % av ufiltrert) og labfiltrerte prøver (88 % av ufiltrert). Dette indikerer at RAl og ILAl inkluderer en liten fraksjon partikulært Al (RAl 8-11 % og ILAl 8-12 %), som ble kompleksbundet av pyrokatekolfiolet og detektert av spektrofotometeret.

Det var imidlertid ingen systematisk forskjell mellom LAI bestemt i filtrerte og ufiltrerte prøver (Figur 12), noe som betyr at partikulært Al vanligvis går rett gjennom ionebytterkolonnen. Det ble målt tre LAI-konsentrasjoner høyere enn 15 µg/l i ufiltrerte prøver med pH høyere enn 6,4 (Figur 11), alle for øvrig i Tovdalsvassdraget (Vedlegg). Tilsvarende høye verdier ble ikke målt i prøver som hadde blitt filtrert (0,45 µm) i felt eller laboratorium. Det tyder på at filtrering i enkelte tilfeller fjerner partikler som ellers ville satt seg i ionebytterkolonnen og gitt en falsk høy LAI-konsentrasjon. Filtrering av vannprøvene for ionebytting reduserer derfor variasjonen i LAI noe.

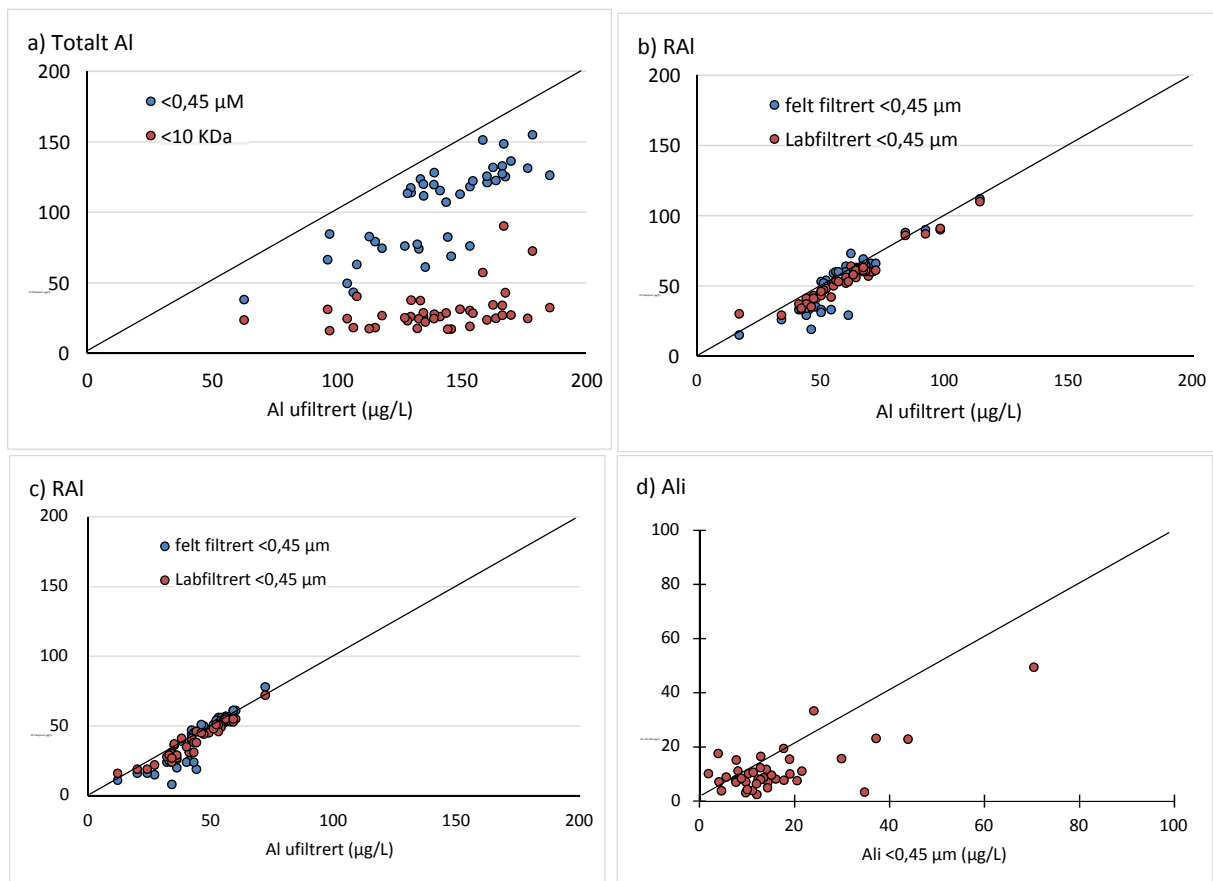


Figur 8. Sammenheng mellom pH målt ved prøvemottak (pH 1) og pH målt 1-3 uker seinere (pH 2), dvs. når aluminiumsanalysene ble gjennomført. I panelet nederst til høyre er pH målt i felt plottet mot pH målt ved prøvemottak. Tykk og tynn linje representerer hhv. 1:1-forholdet og beste lineare tilpasning.

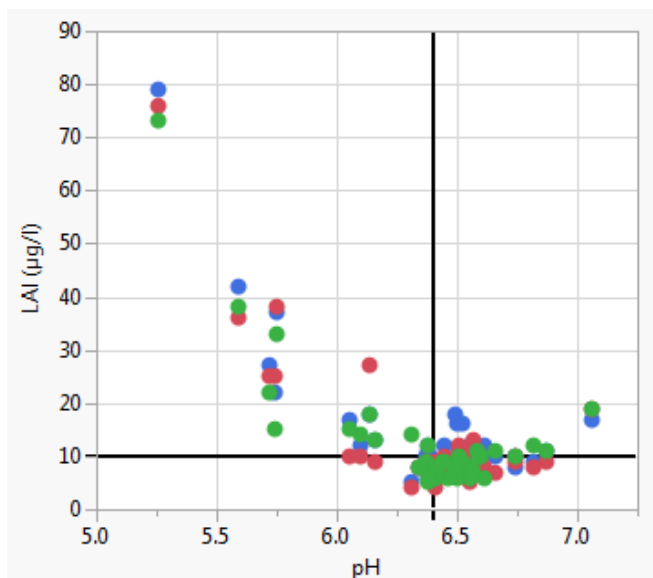
Måleusikkerheten ved lave konsentrasjoner av LAI (< 15 µg/l) var relativt stor i kalket vann, både for ufiltrerte og filtrerte prøver (Figur 12). Det problemet vil altså ikke løses med filtrering og fjerning av partikler. Resultater viser at en betydelig andel av kolloidalt Al også kan sitte i ionebytteren (Figur 10) og bidra til variasjon.



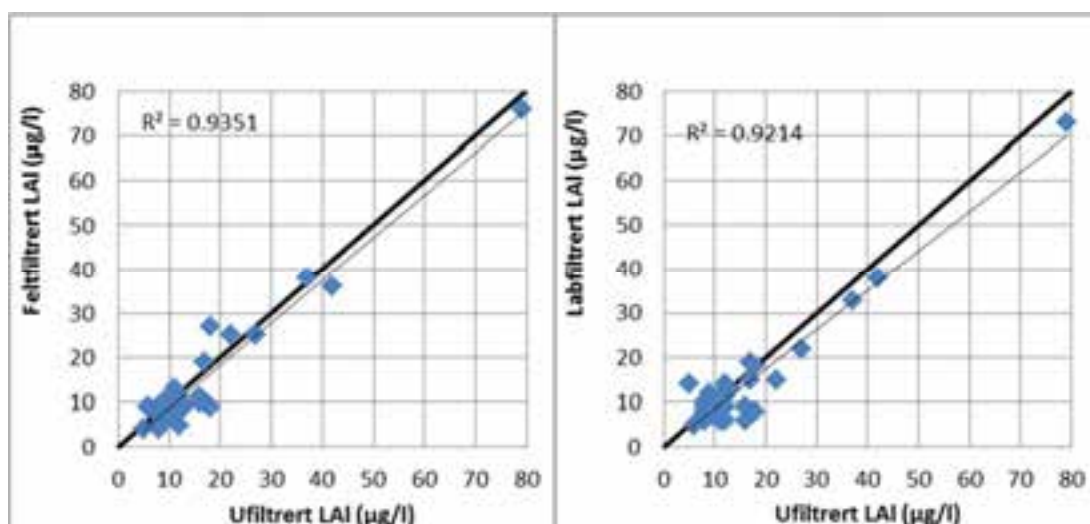
Figur 9. pH målt på laboratoriet i hhv. feltfiltrerte prøver (venstre) og laboratoriefiltrerte prøver (høyre) plottet mot pH målt i ufiltrerte prøver. Tykk og tynn linje representerer hhv. 1:1-forholdet og beste lineære tilpasning.



Figur 10. Korrelasjon mellom ufiltrerte og filtrerte prøver av a) Totalt Al, b) RAl og c) ILAl og d) Ali. Linjen representerer 1:1-forholdet.



Figur 11. Konsentrasjon av LAI målt i ufiltrerte (blå), feltfiltrerte (0,45 µm; rød) og laboratoriefiltrerte (0,45 µm; grønn) vannprøver.



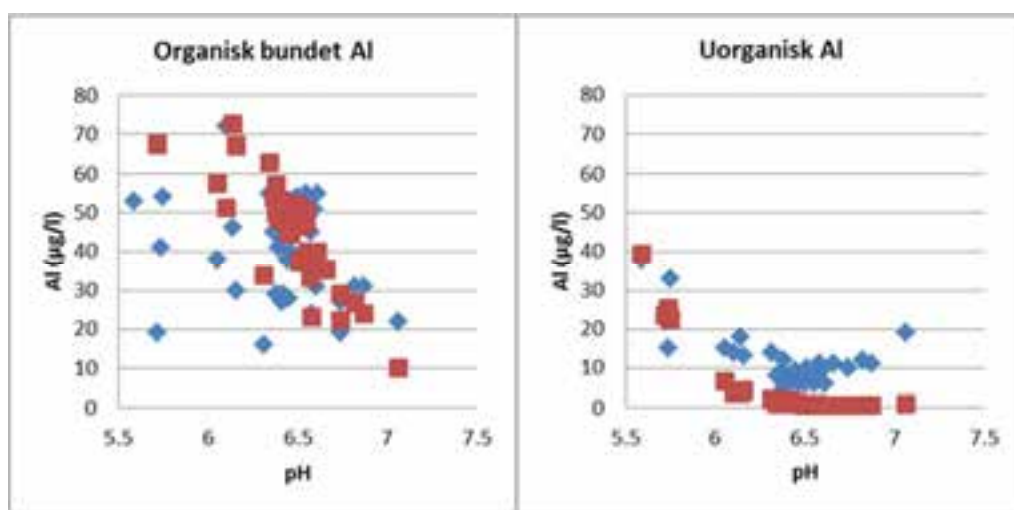
Figur 12. Konsentrasjon av LAI målt i hhv. feltfiltrerte (0,45 µm) (venstre) eller laboratoriefiltrerte (høyre) vannprøver. Tykk og tynn linje representerer hhv. 1:1-forholdet og beste lineære tilpasning.

4.2 Hva representerer LAI?

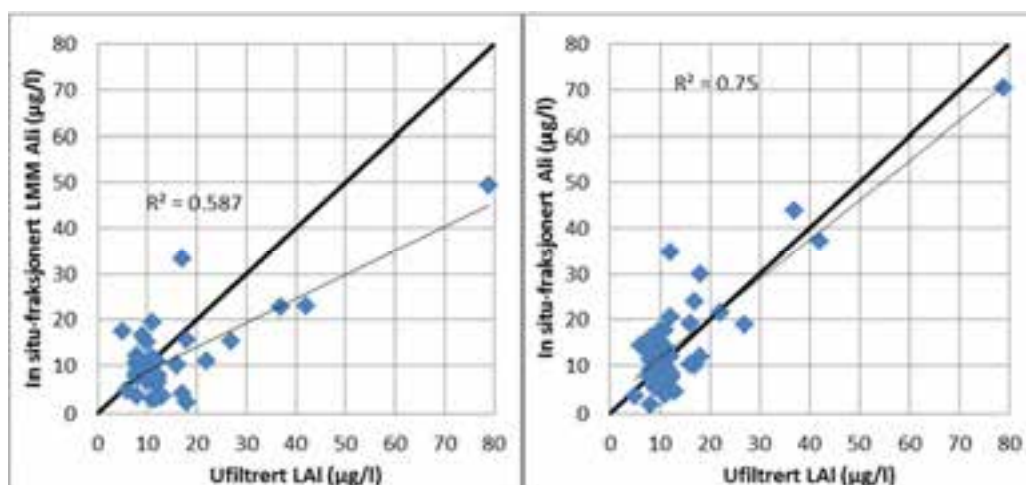
Sammenligning mellom målte og modellerte Al-fraksjoner. I avsnittene over har vi sett at målt LAI-konsentrasjon kan være over 10 µg/l selv ved pH rundt 6,4. Er det sannsynlig at konsentrasjonen av positivt ladde Al forbindelser skal være så høy i laboratorieprøvene? I motsetning til de in situ-fraksjonerte prøvene har disse vært lagret i opptil flere uker før fraksjonering, og det er å forvente at reaksjonene som bestemmer fordelingen av Al mellom faste og løste faser nærmer seg likevekt. Dersom man antar at løseligheten kontrolleres av fast Al(OH)₃ og bruker spesieringsprogrammet WHAM (Model VII) til å modellere fordelingen mellom organiske og uorganiske Al-former i vannprøvene, blir konsentrasjonen av sistnevnte betydelig lavere enn 10 µg/L ved pH over 6,2 (Figur 13). Ved pH over 6,0 var den modellerte organiske fraksjonen mye større enn den uorganiske, og i godt samsvar med målt LAI.

Sammenligning av LAI med in situ-fraksjonert Al_i (total og lavmolekylært). De aluminiums-fraksjonene som brukes (f.eks. labilt Al og lavmolekylært Al_i) er operasjonelt definert. Det vil si at det er fraksjoneringsmetoden (f.eks. ionebytterkolonnens karakteristikk og filterstørrelsen) og analysemetoden som avgjør hvor stor andel som befinner seg i den enkelte fraksjon. Man skal derfor ikke forvente at såpass forskjellige metoder som er brukt i dette prosjektet, skal gi like konsentrasjoner i tilsynelatende samme fraksjoner.

I prøvene som inneholdt mest aluminium, dvs. prøvene fra referansestasjonene, var LAI høyere enn LMM (lavmolekylært) Al_i , mens det ikke var noen systematisk forskjell mellom LAI og in situ fraksjonert totalkonsentrasjon av Al_i (Figur 14). Dette viser at det var aluminiumsformer til stede som gikk gjennom membranfilteret (0,45 μm), men ikke ultrafilteret og som ble sittende igjen i ionebytterkolonnen på laboratoriet. De tre fraksjonene (ufiltrert LAI, in situ-fraksjonert LMM Al_i og in situ-fraksjonert total Al_i) er korrelert, men korrelasjonen er ikke-eksisterende eller svak dersom man kun inkluderer prøver med lave nivåer av LAI eller Al_i . Dette er nok et uttrykk for den store variasjonen det kan være ved lave Al-nivåer.



Figur 13. Målte konsentrasjoner av ILAI og LAI (blått) og konsentrasjoner av humusbundet og uorganisk Al (rødt) estimert for temperatur 5 °C med WHAM Model VII. Fast $Al(OH)_3$ med løselighetsprodukt $10^{-8.5}$ og reaksjonsentalpi -107 kJ/mol (default i WHAM) ble antatt å kontrollere løseligheten av Al.



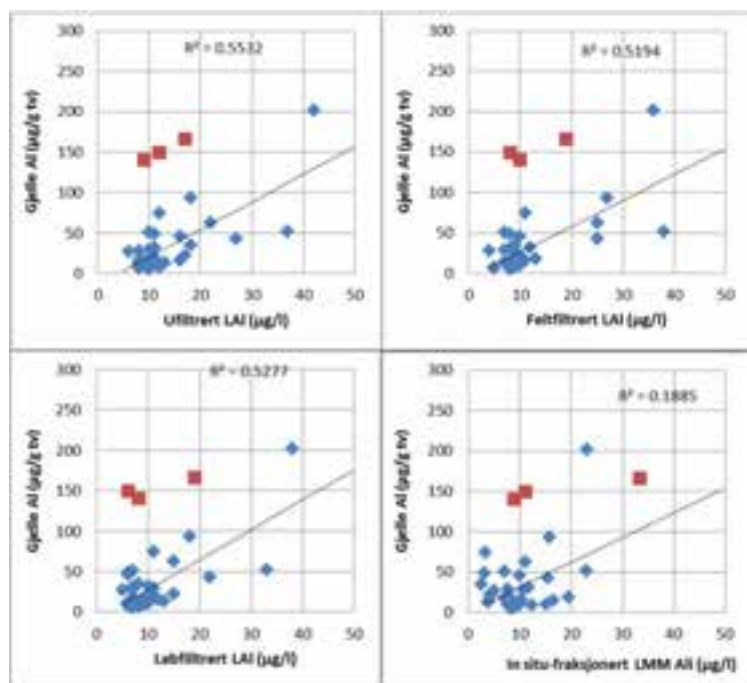
Figur 14. Konsentrasjon av hhv. in situ-fraksjonert, lavmolekylært (LMM) Al_i (venstre panel, <10 kDa) og in situ-fraksjonert Al_i , dvs. filtrert gjennom filter med porestørrelse 0,45 μm og ionebyttet i felt (høyre panel), plottet mot LAI i ufiltrert prøve. Tykk og tynn linje representerer hhv. 1:1-forholdet og beste lineære tilpasning.

Sammenheng mellom hhv. LAl og in situ-fraksjonert Al_i med gjelle-Al. Både konsentrasjonen av LAl og in situ-fraksjonert Al_i var godt korrelert med konsentrasjonen av aluminium i gjellevev (Figur 15). Konsentrasjonene i vann forklarer 19-55 % av variasjonen i gjelle-Al i dette datasettet. Resultatene fra Gislefossen er ikke tatt med i betraktningen fordi konsentrasjonene av gjelle-Al herfra indikerte blandsonereffekter med ustabil aluminium. Dette til tross for at *in situ*-fraksjoneringen ikke påviste høymolekylært Al_i, som man ville forvente pga Al-polymerisering (gir større molekyler) i blandsoner.

Resultater fra kontrollerte forsøk har tidligere vist at LMM Al_i kan brukes til å forutsi konsentrasjonen av gjelle-Al i stabile vannkvaliteter (Teien et al. 2005, 2006; Kroglund et al. 2012). Resultatene fra dette arbeidet indikerer at LAl eller *in situ*-fraksjonert LMM Al_i i vannprøver kun kan forklare en begrenset variasjon av gjelle Al.

Det er flere faktorer som bidrar til at det er en dårligere sammenheng enn forventet. Vassdrag er dynamiske systemer, og selv om vi bevisst har unngått blandsoner, kan vi ikke utelukke ustabile vannkvaliteter slik som dataene indikerer for stasjonen i Gislefossen. Vannføringsdata fra regionen (Figur 6) indikerer imidlertid ingen spesielle hydrologiske situasjoner, men ikke publiserte data fra denne delen av Audna kan tyde på en generelt stor pH-variasjon over året. Vannprøver representerer en nåsituasjon som kan endres relativt raskt, mens gjeller reflekterer vannkvaliteten de siste dagene. Det at vannprøver og fiskeprøver ikke alltid ble innsamlet på samme dag kan ha bidratt til en dårligere sammenheng. Datamaterialet reflekterer også vannkvaliteter i pH-området 6.0 - 6.4 med lave konsentrasjoner av positivt ladd Al som har relativ høy usikkerhet.

Resultatene tyder på at det er mange faktorer som bidrar til usikkerhet ved å bruke LAl eller in situ-fraksjonert LMM Al_i i vannprøver til å forutsi om fisk i kalket vann vil ha et Al-påslag i området 10-50 µg/g Al på gjellene. Bakgrunnsverdien for smolten fra Ims var 9,2 µg/g Al, mens vannforskriftens grense mellom god og moderat tilstand er 30 µg/g for laksesmolt, dvs. kun tre ganger høyere enn referanseverdien for uekspont smolt.



Figur 15. Konsentrasjon av aluminium på gjellene plottet mot konsentrasjoner av hhv. LAl målt i ufiltrert prøve (øvre venstre), LAl målt i feltfiltrerte prøver (øvre høyre), LAl målt i laboratoriefiltrerte prøver (nedre venstre) og *in situ*-fraksjonerte prøver (nedre høyre). De røde punktene representerer resultatene fra Gislefossen i Audna. Den tynne linjen er beste lineære tilpasning når Gislefossverdiene er unntatt.

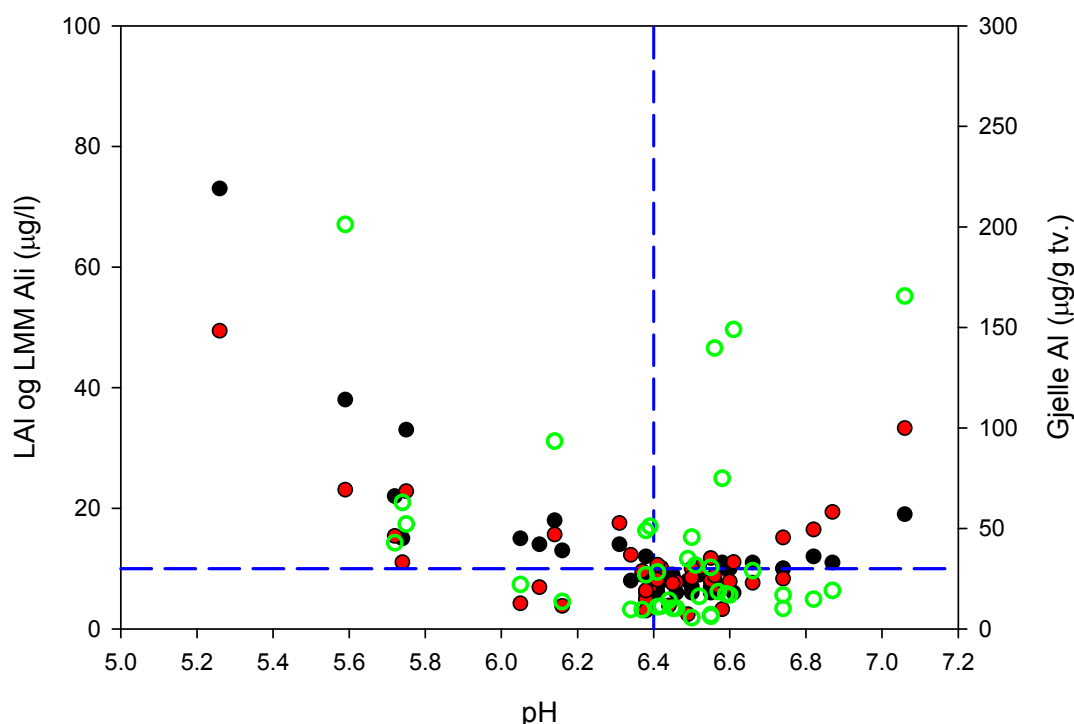
4.3 Vassdragenes pH-mål

I tidligere avsnitt har vi sett at filtrering både i felt og i laboratoriet kan eliminere noen falskt høye LAl-konsentrasjoner, men at måleusikkerheten selv etter filtrering kan være betydelig. Videre har vi sett at hvorvidt LAl-konsentrasjonen er 5 eller 15 $\mu\text{g/l}$ ikke alene kan brukes til å forutsi om gjellekonsentrasjonen blir f.eks. 20 eller 40 $\mu\text{g/g}$. Selv om en forventer at LAl skal være lav i vannkvaliteter med pH 6,4, så er variasjonen betydelig. Resultater fra forsøket viser at partikler og kolloidalt Al kan bidra til økt variasjon fordi disse kan sitte igjen i ionebytterkolonnen. Pyrokatekolfiolettmotoden inkluderer kun en mindre andel av disse tilstandsformene.

La oss se litt nærmere på sammenhengene mellom LAl, in situ-fraksjonert Al_i , gjelle-Al og pH. Resultatene viser at kombinasjonen av LAl og LMM $\text{Al}_i < 10 \mu\text{g/l}$ og $\text{pH} > 6,4$ ikke er noen garanti for gjelle-Al $< 30 \mu\text{g/g}$ (Figur 16), som tilsvarer G/M-grensa i vannforskriften. Som nevnt er det flere faktorer som kan bidra til dette hvorav den analytiske måleusikkerheten til LAl i dette pH området er en betydelig årsak.

Vi antar at de tre målingene av gjelle-Al over 150 $\mu\text{g/g}$ ved forholdsvis høy pH i Gislefossen, Audna, skyldes en blandoneffekt, dvs at fiskeburet har stått nær en tilførsel av surt, aluminiumsholdig vann til det kalkede elvevannet. Ellers er både gjelle-Al, laboratoriefiltrert LAl og in situ-fraksjonert, LMM Al_i stort sett lave i pH-området 6,4-6,7. Over pH 6,7 øker både LAl og LMM Al_i . Dette kan skyldes at aluminat, som blir den dominerende aluminiumsformen omtrent ved pH 7,0, setter seg i ionebytterkolonnen.

En betydelig større andel av gjelle-Al-verdiene var over 30 $\mu\text{g/g}$ ved $\text{pH} < 6,4$. Resultatene gir derfor ingen holdepunkter for at pH-målene kan senkes dersom det legges til grunn at gjelle-Al $< 30 \mu\text{g/g}$ er en korrekt grense for hva smolten tåler for det går ut over sjøoverlevelsen.



Figur 16. Konsentrasjon av LAl i laboratoriefiltrerte prøver (svarte symboler), in situ-fraksjonert, lavmolekylært Al_i (røde symboler) og gjelle-aluminium (grønne sirkler, NB: egen akse) plottet mot pH. Blå vertikal stiplet linje representerer pH-målet under smoltifiseringsperioden. Blå, horisontal, stiplet linje representerer grensen mellom god og moderat tilstand mht. konsentrasjon av LAl ($10 \mu\text{g/l}$) og gjelle-aluminium for laksesmolt ($30 \mu\text{g/g tv.}$).

5. Konklusjoner

Prosjektet gir et godt innblikk i utfordringer knyttet til bruk av LAl i tiltaksovervåkingen i kalkede laksevassdrag. Resultatene viser at usikkerheten i fastsettelsen av LAl er stor. Det gir seg spesielt utslag ved lave LAl-konsentrasjoner, selv ved pH 6,4 i lagrede (stabile) prøver. Metoden for bestemmelse av LAl er derfor ikke god nok til å dokumentere oppfyllelse av vannforskriftens mål om at konsentrasjonen av LAl skal være mindre enn 10 µg/l i kalkede vassdrag.

Forbehandling av prøven med partikkelfiltrering eliminerer problemer knyttet til partikler, men resultatene viser at dette har en minimal effekt og at variasjonen i LAl opprettholdes etter filtrering. Et større metodeproblem er at kolloider sitter igjen i ionebytteren og dermed registreres som LAl. Det er med å skape støy i resultatene når den ladde fraksjonen (LAl) i utgangspunktet er lav. Hvis denne effekten elimineres vil variasjonen bli mindre. Det krever imidlertid mer avansert metodikk. Vår anbefaling er derfor å bruke pH aktivt, som nå, men konsentrasjonen av LAl mindre aktivt ved evaluering av måloppnåelse i kalkede vassdrag. Mer aktiv bruk av smolt-eksponering og analyse av gjelle-Al kan være egnet som supplement og også for å identifisere blandsoner som gir grunnlag for påslag av gjelle-Al.

Målte konsentrasjoner av LAl er ikke uten verdi, spesielt ikke om de reaktive Al-formene (RAI) i mindre forsurede vassdrag er så lave at det kan gi grunnlag for å redusere pH-målet. En god indikasjon vil være å undersøke i hvilken grad reaktivt Al, målt og beregnet som hhv. RAl og LAl mobiliseres under sjøsaltepisoder.

Videre velger vi å knytte våre konklusjoner direkte opp mot hypoteser som ble satt opp og spørsmål som prosjektet skulle gi grunnlag for å svare på.

Syretilsatsen (NIVA) rett før analyse bidrar til at noe kolloidalt/partikulært Al løses for analyse av RAl og ILAl. Resultatene indikerer at variasjonen i LAl vil bli mindre hvis pyrokatekolfluolettmetoden i minst mulig grad inkluderer partikulært og kolloidalt Al. Problemet med partikulært Al er lite. Men fjerning av syretilsatsen kan ha en betydelig effekt på kolloidalt Al, som også sitter igjen i ionebytterkolonnen. Dette bør testes.

Noe kolloidalt og partikulært Al holdes igjen i ionebytterkolonnen. Da vil den kolloidale/partikulære Al-fraksjonen være større i RAl enn i ILAl, og dermed beregnes som LAl. Dette gir høyere LAl enn det en ville forvente basert på vannets pH-verdi.

Problemet med partikulært Al er lite. Men noe kolloidalt Al holdes igjen i ionebytterkolonnen, og det gir kunstig høy LAl, som kan bidra til støyen ved lave konsentrasjoner.

Ved kalking vil uorganisk, monomert Al (LAl) i elvevannet omdannes og endre tilstand mot høymolekylært, kolloidalt Al og også kunne bindes til den løste organiske Al-fraksjonen i vannet. Noe av dette vil også kunne holdes igjen i ionebytterkolonnen, og dermed bidra til LAl.

Endringen i Al-fraksjoner kan eventuelt bidra til mer støy ved lave konsentrasjoner i kalket enn ukalket vann, men dette ble ikke testet i prosjektet.

Ved lave konsentrasjoner av LAl vil denne feilkilden kunne være forholdsvis stor og gi upålitelige konsentrasjoner av LAl. Variasjonen (støyen) er stor ved LAl < 15 µg/l målt med dagens metode, noe som gjør at vannforskriftens grenseverdi (G/M-grensa) på 10 µg/L ikke bør brukes alene til å kontrollere effekten av kalking. pH bør dermed brukes mer aktivt for å evaluere måloppnåelse i tiltaksovervåkingen, men kan med fordel suppleres med gjelle-Al i mer grundige evalueringer.

Kan prosjektet bidra med resultatet som gir grunnlag for å endre pH-målet i de undersøkte og evt. andre kalkede laksevassdrag?

Alle data tyder på at både løste konsentrasjoner av Al (LAl og Al_i) og gjelle-Al er lavest ved pH omkring 6,4. Det vil si at gjeldende pH-mål i de tre undersøkte vassdragene bør opprettholdes.

6. Referanser

- Andren, C.M. and Rydin, E. 2009. Which aluminium fractionation method will give true inorganic monomeric Al results in fresh waters (not including colloidal Al)? *J. Environ. Monit.* 11: 1639-1646.
- de Wit, H., Mulder, J., Hindar, A. and Hole, L. 2007. Long-term increase in dissolved organic carbon in streamwaters in Norway is response to reduced acid deposition. *Environ. Sci. Technol.* 41: 7706-7713.
- Kroglund, F., Finstad, B., Pettersen, K., Teien, H.C., Salbu, B., Rosseland, B.O., Nilsen, T.O., Stefansson, S., Ebbesson, L.O.E., Nilsen, R., Bjorn, P.A. and Kristensen, T. 2012. Recovery of Atlantic salmon smolts following aluminum exposure defined by changes in blood physiology and seawater tolerance. *Aquaculture*. 362: 232-240.
- Kroglund, F., Finstad, B., Stefansson, S.O., Nilsen, T.O., Kristensen, T., Rosseland, B.O., Teien, H.C. and Salbu, B. 2007. Exposure to moderate acid water and aluminum reduces Atlantic salmon post-smolt survival. *Aquaculture*. 273: 360-373.
- Kroglund, F., Rosseland, B.O., Teien, H.C., Salbu, B., Kristensen, T. and Finstad, B. 2008. Water quality limits for Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) exposed to short term reductions in pH and increased aluminum simulating episodes. *Hydrol. Earth Syst. Sci.* 12: 491-507.
- Kroglund, F., Teien, H.C., Rosseland, B.O. and Salbu, B. 2001a. Time and pH-Dependent detoxification of aluminum in mixing zones between acid and non-acid rivers. *Water Air Soil Pollut.* 130: 905-910.
- Kroglund, F., Teien, H.C., Rosseland, B.O., Salbu, B. and Lucassen, E. 2001b. Water quality dependent recovery from aluminum stress in Atlantic salmon smolt. *Water Air Soil Pollut.* 130: 911-916.
- Miljødirektoratet, 2013. Vannforskriften og fisk– forslag til klassifiseringssystem. Rapport M22:60.
- Røgeberg, E.J.S. and Henriksen, A. 1985. An automatic method for fractionation and determination of aluminum species in fresh-waters. *Vatten* 41, 48–53.
- Teien, H.C., Andrén, C., Kroglund, F. and Salbu, B. 2005. Changes in gill reactivity of aluminium species following liming of an acid and aluminium-rich humic water. *Verh. Int. Verein. Limnol.* 29: 837-840.
- Teien, H.-C., Kroglund, F., Salbu, B. and Rosseland, B.O. 2006. Gill reactivity of aluminium species following liming. *Sci. Total Environ.* 358: 206-220.

Vedlegg A. Måledata

Tabell B1. Resultater av NIVAs målinger i ufiltrerte prøver.

Stasjon	Dato	Ufiltrert															
		pH	KOND	ALK	pH	Ca	Mg	K	Na	Cl	SO4	F	NO3-N	TOC	Al/R	Al/II	LAI
			mS/m	mmol/l		mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	µg/l	µg N/l	mg C/l	µg/l	µg/l	µg/l
Audna oppstrøms Spilling	07.05.2014	6.51	3.74	0.091	6.48	2.24	0.51	0.39	3.32	6.06	2.03	49	300	2.7	64	53	11
Blakstad bru	07.05.2014	6.46	1.56	0.074	6.45	1.48	0.17	0.16	0.96	1.35	1.34	47	125	2.8	50	42	8
Boenfoss oppstr	07.05.2014	6.52	1.87	0.084	6.51	1.7	0.19	0.16	1.27	2.07	1.19	26	105	3.1	69	53	16
Bøylefoss oppstr kalk	07.05.2014	5.74	1.2	0.044	5.68	0.71	0.14	0.14	0.82	1.16	1.23	47	125	2.7	60	38	22
Evenstad kr.verk	07.05.2014	6.39	1.4	0.068	6.43	1.35	0.15	0.14	0.83	1.16	1.2	48	120	2.7	52	42	10
Gislefoss v/bru	07.05.2014	6.56	3.76	0.099	6.56	2.48	0.51	0.43	3.16	5.7	2.15	69	285	2.9	63	54	9
Kjærestrom bru oppstr	07.05.2014	6.49	1.74	0.083	6.49	1.68	0.17	0.14	1.14	1.86	1.07	28	91	3.2	71	53	18
Melhusfossen v/pH	07.05.2014	6.57	3.78	0.09	6.54	2.27	0.52	0.4	3.38	6.11	2.08	50	305	2.6	60	49	11
Rykene oppstr mag.	07.05.2014	6.44	1.47	0.073	6.44	1.45	0.16	0.15	0.85	1.21	1.24	47	125	2.7	51	43	8
Stedjan oppstr kalk	07.05.2014	5.59	2.53	0.041	5.58	0.81	0.32	0.28	2.55	4.6	1.54	42	130	2.8	98	56	42
Søre Herefoss oppstr ka	07.05.2014	6.38	1.64	0.074	6.39	1.47	0.17	0.14	1.14	1.85	1.07	25	89	3.3	67	56	11
Teinefossen nedstr	07.05.2014	6.5	1.74	0.083	6.48	1.64	0.17	0.14	1.15	1.88	1.07	27	92	3.4	70	54	16
Audna oppstrøms Spilling	20.05.2014	6.55	3.6	0.095	6.61	2.16	0.46	0.39	3.11	5.87	2.03	45	250	2.8	63	52	11
Blakstad bru	20.05.2014	6.41	1.39	0.072	6.44	1.29	0.15	0.16	0.83	1.19	1.24	46	110	2.9	55	47	8
Boenfoss oppstr	20.05.2014	6.5	1.67	0.08	6.53	1.45	0.17	0.15	1.15	1.9	1.11	25	86	3.3	68	58	10
Bøylefoss oppstr kalk	20.05.2014	6.14	1.2	0.056	5.87	0.7	0.14	0.14	0.8	1.13	1.24	46	110	2.9	62	44	18
Evenstad kr.verk	20.05.2014	6.37	1.36	0.071	6.4	1.27	0.14	0.14	0.81	1.13	1.2	45	105	2.9	56	46	10
Gislefoss v/bru	20.05.2014	6.61	3.45	0.093	6.62	2.18	0.44	0.38	2.95	5.41	1.97	54	210	3.1	68	56	12
Kjærestrom bru oppstr	20.05.2014	6.55	1.62	0.084	6.57	1.52	0.16	0.13	1.05	1.72	1.01	22	81	3.3	72	60	12
Litleåna nedstr	20.05.2014	6.1	3.55	0.032	6.26	0.81	0.54	0.29	4.25	7.13	2.07	37	230	2.3	84	72	12
Litleåna oppstr	20.05.2014	5.26	3.49	0.036	5.23	0.57	0.45	0.28	3.77	7.07	1.97	27	230	2.3	114	35	79
Melhusfossen v/pH	20.05.2014	6.59	3.59	0.091	6.62	2.12	0.47	0.38	3.21	5.86	2.06	46	245	2.9	64	53	11

Stasjon	Dato	Ufiltrert															
		pH	KOND mS/m	ALK mmol/l	pH	Ca mg/l	Mg mg/l	K mg/l	Na mg/l	Cl mg/l	SO4 mg/l	F µg/l	NO3-N µg N/l	TOC mg C/l	Al/R µg/l	Al/II µg/l	LA1 µg/l
Rykene oppstr mag.	20.05.2014	6.38	1.42	0.071	6.41	1.24	0.15	0.14	0.88	1.28	1.26	45	110	2.9	57	51	6
S.Herefoss oppstr kalk	20.05.2014	6.34	1.53	0.074	6.4	1.27	0.16	0.13	1.09	1.75	1.04	25	77	3.3	67	59	8
Stedjan oppstr kalk	20.05.2014	5.75	2.45	0.046	5.75	0.83	0.3	0.28	2.44	4.66	1.6	42	120	2.7	92	55	37
Teinefossen nedstr	20.05.2014	6.55	1.62	0.084	6.57	1.54	0.16	0.13	1.06	1.74	1.01	23	81	3.3	67	59	8
Audna oppstrøms Spilling	16.06.2014	6.58	4.25	0.113	6.55	2.75	0.62	0.55	3.55	6.54	2.42	55	355	2.1	46	34	12
Blakstad bru	16.06.2014	6.6	1.39	0.071	6.36	1.29	0.17	0.18	0.91	1.21	1.26	56	85	2.8	45	34	11
Boenfoss oppstr	16.06.2014	6.74	1.87	0.101	6.58	1.95	0.2	0.17	1.23	1.9	1.08	30	82	2.8	44	36	8
Bøylefoss oppstr kalk	16.06.2014	6.16	1.2	0.054	6.06	0.89	0.15	0.18	0.87	1.16	1.25	58	88	3	47	34	13
Evenstad kr.verk	16.06.2014	6.38	1.27	0.062	6.21	1.39	0.16	0.17	0.86	1.12	1.25	56	85	2.9	48	36	12
Gislefoss v/bru	16.06.2014	7.06	4.86	0.153	6.88	3.7	0.65	0.59	3.55	6.69	2.79	98	345	2.4	44	27	17
Kjærestrøm bru oppstr	16.06.2014	6.82	1.69	0.106	6.63	2.03	0.16	0.14	0.97	1.45	0.86	27	57	2.9	50	41	9
Litleåna nedstr	16.06.2014	6.31	3.93	0.069	6.18	1.28	0.68	0.36	4.33	7.48	2.18	62	245	2	17	12	5
Litleåna oppstr	16.06.2014	5.72	3.42	0.041	5.61	0.71	0.45	0.29	3.91	7.15	1.93	38	145	2.1	47	20	27
Melhusfossen v/pH	16.06.2014	6.74	4.17	0.115	6.6	2.87	0.54	0.5	3.53	6.65	2.31	70	255	2.4	34	24	10
Rykene oppstr mag.	16.06.2014	6.45	1.28	0.063	6.28	1.11	0.17	0.16	0.85	1.15	1.28	57	85	2.7	44	32	12
Spilling nedstr silikat	16.06.2014	6.42	3.56	0.069	6.38	1.62	0.49	0.32	3.81	6.46	2.23	88	180	3.5	41	33	8
Spilling oppstr silikat	16.06.2014	6.41	3.56	0.067	6.31	1.66	0.5	0.33	3.74	6.36	2.2	84	175	3.3	42	34	8
Stedjon oppstr kalk	16.06.2014	6.05	2.43	0.05	6	0.98	0.31	0.29	2.55	4.51	1.61	50	81	2.5	61	44	17
Søre Herefoss oppstr	16.06.2014	6.66	1.49	0.085	6.52	1.59	0.15	0.13	0.96	1.47	0.88	28	54	2.9	50	40	10
Teinefossen nedstr	16.06.2014	6.87	1.64	0.101	6.65	1.97	0.16	0.13	0.96	1.47	0.88	30	56	2.8	54	43	11

Tabell B2. Resultater av NIVAs målinger i filtrerte (0,45 µm) prøver.

Stasjon	Dato	Feltfiltrert									Laboratoriefiltrert								
		pH	KOND	ALK	pH	Ca/ICP	TOC	Al/R	Al/II	LA1	pH	KOND	ALK	pH	Ca/ICP	TOC	Al/R	Al/II	LA1
			mS/m	mmol/l		mg/l	mg C/l	µg/l	µg/l	µg/l		mS/m	mmol/l		mg/l	mg C/l	µg/l	µg/l	µg/l
Audna oppstrøms Spilling	07.05.2014	6.52	3.76	0.091	6.57	2.13	2.7	63	51	12	6.67	3.74	0.09	6.66	2.09	2.7	56	46	10
Blakstad bru	07.05.2014	6.46	1.49	0.072	6.44	1.35	2.7	53	44	9	6.55	1.56	0.074	6.55	1.37	2.8	46	40	6
Boenfoss oppstr	07.05.2014	6.56	1.87	0.084	6.56	1.64	3.1	65	54	11	6.64	1.86	0.084	6.61	1.58	3.2	57	48	9
Bøylefoss oppstr kalk	07.05.2014	5.79	1.2	0.045	5.79	0.69	2.7	64	39	25	6.09	1.2	0.05	5.9	0.747	2.7	56	41	15
Evenstad kr.verk	07.05.2014	6.41	1.4	0.068	6.34	1.28	2.7	54	47	7	6.47	1.41	0.07	6.41	1.25	2.7	48	41	7
Gislefoss v/bru	07.05.2014	6.63	3.8	0.101	6.66	2.31	3.1	60	50	10	6.69	3.78	0.098	6.67	2.33	2.9	57	49	8
Kjærestrom bru oppstr	07.05.2014	6.55	1.72	0.082	6.51	1.53	3.2	65	56	9	6.64	1.73	0.084	6.65	1.57	3.2	60	52	8
Melhusfossen v/pH	07.05.2014	6.62	3.8	0.091	6.61	2.13	2.6	60	47	13	6.68	3.79	0.09	6.64	2.15	2.6	52	45	7
Rykene oppstr mag.	07.05.2014	6.49	1.47	0.074	6.49	1.38	2.8	52	45	7	6.53	1.49	0.073	6.55	1.34	2.7	47	38	9
Stedjan oppstr kalk	07.05.2014	5.69	2.58	0.042	5.68	0.773	2.9	90	54	36	5.65	2.52	0.041	5.67	0.766	2.8	91	53	38
Søre Herefoss oppstr ka	07.05.2014	6.43	1.63	0.074	6.43	1.41	3.2	65	57	8	6.51	1.62	0.074	6.5	1.33	3.3	60	54	6
Teinefossen nedstr	07.05.2014	6.56	1.73	0.083	6.54	1.55	3.2	66	56	10	6.59	1.9	0.082	6.61	1.55	3.4	60	54	6
Audna oppstrøms Spilling	20.05.2014	6.6	3.58	0.094	6.67	2.08	2.9	62	54	8	6.68	3.58	0.093	6.69	2.09	2.9	58	51	7
Blakstad bru	20.05.2014	6.43	1.36	0.07	6.45	1.19	3	59	50	9	6.5	1.38	0.071	6.47	1.2	3	50	44	6
Boenfoss oppstr	20.05.2014	6.52	1.66	0.08	6.56	1.41	3.3	65	57	8	6.58	1.65	0.079	6.55	1.39	3.3	60	53	7
Bøylefoss oppstr kalk	20.05.2014	5.84	1.16	0.048	5.81	0.687	2.9	73	46	27	5.92	1.3	0.049	5.91	0.722	3.1	64	46	18
Evenstad kr.verk	20.05.2014	6.38	1.33	0.068	6.42	1.25	2.9	60	51	9	6.44	1.35	0.069	6.43	1.21	3.1	54	45	9
Gislefoss v/bru	20.05.2014	6.65	3.44	0.093	6.66	2.09	3.2	64	56	8	6.69	3.44	0.09	6.64	2.01	3.7	61	55	6
Kjærestrom bru oppstr	20.05.2014	6.56	1.62	0.084	6.6	1.46	3.2	66	61	5	6.65	1.62	0.084	6.6	1.41	3.3	61	55	6
Litleåna nedstr	20.05.2014	6.32	3.57	0.058	6.31	0.801	2.2	88	78	10	6.23	3.55	0.056	6.18	0.738	2.4	86	72	14
Litleåna oppstr	20.05.2014	5.32	3.47	0.037	5.3	0.626	2.4	112	36	76	5.28	3.47	0.036	4.52	0.567	2.4	110	37	73
Melhusfossen v/pH	20.05.2014	6.63	3.61	0.091	6.66	1.99	2.9	62	53	9	6.67	3.6	0.091	6.66	2.08	3.1	61	51	10
Rykene oppstr mag.	20.05.2014	6.41	1.41	0.07	6.45	1.17	3	60	51	9	6.49	1.42	0.07	6.46	1.18	3.3	53	48	5

Stasjon	Dato	Feltfiltrert									Laboratoriefiltrert								
		pH	KOND	ALK	pH	Ca/ICP	TOC	Al/R	Al/II	LAl	pH	KOND	ALK	pH	Ca/ICP	TOC	Al/R	Al/II	LAl
			mS/m	mmol/l		mg/l	mg C/l	µg/l	µg/l	µg/l		mS/m	mmol/l		mg/l	mg C/l	µg/l	µg/l	µg/l
S.Herefoss oppstr kalk	20.05.2014	6.42	1.55	0.075	6.46	1.21	3.3	69	61	8	6.48	1.53	0.074	6.49	1.21	3.4	63	55	8
Stedjan oppstr kalk	20.05.2014	5.79	2.45	0.045	5.78	0.817	2.8	90	52	38	5.76	2.45	0.045	5.74	0.809	2.7	87	54	33
Teinefossen nedstr	20.05.2014	6.58	1.61	0.084	6.6	1.45	3.4	66	61	5	6.63	1.63	0.084	6.58	1.43	3.4	61	53	8
Audna oppstrøms Spilling	16.06.2014	6.73	4.25	0.113	6.65	2.52	1.9	19	8	11	6.9	4.27	0.114	6.73	2.49	2.1	35	24	11
Blakstad bru	16.06.2014	6.47	1.29	0.063	6.89	0.992	2.7	33	24	9	6.65	1.44	0.072	6.49	1.18	2.8	41	31	10
Boenfoss oppstr	16.06.2014	6.85	1.87	0.1	6.75	1.69	2.6	29	20	9	6.88	1.88	0.1	6.72	1.75	2.7	37	27	10
Bøylefoss oppstr kalk	16.06.2014	6.26	1.2	0.054	6.27	0.795	2.8	35	26	9	6.26	1.21	0.054	6.18	0.81	2.8	43	30	13
Evenstad kr.verk	16.06.2014	6.46	1.27	0.062	6.77	0.97	2.8	35	26	9	6.44	1.27	0.061	6.28	1.01	2.7	41	29	12
Gislefoss v/bru	16.06.2014	7.12	4.8	0.153	6.99	3.37	2.3	34	15	19	7.15	4.88	0.155	6.99	3.42	2.5	41	22	19
Kjærestrom bru oppstr	16.06.2014	6.91	1.66	0.103	6.77	1.71	2.7	33	25	8	6.92	1.71	0.105	6.76	1.77	2.9	43	31	12
Litleåna nedstr	16.06.2014	6.58	3.95	0.072	6.48	1.17	1.9	15	11	4	6.59	4.87	0.071	6.55	1.27	2	30	16	14
Litleåna oppstr	16.06.2014	5.73	3.42	0.041	5.74	0.682	2.1	41	16	25	5.77	3.42	0.041	5.85	0.696	2.1	41	19	22
Melhusfossen v/pH	16.06.2014	6.87	4.18	0.116	6.98	2.57	2.3	26	16	10	6.91	4.19	0.116	6.74	2.6	2.3	29	19	10
Rykene oppstr mag.	16.06.2014	6.49	1.3	0.063	6.4	0.983	2.6	34	24	10	6.5	1.3	0.063	6.33	1	2.6	37	28	9
Spilling nedstr silikat	16.06.2014	6.5	3.57	0.07	6.38	1.47	3.1	33	25	8	6.54	3.6	0.07	6.45	1.45	3.4	37	29	8
Spilling oppstr silikat	16.06.2014	6.47	3.56	0.068	6.33	1.49	3	33	29	4	6.52	3.59	0.068	6.39	1.53	3.2	34	27	7
Stedjon oppstr kalk	16.06.2014	6.23	2.46	0.052	6.14	0.902	2.3	29	19	10	6.14	2.47	0.05	5.99	0.918	2.4	53	38	15
Søre Herefoss oppstr	16.06.2014	6.75	1.5	0.084	6.65	1.37	2.7	31	24	7	6.77	1.52	0.085	6.61	1.39	2.9	46	35	11
Teinefossen nedstr	16.06.2014	6.91	1.64	0.101	6.8	1.7	2.6	33	24	9	6.9	1.68	0.102	6.75	1.74	2.7	42	31	11

Tabell B3. Resultater av målinger i in situ-fraksjonerte prøver.

Stasjon	Dato	Smolt	In situ									
		Gjelle-Al (avg)	pH	Temp	Kond	total Al	0.45µm Al	0.45µm Amberlite Al	0,45 Ali	10kDa Al	10kDa Amberlite Al	10 kDa Ali
		µg/g dw			mS/m	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l
Audna oppstrøms Spilling	07.05.2014	31.73	6.526667	9.7	3.7	160	121	116	6			
Blakstad bru	07.05.2014	10.33	6.476667	7.9	1.4	135	112	104	8	26	18	8
Boenfoss oppstr	07.05.2014	16.11	6.52	8.9	1.9	163	132	122	10	34	24	10
Bøylefoss oppstr kalk	07.05.2014	62.85	5.703333	7.8	1.2	130	114	93	22	38	27	11
Evenstad kr.verk	07.05.2014	51	6.44	8.1	1.3	130	117	103	14	26	19	7
Gislefoss v/bru	07.05.2014	139.68	6.56	8.4	3.7	168	125	120	6	43	34	9
Kjærestrom bru oppstr	07.05.2014	34.85	6.566667	8.7	1.7	170	136	124	12	27	25	2
Melhusfossen v/pH	07.05.2014	18.53	6.58	9.7	3.7	153	118	114	4	30	23	7
Rykene oppstr mag.	07.05.2014	14.16	6.496667	7.8	1.4	128	114	102	11	23	19	4
Stedjan oppstr kalk	07.05.2014	201.11	5.565	10.4	2.5	179	155	118	37	73	50	23
Søre Herefoss oppstr ka	07.05.2014	48.86	6.346667	8.7	1.6	177	131	122	10	25	22	3
Teinefossen nedstr	07.05.2014	45.56	6.57	8.7	1.7	166	133	114	19	34	24	10
Audna oppstrøms Spilling	20.05.2014	30.64	6.49	13.7	3.5	149	113	99	14	31	20	12
Blakstad bru	20.05.2014	10.97	6.45	11.8	1.3	141	115	99	16	26	18	8
Boenfoss oppstr	20.05.2014	5.57	6.41	12.9	1.6	164	123	109	13	25	16	9
Bøylefoss oppstr kalk	20.05.2014	93.38	5.583333	11.3	1.1	134	124	94	30	37	22	16
Evenstad kr.verk	20.05.2014	9.51	6.336667	11.2	1.3	135	120	105	15	29	19	10
Gislefoss v/bru	20.05.2014	148.87	6.506667	13.6	3.4	155	122	114	8	28	17	11
Kjærestrom bru oppstr	20.05.2014	7.02	6.453333	11.6	1.6	166	127	119	8	27	19	8
Litleåna nedstr	20.05.2014		6.21	13.5	3.5	139	128	120	8	28	21	7
Litleåna oppstr	20.05.2014		5.055	14.5	3.4	167	149	78	70	90	41	49
Melhusfossen v/pH	20.05.2014	17.36	6.515	13.8	3.5	144	107	97	10	29	22	7
Rykene oppstr mag.	20.05.2014	26.9	6.29	11.4	1.4	139	120	105	14	25	20	5

Stasjon	Dato	Smolt	In situ									
		Gjelle-Al (avg) µg/g dw	pH	Temp	Kond mS/m	total Al µg/l	0.45µm Al µg/l	0.45µm Amberlite Al µg/l	0,45 Ali µg/l	10kDa Al µg/l	10kDa Amberlite Al µg/l	10 kDa Ali µg/l
S.Herefoss oppstr kalk	20.05.2014	9.62	6.216667	11.7	1.4	185	126	114	13	32	20	12
Stedjan oppstr kalk	20.05.2014	52.12	5.483333	16.1	2.4	159	151	108	44	57	35	23
Teinefossen nedstr	20.05.2014	6.23	6.49	12.2	1.6	160	126	113	12	24	16	8
Audna oppstrøms Spilling	16.06.2014	74.92				153	76	41	35	19	16	3
Blakstad bru	16.06.2014	16.84				115	79	66	13	18	10	8
Boenfoss oppstr	16.06.2014	16.83				146	69	60	9	17	9	8
Bøylefoss oppstr kalk	16.06.2014	13.58				113	83	78	5	18	14	4
Evenstad kr.verk	16.06.2014					145	83	71	12	17	11	6
Gislefoss v/bru	16.06.2014	165.52				108	63	39	24	40	7	33
Kjærestrom bru oppstr	16.06.2014	14.81				133	74	61	13	25	8	16
Littleåna nedstr	16.06.2014					63	38	34	4	24	6	18
Littleåna oppstr	16.06.2014	42.78				96	66	48	19	31	16	15
Melhusfossen v/pH	16.06.2014	10.16				104	50	42	8	25	10	15
Rykene oppstr mag.	16.06.2014	10.2				97	85	64	21	16	9	8
Spilling nedstr silikat	16.06.2014	11.31				118	75	73	2	27	17	10
Spilling oppstr silikat	16.06.2014	28.22				107	43	32	11	18	8	11
Stedjon oppstr kalk	16.06.2014	22.02				136	61	51	10	22	18	4
Søre Herefoss oppstr	16.06.2014	28.92				132	77	60	18	18	10	8
Teinefossen nedstr	16.06.2014	19.13				127	76	58	18	25	6	19

NIVA: Norges ledende kompetansesenter på vannmiljø

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



Norsk institutt for vannforskning

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