

Optimalisering av silikatdosering i Vest-Agder



RAPPORT

Hovedkontor

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

NIVA Region Sør

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

NIVA Region Innlandet

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

NIVA Region Vest

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

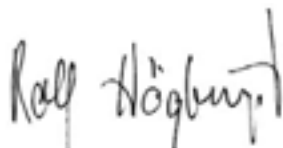
Tittel Optimalisering av silikatdosering i Vest-Agder	Løpenr. (for bestilling) 7055-2016	Dato Juni 2016
	Prosjektnr. Undernr. 15331	Sider Pris 35
Forfatter(e) Rolf Høgberget	Fagområde Tiltak mot forsuring	Distribusjon Fri
	Geografisk område Vest-Agder	Trykket NIVA

Oppdragsgiver(e) Miljødirektoratet	Oppdragsreferanse
---------------------------------------	-------------------

Sammendrag

Natriumsilikat (vannglass) er brukt som alternativ til kalk i enkelte sure sidevassdrag til lakseelver i Vest-Agder. Bakgrunnen for det er et ønske om rask avgifting av aluminium på lakseførende strekninger. Silikat er kostbart, og optimal dosering er derfor svært viktig. Tiltaksovervåkingen i kalkede laksevassdrag har i flere år avdekket problemer med drift av silikatanleggene, og at de vannkjemiske resultatene ikke er tilfredsstillende. Det har derfor vært behov for en nærmere undersøkelse for å finne årsakene til dette. I denne rapporten har vi gått gjennom drift av anleggene og undersøkt sammenhengen mellom silikatdosering og vannkemi. Det er foreslått tiltak til forbedringer på fire anlegg. Totalvurderingen flere steder er imidlertid en anbefaling om utfasing av silikatdosering til fordel for terrengkalking eller kalkdosering.

Fire norske emneord	Fire engelske emneord
1. Vassdrag	1. River system
2. Silikat	2. Silicate
3. Dosering	3. Dosing
4. Forsuring	4. Acidification



Rolf Høgberget
Prosjektleder



Øyvind Kaste
Forskningsleder

Optimalisering av silikatdosering i Vest-Agder

Forord

NIVA har hatt i oppdrag fra Miljødirektoratet å evaluere silikatdoseringen i forsurede sidevassdrag i Vest-Agder. Dette skal danne grunnlag for optimalisering av doseringen.

Til hjelp i dette arbeidet har vi hatt nær kontakt med driftsoperatørene ved de fire anleggene som er evaluert. Det har også vært avholdt et arbeidsmøte med dem.

Vi vil takke Øyvind Jorstad (Mankalk) og driftsoperatørene Dag Ekeland (Spillingsbekken), Ånen Trygslund (Logåna og Songåna) og Åge Tveiten (Litleåna), samt Fylkesmannen i Aust- og Vest-Agder og Miljødirektoratet for samarbeidet.

Hanne Hegseth i Miljødirektoratet har vært oppdragsgivers kontaktperson.

Grimstad, juni 2016

Rolf Høgberget

Innhold

	1
Sammendrag	5
Summary	7
1. Innledning	8
2. Mål med evalueringen	8
3. Metode	9
3.1 Datagrunnlag	9
3.2 Doseringsbehovet	9
4. Evaluering av driften ved anleggene	11
4.1 Logåna	11
4.1.1 Situasjonsbeskrivelse	11
4.1.2 Datagrunnlaget	12
4.1.3 Anbefalinger	15
4.2 Songåna	16
4.2.1 Situasjonsbeskrivelse	16
4.2.2 Datagrunnlaget	18
4.2.3 Anbefalinger	21
4.3 Spillingsbekken	23
4.3.1 Situasjonsbeskrivelse	23
4.3.2 Datagrunnlaget	23
4.3.3 Anbefalinger	26
4.4 Litleåna	28
4.4.1 Situasjonsbeskrivelse	28
4.4.2 Datagrunnlaget	28
4.5 Anbefalinger	30
5. Referanser	34

Sammendrag

Natriumsilikat (vannglass) er brukt som alternativ til kalk i enkelte sure sidevassdrag til lakseelver i Vest-Agder. Bakgrunnen for det er et ønske om rask avgiftning av aluminium på lakseførende strekninger. Silikat er kostbart, og optimal dosering er derfor svært viktig. Tiltaksovervåkingen i kalkede laksevassdrag har i flere år avdekket at det er problemer med drift av silikatanleggene, og at de vannkjemiske resultatene ikke er tilfredsstillende. Det har derfor vært behov for en nærmere undersøkelse for å finne årsakene til dette.

I denne rapporten har vi gått gjennom drift av anleggene og undersøkt sammenhengen mellom silikatdosering og vannkjem. Det er foreslått tiltak til forbedringer på fire anlegg, men i flere tilfeller kan overgang til terrengkalking eller kalkdosering være et alternativ.

Et uavklart forhold er forholdsvis høye konsentrasjoner av labilt aluminium (LAl) ved pH-verdier over det som er satt som mål for silikatdoseringen. De høye LAl-konsentrasjonene kan skyldes at positivt ladde Al-Si-komplekser adsorberes i ionebytterkolonnen og dermed blir registrert som LAl under den kjemiske analysen. Dette forholdet bør undersøkes nærmere, bl.a i form av eksponeringsforsøk på fisk

Foreslåtte optimaliseringstiltak i de fire sideelvene er som følger:

Logåna i Mandalsvassdraget

Elva er periodisk sur, og den er derfor en god kandidat for fortsatt behandling med vannglass. Dette forutsetter følgende:

- pH-meteret på anlegget må vedlikeholdes bedre.
- Vannføringssignalet må vedlikeholdes. Kalibrering mot kjent vannføring må gjennomføres.
- Anlegget bygges om til pH-nedstrømsstyrt dosering uten bruk av pumpeteknologi.
- Dersom en plassering i tilstrekkelig avstand til oppvandringshinderet finnes, bør det bygges et kalkdoseringsanlegg som avløser vannglassdoseringen.

Generelt gjelder at doseringen i Logåna må gi ønsket effekt helt ned til innløpet i Mandalselva. Doseringen må derfor økes i forhold til behovet ved doseringspunktet, og teoretisk sett fordobles på grunnlag av nedbørfeltet størrelse. Imidlertid viser **Figur 7** i rapporten at faktoren antageligvis ikke behøver være mer enn rundt 1,2. Dette bør imidlertid etterprøves med målinger nederst i sidevassdraget

Songåna i Mandalsvassdraget

Vannkvaliteten her er nokså lik Logånas. Doseringsanlegget styres derfor etter vannførings- og pH-signaler fra Logåna-anlegget. Anlegget er plassert meget høyt oppe i nedbørfeltet, noe som gjør det svært vanskelig å produsere god vannkvalitet i hele målområdet. Dette gjelder spesielt i flomperioder. Dersom elva fortsatt skal behandles, må følgende tiltak gjennomføres:

- Vannkapasiteten i kanalen ved Voan må dobles for å sikre bedre behandling i øvre elveavsnitt.
- Det foreslås etablert et lite kalkdoseringsanlegg i en sidebekk halvveis mellom doseringspunktet ved utløpet av en 2 km lang doseringsslange og utløpet av elva. Styringsteknologien for denne doseringen må vurderes på et senere tidspunkt.
- Målområdet for vannbehandlingen flyttes oppstrøms stort sidevassdrag nederst i Songåna (Sagbekken). Oppnådd vannkvalitet bør følges opp på dette stedet. Det kan oppstå giftige aluminiums-blandsoner etter samløpet med Sagbekken, men området er svært begrenset og eventuelle negative effekter må vurderes etter at foreslåtte tiltak er iverksatt.

Styring etter pH- og vannføringssignale fra Logåna er trolig ikke optimal, men dette er ikke hovedproblemet i Songåna.

Forslagene over er bidrag til å gjøre doseringen bedre, men vil ikke være en optimal strategi. NIVA anbefaler derfor å vurdere terrengkalking for å oppnå gunstig vannkjem i hele Songåna.

Spillingsbekken i Audna

Spillingsbekken er en av de få potensielt meget gode gyte- og oppvekstbekkene for laks og sjøaure i Audnavassdraget. Bekken er fortsatt sterkt forsuret. Doseringsanlegget er plassert i lakseførende område av bekken. Doseringen reguleres manuelt etter feltmålinger av pH og resultater fra kjemisk overvåking. Det har vist seg å være vanskelig å dosere tilstrekkelig til å redusere aluminiums-konsentrasjonen til under kritiske nivåer.

Følgende tiltak bør gjennomføres:

- Et pH-nedstrømsstyrt doseringssystem etableres på anlegget.
- Det bør produseres vannglass mot pH-titreringskurve med surt vann for mer nøyaktig forståelse av doseringsbehovet.
- To store innsjøer øverst i nedbørfeltet bør vurderes kalket for å redusere behovet for vannglassdosering.
- Doseringskapasiteten på anlegget bør økes.

Det beste alternativet er imidlertid å erstatte silikatdoseringen med et kalkdoseringsanlegg oppstrøms lakseførende strekning i bekken.

Litleåna i Lygna

Litleåna er en lakse- og sjøaureførende sideelv til Lygna. Tidligere ble det utført en del kalking i øvre deler av vassdraget som medførte at elva bare var periodisk sur, noe som utløste etableringen av vannglassanlegget. Anlegget styres etter pH oppstrøms anlegget og vannføring. Målet med anlegget er å sikre god vannkvalitet i lakseførende del av Litleåna helt ned til samløpet med Lygna. Men selv om det brukes høye silikatdoser, måles uakseptabelt høye aluminiumskonsentrasjoner, særlig vinterstid. Det foreslås følgende tiltak for optimalisering av eksisterende anlegg:

- Programmering av nye faktorer basert på titreringskurven slik at anlegget gir mer korrekt dosering i forhold til forventet pH-økning nedstrøms anlegget. Dette vil resultere i mer enn en dobling av dosene.
- Ombygging til pH-nedstrømsstyring.
- Kalking av to innsjølokalteter i nedbørfeltet for å opprettholde høy pH ved Bjodland. Behovet for dosering fra Bjodlandanlegget blir dermed sterkt redusert.
- Bjodland ombygges til et kalkdoseringsanlegg. Når dette er gjennomført, kan kalkingen av de to innsjøene opphøre.

NIVA har tidligere anbefalt å erstatte silikatdoseringen med terrengkalking av hele nedbørfeltet. Dette vil være et effektivt tiltak. Behovet for doseringsanlegg vil da bortfalle.

Summary

Title: Optimizing of silicate dosing in Vest-Adger

Year: 2016

Author: Rolf Hoegberget

Source: Norwegian Institute for Water Research, ISBN No.: ISBN 978-82-577-6790-7

Sodium silicate has been recommended as alternative to liming if the aim is rapid detoxification of inorganic monomeric aluminium in acid waters. Silicate is expensive, however, and optimal dosing is extremely important. Unsatisfactory water chemical results in four tributaries to limed salmon rivers have revealed a need for dosing optimization. In this report we suggest actions in all four dosing installations in order to improve the water chemistry results. On a longer-term, transferring from sodium silicate to terrestrial liming or lime-dosing is recommended at all sites.

1. Innledning

Natriumsilikat er brukt som alternativ til kalk i enkelte sure sidevassdrag til lakseelver i Vest-Agder. Bakgrunnen for det er et ønske om rask avgiftning av aluminium på lakseførende strekninger. Silikat er kostbart og optimal dosering er derfor svært viktig.

Naturlig forekomst av silikatholdig surt vann kan gi gunstig effekt på fisk (Birchall mfl. 1989). Dette har vært utgangspunktet for mange senere forsøk og utvikling av doseringsteknologi med natriumsilikat som metode for avgiftning av aluminium i surt vann. Forsøk under kontrollerte forhold ble etablert på Syrtveit fiskeanlegg (Åtland mfl. 1997 a) og senere som pilotforsøk i et naturlig elvesystem i Tangedalselva (Åtland mfl. 1997 b). Disse forsøkene var utgangspunkt for senere etablering av doseringsanlegg for vannglass på Agder. Først i Logåna (2002), et lakseførende sidevassdrag til Mandalselva, senere i Songåna i samme vassdrag (2010). Siden har det også blitt etablert vannglassdosering i Litleåna i Lygna (2011) og i Spillingsbekken i Audna (2012). Pr. 2016 er det kun disse fire sidevassdragene som blir behandlet med natriumsilikat for å motvirke effektene av sur nedbør. Det har vært en kontinuerlig utvikling av metoden, særlig ved Logåna doseringsanlegg. Overvåking av effektene fra vannglassdosering har imidlertid avdekket at aluminium i perioder ikke blir tilstrekkelig avgiftet nedstrøms anleggene, og at det i andre perioder brukes for mye vannglass. I denne rapporten beskrives hvilke tiltak som bør gjennomføres for å kunne optimalisere vannglassdosering som metode eller eventuelt hva som må gjøres av andre tiltak/endret avsyrningsstrategi for å oppnå målet om tilfredsstillende vannkvalitet for laks.

Natriumsilikat (Na_2SiO_3) omtales ofte også som silikatlut eller vannglass. Det består av silikat (SiO_2) og natriumoksid (Na_2O). Væsken er basisk, og har pH ca. 11,2. Det virksomme stoffet er silisium (Si) som kompleksbinder labilt monomert aluminium (Al). Denne rapporten omtaler natriumsilikat som vannglass når det er snakk om dosering, mens silikat eller silisium er de virksomme stoffene som omtales i kjemidiskusjonen.

2. Mål med evalueringen

Målet med evalueringen er todelt: 1) å gå gjennom driften av de fire vannglassdoseringsanleggene med tanke på forbedringer og 2) å undersøke sammenhengen mellom vannglassdosering og vannkjemisk effekt for å gi grunnlag for optimalisering.

3. Metode

3.1 Datagrunnlag

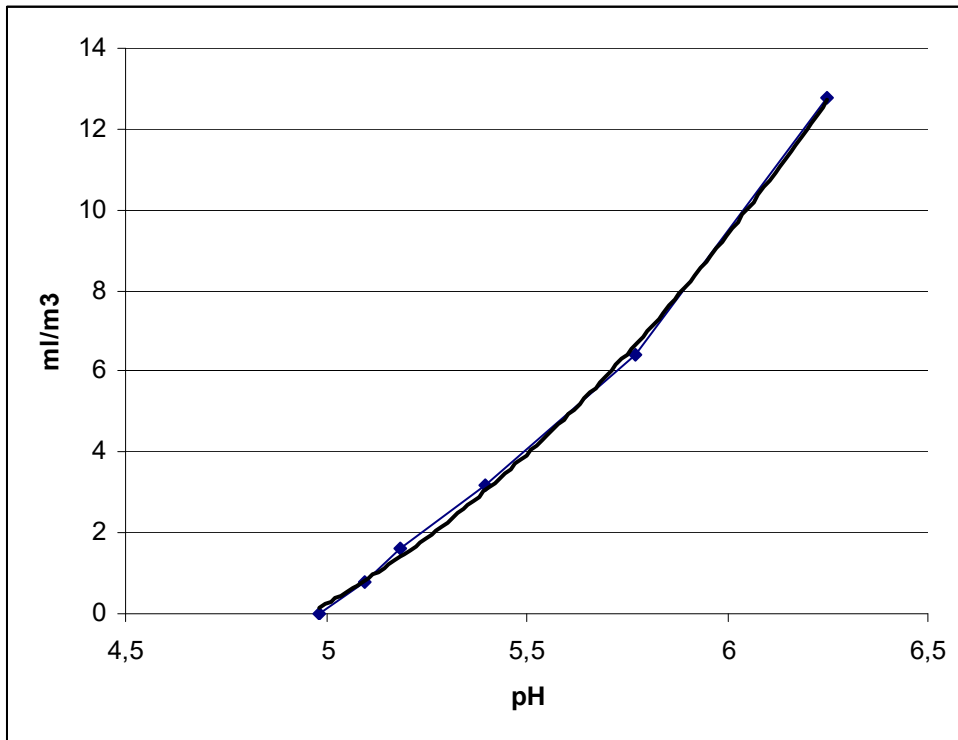
Det er samlet mye data fra de fire vannglass-doserte elvene i Vest-Agder, både fra den ordinære vannkjemikontrollen, et eget prosjekt med ekstra vannprøver fra disse elvene fra mai 2014 til mai 2015, pH-loggere som ble satt ut i flere av elvene våren 2014, samt feltmålinger av pH som driftsoperatørene selv har utført.

For å lette arbeidet med analysen av all innsamlet informasjon er alle data og resultatene fra vannprøvene som er tatt oppstrøms og nedstrøms dosering sammenfattet i en stor tabell pr. elv. Denne tabellen er utformet slik at den lar seg importere i et grafikkprogram (Easy View). En del av grafene i denne rapporten er kopiert fra dette grafikkprogrammet. Hver elv er behandlet spesielt i separate kapitler.

3.2 Doseringsbehovet

Doseringsbehovet som beregnes på anleggene angis som ml vannglass/m³ vann (Høgberget mfl. 2006). Egenvekten til vannglass er 1,363, dvs. at én ml vannglass veier 1,363 gram. Av dette er 27,4 % SiO₂. I analysene til vannkjemikontrollen er silikat angitt som mg silisium (Si/l). I tiltakssammenheng benyttes imidlertid SiO₂ som måleenhet. For å konvertere fra Si til SiO₂ må den oppgitte verdien multipliseres med 2,14. Siden konsentrasjonen av labilt aluminium (LAl, den potensielt giftige Al-fraksjonen) ikke kan måles med sensorer, blir styringssignalet på doseringsanleggene satt med utgangspunkt i en pH-vannglass titreringskurve (Høgberget mfl. 2006). Eksempel på en slik kurve er gjengitt i **Figur 1**. Doseringsbehovet ved aktuelle pH-verdier multipliseres med vannføringen og doseringskapasiteten på anlegget tilpasses spennet i doseringsbehovet. I utgangspunktet skal da tilstrekkelig høy pH gi tilstrekkelig avgiftning av LAl, men det kan være behov for justeringer avhengig av konsentrasjonen av labilt aluminium i lokaliteten. Et utgangspunkt for diskusjon omkring doseringsbehovet er mengden labilt aluminium som skal omdannes (komplekserbindes). Eksempelvis må silikat-konsentrasjonen være minst 3,2 mg/l for å omdanne 85 µg/l LAl i vann med pH 5,1. Det betyr en vannglassdosering på 7 ml/m³ for å gjøre vannet ugiftig for fisk. Dersom LAl er 150 µg/l, må dosene nesten dobles (H.C. Teien pers. medd.). Målet er da en vannkvalitet med LAl konsentrasjoner < 10 µg LAl/l. Laks under multifisering og utvandring mot sjøen bør ikke utsettes for høyere konsentrasjoner enn 10 µg/l. LAl-konsentrasjoner på 10-20 µg/l er klassifisert som moderat gode tilstander. Konsentrasjoner > 40 µg/l er svært dårlige tilstander (Vanndirektivets klassifiseringsveileder 2015).

Det er reaktivt Al og ikke-labilt Al som måles på i laboratoriet, mens LAl er differansen mellom de to. Den ikke-labile fraksjonen er den som slipper gjennom ionebytterkolonnen som brukes på laboratoriet, mens LAl er den fraksjonen som adsorberes i kolonnen. Ved avgiftning med silikat dannes det imidlertid positivt ladde Al-Si-komplekser som også kan adsorberes i ionebytteren. Konsentrasjonen av LAl kan derfor være høy også ved akseptable pH-verdier, slik resultater fra tiltaksovervåkingen og titreringsforsøk i Logåna (Kaste m. fl. 2006) er eksempler på. Kontroll av oppnådd effekt ved silikatdosering kan derfor være problematisk. I denne rapporten har vi lagt lite vekt på høy LAl hvis pH har vært over pH-målet for silikatdoseringen.



Figur 1. Titreringskurven med vannglass mot pH som ligger til grunn for doseringssignalet ved pH-styringen på Logåna doseringsanlegg. Anlegget styres etter pH-verdier oppstrøms anlegget. Punktene viser målte verdier, mens den tykke linjen er en kurvetilpasning som er benyttet til beregning av styringssignalet på anlegget.

4. Evaluering av driften ved anleggene

4.1 Logåna

4.1.1 Situasjonsbeskrivelse

Logåna har et nedbørfelt på 23,4 km². Middelvannføringen er 0,8 m³/s. Nedbørfeltet oppstrøms dosereren er 11,7 km². Anlegget ble etablert i 2003. Det er et pH-styrt anlegg som har blitt gjenstand for ombygging og forbedringer i flere omganger basert på forsøksvirksomhet og utvikling (Kaste mfl. 2006) (Høgberget 2004)(Høgberget og Håvardstun 2005).

Doseringsanlegget er plassert i et område med store løsmasseavsetninger (morenemateriale.). Dette gir ustabil elvesubstrat som kan medføre forandring av tverrprofilen i elva ved flom. Dette resulterer i at vannføringsberegningene må omkalibreres relativt ofte. Et punkt (Sveinall bru) med fast forhold mellom vannføring og vannstand er benyttet til dette formålet.

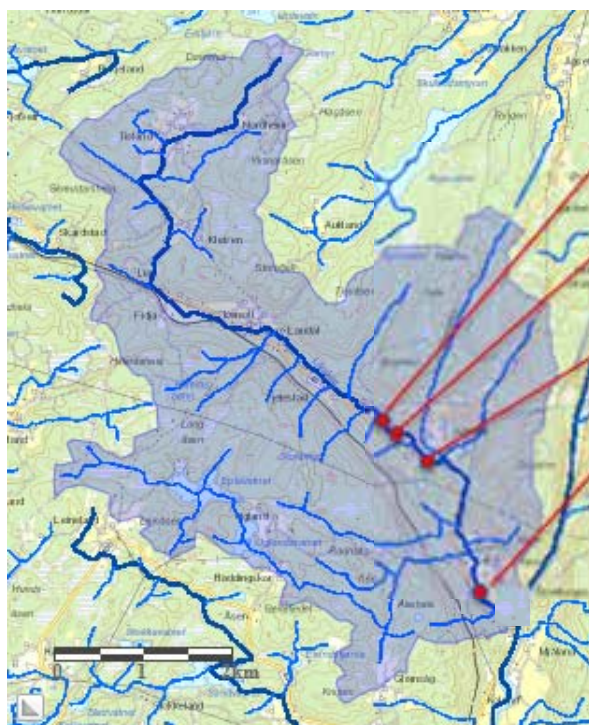
Logåna er en periodisk sur elv. Ved lave vannføringer domineres vannkvaliteten av grunnvann. Når nedbørepisoder gir flom i elva, reduseres konsentrasjonen av kalsium (Ca) betraktelig, men blir aldri lavere enn 1 mg/l, **Figur 8**. Vannkvaliteten i Logåna er derfor svært variabel, og er bare periodevis problematisk for fisk.

pH som prosess-signal ble inntil 2005 hentet nedstrøms doseringspunktet. Fra januar 2005 har anlegget hentet pH-verdiene for doseberegninger oppstrøms anlegget (Høgberget mfl. 2006). Et vannføringssignal er tilkoblet anlegget for å kunne gi riktig dosering. Siden det i lange perioder ikke er nødvendig å behandle elvevannet, gir anlegget ingen kontinuerlig dose. pH-målet er satt til pH 5,9.

I Logåna skjer behandlingen med vannglass direkte i fiskeførende del av elva. Dette innebærer at det må doseres med tilstrekkelige mengder for å øke dosene til et nivå som raskt kompleksdanner labilt aluminium Al, ellers vil det oppstå uheldige overgangsformer. Ved pH-oppstrøms-styrt dosering er det derfor viktig at alle sensorer som danner grunnlaget for doseringsberegningene er riktig kalibrert. Vanskelighetene med vannføringsberegninger omfatter kalibrering, men også problemer omkring isdannelse om vinteren som forstyrrer vannstandssensoren (Høgberget og Tveiten 2011). pH-målingsteknikken er også en utfordring. I Logåna-anlegget blir det pumpet vann opp fra elva og inn i en kyvette. Dette gir erfaringsmessig stor driftsusikkerhet, særlig ved flom når elva fører med seg mye partikler som klogger til pumpa (Høgberget 2012). Disse forholdene er spesielt uheldig ved pH-oppstrømsstyring av doseringen.

NIVA hadde driftskontroll av anlegget fra oppstart til 2013. En årlig rapportserie fra denne perioden beskriver hendelsesforløp og forslag til forbedringer.

Det er egen logger tilknyttet anlegget som registrerer tanknivå, vannføring, pH, temperatur og dosering (Tratec Norcon). Effekten av doseringen ved Logåna-anlegget blir fulgt opp ved Miljødirektoratets vannkemikontroll. Dette prøvepunktet er ved utløpet av Logåna: (N: 58° 14,619' Ø: 7° 30,225'). I tillegg ble det lagt ut en pH-logger på samme sted. I 2014 og 2015 ble det tatt ekstra prøver oppstrøms- og 300 m nedstrøms doseringsanlegget (Dag Ekeland pers. medd.). Punktene er angitt i **Figur 2**. Det følgende er en beskrivelse av forholdene med utgangspunkt i data fra denne perioden.



Figur 2. Logånas nedbørfelt med plassering av doseringspunkt og prøvetakingspunkter. Kartkilde (Nevina, NVE.no)

Prøvetakingspunkt oppstrøms anlegget

Doseringsanlegget

Prøvetakingspunkt nedstrøms anlegget

Prøvetakingspunkt i utløpet av Logåna og plasseringspunkt for pH-logger

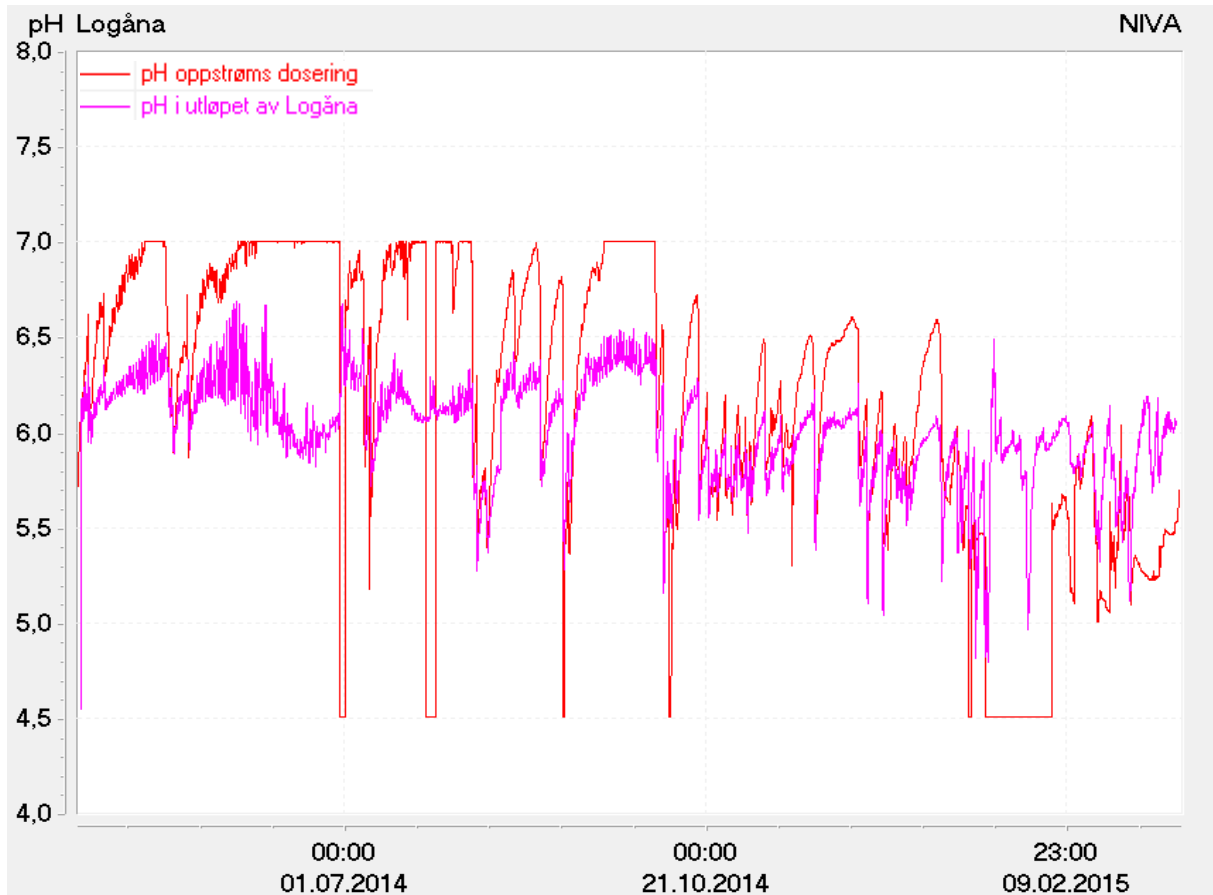
4.1.2 Datagrunnlaget

pH-loggen fra anlegget viser liten sammenheng med dataene hentet fra pH-loggeren plassert nedstrøms doseringen, **Figur 3**. I lange perioder viste loggedata høyere pH oppstrøms enn nedstrøms. Det er lite sannsynlig at dette var tilfellet, da det ikke er tilførsler fra sidefelter mellom de to punktene som potensielt kan øke pH i elva. Ved eventuell dosering, vil pH øke nedstrøms doseringspunktet. Dersom pH er feil kalibrert, eller andre mangler bidrar til for høye verdier, vil vannglass-dosene bli for lave.

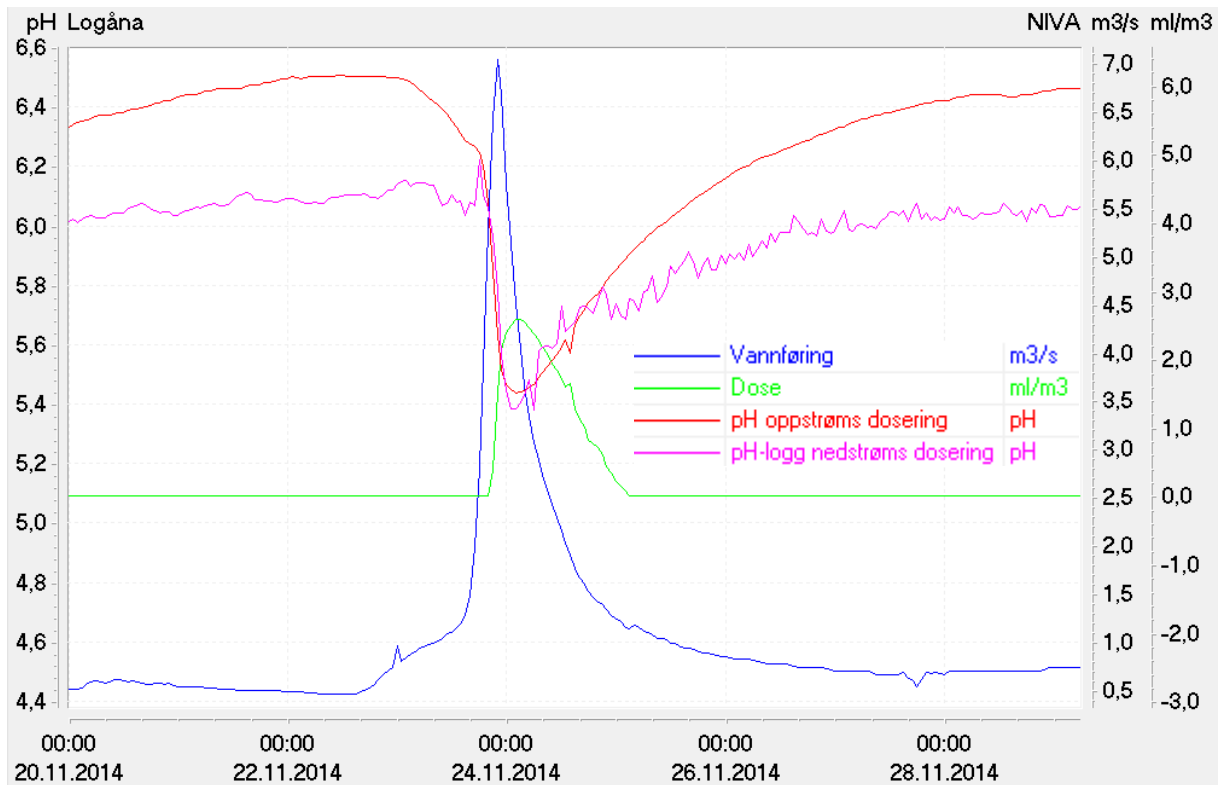
Når flom bringer med seg surt vann, skal anlegget dosere til pH 5,9. Dataene viser at dette ofte ikke var tilfellet. Dosene overskred sjelden ca. 3 ml vannglass/m³, (ca. én mg SiO₂/l). Eksempel på et typisk flomforløp er gitt i **Figur 4**. Dosene er ikke engang tilstrekkelige til å øke pH nedstrøms anlegget, langt mindre immobilisere labilt aluminium (LAl). Doseringstabellen som er grunnlag for **Figur 1** tilsier 4,7 ml/m³ for å heve pH fra 5,4 til 5,9.

Konsentrasjonen av reaktivt aluminium (RAL) varierte fra 25 til 185 µg/l utløpet av Logåna. Store variasjoner i forurensningsbelastning og organisk stoff i vannet endrer behovet for vannglassdosering for å kompleksbinde labilt aluminium (LAl). Effekter av tidvis for lave konsentrasjoner av silikat vises i **Figur 5**.

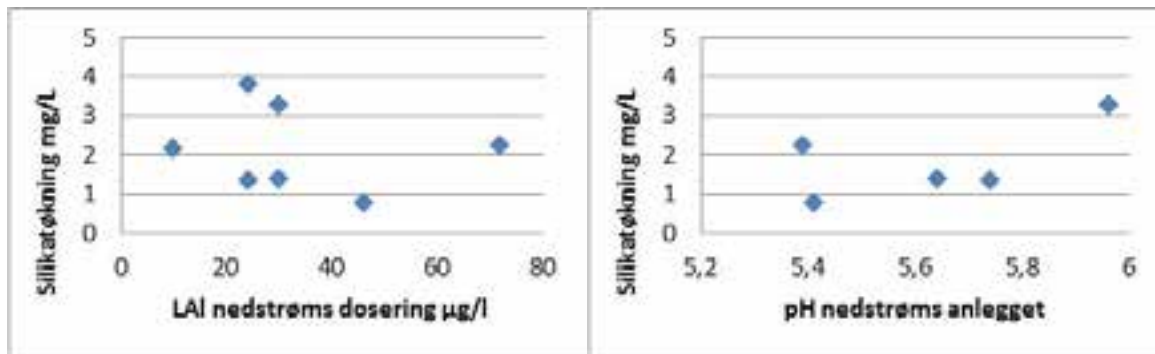
Ved utløpet var konsentrasjonen av LAl under 30-35 µg/l, nesten uavhengig av pH. Eksempelvis ble det målt høye LAl-verdier ved pH>6,0 **Figur 6**. Som beskrevet i metodekapittelet hersker det usikkerhet omkring tolkningen av LAl-verdiene fordi Al-Si-komplekser potensielt kan registreres som LAl. 50 % av tilrenningen tilføres nedstrøms doseringsanlegget. Dette bidrar også til å øke LAl-konsentrasjonen, se **Figur 7**.



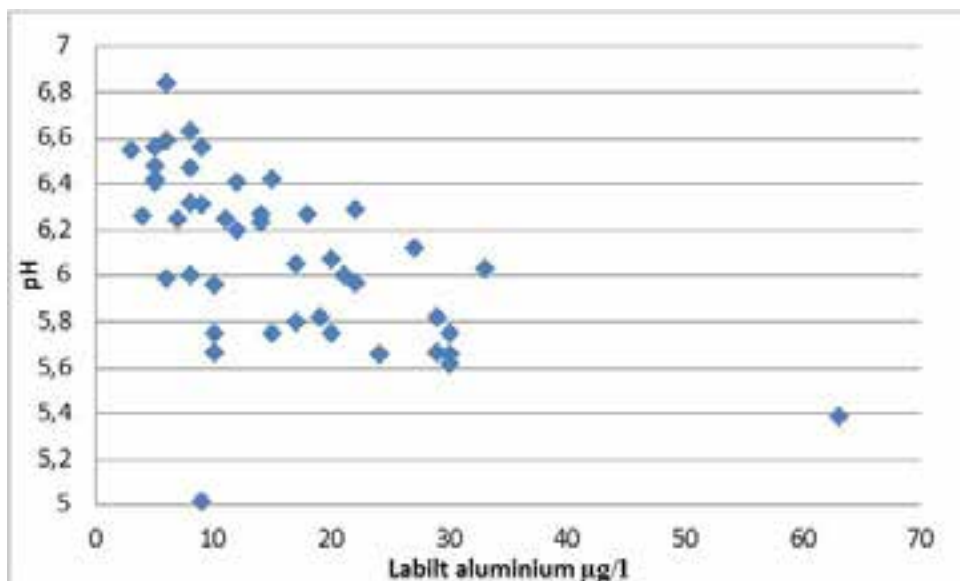
Figur 3. pH oppstrøms anlegget og ved utløpet av Logåna. Det er svært dårlig samsvar mellom disse pH-verdiene, og pH er tilsynelatende hovedsakelig lavere etter dosering. $pH > 7$ og $< 4,5$ måles ikke.



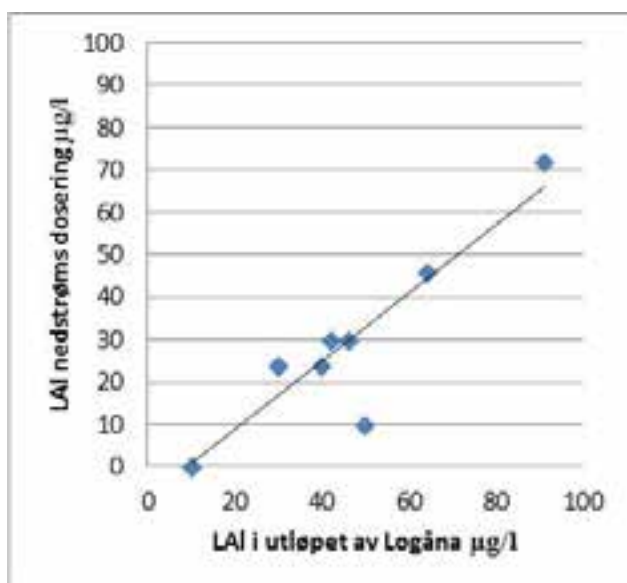
Figur 4. pH oppstrøms og nedstrøms Logåna doseringsanlegg, vannføring og dosene med vannglass ved flom. Dosene var alt for lave til å heve pH og avgifte aluminium.



Figur 5. Venstre: Forholdet mellom silikatkonsentrasjonen etter dosering og labilt aluminium (LAl) i prøver tatt fra august 2014 til november 2015. Økt silikat resulterer nødvendigvis ikke i redusert LAl, se tekst. Prøvene er tatt nedstrøms doseringen (ca. 300 m). Høyre: pH-verdier ved utløpet finnes for flere av prøvetakingsdatoene. Det er en sammenheng mellom økt silikat og pH.



Figur 6. Forholdet mellom labilt Al (LAl) og pH i utløpet av Logåna. LAl er nesten alltid under ca. 30-35 µg/l uansett surhetsgrad. Høy LAl ved pH over 6,0 kan skyldes at Al-Si-komplekser registreres som LAl i den kjemiske analysen



Figur 7. Sammenhengen mellom LAl nedstrøms doseringen og ved utløpet av Logåna. Konsentrasjonen av LAl øker med ca. 20 % ved utløpet.

4.1.3 Anbefalinger

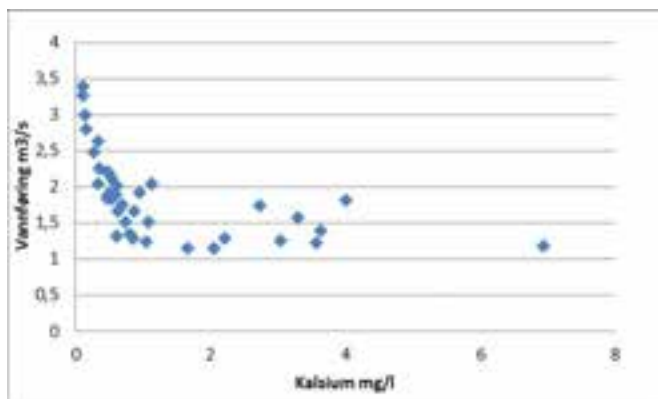
Logåna doseringsanlegg gir for dårlig effekt på vannkvaliteten. Doseringen er ikke optimal i forhold til pH-målet. Flere forhold bør forbedres for optimalisering av doseringsvirksomheten:

- Vedlikeholdet av pH-måleren som benyttes til beregning av prosessignalet bør forbedres ved hyppigere rensing og kalibrering av sensoren.

- Under flommene som oppstår gir anlegget for lav dose. En av grunnene til dette er for lavt beregnet vannføring. Kalibrering av vannføringssignalet bør gjennomføres rutinemessig slik at vannføringsfaktoren blir høy nok til å gi riktige doser i følge titeringskurven. **Figur 14** viser vannføringen i Logåna under ekstra stor flom 5. desember 2015. Den viste da 6,9 m³/s. Basert på historiske data er dette sannsynligvis under halvparten av reell vannføring (Høgberget og Tveiten 2011).
- Det anbefales at anlegget bygges om til et pH-nedstrømsstyrt anlegg. pH-målingene bør da etableres som en målestasjon uten pumping av vann til målekyvete, men heller pH-elektroden montert ute i elva ca. 300 m nedstrøms anlegget. Dette vil frigjøre avhengigheten av et, til en hver tid, korrekt vannføringssignal. Settpunktstyring med pH som prosess-signal ved PI-regulering (proporsjonal integral regulering) er benyttet med stort hell av NIVA i prosjektsammenheng (Hindar mfl. 2015), etter en uttestingsperiode gjennomført i 2008 med svært gode resultater (Høgberget 2008). Metoden anbefales benyttet i Logåna.
- Det anbefales å vurdere kalkdosering som alternativ metode. Dersom nytt anlegg skal etableres i nærheten av lakseførende del av elva, bør det benyttes kalk med fin oppmalingsgrad (50 % < 2-4 µm). Kalking vil gi bedre økonomi på sikt. Doseringsprinsippet med pH-nedstrømsstyrt dosering bør beholdes som ved vannglassdosering, men avstanden mellom doseringspunkt og pH-sensor må revurderes.

Generelt gjelder at doseringen i Logåna må gi ønsket effekt i hele elveløpet. Doseringen må derfor økes i forhold til behovet ved doseringspunktet, og teoretisk fordobles på grunnlag av nedbørfeltets størrelse. Imidlertid viser kjemidata at faktoren antageligvis ikke behøver å være mer enn rundt 1,2, **Figur 7**. Dette bør imidlertid etterprøves.

Forholdene omkring lavmolekylære positivt ladete Al-Si-komplekser og hvilke effekter disse har på fisk kan ha stor betydning for doseringsbehovet. Dette er forhold som er lite kjent, men som bør utredes.



Figur 8. Kalsiumkonsentrasjon i forhold til vannføring i Logåna.

4.2 Songåna

4.2.1 Situasjonsbeskrivelse

Songåna-anlegget ble satt i drift i 2010. Det er plassert på Voan, øverst i det lakse- og sjøaureproduserende området av elva ca. 4 km oppstrøms utløpet mot Mandalselva, **Figur 10**. I programmet for overvåking av kalkete laksevassdrag er utløpet av Songåna en fast prøvetakingsstasjon.

Hydrologisk er dreneringen i elva sterkt regulert. Flomvann ledes via en utsprengt kanal direkte i Mandalselva uten å følge det naturlige løpet som er en ca. 5,6 km lang strekning i kultur- og

landbrukslandskap før samløp med Mandalselva. Vanninntaket til det naturlige løpet består av en lav terskel, og en inntakskum-ring med rørtilkobling, **Figur 9**. Diameteren i røret er ca. 40 cm. Dette sikrer vanntilførsel fra det naturlige nedbørfeltet oppstrøms terskelen (14,4 km²) selv ved lave vannføringer. Vannføringen gjennom røret er ca. 50-200 l/s, avhengig av flomsituasjonen. Tidligere lå overløpet i en åpen renne, og røret ble senere plassert i denne og delvis gjenfylt. Det er ikke påvist vanngjennomstrømming utenom røret, selv ved meget høye vannføringer (Øyvind Jorstad pers. medd.). Reguleringen av Songåna ble utført i forbindelse med sikring av jernbanetraseen langs elva mot flom på 1940 tallet.

Doseringsanlegget mottar vannførings- og pH-signaler fra doseringsanlegget i Logåna, som ligger 4,5 km nord for Songåna. Disse danner grunnlaget for styringssignalene på anlegget. Argumentet for denne formen for doseringsstyring er at relativ vannføringsutvikling ansees for å være nær identisk i de to elvene, og at de to antagelig reagerer kjemisk likt ved økt avrenning (Øyvind Jorstad pers. medd.). Doseringsanlegget er utstyrt med en stor og en liten doseringspumpe. Fra den store doseringspumpen ble det i 2010 lagt ut en ca. 2 km lang doseringslange nedover i Songåna for å øke effekten av vannglassdoseringen i midtre og nedre deler av elva. Utslippspunktet for denne slangen er på koordinatene N: 58° 12,404' Ø: 7° 30,768'.

Silikatbehandlingen av Songåna blir fulgt opp ved Miljødirektoratets vannkjemikontroll. Data fra denne benyttes i denne rapporten fra 2012 til vinteren 2016. Prøvetakingspunktet er ved utløpet av Songåna: N: 58° 10,948' Ø: 7° 31,743'. På dette stedet finnes det også noen data fra en pH-logger som i en kort periode fra oktober og ut året 2015 ble lagt ut i elva (Dag Ekeland pers. medd.). I tillegg til dette finnes kjemiresultater for aluminium og silikat fra to stasjoner i en periode fra august 2014 til november 2015. Disse punktene ligger umiddelbart oppstrøms anlegget, N: 58° 13,285' E: 7° 30,548' og 2,8 km nedstrøms anlegget, N: 58° 11,854' Ø: 7° 31,268', (i rapporten benevnt «nedstrøms anlegget»), **Figur 10**.



Figur 9. Inntaket til Songåna (til venstre), utsprengt kanal (i midten) og potensiell overløpskanal til Songåna (til høyre).



Figur 10. Kart over Songåna med plassering av doserings- og prøvetakingspunkter. Det er lagt ned en 2 km lang slange i elva fra doseringsanlegget til doseringspunkt ved Bue. (Kartkilde: Norkart)

Prøvetakingspunkt oppstrøms dosering (Voan).

Doseringsanlegg og doseringspunkt fra liten doseringspumpe.

Ende av 2 km lang doseringsslange fra stor doseringspumpe.

Prøvetakingspunkt nedstrøms dosering.

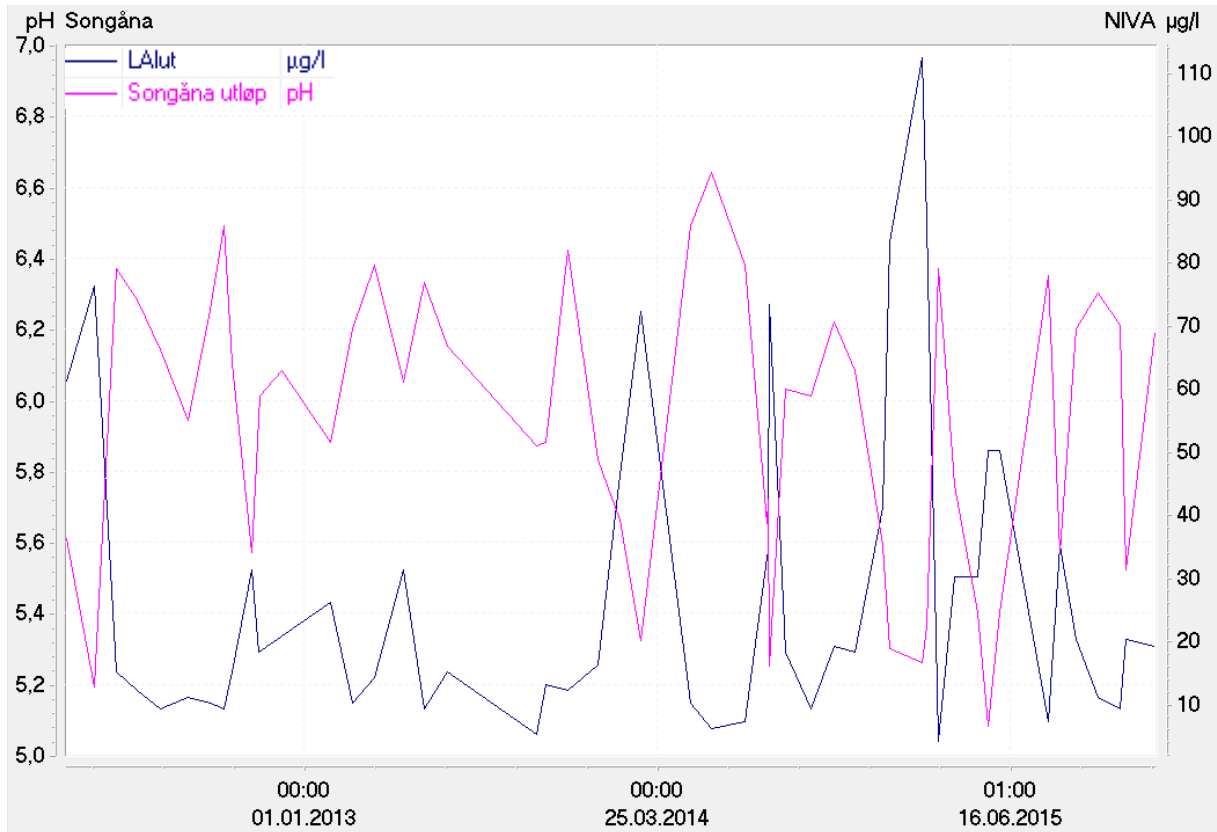
Foreslått nytt doseringspunkt i sidebekk.

Sagbekken

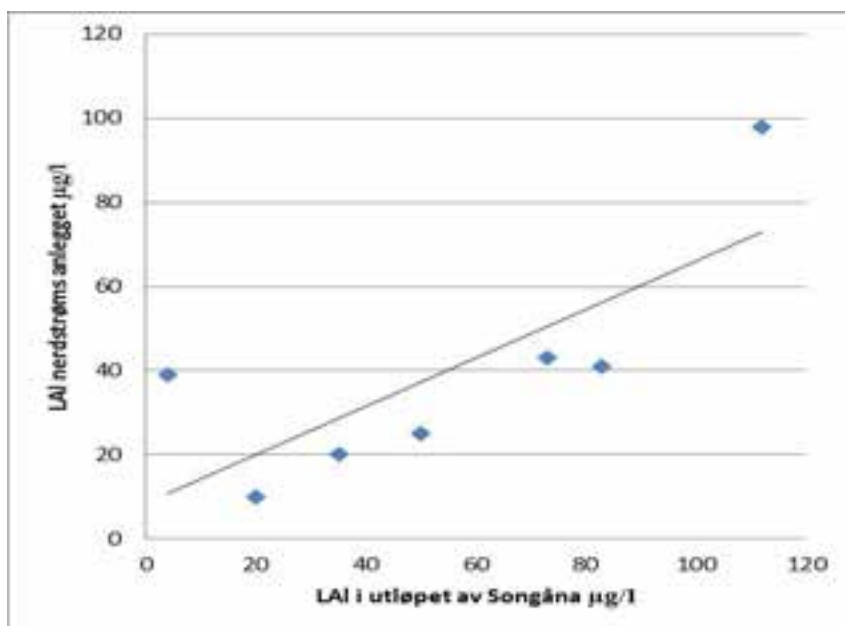
Prøvetakingpunkt utløp Songåna.

4.2.2 Datagrunnlaget

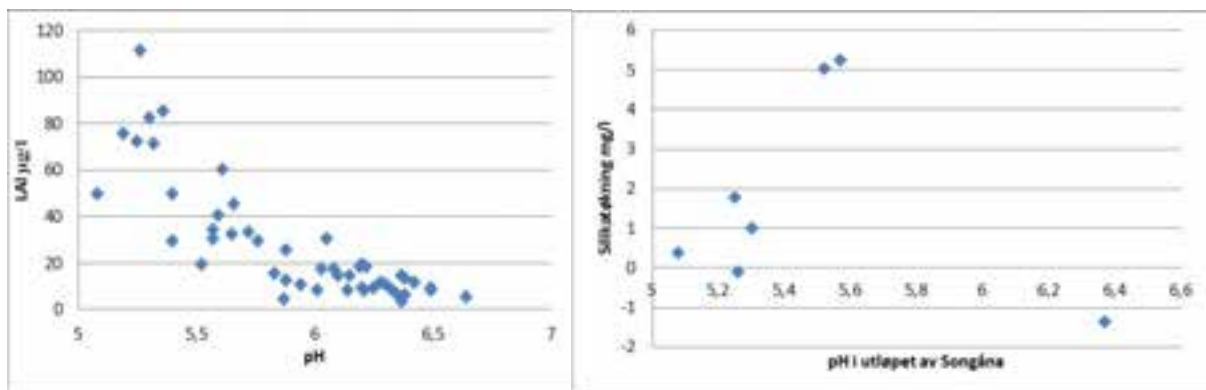
pH i utløpet av Songåna varierer mye (pH 5,1-6,6). Over 20 % av prøvene viser pH 5,4 eller lavere. Disse forholdene har tidvis mobilisert store mengder labilt aluminium (LAl), **Figur 11**. Det er en stor økning i LAl-konsentrasjon fra prøvetakingspunktet nedstrøms anlegget til utløpet (2,3 km). Basert på eksisterende kjemidata, er økningen gjennomsnittlig 90 %, **Figur 12**. Det er generelt god sammenheng mellom pH og LAl, men mindre god sammenheng mellom silikat og pH, **Figur 13**. Data fra pH-loggeren viser tydelig den varierende surhetsgraden i elva. Det er god korrelasjon mellom vannføring målt i Logåna og pH i utløpet av Songåna. pH avtar når vannføringen øker, **Figur 14**. Figuren viser også at doseringen fra anlegget var i utakt med pH ved utløpet.



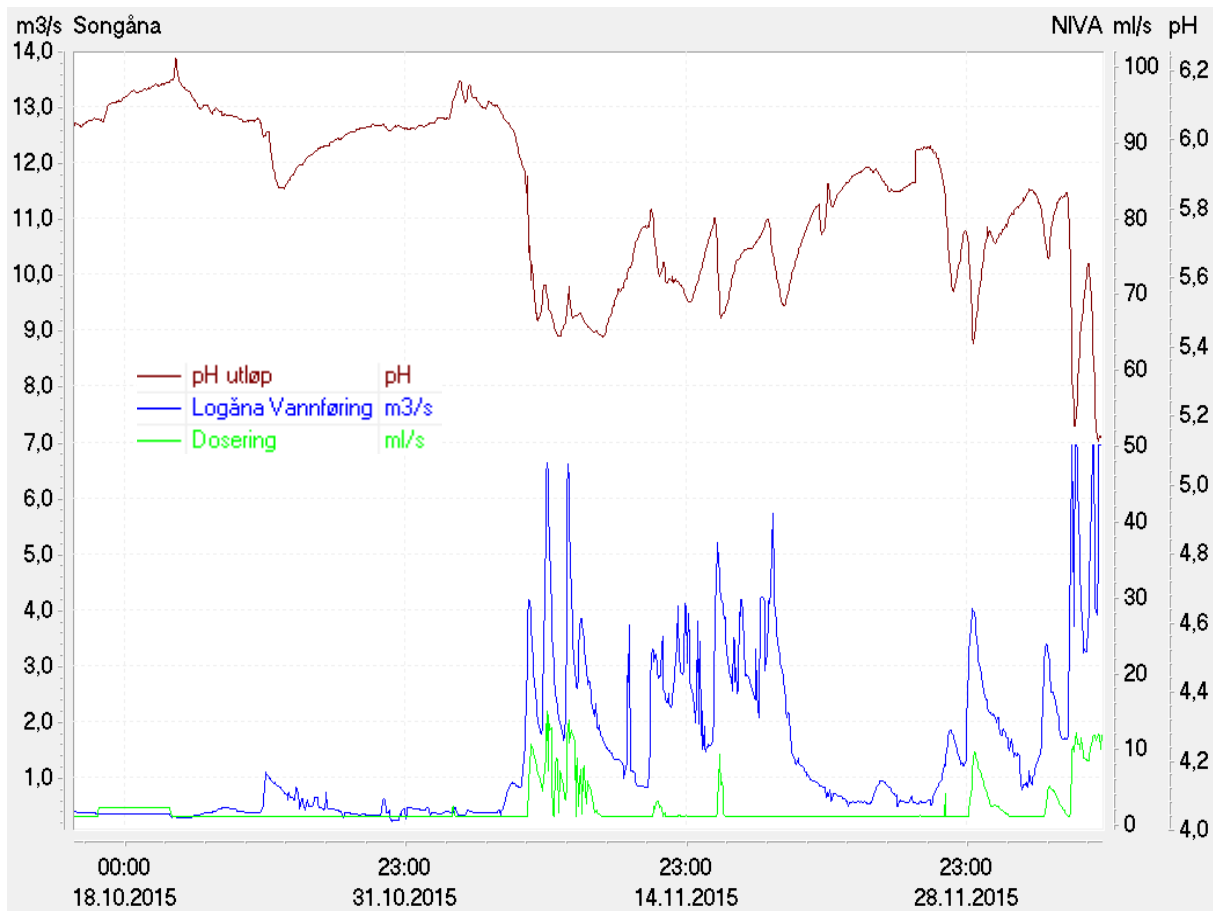
Figur 11. pH og labilt aluminium (LAl) i utløpet av Songåna fra 2012 til 2016. Det er stor variasjon i både pH og LAl på prøvetakingstidspunktene. LAl-verdiene er ofte over akseptabel grense for laks, og noen ganger direkte skadelig (Kroglund og Rosseland 2004).



Figur 12. Konsentrasjonen av labilt aluminium øker i Songåna fra prøvetakingspunktet nedstrøms doseringen til utløpet.



Figur 13. Venstre: Sammenhengen mellom labilt aluminium og pH i utløpet av Songåna. Ved lav pH øker LAl betraktelig. Høyre: Sammenhengen mellom silikatøkning (før og etter dosering) og pH.



Figur 14. pH i utløpet av Songåna, doseringen fra vannglassanlegget og vannføring fra Logåna. Figuren viser en sterk sammenheng mellom pH og antatt vannføringsutvikling i elva. pH antar når vannføringen i Logåna øker. Dette viser at doseringen ikke er tilstrekkelig. Doseringen er heller ikke avstemt mot pH og vannføring.

4.2.3 Anbefalinger

Vannbehandling av Songåna er utfordrende fordi nesten all vannføring er fjernet fra det naturlige elveløpet ved doseringsstedet Voan. På grunn av det sure nedbørfeltet, blir det også tilført betydelige mengder surt aluminiumsholdig vann på veien mot utløpet, **Figur 12**. Elva ved doseringsstedet blir også raskt tørrlagt i perioder uten nedbør fordi elvebunnen består av permeable løsmasser. Sidefeltene videre nedover bidrar til stor vannføringsøkning ved nedbør. **Figur 15** viser hvordan årsmiddelvannføringen øker med en faktor 15 fra Voan til nedre del av målområdet. Det betyr at dersom all dosering ble gitt ved silikatanlegget, måtte det gis 15 ganger normaldoseringen for å behandle vann ved utløpet. En slik overdosering ville gitt fiskedød, (Kroglund mfl. 2000).

Tiltak er gjort for å bedre situasjonen. Doseringsslangen som er lagt ned i bekken har medført at doseringen som gis ved anlegget må være 3 ganger overdose ved utslippspunktet for å nå behandlingsmålet ved utløpet av den lange slangen. Ved slangeutløpet må doseringen være 5 ganger overdosering for å nå målet ved utløpet. Begge disse overdoseringene er ugunstige. **Figur 14** dokumenterer dårlig effekt av vannglass-doseringen. Forholdet mellom vannføring i Logåna og pH i Songåna (**Figur 16**) viser at det i all hovedsak er vanskelig å nå pH-målet i Songåna, og spesielt i perioder med vannføringer i Logåna på over 2 m³/s.

Det foreslås tre tiltak for å forbedre situasjonen:

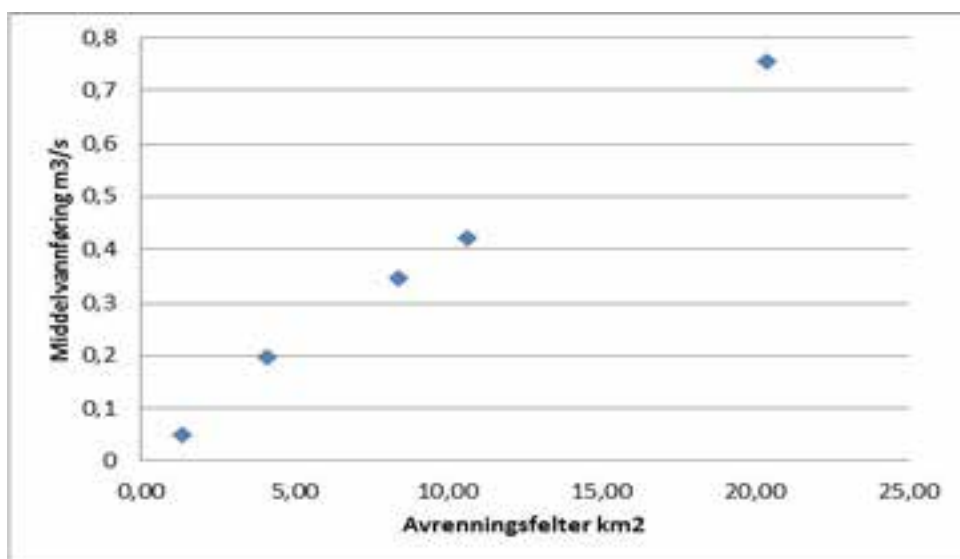
- Vanntilførselen til Songåna ved Voan ledes gjennom et rør. Kapasiteten bør økes og inntaksprofilen ombygges slik at det blir et overflate-overløp til Songåna. Dette sikrer en mer naturlig vannføringsvariasjon. Nedbørfeltet oppstrøms Voan er 14,4 km². Ved middelvannføring passerer ca. 50 l/s gjennom røret. Dette representerer 10 % av naturlig vannføring. Vannføringen bør økes til å omfatte minimum 20 % av naturlig nedbørfelt. Overdoseringen ved Voan vil da reduseres tilsvarende til 1,5 gang overdosering.
- Dosering fra slangen skal sørge for effektiv avgiftning av vann tilført fra sure sidebækker nedstrøms Bue. Det må gis betydelig overdosering for å nå målet ved utløpet (5 ganger overdosering). Bekkene i disse områdene drenerer fra områder upåvirket av jordbruksvirksomhet. Forsurningsnivået er ukjent, men det antas at det er mer kronisk surt enn øvre deler av Songåna, der nedbørfeltet påvirkes noe av jordbruksvirksomhet som bidrar til gunstig vannkvalitet, særlig ved lavvannsføring. Doseringen må ta hensyn til at disse bekkene er surere enn Songåna ved Voan. Det anbefales å etablere et doseringsanlegg halvveis mellom Bue og utløpet. Dette anlegget foreslås etablert i Entredalsbekken oppstrøms Monbrotet. Målet for vannglassdoseringen fra Voan blir da Heddelandsmoen ved Monbrotet, og overdoseringen reduseres til 2 ganger behovet ved utløpet av doseringsslangen for å nå vannkvalitetsmålet. Det er usikkert hvilken styringsteknologi som vil passe for dette anlegget, men det bør doseres finmalt kalk (1-4 µm) for å redusere faren for avleiringer i bekkeløpet. Anlegget bør plasseres så langt vekk fra Songåna som praktisk mulig for å unngå uheldige blandsoner (plassering ved N: 58° 11,835' Ø: 7° 30,880' foreslås). Anlegget må dosere for 15 km² av vassdraget. Siden det doseres i en liten sidebekk, vil det resultere i 5 ganger overdosering i bekken.
- Målområdet for doseringen av Songåna flyttes oppstrøms Sagbekken. Dette reduserer arealet med over 9 km². Kalkdoseringen kan dermed reduseres til 2 ganger overdosering. Vannglassdoseringen vil ikke bli endret, da denne doseringen har sine delmål lenger oppe i elva.

Vannprøver for kjemisk oppfølging i målområdet av elva flyttes oppstrøms Sagbekken, **Figur 10**. Det vil også bli behov for en tidsavgrenset effektkontroll av de to andre delmålene i elva. Det kan gjøres med en flyttbar pH-logger.

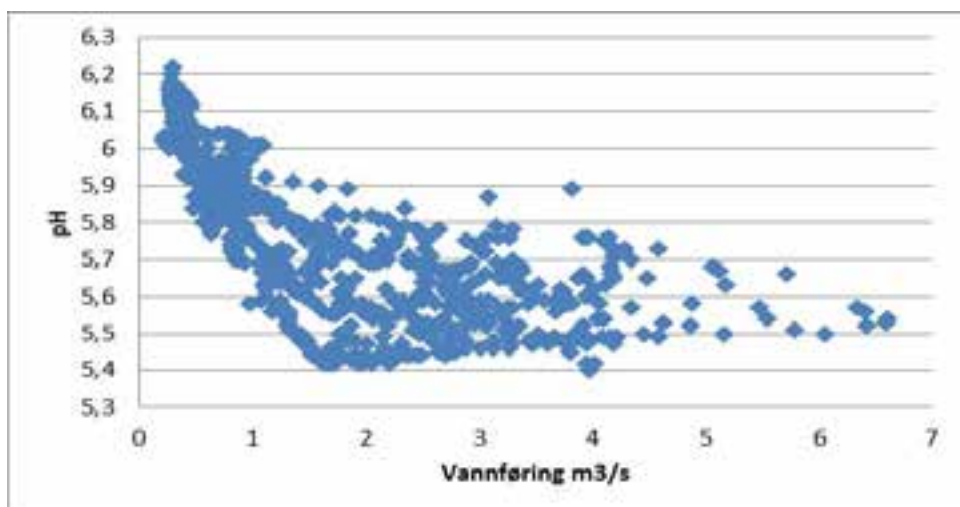
Styring etter pH- og vannføringssignalene fra Logåna er trolig ikke optimal, men kan ikke bedømmes, da det ikke finnes tilstrekkelig måledata til å dokumentere sammenhengene mellom Logåna og Songåna. Dersom det er nokså identiske variasjoner i øvre deler av Songåna, betyr ikke dette at forholdene er slik i nedre deler. Da pH i Entredalsbekken og arealene dette anlegget doserer for sannsynligvis varierer

annerledes enn vann fra øvre deler av vassdraget, bør forholdet utredes før valg av doseringsteknikk. Det er mulig dette anlegget heller bør dosere faste doser med grunnlag i et signal fra bekken, eller vannføringsignal hentet fra Logåna, da vannføringsutviklingen må være nokså identisk, selv om Entredalsbekken nok vil reagere raskere på nedbør enn Logåna. Usikkerheten omkring pH-variasjonene i området ved flom bør kartlegges før etablering av et doseringsanlegg, da det er mulig at signaler fra Logåna heller bør benyttes (som ved Voan-anlegget).

Det er tidligere foreslått alternative metoder, for eksempel terrengkalking, for å oppnå gunstig vannkjemi i hele Songåna, (Miljødirektoratet 2014). Forslagene som er gitt over, er ikke en optimal avsyringsstrategi, men vil gi bedre vannkvalitet for laks og sjøaure. Eventuell blandsoneproblematikk nedstrøms Sagbekken har dette forslaget ikke tatt høyde for, men det vil i tilfelle påvirke minimale områder i forhold til arealet av hele Songåna.



Figur 15. Middelvannføring ved fem punkter i Songåna (Voan, utløp doseringslange, Hellandsmoen, Heddeland og prøvepunkt utløp). Vannføringen i Songåna øker mye på den 5,6 km lange elvestrekningen fra Voan til utløpet. Elvedosering er derfor et dårlig virkemiddel, da fortynningen nedover i vassdraget krever hyppige påfriskninger med doseringsmiddel.



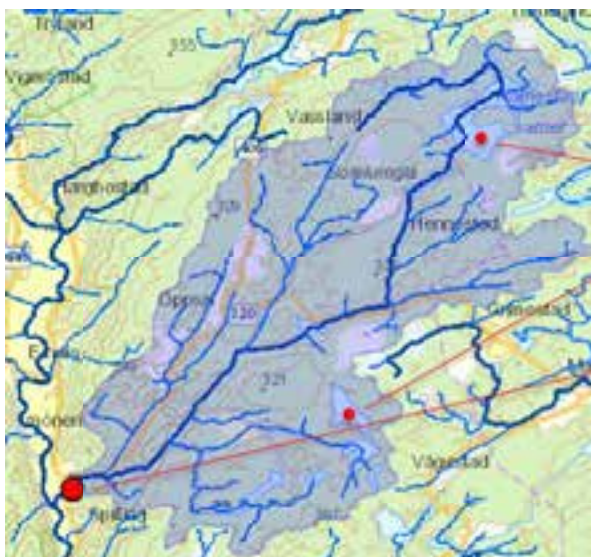
Figur 16. Vannføring fra Logåna sammenholdt med pH i utløpet av Songåna.

4.3 Spillingsbekken

4.3.1 Situasjonsbeskrivelse

Spillingsbekken er en av få potensielt meget gode gyte- og oppvekstbekker for laks og sjøaure i Audnavassdraget. Bekken er utsatt for forsurening, men det har ikke vært dokumentert fiskedød i bekken. For å sikre bedre vannkvalitet, ble det etablert et doseringsanlegg i mai 2012. Siden anlegget ble plassert i lakseførende del av bekken, var det naturlig å benytte vannglass som doseringsmiddel da dette avgifter aluminium raskt og effektivt. Anlegget er plassert ca. 400 m (bekkeavstand) fra utløpet mot Audna (N: 58° 09,521' Ø: 7° 21,930'). Spillingsbekken har et nedbørfelt på 22 km², og en middelvannføring på 1 m/s, **Figur 17**.

Anlegget har en lagerkapasitet på 25 m³ og maksimum doseringskapasitet ca. 300 l vannglass pr. time, men kan ikke dosere mindre enn 6 l/t (2 % av full dosering). På grunnlag av vannføringssignalet, feltnålinger av pH og resultater fra kjemisk overvåking reguleres dosene manuelt. Det har vært vanskelig å dosere tilstrekkelig til å oppnå ønsket effekt.



Figur 17. Spillingsbekken med nedbørfelt. Bekken renner ut i Audna ved Spilling. Nedbørfeltet er 22 km². Kartkilde (Nevina, NVE.no)

- Homestadvatn.
- Tjomslandsvatn.
- Doseringsanlegget på Spilling.

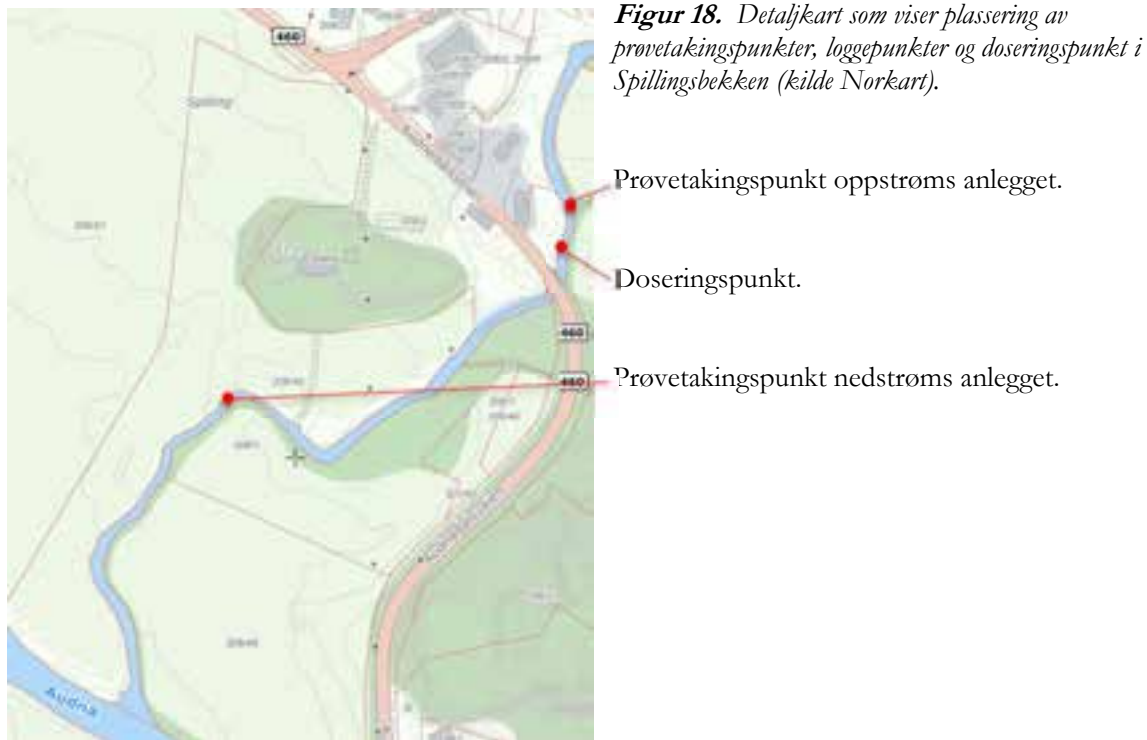
4.3.2 Datagrunnlaget

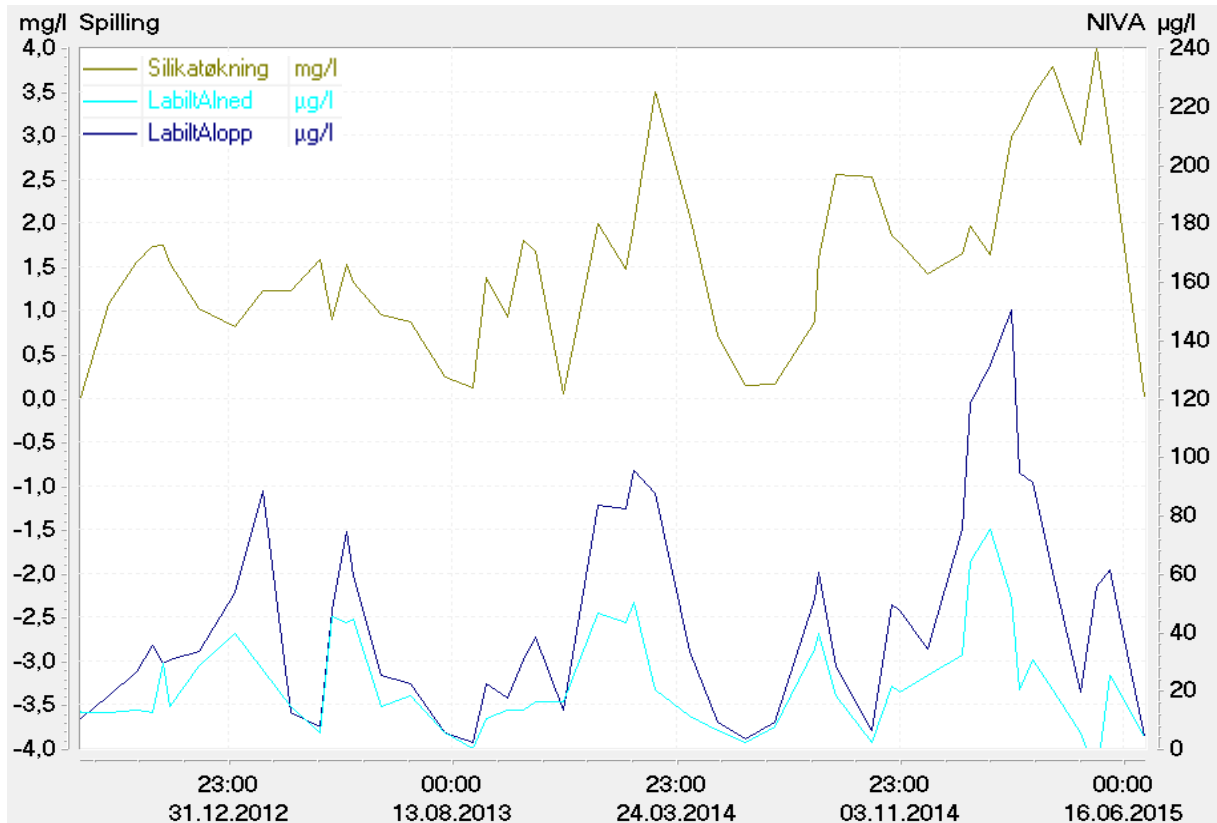
Silikatbehandlingen blir fulgt opp ved Miljødirektoratets vannkjemikontroll. Data fra sommeren 2011 til sommeren 2015 benyttes i denne rapporten. Prøvetakingspunktene er oppstrøms (N: 58° 09,528' Ø: 7° 21,941) og 280 m nedstrøms doseringepunktet N: 58° 09,460' Ø: 7° 21,772'. Et datasett fra en pH-logger plassert nedstrøms anlegget på samme sted i en periode fra mai 2014 til midt i august 2015 er også en del av datagrunnlaget. I tillegg er en manuell måleserie foretatt med felt-pHmeter fra januar 2013 til august 2015 (data fra Dag Ekeland). Vannføringen som blir registrert på anlegget er benyttet i perioden fra 1. januar 2013 til september 2015. Prøvepunkter er gjengitt i **Figur 18**.

Det er gitt økende doser ved økende vannføring. **Figur 19** viser effekten av økende dosering vinter og tidlig vår. Økningen er ikke tilstrekkelig til å gi ønsket reduksjon av labilt aluminium.

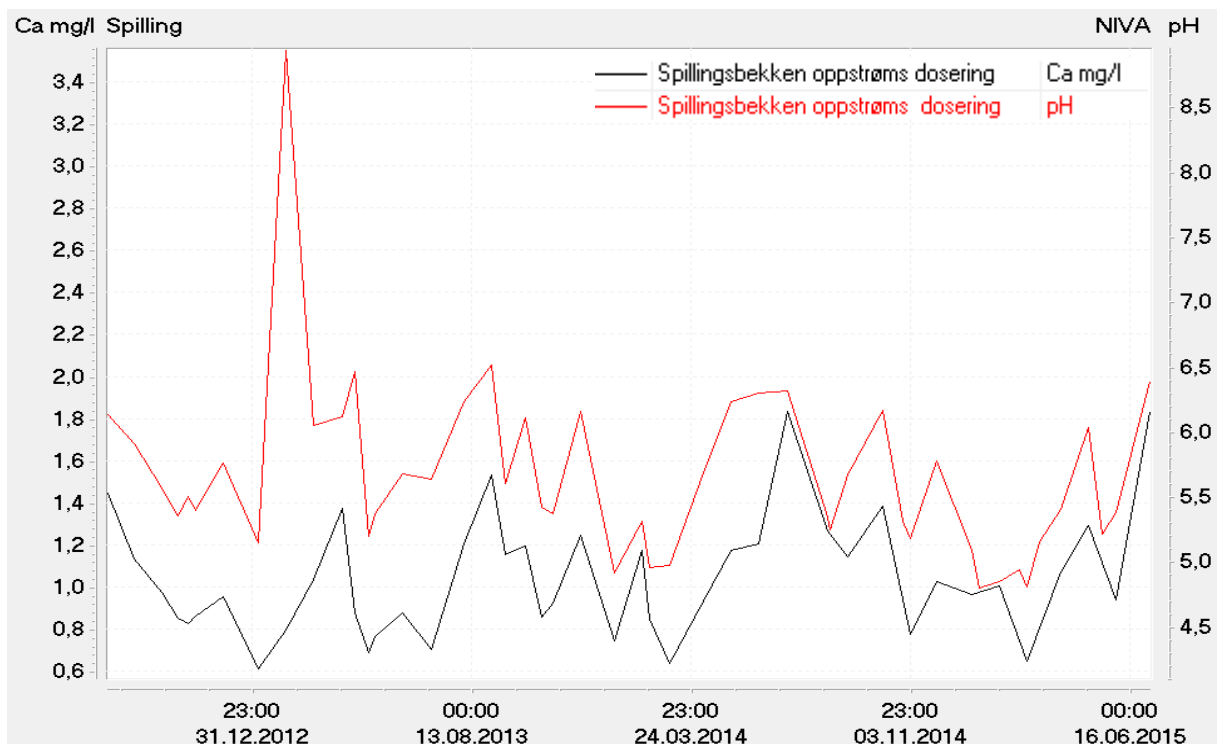
pH og konsentrasjonen av kalsium varierer forholdsvis mye oppstrøms doseringen (**Figur 20**). Tidvis forholdsvis høye verdier skyldes effekten av utlagt skjellsand.

Det er dosert med høye vannglassdoser i forsøk på å holde konsentrasjonen av LAI på akseptabelt nivå. **Figur 21** viser hvordan doseringen førte til kompleksdannelse av ca. halvparten av LAI-konsentrasjonen i bekken, og hvordan den vinteren 2015 måtte økes betraktelig for å unngå høye LAI-konsentrasjoner. Laboratorieanalyser av aluminiumsfraksjoner ble imidlertid foretatt alt for sjelden til å fange opp variasjoner i forhold til nedbør- og avrenningssituasjoner som påvirker vannkvaliteten.

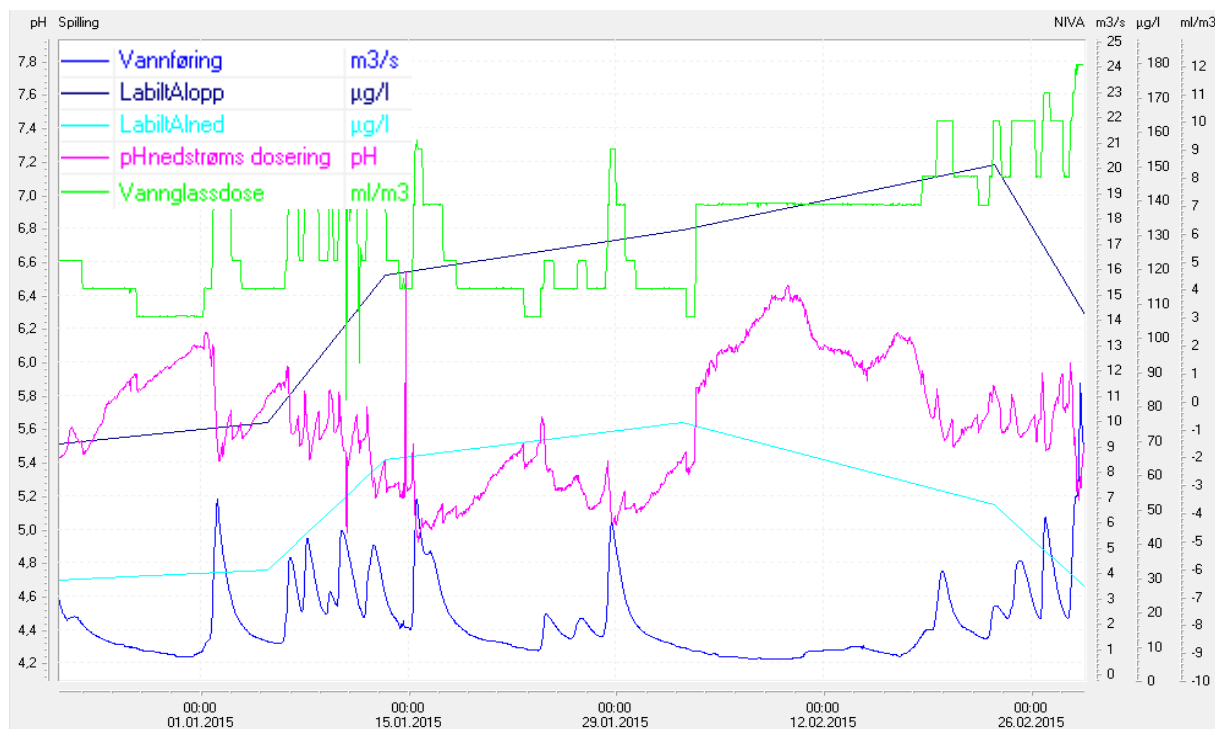




Figur 19. Periodervis silikatøkning i bekken som følge av vannglassdosering og effekten av dette på konsentrasjonen av labilt aluminium. Det er stor konsentrasjon av LAI vinterstid og tidlig vår.



Figur 20. pH og kalsiumkonsentrasjon oppstrøms vannglassdoseringen i Spillingsbekken. Bruk av skjellsand gir stor variasjon i pH og Ca-konsentrasjonen.



Figur 21. Situasjonsbildet over to måneder med vannglassdosering i Spillingsbekken vinteren 2015. Dosene økte fra 4 til 9 ml vannglass/ m³ (1,5 - 3,4 mg SiO₂/l) uten at dette førte til tilstrekkelig reduksjon i LAl. Først ved 12 ml/ m³ (4,5 mg SiO₂/l) ble LAl-nivået redusert.

4.3.3 Anbefalinger

Vannglassdosering i Spillingsbekken fungerer dårlig slik den praktiseres med dagens metode. Det viser pH-data nedstrøms doseringen. Men det er usikkert om vannglassdosen må økes betydelig over det nivået som er fastsatt som teoretisk doseringsmål. Grunnlaget for doseringen i Spillingsbekken er et teoretisk mål med bakgrunn i silikatforsøk for kompleksdannning av LAl og erfaringer som operatøren har bygget opp gjennom driften av anlegget (Dag Ekeland pers. medd.). **Figur 22** viser dårlig sammenheng mellom silikatdosene og pH-effekten når vannet oppstrøms doseringen har pH < 5,5. Tilsvarende viser **Figur 23** noen ganger utilstrekkelig reduksjon av LAl ved økende silikatkonsentrasjon. Doser lavere enn 2 ml/l kunne resultere i alt for liten effekt.

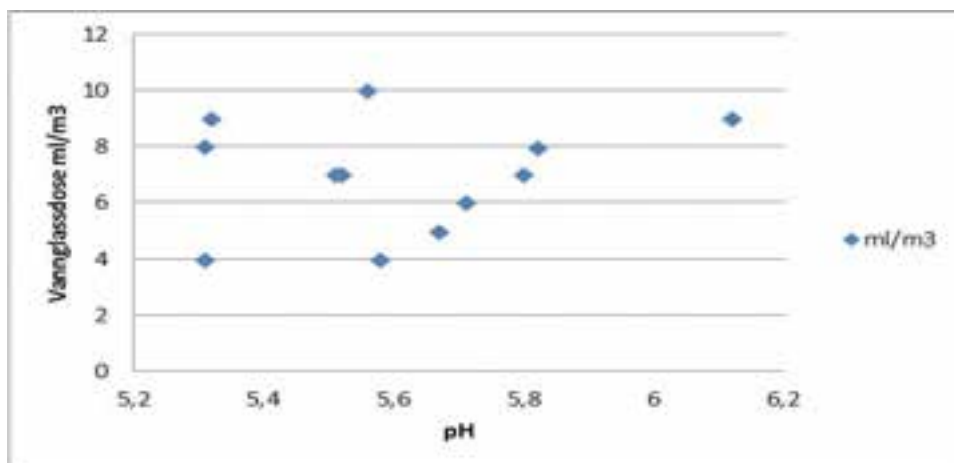
Fire tiltak anbefales gjennomført for optimalisering av doseringen fra Spilling doseringsanlegg.

- Det etableres et pH-nedstrømsstyrt doseringssystem på anlegget. Dette vil medføre raskere og mer eksakt dosering i forhold til de manuelle operasjonene som blir gjennomført i dag.
- For dokumentering av doseringseffekten i forhold til pH bør det produseres en vannglass- mot pH-tiltreringskurve med surt vann fra Spillingsbekken. Denne kurven vil kunne benyttes som en kontroll på at doseringen ved anlegget fungerer som den skal.
- Spillingsbekken blir kalket med skjellsand til tilfeldige tider. Dette medfører meget varierende pH i bekken. For minimalisering av silikat-behovet bør mest mulig av vannet være behandlet før Spilling. Det foreslås en omfattende kalking av vassdraget oppstrøms Spilling. To store innsjøer med relativt lite nedbørfelt (Tjomslandsvatn og Homestadvatn), **Figur 17**, bør fullkalkes slik at vannkvaliteten fra disse kan fungere som en buffer mot forsuring i bekken ved flom og våravrenning. Dette vil kunne redusere behovet for silikat fra Spillinganlegget betraktelig.

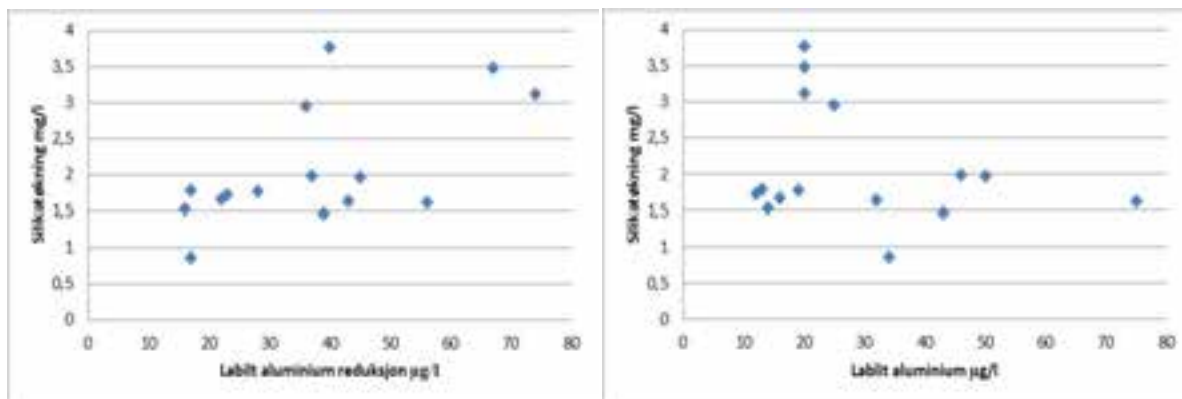
Homestadvatn må imidlertid i tilfellet fjernes fra lista over «sursjøer» i overvåkingsprogrammet (100 sjøer-undersøkelsen), og kalking kan derfor være lite aktuelt.

- Doseringsskapiteten bør økes for å kunne gi riktige doser ved stor flom. **Figur 24** viser at doseringssignalet kan være langt høyere enn kapasiteten på anlegget.

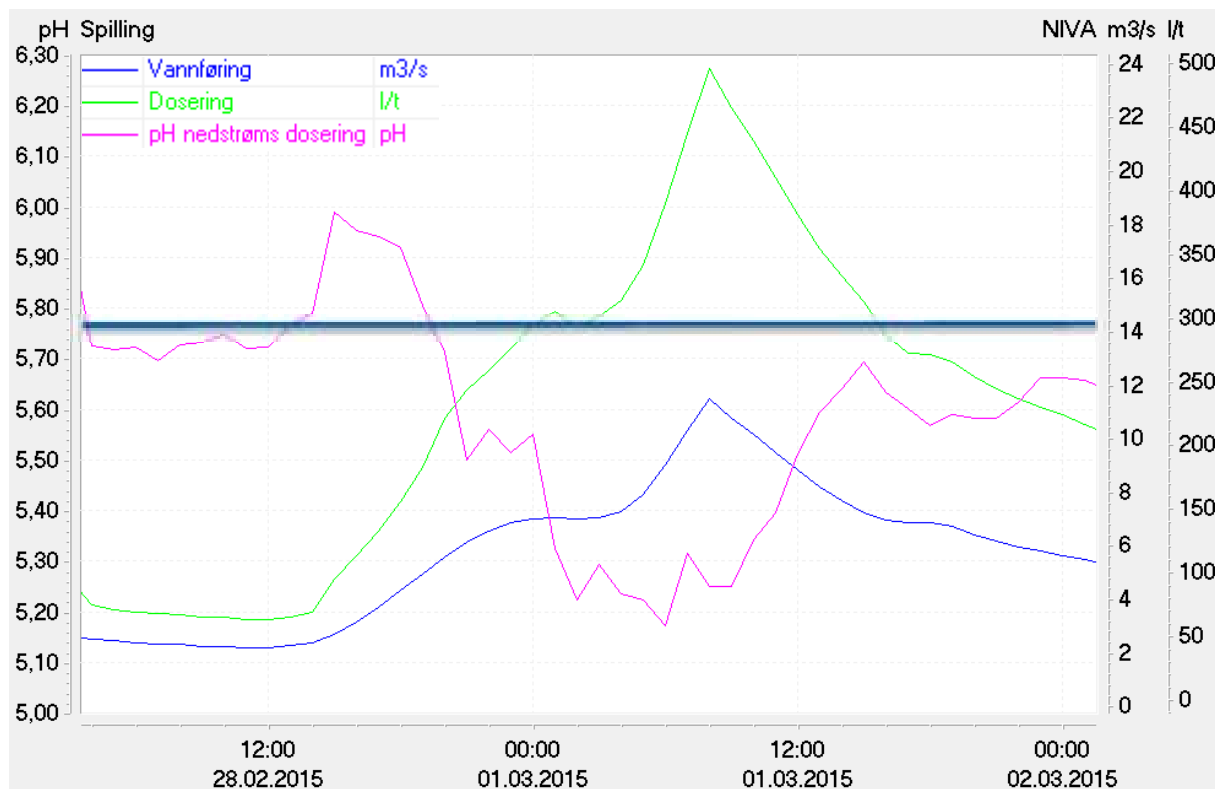
Det beste alternativet på litt lengre sikt er imidlertid å erstatte vannglassdoseringen med et kalkingsanlegg oppstrøms laks- og sjøareførende strekning av elva. Anlegget bør etableres så langt oppstrøms dette området at giftige blandsoner i forbindelse med polymeriseringen av Al ikke oppstår der laks og sjøare oppholder seg. Vanskelige veiforhold på fv 320 kan sette praktiske hindringer i veien for en kalkingsløsning i Spillingsbekken.



Figur 22. Vannglassdoser mot pH nedstrøms doseringen når pH i elva oppstrøms Spilling er lav. Det er stor forskjell på pH-effekten av doseringen.



Figur 23. Silikatøkning og labilt aluminium. Venstre: økende doser silikat kompleksdanner økende mengder LAl. LAl-konsentrasjonen etter silikatøkningen var også avhengig av hvilke konsentrasjoner som var tilgjengelig for dosering. Høyre: Konsentrasjonene av LAl i forhold til silikatøkningen.



Figur 24. Vannføring, doseringssignal (dosering) og pH nedstrøms doseringen under stor flom i mars 2015. Doseringssignalet oversteg kapasiteten med 170 %. pH ble meget lav. Blå horisontal markering er maksimum kapasitet.

4.4 Litleåna

4.4.1 Situasjonsbeskrivelse

Litleåna er en lakse- og sjøauførende sideelv til Lygna. Den ble tidligere kalket, men i april 2012 ble det satt i drift et vannglassdoseringsanlegg ved Bjodland, langt oppstrøms kalkdoseringsanlegget, som da ble faset ut. Målet med anlegget er å sikre god vannkvalitet i lakseførende del av Litleåna. Nedbørfeltet er 37,4 km² og middelvannføringen er 1,63 m³/s. Anlegget er plassert oppstrøms lakseførende strekning. 19 km² av nedbørfeltet (51 %) er nedstrøms doseringen, **Figur 25**. Det er sur avrenning fra nedbørfeltet. Tidligere ble det utført en del kalkingsvirksomhet oppstrøms anlegget. Dette førte til at elva bare var periodisk sur. Månedlige pH-verdier fra Bjodland i 2005, 2007 og 2009 viser hvordan elva hadde behov for ekstra tiltak bare ca. halvparten av tiden, **Figur 26**, og vannglass ble derfor valgt. I den senere tiden har det ikke vært kalkingsvirksomhet oppstrøms doseringsanlegget og behovet for dosering har økt.

Anlegget styres etter pH oppstrøms samt vannføring. Det doseres med 2 ml/m³ ved pH > 5,5. Ved pH < 5,5 doseres det etter en lineær kurve utarbeidet av Hans-Christian Teien, NMBU (gjengitt i Hindar 2015), **Figur 27**. Dosene kan manuelt manipuleres ved å velge større vannføring enn reelt registrert i styringsautomatikken.

4.4.2 Datagrunnlaget

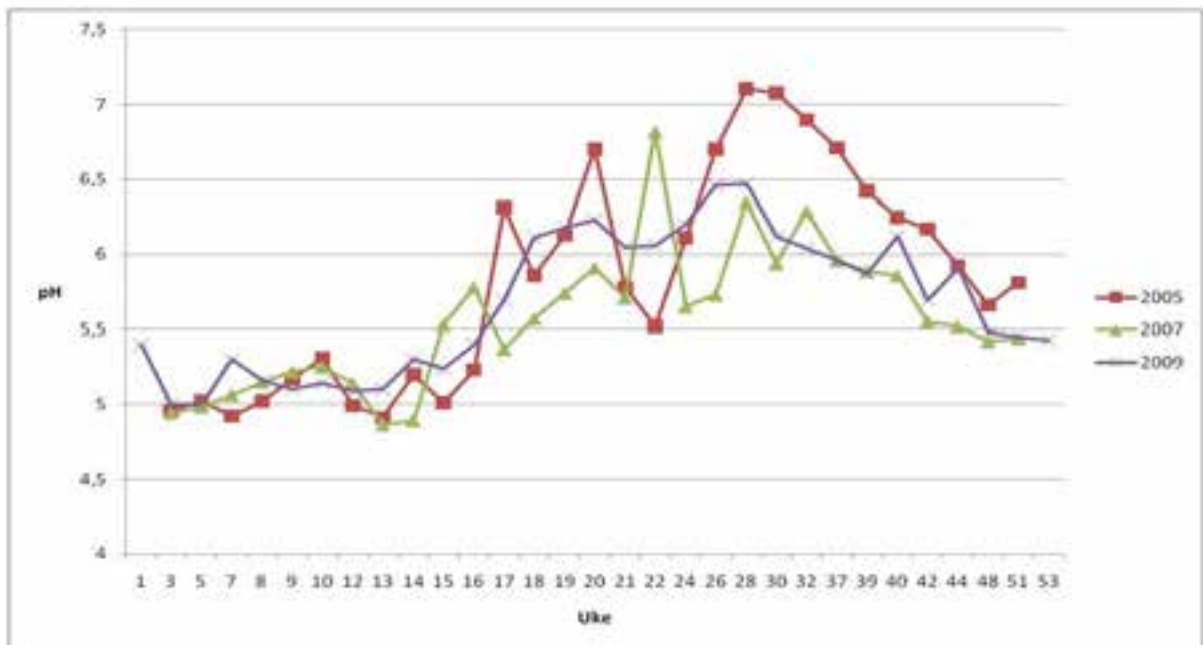
Det er samlet vannkjemiske data fra Litleåna fra april 2011 til september 2015. Målepunktene er oppstrøms doseringspunktet ved Bjodland (N: 58° 10,318' Ø: 7° 10,550'), og nær utløpet (N: 58° 09,098' Ø: 7° 05,728'). I en periode fra 2014-2015 ble det også hentet prøver fra et punkt ca. 150 m nedstrøms dosering (nedstrøms 1: N: 58° 10,208' Ø: 7° 10,655') og ca. 3,3 km elveavstand nedstrøms doseringen ved

riksvei E-39, (nedstrøms 2: N: 58° 08,995' Ø: 7° 09,298'). I tillegg foreligger manuelle pH-målinger fra denne perioden oppstrøms vannglassdosering og i utløpet (N: 58° 08,967' Ø: 7° 05,305'). Det er også hentet inn pH-data fra en logger plassert nær utløpet av Litleåna (data fra Åge Tveiten). Fra kontrollenheten på anlegget er det hentet data om vannføring, vannglassbeholdning, dosering og pH oppstrøms doseringspunktet (Mikacom).

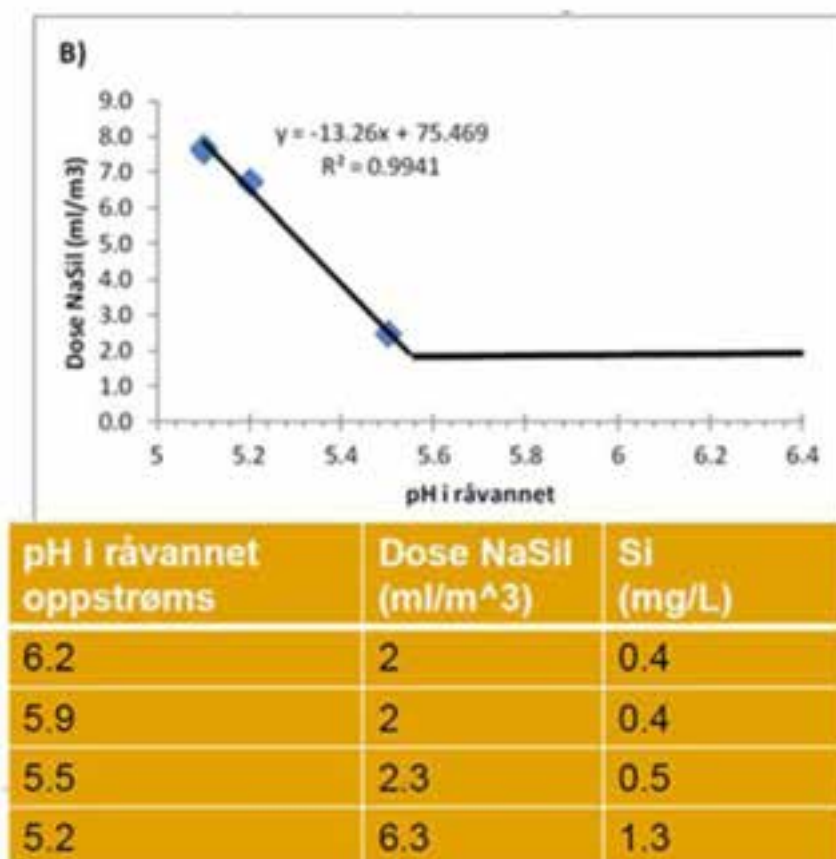


Figur 25. Kart som viser målepunkter og plasseringen av doseringsanlegget på Bjodland. (Nevina, NVE.no)

- Prøvetakingspunkt oppstrøms dosering og manuelle målinger.
- Bjodland doseringsanlegg.
- Prøvetakingspunkt nedstrøms dosering 1.
- Prøvetakingspunkt ved utløpet.
- Prøvetakingspunkt nedstrøms dosering 2.
- pH-logger og manuelle målinger



Figur 26. Månedlige pH-verdier ved Bjodland fra 2005, 2007 og 2009. Elva var ikke sur i store deler av sommerhalvåret. Data fra E. Vegge, Fylkesmannen i Vest-Agder.



Figur 27. Doseringskurve (utarbeidet av Miljøkalk) som benyttes ved pH oppstrømsstyrt dosering av vannglass på Bjodlandanlegget. Det blir alltid dosert en grunndose på 2 ml/l.

4.5 Anbefalinger

Vannkjemiske data viser at Litleåna er forsuret og har tidvis høye konsentrasjoner av labilt aluminium (LAl), **Figur 28**. Reduksjon i kalkingsvirksomheten oppstrøms anlegget har trolig medført et økende doseringsbehov.

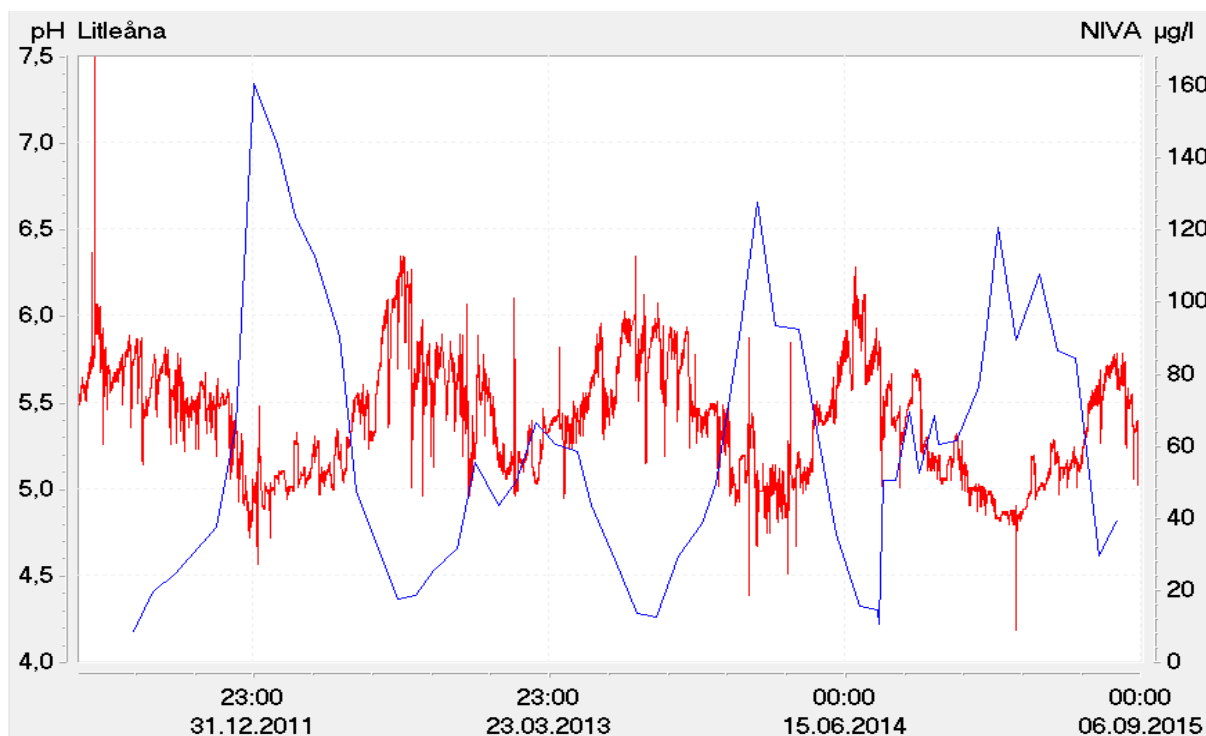
Bjodland doserer for avgiftning av aluminium helt ned til utløpet mot Lygna. Imidlertid viser **Figur 29** for høye LAl-konsentrasjoner i hele elva nedstrøms doseringspunktet. Dårligst virkning ble registrert vinterstid gjennom tre sesonger. Silisiumkonsentrasjonen var da for lav til å omdanne de resterende ca. 70-100 µg LAl/l som fortsatt forble på uorganisk, giftig form **Figur 29**. **Figur 30** viser silisikatkonsentrasjonen i nedre deler av elva over tid sammenholdt med vannglassdoseringen. Imidlertid viser **Figur 31** at det var lite forandringer i LAl-konsentrasjonen i hele effektområdet av doseringen, men at konsentrasjonen økte i alle deler av elva med økende vannføring.

Det er tidligere anbefalt terrengkalking av hele nedbørfeltet (Hindar 2015). Dette vil effektivt forhindre utlekking av giftig aluminium til Litleåna. Dersom dette ikke er gjennomførbart, vil følgende fire tiltak være nødvendige:

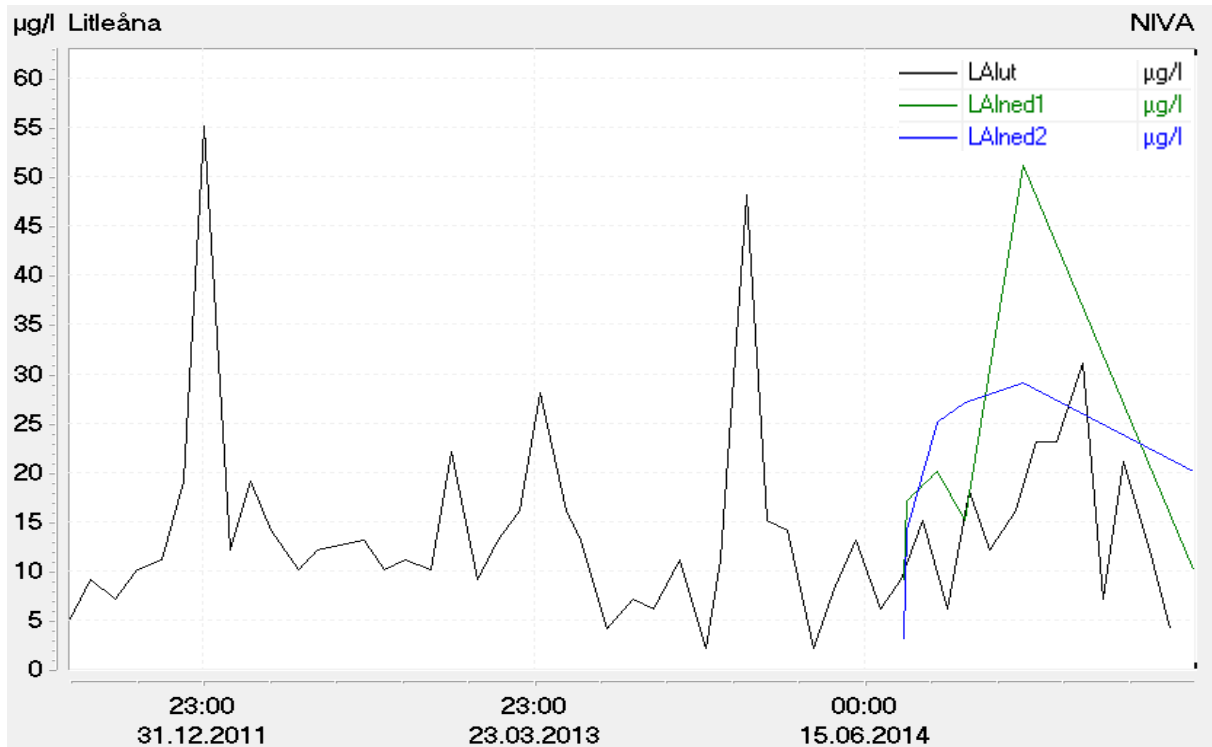
- Umiddelbar omprogrammering av automatikken på anlegget slik at anlegget automatisk gir mer korrekt dosering i forhold til forventet pH-økning nedstrøms anlegget. NIVA har foretatt titrering med vannglass i surt vann fra Litleåna. Denne kurven ble lagt inn i det opprinnelige styringsprogrammet, men ble aldri satt i drift. Da Miljøkalk overtok ansvaret for anlegget, (Terje Lysnes pers. medd.) ble kurven i **Figur 27** lagt til grunn. NIVAs kurve viser at behovet er dobbelt

så stort når pH er lav, **Figur 32**. Operatøren overstyrer imidlertid anlegget ved å sette fiktivt høye vannføringer slik at dosene i realiteten øker (Åge Tveiten pers. medd.)

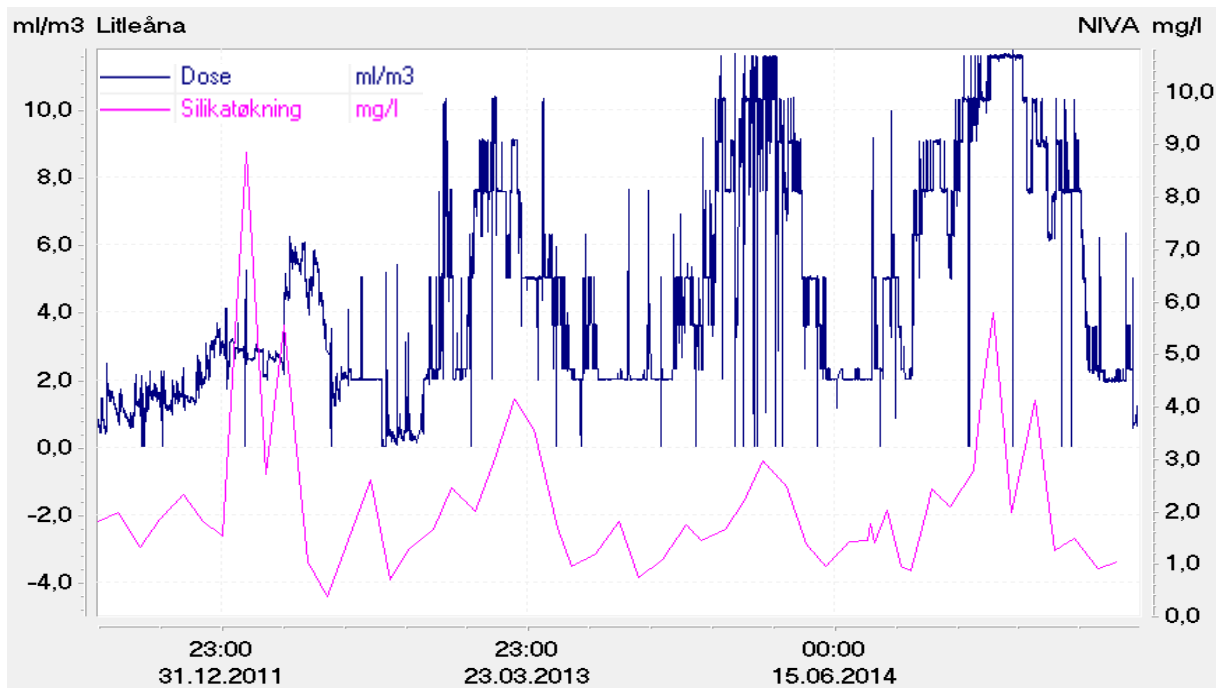
- Ombygging til pH-nedstrømsstyring. pH-signalet oppstrøms beholdes, men i tillegg monteres et pH-signal fra et punkt i god avstand fra doseringspunktet. Plasseringen bør være et stykke lenger ned enn «nedstrøms 1», da dette punktet har gitt lav pH og høy konsentrasjon av LAl ved ekstra høy vannføring, men lavere LAl-verdier lenger nedover i elva og høyere pH. Det foreslås et punkt ca. 5 minutters reaksjonstid etter dosering (Teien mfl. 2009). pH -signalet oppstrøms anlegget beholdes fordi dette fungerer som et overvåkingspunkt samtidig som det kan benyttes ved eventuell bortfall/feil på pH-signalet nedstrøms anlegget.
- Innsjøkalking foretas i Vatlandsvatnet og Homsvatnet for å opprettholde høy pH ved Bjodland. Behovet for dosering fra Bjodlandanlegget blir dermed sterkt redusert.
- Bjodland doseringsanlegg ombygges til et kalkingsanlegg. Når dette er gjennomført, kan kalkingen av de to innsjøene opphøre.



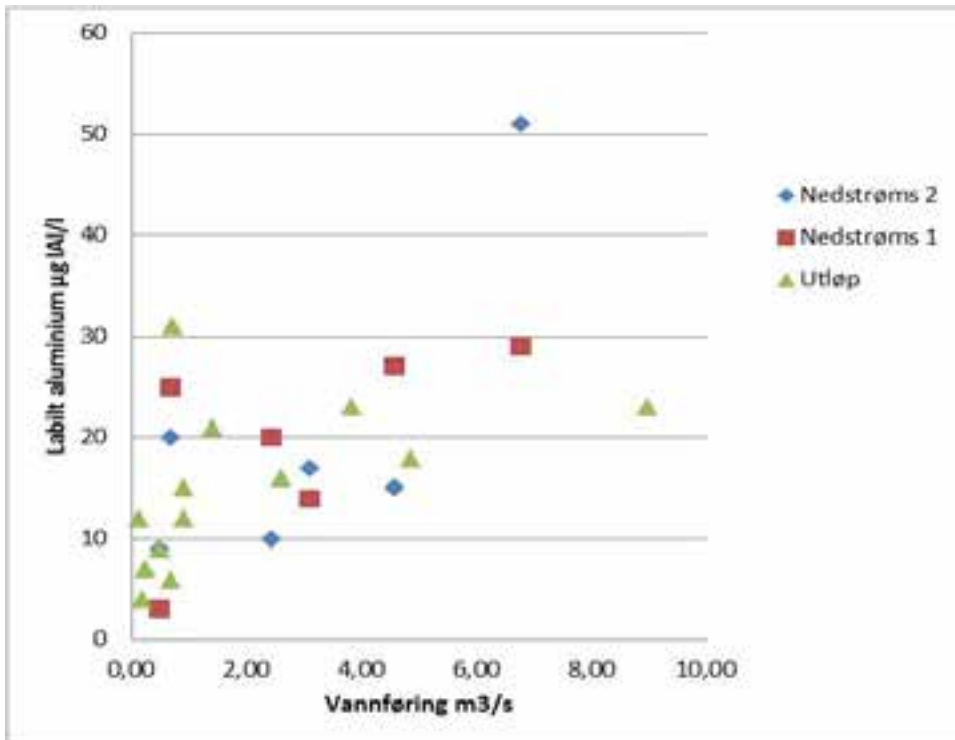
Figur 28. Labilt aluminium (Blå) og pH oppstrøms vannglassdoseringen (rod) ved Bjodland, Litleåna i tidsrommet 2011-2015. Elva har blitt gradvis surere. Sammenlign grafen med **Figur 26**.



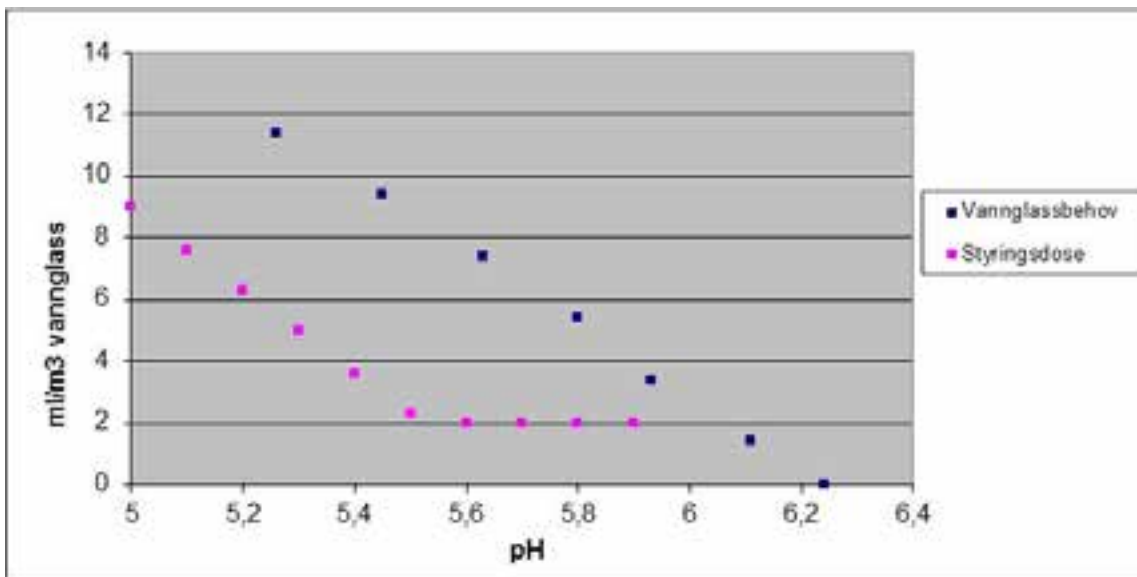
Figur 29. Labilt aluminium i ulike deler av elva nedstrøms doseringspunktet for vannglass (LAI ned 1 = 150 m nedstrøms, LAI 2 = 3,3 km nedstrøms dosering).



Figur 30. Vannglassdoser gitt fra anlegget og silikatøkningen ved utløpet.



Figur 31. Konsentrasjonen av labilt aluminium i Litleåna i forhold til vannføringen. Ved økende vannføring øker også LAI. Det er imidlertid liten variasjon i LAI i hele effektområdet for doseringen.



Figur 32. Styringsdosen som er programmert inn i pH-oppstrømsstyringen på Bjodland doseringsanlegg og titreringskurve med vann fra Litleåna. Behovet for vannglass er langt høyere enn programmert.

5. Referanser

- Birchall, J.D., Exley, C., Chappel, J.S. and Philips M. J. 1989. Acute toxicity of aluminium to fish eliminated in silicon-rich acid waters. *Nature* 338: 146-148.
- Hindar, A. 2015. Terrengkalking som alternativ til silikatdosering i Litleåna, Lygna i Vest-Agder. NIVA rapport 6837.
- Hindar, A.; Hagen, A. G.; Hytterød, S. ; Høgberget, R. ; Moen, A. ; Olstad, K. ; Garmo, Ø. 2015. Tiltak med ALS for utryddelse av lakseparasitten *Gyrodactylus salaris* i Lærdalselva i 2011 og 2012. NIVA rapport 6701.
- Høgberget, R., 2004. Driftskontroll av kalkdoseringsanlegg i Mandalsvassdraget. Avviksrapport år 2003. NIVA rapport 4904.
- Høgberget, R., 2008. Forsøk med automatisk pH-styring og kontroll av syredosering i vassdrag. NIVA rapport 5636.
- Høgberget, R., 2012. Driftskontroll av kalkdoseringsanlegg i Mandalsvassdraget. Avviksrapport 2011. NIVA rapport 6370.
- Høgberget, R., Håvardstun, J. 2005. Driftskontroll av kalkdoseringsanlegg i Mandalsvassdraget. Avviksrapport 2004. NIVA rapport 5050.
- Høgberget, R.; Håvardstun, J.; Tveiten, L. 2006. Driftskontroll av kalkdoseringsanlegg i Mandalsvassdraget. Avviksrapport 2005. NIVA rapport 5210.
- Høgberget, R., Tveiten, L. 2011. Driftskontroll av kalkdoseringsanlegg i Mandalsvassdraget. Avviksrapport 2010. NIVA rapport 6171.
- Kaste, Ø.; Kroglund, F.; Høgberget, R.; Skancke, L. 2006. Silikatdosering i Logåna, Mandalsvassdraget. En oppsummering av FoU-virksomheten 2004-2006. NIVA-rapport 5319.
- Kroglund, F. og Rosseland, B.O. 2004. Effekter av episoder på parr og smoltkvalitet til laks. NIVA rapport 4797.
- Kroglund, F. ; Rosseland, B.O. ; Teien, H.C. ; Tjomslund, T. ; Salbu, B. 2000. Silikatlut som alternativt avgiftingsmiddel til kalk. Konsekvenser av overdosering med silikat. NIVA rapport 4291.
- Miljødirektoratet 2014. Kalking i laksevassdrag skadet av sur nedbør. Tiltaksovervåking i 2014. Rapport M-412 2015.
- Teien, H. C., Kroglund F., Kleiven, M. Salbu S., Rosseland, B. O. 2009. Bruk av natriumsilikat i forhold til kalk for å avgifte aluminium i ferskvann og brakkvann. Univ. for miljø- og biovitenskap. Rapport nr. 2/2009. ISSN 0805 – 7214.
- Vanndirektivets klassifiseringsveileder 2015. Klassifisering av miljøtilstand i vann. Økologisk og kjemisk klassifiseringssystem for kystvann, grunnvann, innsjøer og elver. Veileder 02: 2013, revidert 2015.
- Åtland, Å. ; Hektoen, H. ; Håvardstun, J. ; Kroglund, F. ; Lydersen, E. ; Rosseland, B.O. 1997a. Forsøk med dosering av silikat-lut ved Syrtveit Fiskeanlegg. NIVA rapport 3625.

Åtland, Å. ; Bjerknes, V. ; Hektoen, H. ; Håvardstun, J. ; Salbu, B. ; Teien, H.C. 1997 b. Feltforsøk med dosering av silikat-lut i Tangedalselva. NIVA rapport 3714.

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