

# Storskala utprøving av klordosering i Driva 2021



## Hovedkontor

Økernveien 94  
0579 Oslo  
Telefon (47) 22 18 51 00

## NIVA Region Sør

Jon Lilletuns vei 3  
4879 Grimstad  
Telefon (47) 22 18 51 00

## NIVA Region Innlandet

Sandvikaveien 59  
2312 Ottestad  
Telefon (47) 22 18 51 00

## NIVA Region Vest

Thormøhlensgate 53 D  
5006 Bergen  
Telefon (47) 22 18 51 00

## NIVA Danmark

Njalsgade 76, 4. sal  
2300 København S, Danmark  
Telefon (45) 39 17 97 33

Internett: [www.niva.no](http://www.niva.no)

## Tittel

Storskala utprøving av klordosering i Driva 2021

## Forfatter(e)

Anders Gjørwad Hagen<sup>1</sup>, Tobias Holter<sup>3</sup>, Kjetil Olstad<sup>3</sup>, Øyvind Garmo<sup>1</sup>, Peter Stig Hansen<sup>1</sup>, Rolf Høgberget<sup>1</sup>, Odd Arne Segtnan Skogan<sup>1</sup>, Anne Luise Ribeiro<sup>1</sup>, Marit Måsøy Amundsen<sup>2</sup>, Ingar Becsan<sup>1</sup> og Kirk Meyer<sup>1</sup>

<sup>1</sup>Norsk institutt for vannforskning, <sup>2</sup>Veterinærinstituttet i Oslo, <sup>3</sup>Norsk institutt for naturforskning

## Løpenummer

7724-2022

## Fagområde

Vannressursforvaltning

## Geografisk område

Møre og Romsdal

## Dato

07.03.2022

## Distribusjon

Åpen

## Sider

55 + vedlegg

Oppdragsgiver(e) Miljødirektoratet	Kontaktperson hos oppdragsgiver Jarle Steinkjer
Oppdragsgivers utgivelse: Miljødirektoratet M-2242 I 2022	Utgitt av NIVA Prosjektnummer 200297

## Sammendrag

Lakseparasitten *Gyrodactylus salaris* er ansett som en stor trussel mot norsk villaks, og myndighetene har som mål å utrydde den fra alle områder hvor den er etablert (Anon 2014). Nåværende smittestatus, i tillegg til faren for fremtidige nye innførsler fra smittede regioner og/eller infiserte vassdrag i våre naboland, tilsier at vedlikehold og utvikling av metoder for bekjempelse fortsatt er viktig. Det har derfor i en årrekke vært jobbet med å utvikle klormetoden til et fullverdig verktøy for bekjempelse av *G. salaris*. Gjennomføringen av forsøket i 2021 ble svært ulikt de foregående år, siden det ble store vannføringsendringer og krevende forhold. Dette har vært en fordel for metodeutviklingen, siden slike forhold fremprovoserte en del feilsituasjoner som det er svært nyttig å få luket vekk før en eventuell utryddelsesbehandling i Driva i 2022. Hoveddoseringsanleggene fungerte svært godt og etter hensikt, men vil likevel få noen få forbedringer. Sidebekkanleggene i dette forsøket viste at designet var godt og i de fleste tilfeller velfungerende. Driftssikkerheten ble likevel for mye redusert når det ble store vannføringsendringer i sidebakkene, og designendringer vil bli gjort for å avhjelpe dette. Overordnet logistikk med tanke på kjemikalier og utstyr fungerte bra, men det ble også tydelig at det ved dette omfanget er nødvendig med dedikerte team som holder orden på kjemikaliebehovet ved de ulike stasjonene. Forsøket var totalt sett vellykket, og særlig vellykket gitt de værmessige forutsetningene forsøket ble gjennomført under. Dette gir grunn til å forvente at et fullskala tiltak med klormetoden i Driva vil være gjennomførbart og med god sannsynlighet for å lykkes.

## Fire emneord

1. *Gyrodactylus salaris*
2. Laks (*Salmo salar*)
3. Klorbehandling
4. Driva

## Four keywords

1. *Gyrodactylus salaris*
2. Atlantic salmon (*Salmo salar*)
3. Chlorine treatment
4. Driva

Denne rapporten er kvalitetssikret iht. NIVAs kvalitetssystem og godkjent av:

Anders Gjørwad Hagen  
Prosjektleder

Øyvind Kaste  
Kvalitetssikrer

Kristoffer Kalbekken  
Forskningsdirektør

ISBN 978-82-577-7460-8

NIVA-rapport ISSN 1894-7948

© Norsk institutt for vannforskning og Miljødirektoratet. Publikasjonen kan siteres fritt med kildeangivelse.

# **Storskala utprøving av klordosering i Driva 2021**

## Forord

På bakgrunn av tidligere utredningsarbeid ønsket Miljødirektoratet å få gjennomført en testbehandling i Driva med klor som behandlingskjemikalium mot lakseparasitten *Gyrodactylus salaris*. Denne testbehandlingen var som en generalprøve å regne hvor formålet var å gjennomføre en testdosering fra fiskesperra til elvemunningen i elva Driva. Omfanget skulle være så nært en fullverdig behandling som mulig innenfor gitte økonomiske rammer.

Prosjektet «Gyroklor» er organisert som et samarbeid mellom NIVA, Veterinærinstituttet og NINA. Koordinerende og administrativt ansvar har ligget hos NIVA, ved prosjektleder Anders Gjørwad Hagen.

Anders Gjørwad Hagen (NIVA) har vært prosjektleder, spesifisert overordnet utforming av doseringsanlegget, ledet feltforsøket og rapporteringsarbeidet. Tobias Holter (NINA) og Kjetil Olstad (NINA) har vært sentrale i planleggingen og gjennomføringen av feltforsøket og rapporteringen. Øyvind Garmo (NIVA) har bidratt med planlegging, kjemifaglige råd, opplæring av lab personell, rapportering og feltarbeid. Peter Stig Hansen (NIVA) har konstruert styreskapet og elektronikkdelen av doseringsskapet, med bistand fra Rolf Høgberget (NIVA) og Odd Arne Segtnan Skogan (NIVA). Alle tre har deltatt på feltforsøket. Anne Luise Ribeiro (NIVA) og Marit Amundsen (VI) har ledet feltlaboratoriet og gjennomført kloranalyser under feltarbeidet og rapportert resultatene. Ingar Becsan (NIVA) har konstruert doseringsskapene, og Kirk Meyer (NIVA) har konstruert blandeenheter til sidebekkanleggene.

Det rettes en stor takk til alle som deltok med ulike oppgaver under feltforsøket; Helge Bardal, Pål Adolfsen, Roar Sandodden, Svein Aune, Øystein Kielland og Asle Moen ved Veterinærinstituttet i Trondheim, seksjon for miljø og smittetiltak. Stein Johnsen, Kim Magnus Bærum, John Gunnar Dokk Anette Taugbøl og Rolf Sivertsgård fra Norsk institutt for naturforskning (NINA). Jarle Håvardstun, Øyvind Tangen Ødegård, Øyvind Torp og Bjørnar Beylich fra Norsk institutt for vannforskning (NIVA). Estelle Grønneberg fra Veterinærinstituttet i Oslo. Tom Roger Østerås, Amund Flakkenberg, Steinar Stensli og Håvard Venås som var innleide for anledningen. Representanter fra Sunndal JFF og Molde JFF har gjennomført vannprøvetaking på morgenrunde gjennom hele behandlingsperioden.

Forsøket som rapporteres her er gjennomført i elva Driva i Sunndal kommune, Møre og Romsdal. Inger Helene Sira hjalp til med koordinasjon og kommunikasjon av prosjektet lokalt i Driva.

Kontaktperson i Miljødirektoratet har vært Jarle Steinkjer.  
Alle takkes for det gode samarbeidet.

Oslo, 07.03.2022

Anders Gjørwad Hagen,  
prosjektleder

---

# Innholdsfortegnelse

<b>Sammendrag</b> .....	<b>6</b>
<b>1 Introduksjon</b> .....	<b>8</b>
<b>2 Metode</b> .....	<b>10</b>
2.1 Forsøkslokaliteten.....	10
2.2 Værmessige forhold og vannføring under forsøket.....	12
2.3 Behandling i hovedelva.....	15
2.3.1 Prinsippskisse og blanding av kjemikalier .....	16
2.3.2 Forbedringer av anleggene.....	16
2.3.3 Måling av vannføring i elva.....	18
2.3.4 Online overvåking og datalogging .....	18
2.3.5 Automatisk og manuell dosering.....	18
2.3.6 Overvåking av operasjonelle grenseverdier.....	18
2.4 Behandling i sidebekker .....	19
2.4.1 Dosering i sidebekker .....	19
2.4.2 Test av tablett dosering.....	21
2.5 Bestemmelse av klorkonsentrasjon i felt.....	22
2.5.1 Vannprøver fra hovedelva .....	22
2.5.2 Kloranalyser på feltlaboratoriet .....	22
2.5.3 Vurdering av klorresultater; begrepet «mikrogramdøgn».....	23
2.5.4 Bestemmelse av klorkonsentrasjon ved bruk av komparator.....	24
2.5.5 Diverse kjemiske tester .....	24
2.6 Effektmåling ved bruk av smittet fisk .....	25
2.7 Rapporteringsverktøy i felt .....	28
<b>3 Resultater</b> .....	<b>29</b>
3.1 Doseringssystemene og dosering i hovedelv.....	29
3.2 Dosering i sidebekker.....	33
3.3 Vannkjemi .....	35
3.3.1 Vannkjemiske forutsetninger .....	35
3.3.2 Hovedelva .....	39
3.3.3 Sidebekker.....	41
3.4 Klordosering med klortabletter .....	43
3.5 Effektmåling ved bruk av smittet fisk .....	44
<b>4 Diskusjon</b> .....	<b>46</b>
4.1 Doseringssystemet og dosering i hovedelv .....	46
4.2 Dosering i sidebekker.....	48
4.3 Vannkjemi og kloranalyser.....	49
4.3.1 Vannkjemi i hovedelva .....	49
4.3.2 Vannkjemi i sidebekker .....	50
4.4 Tablett dosering.....	51
4.5 Effektmåling ved bruk av smittet fisk .....	51

<b>5</b>	<b>Konklusjon .....</b>	<b>53</b>
<b>6</b>	<b>Referanser.....</b>	<b>54</b>
<b>7</b>	<b>Vedlegg.....</b>	<b>56</b>
	Vedlegg A. Resultater fra kjemiske tester .....	56
	Vedlegg B. Tester av ulike typer klortabletter i forkant av forsøksbehandlingen i Driva .....	58
	Vedlegg C. Vannprøvestasjoner .....	60
	Vedlegg D. Ytterligere vannprøver.....	60
	Vedlegg E. Fastfield-skjema.....	61

## Sammendrag

Kunnskap fra tidligere forsøk har vist at lave doser klor tilsatt som monokloramin er svært effektivt for å fjerne lakseparasitten *Gyrodactylus salaris* fra laks i løpet av få dager uten å ha synlige negative konsekvenser på fisken. Doseringsforsøket i elva Driva i Sunndalen i 2020 viste også at det er mulig å oppnå behandlingsrelevant klorkonsentrasjon i en naturlig elv over tid uten å observere negative effekter på fisken i elva. I august 2021 ble det gjennomført et oppskalert doseringsforsøk med kloramin i Driva. Forsøket ble gjennomført som en testdosering i hovedelva og i periferien (sidebekker) langs hele den lakseførende strekningen. Formålet var å teste den fulle og hele logistikken og å undersøke kjemisk effekt, samt effekten av en tilnærmet fullverdig behandling på parasitten. Det var utplassert fem doseringsstasjoner i hovedelva, en ved Driva kraftverk, en ved Grøa kraftverk og 27 doseringsstasjoner i sidebekker fordelt jevnt langs størstedelen av behandlingsstrekningen. I hovedelva var målsetningen for doseringen til enhver tid å ha behandlingsrelevant klorkonsentrasjon (minst 10-15 µg/klor per liter rett før neste påfriskdosering). I sideelvene var det ønsket å oppnå en kontinuerlig drift med 15 til 20 µg aktivt klor per liter vann før samtløp med en annen behandlet vannvei.

Kontrollpanelet som visualiserte operasjonelle data fra doseringsstasjonene i sanntid fungerte etter hensikten og hadde god brukervennlighet. Fastsettelsen av alarm- og stoppverdier ble skreddersydd for hvert enkelt anlegg og fungerte godt. Alarmer og automatisk stans ble i hovedsak utløst som følge av ustabile vannstrømverdier og ustabile pH-verdier i anleggene. Forekomsten av alarmer og doseringsstopp var lavere ved denne testdoseringen sammenlignet med forsøket i 2020. Dette viser at etableringen av luftfeller og tykkere tilførselsslanger fra kjemikalietankene var gode forbedringer av doseringsanleggene.

Vannet i Driva og sidevassdragene har vanligvis lav konsentrasjon av organisk materiale, nitrogen, jern og mangan, samt nær nøytral pH. Det gir gode forutsetninger for effektiv behandling med monokloramin. Under de tidligere forsøkene i Driva har det vært svært stabile vannføringsforhold i både hovedelv og periferi. Ved årets forsøk var det derimot flere perioder med kraftig nedbør, noe som førte til markant vannføringsøkning og store endringer i partikkelinnhold og vannkjemiske parametere på enkelte stasjoner. Klorforbruket i hovedelva og de største sidebekkene ble sjekket jevnlig, og tilsatt dose ble justert fortløpende for å ligge innenfor behandlingsrelevant konsentrasjon. Etter forsøksbehandlingen hadde alle målestasjoner i hovedelva oppnådd en samlet belastning på minimum 90 mikrogramdøgn, noe som erfaringsvis er tilstrekkelig for å utrydde parasitten under kontrollerte betingelser.

Det lot seg ikke gjøre å foreta målinger for klorkonsentrasjon på egnede steder for alle stasjoner i periferien. Årsaken var at ikke alle tilløp til sidebekkene ble behandlet. Det ble gjort jevnlig målinger ved 23 stasjoner. 14 av disse oppnådde en samlet behandlingseffekt på mer enn 90 mikrogramdøgn, mens de resterende ni stasjonene hadde en samlet behandlingseffekt under 90 mikrogramdøgn. For de ni stasjonene var det ulike grunner til lav behandlingseffekt; opphold i behandlingen på grunn av kraftig nedbør/vannføringsøkning og underdimensjonert doseringsutstyr i noen sidebekker. Dette må avbøtes i forbindelse med planlegging for senere behandlinger. For et par av stasjonene ble årsaken ikke funnet, og for disse må det derfor gjøres nærmere undersøkelser av vannets kjemiske sammensetning før et eventuelt fullskala behandlingstiltak settes i verk.

Ved åtte lokaliteter som hadde lav vannføring eller kun vannsig ble det gjennomført et forsøk med dosering ved hjelp av klortabletter. Det ble påvist klor i effektive konsentrasjoner ved seks av åtte

stasjoner. Tablettene ga tilstrekkelig klor over flere dager til tross for varierende vannføring. Ved de to stasjonene der det ikke ble påvist klor, ble klortablettene utsatt for relativt sterk strøm og hadde løst seg fullstendig opp ved inspeksjon. Det konkluderes med at utlegging av tilstrekkelig antall tabletter vil gi effektiv behandling over tid i stillestående og sakteflytende vann med vannføring opptil 5 l/s. Klorforbruket i slike vannforekomster vil imidlertid være høyt sammenlignet med dosering av klor som monokloramin, og varigheten av konsentrasjonen vil være kortere. Værforholdene, og hvor stabil vannføringen er, vil ha mye å si for hvor godt det er mulig å treffe med doseringen. Tablettmetodens presisjon må uansett betraktes som grov sammenliknet med kloramindosering fra ulike styrte anlegg.

Det ble også gjennomført effektkontroll ved bruk av smittede laksunger i kar langs elva. Denne kontrollen viste at behandlingen hadde god effekt på parasittene. I de fire karene hvor laksungene sto i klorbehandlet ellevann ble det totale antallet *G. salaris* redusert med 99,5% i løpet av de første syv dagene av behandlingen. På dag 10 av behandlingen var det ingen *G. salaris* på fisken i disse karene, mens antallet hadde økt med 2,88 ganger i kontrollkaret. Reduksjon av infeksjon i smittekarer korresponderte godt med de antatte forutsetningene om at 70 mikrogramdøgn har en svært god effekt mot parasitten, og at 90 mikrogramdøgn fjerner den helt.

Forsøket var totalt sett vellykket, og særlig vellykket gitt de værmessige forutsetningene forsøket ble gjennomført under. Dette gir grunn til å forvente at et fullskala tiltak med klormetoden i Driva vil være gjennomførbart og ha god sannsynlighet for å lykkes.



# 1 Introduksjon

Lakseparasitten *Gyrodactylus salaris* ble innført til Norge på 70-tallet og har pr. 2020 blitt påvist i 51 norske elver (Hansen mfl. 2021a). Parasitten er ansett som en stor trussel mot norsk villaks, og myndighetene har som mål å utrydde den fra alle områder hvor den er etablert (Anon 2014). Det brukes derfor store ressurser på bekjempelse av parasitten, og per desember 2020 er 39 vassdrag friskmeldt, fire vassdrag er ferdig behandlet, men fortsatt ikke friskmeldt og åtte vassdrag fordelt på to regioner er fortsatt infiserte (Hansen mfl. 2021b). Nåværende smittestatus, i tillegg til faren for fremtidige nye innføringer fra smittede regioner og/eller infiserte vassdrag i våre naboland, tilsier at vedlikehold og utvikling av metoder for bekjempelse fortsatt er viktig.

Laboratorieforsøk ved Veterinærinstituttet (VI) i Oslo har vist at hypokloritt tilsatt i svært lave konsentrasjoner til vannet kan fjerne *G. salaris* fra laksunger i løpet av 2-6 dager uten å ha synlige negative effekter på fisken (Hagen mfl. 2014). De siste årene er det gjort en rekke forsøk med formål å utvikle klor som behandlingsmetode mot *G. salaris* i elver. Gjennom disse forsøkene er det blant annet funnet at klorforbindelser tilsatt som monokloramin har en mer langvarig effekt i elva mot parasitten enn om det blir tilsatt som hypokloritt (Hagen mfl. 2018). God varighet av effekten mot parasitten nedover vassdraget er en viktig egenskap for kjemikalier brukt ved fullskala behandling i vassdrag. Den mer langvarige effekten av monokloramin mot patogene bakterier er også kjent fra drikkevannsbehandling, hvor noen vannverk bruker kloraminering for at klor skal holde seg på aktiv form mens vannet spres på distribusjonsnettet.

Tidligere forsøk i Glitra (Hagen mfl. 2018) og i Driva (Hagen mfl. 2021b) har vist at monokloramin kan ha god behandlende effekt mot *G. salaris* når kjemikallet tilsettes og transporteres med vannmassene i et naturlig vassdrag, samt at metoden med hell kan oppskaleres. Doseringsforsøket som ble gjennomført i Driva høsten 2020, hvor det ble dosert fra flere doseringspunkter og i tilløpende sidebekker, var også vellykket og resultatene viste at metoden var klar for å tas i bruk i en fullskala testdosering (Hagen mfl. 2021a).

Under en behandling mot *G. salaris*, uansett valg av kjemikalie, vil det være avgjørende at alle potensielle bærere av parasitten eksponeres for virksomme konsentrasjoner av kjemikallet over en tilstrekkelig lang periode til at parasittene dør. I praksis innebærer dette at alle vannforekomster opp til vandringshinder for anadrom fisk må behandles. En klorbehandling er i utgangspunktet tenkt å følge de samme grunnleggende prinsippene som ble lagt til grunn ved behandling med surt aluminium, se for eksempel Hindar mfl. (2015). Dette innebærer at hovedelva behandles med en kloraminløsning fra en doseringsstasjon ved øverste vandringshinder for anadrom fisk, og at påfriskstasjoner nedover elva sørger for å opprettholde ønsket klorkonsentrasjon helt til utløpet. Tilløpselver, sidebekker og øvrige tilløp med rennende vann behandles etter samme prinsipp med nedskalerte doseringsstasjoner. Kloramin er ikke hensiktsmessig å bruke i vannforekomster med svært lav eller ingen vanngjennomstrømming (for eksempel dammer eller delvis tørre/sakterennende bekkeløp) på grunn av tidkrevende logistikk for dosering og innblanding. Slike forekomster behandles derfor med CFT-legumin (rotenon).

For alle elver og bekker som behandles med kloramin blir det definert en målkonsentrasjon som skal sikre at alt vann har ønsket klorkonsentrasjon under behandling. Målkonsentrasjonen defineres individuelt for de ulike doseringspunktene i elva. I hovedelva fungerer vannprøver fra punkter like oppstrøms påfriskstasjoner som kontrollpunkt for om vannet på elvestrekningen ned til påfriskstasjonen ligger innenfor målkonsentrasjonen for klor.

Som ledd i arbeidet med å bekjempe lakseparasitten *Gyrodactylus salaris* i Driva er det konstruert en fiskesperre 23 km fra elvemunningen. Hovedformålet med sperra er å avgrense utbredelsesområdet for parasitten og slik sett avgrense området hvor det er behov for kjemisk behandling. I henhold til planen skal kjemisk behandling gjennomføres i 2022 og 2023. Over en periode har det vært gjennomført utstrakt uttesting for å utvikle en bekjempelsesmetode basert på kloramin som hovedkjemikalium. De to siste årene har dette arbeidet foregått i Driva med tanke på om mulig å benytte denne metoden her. Den første fullskala testbehandlingen for metoden ble gjennomført i Driva i august 2021.

Målsettingen for den fullskala testbehandlingen var:

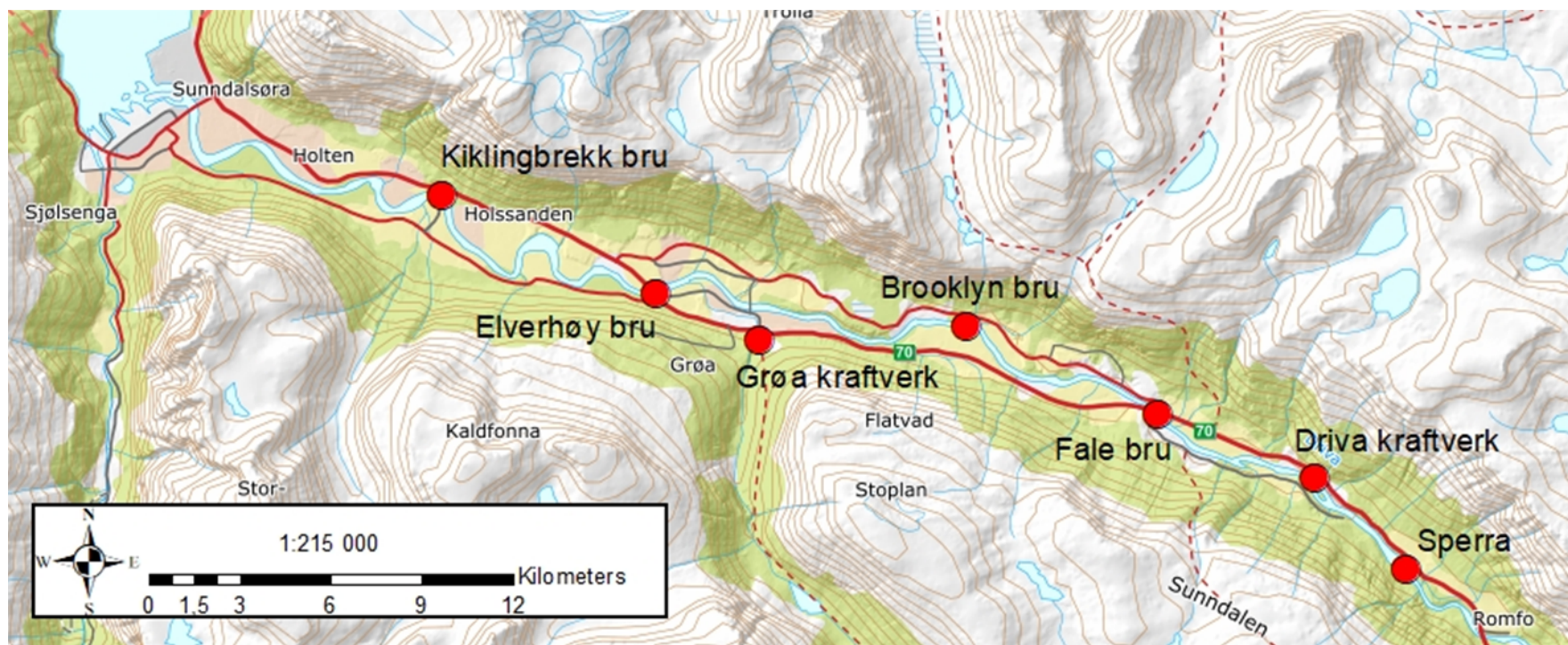
*«Å gjennomføre en generalprøve for behandling med klor som hovedkjemikalium i Driva. Generalprøven gjennomføres som en testdosering i hovedelva og i periferi langs hele den lakseførende strekningen i Driva høsten 2021. Det er et mål å gjennomføre en testdosering som i omfang skal ligge så nær opp til en fullverdig behandling som mulig. Formålet er å teste den totale logistikken og å undersøke kjemiske og biologiske effekter av en tilnærmet fullverdig behandling»*

## 2 Metode

Gjennom det treårige prosjektet som ble avsluttet i 2020 ble metoden utviklet på flere plan. Fremstillingen (blandingen) av kloramin har blitt optimalisert, fra å gjennomføres forenklet med blanding i bøtter i Glitra og Batnfjordelva i 2017/2018 (se Hagen mfl. 2018, 2019b), til å fremstilles prosesskjemisk ved bruk av et mer avansert blandeanlegg i Driva i 2019/2020 (Hagen mfl. 2021b, 2021a). Formålet har vært å lage driftssikre doseringsanlegg som kan brukes også i større elver slik som Driva og Drammenselva. I 2020 ble derfor blandeanleggene videreutviklet med blant annet bedre doseringspumper for mer stabil drift. Driva ble valgt som forsøkslokalitet fordi den er en av to store lakseelver som fortsatt har *G. salaris*, og tidligere titreringsforsøk (Hagen mfl. 2021b) har vist at vannkjemien i denne elva er godt egnet for klormetoden. Det ble gjennomført forsøk i Driva i 2019 (Hagen mfl. 2021b). Driva egnet seg også godt som forsøkselv på grunn av hensiktsmessig størrelse og vannføring. Med erfaringene fra 2020, hvor forsøksområdet var definert som de første fem kilometerne nedstrøms fiskesperra, ble årets forsøk et storskala logistikkprosjekt hvor formålet var å skalere opp behandlingsområdet til å omfatte hele hovedelva og en rekke sidebekker. Forsøket ble ansett som en fullskala testbehandling før en eventuell utryddelsesaksjon med klor som hovedkjemikalium mot *G. salaris*. Det ble kun benyttet klor som behandlingskjemikalium under testbehandlingen i 2021. Avsnørte dammer og sig hvor innblanding av klor ikke lar seg gjøre på en hensiktsmessig måte, ble i 2021 ikke behandlet med noe kjemikalium. Under en utryddelsesbehandling ville slike lokaliteter blitt behandlet med CFT-legumin og/eller klortabletter.

### 2.1 Forsøkslokaliteten

Forsøksområdet i Driva omfattet hele hovedelva fra fiskesperra og ned til elveutløpet i Sunndalsøra sentrum, en elvestrekning på cirka 23 km, samt en rekke sidebekker i periferien. Utløpsvannet ved Driva kraftverk og Grøa kraftverk ble også behandlet med kloramin. I hovedelva ble det dosert klor fra hoveddoseringsanlegget på fiskesperra samt ved følgende fire påfriskstasjoner spredt nedover i vassdraget; Fale bru, Brooklyn bru, Elverhøy bru og Kiklingbrekkbrua. Alle de nevnte påfriskstasjonene i hovedelva ble montert ved brooverganger og dosert til elva i to punkter.

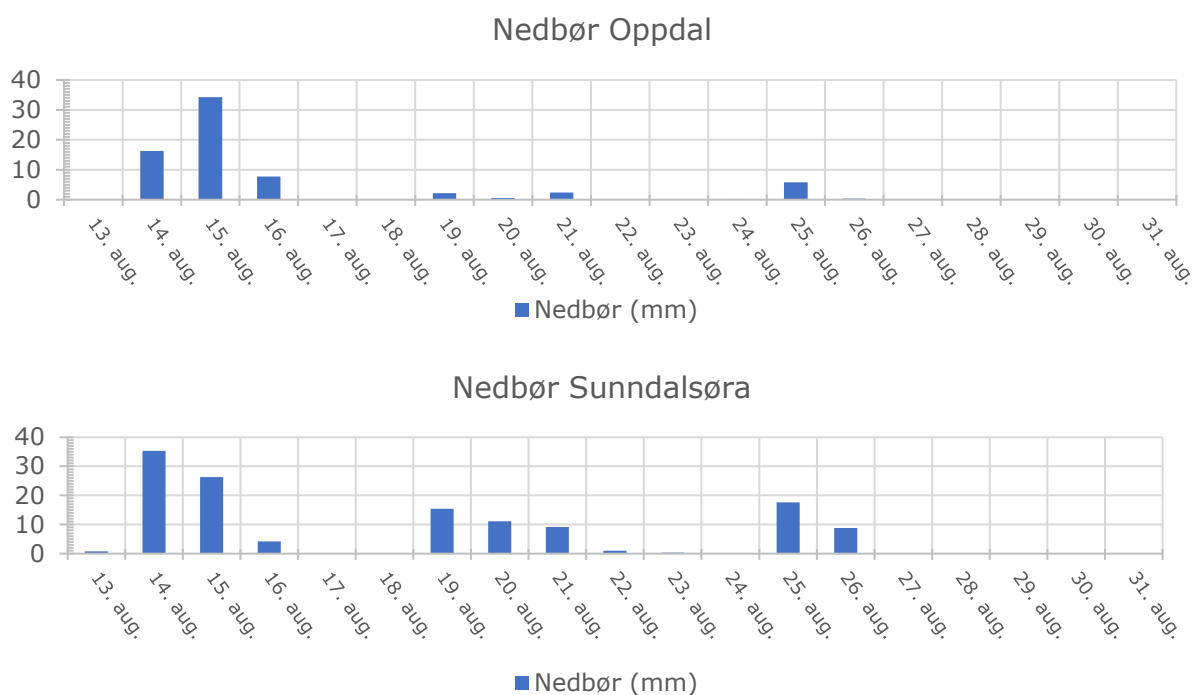


Figur 1. Forsøksområdet i Driva. Alle røde sirkler representerer lokasjoner med doseringsanlegg tilknyttet hovedelva eller kraftverk

## 2.2 Værmessige forhold og vannføring under forsøket

Værforholdene har stor betydning for gjennomføringen av en kjemisk behandling i et vassdrag. Ved høy vannføring øker transporthastigheten av det behandlede vannet. Dette er i utgangspunktet positivt hvis nedbrytningshastigheten av klor er fast, siden konsentrasjonen da vil holde seg tilstrekkelig høy lenger nedover vassdraget. Ved partikkelrikt (turbid) vann og endring av vannkjemiske karakteristika i vannet som følge av nedbør vil imidlertid det momentane klortapet ved doseringen kunne bli større og klornedbrytningen skje raskere. Mye nedbør resulterer også i at en rekke sidebekker som har ligget tørre eller har svært liten vannføring får flomstor vannføring i løpet av noen timer. Dette øker sannsynligheten for at ubehandlet vann kommer inn i hovedelva og fortynner klorkonsentrasjonen der. Mye nedbør i myrområder som drenerer til hovedelva kan føre til økning av humusstoffer i vannet og redusert pH. Både humusstoffer og lav pH øker nedbrytningen av de aktive klorforbindelsene som har effekt mot parasitten. Basert på tidligere kjemiske behandlinger med aluminium i Lærdalselva (Hindar mfl. 2015) og forsøk med klor i Driva er vår erfaring at det er gunstig med tilstrekkelig høy vannføring til at pytter og dammer langs elvekanten er oversvømt. Dette reduserer antall refugier der fisk kan oppholde seg under behandlingen, samtidig som det gir høy vannhastighet som sikrer god og stabil konsentrasjon av klor nedover elva. I sidebekkene er det en fordel med stabil og tilstrekkelig høy vannføring slik at klorkonsentrasjonen holder seg høy nok helt til vannet renner inn i hovedelva. Men likevel ikke så høy vannføring at kjemikalieforbruket blir for stort

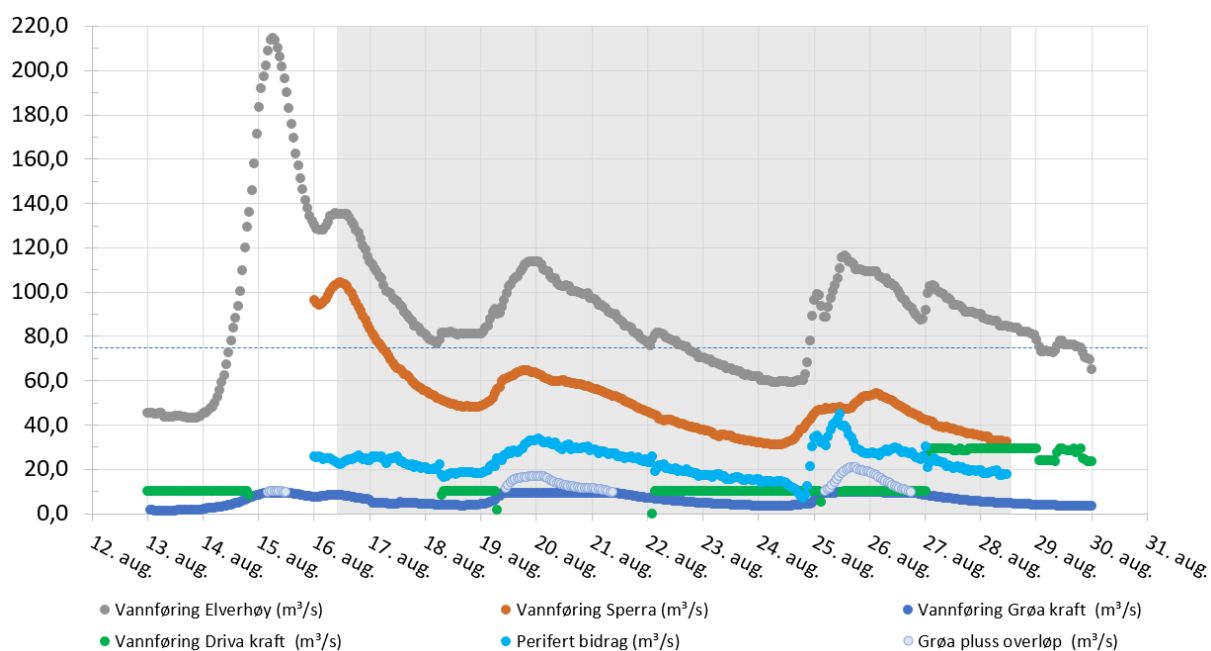
Under forsøket i 2021 kom det tre store nedbørsperioder (Figur 2) som resulterte i høy vannføring, turbid vann og dermed store endringer i både sidebekkene og hovedelva. For nedbørsperioden 13-14. august ble det utstedt gult farevarsel for styrtregn og jordskred i Sunndal ([Varsom.no](http://Varsom.no), lest: 13.08.2021). For de to påfølgende nedbørsperiodene var det ikke utstedt farevarsel, selv om disse hendelsene medførte kraftigere regn lokalt og flere mindre jord- og steinskred.



Figur 2 - Nedbør i millimeter målt gjennom forsøksperioden ved Oppdal (øverst) og Sunndalsøra (data fra met.no).

Det kom svært mye nedbør rett før doseringsstart både på Sunndalsøra og Oppdal (Figur 2). Dette var et utbredt værsystem som dekket hele landsdelen og ga mye nedbør i hele nedbørsfeltet til Driva. Nedbøren som kom i perioden 19-21 august kom fra nord-vest og traff ikke Oppdal i like stor grad som Sunndalsøra. Dette resulterte i at vannføringen kun økte kraftig i nedre deler av elva og sidebekkene. Det samme gjaldt for perioden 25-26 august. Det ble målt 43,5 mm i egen regnmåler på fiskesperra den 25 august, mens det i Sunndalsøra og Oppdal ble registrert henholdsvis 17,6 mm og 5,8 mm. Denne ene dagen illustrerer hvor store variasjoner det kan være oppover dalføret. Nedbøren som kom 25-26 august medførte store turbiditetsvariasjoner i hovedelva, samt store vannføringsemdringer i sidebekkene. Enkelte bekker flommet over, mens andre ble påvirket i liten grad.

Tidligere år (Hagen mfl. 2021ab) har vannføringen vært lav og relativt stabil i både hovedelv og sidebekker. Slike forhold skaper en god forutsigbarhet og stabilitet i klordoseringen. Årets forsøk gav mer utfordrende forutsetninger på grunn av ustabile vannføringsforhold (Figur 3). I tillegg til at vannføringen i hovedelva varierte mye gjennom forsøksperioden, var det en enda større variasjon i vannføring i sidebekkene. Tørre bekke drag ble til store sidebekker, og vannet ble stedvis svært turbid etter mindre ras og masseforflytninger. Driva kraftverk hadde også behov for å justere produksjonen i større grad enn tidligere år som følge av konsesjonsrelaterte vannføringskrav, og produksjonen fra kraftverket ble derfor stoppet og startet noen ganger gjennom forsøket.



Figur 3. Vannføring ved målestasjonene i Driva, målt i kubikkmeter per sekund. Elverhøy bru (NVE, 109.42.0) er NVE sine målestasjon, mens vannføringen ved sperra er målt med prosjektets egen ultralydsensor. Vannføringen ved Grøa kraftverk/overløp og Driva kraftverk er rapporterte produksjonsdata derfra. Perifert bidrag (fra sidebekker) er beregnet fra de andre dataene.

Vannføringen ut fra kraftverkstunnelen kan potensielt variere mellom 0-33 m<sup>3</sup>/sek. Vannføringen ved sperra ble målt ved omregning fra vannstand målt med en ultralydmåler rett oppstrøms sperrekonstruksjonen (se kap. 2.3.3). For kraftverkene Driva og Grøa ble vannføringsdata overlevert fra deres systemer. Vannføring fra NVE sine målestasjoner Elverhøy og Grensehølen ble hentet fra

NVE sin hydrologiske portal Sildre (<https://sildre.nve.no/>). Samlet vannføring i periferi mellom fiskesperra og Elverhøy ble beregnet ved å subtrahere vannføringsdata fra Elverhøy med vannføringsdata fra fiskesperra og kraftverkene.

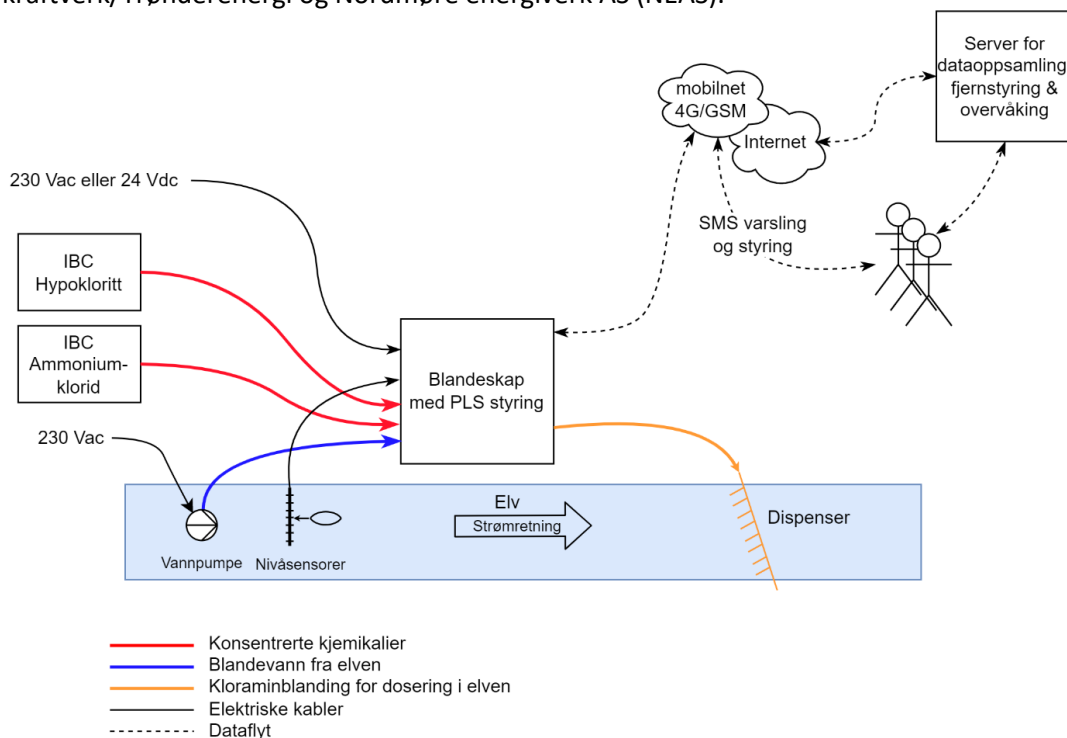
Vannføringsstasjonen Elverhøy ligger om lag 10 km nedstrøms fiskesperra. Vannføringen fra Driva og Grøa kraftverk (inkludert Grøa overløp) er oppgitt som timesverdier. Driva Kraftverk hadde i perioden behandlingen foregikk en konsesjonsbelagt plikt til å produsere en minstevannføring på 10 m<sup>3</sup>/s ved kraftverket. Denne plikten var ikke lenger gjeldende når vannføringen ved Elverhøy oversteg 75 m<sup>3</sup>/s (personlig meddelelse Harald Holm, Trønderenergi). På grunn av lav fyllingsgrad i magasinene ble derfor produksjonen stanset ved vannføringer høyere enn denne grenseverdien ved Elverhøy. Dette vises i Figur 3.

Grøa kraftverk har en maksimal slukekapasitet på cirka 10 m<sup>3</sup>/sek. Når vannføringen ut fra Dalavatnet i Grøa overstiger dette renner resterende vann i overløp ved inntaksdammen. Overskuddsvannet renner da i det opprinnelige elveløpet helt ned til det går i samløp med kraftverksutløpet fra Grøa kraftstasjon.

## 2.3 Behandling i hovedelva

Fra 2020 til 2021 ble forsøksstrekningen økt betydelig. Nederste doseringsanlegg i 2020 var 2,2 km nedstrøms fiskesperra, mens i 2021 var nederste doseringsanlegg ved Kiklingbrekkbrua, cirka 18 kilometer nedenfor fiskesperra. I tillegg til å gjenbruke de tre doseringsskapene som ble bygget til testdoseringen i 2020 ble det derfor produsert fem nye skap med innbygget styreskap for automatisert blanding og dosering av kloramin, slik at det var mulig å distribuere kloramin til hele elvestrekningen. Anleggene ble laget og funksjonstestet ved NIVA i Oslo før forsøket. De nye skapene ble utviklet på samme måte som den tidligere modellen, men med noen oppgraderinger beskrevet i dette kapitlet. Før forsøksstart ble skapene plassert ved alle de etablerte doseringspunktene i hovedelva (Figur 1).

Hoveddoseringsstasjonen ved fiskesperra regulerte tilsetningen av kjemikalier automatisk basert på vannføringen over sperrekanten. En prinsippskisse over doseringssystemet er vist i Figur 4. Vannføringen ble overvåket kontinuerlig ved hjelp av en ultralydsensor som var montert på oversiden av fiskesperra (se kap. 2.3.3). Alle påfriskstasjonene i hovedelva ble dosejustert manuelt via en nettbasert portal eller på selve lokaliteten ved å bruke betjeningspanelet på doseringsskapet. Dosejusteringene på disse anleggene ble nøye vurdert ut ifra flere variabler; dagens målte klorkonsentrasjon oppstrøms den aktuelle påfriskstasjonen, vannføringsdata fra måleren på sperra, fra Driva kraftverk, Grøa kraftverk og målestasjonen til NVE ved Elverhøy bru, trender i vannføringsendring, klorforbruket i vannet ved den aktuelle stasjonen samt værvarsel. Disse vurderingene ble gjort før en eventuell justering for å unngå overdosering eller underdosering på elvestrekningen. En automatisert styring ville også være mulig på disse lokalitetene, men denne ville etter dagens design kun tatt høyde for vannføringsendring i hovedelva. Det ville i tillegg vært behov for justering basert på målte klorkonsentrasjoner. Ved både Driva kraftverk og Grøa kraftverk ble doseringen styrt manuelt, men basert på innrapporterte produksjonstall fra Driva kraftverk/Trønderenergi og Nordmøre energiverk AS (NEAS).



Figur 4. Prinsippskisse for rigget doseringsanlegg Illustrasjon: Peter Stig Hansen/NIVA



### 2.3.1 Prinsippskisse og blanding av kjemikalier

Doseringskapene som ble brukt i 2021 var modifisert og forbedret sammenlignet med tidligere versjoner. Figur 5 viser illustrasjon og forklaringer av et doseringskap med dets komponenter.



- |   |  |
|---|--|
| 1. Lufferør for kjemikalier   | 10. Brønn for pH-sensor  |
| 2. Ammoniumklorid inn i skap  | 11. Bypass ventil for pH-sensor  |
| 3. Hypokloritt inn i skap   | 12. Bypass ventil for pH-sensor  |
| 4. Kontrollpanel for start/stop system modus (man/auto) etc. samt lokalt display for pumpehastigheter | 13. Tappeventil for prøvetaking av blandevann og utlufting ved tømning av systemet |
| 5. pH-transmitter med lokalt display  | 14. Tappeventil for prøvetaking av blandevann og utlufting ved tømning av systemet |
| 6. Peristaltisk pumpe for dosering av ammoniumklorid  | 15. Tilbakeslagsventil   |
| 7. Peristaltisk pumpe for dosering av hypokloritt   | 16. Vannstrøm-måler  |
| 8. Blanderør for ammoniumklorid   | 17. Vann inn i skap  |
| 9. Blanderør for hypokloritt  | 18. Ferdig blandet doseringsløsning ut   |

Figur 5. Doseringsskap. Foto: Anders Gjørwad Hagen/NIVA

### 2.3.2 Forbedringer av anleggene

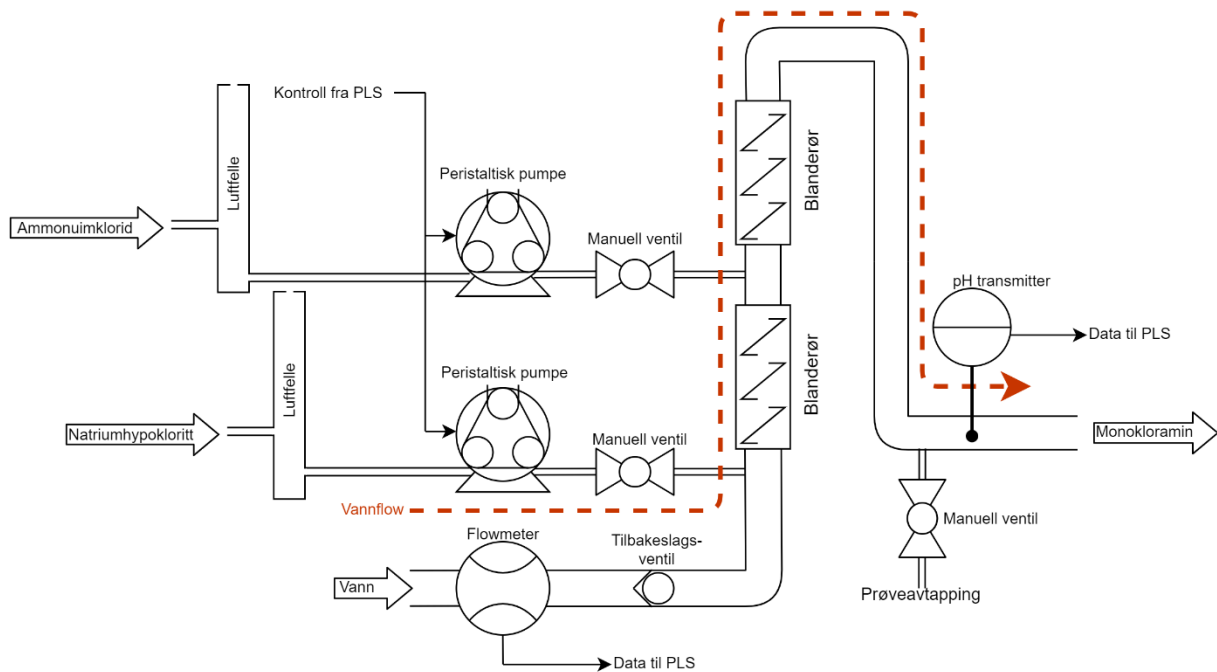
Forbedringene på de nye doseringsskapene var basert på erfaringer fra 2020.

Under forsøket i 2020 oppstod det gjentatte ganger gasslommer i tilførselslangene mellom kjemikaliebeholdene (IBC) og doseringsskapet som medførte ujevn dosering og ustabile pH-verdier. De nye doseringsskapene ble derfor utstyrt med luftfeller (Figur 5 #1 og skjematisk på Figur 6) som ble montert rett før der kjemikaliene ble trukket inn i de peristaltiske pumpene (#6 & #7). I tillegg ble

dimensjonen på tilførselsslengene fra IBC-ene økt fra 16 mm til 25 mm (indre diameter) for å sikre tilstrekkelig fremføring mellom IBC og doseringsskapet. Utover å fjerne luft i kjemikaliene, dempet også luftfellene trykkdynamikken som kan oppstå i slangene mellom IBC-ene og pumpene, og som skaper ujevnt pumpevolum.

Det opprinnelige designet for doseringsanleggene var basert på adskilte enheter for henholdsvis elektronisk styring og blanding av kjemikaliene. Dette ga unødvendige utfordringer og merarbeid i forbindelse med flytting og opprigging av anleggene. Det ble derfor besluttet å bygge styre- og blandeenheten i ett skap for å avhjelpe dette.

Doseringsanleggene ble i hovedsak styrt fra feltkontoret ved oppkobling fra PC over 4G-nettet. Noen ganger har det imidlertid vært nødvendig å gjøre justeringer av dose på stedet eller skru anlegget av eller på. For å gjøre dette på en enklere og mer fleksibel måte, ble det valgt å bygge inn et touchdisplay (#4 Figur 5) for lettere betjening av anlegget.



Figur 6. Sjematisk fremstilling av blandeprosessen. Illustrasjon: Peter Stig Hansen/NIVA

### 2.3.3 Måling av vannføring i elva

Vannføring kan beregnes fra målt vannstand på et sted hvor sammenhengen mellom vannføring og vannstand er kjent. Slike beregninger forelå etter konstruksjon av fiskesperra i 2017 og har blitt brukt til å estimere vannføringen ved doseringspunktet på fiskesperra. Sammenhengen mellom vannstand og vannføring ble konfigurert og beregnet i en programmerbar logisk enhet (PLS). Dersom det ikke er mulig å benytte vannstandsmålinger, kan doseringen styres manuelt og løpende etter kjent eller estimert vannføring.

I dette forsøket ble en ny vannstandsmåler basert på ultralyd (Maxbotix MB7389-100) benyttet. Sensoren ble plassert i passende avstand over vannivået hvor den målte avstanden til vannoverflaten, ved hjelp av offset i PLS'en omregnes til korrekt vannivå. Denne sensoren har en oppløsning på 1 mm, mot 1 cm for de tidligere anvendte målestavene. Ultralydsensoren hadde et måleområde på 0,3-5 m mot 0-1 m for de eldre målestavene brukt i Driva. Sensoren er i tillegg enklere å plassere siden den monteres over vannoverflaten.

### 2.3.4 Online overvåking og datalogging

Alle doseringssystemene i hovedelva var konstant online via 4G-modem for kontinuerlig overvåking og dataoppsamling, samt for å kunne styre doseringen uten fysisk tilstedeværelse (se Figur 4). PLS'en måler data (pH, vannstrøm, vannstand/vannføring) som sendes via internett til en server hvor de kan presenteres visuelt for operasjonell kontroll. Ulike parametere slik som ønsket dosering, alarmnivåer og vannføring kan justeres online under drift. I tillegg ble loggførte data i etterkant benyttet for oppfølging og dokumentasjon.

### 2.3.5 Automatisk og manuell dosering

Doseringsanleggene ble styrt på to ulike måter, i automatisk eller manuell modus. Ved fiskesperra ble doseringsanlegget styrt i automatisk modus basert på vannføring, og alle påfriskanleggene og anleggene i kraftverkene ble styrt med manuell modus.

#### **Automatisk modus**

Den matematiske sammenhengen mellom vannstand og vannføring ble konfigurert til PLS i doseringsskapet. Dette ble brukt til å automatisk beregne og styre dosering basert på input fra en vannstandssensor. Systemet er også forberedt for integrasjon mot andre systemer som kan angi en vannstand eller vannføring. Dette er blant annet tenkt benyttet når det skal doseres i vannføring som kommer fra kraftverk. I et slik oppsett vil det være mulig å kople systemet direkte opp mot kraftverkets styringsanlegg og styre doseringen basert på turbinvannføring. Et slik oppsett vil også automatisk forholde seg til eventuelle episoder med start/stopp i kraftverket.

#### **Manuell modus**

Doseringsystemet kan også settes i manuell modus dersom det ikke er mulig å måle vannføring, eller i vannforekomster som har meget stabil vannføring. Dette kan for eksempel være utløp fra kraftverk, der vannføring holdes til et fast nivå avtalt med regulanten. Manuell modus ble også benyttet ved påfriskstasjonene i vassdraget.

### 2.3.6 Overvåking av operasjonelle grenseverdier.

Vannstrøm, pH og pumperotasjonshastighetene ble overvåket kontinuerlig. Hvis noen av disse parametere kom utenfor fastsatte grenser, ble det sendt en alarm til den sentrale overvåkingen og via SMS til en vakttelefon. Ved vedvarende eller store avvik stoppet systemet doseringen

umiddelbart og sendte alarm (SMS) om stopp. Denne overvåkingen foregikk lokalt i PLS'en og systemet kunne derfor stoppe doseringen selv om nettverksforbindelsen ikke var tilgjengelig. Alarmer ville i slike tilfeller ikke nå frem til telefon.

## 2.4 Behandling i sidebekker

### 2.4.1 Dosering i sidebekker

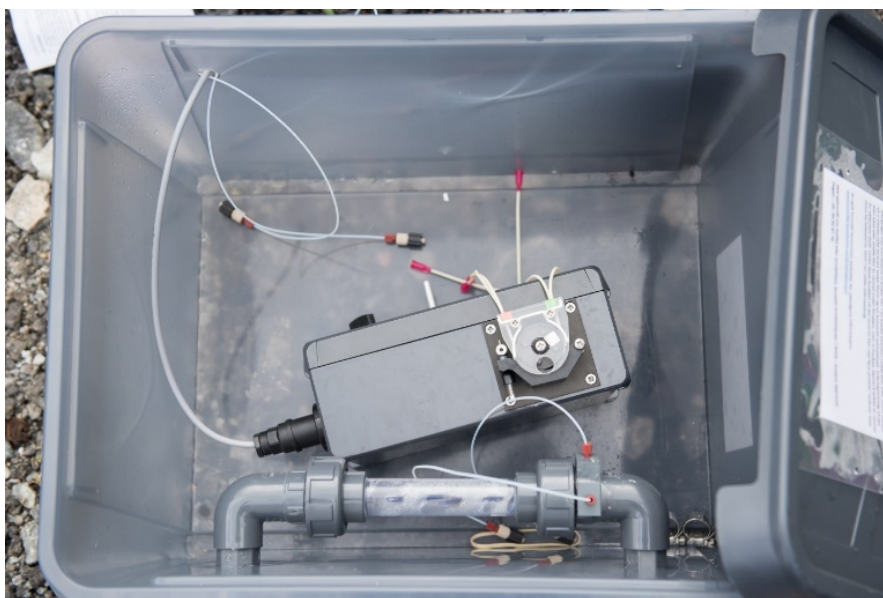
For å sikre tilstrekkelig klorkonsentrasjon i alle vannveier, var det nødvendig med portable små doseringsanlegg i sidebekker som skulle behandles. Siden tiltaket var ansett som en testbehandling, ble denne typen doseringsanlegg kun utprøvd i et utvalg av sidebekkene langs Driva i 2021. Til doseringssystemet for hovedelva ble vann for innblanding av kjemikalier pumpet opp fra elva (se avsnitt 2.4), mens til de små doseringsanleggene i sidebekkene ble det benyttet vann på fall og/eller hevert fra bekken (se Figur 7 og Figur 8). Vannet ble ledet gjennom hageslanger med en påmontert rist i sugeenden. Hypokloritt og ammoniumkloridløsning ble dosert inn i blandestaven ved hjelp av en tokanals slangepumpe (Watson marlow 400FDC/DM2 OEM-pumpe med 400SCB/534 Speed Control board) for dannelse av kloramin der, og den ferdig blandede kjemikalieløsningen ble i sin tur ledet ut i bekken sammen med blandevannet. Doseringspumpen ble drevet av to 12V batterier (65 Ah LiFePO<sub>4</sub>, Gylling Teknisk AS, og 60 Ah LiFePO<sub>4</sub>, Alternativ energi AS) koblet i serie.

Prinsippet for doseringsanleggene i sidebekker var å behandle en strekning fra ovenfor vandringshinder og ned til samløp med en annen klorbehandlet vannvei. På denne måten ville alt vann hvor det kan oppholde seg anadrom fisk behandles. Under testbehandlingen ble plassering av doseringsanleggene forsøkt gjort så nært opp til det som vil være plasseringen i en reell behandling. Enkelte unntak ble imidlertid gjort der det var mulig å skaffe innblandingsvann på fall eller hevert.

Under testbehandlingen ble det igangsatt behandling på totalt 28 punkter. Målsettingen for behandlingen var å oppnå en kontinuerlig drift med 15 til 20 µg aktivt klor per liter vann i alle vannveier fra disse punktene. For å sikre og dokumentere god behandling ble det gjort daglige analyser av vannprøver fra prøvepunkter før samløp med en annen behandlet vannvei. Til dette formålet ble vannet analysert ved hjelp av komparator (se avsnitt 2.5.4). Ved avvik i forhold til målkonsentrasjon ble det gjort manuell justering av den aktuelle pumpen før ny analyse ble gjennomført. I tillegg til analyse av vannprøve ble det samtidig gjort rutinemessig kontroll av hver enkelt doseringsstasjon med tanke på generelle forhold som kunne påvirke sikkerhet for miljø, sikkerhet for publikum og øvrige driftsforhold.

Av de opprinnelige 28 stasjonene ble én omdisponert til å utføre spesifikke forsøk for å undersøke tap av klor i vannet ved filtrering gjennom substrat (stasjon 30, Reinåa – se nærmere beskrivelse i avsnitt 3.2). Ved normal vannføring for årstiden vil alt vannet i Reinåa renne gjennom bunns substrat over en lengre strekning. Flere regnskyll i løpet av behandlingsperioden (se beskrivelse under avsnitt 3.2) medførte imidlertid at kun et meget begrenset forsøk kunne gjennomføres mot slutten av perioden.

Jobben med løpende ettersyn og justeringer av stasjonene ble fordelt på fire lag á to personer. Hvert lag ble tildelt et utvalg av stasjoner som lå geografisk nær hverandre. Lagene skulle sikre ettersyn og eventuell feilsøking eller feilretting for sine stasjoner. Underveis i behandlingsperioden ble det forsøkt forskjellige varianter av lagsammensetning og omfang av oppgaver.



Figur 7. To-kanals slangepumpe og blandestav i beskyttelseskasse. Foto: Anders Gjørwad Hagen/NIVA.



Figur 8. Doseringsoppsett for sidebekker med kjemikalier (blå kanner), strømtilførsel via batteri, samt pumpekasse. Foto: Marit Måsøy Amundsen/Veterinærinstituttet.

## 2.4.2 Test av tablett dosering

I løpet av forsøksbehandlingen ble det testet bruk av klortabletter for forskjellige formål:

- 1) I ubehandlet sig med kort løp til hovedelv.
- 2) I ubehandlet sig med kort løp til sidebekk.
- 3) I oppkommer.
- 4) Tablett dosering øverst og dosering fra periferianlegg lenger ned.
- 5) Dosering fra periferianlegg øverst og tablett som påfrisk.

Utfordrende værforhold gjorde imidlertid at kun tema 1-3 ble testet.

Det ble gjennomført enkle tester med ulike typer tabletter i forkant av forsøksbehandlingen i Driva (se 0). Basert på disse testene ble det valgt å gå videre med 20 grams tabletter av merket «Swim&Fun klor week tab». De inneholdt ifølge varedeklarasjonen >95% triklorisocyanursyre og <5% borsyre. Tablettene er designet for å løse seg opp i løpet av ca. syv dager under «bassengforhold». Dette er i tråd med resultatene fra testen i forkant (0). Tre tabletter tilsatt i en bekk med jevn vannføring på 1 l/s tilsvarer en dose på i gjennomsnitt 90 µg aktivt klor per liter vann i én uke. I realiteten vil dosen variere noe med hvor sterk strøm tablett blir utsatt for (høy vannstrøm => raskere oppløsning) og overflaten på tablett (dosen blir lavere når overflaten av tablett blir mindre). Temperatur må også antas å spille en rolle, men dette ble ikke testet.

De innledende forsøkene viste at triklorisocyanursyre var nesten like reaktivt som hypokloritt og ble målt som fritt klor. Kaliumjodid var derfor ikke nødvendig for å katalysere reaksjonen mellom klor og N,N-dietyl-p-fenylendiaminsulfat (DPD), slik det er ved analyse av kloraminkonsentrasjonen i vann (0). Det var derfor forventet at klor dosert som triklorisocyanursyre ville bli gjenstand for et betydelig høyere klorforbruk enn klor dosert som monokloramin. Det ble gjennomført titreringer på feltlaben med hypokloritt for å beregne omtrent hvor mange tabletter som måtte til for å kunne påvise aktivt klor ved de utvalgte testpunktene. Klortabletter ble utplassert i en eller flere vibertbokser<sup>1</sup> som så ble sikret med flaggline (Figur 9). Klortabletter ble lagt ut ved i alt åtte punkter som ble fulgt opp jevnlig med inspeksjon og klormåling gjennom én uke fra 21. august. Vannføringen ved testpunktet ble estimert (skjønnsmessig) i forbindelse med utplassering og oppfølging. Vannprøver ble tatt nedstrøms, etter samme prinsipper som den øvrige overvåkingen, og analysert med komparator (se kap. 2.5.4).



Figur 9. Vibertboks med klortabletter (høyre) og utplassering i bekk (venstre). Foto: Øyvind Garmo/NIVA.

<sup>1</sup> Egentlig beregnet på utsetting av rogn.

## 2.5 Bestemmelse av klorkonsentrasjon i felt

### 2.5.1 Vannprøver fra hovedelva

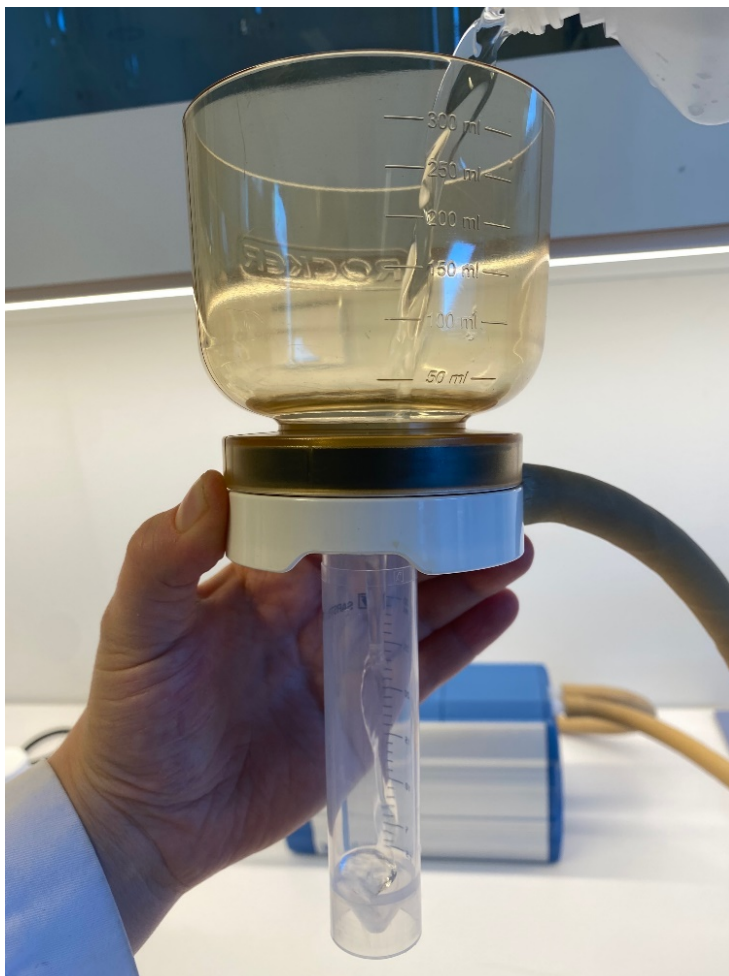
Vannprøver fra hovedelva ble hentet inn hver morgen av representanter fra Sunndal Jeger og Fiskeforening og Molde Jeger og Fiskeforening. Prøvene fra totalt 19 lokasjoner (0) ble levert til feltlaboratoriet for kloranalyser. Ved hvert doseringspunkt i hovedelva ble det lagt et prøvepunkt umiddelbart oppstrøms dette for å overvåke behandlingseffekten fra forrige doseringspunkt. I tillegg ble det for hvert doseringspunkt lagt et prøvepunkt nedstrøms på et egnet sted innenfor en avstand på 400 m. Formålet med dette punktet var å overvåke den initielle klorkonsentrasjonen i elva som resultat av tilsetningen ved doseringspunktet, såkalt dosesjekk. Rett nedstrøms den øverste doseringsstasjonen i hovedelva (fiskesperra) ble det anlagt to prøvestasjoner for dosesjekk, en på hver side av elva. I tillegg ble det etablert en referanseprøvestasjon oppstrøms behandlet strekning. Videre ble det også etablert prøvestasjoner for å overvåke doseringen fra Driva kraftverk, Grøa kraftverk og sidebekkene Somrungen og Hareima.

### 2.5.2 Kloranalyser på feltlaboratoriet

I feltlaboratoriet ble vannprøvene ved hjelp av en vakuumpumpe filtrert til tre sentrifugerør gjennom et membranfilter med porestørrelse 0,45 µm (Figur 10). Filtratet (25 ml) ble tilsatt 0,15 ml fosfatbuffer og deretter ristet før 0,15 ml av en fargereagens basert på N,N-dietyl-p-fenylendiaminsulfat (DPD) ble tilsatt. Til slutt ble alle prøvene tilsatt én dråpe med mettet kaliumjodidløsning og ristet. Prøvene stod deretter 60 minutter beskyttet fra direkte lys før absorbans av lys med bølglengde 510 nm ble målt med et Shimadzu UV1240 mini-spektrofotometer i kyvetter med 5 cm lysvei. Målt absorbans i ubehandlet referansevann ble trukket fra og differansen mellom resultat i referansevann og prøve ble brukt til å beregne klorkonsentrasjonen (aktiv klor) basert på en standardkurve. Referansevannet oppstrøms doseringen var testet mot ubehandlet vann nedover elven før doseringen startet og bekreftet at referansen var representativ nedover elven.

I enkelte sidevassdrag og i hovedelva (fra Fale bru og ned) forelå det ikke representative oppstrømsprøver som med sikkerhet kunne brukes til referanse for kloranalyse. Det var da nødvendig å bruke behandlet vann tilsatt avkloringsmiddel fra HACH (malonsyre  $\text{CH}_2(\text{COOH})_2$ ) som i en 1:5 fortykning (dvs. ca. 0,5 mol/l) effektivt reduserte klorkonsentrasjonen i vannet til null. Avkloringsmiddelet har også en viss effekt på fargereaksjonen til DPD, og dette måtte det derfor korrigeres for. Dette ble gjort ved å ta hensyn til avkloringsmiddelets effekt på reelle referanseprøver.

Standardene ble laget ferske hver morgen ved å fortynde en konsentrert klorløsning med kjent konsentrasjon til 50 ml MilliQ-vann. Deretter ble 0,3 ml fosfatbuffer og 0,3 ml DPD tilsatt alle prøvene. Prøvene ble ristet etter tilsetning av hvert kjemikalium før de ble satt mørkt i 15 minutter og absorbans avlest. Nytt for feltperioden 2021 var at det var kjøpt inn en finvekt som gjorde det mulig å lage reagenser til kloranalysen i felt. Der det tidligere ble tilsendt reagenser fra laboratoriet i Oslo (som da allerede var to dager gamle ved ankomst) var det nå mulig å lage helt ferske reagenser som gjorde at beregninger av resultater kunne baseres på best mulige standardkurver. I tillegg gjorde tilgang på kjemiske reagenser i felt at laboratoriet var mindre sårbare overfor potensiell kontaminering av løsningene.



Figur 10. Hver vannprøve ble filtrert til tre sentrifugerør gjennom et membranfilter ved bruk av en vakuumpumpe før tilsetning av reagenser. Foto: Anne Luise Ribeiro/NIVA.

### 2.5.3 Vurdering av klorresultater; begrepet «mikrogramdøgn»

Gjennom utviklingen av klormetoden har det etter hvert blitt samlet inn tilstrekkelig data til å etablere en sammenheng mellom klorkonsentrasjon i vannet over tid, og effekt på parasitten som følge av kloreksponeringen (se Hytterød mfl. 2021 og Olstad mfl. 2021). Det er store usikkerheter forbundet med akkurat når parasittene dør, siden frekvensen på undersøkelse av fisk nødvendigvis blir for lav særlig når parasittene forsvinner raskt fra fisken (i løpet av timer). Likevel kan det observeres at en målbar totalbelastning av klor over tid ser ut til å gi en relativt forutsigbar respons hos parasitten. «Mikrogramdøgn» har blitt valgt som benevnelse på totalbelastningen, siden denne representerer antall mikrogram aktivt klor i vannet over antall døgn. Eksempelvis vil  $10 \mu\text{g/l}$  i 10 døgn utgjøre 100 mikrogramdøgn. Erfaringene fra forsøkene i utviklingen av klormetoden så langt tilsier at 70 mikrogramdøgn har en svært god effekt mot parasitten, og at 90 mikrogramdøgn fjerner den helt. Dette forutsetter imidlertid at konsentrasjonen av klor i vannet ligger innenfor et visst vindu. Det er ikke hensiktsmessig å ha  $2 \mu\text{g/l}$  i 45 døgn, ei eller  $90 \mu\text{g/l}$  i ett døgn. Erfaringene så langt er at 10-20  $\mu\text{g/l}$  er en effektiv konsentrasjon av klor i vannet, og dette skulle tilsi at parasitten er utryddet i løpet av 5-9 dager alle de steder konsentrasjonen har vært stabil på dette nivået i dette tidsrommet.



### 2.5.4 Bestemmelse av klorkonsentrasjon ved bruk av komparator

I perifere vannforekomster slik som sidebekker ble klorkonsentrasjonen målt hver dag ved bruk av komparator av merket Lovibond Nessleriser 2150 (Figur 11). Denne metoden gir ikke et like nøyaktig analysesvar, men den kan gjennomføres på den aktuelle lokalitet og analysesvaret foreligger innen 10 minutter. Fokuset i sidebekkene var å sørge for at klorkonsentrasjonene til enhver tid lå innenfor behandlingsrelevant (15-20 µg klor/l) konsentrasjon. Dette kan for eksempel gjelde dosesjekk i sideelver eller kontroll av perifere områder. Som metodeutprøving ble det derfor gjort hurtigtesting direkte i felt ved bruk av en komparator. Denne ble brukt med to rør på 113 mm og en fargeskive med nyanser av magenta, tilpasset DPD som fargereagens, til å anslå omtrentlig klorkonsentrasjon i hovedelva og i sidebekkene. Testen ble utført ved å fylle de to rørene med 50 ml ellevann. Deretter ble det i det ene røret tilsatt syv dråper fosfatbuffer<sup>2</sup>, syv dråper DPD<sup>3</sup> og én dråpe mettet kaliumjodidløsning før begge rørene ble satt inn i komparatoren. Fargeskiven med ulike fargenyanser av magenta dekket det reagensfrie prøverøret. De ulike magenta-nyansene er knyttet til en kjent klorkonsentrasjon og fungerer som en referanse mot det andre prøveglasset tilsatt reagenser. Etter to minutter ble prøvene avlest ved at skiven ble rotert til fargen stemte overens med den aktuelle vannprøven.



Figur 11. Kloranalyse i felt ved bruk av komparator. Foto: Anders Gjørwad Hagen/NIVA.

### 2.5.5 Diverse kjemiske tester

#### Klorforbruk – titrering av vannprøver med klor.

Det ble gjennomført «titreringer», dvs. tilsats av relevante doser klor (som monokloramin eller hypokloritt) til vannprøver fra sidevassdrag og utvalgte stasjoner i hovedelv. Bestemmelse av restklor ble utført etter 30 minutters reaksjonstid. Hensikten var å beregne klordoser til oppstart av dosering, samt hvordan klorforbruket (se definisjon under) endret seg ved spesielle værforhold. Prøvene ble vanligvis tilsatt henholdsvis 0, 50, 100 og 150 µl av monokloraminløsning (400 mg Cl<sub>2</sub>-ekvivalenter/l). Dette tilsvarer tilsats av 0, 40, 80 og 120 µg aktiv klor (som monokloramin) per liter (heretter kalt nominell konsentrasjon). I forbindelse med tablett-doseringen ble tilsvarende øvelse gjort med hypokloritt i stedet for monokloramin. 30 minutter senere ble prøvene analysert for klor på vanlig måte som beskrevet i kapittel 2.5.2. Klorforbruk (%) er betinget av dose og reaksjonstid og ble beregnet som  $x\% = 100 \cdot (1 - \text{målt konsentrasjon} / \text{nominell konsentrasjon})$ .

<sup>2</sup> 30 g dinatriumhydrogenfosfat, 46 g kaliumdihydrogenfosfat og 0,8 g dinatrium-EDTA i 1 liter MilliQ

<sup>3</sup> 1,5 g DPD, 2 ml konsentrert svovelsyre og 0,2 g dinatrium-EDTA i 1 liter MilliQ

**pH som indikator på klor/nitrogen blandingsforhold.**

Prosess-pH i den fortyndede blandingen av hypokloritt og ammonium (NH<sub>4</sub>) som doseres til elv/bekk, er bestemt av temperatur og blandingsforholdet til de to kjemikaliene. Blandingsforholdet er viktig fordi uønsket dikloramin vil dannes hvis klor/nitrogenforholdet i blandingen overstiger 5,06 (vekt/vekt), som tilsvarer ekvimolar konsentrasjon av klor og nitrogen (1 mol hypoklorsyre reagerer med 1 mol ammoniakk og danner 1 mol monokloramin). I litteratur om kloraminering av drikkevann står det ofte at klor/NH<sub>4</sub>-nitrogen-forholdet ikke bør være lavere enn 3 (som tilsvarer molforhold 0,6). Dette er nok hovedsakelig for å minimere mengden fri ammoniakk, unngå gunstige forhold for nitrifiserende bakterier, samt unngå unødig kjemikaliebruk. Reaksjonshastigheten vil være rask nok (< 1 s til 99% komplett ved temperatur 25 °C) mellom pH 7 og 10 dersom konsentrasjonen av klor er høyere enn 12 mg/l (Black og Veatch, 2010). Ved å overvåke pH i blandingen kan man kontrollere at blandingsforholdet og reaksjonshastigheten holder seg innenfor akseptable grenser. pH i blandinger med nominell klorkonsentrasjon 400 mg/l og Cl<sub>2</sub>/NH<sub>4</sub>-N- blandingsforhold på 3 og 5 ble derfor målt ved forskjellige temperaturer for å definere yttergrensene for prosess-pH. Det er viktig å notere seg at det kan være forskjell på konsentrasjonen av natriumhydroksid i hypoklorittløsninger, noe som vil påvirke pH. Grenser for prosess-pH bør derfor etableres på nytt for hver leveranse (parti) av hypokloritt.

**Klorforbruk i vannprøver med CFT-legumin.**

Det ble satt opp et forsøk der CFT-legumin (oppgitt rotenonkonsentrasjon 3,3 %, men løsningen var fra 2010 og kan ha tapt seg noe) og monokloramin var kombinert i MilliQ-vann og i (ukloret) ellevann fra sperra for å undersøke om CFT-legumin gav økt klorforbruk. Klordoser på 50, 100, 200, 400 og 800 µg per liter som monokloramin ble tilsatt til en 1 ppm (vol/vol) fortykning av CFT-legumin. Etter 30 minutter ble klorkonsentrasjonen målt på vanlig måte der hhv. CFT-legumin i MilliQ (1 ppm) og i ellevann fra sperra ble brukt som referanse. Resultatene fra dette forsøket er presentert i 0.

## 2.6 Effektmåling ved bruk av smittet fisk

Hensikten med effektmålingen var å overvåke om klorkonsentrasjonen like oppstrøms påfriskstasjonene var tilstrekkelig til å fjerne *G. salaris*-infeksjonen på laksunger. Under gjennomføringen av doseringsforsøket ble smittet fisk brukt for å måle effekten av behandlingen. Dette innebar å plassere ut *G. salaris*-infiserte laksunger i murbøtter ved alle påfriskstasjoner. Vannet som ble pumpet inn til doseringsskapet ved den aktuelle påfriskstasjonen ble splittet ved bruk av en T-kobling slik at en liten andel vann (cirka 10%) ble pumpet til murbøtten med laksunger (Figur 12). Resterende vann ble pumpet gjennom doseringsskapet for å blande kloramin ved den aktuelle påfriskstasjonen. Vannet som ble pumpet til murbøttene og doseringsskapene ble hentet like oppstrøms selve doseringspunktene, der klorkonsentrasjonene var på de antatt laveste nivåene i elva. På denne måten ble dette et konservativt mål på effekten av behandlingen mot parasitten i elva. Kontrollkaret var plassert inne på fangsthuset og fikk ubehandlet ellevann.

Den 10. august ble NINAs elfiskebåt kjørt fra Kiklingbrekkbrua til munningen i sjøen (cirka 5 km) med hensikt å samle inn laksunger for bruk i oppsettet. Det ble i tillegg fisket med håndholdt elfiskeapparat ved Vermøy for å supplere med ytterligere individer. Totalt ble 40 gyroinfiserte laksunger (17 stk 0+ og 23 eldre) fanget inn og fordelt i grupper på åtte fisk per bølge ved de ulike stasjonene; Kontroll, Fale bru, Brooklyn bru, Elverhøy bru og Kiklingbrekkbrua. Enkelte av individene bar preg av høy gyroinfeksjon og sekundærinfeksjon med sopp.



Figur 12. Fiskekarstasjonen ved Kiklingbrekkbrua. Foto: Anders Gjørwad Hagen/NIVA

Før forsøksstart ble antall *G. salaris* på hver av laksungene bestemt ved telling i en stereolupe (Leica MZ 75, 10x-15x forstørrelse). Før telling ble fisken bedøvet i bad med FinquelVet (100 mg/l) i tre til fire minutter. Under selve tellingen av parasitter ble fisken holdt i plastkar med vedlikeholdskonsentrasjon av FinquelVet (halv dose av bedøvelseskonsentrasjon). Etter telling av *G. salaris* ble laksungene overført fra bedøvelsesløsningen til et lite kar med friskt vann, og det ble påsett at fisken våknet fra bedøvelsen før de ble tilbakeført til sine respektive forsøkskar. Telling av antall *G. salaris* ble foretatt før forsøksstart den 15. august. De ble deretter flyttet til sine respektive holdekar langs elvebredden morgenen den 17. august. Neste telling ble gjentatt etter dag 7 (24. august) og etter dag 10 (27. august) med kloresponering.



Figur 13 - Utsetting av elfiskebåten til NINA like nedstrøms Kiklingbrekkbrua. Foto: Tobias Houge Holter/NINA

I løpet av forsøket ble samtlige bøtter inspisert en til to ganger daglig, i tillegg til tidspunktene for undersøkelse som nevnt ovenfor. Ved disse inspeksjonene ble det sjekket at vanngjennomstrømningen var tilfredsstillende, at avløpet ikke var tett, adferdsendringer og evt. dødelighet i karene. Ved forsøksslutt ble alle fisk avlivet med slag mot hodet mens de var bedøvet. De ble deretter lagt på flasker med sprit (95%).

En ytterligere biologisk effektkontroll av klorbehandlingen mot *G. salaris* ble gjort ved elfiske av ørret- og laksunger før og etter behandlingen. Dette arbeidet ble gjennomført av NINA og omtales i egen rapport (Solem mfl. 2022).

## 2.7 Rapporteringsverktøy i felt

Det har tidligere blitt brukt vannfaste notatbøker for dokumentasjon av data i felt. De senere årene har det kommet godt egnede verktøy for digital rapportering av data ved hjelp av smarttelefoner. Når mange deltagere arbeider i felt blir det hensiktsmessig for arbeidsflyten at digitale verktøy brukes. Før feltforsøket ble det derfor opprettet en bruker til alle prosjektmedarbeidere i applikasjonen FastField ([www.fastfieldforms.com](http://www.fastfieldforms.com), © 2021 Merge Mobile, Inc.). Dette er en applikasjon der det kan tilpasses rapporteringsskjema som hver enkelt bruker kan besvare og sende inn digitalt. Det ble opprettet ulike skjema for relevante ansvarsområder i behandlingen (0). I tillegg ble det opprettet et avviksskjema og et forbedringsskjema. Brukeren benyttet seg av aktuelle skjema avhengig av arbeidsoppgaven. Ved bruk av et slikt system kunne feltleder følge med fortløpende på innrapporterte data og deretter ta vurderinger slik som endringer i dose, bytte av batterier, påfylling av kjemikalier og annet. FastField var også tidsbesparende med tanke på etterarbeid ved endt arbeidsdag ettersom alle data allerede var registrert i portalen. Dataene ble enkelt eksportert ut i ønsket format for videre analyse.

Skjemaene fungerte også som en sjekklister over oppgaver som skulle gjennomføres på lokaliteten. FastField bidro slik til at det sjeldent var gjøremål som ble glemt på de ulike lokasjonene.

The screenshot shows a mobile application form titled "Periferi pumpestasjoner". The form includes the following elements:

- Dato**: A date picker showing "Oct 15, 2021".
- Klokkeslett**: A time picker showing "11:59".
- Location / GPS**: A section with a blue "Capture GPS" button.
- Hensikt med besøket**: A dropdown menu.
- Pumpe går?**: Radio buttons for "N/A", "Yes", and "No".
- RPM?**: A text input field.
- Testa med strips?**: Radio buttons for "Yes" and "No".
- Målt klor med komparator?**: Radio buttons for "N/A", "Yes", and "No".
- Liter med doseringsløsning igjen på dunken**: A text input field.
- Estimert vannføring (Liter pr sekund)**: A text input field.
- Kommentar**: A large text area containing "Ingen kommentar".
- Evt bilde**: A section with a blue "Take Photo" button.

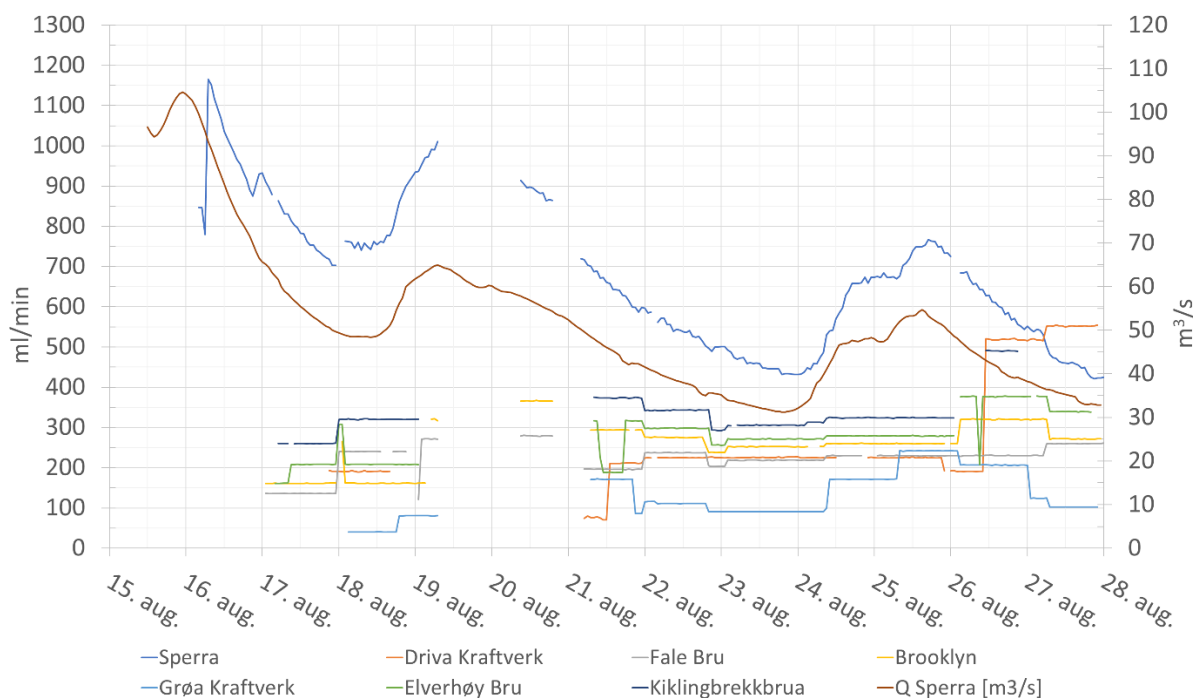
At the bottom of the screen, there is a navigation bar with a back arrow, a menu icon, a blue "Submit" button, a bookmark icon, and a forward arrow.

Figur 14. Utsnitt av skjemaet for "Periferi pumpestasjoner" som ble brukt under forsøket

## 3 Resultater

### 3.1 Doseringssystemene og dosering i hovedelv

Doseringssystemene fungerte stort sett svært stabilt og etter hensikten gjennom forsøket (Figur 15). De fåtallige driftsavvikene som oppstod var knyttet til stor vannføring og innsug av biologisk materiale som gress og mose i pumpene. Det vanligste avviket skyldtes at slikt materiale festet seg til vannstrøm-målerne i anleggene. Dette førte til feilaktige vannstrømmålinger i korte tidsrom, såkalte «spikes». Dette ble forsøkt avhjulpet ved å sette silkesaker utenpå vannpumpene som ble montert i elva, men ytterligere siling av vannet vil bli vurdert.



Figur 15. Oversikt over dosering i milliliter/minutt fra hovedanleggene i Driva. Brudd i heltrukken linje er doseringsstans av ulike årsaker. Brun heltrukken linje (Q sperra) viser vannføringen (m<sup>3</sup>/s) målt ved fiskesperra.

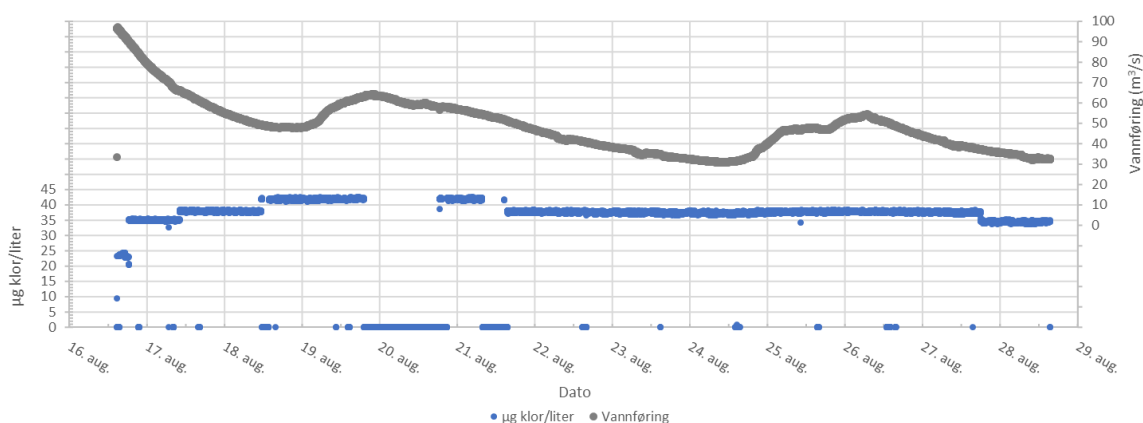
Resultatene fra undersøkelser i feltlaboratoriet før oppstarten av forsøket i Driva viste lav momentan nedbrytning av klor («lavt klorforbruk») ved fisketrappa, der nær 80 % av en tilsatt dose på 65 µg klor/liter var målbart 30 minutter etter tilsetning til en prøve av elvevann (Tabell 1). Faktisk tilsatt dose ved sperra var omtrent halvparten av det som ble tilsatt i denne undersøkelsen, og klorforbruket blir i praksis høyere jo lavere doser som blir tilsatt.

Tabell 1. Klorforbruk (%) ved fiskesperra ved en tilsatt dose på 65 µg klor/liter til elvevann i feltlaboratoriet. Verdiene er interpolert til forbruk ved 65 µg/l fra lavere og høyere tilsetninger ved de ulike dagene.

	UKEN FØR OPPSTART 09.08.21	ETTER ØKT VANNFØRING 16.08.21	ETTER NEDBØRSPERIODE 20.08.21
KLORFORBRUK (%) VED 30 µG TILSATT/LITER		53	
KLORFORBRUK (%) VED 65 µG TILSATT/LITER	20,4	41,8	54,6

I dagene før oppstart av doseringen ble det en betydelig vannføringsøkning (Figur 3). Dette medførte at klorforbruket ved fisketrappa økte slik at kun 47 % av tilsatt klor var målbart umiddelbart etter tilsetning (Tabell 1). Undersøkelsene av klorforbruk i feltlaboratoriet ble brukt som grunnlag til å beregne startdosen fra hovedanleggene ved fiskesperra og kraftverkene. Påfriskstasjonene ble programmert til å dosere omkring 5-10  $\mu\text{g}$  klor/liter.

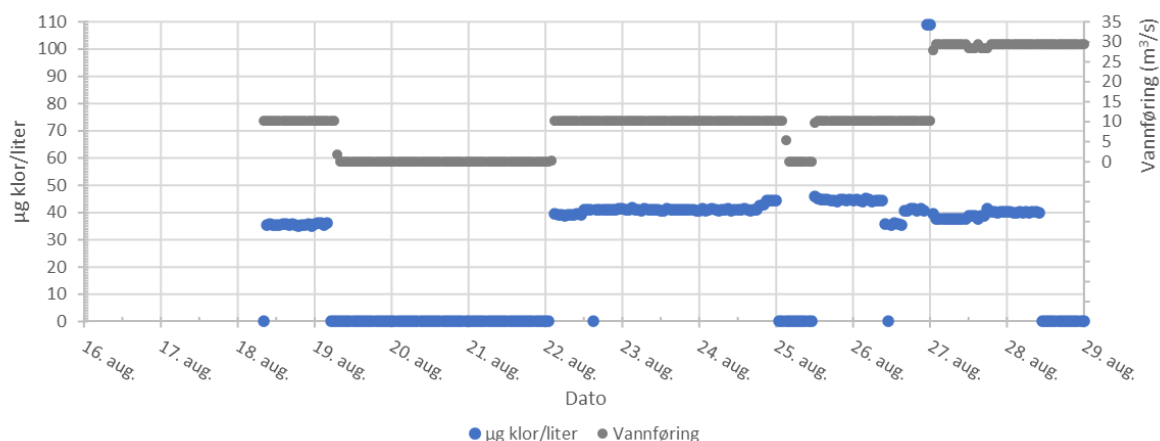
Endringene i tilsatt dose gjennom forsøket var basert på daglige vurderinger av vannføringsdata og kloranalyser ved målestasjonene nedover elva. Ved oppstarten av doseringen ved sperra 16. august klokka 15:30 ble det tilsatt en nominell dose på 23  $\mu\text{g}$  klor/liter i ellevannet fra anlegget ved fiskesperra (Figur 16). Dosen ble justert opp til 35  $\mu\text{g}$  klor/liter etter tre timer som følge av lav klorkonsentrasjon (5  $\mu\text{g}$ /liter) målt ved Myren camping. Det ble gjort en justering til 38  $\mu\text{g}$  klor/liter 17. august 10:00 før dosen ble satt på 42  $\mu\text{g}$  klor/liter 18. august 11:30 og frem til 21. august 15:30 da dosen ble justert tilbake til 38  $\mu\text{g}$ /l. Denne dosen ble opprettholdt frem til 18:30 den 27. august da dosen ble redusert til 35  $\mu\text{g}$  klor/liter.



Figur 16. Nominell dose ( $\mu\text{g}$  klor/liter ellevann, blå serie) beregnet fra målt vannføring (grå serie) og doseringspumpehastighet ved sperra.

Doseringen i hele elva ble stanset hele dagen 20. august som følge av stor vannføring (Figur 16) og svært partikkelrikt vann (Figur 22 og Figur 23). Denne dagen ble benyttet til å gjennomføre titreringsundersøkelser av ellevannet for å bygge kunnskap om klordosering under slike krevende betingelser. Det var også en økning i vannføring 24-27. august, men denne var ikke så stor og nedbøren påvirket i større grad sidebekker, samt hovedelva på strekningen fra Elverhøy og til utløpet i sjøen. Det ble derfor ikke gjort noen stans eller endring av dose fra sperra i denne tidsperioden.

Doseringen til vannet fra Driva kraftverk ble justert manuelt basert på innrapporterte produksjonsdata fra Trønderenergi. Vannføringen fra kraftverket var i hovedsak  $10,2 \text{ m}^3/\text{s}$  eller null i perioden, med unntak av økningen til  $29,4 \text{ m}^3/\text{s}$  fra 27. august. Siden Driva kraftverk kun hadde produksjon når konsesjonskravet inntraff ( $\leq 75 \text{ m}^3/\text{s}$  ved Elverhøy), ble det kun en kortvarig dosering 18. - 19. august med  $35 \mu\text{g}$  klor/liter som dose, før doseringen igjen ble startet 22. august med  $39 \mu\text{g}$  klor/liter som dose (Figur 17). Dosen ble vedlikeholdt mellom  $35$  og  $45 \mu\text{g}$  klor/liter resten av forsøksperioden.

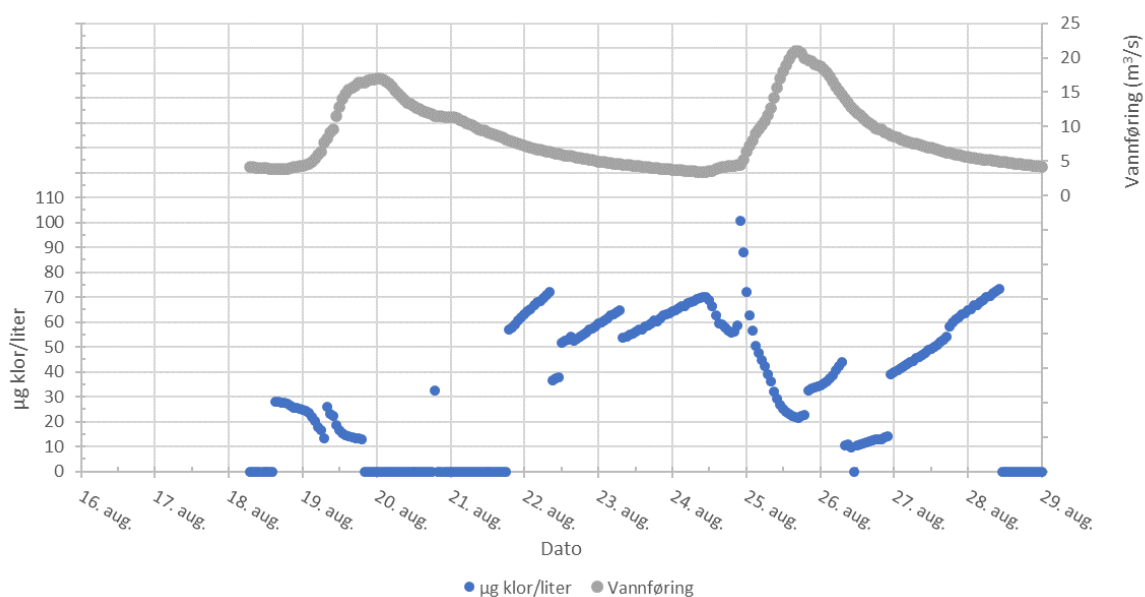


Figur 17. Nominell dose ( $\mu\text{g}$  klor/liter elvevann, blå serie) beregnet fra målt vannføring (grå serie) og doseringspumpehastighet ved Driva kraftverk. En kortvarig dose på  $110 \mu\text{g}$  klor/liter rett etter midnatt 27. august skyldes at doseringspumpene ble startet to timer før produksjonen i kraftverket startet.

Doseringen til vannet fra Grøa kraftverk ble justert manuelt basert på innrapporterte og observerte produksjonsdata fra NEAS/Grøa kraftverk. Vannføringen fra kraftverket varierer etter naturlig tilsig i nedbørsfeltet og likner derfor mer på vannføringskarakteristika til elven Grøa som kraftverket regulerer. Kraftverket har slukekapasitet opp til cirka  $10 \text{ m}^3/\text{s}$ . Overskytende vannføring går derfor i overløp og gjennom naturlig elveløp som blandes inn igjen med produksjonsvannet der tunellen kommer ut fra kraftverket. Ved overløp måtte det derfor tilsettes en proporsjonal kompensatorisk overdosering i Grøa kraftverk for å sikre tilstrekkelig klorkonsentrasjon ved utløpet av Grøa.

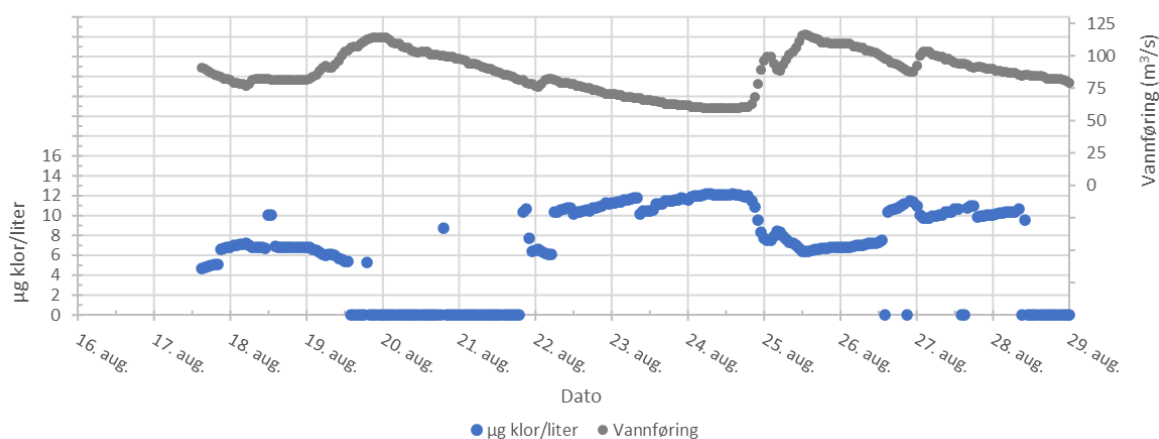
Doseringen til vannet fra Grøa ble startet 18. august 15:00 på  $28 \mu\text{g}$  klor/liter. Tilsatt dose ble justert gjentatte ganger i løpet av forsøksperioden (Figur 18). De påfallende økningene og reduksjonene i dosering i forsøksperioden skyldes at doseringen har blitt justert manuelt i trinn, i perioder med sterkt økende og fallende vannføring. Natt til 25. august ble dosen satt til  $100 \mu\text{g}$  klor/liter før sengetid, med visshet om at høyt klorforbruk og sterkt økende vannføring ville gi en passelig dose i løpet av få timer med vannføringsøkning (Figur 18). De sterke fluktuationene i Grøa, gjør det aktuelt å koble doseringen til et automatisk signal fra produksjonen i Grøa kraftverk. Det er også nødvendig med et doseringsanlegg i naturlig elveløp i Grøa, for å kunne dosere der ved perioder med overløpsvann.





Figur 18. Nominell dose ( $\mu\text{g}$  klor/liter elvevann, blå serie) beregnet fra målt vannføring (grå serie) og doseringspumpehastighet ved Grøa kraftverk. Overløpsvannet som går i naturlig elveløp forbi kraftverket er tatt med i beregningen.

Doseringsstasjonen ved Elverhøy ga en påfriskdosering til hovedelva, og hadde følgelig et fastsatt mål om 5-10  $\mu\text{g}$  klor/liter tilsatt i perioden. Siden det eksisterer vannføringsdata fra lokaliteten, kan den faktiske tilsatte dosen beregnes for perioden, som angitt i Figur 19. Målet om å holde en nominelt tilsatt dose på 5-10  $\mu\text{g}$  klor/liter i forsøksperioden ble oppnådd, dog med noe variasjon som følge av vannføringsendringene.



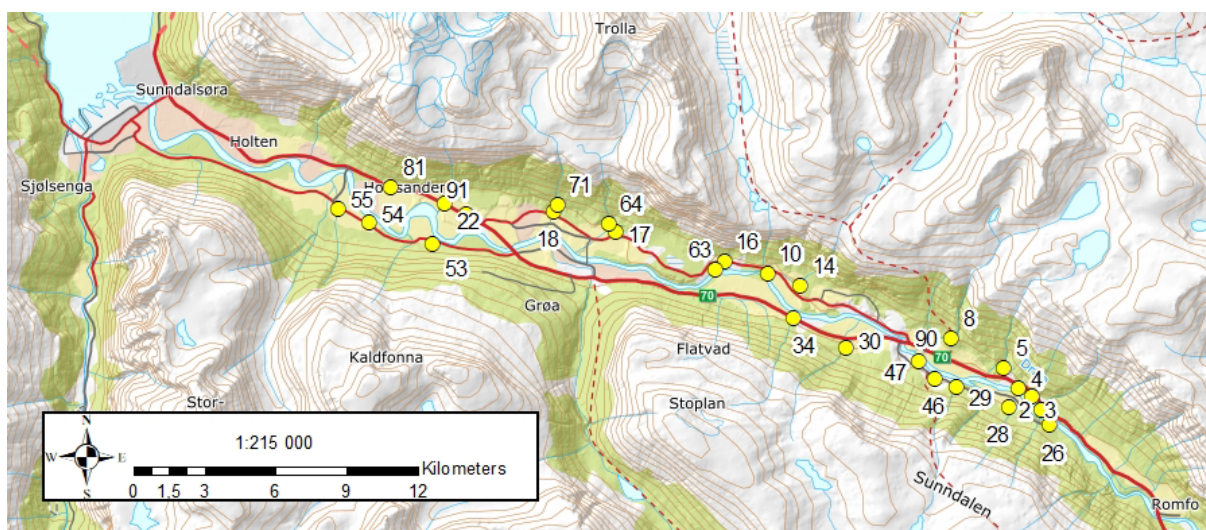
Figur 19. Nominell dose ( $\mu\text{g}$  klor/liter elvevann, blå serie) beregnet fra målt vannføring (grå serie) og doseringspumpehastighet ved Elverhøy.

### 3.2 Dosering i sidebekker

I løpet av behandlingsperioden ble det dosert fra 27 blandestasjoner i periferien (se Figur 20 og Tabell 2). Av hensyn til formålet om å teste ut mannskaps- og oppfølgingslogistikken, ble disse fordelt jevnt langs størstedelen av behandlingsstrekningen (Figur 20). De fleste av doseringsstasjonene ble satt i drift i løpet av den 16. og 17. august (se Tabell 2). Ved oppstart ble det kun gjennomført dosesjekk umiddelbart nedstrøms doseringspunktet, og effektmålinger ved prøvepunkt og eventuelle påfølgende justeringer ble ikke gjort før den 18. august. Etter regnvær med betydelig vannføringsøkning den 25. august (se nedenfor) var det ikke hensiktsmessig å starte opp igjen alle anlegg, og flere ble derfor avsluttet og hentet i løpet av den 26. De resterende stasjonene ble avsluttet og hentet i løpet av den 27. august.

I løpet av behandlingsperioden fant det sted to episoder med kraftig regnskyll, den 20. og den 25. august. Begge disse episodene medførte betydelig vannføringsøkning i de fleste bekker og sig, men med til dels stor variasjon i relativ økning (se Figur 21). På grunn av store forskjeller i vannføringsendring mellom sidebekkene, måtte endringer på hver periferistasjon vurderes individuelt. I forbindelse med de to nedbørsepisodene ble det imidlertid gjort noen generelle tiltak: Den 20. august ble det besluttet å la de fleste anleggene i periferien dosere uendret til ny justering dagen etter, den 21. Den 25. august ble det derimot besluttet å stanse de fleste anleggene i løpet av dagen, for deretter å sette de i gang igjen og justere inn dosen dagen etter, den 26. august.

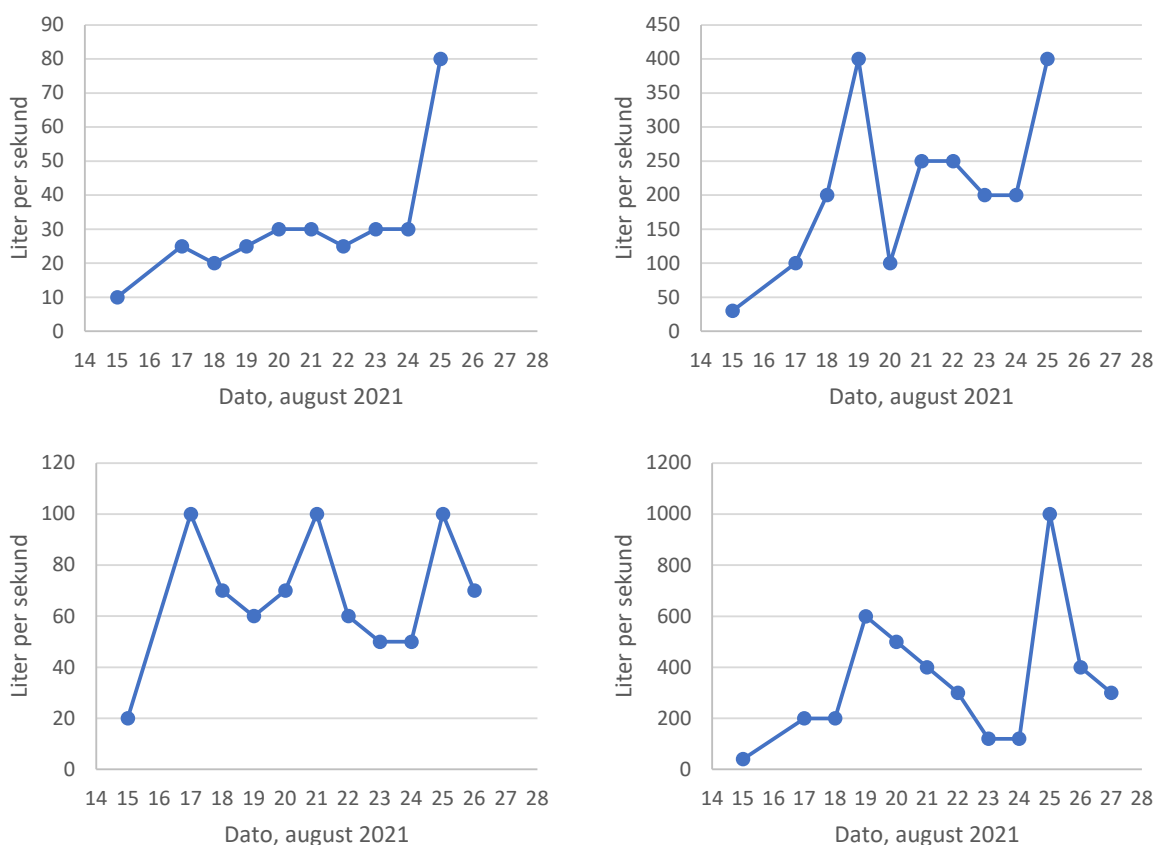
I forbindelse med regnværet natt til den 25. august ble fire av stasjonene helt eller delvis tatt av vannet. I tillegg ble det funnet at gjennomstrømming av blandevann var stanset ved ytterligere fire stasjoner i forbindelse med denne episoden (se Tabell 2).



Figur 20. Kart over beliggenhet for stasjoner i periferien. Se Tabell 2 for nummerreferanse på stasjonene. Kilde: Norgeskart.

Tabell 2. Oversikt over sidebekkstasjoner.

STASJONSNR.	BEKKESYSTEM	STARTDATO	ESTIMERT VANNFØRING VED OPPSTART (L/S)	KOMMENTAR
2	Drivhjellhammarbekken	16.08.2021	10	Fall/hevert stoppet den 25.08.
3	132	16.08.2021	35	
4	135	16.08.2021	30	
5	Gryta	16.08.2021	30	
8	Somrungen	17.08.2021	150	
26	Verma	16.08.2021	100	
28	Spenna	17.08.2021	20	
29	Røta	17.08.2021	40	
46	d133	17.08.2021	15	Fall/hevert stoppet den 25.08.
47	d136	17.08.2021	15	Fall/hevert stoppet den 25.08.
90	Somrungen	17.08.2021	20	
10	Langhammarbekken	16.08.2021	10	
14	Langhammarbekken	17.08.2021	45	
16	h290	17.08.2021	1	
34	Lysåa	17.08.2021	25	Stasjon tatt av vannet den 25.08.
63	h282	17.08.2021	2	Fall/hevert stoppet den 25.08.
17	Fossa	16.08.2021	5	
18	Skorga	17.08.2021	20	
20	Løykjabekken	18.08.2021	5	
22	Stor-Vinnu	17.08.2021	200	Stasjon tatt av vannet den 25.08.
64	Fossa	16.08.2021	40	
71	Skorga	17.08.2021	100	Stasjon tatt av vannet den 25.08.
91	Lille Vinnu	18.08.2021	30	Stasjon tatt av vannet den 25.08.
53	Breiåa	18.08.2021	20	
54	a56	18.08.2021	10	
55	Hareima	19.08.2021	100	
81	h437	18.08.2021	10	
30	Reinåa		30	Teststasjon



Figur 21. Illustrasjon av variasjon i et utvalg sidebekker fra den øvre delen av behandlingsstrekningen. Øverst til venstre: Drivhjemhammarbekken; øverst til høyre: Gryta (begge med nedbørsfelt på nordsiden av hovedelva); nederst til venstre: Spenna; nederst til høyre: Røta (de to siste med nedbørsfelt på sørsiden av hovedelva). Legg merke til forskjeller i oppløsning på vertikal akse.

Ved en stasjon i Reinåa (stasjon 30; se Figur 20 og Tabell 2) ble det mot slutten av behandlingsperioden satt opp en stasjon hvor formålet var å undersøke effekten av dosering nedstrøms et område hvor elva forsvant i en grusør. Testkjøringer med analyse av klor konsentrasjon ved bruk av komparator viste en anseelig reduksjon av klorinnholdet i vannet gjennom grusør, og at økende andel av vannet som rant gjennom substratet økte svinnet. Den 27. aug. rant det 80 l/s oppstrøms grusøra i Reinåa og den 28. aug. var dette redusert til 60 l/s. Begge dager rant en del vann over grusøra, selv om det var tydelig at mye av vannet rant gjennom elvedesedimentene. Restinnholdet nedstrøms den 27. aug. lå på rundt halvparten av verdiene oppstrøms (25 – 30 µg klor/l redusert til 15 – 18 µg klor/l). Den 28. aug. var restkloren nedstrøms på 15 – 20 % av oppstrøms-verdiene (25 – 30 µg klor/l redusert til drøyt 5 µg klor/l).

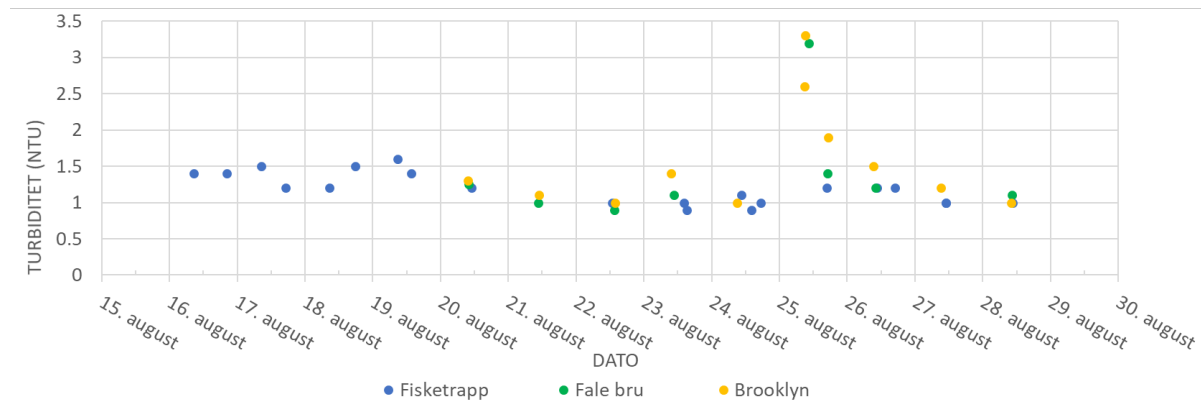
### 3.3 Vannkjemi

#### 3.3.1 Vannkjemiske forutsetninger

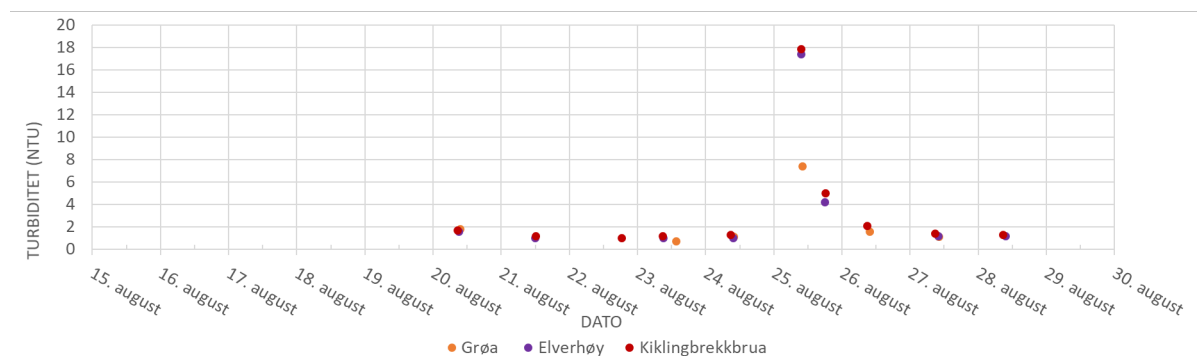
Den 13. august ble det samlet inn vannprøver for analyse ved NIVAs laboratorium. Dette var i en periode med lav vannføring før oppstart dosering. Resultatene (Tabell 3) fra fisketrappa var tilnærmet de samme som i 2020 (Hagen mfl., 2021a), men pH, kalsiumkonsentrasjon og konduktivitet var lavere enn under forsøksdoseringen i oktober 2019 (Hagen mfl. 2021b).

Vannet i Driva er vanligvis svært klart med konsentrasjon av organisk materiale (TOC) på < 1 mg/l. Dette er lavere enn ved tidligere forsøksdosering i Glitra og Batnfjordselva (Hagen mfl. 2018, Hagen mfl. 2019b).

I slutten av august 2021 kom det i perioder mye nedbør, og vannføringen varierte mer enn under forsøkene i 2019 og 2020. Nedbørsepisodene påvirket turbiditet (Figur 22 og Figur 23), konduktivitet og pH (Figur 25) i vassdraget gjennom forsøksperioden.



Figur 22. Turbiditet i øvre deler av elva gjennom forsøksperioden



Figur 23. Turbiditet i nedre deler av elva og sideelva Grøa gjennom forsøksperioden. Merk forskjeller i NTU-skala på Figur 22 og Figur 23.

I hovedelva var turbiditet lav og stabil i øvre deler frem til 25. august (Figur 22), og det var ingen særlig endring av turbiditet som følge av økt vannføring 20. august. Under den lokalt kraftigere nedbøren 25. august steg vannføringen igjen, og turbiditeten økte blant annet som følge av utvasking av partikler fra sidevassdrag. I nedre deler av elva og sideelva Grøa var det et tilsvarende forløp, men turbiditet var mange ganger høyere enn i øvre deler av elva (Figur 23). Årsaken til dette kan være høyere bidrag fra sidevassdrag blant annet som følge av flere mindre ras i nedbørsfeltene til disse. Det er også indikasjoner (observasjoner i felt) på at det var kraftigere nedbør i nedre deler av vassdraget, og dermed mer voldsom vannføring i sidebekkene.

I hovedelva sank konduktivitet og pH gradvis fra øverste stasjon (fiskesperra) og til nederste stasjon (fylkesveibrua) som følge av fortykning fra sidevassdrag (Figur 25). Den første, og i hovedelva, største vannføringstoppen den 15. august, resulterte i lav konduktivitet, men ikke så stort fall i pH. Vannføringstoppen den 26. august medførte større reduksjon i pH nedstrøms Elverhøy. Det ble imidlertid ikke registrert lavere pH enn 6,6 i hovedelva, mot 6,2 på det laveste i sidevassdraget Hareima. pH lavere enn 7,0 øker nedbrytningen av klor, som diskutert i 4.3.

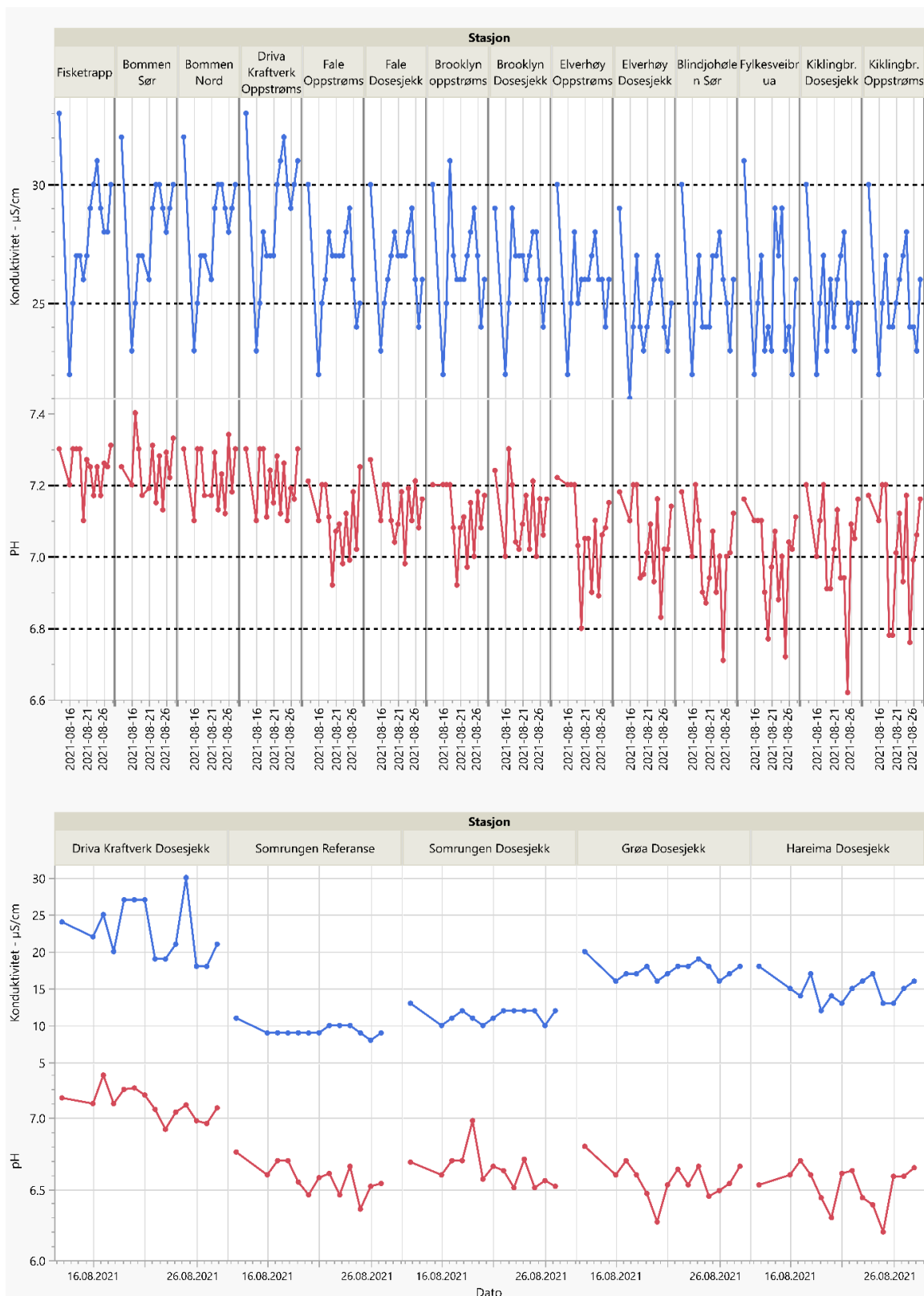


Figur 24. Måling av turbiditet og konduktivitet under høy vannføring ved Kiklingbrekkbrua 25. august. Foto: Anders Gjørwad Hagen/NIVA

Tabell 3. Vannkjemi i forsøksperioden. Analysene ble gjort av Eurofins (pH, kond., turb., Tot-N og KOF-Mn) og NIVA (Alk., ammonium, kalsium, klorid, nitrat, jern og mangan).

Stasjon	Dato	Ca	Cl	Fe	Mn	TOC	Turb.	KOF-Mn	Tot-N	NO3-N	NH4-N
		mg/l	mg/l	µg/l	µg/l	mg/l	FNU	mg O2/l	µg/l	µg/l	µg/l
Kiklingbr.	13.08.2021	4,0	1,09	13	0,74	0,68	0,44	0,89	100	58	3
Grøa kraftv.	13.08.2021	2,3	0,77	9,9	0,44	0,47	0,56	0,69	120	7	3
Driva kraftv.	13.08.2021	2,5	1,43	9,1	0,96	0,94	0,46	1,0	47	11	6
Fiskesperra	13.08.2021	4,6	0,93	7,6	0,47	0,61	0,44	1,0	110	70	4
Grøa kraftv.	20.08.2021	1,7	0,82	63	1,70	2,9	0,91	2,9	92	4	3

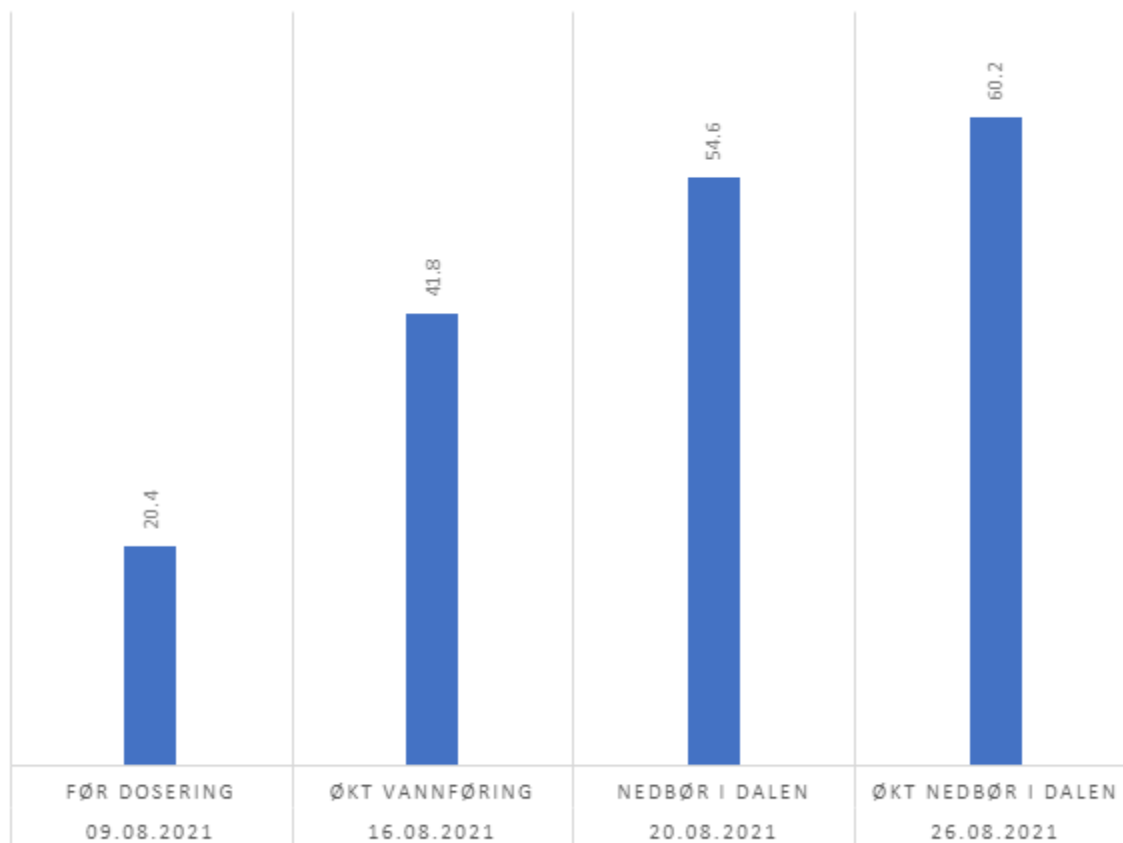
Stasjon	Dato	Kond.	pH	Alk.
		µS/cm		mmol/l
Kiklingbr.	13.08.2021	29	7,2	0,204
Grøa kraftv.	13.08.2021	19	6,7	0,093
Driva kraftv.	13.08.2021	20	7,0	0,135
Fiskesperra	13.08.2021	31	7,3	0,234
Grøa kraftv.	20.08.2021	15	6,5	0,076



Figur 25. Konduktivitet og pH i vannprøvene fra morgenrunden i hovedelva (14 stasjoner, øverste paneler) og utvalgte sidevassdrag (5 stasjoner nederste paneler), som ble gjennomført én gang daglig ved stasjonene i perioden 13.-28. august med unntak av 14. og 15. august. Det var nedbør og høy vannføring i vassdraget 15.-16., 19.-20., og 25.-26. august (se kap. 2.2).

### 3.3.2 Hovedelva

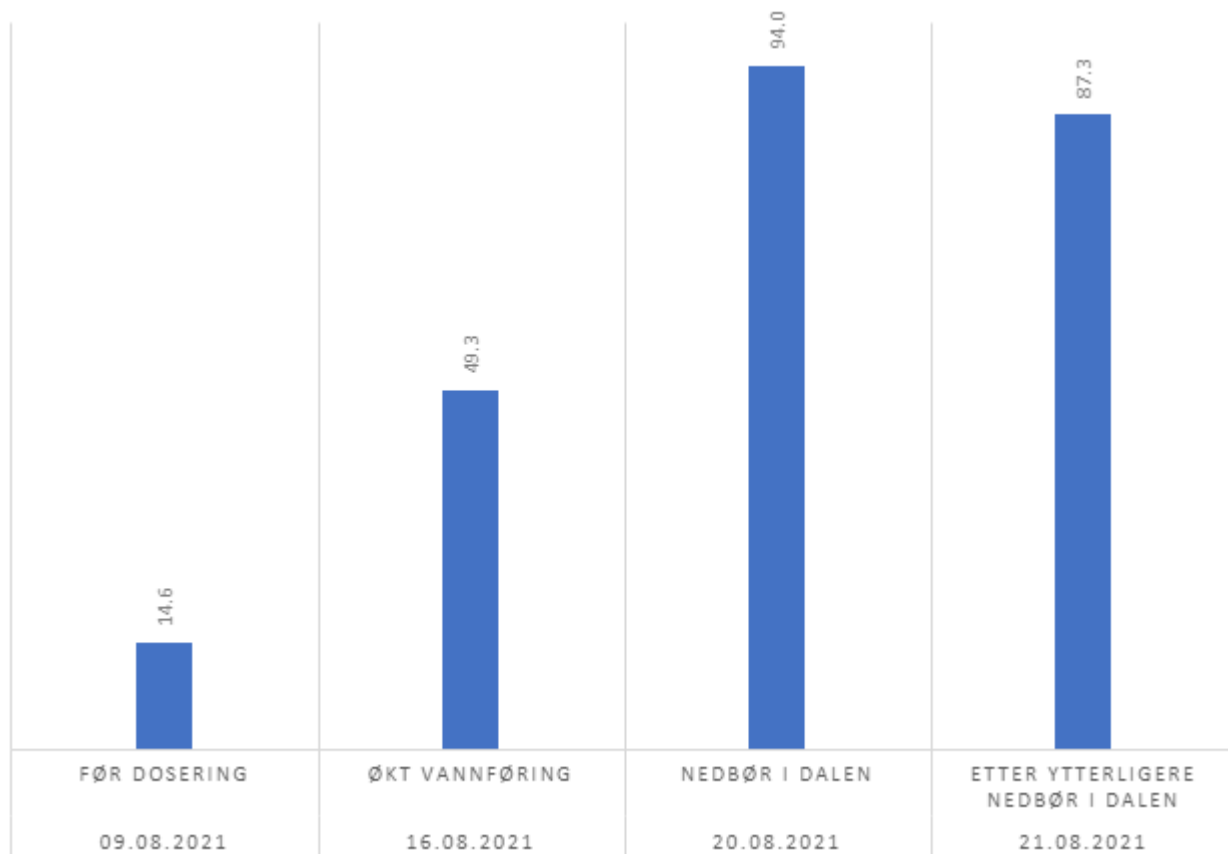
I kapitlene 2.2 og 3.3.1 ble det vist hvordan vannføringen og vannkjemien endret seg gjennom forsøksperioden. Erfaringene med klormetoden hittil indikerer at vannføring og vannkemi er avgjørende for hvor mye klor som må doseres til elv for å oppnå en gitt konsentrasjon av virksomt klor. Å justere dosering for fortynning er enkelt med gode data for vannføring, og i hovedelva gjøres dette automatisk. Mer krevende er det å korrigere for at vannkjemien påvirker klorforbruket, det vil si hvor stor andel av en gitt dose klor til en vannprøve som brytes ned i løpet av et gitt tidsrom (se definisjon i kap. 2.5.5). Ved fiskesperra i hovedelva varierte klorforbruket mellom 20 og 60 % på utvalgte datoer (Figur 26).



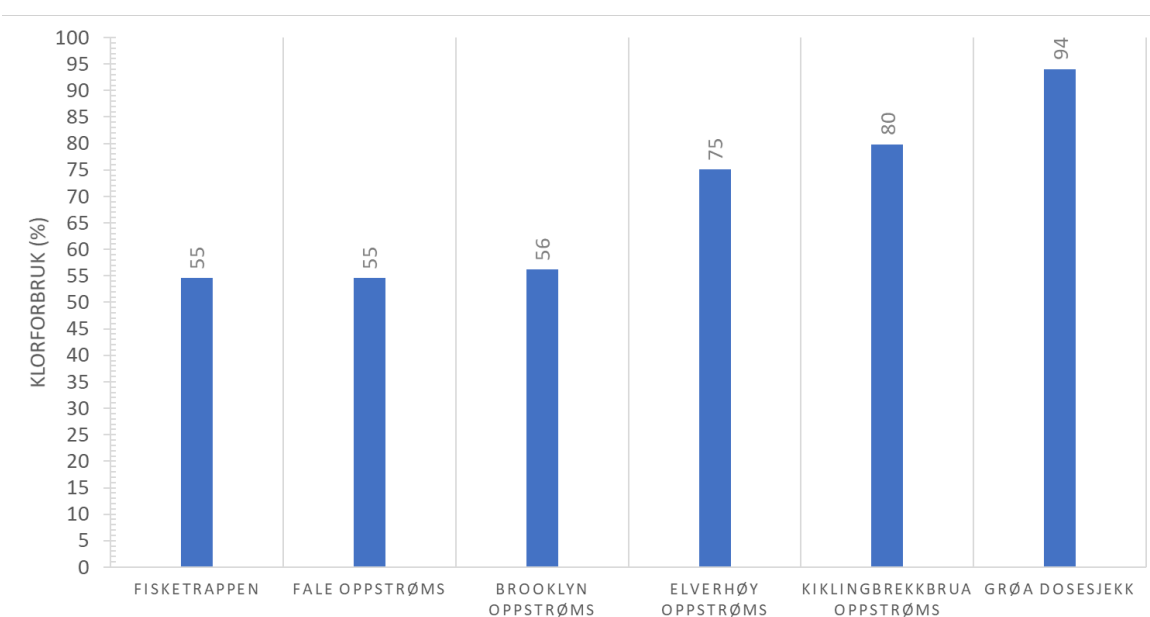
Figur 26. Målt klorforbruk (%) etter 30 minutter i vannprøver fra fiskesperra ved tilsats av 65 µg Cl<sub>2</sub>-ekvivalenter/l som monokloramin.

I det regulerte sidevassdraget Grøa var variasjonen i klorforbruk mer markert (Figur 27). Der svingte målt klorforbruk fra 15 % før oppstart til 94 % den 20. august, da vannet var påvirket av lokalt mye nedbør (Figur 2 og Figur 3). Vannprøven fra Grøa som ble sendt til NIVAs laboratorium, viste noe redusert pH og forhøyet TOC, jern, KOFMn og turbiditet, men verdiene var ikke ekstreme nok til å forklare den store endringen i klorforbruk. Nedbørfeltet til Grøa er myrlendt, og det kan være at det vaskes ut spesielt reaktivt organisk materiale ved kraftig nedbør etter tørre perioder. Den 20. august var vanntilførselen fra Grøa til hovedelva oppe i 17 m<sup>3</sup>/s, noe som nok medvirket til høyt klorforbruk i hovedelva nedstrøms samløpet med Grøa, dvs. fra Elverhøy og ned (Figur 28) til utløpet av Driva til sjøen.



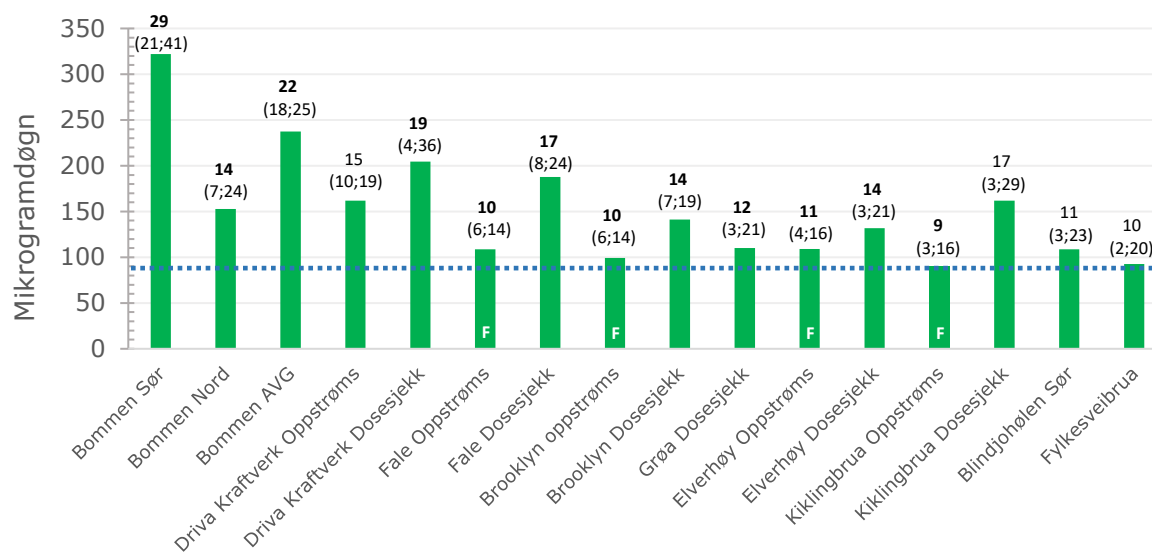


Figur 27. Målt klorforbruk (%) etter 30 minutter i vannprøver fra Grøa kraftverk ved tilsats av 65 µg Cl<sub>2</sub>-ekvivalenter/l som monokloramin.



Figur 28. Målt klorforbruk (%) etter 30 minutter i vannprøver fra hovedelva ved tilsats av 65 µg Cl<sub>2</sub>-ekvivalenter/l som monokloramin. Prøvene er fra 20. august da Grøa hadde stor vannføring og var svært partikkelrik. Grøa kommer inn i hovedelva mellom stasjonene Brooklyn og Elverhøy.

Klorkonsentrasjonen i vannprøvene fra de ulike stasjonene ble fortløpende summert for den enkelte stasjon, og denne samleverdien ved forsøkets slutt utgjorde antall mikrogramdøgn ved stasjonen (Figur 29).



Figur 29. Mikrogramdøgn per stasjon for hele forsøksperioden. Stiplet linje representerer 90 mikrogramdøgn. Verdiene over stolpene representerer gjennomsnitt samt min og maks (i parentes). Stolpene som er markert med hvit «F» indikerer stasjoner der det var fiskekar for effektkontroll.

Mikrogramdøgnverdiene viser at flertallet av stasjoner har hatt mer, og dels betydelig mer, enn de 90 mikrogram som erfaringsvis er nødvendig for å fjerne *G. salaris* fra laksunger i forsøksoppsett. Stasjonene «bommen sør» og «bommen nord» brukes som mål på fordelingen av doseringskjemikalier over profilet ved sperra. Verdiene derfra viser at doseringen er skjevfordelt med høyest dose på sørsiden av elva, noe som skyldes et gradvis trykkfall utover i dysestrekking som fordeler kjemikalier over sperra. Klorverdiene fra oppstrøms-stasjonene er et effektmål på om klorkonsentrasjonen tilsatt fra doseringspunktet oppstrøms når frem til neste doseringspunkt uten å bli for lav. Disse «oppstrøms-verdiene», fra stasjonene Driva kraftverk-, Fale-, Brooklyn-, Elverhøy-, og Kiklingbrekkbrua-oppstrøms viser at det var tilstrekkelig dosering til å holde rett klorkonsentrasjon over hele behandlingsstrekningen fra sperra til sjøen. Klorverdiene ved Kiklingbrekkbrua oppstrøms og Fylkesveibrua er henholdsvis 90 og 92 mikrogramdøgn, og dermed på grensen til å ikke være tilfredsstillende.

### 3.3.3 Sidebekker

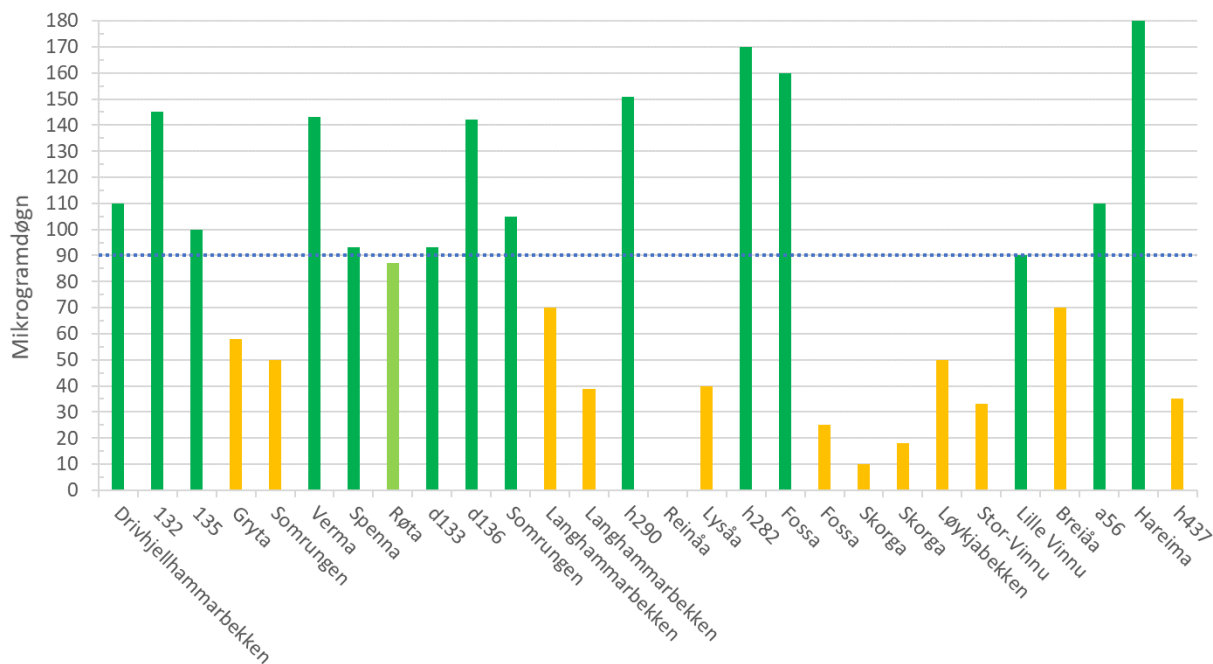
Klorforbruk i sidebekker ble ikke systematisk undersøkt. Det ble imidlertid gjort enkeltmålinger også i andre sidevassdrag enn Grøa, som på grunn av sin antatte påvirkning på hovedelva ble beskrevet i 3.3.2. Klorforbruket spente fra svært lavt (Verma og Hareima ved lav vannføring) til moderat (Driva kraftverk og Hareima ved høy vannføring) (Tabell 4). Ingen av målingene var så høye at de hindrer effektiv behandling.

Tabell 4. Målt klorforbruk etter 30 minutter i vannprøver fra utvalgte sidevassdrag ved tilsats av 65 µg Cl<sub>2</sub>-ekvivalenter/l som monokloramin.

Sidevassdrag	Dato	Vannføring (relativ)	Klorforbruk (%)*
Hareima	12.08.2021	Lav	8
Skorga 1	12.08.2021	Lav	15
Skorga 2	12.08.2021	Lav	20
Somrungen	12.08.2021	Lav	23
Stor-Vinnu	12.08.2021	Lav	33
Verma	12.08.2021	Lav	2
Hareima	20.08.2021	Høy	51
Somrungen	20.08.2021	Høy	28
Reinåa	21.08.2021	Høy	45
Lysa	21.08.2021	Høy	40
Driva kraftverk	26.08.2021	Ikke relevant	50

\*Interpolert til klordose på 65 µg/l

Oversikt over samlet behandling uttrykt i mikrogramdøgn er gitt i Figur 30. Av de 27 stasjonene som ble behandlet, ble det ansett tilfredsstillende behandling (> 90 mikrogramdøgn) ved 14 målepunkter knyttet til disse. Ved disse stasjonene summerte behandlingen til mellom 90 og 180 mikrogramdøgn over perioden. Formålet med behandlingen i 2021 var primært å teste ut doseringsteknologien og å samtidig få oversikt over den tekniske og mannskapsmessige logistikken knyttet til behandlingsstrategien. Den løpende målsettingen for selve behandlingen ved de utvalgte stasjonene var således å oppnå en kontinuerlig drift med 15 til 20 mg aktivt klor per liter vann før samsløp med en annen behandlet vannvei. Siden dette ikke var en fullstendig behandling, lot det seg imidlertid ikke gjøre å foreta slike målinger på egnede steder for alle stasjoner. For fire av de 10 stasjonene som ikke oppnådde tilfredsstillende behandling (stasjon 14, 18, 20 og 81; se Figur 30), var hovedårsaken knyttet til uegnet målepunkt på grunn av påvirkning fra ikke behandlede vannkilder før målepunkt. Av de øvrige ni stasjonene som ikke oppnådde en total behandling med minst 90 mikrogramdøgn viste det seg ved nærmere kikk på datagrunnlaget at fem av disse stasjonene lå an til å oppnå mer enn 90 mikrogramdøgn behandling hvis ikke de hadde blitt avsluttet i forbindelse med regnværet den 25. august. De siste stasjonene som oppnådde lavere verdier enn 90 mikrogramdøgn (Stor-Vinnu, Skorga, Lysåa og Fossa) kunne imidlertid ikke forklares med at det var opphold i behandlingen.



Figur 30. Samlede mikrogramdøgnverdier per stasjon i sidebekkene.

### 3.4 Klordosering med klortabletter

Titring av vannprøver med klor som hypokloritt i feltlaboratoriet viste at klordosen som minimum måtte tilsettes for å kunne påvise klor ved de aktuelle lokalitetene varierte fra 100 til > 500 µg/l. Dette var den 12. august, før det kraftige regnværet satte inn. Målt klorforbruk ble sammen med anslått vannføring lagt til grunn for dosering av klor som tabletter. Anslått vannføring var fra 1-10 liter/sek ved de åtte utvalgte punktene ved oppstart (den 21. august), men varierte betydelig avhengig av regnvær og grunnvann.

#### Stasjon 1 – bommen (UTM-32N: 6942402 495532)

Stasjon 1 (Bommen) var plassert like ved innkjøringen til fiskesperra. Denne stasjonen ble fulgt opp mest hyppig på grunn av sin beliggenhet nær hovedkontoret i felt. Vannføringen var vanskelig å estimere fordi siget var bredt og sakteflytende, men anslagene spente fra 1-4 l/s gjennom perioden. Utplussing av seks tabletter gav ingen respons, men da antall tabletter senere ble økt til totalt 18 ble det på tre forskjellige dager målt klorrester på 7-15 µg/l nær utløp til elv.

**Stasjonene 6 (UTM-32N: 6944287 492291) og 7 (UTM-32N: 6944302 492257).** Dette er korte sig til hovedelv i Somrungen-systemet. Klorforbruket før regnværet var veldig høyt (tilsats av 0,5 mg klor/l som hypokloritt til vannprøve gav ingen klorrest). Estimert vannføring varierte fra 1-7 l/s gjennom perioden. Utlegging av hhv. 12 og 18 tabletter gav ingen målbar klorrest, men da antall tabletter på dag to ble økt til hhv. 28 og 36 ble det respons på dag 3. Da ble klorrest ved utløp målt til 150 og 70 µg/l ved hhv. st. 6 og 7 (vannføring 1-2 l/s). På dag fire hadde anslått vannføring økt til 4,5 l/s ved begge punktene. Da ble klorkonsentrasjonen målt til 5 µg/l, dvs. nær null, til tross for at det var mye igjen av tablettene. Vannføringen gikk ned igjen fram til dag 7, og klormålingene varierte da fra 0 til 28 µg/l. Trolig hadde klorforbruket blitt enda høyere i forbindelse med regnværet.

**Stasjonene 12 (UTM-32N: 6945864 489598) og 12X (UTM-32N: 6945995 489432).** Dette er sig til Langhammarbekken. Klorforbruket her ble ikke målt i forkant. Anslått vannføring ved inspeksjonstidspunktene spente fra 1,5 til 5 l/s. Det ble først satt ut hhv. 18 og 10 tabletter ved st. 12 og 12X, men antallet ble økt til 26 og 20 på dag to. Deretter var det et par dager med regn og mye vann hvor klorkonsentrasjonen var nær null, kanskje fordi tablettene var blitt dekket av sand. På dag fem og seks (det vil si tre og fire dager etter at de siste tablettene ble lagt ut) ble klorkonsentrasjonen målt til 5-15 µg/l ved de to punktene. Ved stasjon 12 ble tablettene dekket av sand i perioden med høy vannføring og måtte graves fram igjen.

**Stasjon Nylykkjebekken (UTM-32N: 6946683 481681).** Dette var et oppkomme i Nylykkjebekke-systemet. Klorforbruk ble ikke målt på forhånd, men ble på forhånd vurdert til å være lavt (mye grunnvann, klart vann). Anslått vannføring varierte fra 3 til 8 l/s. På dag 1 etter utsetting av 16 tabletter ble det målt 70 µg/l klor ved anslått vannføring 3 l/s. Deretter økte vannføringen og konsentrasjonen ble redusert til nær null (det ble rapportert 5 µg/l på dag tre etter utsetting).

**Stasjonene 44 (UTM-32N: 6943025 494602) og 45 (UTM-32N: 6943069 494518).** Dette er sidebækker til Verma og punktene (av de åtte) der observert vannføring ved utlegging var høyest (fra 6-10 l/s), men samtidig var anslått klorforbruk lavt. Det ble ikke påvist klor etter utlegging av hhv. 10 og 12 tabletter. Disse tablettene var utsatt for relativt kraftig strøm og var fullstendig oppløst allerede etter fem døgn. Vannet ved stasjon 44 og 45 ble inspisert bare én gang etter utlegging, og da var vannføringen høy (12-15 l/s).

### 3.5 Effektmåling ved bruk av smittet fisk

Før forsøksstart var det totalt 21300 individer *G. salaris* fordelt på de 32 laksungene som skulle eksponeres for klorholdig ellevann (Tabell 5). Dette gir en gjennomsnittlig infeksjon på 665 parasitter per laksunge. I kontrollkaret var det totalt 1785 *G. salaris* før forsøksstart, med et gjennomsnitt på 223 parasitter per laksunge. Ved telling på dag syv i forsøket var det totalt 109 *G. salaris* igjen på laksungene som ble eksponert for klorholdig ellevann. I kontrollgruppa hadde infeksjonen økt til totalt 4990 parasitter, en økning på 2,8 ganger startinfeksjonen. Ved dag 10 var det ingen *G. salaris* igjen på laksungene i eksponeringsgruppene, mens det i kontrollen var steget til 5148 individer *G. salaris* totalt.

Av totalt 32 laksunger som ble eksponert for klorholdig vann var det 13 som overlevde til siste telling. I kontrollen var det ingen frafall gjennom forsøksperioden. Åtte må ha hoppet ut av karet eller kommet seg ut gjennom avløpet ettersom de aldri ble funnet døde. 11 ble funnet døde i karet ved inspeksjonsrunde.

Tabell 5. Antall mikrogramdøgn ( $\mu\text{g-døgn}$ ) ved stasjonene hvor fiskekarene var plassert gjennom forsøksperioden. Fargenkodene indikerer om antallet mikrogramdøgn har vært tilstrekkelig for å fjerne *G. salaris*. Rød farge indikerer ingen behandling, oransje indikerer ikke tilstrekkelig behandling, gul betyr god effekt, og grønn betyr at utryddelse er sannsynlig ( $>90 \mu\text{g-døgn}$ ). Antallet *G. salaris* på fisken ved de ulike stasjonene er oppgitt etter telling på dag -2, dag 7 dager og dag 10 dager. Tallet i parentes representerer antall fisk i karet. Antall individer *G. Salaris* og fisk i gruppen «Kontrollfangsthuset» er ikke medregnet i totalen.

Stasjon	15.08.2021		24.08.2021		27.08.2021		28.08.2021
	$\mu\text{g-døgn}$	Antall G.s.	$\mu\text{g-døgn}$	Antall G.s.	$\mu\text{g-døgn}$	Antall G.s.	$\mu\text{g-døgn}$ totalt
Kontroll	0	1785 (8)	0	4990 (8)	0	5148 (8)	0
Fale Oppstrøms	0	4896 (8)	67	0 (6)	95	0 (5)	109
Brooklyn oppstrøms	0	5165 (8)	65	12 (6)	87	0 (4)	99
Elverhøy Oppstrøms	0	6962 (8)	60	85 (6)	94	0 (2)	109
Kiklingbrua Oppstrøms	0	4277 (8)	42	12 (6)	76	0 (2)	90
<b>TOTALT</b>		<b>21300 (32)</b>		<b>109 (24)</b>		<b>0 (13)</b>	

Gjennom daglige klormålinger i områder like oppstrøms påfriskstasjonene ble det regnet ut total belastning for fisken oppgitt i antall mikrogramdøgn. Alle stasjonene oppnådde 90 mikrogramdøgn eller mer i løpet av dag 10 (Se kap. 3.3.2). Mikrogramdøgn sier imidlertid ikke noe om minimums- og maksimumsverdier målt på de ulike stasjonene. Tabell 6 viser gjennomsnittlig, maks- og minimumskonsentrasjon av klor på de ulike fiskekarstasjonene gjennom forsøksperioden. Resultatene viser at klordosen som ble tilsatt ved en påfriskstasjon hadde tilstrekkelig varighet og sørget for god behandling frem til neste påfriskstasjon. Den gjennomsnittlige klorkonsentrasjonen like oppstrøms en påfriskstasjon bør ikke ligge under  $10 \mu\text{g klor/liter}$ . Maksverdier sammenholdt med doseringsloggen gir ingen holdepunkter for at fisken kan ha vært utsatt for svært høye konsentrasjoner over korte tidsrom.

Tabell 6. Gjennomsnittlig, maks- og minimumskonsentrasjon målt i elva ved de ulike fiskekarstasjonene gjennom forsøksperioden.

Stasjon	Klorkonsentrasjon ( $\mu\text{g/l}$ )		
	Gjennomsnitt	Max	Min
Fale Oppstrøms	10	14	6
Brooklyn oppstrøms	10	14	6
Elverhøy Oppstrøms	11	16	4
Kiklingbrua Oppstrøms	9	16	3

## 4 Diskusjon

Behandlingen høsten 2021 var regnet som en fullskala testbehandling for oppstart av fullskala utryddelsesbehandling, tentativt i 2022. Testbehandlingen ble gjennomført i hovedelva og i periferi over hele den lakseførende strekningen i Driva. Hovedformålet med tiltaket var å teste logistikken og å undersøke kjemiske og biologiske effekter av en tilnærmet fullverdig behandling. I diskusjonen nedenfor er det trukket frem forhold knyttet til bemanning og logistikk i tillegg til kjemiske og biologiske effektmål. Disse forholdene henger sammen og blir diskutert innenfor følgende områder: hovedelv, sidebekker og effektundersøkelser ved bruk av smittet fisk. Det er lagt vekt på å fremheve forhold som ytterligere kan forbedres med tanke på å oppnå hovedmålet i en endelig utryddelsesbehandling: å fjerne all *G. salaris* fra Driva.

### 4.1 Doseringssystemet og dosering i hovedelv

I tillegg til å gjenbruke de tre doseringsskapene som ble bygget til testdoseringen i 2020, ble det produsert fem nye. De nye doseringsskapene hadde innbygget en elektronisk styreenhet for automatisert blanding og dosering av kloramin slik at det var mulig å distribuere kloramin til hele elvestrekningen.

Erfaringene med de nye skapene var svært positive. Etableringen av luftfeller og tykkere tilførselsslanger så ut til å fungere etter hensikten og sørget for en jevnere forsyning av kjemikalier sammenlignet med tidligere. Dette resulterte i mer driftssikre doseringsstasjoner og dermed færre stopp i doseringen under behandlingsperioden. Ved tilsyn på doseringsstasjonene ble det likevel oppdaget luft i tilførselsslengene på enkelte stasjoner. Felles for disse stasjonene der dette oppstod var at slangestrekke fra IBC-ene til skap var lange, og bakken var noe ujevn. Dette skapte områder hvor luft samlet seg. Luft i systemet kan føre til at det ikke blir tilstrekkelig væsketrykk inn til doseringsskapene. Dette kan gi ujevn tilførsel av kjemikalier, som vil resultere i støtvis ujevn pH. Hvis endringen er langvarig nok, vil det kunne resultere i doseringsstopp. Derfor ble luften under tilsyn ved anleggene manuelt ledet ut av tilførselsslengene selv om systemene gikk stabilt. På grunn av de tykkere tilførselsslengene og luftfellene er det uvisst om luftboblene ville ført til ustabilitet hvis luften ikke hadde blitt ledet ut. Det er heller ikke sikkert at all luft i slangestrekke ble oppdaget under tilsynsrundene, siden ammoniumklorid er helt blank og det kan være vanskelig å se hvor det er væske og hvor det er luft i slangestrekke. Hypokloritten er derimot gulaktig og relativt enkel å se gjennom tilførselsslengene. Et tiltak for å lettere påvise slike luftlommer i slangestrekke vil kunne være å tilsette litt farge til ammoniumkloriden slik at luftlommer enklere kan oppdages.

Ustabile datasignaler fra vannstrøm-måleren i doseringsskapene var den hyppigste feilen som oppstod gjennom doseringsperioden. Dette skyldtes at det festet seg organisk materiale til vannstrøm-måleren, der selve sensoren er en tynn stolpe på tvers av et rør inne i vannstrømmen. Den reelle vannstrømmen gjennom doseringsskapet ble antagelig ikke påvirket i stor grad, men fastlåst materiale ledet til feil i vannstrømsverdiene som resulterte i utløst alarm. Da måtte doseringen på den aktuelle stasjonen stoppes i påvente av at måleren ble rensert. Det ble ikke oppdaget organisk materiale på vannstrøm-måleren i hoveddoseren på fiskesperra. På denne stasjonen sto vannpumpen i et av fisketrappens kammer, høyt over bunnen og i relativt turbulent vann. Vannet som ledes inn til trappen er i tillegg filtrert slik at det var lite organisk materiale som kunne bli sugd inn i vannpumpen og feste seg til vannstrøm-måleren. Et mulig tiltak for å minimere dette problemet på anleggene nedover elva kan være å lage et forbedret metallbur med små hull til vannpumpene. På denne måten vil ikke bladverk, gress, mose og annet organisk materiale like lett bli

pumpet inn i systemet. Ytterligere ett tiltak vil være å modifisere skapene slik at vannpumpene kan fjernstyres av og på fra feltkontoret. Når vannpumpen i elva stanses, vil vannet tilbakespyles fra skapet slik at vannstrømmåleren erfaringsmessig renses for fastheftet organisk materiale, i tillegg til at materiale også frigjøres fra metallburet rundt vannpumpen ute i elva. Med fjernstyring av pumpene blir det mulig å bruke pumpestopp som både et preventivt og korrigerende tiltak ved doseringsstasjoner hvor inntak av organisk materiale kan utgjøre en driftsrisiko. Det vil også være mulig å programmere anleggene slik at en tilbakespyling skjer automatisk med en bestemt frekvens.

I 2021 var alle doseringsstasjonene unntatt hovedstasjonen på fiskesperra styrt manuelt. Denne stasjonen ble styrt basert på signal fra vannstandsmåleren, som var montert på oversiden av fiskesperra. Måleren var basert på ultralydteknologi, og leverte stabile og pålitelige data med høy oppløsning sammenlignet med tidligere måleutstyr (vannføringsstav). En slik måler krever at vannnivået er noenlunde stabilt og ikke betydelig påvirket av urolige vannmasser. Denne begrensningen gjør at slikt utstyr ikke nødvendigvis er hensiktsmessig å ta i bruk lenger ned i vassdraget. Som nevnt tidligere er det også mange andre faktorer enn vannføring som ligger til grunn for den tilsatte klordosen (se kapittel 3.3.2), men det kan likevel være aktuelt å ha vannføringsstyrte doseringsstasjoner lenger ned i vassdraget. Hvis dette velges, kan signalet inn til doseringsskapet komme fra ulike kilder: 1) vannføringsstav/ultralydmåler montert på den aktuelle stasjonen, 2) være et modifisert signal fra hoveddoseringsstasjonen 3) være måledata direkte fra NVE sin målestasjon på Elverhøy bru eller 4) være en datakilde fra kraftverksproduksjonen (gjelder Driva og Grøa kraftverk). Det er ikke avklart om dette vil bli valgt, ettersom den manuelle styringen som ble gjort under dette forsøket fungerte tilstrekkelig godt. Ved manuell styring og eventuelle raske endringer i vannføringen vil klortilførsel ikke være tilpasset vannføringen og det er økt fare for høyere/lavere klorkonsentrasjon enn tiltenkt på påfriskstasjonene. Et tilsvarende avvik kan imidlertid også oppstå ved et automatisk vannføringsstyrt doseringssystem under vannføring i rask endring. Transporthastigheten mellom påfriskstasjonene vil med endret vannføring øke eller minke, og siden nedbrytningen av klor i elva er tidsavhengig, vil konsentrasjonen av kloramin kunne bli høyere eller lavere enn beregnet ved neste påfriskstasjon. Med eksisterende system er det ikke laget kompensasjoner for slike forhold, men vannprøverunden vil avsløre avvik i klorkonsentrasjonen i elva og stasjonene justeres manuelt for å korrigere avviket. Hvis det blir valgt vannføringsstyrt dosering flere steder i vassdraget vil det imidlertid være mulig å legge inn funksjoner i doseringsberegningene som grovt tar høyde for endringene i vannhastighet ved vannføringsendringer.

Et viktig mål i behandlingsperioden var å sørge for kontinuerlig drift ved alle doseringspunkter, for å få testet at logistikken fungerte godt. Ved opprigging ble det derfor plassert ut ekstra IBC-er med hypokloritt og ammoniumklorid på depoter i nærheten av doseringsstasjonene for raskt å kunne bytte når tankene var tomme. Bytte av kjemikalietanker krever en traktor utstyrt med pallegaffel. På fiskesperra var det et større lager av IBC-er enn ved andre stasjoner, ettersom det der ble brukt størst mengde kjemikalier. Kraftig nedbør førte imidlertid til at det ble brukt mer kjemikalier per dag enn beregnet på forhånd, noe som igjen førte til at IBC-ene ved de ulike stasjonene måtte byttes hyppigere enn antatt. For å ha full oversikt over kjemikaliebeholdningen ved alle stasjonene fikk to feltarbeidere ansvar for å sørge for at det var nok kjemikalier på de ulike stasjonene gjennom hele doseringsperioden. Beholdning og foretatte bytter ble fortløpende rapportert til feltleder. Et slikt dedikert team viste seg å være helt nødvendig for å sikre god oversikt og kontinuerlig drift, og vil videreføres ved en eventuell utryddelsesbehandling av *G. salaris*. Det samme teamet var til stede sammen med traktorfører når IBC skulle flyttes eller byttes og sørget slik for tilstrekkelig HMS-beredskap.

Visualiseringen av operasjonelle data fra stasjonene fungerte etter hensikten og hadde god brukervennlighet slik at feltleder kunne gjøre gode vurderinger av status for behandlingen og



anleggene. Fastsettelsen av alarm- og stoppverdier ble skreddersydd for det enkelte anlegg, og fungerte godt. Alarmer og automatisk stans ble i hovedsak utløst som følge av ustabile vannstrømverdier eller ustabile pH-verdier i anlegget. Alarmer og stans førte til at det ble gjennomført feilsøk og tiltak. Forekomsten av alarmer og stans var lavere ved denne utprøvingen enn den i 2020, noe som viser at det ble gjort gode forbedringer av anleggene før denne utprøvingen. Det vil bli gjort ytterligere forbedringer av det grafiske brukergrensesnittet på visualiseringsprogramvaren før et eventuelt tiltak i 2022. Det vil også bli gjort noen mindre tekniske forbedringer på anleggene, slik som mulighet for fjernstyring av pumpene for vannforsyning til anlegget.

## 4.2 Dosering i sidebekker

I løpet av behandlingsperioden ble det dosert fra 27 blandestasjoner i periferien fordelt jevnt langs størstedelen av behandlingsstrekningen. Inndeling i arbeidslag med dedikerte geografiske ansvarsområder og oppgaver fungerte bra. På enkelte stasjoner ble det imidlertid brukt en del tid på feilsøking på grunn av tekniske utfordringer som oppsto underveis. Et utvalg utfordringer og feil er oppgitt i Tabell 2 i avsnitt 3.2. og omfatter primært forhold knyttet til vanntilførsel for innblanding av kjemikalier, i tillegg til tette kjemikalieslanger. For senere gjennomføring av tiltak vil det derfor vurderes om ett eller flere arbeidslag kan dedikeres til ren feilsøking ved slike utfordringer. Videre vil det måtte jobbes med å utrede alternativer og forbedringer for å unngå at feilene som nevnt ovenfor oppstår. I forbindelse med utbedring av metodikken vil det i tillegg gjøres forbedringer for å unngå at manglende fall for vann til innblanding av kjemikalier blir et problem.

De fleste av doseringsstasjonene ble satt i drift i løpet av den 16. og 17. august. I løpet av behandlingsperioden var det to episoder med kraftige regnskyll, natt til den 20. og natt til den 25. august. Begge disse episodene medførte betydelig vannføringsøkning i de fleste bekker og sig, men med variasjon i relativ økning. Den store variasjonen i hvordan nedbør påvirker sidebekkene demonstrerer behovet for fleksibilitet i løsninger og tilnærming med tanke på strategiske valg under en behandling i periferien. For eksempel vil enkelte mindre og korte bekker kunne behandles med økte konsentrasjoner av klor som en kompensasjon for fraværende behandling over en kortere periode, mens andre bekker ikke kan behandles på denne måten av hensyn til fiskebestanden i systemet. Variasjonen i scenarier er betydelig, og slike vurderinger må derfor gjøres stedlig og løpende.

I forbindelse med de to nevnte nedbørsepisodene i august 2021 ble det gjort avbøtende tiltak ved to anledninger. Dette var gyldig for tilnærmet alle doseringsstasjoner i periferien: Den 20. august ble det besluttet å la de fleste anleggene i periferien dosere uendret til ny justering dagen etter, den 21. Den 25. august ble det derimot besluttet å stanse de fleste anleggene i løpet av dagen, for deretter å sette de i gang igjen og justere inn dosen dagen etter, den 26. Begge disse situasjonene medførte en periode på et døgn tid i etterkant med lavere konsentrasjon av kloramin enn ønsket, og i noen tilfeller for tidlig avslutning av stasjoner i forhold til det som var planlagt. I en senere behandlingssituasjon med mye nedbør, vil det derfor være nødvendig gjøre tiltak med større fokus på enkeltstasjoner heller enn alle samlet. Slike tiltak kan for eksempel innebære å forsøke å kompensere for økt vannføring i forkant av vannføringsøkningen og å justere ned igjen i takt med synkende vannføring i etterkant.

Én periferistasjon, Reinåa, ble gjort om til forsøkslokalitet for å undersøke dosering gjennom grusør/substrat. Av hensyn til den høye vannføringen i bekken ble dette forsøket gjennomført mot slutten av forsøksperioden når vannføringen var lavere. For å få fullt utbytte av oppsettet skulle det optimalt sett vært så lav vannføring i denne bekken at alt vannet ble filtrert gjennom

substratet/grusøra. Dette lot seg imidlertid ikke gjøre, og resultatene må derfor tolkes i denne konteksten. Forsøket viste at selv om ikke alt vannet ble filtrert gjennom substratet, var det til dels betydelig reduksjon av klorkonsentrasjonen som følge av filtrering. Som følge av forsøket er det derfor klart at fremtidige doseringsstasjoner, hvor det behandles vann som i stor grad renner gjennom substrat, må følges nøye med kjemiske effektkontroller, enten ved analyse med komparator eller i feltlaboratorium.

## 4.3 Vannkjemi og kloranalyser

### 4.3.1 Vannkjemi i hovedelva

Det ble dosert kloramin direkte til hovedelva fra fem doseringsstasjoner. I tillegg ble det dosert kloramin i utløpsvannet til Grøa og Driva kraftverk. Målsettingen for doseringen var å til enhver tid ha behandlingsrelevant klorkonsentrasjoner (10-25 µg/klor per liter) i hele hovedelva. Som beskrevet i metode og resultater er det ved tilsetning av kloramin til ubehandlet elvevann et momentant klorforbruk. Erfaringer fra tidligere forsøk i Driva indikerer at tilsetning av klor fra en påfriskstasjon til allerede behandlet elvevann ikke medførte et like stort klorforbruk og dermed ga god varighet av klorkonsentrasjonen nedover vassdraget (Hagen mfl. 2021a). Dette kan tolkes som en «påfriskeffekt». I det forsøket var det imidlertid vanskelig å isolere ut effekten av påfriskanlegget. Dette skyldes at doseringsanlegget i Driva kraftverk og påfriskstasjonen nærmest var samlokalisert. I Driva kraftverk ble klor satt til ubehandlet produksjonsvann, og dette klorbehandlede vannet ble ledet ut i hovedelva rett ved påfriskstasjonen ved «Hengebrua». Tidligere laboratorieforsøk med vann fra Drammenselva gir ikke udelt støtte for en slik «påfriskeffekt» (Hagen mfl. 2019b). I forsøket nå i 2021 kunne klortilsetningen ved påfriskstasjonene være lavere enn ved hoveddoseringsstasjonen ved sperra. Dette styrker dermed inntrykket av at allerede klorbehandlet vann gir et lavere klorforbruk når det tilsettes klor på nytt. Vannkjemiresultatene viste også at strategien med å tilsette lave doser kloramin (typisk 5-10 µg/klor per liter) på påfriskstasjonene fungerer godt. På denne måten ble det opprettholdt behandlingsrelevant klorkonsentrasjon i hele vassdraget i store deler av forsøksperioden. En fordel med det lave klorforbruk ved påfriskstasjonene var at kjemikalieforbruket der var lavt sammenlignet med på hoveddoseringsanlegget. I de to periodene med størst vannføringsendringer var det utfordrende å sikre ønsket klorkonsentrasjon på alle målepunktene i hovedelva. Dette skyldes kombinasjoner av flere faktorer:

- 1) At justeringer av doseringen ikke skjedde raskt eller tilstrekkelig nok under vannføringsendringene.
- 2) At det kom store ubehandlede vannvolumer fra sidebekkene og fortynnet klorkonsentrasjonen i hovedelva.
- 3) Klorforbruket i vannet endret seg under vannføringsendringene.

Alle disse faktorene har bidratt i ulike grad.

Doseringen til vannet fra Grøa kraftverk og Driva kraftverk var høyere enn ved påfriskstasjonene, siden dette var første klortilsetning til vannforekomsten og klorforbruket til vannet derfor var høyere. Ved Driva kraftverk var klorforbruket i vannet relativt stabilt, trolig fordi produksjonsvannet i kraftverket i hovedsak kommer fra bunninntak i det store og stabile vannvolumet i Gjevilvatnet. For Grøa kraftverk er vannet derimot i større grad utsatt for ytre påvirkninger i nedbørsfeltet. Dette skyldes at inntaket til kraftverket er plassert i elva nord for utløpet av Dalavatnet og etter at et større sidednbørsfelt drenerer inn i Grøa. Ved oppstart av behandlingen var klorforbruket i vannet fra Grøa kraftverk lavt, men etter større nedbørsmengder endret vannkjemien seg og klorforbruket økte betraktelig. Klorkonsentrasjonen måtte dermed justeres kraftig opp på denne stasjonen.

Nedbrytingen av klor skjer raskere ved pH under 7,0 (Vikesland mfl. 2001) og forventes derfor å medføre noe høyere klorforbruk, som observert i Batnfjordselva. Vannet i Driva og sidevassdrag har vanligvis lav konsentrasjon av organisk materiale, nitrogen, jern og mangan, samt nær nøytral pH. Det gir gode forutsetninger for effektiv behandling med monokloramin. Under de tidligere forsøkene i Driva har det imidlertid vært svært stabile vannføringsforhold (slik som Hagen mfl. 2020), der vannføringen ved fiskesperra lå mellom 30 og 50 m<sup>3</sup>/s. Lite nedbør førte også til at sidebekkene bidro med lite vannføring og lite partikler. Ved dette forsøket var det perioder med kraftig nedbør både i hele nedbørsfeltet opp til Oppdal (14-15. august) og lokalt i dalen (dels 19-21. august og særlig 25. august). Dette førte til en større vannføring i hovedelva enn tidligere, men også svært kraftig vannføringsøkning i noen sidebækker og sideelver. Grøa har store myrområder oppstrøms Dalavatnet, og som beskrevet i kapittel 2.2 vil dette kunne gi lavere pH og høyere organisk innhold i ellevannet – dvs. vannkjemiske forhold som har stor evne til å bryte ned klor. Under den kraftige nedbøren har trolig myrområdene blitt mettet av vann og frigjort mye vann med høy evne til å bryte ned klor. Dette kan forklare hvorfor det målte klorforbruket i ellevannet fra Grøa økte kraftig allerede under nedbøren rundt 20. august, som vist i Figur 27.

Det er feilkilder forbundet med klormålingene i hovedelva som, i den grad de er systematiske, kan ha betydning for beregningen av mikrogramdøgn. Den største utfordringen er å korrigere for bakgrunn (referanse). Her må man velge mellom 1) å bruke en mest mulig representativ prøve som ikke er tilsatt klor, eller 2) å «avklare» dvs. eliminere aktiv klor i selve prøven. Alternativ 1) er problematisk f.eks. over lange avstander i hovedelven (fra fiskesperra til utløpet) pga. påvirkning fra regulerte og uregulerte sidevassdrag (se kap 3.3.1). Før doseringsstart (den 13. august) ble det gjort en undersøkelse ved lav vannføring. Da økte referansenivået (absorpsjon ved 510 nm i spektrofotometer) fra fiskesperra til Kiklingbrekkbrua tilsvarende økning i klorkonsentrasjon med 5 µg/l. Lignende undersøkelse kunne ikke gjøres etter at doseringen var i gang. Alternativ 2) er problematisk fordi avklaringsmiddelet også påvirker stoffet som gir farge (DPD). Denne effekten må korrigeres for, og det kan f.eks. gjøres ved å anta at effekten gir den samme differansen i prøven og i en sann referanse. Ved valg av alternativ 1) ville målte klorkonsentrasjoner i gjennomsnitt ha ligget rundt 5 µg/l høyere enn ved alternativ 2) som var det som ble valgt. En forskjell på 5 µg/l over 10 dager utgjør 50 mikrogramdøgn. Til tross for de usikkerheter det alltid vil være med resultater fra kloranalysene, oppleves bruken av begrepet «mikrogramdøgn» som pedagogisk, beskrivende og lett forståelig også for utenforstående. Begrepet vil derfor bli brukt i videre, men med visshet om at grenseverdiene som er satt opp er veiledende og ikke absolutte.

### 4.3.2 Vannkjemi i sidebækker

I forbindelse med behandling i periferien ble det dosert klor fra 27 stasjoner. Målsettingen for doseringen fra stasjonene var å oppnå en kontinuerlig drift med 15 til 20 µg aktivt klor per liter vann før samløp med en annen behandlet vannvei. Siden dette ikke var en fullstendig behandling, lot det seg imidlertid ikke gjøre å foreta slike målinger på egnede steder for alle stasjoner. Ved fire stasjoner med for lave behandlingsskonsentrasjoner kan dette sannsynligvis tilskrives uegnet målepunkt, ved at resultatet ble påvirket av annen bekk før målepunktet. Av de øvrige 23 stasjonene var det 14 som hadde en samlet behandlingseffekt på mer enn 90 mikrogramdøgn, og ni stasjoner som hadde en samlet behandlingseffekt under 90 mikrogramdøgn. Ved nærmere undersøkelser av datagrunnlaget fremkom det at fem av disse stasjonene lå an til å oppnå mer enn 90 mikrogramdøgn hvis behandlingen ikke hadde blitt avsluttet i forbindelse med regnværet den 25. august. De siste fire stasjonene som oppnådde lavere verdier enn 90 mikrogramdøgn (Stor-Vinnu, Skorga, Lysåa og Fossa) kunne imidlertid ikke forklares med opphold i behandlingen. For stasjonene i Stor-Vinnu og Skorga var årsaken at doseringsutstyret ikke var dimensjonert stort nok til å behandle ved de vannføringer som oppstod i august 2021. Dette må avbøtes i forbindelse med planlegging for senere behandlinger.

For de to siste stasjonene, Lysåa og Fossa, er det ikke noen åpenbar forklaring på hvorfor ønsket behandlingseffekt ikke ble oppnådd. I disse må det derfor gjøres nærmere undersøkelser av vannets kjemiske klorforbruk før fullverdig behandlingstiltak settes i verk.

#### 4.4 Tablett dosering

De utvalgte teststasjonene var forskjellige med tanke på klorforbruk og vannføring. Det ble påvist klor i effektive konsentrasjoner ved seks av åtte stasjoner. Tablettene gav tilstrekkelig klor over flere dager til tross for varierende vannføring. Ved de to stasjonene der det ikke ble påvist klor, ble klortablettene utsatt for relativt sterk strøm slik at de hadde løst seg fullstendig opp ved inspeksjon, som først ble gjort på dag fem. Det konkluderes med at utlegging av tilstrekkelig antall tabletter vil gi effektiv behandling over tid i sakteflytende vann med vannføring opp til 5 l/s. Vannets klorforbruk (momentan nedbrytning av klor) vil imidlertid være høyt sammenlignet med dosering av klor som monokloramin, og varigheten av konsentrasjonen vil være kortere. Værforholdene, og hvor stabil vannføringen er, vil ha mye å si for hvor godt det er mulig å treffe med doseringen. Tablettmetodens presisjon må uansett betraktes som grov sammenliknet med kloramindosering fra ulike styrte anlegg.

#### 4.5 Effektmåling ved bruk av smittet fisk

Effektkontrollen ved bruk av smittede laksunger i kar langs elva viste at behandlingen hadde god effekt på parasittene. I de fire karene hvor laksungene sto i klorbehandlet elvevann, ble det totale antallet *G. salaris* redusert med 99,5% i løpet av de første syv dagene av behandlingen. På dag 10 av behandlingen var det ingen *G. salaris* på fisken i disse karene, mens antallet hadde økt med 2,88 ganger i kontrollkaret. Reduksjon av infeksjon i smittekarene korresponderte godt med de antatte forutsetningene om at 70 mikrogramdøgn har en svært god effekt mot parasitten, og at 90 mikrogramdøgn fjerner den helt. Resultatene viste også i to tilfeller at alle parasitter var borte allerede ved 67 og 76 mikrogramdøgn. Dette indikerer at 90 mikrogram kan være en konservativ veiledende grenseverdi med tanke på hvor raskt alle parasitter er borte fra fisken under disse forsøksbetingelsene.

En stor andel fisk forsvant fra karene under oppsettet, og antall parasitter kan derfor ikke brukes som noe eksakt mål for effekten av behandlingen. Den betydelige reduksjonen av parasitter frem til dag syv, og det faktum at det ikke fantes *G. salaris* i karene på dag 10 er imidlertid god nok indikasjon som effektkontroll. Sett i sammenheng med resultatene fra den kjemiske effektkontrollen (uttrykt som mikrogramdøgn) er disse resultatene også i tråd med tidligere observasjoner (se for eksempel Hytterød mfl. 2021 og Olstad mfl. 2021).

Verken grunnen til dødeligheten i karene eller grunnen til det store antallet fisk som forsvant er kjent. Fisken som forsvant kan skyldes uforsiktighet ved kontroll av karet og at lokket ikke var lagt godt nok på plass etter inspeksjon. Det kan heller ikke utelukkes at uvedkommende har åpnet lokkene for å se på fisken, og at noen da kan ha unnsuppet. Det er også en viss sannsynlighet for at eldre fisk kan ha spist yngre fisk (0+) i karene. Det høye antallet døde fisk kunne i utgangspunktet tenkes å skyldes eksponering for klorholdig vann – og særlig tatt i betraktning at det ikke døde fisk i kontrollkaret. Fisken i karene i 2021 ble imidlertid eksponert for 9-10 µg klor/l i gjennomsnitt (min/max 3-16 µg klor/liter). Fra tidligere forsøk er det ikke observert tilsvarende dødelighet ved så lave klorkonsentrasjoner som brukt her (Hagen mfl. 2014, 2018, 2019ab, Hytterød mfl. 2021, Olstad mfl. 2021). I rene tålegrenseforsøk fant også Olstad mfl. (2021) at kun én av 20 ørretunger døde etter 10 dagers gjennomsnittlig eksponering for 45 µg klor/liter. Med erfaring fra disse forsøkene skulle det derfor ikke være noen grunn til å forvente en slik dødelighet som følge av klorbehandlingen. Under behandlingen i 2021 var det også utstrakt kontakt med et større antall personer med

tilknytning til elva, både fiskere, lokale vannprøvetakere og andre. Verken disse personene eller representanter fra prosjektet observerte døde fisk i elva. Hvis andelen døde fisk i karene skulle vært en indikator på dødelighet som følge av kloresponering i elva, ville dette med stor sannsynlighet blitt observert i forbindelse med elvenær aktivitet. Det konkluderes derfor med at dødeligheten kan skyldes stress som en kombinasjon av innsamling, bedøvelse og håndtering i forbindelse med undersøkelsene fisken ble utsatt for – i tillegg til høye infeksjonsnivåer av både *G. salaris* og sopp ved oppstarten av forsøket. Når det gjelder fravær av dødelighet i kontrollkaret, må dette ses i sammenheng med den betydelig lavere startinfeksjonen i dette karet sammenliknet med de andre.

I forbindelse med forsøket ble det gjennomført ytterligere en biologisk effektkontroll som viste god effekt av klorbehandlingen mot *G. salaris*. Effektkontrollen ble gjort ved å undersøke laksunger for parasitter før- og etter behandlingen. Dette arbeidet ble gjennomført av NINA og beskrives i egen rapport (Solem mfl. 2022): Ved el-fiske før oppstart av behandlingen, den 5. og 6. august, ble det fanget totalt 212 laksunger på syv stasjoner fordelt jevnt over hele behandlingsstrekningen. På disse laksungene ble det telt totalt 18900 *G. salaris*. Etter behandlingen, den 6. og 7. september, ble det igjen fisket på de samme stasjonene samt på ytterligere syv stasjoner. I denne runden ble det fanget totalt 205 laksunger, hvorav ingen var påvist smittet med *G. salaris*.

Verken kjemisk effektkontroll eller biologisk effektkontroll i form av kar langs bredden eller el-fiske vil være tilstrekkelig til å konkludere med at behandlingen har fjernet all *G. salaris* fra behandlede områder. Det er for eksempel kjent etter undersøkelser av miljøDNA gjennomført i regi av NINA at det er funnet forekomst av parasitten etter endt behandling, om enn på få stasjoner og i lav konsentrasjon (Frode Fossøy, personlig meddelelse). Det disse effektundersøkelsene imidlertid har vist, er at behandlingen har hatt god effekt ved de konsentrasjoner og det tidsforløpet som ble oppnådd.

## 5 Konklusjon

Gjennomføringen av forsøket i 2021 ble svært ulikt de foregående år, siden det ble store vannføringsendringer og krevende forhold. Dette har vært en fordel for metodeutviklingen, siden slike forhold fremprovoserte en del feilsituasjoner som det er svært nyttig å få luket vekk før en eventuell utryddelsesbehandling i Driva i 2022. Hoveddoseringsanleggene fungerte svært godt og etter hensikten, men vil likevel få noen få forbedringer. Sidebekkanleggene i dette forsøket viste at designet var godt og i de fleste tilfeller velfungerende. Driftssikkerheten ble likevel for mye redusert når det ble store vannføringsendringer i sidebekkene, og designendringer vil bli gjort for å avhjelpe dette. Overordnet logistikk med tanke på kjemikalier og utstyr fungerte bra, men det ble også tydelig at det ved dette omfanget er nødvendig med dedikerte team som holder orden på kjemikaliebehovet ved de ulike stasjonene. Innrapportering av data fungerte fint, og bruken av elektroniske innmeldingsskjema for felldata var særlig tidsbesparende og vellykket. Det er ønskelig å utvikle og effektivisere bruken av digitale verktøy ytterligere før et eventuelt tiltak i Driva i 2022. Forsøket var totalt sett vellykket, og særlig vellykket gitt de værmessige forutsetningene forsøket ble gjennomført under. Dette gir grunn til å forvente at et fullskala tiltak med klormetoden i Driva vil være gjennomførbart og ha god sannsynlighet for å lykkes.

## 6 Referanser

- Anon 2014. Handlingsplan mot lakseparasitten *Gyrodactylus salaris* for perioden 2014-2016. Miljødirektoratet 2014. 114 s.
- Black & Veatch, 2010. White's Handbook of Chlorination and Alternative Disinfectants, 5te utg. Wiley, Hoboken, N.J. 1062 s.
- Hagen, A.G., Hytterød, S., & Olstad, K. 2014. Low concentrations of sodium hypochlorite affect population dynamics in *Gyrodactylus salaris* (Malmberg, 1957); Practical guidelines for the treatment of the Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) parasite. Journal of Fish Diseases 37, 1003-1011.
- Hagen, A.G., Hytterød, S., Olstad, K., Garmo, Ø., Darrud, M., Holter, T., Svendsen, J., Mo, T.A., Escudero, C., Martinez-Francés, E. & Gjessing, M. 2018. Forsøksbehandling med monokloramin mot *Gyrodactylus salaris* i elva Glitra. NIVA-rapport 7238-2018. 27 s.
- Hagen, A.G., Hytterød, S., Olstad, K., Garmo, Ø.A., Darrud, M., Holter, T.H., Martínez-Francés, E; Höglund, E., Uhlig, S., Fæste, C.K., Ivanova, L., Gjessing, M.C., 2019a. Effekter på laks (*Salmo salar*) ved eksponering for monokloramin. NIVA-rapport 7358-2019. 37 s.
- Hagen, A.G., Hytterød, S., Olstad, K., Garmo, Ø.A., Darrud, M., Holter, T.H. & Martínez-Francés, E. 2019b. Utvikling av klormetoden mot *Gyrodactylus salaris* - feltforsøk i Batnfjordselva. NIVA-rapport 7359-2019. 44 s.
- Hagen, A.G., Becsan, I., Garmo, Ø.A., Hansen, P.S., Holter, T.H., Olstad, K., Skogan, O.A.S., Amundsen, M.M., Ribeiro, A.L., 2021a. Forsøksbehandling med monokloramin mot lakseparasitten *Gyrodactylus salaris* ved flere doseringspunkter i Driva. NIVA-rapport 7617-2021. (39 sider)
- Hagen, A.G., Becsan, I., Escudero, C., Garmo, Ø.A., Grønneberg, E., Hansen, P.S., Holter, T., Hytterød, S., Martinez-Frances, E., Olstad, K., Ribeiro, A.L., Rusch, J., 2021b. Forsøksbehandling med monokloramin mot lakseparasitten *Gyrodactylus salaris* i Driva. NIVA-rapport 7575-2021. 40s.
- Hansen, H., Fornes, G. J., Mohammad, S. N., Hokseggen, T., Amundsen, M. M. and Welde, H. I. The surveillance programme for *Gyrodactylus salaris* in Atlantic salmon and rainbow trout in Norway 2020. Surveillance program report 2021a. Veterinærinstituttet 2021. 12s.
- Hansen, H., Mohammad, S.N., Welde, H.I. og Amundsen, M. M. The post-treatment surveillance programme for *Gyrodactylus salaris* in Norway 2020. Surveillance program report 2021b. Veterinærinstituttet 2021. 5s.
- Hindar, A., Hagen, A.G., Hytterød, S., Høgberget, R., Moen, A. & Olstad, K. 2015. Tiltak med AIS for utryddelse av lakseparasitten *Gyrodactylus salaris* i Lærdalselva i 2011 og 2012. NIVA-rapport 6701-2015. 75 s.
- Hytterød, S., Olstad, K., Holter, T., Rusch, J., Garmo, Ø., Gjessing, M., Kraugerud, M. & Hagen, A.G. 2021. Effekter av kloramineksponering på stor, voksen laks (*Salmo salar*). NIVA-rapport 7576-2021. 30 s.

Olstad, K., Holter, T., Hagen, A.G., Ribeiro, A.L., Amundsen, M.M., & Garmo, Ø. 2021. Tålegrense hos ørret (*Salmo trutta*) og effekt på *Gyrodactylus salaris* ved eksponering for monokloramin. NIVA-rapport 7616-2021. 21 s.

Solem, Ø., Havn, T.B., Olstad, K., Ulvan, E.M. & Bøe, K. 2022. Ungfiskundersøkelser i Drivavassdraget. Årsrapport 2021. NINA Rapport 2046. Norsk institutt for naturforskning. 32s.

Vikesland, P.J., Ozekin, K., Valentine, R.L., 2001. Monochloramine Decay in Model and Distribution System Waters. Water Research 35, 1766–1776.



## 7 Vedlegg

### Vedlegg A. Resultater fra kjemiske tester

#### Klorforbruk – titrering av vannprøver med klor.

Resultatene fra disse testene er omtalt i kapittel 3.3 og 3.4.

#### pH som indikator på klor/nitrogen blandingsforhold.

Blandingsforholdet mellom hypokloritt og ammonium bør ligge mellom 0,6 og 1,0 for at det skal dannes renest mulig monokloramin uten andre (di-/tri-) kloraminer som biprodukt. pH i konsentrerte blandinger er bestemt av blandingsforhold og temperatur, noe som gjør pH til egnet indikator for blandingsforhold. Måling av pH i hypokloritt/ammoniumklorid-løsninger med ulike blandingsforhold viste at prosess-pH bør ligge mellom 8,8 og 10,0 (Tabell 7). Disse grensene er gyldig for stamløsningen av natriumhypokloritt som ble brukt i 2021. Grenser for prosess-pH bør derfor etableres på nytt for hver leveranse (parti) fra produsent. Undersøkelsene ble gjort ved, og er dermed gyldig ved, temperaturspennet 10-15 °C.

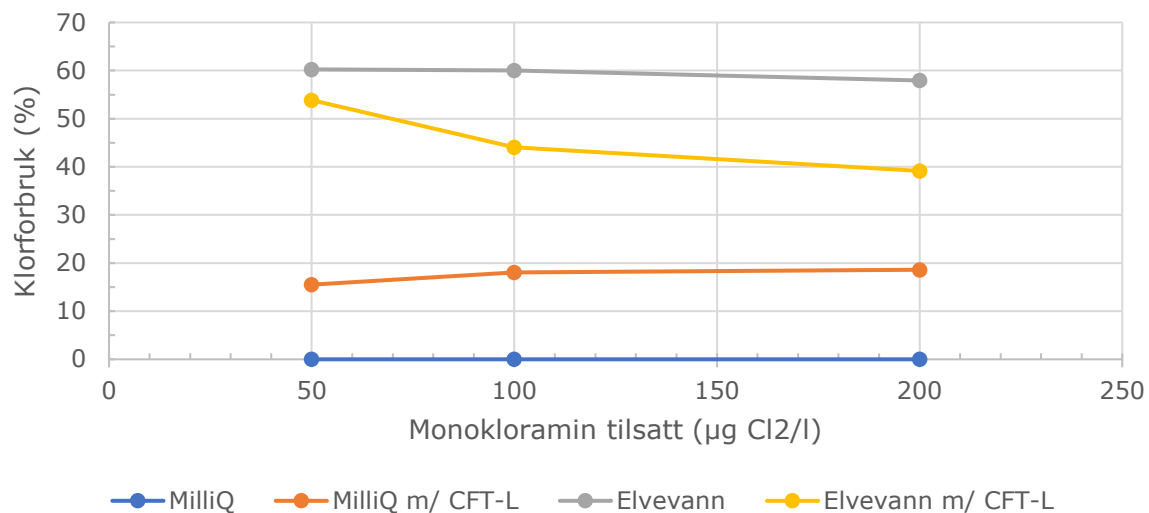
Tabell 7. pH i løsninger med ulike klor/nitrogen-blandingsforhold ved ulike temperaturer. Nominell klorkonsentrasjon var 400 mg/l.

Prøve	pH	Temperatur
Cl <sub>2</sub> /NH <sub>4</sub> -N molforhold = 0,6	8.8	10
Cl <sub>2</sub> /NH <sub>4</sub> -N molforhold = 0,8	9.4	
Cl <sub>2</sub> /NH <sub>4</sub> -N molforhold = 1,0	10.4	
Cl <sub>2</sub> /NH <sub>4</sub> -N molforhold = 0,6	8.7	13
Cl <sub>2</sub> /NH <sub>4</sub> -N molforhold = 0,8	9.3	
Cl <sub>2</sub> /NH <sub>4</sub> -N molforhold = 1,0	10.3	
Cl <sub>2</sub> /NH <sub>4</sub> -N molforhold = 0,6	8.7	15
Cl <sub>2</sub> /NH <sub>4</sub> -N molforhold = 0,8	9.2	
Cl <sub>2</sub> /NH <sub>4</sub> -N molforhold = 1,0	10.0	

#### Klorforbruk i vannprøver tilsatt CFT-legumin.

Klorforbruket viste kun moderat økning (ca. 20 %) i en realistisk fortykning av CFT-Legumin (1 ppm) i MilliQ-vann (Figur 31). Absorpsjon av lys med bølgelengde 510 nm var marginalt høyere i MilliQ-vann med CFT-Legumin og analysekjemikalier (DPD, buffer og KI) enn i MilliQ-vann med analysekjemikalier (ikke vist). Det er altså ikke holdepunkter for at stoffer i CFT-legumin påvirker analysekjemikaliene. Klorforbruket var, noe overraskende, lavere med CFT-legumin enn uten (Figur 31) når forsøket ble gjentatt med naturlig vann i stedet for MilliQ-vann. Absorpsjon av lys med bølgelengde 510 nm var marginalt lavere i ellevann med CFT-Legumin og analysekjemikalier (DPD, buffer og KI) enn i ellevann kun tilsatt analysekjemikalier (ikke vist). Det er ikke helt klart hva dette skyldes, men en mulig forklaring er at et eller flere stoffer i CFT-Legumin (som bl.a. inneholder emulgatorer) binder til seg naturlig organisk materiale i vannet og gjør at det a) absorberer mindre lys med bølgelengde 510 nm og b) beskytter det organiske materialet mot reaksjon med (og dermed nedbryting av) klor. Her kan det ligge en mulighet til ytterligere forbedring av følsomheten til analysemetoden ved å tilsette en inert emulgator for å få lavere bakgrunn og høyere signal. Konklusjonen blir uansett at det ikke ser

ut til at CFT-Legumin forbruker særlig klor i form av monokloramin og dermed reduserer effekten mot parasitten i blandsoner. Det gjenstår å undersøke om klor reduserer effekten av CFT-legumin mot parasitten.



Figur 31. Målt klorforbruk i ulike MilliQ-vann og elvevann (fra fiskesperra) med og uten CFT-Legumin (1 ppm vol/vol).

## Vedlegg B. Tester av ulike typer klortabletter i forkant av forsøksbehandlingen i Driva

**Introduksjon.** Det ble gjennomført tester med fire ulike typer klortabletter i forkant av forsøkene i Driva (Tabell A1). Tablettene inneholdt såkalt stabilisert klor i form av triklorisocyanursyre ( $\text{Cl}_3\text{Cy}$ ) eller diklorisocyanurat ( $\text{Cl}_2\text{Cy}$ ). Disse stoffene brukes vanligvis for å bremse lysrelatert nedbryting av klor i utendørsbassenger, men også til drikkevannsbehandling (USA). Det som gjør at  $\text{Cl}_3\text{Cy}$  og  $\text{Cl}_2\text{Cy}$  benyttes i drikkevannsbehandling er ikke det at de gir lysresistent klorrest, men det at de er faste stoffer som er enklere å håndtere enn klor i væske eller gassform, samt at de har høy klorkonsentrasjon, lang holdbarhet og ikke tilfører kalsium (Wahman, 2018<sup>4</sup>). Noen av disse egenskapene kunne også gjøre klorforbindelsene egnet for vårt formål, spesielt siden de er å få i form av tabletter som løser seg sakte.

Tabell A1. Klorprodukter som ble testet

Merke	Kategori	Klorforbindelse	CAS	Molvekt	Renhet (%)	Vekt tablett (g)
Swim&fun	Ukeklor	$\text{Cl}_3\text{Cy}$	87-90-1	232.41	96	20
Activ SPA	Slow dissolving	$\text{Cl}_3\text{Cy}$	87-90-1	232.41	100	20
Swin&fun	Fast dissolving	$\text{Cl}_3\text{Cy}$	87-90-1	232.41	63	5
Suma Tab	Desinfektionstab.	$\text{HCl}_2\text{Cy}$	51580-86-0	255.98	99.7	2

### Test av «langsomme» klortabletter utendørs i bøtter med og uten sirkulasjon og uten gjennomstrømning.

- Fire 10-liters bøtte med kaldt springvann fra Mjøsa ble fylt opp og satt utendørs med svartsekker trukket rundt for å unngå sollys.
- To typer langsomklor 20 g (Swim & Fun Klor Week Tab og Activ SPA Long Tab 20) ble delt med skalpell og veid. 4 g av hver type klortablett ble lagt i bøtte med sirkulasjon, og det samme ble gjort i bøtte uten sirkulasjon. (To bøtter per type, én med sirkulasjon og én uten sirkulasjon).
- Tablettene ble lagt oppi et perforert flyteelement.
- Det ble utført daglig observasjon for å se hvor lang tid det tok før tablettene ble løst opp.
- Tid og pH ble målt for hver type.
- Mesteparten av tablettbitene var tilnærmet oppløst etter cirka to uker (lik oppløsningstid for sirkulasjon i vann og uten sirkulasjon). pH i bøttene ble da vha. strips anslått til ca. 4.

<sup>4</sup> Wahman, D.G., 2018. Chlorinated Cyanurates: Review of Water Chemistry and Associated Drinking Water Implications. J Am Water Works Assoc 110, E1–E15. <https://doi.org/10.1002/awwa.1086>



Figur 32. Testing av langsomme klortabletter.

#### Test av langsomme klortabletter innendørs i kar med sirkulasjon og gjennomstrømning.

- Testen fulgte samme prosedyre som beskrevet ovenfor, men denne gangen ble de to merkene «langsomklor»-tabletter med  $\text{Cl}_3\text{Cy}$  plassert i et felles glasskar oppi en kum. Tablettene ble plassert i hver sin rognboks og kaldt springvann fikk sildre ned i glasskaret, noe som videre førte til at det kontinuerlig rant litt vann (ca. 1 dl/minutt) ut av vannkaret og det ble gjennomstrømning med utskifting av vann.
- I tillegg til vanngjennomstrømning ble det satt en akvariepumpe oppi karet for å skape ekstra sirkulasjon i vannet.
- Etter cirka en uke var bitene av begge tablettmerkene fullstendig oppløst.

#### Stabilitet av klor i form av $\text{Cl}_3\text{Cy}$ og $\text{Cl}_2\text{Cy}$ i naturlig vann.

- Hurtigoppløselige tabletter som inneholdt hhv.  $\text{Cl}_3\text{Cy}$  og  $\text{Cl}_2\text{Cy}$  ble løst opp i vann. Klorkonsentrasjonen ble verifisert med komparatormetoden. Løsningen ble så fortynnet til realistisk dose i vann fra forskjellige kilder med antatt forskjellig klorforbruk. En løsning med kjent konsentrasjon av klor i form av hypokloritt ble brukt som kontroll.
- I rent springvann fra Mjøsa ble det målt 40-50 prosent av tilsatt klor etter en time (Tabell A2). Det var ingen forskjell på kjemikalium. Tilsatte doser var 0,12-0,24 mg aktivt klor/l.
- I en halvblending av vann fra Svartelva og springvann ble det etter én time målt 12 % av klor tilsatt som hypokloritt og 17 % av klor tilsatt som  $\text{NaCl}_2\text{Cy}$  eller  $\text{Cl}_3\text{Cy}$ . Det tilsvarer klorforbruk på hhv. 88 og 83 %. Tilsatte doser var 0,12-0,24 mg aktivt klor/l.
- I vann fra Finsalbekken (humøst, anslagsvis 5-10 mg/l DOC) ble det tilsatt klor i området 0,12 til 0,48 mg/l. Etter en snau time var klorkonsentrasjonen lavere enn 0,01 mg/l (det ble ikke målt tidligere, men erfaringsmessig skjer det mye i starten).

**Konklusjon.** De undersøkte klortablettbitene (4 g) løste seg i løpet av én uke ved gjennomstrømning og noe bevegelse i vannet. Det tok betydelig lenger tid å løse tilsvarende tablettbit i stillestående vann. Det skyldes trolig en effekt av lav pH. Klor som ble frigjort fra tablettene ble raskt brutt ned og klorforbruket etter én time tilsvarer det for klor tilsatt som hypokloritt. Det er i tråd med funn i andre studier, som indikerer at klor tilsatt som  $\text{Cl}_3\text{Cy}$  og  $\text{Cl}_2\text{Cy}$  er nesten like reaktivt som klor tilsatt som hypokloritt (Wahman, 2018). Det betyr at disse klorforbindelsene er betydelig mer reaktive enn monokloramin, særlig ved nøytral pH. Det gjør det utfordrende å beregne dosering som skal til for å få målbar klor. De sakteløselige egenskapene til tablettene gjorde likevel at det ble besluttet å teste tablettedosering i utvalgte sidevassdrag under generalforsøket i Driva.

## Vedlegg C. Vannprøvestasjoner

Tabell 8 - Oversikt over alle punkter hvor det ble tatt daglige vannprøver.

Stasjonsnummer/Stasjonsnavn	Koordinater (UTM-sone 32N)
1 Referanse, sperra	E495634, N6942189
2 Bommen sør	E495517, N6942339
3 Bommen nord	E495523, N6942394
4 Driva kraft oppstrøms	E494303, N6943562
5 Driva kraft dosesjekk	E493685, N6943785
6 Somrungen referanse	E492808, N6944696
7 Somrungen dosesjekk	E492092, N6944445
8 Fale oppstrøms	E491928, N6944421
9 Fale dosesjekk	E491261, N6944919
10 Brooklyn oppstrøms	E489044, N6945931
11 Brooklyn dosesjekk	E488202, N6945863
12 Grøa dosesjekk	E485056, N6946486
13 Elverhøy oppstrøms	E484998, N6946768
14 Elverhøy dosesjekk	E482836, N6946639
15 Kiklingbrua oppstrøms	E481055, N6947925
16 Kiklingbrua dosesjekk	E480354, N6947794
17 Hareima dosesjekk	E480745, N6947817
18 Fylkesveibrua	E477235, N6949238
19 Blindjohølen sør	E478829, N6948130

## Vedlegg D. Ytterligere vannprøver

Stasjon	Dato	Ca	Cl	Fe	Mn	TOC	Turb.	KOF-Mn	Tot-N	NO3-N	NH4-N
		mg/l	mg/l	µg/l	µg/l	mg/l	FNU	mg O2/l	µg/l	µg/l	µg/l
Dalavatnet	27.08.2021	2,3	1,33	4,3	0,34	0,72	0,65	0,93	53	26	6
Litdalselva o. hinder	27.08.2021	2,8	1,58	5,4	0,47	0,35	0,40	0,69	67	52	4

Stasjon	Dato	Kond.	pH	Alk.
		µS/cm		mmol/l
Dalavatnet	27.08.2021	20	6,8	0,094
Litdalselva o. hinder	27.08.2021	25	6,8	0,103

# Vedlegg E. Fastfield-skjema

Avviksskjema

---

**Avviksskjema**

Område (Velg område først for å aktivere riktig felt)\*

▼

Dato\*

Dec 17, 2021 ▼

Klokkeslett

10:44 ▼

Location / GPS

[Capture GPS](#)

Beskriv avvik (husk å sende nytt skjema når avvik er rettet)\*

⌵

← ☰ [Submit](#) 🔖 →

## Fiskeforsøk

## Fiskeforsøk

Dato*	Aug 20, 2021	▼
Klokkeslett*	10:40	▼
Karstasjon #*		▼
Location / GPS		<a href="#">Capture GPS</a>
Hensikt med besøket? (flere valg mulig)		▼
Gjennomstrømning i kar?	<a href="#">N/A</a>	<a href="#">Yes</a> <a href="#">No</a>
Renset avløp?	<a href="#">N/A</a>	<a href="#">Yes</a> <a href="#">No</a>
Antall døde fisk ved tilsyn		▼
Antall levende fisk i karet ved tilsyn		▼
Kommentar (sopp, adferd, vanntilførsel, alder på død fisk osv.)	<input type="text"/>	
Bilde om nødvendig		<a href="#">Take Photo</a>

[←](#) [☰](#) [Submit](#) [🔖](#) [→](#)

## Doseringsanlegg

### Doseringsanlegg

Lokalitet\*

Dato\*

Dec 17, 2021

Tidspunkt\*

10:37

Hensikt med besøket\*

Ca liter igjen med hypo

Ca liter igjen med ammo

Kommentar

← ☰ Submit 📖 →



Målinger (ph, ysi, osv) i felt

Section 1

Dato

Dec 17, 2021



Klokkeslett

10:39



Location / GPS

Capture GPS

Lokasjon



pH

Temperatur

Konduktivitet

Turbiditet



Submit



## Periferi pumpestasjoner

## Periferilokaliteter

Hvor er du? \*

Dato \*

Dec 17, 2021

Klokkeslett\*

10:43

Location / GPS

Capture GPS

Hensikt med besøket\*

Pumpe går?\*

N/A

Yes

No

RPM?

Testa med strips?

Yes

No

Målt klor med komparator?

N/A

Yes

No

Liter med doseringsløsning igjen på dunken

Estimert vannføring (Liter pr sekund)

Kommentar

Ingen kommentar

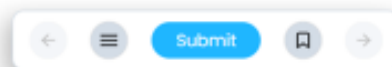
Evt bilde

Take Photo

## Periferi tablettstasjon

## Periferilokaliteter

Lokalitet*	<input type="text"/>
Dato*	Dec 17, 2021
Klokkeslett*	10:38
Location / GPS*	<input type="button" value="Capture GPS"/>
Hensikt med besøket. (Flere valg mulig)*	<input type="text"/>
Hvor mange tabletter ligger igjen i boksen?	<input type="text"/>
Målt klor med komparator?	<input type="button" value="Yes"/> <input type="button" value="No"/>
ca vannføring L/sek	<input type="text"/>
Vannprøve samlet inn til lab?*	<input type="button" value="Yes"/> <input type="button" value="No"/>
Kommentar	<input type="text" value="Ingen kommentar"/>
Evt bilde	<input type="button" value="Take Photo"/>

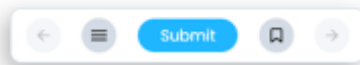


Ideer og forbedringspunkter

**Section 1**

Tema

Skriv inn tanker/forbedringer her

 A horizontal navigation bar containing five icons: a left-pointing arrow, a hamburger menu icon, a blue button labeled "Submit", a bookmark icon, and a right-pointing arrow.

## NIVA: Norges ledende kompetansesenter på vannmiljø

Norsk institutt for vannforskning (NIVA) er Norges viktigste miljøforskningsinstitutt for vannfaglige spørsmål, og vi arbeider innenfor et bredt spekter av miljø, klima- og ressurs spørsmål. Vår forskerkompetanse kjennetegnes av en solid faglig bredde, og spisskompetanse innen mange viktige områder. Vi kombinerer forskning, overvåkning, utredning, problemløsning og rådgivning, og arbeider på tvers av fagområder.



Norsk institutt for vannforskning

Økernveien 94 • 0579 Oslo  
Telefon: 02348 • Faks: 22 18 52 00  
[www.niva.no](http://www.niva.no) • [post@niva.no](mailto:post@niva.no)