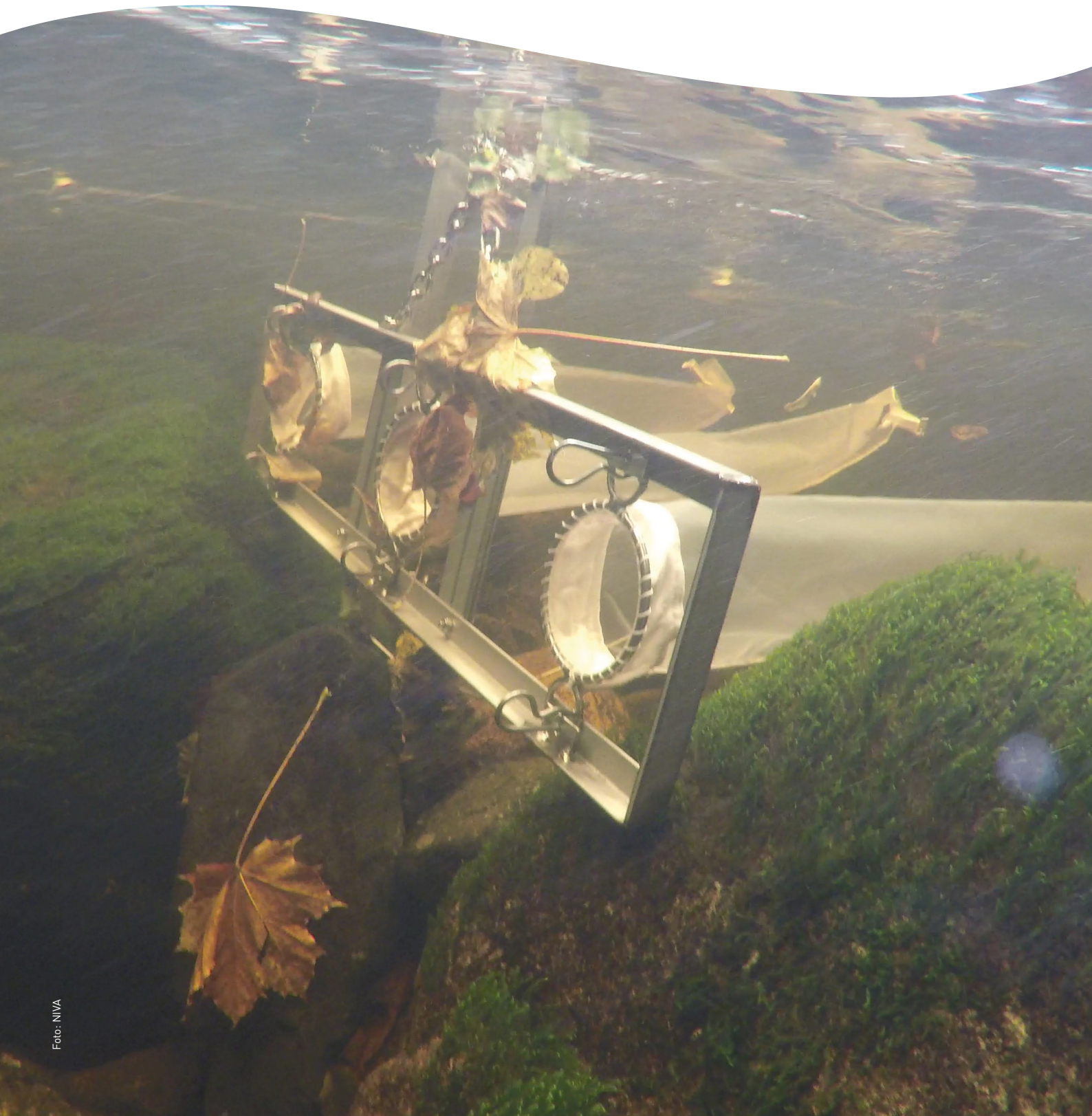


Korttidseffekter på elvelevende bunnfauna av kloraminbehandling mot parasitten *Gyrodactylus salaris* i Glitra



RAPPORT

Hovedkontor

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

NIVA Region Sør

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

NIVA Region Innlandet

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

NIVA Region Vest

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

NIVA Danmark

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

Tittel Korttidseffekter på elvelevende bunnfauna av kloraminbehandling mot parasitten <i>Gyrodactylus salaris</i> i Glitra	Løpenummer 7237-2018	Dato 20.02.2018
Forfatter(e) Tor Erik Eriksen	Fagområde Ferskvannsbiologi	Distribusjon Åpen
	Geografisk område Buskerud	Sider 28

Oppdragsgiver(e) Miljødirektoratet	Oppdragsreferanse Anne Kristin Jøranlid
	Utgitt av NIVA Prosjektnummer 17155

Sammendrag

Denne rapporten omhandler effekter på bunnfauna av kjemisk elvebehandling med monokloramin (kloraminbehandling) i elva Glitra, Buskerud, september 2017. Prøver av bunnfauna ble samlet inn ved hjelp av bentiske sparkeprøver, bentiske Surberprøver og drivprøver. I tillegg ble det gjort et felteksperiment for å avklare hvorvidt behandlingen påvirket nedbrytningshastigheten av utvalgt organisk materiale. Behandlingen hadde samlet sett liten effekt på bunnfaunaen, og det hadde ikke vært mulig å påvise effekter dersom det ble gjort stikkprøver i form av vanlig tiltaksrettet overvåking (sparkeprøver). Ved bruk av hyppig prøvetaking og ulike prøvetakingsmetoder påviste vi likevel signifikante effekter av behandlingen. Den tydeligste effekten ble funnet for døgnfluefamilien Baetidae, som hadde økte tettheter i drivprøver, redusert tettheter i Surberprøver samt lavere dominans i sparkeprøver utover i behandlingsperioden. Små individer av *Baetis* (*Baetis* sp.) og *Baetis muticus* så ut til å bli hardest rammet.

Fire emneord	Four keywords
1. Makroinvertebrater	1. Macroinvertebrates
2. Kjemisk behandling	2. Chemical treatment
3. Kloramin	3. Chloramine
4. <i>Baetis</i>	4. <i>Baetis</i>

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

Tor Erik Eriksen
Forfatter

Markus Lindholm
Forskningsleder

ISBN 978-82-577-6972-7
NIVA-rapport ISSN 1894-7948

Korttidseffekter på elvelevende bunnfauna av
kloraminbehandling mot parasitten *Gyrodactylus*
salaris i Glitra

Forord

På bakgrunn av tidligere utredningsarbeider fremla prosjektgruppen for Miljødirektoratet i februar 2017 forslag til videre utredning av klor som bekjempelsesmiddel i kampen mot parasitten *Gyrodactylus salaris*. Med utgangspunkt i et skissert prosjekt valgte Miljødirektoratet å støtte prosjektet med et tilskudd (Avtalenummer 17010237). Prosjektet er organisert som et samarbeid mellom NIVA, Veterinærinstituttet og NINA. Koordinerende og administrativt ansvar har ligget hos NIVA, ved prosjektleder forskningsleder Anders Gjørwad Hagen. De tre institusjonene NIVA, Veterinærinstituttet og NINA er likestilte.

Arbeidet med kloraminbehandlingen (virkestoff monokloramin) i Glitra, september 2017 er rapportert ved to publikasjoner: Den første rapporten omhandler de tekniske detaljene knyttet til behandlingen samt effekter på fisk er beskrevet i Hagen mfl. (2018), mens denne rapporten omhandler effekter på elvelevende bunnfauna.

En rekke medarbeidere på NIVA har bidratt i undersøkelsene av bunnfaunaen. Feltarbeidet ble utført av Tor Erik Eriksen og Eirin Pettersen, mens Jens Thaulow befarte elvestrekningen etter elvemusling. Bestemmelser og tellinger av Surber- og sparkeprøver ble utført av Torleif Bækken og Tor Erik Eriksen, og drivprøver av Joanna Kemp, Johnny Håll og Eyvind Ekholt Andersen. Tor Erik Eriksen har vurdert dataene og sammenstilt rapporten. Arbeidet er kvalitetssikret av Markus Lindholm.

Forsøkene er gjennomført med base i Drammen og Omland Fiskeadministrasjon (DOFA) sitt klekkeri ved Glitra. En takk rettes til DOFA, og spesielt Trond Håvelsen, for god hjelp i gjennomføring av prosjektet, samt Glitrevannverket for hjelp med å holde stabil vannføring i Glitra under forsøket.

Oslo, 15.02.2018

Tor Erik Eriksen

Innholdsfortegnelse

1	Innledning	6
2	Metoder	7
2.1	Sparkeprøver av bunnfauna	9
2.2	Drivprøver av bunnfauna.....	9
2.3	Surberprøver.....	10
2.4	Elvemusling.....	11
2.5	Nedbrytningseksperiment.....	11
2.6	Databehandling.....	11
3	Resultater.....	12
3.1	Sparkeprøver.....	12
3.1.1	Økologisk tilstand.....	12
3.1.2	Tilstedeværelse eller ikke-tilstedeværelse av taksa.....	12
3.1.3	Gruppesammensetninger.....	14
3.2	Surberprøver.....	16
3.3	Drivprøver.....	18
3.4	Nedbrytningseksperiment.....	19
4	Diskusjon.....	20
5	Referanser.....	22
	Appendix A – Figurer sparkeprøver.....	24
	Appendix B – taksalister.....	26
	B1. Tettheter (n/m^3) i drivprøver på StK og St2 i Glitra i forbindelse med kloraminbehandlingen, september 2017	
	B2. Antall individer i sparkeprøver (3x1 min; 9x1 meter) på StK, St2 og St4 i Glitra i forbindelse med kloraminbehandlingen, september 2017	
	B3. Antall individer ($n/0,5 m^2$) i Surberprøver (10 enkeltruter á 0,25 x 0,20 cm) på StK og St2 i Glitra i forbindelse med kloraminbehandlingen, september 2017.	

Sammendrag

I forbindelse med kloraminbehandlingen (virkestoff monokloramin) i Glitra, september 2017, ble bunnfaunen undersøkt på tre elvelokaliteter. En referansestasjon var plassert rett oppstrøms doseringspunktet for monokloramin og to stasjoner var plassert på behandlet strekning nedstrøms. Prøver av bunnfauna ble samlet inn ved hjelp av tre ulike metoder: bentiske sparkeprøver, bentiske Surberprøver og drivprøver. I tillegg ble det gjort et felteksperiment for å avklare hvorvidt behandlingen påvirket nedbrytningshastigheten av et organisk materiale. Behandlingen hadde samlet sett liten effekt på bunnfaunaen, og det hadde ikke vært mulig å påvise effekter dersom det ble gjort stikkprøver i form av vanlig tiltaksrettet overvåking (sparkeprøver). Antall arter, EPT-indeks og ASPT var uforandret gjennom behandlingen, samtidig som mengdeforholdene av individer var innenfor det som vanligvis forventes ved slik prøvetaking. Ved bruk av hyppig prøvetaking og ulike prøvetakingsmetoder (sparkeprøver, drivprøver og Surberprøver) påviste vi likevel signifikante effekter av behandlingen. Den tydeligste effekten ble funnet for døgnfluefamilien Baetidae, som hadde økte tettheter i drivprøver, redusert tettheter i Surberprøver samt lavere dominans i sparkeprøver utover i behandlingsperioden. Små individer av *Baetis* (*Baetis* sp.) og *Baetis muticus* så ut til å bli hardest rammet. Å sammenligne effektene på bunnfauna av kloraminbehandlingen med tilsvarende behandlinger med aluminiumsulfat (AIS) og CFT-Legumin (rotenon) fra andre vassdrag er vanskelig, men inntrykket er at kloraminbehandlingen hadde liten effekt på bunnfaunaen.

1 Innledning

Parasitten *Gyrodactylus salaris* ble introdusert til Norge på 70-tallet og er påvist i til sammen 50 norske elver (Hytterød mfl. 2018, under utarbeidelse). Parasitten utgjør en betydelig trussel mot norsk villaks og norske myndigheter har derfor satt som mål at den utryddes fra alle norske vassdrag hvor den er innført (Anon 2014). I bekjempelsen har det blitt brukt en kombinasjon av oppsatte fiskesperrer og kjemiske elvebehandlinger. Det brukes derfor store ressurser på bekjempelse av parasitten, og per januar 2018 er 32 vassdrag friskmeldt, 11 vassdrag er ferdigbehandlet (men fortsatt ikke friskmeldt), og syv vassdrag fordelt på to regioner er fortsatt infiserte (Hytterød mfl. 2018, under utarbeidelse). Laboratorieforsøk ved Veterinærinstituttet i Oslo (VI) viste at klor (hypokloritt) tilsatt i svært lave konsentrasjoner fjernet *G. salaris* fra laksunger i løpet av 2-6 dager uten å gi vesentlige effekter på fisk (Hagen mfl. 2014). Derfor ønsker man nå å utrede hvorvidt klor er et alternativt bekjempelsesmiddel i kampen mot *G. salaris*, der det tidligere har blitt brukt CFT-Legumin (rotenon) og aluminiumsulfat (AIS).

Bunnfauna (bentiske makroinvertebrater eller bunndyr) er små virvelløse dyr som lever i tilknytning til bunnsubstratet i rennende og stillestående vann. De opptre ofte tallrike, har lang livssyklus eller overlappende generasjoner, og eksponeres slik for miljøpåvirkninger over tid (Rosenberg & Resh, 1993). Dyrene har ulik i følsomhet for forskjellige former for forurensing, slik som forurensing (Schartau et al. 2008; Pye et al. 2012), organisk forurensing (Armitage et al. 1983), landbruksforurensning (Beasley & Kneale 2002; Schafer et al. 2007; von der Ohe & Goedkoop 2013), gruveforurensing (Aanes 1980; Clements et al. 2000) og akuttutslipp av ulike kjemikalier. Siden dyrene også er enkle å samle inn, brukes de som miljøindikatorer verden over. Bunnfaunaen har tidligere vist følsomhet ovenfor kjemiske elvebehandlinger mot *G. salaris*.

Kjemisk behandling med rotenon eller AIS, har medført midlertidig reduserte populasjonsstørrelser av bunnfauna på eksponerte elvestrekninger (Gladsø & Raddum 2002; Fjellheim 2004; Bongard 2005; Halvorsen & Heergaard 2007; Eriksen et al. 2009; Kjaerstad & Arnekleiv 2011; Eriksen & Pettersen 2016; Kjærstad & Arnekleiv 2016). AIS-behandlinger har primært rammet forsurningsfølsomme populasjoner, mens rotenon har rammet mange arter. Rotenon dreper likevel ikke all bunnfauna, slik mange har ment, og flere grupper ser ut til å tåle behandlingen. Påviste effekter av AIS og rotenon har likevel variert noe mellom behandlinger, og skyldes trolig ulike doseringsteknikker, forskjellig sammensetning av kjemikalier og variasjoner mellom vassdrag. Der det er gjort undersøkelser av rekolonisering etter behandlingene, har denne skjedd relativt raskt. Kjemisk behandling med kloramin har ikke blitt utført tidligere og derfor er det knyttet stor usikkerhet til miljøeffekter. Vi vet derimot at høye doser av klorforbindelser er svært skadelig for akvatisk liv. Da Vann- og avløpsetaten i Oslo kommune hadde et utslipp av natriumhypokloritt (NaOCl; estimert konsentrasjon 22.5 mg/l) til Akerselva i 2011, ble en rekke bunndyrgrupper kraftig redusert (Bækken mfl. 2011).

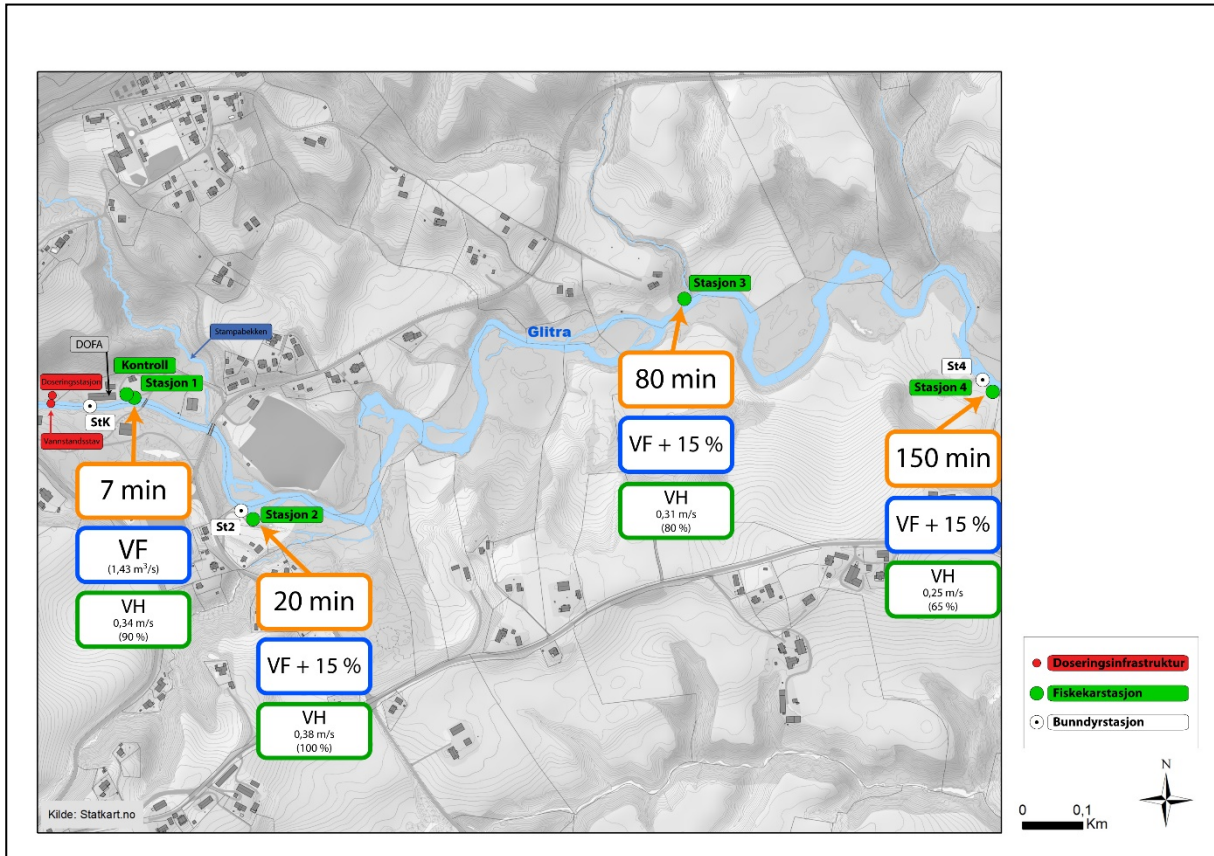
Selv om kunnskap om klortoleranse hos norsk bunnfauna mangler, gir data fra utlandet en indikasjon på følsomhet. United States Environmental Protection Agency (US EPA) opererer med en generell grense for beskyttelse av akvatiske organismer på 11 µg/l (LC₅₀ 96 timer) totalt residuelt klor (TRK; total aktiv klor - summen av fri aktiv klor og bunden aktiv klor), og denne skal ikke overstige gjennomsnittlig daglig dose på 19 µg/l TRK (US:EPA 1986). Det foreligger få studier om effekter av klorforbindelser på bunnfauna, og der data finnes er det i mange tilfeller uklart hvilke klorforbindelser som er studert. Williams et al. (2003) studerte effekter av TRK på døgnflueslekten *Baetis* i Sør Afrika – en slekt som generelt er svært tallrik også i norske vassdrag. I laboratorietester fant de LC₅₀-verdier (dødelig konsentrasjon for halvparten av testgruppen) etter henholdsvis 24, 48

og 96 timer for TRK-konsentrasjoner: 10,1-11,2 µg/l, 5,0-6,0 µg/l og 4.1-4.8 µg/l. Denne studien indikerer derfor at følsomheten for TRK øker med eksponeringstid, og at toleransegrenser til slutt blir nokså lave. Toleransen i naturmiljøet er trolig betydelig høyere enn hva som er påvist i laboratorietester (Williams et al. 2004). Selv om denne studien ble gjort i Afrika, er det grunn til å tro at tilsvarende påvirkninger gir responser også i Norge, slik man har sett for følsomhet av bunnfauna tidligere på tvers av kontinenter (Mustow 2002; Loayza-Muro et al. 2010).

2 Metoder

Kloraminbehandlingen i elva Glitra pågikk i litt over 11 døgn i perioden 18. – 30. september i 2017. Behandlingen startet den 18.9 klokken 14 og ble avsluttet tidlig om morgenen den 30. september. Oppsettet ble designet med *ett* doseringspunkt, hvor monokloramin ble tilsatt til ønsket konsentrasjon basert på vannføringsstyrte pumper (**Figur 1**). Natriumhypokloritt (oppgitt til 10-20 ww% og målt til 17,5 ww%) og ammoniumklorid var kjemikaliene som ble dosert i elva. Mer informasjon om metoden og dosering finnes i Hagen mfl. (2018).

Bunnfaunen ble undersøkt på tre lokaliteter i forbindelse med behandlingen: StK, St2 og St4. Stasjon StK var plassert rett oppstrøms doseringspunktet for kloramin (vannforekomst 011-87-R i www-vann-nett.no), og er oppgitt som sterkt modifisert med godt økologisk potensial. Vannforekomsten Glitra nedstrøms Vestsidvegen (011-77-R; www-vann-nett.no) starter ved broa rett nedstrøms for DOFA settefiskanlegg (St1 i denne rapporten) og strekker seg ned til samløpet med Asdøla ved Åmot. Elvestrekningen har antatt god økologisk tilstand, og omfattes av St2 og St4 i undersøkelsen. Prøver av bunnfauna fra en tidligere undersøkelse i vassdraget indikerte god økologisk tilstand på bakgrunn av eutrofiering/organisk belastning ned til St2 (Eriksen et al. 2015), mens vi ikke kjenner til data fra strekningen mellom St2 og St4.



Figur 1. Oversikt over dosering og prøvelokaliteter i Glitra i forbindelse med kloraminbehandlingen september 2017. Doseringsstasjon (rød), fiskekarstasjon (grønn) og bunnfaunastasjon (hvit) er vist. Transporttiden for vannet fra doseringspunkt er angitt i minutter i oransje bokser, relativ vannføring ved stasjonene er gitt i blå bokser, og vannhastighet ved stasjonene er vist i grønne bokser. Se Hagen mfl. (2018) for mer informasjon om behandlingen.

Prøver av bunnfauna ble samlet inn ved hjelp av tre ulike metoder: bentiske sparkeprøver, bentiske Surberprøver og drivprøver. I tillegg ble det gjort et felteksperiment for å avklare hvorvidt behandlingen påvirket nedbrytningshastigheten av et organisk materiale. En oversikt over prøvetype og innsamlingstidspunkt er vist i **Tabell 1**. Siste prøvetaking av bunnfauna var om kvelden den 29.9, mens doseringen vedvarte gjennom natten og ble avsluttet morgenen den 30.9.

Tabell 1. Oversikt over prøvetyper og prøvetidspunkt på de ulike stasjonene i forbindelse med kloraminbehandlingen i Glitra, september 2017.

Dato	Prøvetype			Nedbrytning	Tidsrom
	Driv	Spark	Surber		
17.9-18.9	StK, St2	StK, St2, St4	StK, St2	StK, St2	Før behandling
18.9	StK, St2				Første dag av behandling
25.9	StK, St2	StK, St2, St4			En uke med behandling
29.9		StK, St2, St4	StK, St2		Siste dag av behandling

Det finnes ingen bunnfaunaindeks som spesifikt måler effekter av klorforbindelser, og derfor ble effekten på bunnfaunasamfunnet vurdert på flere måter. Drivprøver ble brukt for å studere akutt

dødelighet eller stress. I slike tilfeller ventes det en økning i drivtettheter hos følsomme populasjoner ved at de *går i driv* med elvestrømmen. For sparkeprøver har vi blant annet benyttet bunndyrindeksen Average Score Per Taxon (ASPT; Armitage et al. 1983), som baseres på tilstedeværelse av ulike familier av bunnfauna. Klassegrenser for økologisk tilstand er interkalibrert på bakgrunn av eutrofi/organisk belastning, men ASPT responderer også på andre påvirkningstyper. ASPT brukes mye i tiltaksrettet overvåking i Norge. Videre har vi vurdert tilstedeværelse av antall taksa i gruppene døgnfluer, steinfluer og vårfluer (Ephemeroptera, Plecoptera og Trichoptera; EPT-indeks), samt sammensetningen av grupper og arter basert på mengdeforholdene i prøvene. For de kvantitative Surberprøvene har vi kvantifisert endringer av populasjonsstørrelser mer detaljert. I det følgende blir prøvetakingsmetodene beskrevet i teknisk detalj.

2.1 Sparkeprøver av bunnfauna

Sparkeprøver er en metode for å samle inn bunnfauna fra elvebunnen. Metoden er standardisert for å gjøre økologiske tilstandsklassifiseringer i norske elver i henhold til vannforskriften, og brukes derfor ofte i overvåkingsøyemed. Selv om metoden er avgrenset til et konkret areal og tid, anses den bare som «semi-kvantitativ». Dette er fordi selve prøvetakingsformen åpner for en del variasjon som gjør at tetthetsdata kan bli upålitelige. Data på populasjonsstørrelser fra slike prøver bør derfor tolkes som relative mengder/dominansforhold. Metoden har sin styrke i at den er robust og lett å utøve under varierende forhold, slik som ulike vanddybder og substratstyper (i motsetning til kvantitative Surberprøver), og man dekker enkelt et stort areal av elvebunnen. Sparkeprøver ble tatt fra StK, St2 og St4 før (17. - 18./9), under (25.9) og på siste dag av behandlingen (29.9). Ved hver prøvetaking ble det tatt tre prøver (triplikater) fra hver stasjon. Prøvene ble tatt ved å benytte en standardisert sparkemetode (NS-EN 16150:2012 og NS-EN-ISO 10870:2012) og er i henhold til retningslinjer gitt i klassifiseringsveiledere for Vannforskriften siden 2009. Metoden består av flere enkeltprøver og er i sterk grad bundet opp til et bestemt areal. Dette gjør metoden stringent og lett etterprøvable. Det benyttes elve/sparkehåv med åpning 25 x 25 cm og 250 µm maskevidde under prøvetakingen. Hver prøve tas over en strekning på én meter. Det anvendes 20 sekunder pr. én meters prøve. I alt tas det tre slike pr. minutt. Dette gjentas tre ganger og i alt representerer materialet ni én meters prøver. Dette tilsvarer 3 x 1 minuttss prøver, som var et vanlig tidsforbruk i mange slike undersøkelser også før implementeringen av vannforskriften, og representerer bunndyrsamfunnet på om lag 2,25 m² av elvebunnen. For å unngå tetting av håven og tilbakespyling, tømmes håven etter tre enkeltprøver (ett minutt), eller oftere hvis substratet er finpartikulært. Alle ni delprøver fra hver lokalitet samles til en blandprøve og fikseres med etanol i felt. Materialet tas med til NIVAs laboratorier og blir for de utvalgte gruppene Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera, Odonata, Coleoptera, Hirudinea, Gastropoda og Megaloptera identifisert til lavest mulige taksonomiske nivå ved hjelp av stereolupe, etter metoder beskrevet i Eriksen mfl. (2010).

2.2 Drivprøver av bunnfauna

Drivfeller kan brukes til å fange opp akutte og kroniske responser hos bunnfaunaen (Brittain & Eikeland 1988) og er tidligere brukt til å studere effekt på bunnfauna under kjemiske elvebehandlinger med aluminiumsulfat og rotenon (Bongard 2005; Halvorsen & Heergaard 2007; Eriksen et al. 2009; Kjaerstad & Arnekleiv 2011). Prøvetakingen i Glitra ble gjort i henhold til retningslinjer for undersøkelse av drivfauna (NS-9457:2004), og anvendt felletype ble opprinnelig designet ved NTNU i Trondheim (**Figur 2**). Felletypen er derfor sammenlignbar med utstyr som har blitt brukt i tilsvarende undersøkelser tidligere (Eriksen 2008; Eriksen et al. 2009). Drivfellen består av en metallramme plassert vertikalt i strømmen og forankret i bunns substratet. På denne ble det montert en horisontal ramme som ved hjelp av kjetting kunne senkes til ønsket dybde. På den horisontale rammen ble det påsatt 3 sidestilte hâvposer med 30 cm mellomrom. Substratet på

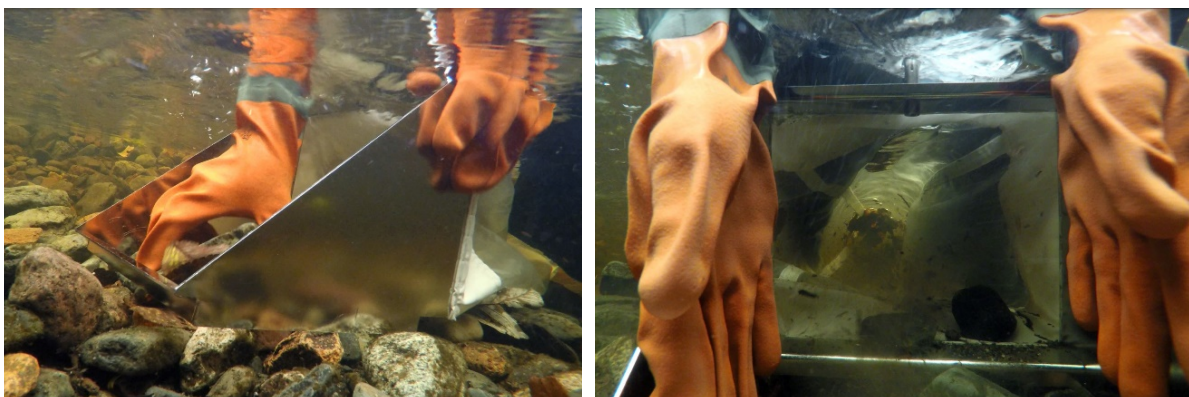
elvbunnen var variert, og dermed hadde prøvene noe ulik avstand til bunnssubstratet (5-20 cm). Håvposene var ca. 1 meter lange, hadde en åpningsdiameter på 10 cm og maskevidder var 250 μm . Til å estimere drivtettheter (n m^{-3}) ble det brukt en elektromagnetisk vannføringsmåler (OTT MF Pro) foran hver håvpose ved oppstart, midtveis og ved avslutning av prøvetakingen. Prøvene ble fiksert med 96 % etanol og identifisert ved hjelp av stereolupe på NIVAs laboratorier.



Figur 2. Prøvetaking med drivfeller på St2 i Glitra i forbindelse med kloraminbehandlingen, september 2017.

2.3 Surberprøver

Surberprøver er en kvantitativ metode for innsamling av bunnfauna. Prøvetakeren består av en metallramme med en påsydd håvpose som settes på elvbunnen med åpningen motstrøms (NS-EN-ISO 10870:2012), og prøvetaking foregår ved å forstyrre substratet innenfor metallrammen slik at bunnfaunen driver inn i håvposen (**Figur 3**). Slik kan mengden dyr relateres til et bestemt areal. Utfordringen med denne prøvetypen er å finne nok områder hvor man kan sette prøvetakeren, samt at bunnfaunaen har en naturlig flekkvis fordeling. Det ble tatt Surberprøver på StK og St2 før (18.9) og etter behandling (25.9). Prøvetakeren (KC Denmark AS) hadde dimensjoner 20 x 25 cm og 250 μm maskevidder på posen. Surberprøvene ble tatt som 10 enkeltruter, og med 1 min innsamlingsinnsats per rute. De 10 prøvene ble så samlet til en blandprøve og representerer 0,5 kvadratmeter av elvbunnen. Det ble tatt triplikate prøver (à 10 ruter) fra begge stasjoner ved begge anledninger.



Figur 3. Prøvetaking med Surberprøvetaker på St2 i Glitra i forbindelse med kloraminbehandlingen, september 2017.

2.4 Elvemusling

Hele elvestrekningen i Glitra fra settefiskanlegget ved St1 ned til samløpet med Asdøla ble befart den 22.8.2017 for å undersøke forekomst av elvemusling (*Margaritifera margaritifera*). Det ble benyttet vannkikkert i undersøkelsen. Elvemusling ble ikke påvist.

2.5 Nedbrytningseksperiment

Vi forsøkte også å avklare hvorvidt behandlingen påvirket nedbrytningsratene av et organisk materiale. På StK og St2 ble det derfor satt ut et stoff bestående av 30 % bomull og 70 % cellulose gjennom behandlingsperioden (**Figur 4**). På hver stasjon ble det satt ut fem prøver (hver bestående av 4 rektangulære biter à 2,44 gram; standardavvik 0,05 gram) i henholdsvis finmaskede nylonposer (250 µm maskevidder) og grovmaskede polypropylenposer (ca. 1 cm maskevidder). Prøvene ble ankeret opp på elvebunnen ved hjelp av kjetting. Målet var å få et bilde både på mikrobiell og makrobiell nedbrytning i behandlingsperioden, der hypotesen var at nedbrytningen kunne bli hemmet ved tilsetning av kjemikalier. Prøvene ble også undersøkt visuelt for å se eventuell bleking som følge av klortilsetningen. Metodikken er ennå under utvikling og det finnes ingen standard for slike målinger.



Figur 4. Nedbrytningseksperiment på St2 i Glitra i forbindelse med kloraminbehandlingen, september 2017. Figuren viser kjetting med parvise oppsett med finmaskede og grovmaskede poser som inneholder et organisk materiale.

2.6 Databehandling

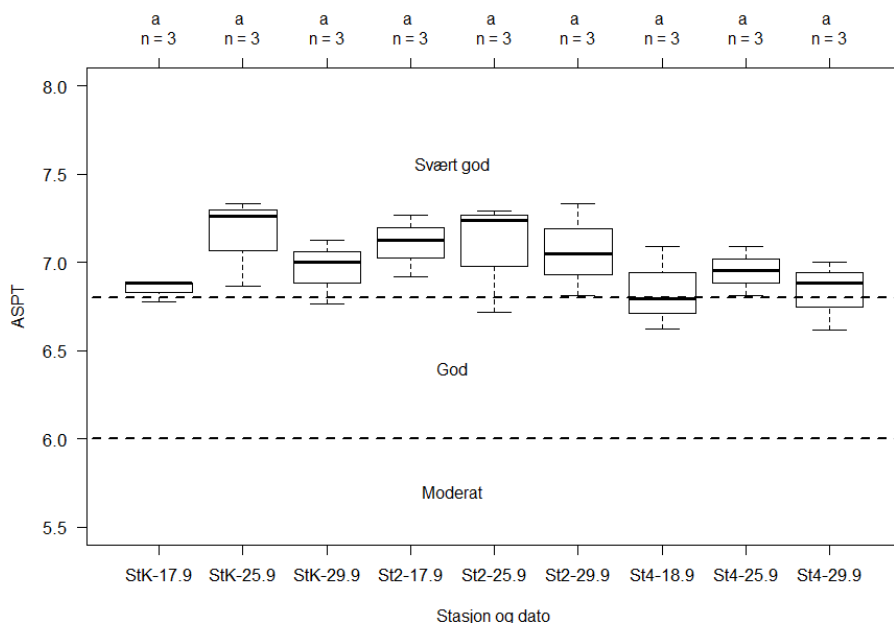
Statistiske analyser ble gjort i R (R Development Core Team 2017) versjon 3.4.0. Forskjeller mellom prøver ble testet med ANOVA og Tukey's Honestly Significant Difference for parvise sammenligninger (Multcomp version 1.3-2; Hothorn et al. (2008)).

3 Resultater

3.1 Sparkeprøver

3.1.1 Økologisk tilstand

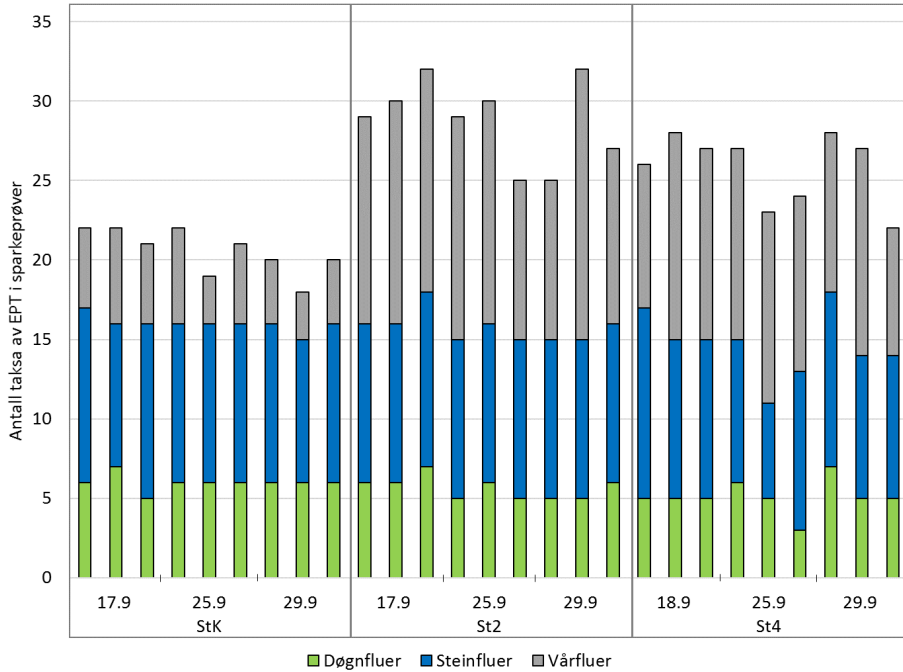
I følge kriteriene for indeksen ASPT viste prøvene god eller svært god økologiske tilstand på samtlige stasjoner og prøvetidspunkt (**Figur 5**).



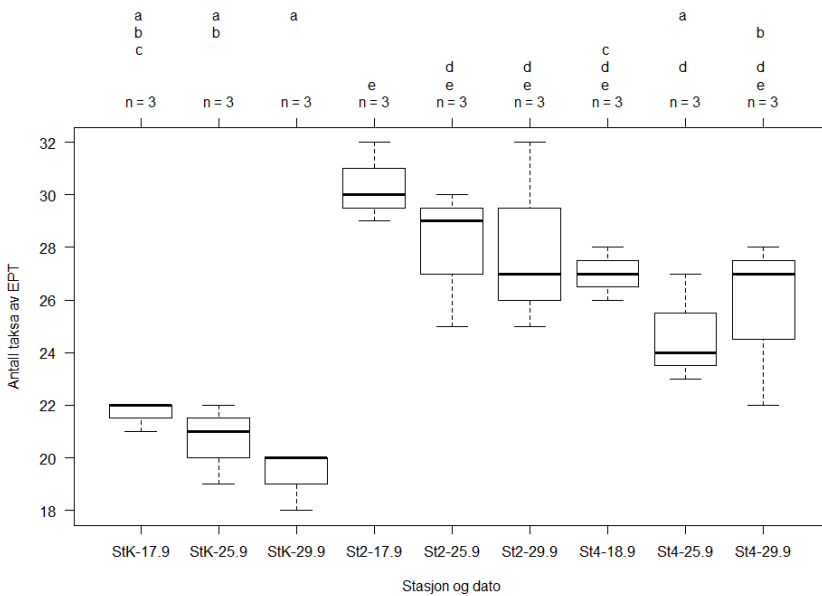
Figur 5. Økologisk tilstand etter ASPT på StK, St2 og St4 i Glitra i forbindelse med kloramin-behandlingen, september 2017. Horisontale linjer viser klassegrensene svært god, god og moderat økologisk tilstand. Signifikante forskjeller er vist ved ulike bokstaver (over figuren) i henhold til parvise sammenligninger med Tukey HSD tests. Innenfor hvert enkelt boksplot viser den tykke horisontale linjen medianverdi, og topp og bunn viser henholdsvis 75. and 25. persentil. De stiplede linjer viser uteliggende datapunkter såfremt de ikke overstiger 1,5 ganger interkvartil fra boksen.

3.1.2 Tilstedeværelse eller ikke-tilstedeværelse av taksa

Det totale antall taksa og taksa innen utvalgte ordener døgnfluer, steinfluer og vårfluer (Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera; EPT) var i utgangspunktet lavere på StK sammenlignet med St2 og St4. Innen hver stasjon var det ingen forskjell i det totale antall taksa eller antall EPT i behandlingsperioden (**Figur 6 - Figur 7**). Vi kunne heller ikke påvise at noen taksa forsvant som følge av behandlingen.



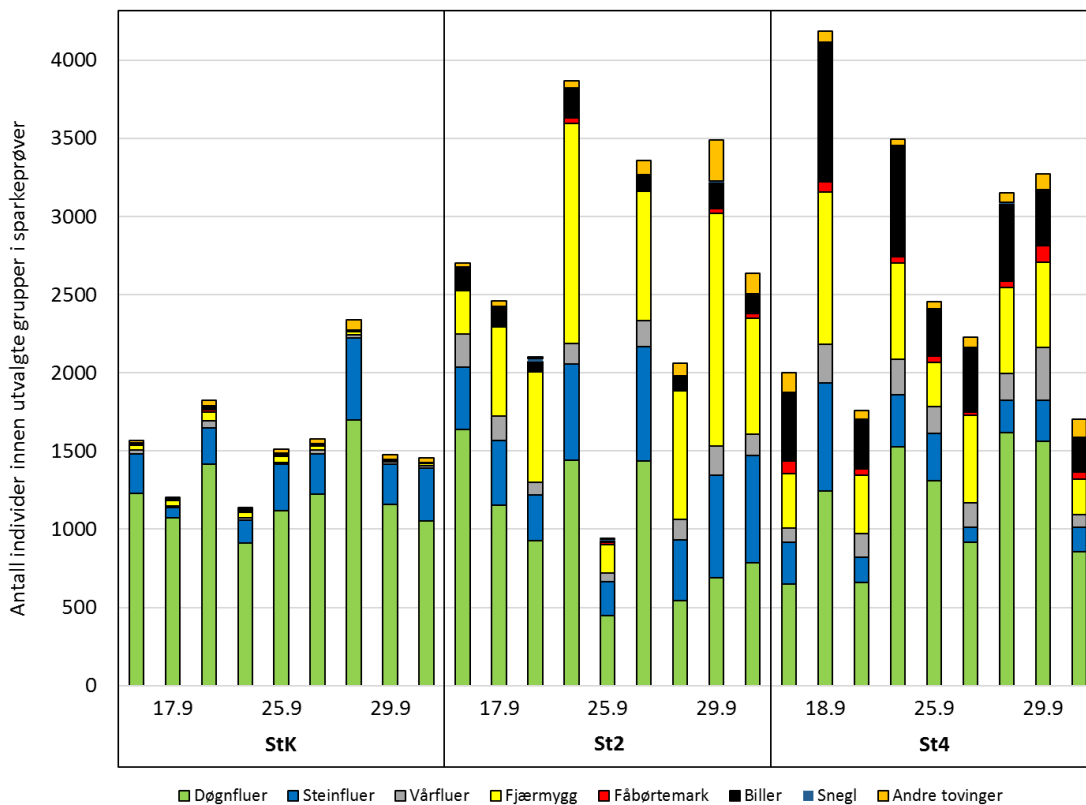
Figur 6. Samlet antall taksa av EPT - Ephemeroptera (døgnfluer), Plecoptera (steinfluer) og Trichoptera (vårfluer) i sparkeprøver på StK, St2 og St4 i Glitra i forbindelse med kloraminbehandlingen, september 2017.



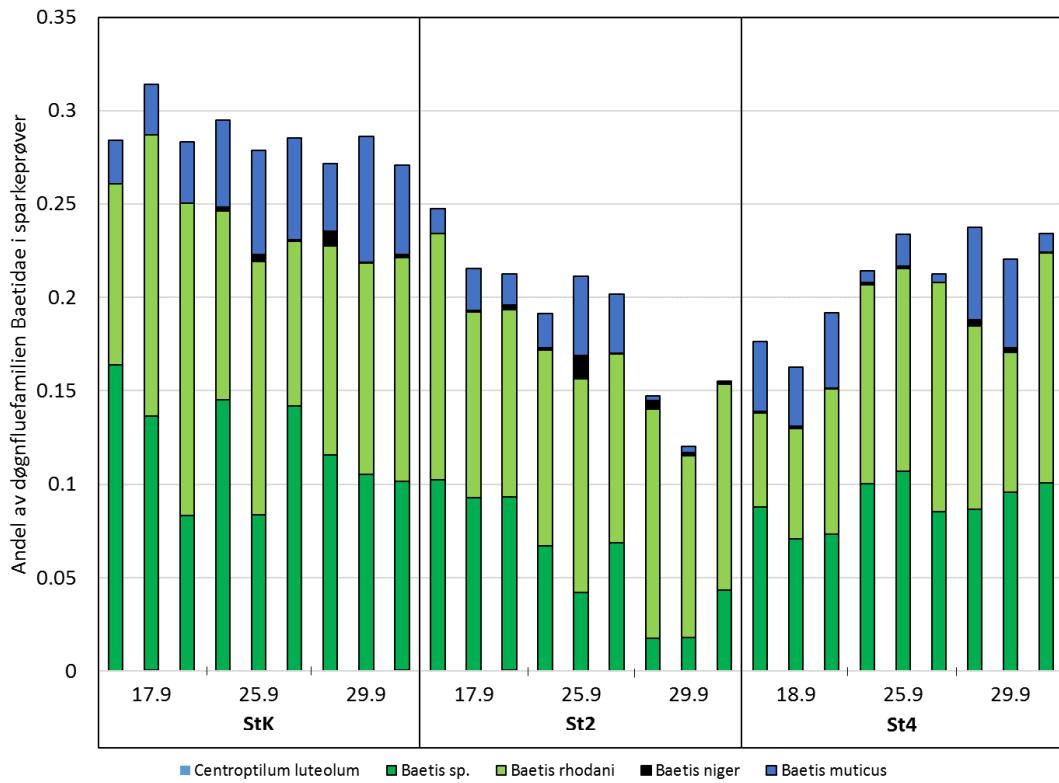
Figur 7. Samlet antall taksa av EPT - Ephemeroptera (døgnfluer), Plecoptera (steinfluer) og Trichoptera (vårfluer) i sparkeprøver på StK, St2 og St4 i Glitra i forbindelse med kloraminbehandlingen, september 2017. Signifikante forskjeller er vist ved ulike bokstaver (over figuren) i henhold til ANOVA og parvise sammenligninger med Tukey HSD tests.

3.1.3 Gruppesammensetninger

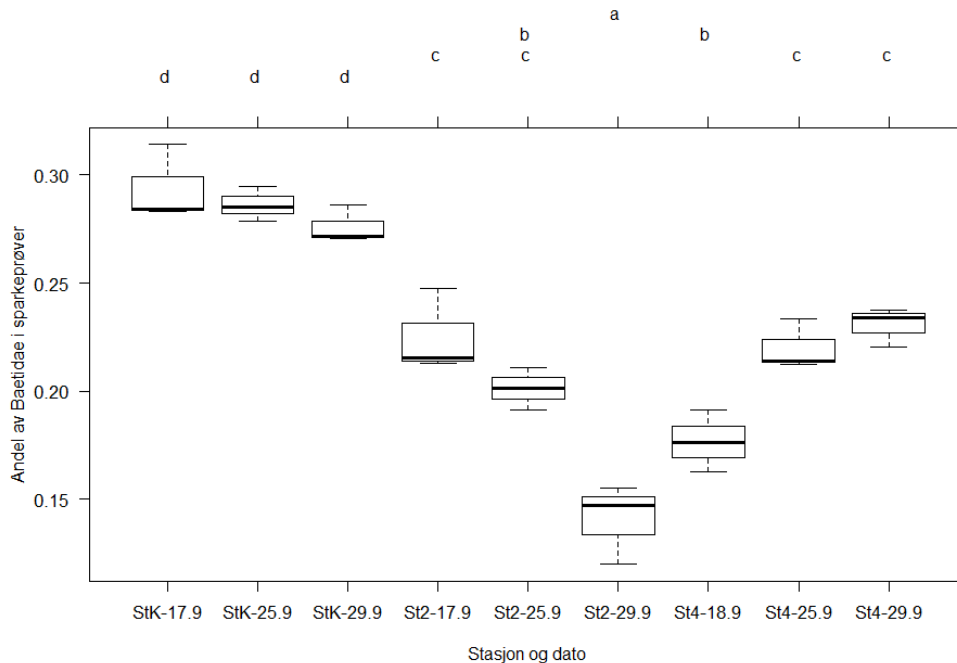
Gruppesammensetninger i sparkeprøver varierte i utgangspunktet mellom stasjonene, som vist ved før-prøvene (**Figur 8**). En generell trend var at mengden av vannbiller og fjærmygg økte nedover i vassdraget, fra StK til St4, og også sammensetningen av EPT var noe ulik (**Figur 16 - Figur 18** i Appendix). Mulige effekter på gruppesammensetninger som følge av kloraminbehandlingen er derfor enklest å tolke dersom man leser utviklingen separat for hver stasjon. På St2 ble det registrert en reduksjon i dominansforhold av døgnfluefamilien Baetidae utover i behandlingsperioden, og verdien var signifikant lavest av alle prøvetakinger på siste dag av behandlingen (**Figur 9 - Figur 10**). Ingen slik effekt ble påvist på StK. St4 hadde en lavere andel av Baetidae i før-prøvene sammenlignet med prøver tatt i behandlingsperioden, og viser at en del naturlig variasjon må påregnes med slike prøver. Mengdene av Baetidae på St2 siste dag av behandling var i gjennomsnitt 666 individer per sparkeprøve (standardavvik 120). Mengden av *Baetis muticus* var også påfallende lavt ved samme tidspunkt, sammenlignet med før-verdier, med i gjennomsnitt 10.3 individer per sparkeprøve (standardavvik 5,5). Høy variasjon mellom prøver gjorde at effekten på *B. muticus* ikke var statistisk signifikant.



Figur 8. Antall individer innen utvalgte bunnfaunagrupper i sparkeprøver StK, St2 og St4 i Glitra i forbindelse med kloraminbehandlingen, september 2017.



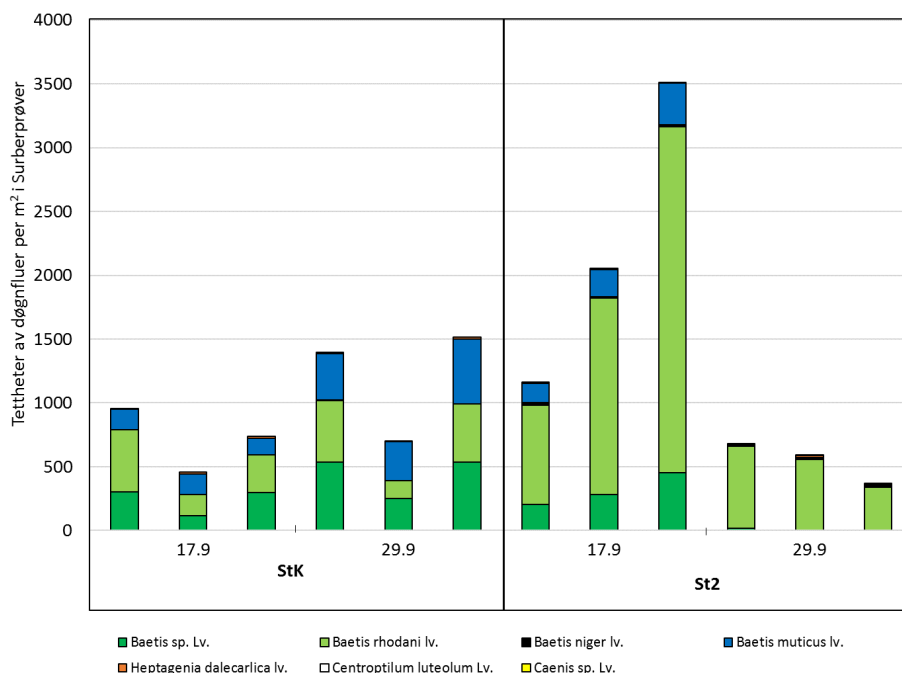
Figur 9. Relative forekomst av arter innen døgnfluefamilien Baetidae i sparkeprøver på StK, St2 og St4 i Glitra i forbindelse med kloraminbehandlingen, september 2017.



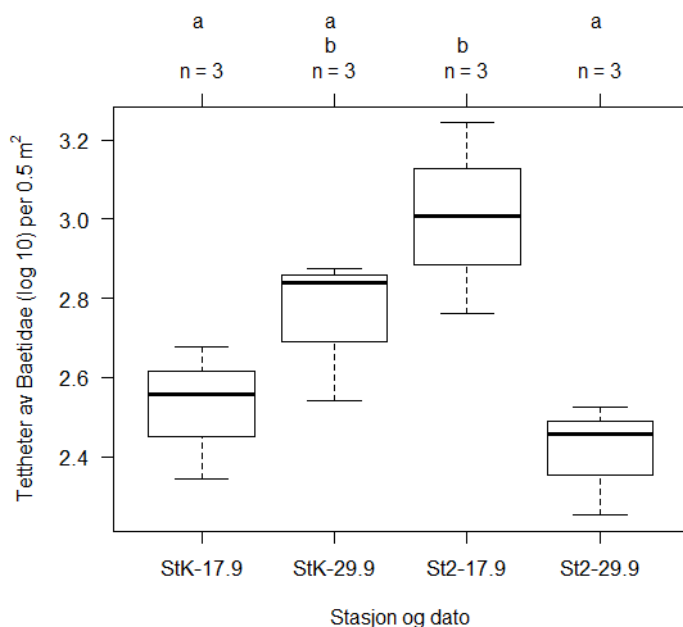
Figur 10. Andel Baetidae i sparkeprøver på StK, St2 og St4 i Glitra i forbindelse med kloraminbehandlingen, september 2017. Signifikante forskjeller er vist ved ulike bokstaver (over figuren) i henhold til parvise sammenligninger med Tukey HSD tests.

3.2 Surberprøver

De kvantitative Surberprøvene støttet opp om sparkeprøvene og viste reduserte tettheter av døgnfluefamilien Baetidae mot slutten av behandlingen (**Figur 11 - Figur 12**). Innen denne familien hadde ubestemte individer av slekten *Baetis* (*Baetis* sp.) og *Baetis muticus* de største nedgangene, fra gjennomsnittlig rundt 300 individer per m² på St2 før behandling til < 10 per m² på siste dag av behandlingen (**Tabell 2**). Tetthetene for *Baetis rhodani* og *Baetis niger* var ikke signifikant lavere, men *p*-verdier fra statistiske tester var lave ($p \leq 0,08$). I motsetning til sparkeprøvene, ble det funnet lavere tettheter av steinflueslekten *Amphinemura* i Surberprøvene (**Figur 13**).



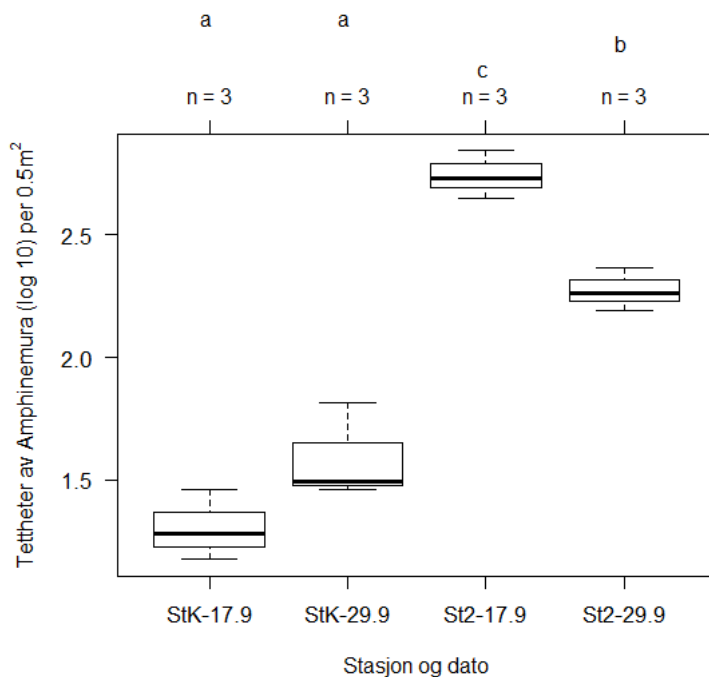
Figur 11. Antall individer av døgnfluer per m² på StK og St2 basert på Surberprøver fra Glitra i forbindelse med kloraminbehandlingen, september 2017.



Figur 12. Antall individer av døgnfluefamilien Baetidae per 0,5 m² i Surberprøver på StK og St2 i Glitra i forbindelse med kloraminbehandlingen, september 2017. Signifikante forskjeller er vist ved ulike bokstaver i henhold til parvise sammenligninger med Tukey HSD tests.

Tabell 2. Bestandsreduksjoner på St2 etter kloraminbehandling i Glitra september 2017. Statistisk signifikante forskjeller er indikert ved: *** ($p < 0,001$), ** ($p < 0,01$), * ($p < 0,05$), og nær signifikant ved (.) ($p > 0,05 - 0,099$).

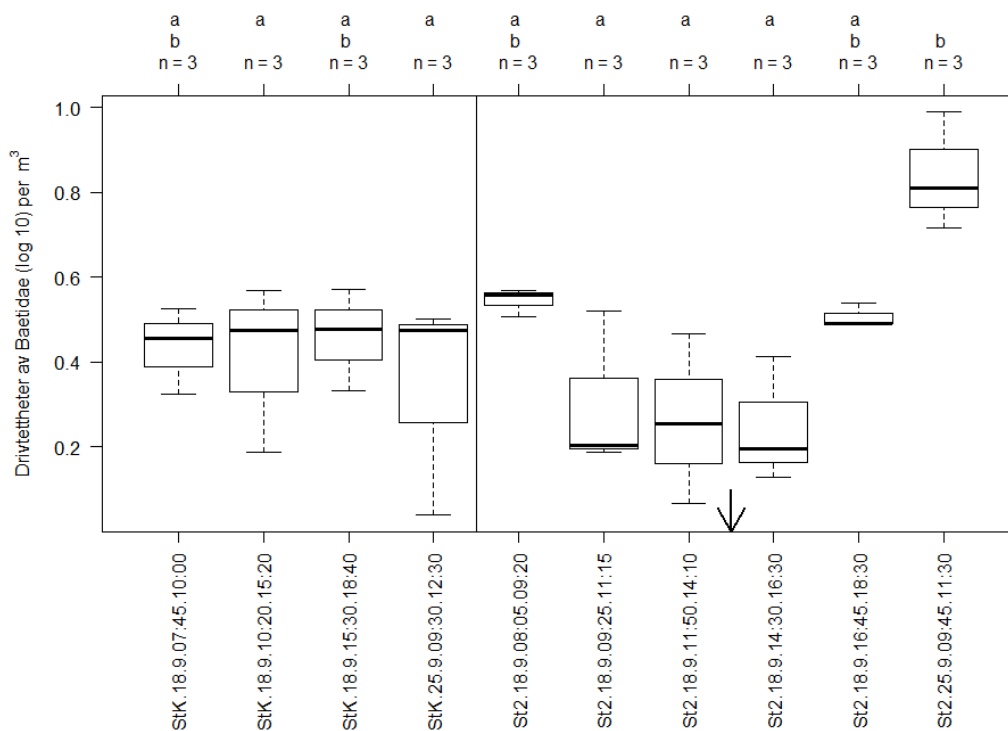
Taksa	Gjennomsnitt 18.9 (± standardavvik)	Gjennomsnitt 29.9 (± standardavvik)	p-verdi
<i>Baetis muticus</i>	321 (89,5)	9 (1,15)	***
<i>Baetis sp.</i>	314 (125,7)	7,33 (7,57)	***
<i>Baetis niger</i>	14,6 (8,1)	5,33 (1,2)	(.)
<i>Baetis rhodani</i>	1675,3 (976,1)	511,3 (157)	(.)
<i>Amphinemura sp.</i>	562,7 (127,5)	190,7 (39,1)	***



Figur 13. Antall individer av steinflueslekten *Amphinemura* sp. per 0,5 m² i Surberprøver på StK og St2 i Glitra i forbindelse med kloraminbehandlingen, september 2017. Signifikante forskjeller er vist ved ulike bokstaver (over figuren) i henhold til parvise sammenligninger med Tukey HSD tests.

3.3 Drivprøver

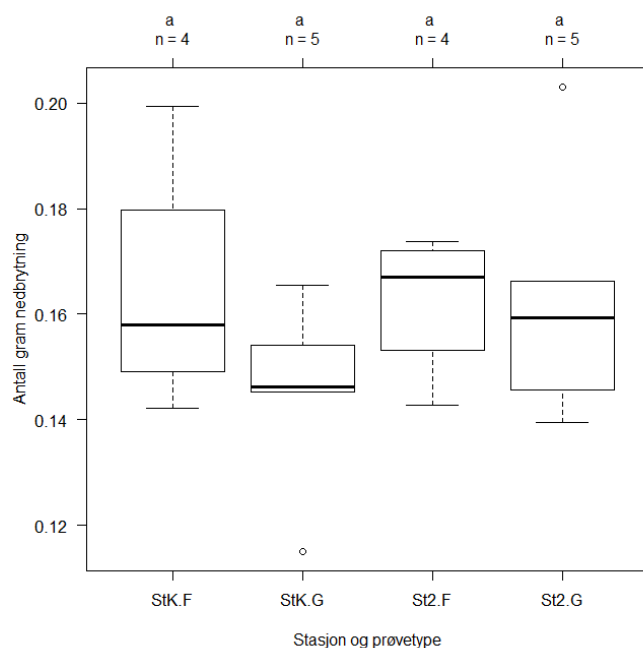
Drivprøvene var dominert av tidlige stadier av døgnfluefamilien Baetidae. Det var ingen forskjeller i drivtetthet av Baetidae mellom StK og St2 før tilsetningen av kloramin (**Figur 14**; bokstav a). På referansestasjonen (StK) var drivet av Baetidae den 18.9 i gjennomsnitt 2,62 individer per m³ (standardavvik 0,97). Drivet på St2 var tilsvarende 2,54 individer per m³ (standardavvik 1) før dosering med kloramin, og 2,53 per m³ (standardavvik 0,88) de fire første timene av behandlingen. Ved prøvetakingen den 25.9 var drivet fortsatt lavt på StK (2,42 per m³; standardavvik 1,15), men om lag tre ganger så høyt på St2 med (7,15 per m³; standardavvik 2,36). Drivet av Baetidae var dermed signifikant høyere på behandlet stasjon ved dette tidspunktet (bokstav b versus bokstav a).



Figur 14. Drivtettheter av døgnfluefamilien Baetidae på StK og St2 i Glitra i forbindelse med kloraminbehandlingen, september 2017. Kloramin var estimert å ankomme St2 kl. 14:30, og er indikert med pil i figuren. Signifikante forskjeller er vist ved ulike bokstaver (a eller b) i henhold til parvise sammenligninger med Tukey HSD tests. I tilfeller der bokstavene er ulike så er det en signifikant forskjell.

3.4 Nedbrytningseksperiment

To finmaskede poser ble ikke funnet igjen og hadde trolig slitt seg av kjettingen i løpet av prøvetakingsperioden. For de øvrige var det ingen signifikant forskjell mellom prøver oppstrøms og nedstrøms, hverken for finmaskede eller grovmaskede poser (**Figur 15**). Det var heller ingen tegn til klorbleking på materialet.



Figur 15. Nedbrytningsrater for organisk stoff i finmaskede (F) og grovmaskede (G) poser på StK og St2 i Glitra i forbindelse med kloraminbehandlingen, september 2017. Signifikante forskjeller er vist ved ulike bokstaver i henhold til parvise sammenligninger med Tukey HSD tests.

4 Diskusjon

Behandlingen hadde samlet sett liten effekt på bunnfaunaen, og det hadde ikke vært mulig å påvise effekter dersom det ble gjort stikkprøver med sparkeprøver slik som i vanlig tiltaksrettet overvåking. Antall arter, EPT-indeks og ASPT var uforandret gjennom behandlingen, samtidig som at mengdeforholdene av dyr var innenfor det som vanligvis må forventes ved slik prøvetaking. Mengden Baetidae i sparkeprøvene på siste dag av behandlingen var eksempelvis mellom 538 – 776 per prøve, og slike mengder er ikke unormalt. Ved bruk av hyppig prøvetaking og ulike prøvetakingsmetoder (sparkeprøver, drivprøver og Surberprøver) påviste vi likevel effekter av behandlingen. Den tydeligste effekten ble funnet for døgnfluefamilien Baetidae, som hadde økte tettheter i drivprøver, redusert tettheter i Surberprøver samt lavere dominans i sparkeprøver utover i behandlingsperioden.

Undersøkelser av populasjonstettheter er vanskelig selv når man bruker kvantitative mål som Surberprøver. Variasjonen mellom triplikater viser hvor stor klumpvis fordeling det kan være i bunnfaunasammensetning. Små individer av *Baetis* (*Baetis* sp., trolig tidlige stadier av *Baetis rhodani*) og *Baetis muticus* så ut til å bli hardest rammet av behandlingen. *Baetis muticus* hadde opprinnelig nokså høye tettheter på stasjonene i Glitra og reduksjonen var derfor markant. Det er vanskelig å tolke dette funnet på noen annen måte enn at behandlingen har hatt effekt på denne arten. Selv om reduksjonen i tettheter av *Baetis rhodani* ikke var signifikant lavere i Surberprøver, var reduksjonen likevel påfallende, og sett i sammenheng med sparkeprøver påvirkes trolig også denne arten. *Baetis niger* hadde nokså lave populasjonstettheter på stasjonene, og det er derfor vanskelig å konkludere sikkert om effekter av behandlingen på denne arten. Tetthetene av steinflueslekten *Amphinemura* viste en nedgang basert på Surberprøvene, men sparkeprøvene bekrefter ikke dette (**Figur 17**). Det

ble heller ikke påvist høyere *driv* hos *Amphinemura* i drivprøvene. Dette funnet er derfor usikkert, og det bør vurderes å undersøke dette nærmere ved en senere anledning.

Drivtetthetene som ble påvist for Baetidae om lag en uke ut i behandlingen (**Figur 14**) anses ikke som spesielt høye. Til sammenligning var forholdet mellom referanse og behandlet stasjon i Glitra lavere enn hva som tidligere er påvist under rotenon- og AIS-behandlinger (**Tabell 3**). Som en indikasjon på graden av påvirkning kan man se på tilsvarende prøvetakinger med samme metodikk under AIS og rotenonbehandlingen i elva Rølla i Steinkjervassdraget (Eriksen 2008). Her var høyeste målte ratio for drivtetthet mellom eksponert og ikke-eksponert stasjon for Baetidae 16200 ved rotenonbehandling og 102 ved AIS behandling, mens ratio for kloramin i Glitra var 3. Disse tallene må ikke tas ut av kontekst, for de er ikke nødvendigvis representative for hvor stor effektene av behandlingene var totalt sett. Et interessant moment er likevel at både AIS og rotenon medførte nokså umiddelbare økte drivtettheter for Baetidae i Rølla, mens ingen slike effekter ble påvist de første fire timene av kloraminbehandlingen. Det ser derfor ut til at effekten kommer senere, og funnene samsvarer slik med laboratorieforsøk, der følsomheten for total reaktivt klor økte med eksponeringstiden (Williams et al. 2003).

Tabell 3. Høyeste målte drivtettheter av Baetidae under kjemiske behandlinger med kloramin, rotenon og aluminiumsulfat (AIS). Data for rotenon og AIS er hentet fra en undersøkelse i Rølla i Steinkjervassdraget, august 2007 (Eriksen 2008), og data for hypokloritt er fra Glitra september 2017.

Behandlingsform	Driv av Baetidae		
	Høyeste målte drivtetthet på eksponert stasjon (individer/m ³)	Tilsvarende drivtetthet på ubehandlet stasjon (individer/m ³)	Ratio eksponert / ikke-eksponert
Kloramin	7,15	2,42	3
Rotenon (Rølla 2007)	328	0,02	16400
AIS (Rølla 2007)	4,09	0,04	102

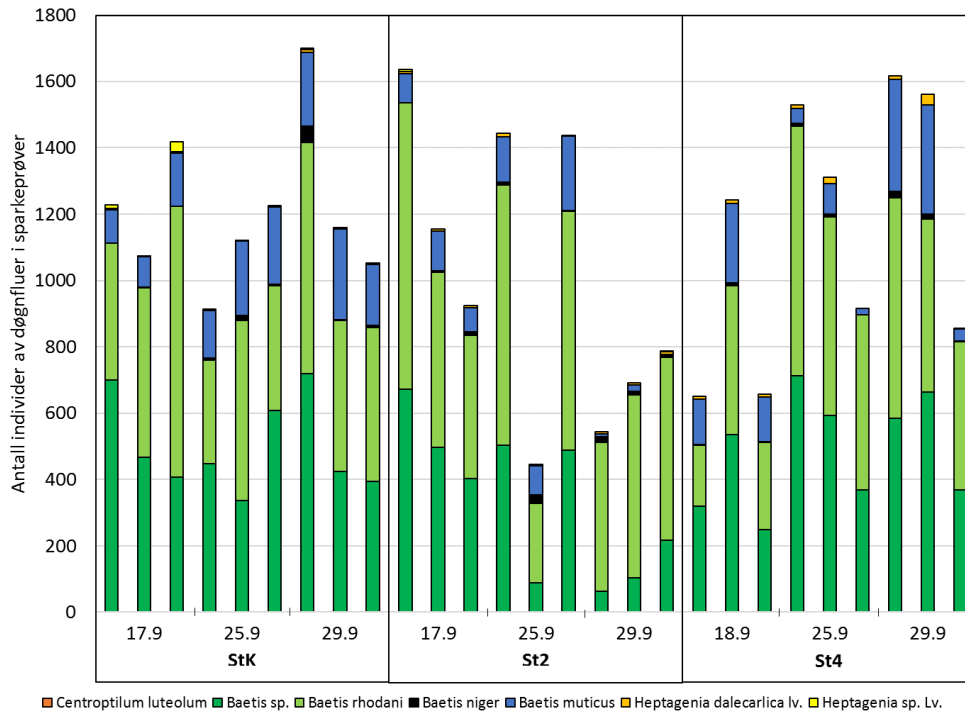
Nedbrytningseksperimentet indikerte ingen effekt av behandlingen. Det er vanskelig å vite hva man kan forvente av slike prøver, men trolig må det nokså høy kloramindosering til før man ser effekter på nedbrytning over en så kort periode. Forventningene var at grovmaskede poser ville ha høyere nedbrytning enn finmaskede, fordi grovmaskede poser eksponeres for både mikrobiell og makrobiell nedbrytning. Vi fant heller ikke slike effekter, og trolig har eksponeringstiden vært for kort til at dette fant sted. Dette enkle forsøket gir derfor en indikasjon på at både makrobiell (bunnfauna) og mikrobiell nedbrytning (blant annet sopp og bakterieflora) ikke ble betydelig skadelidende av behandlingen.

5 Referanser

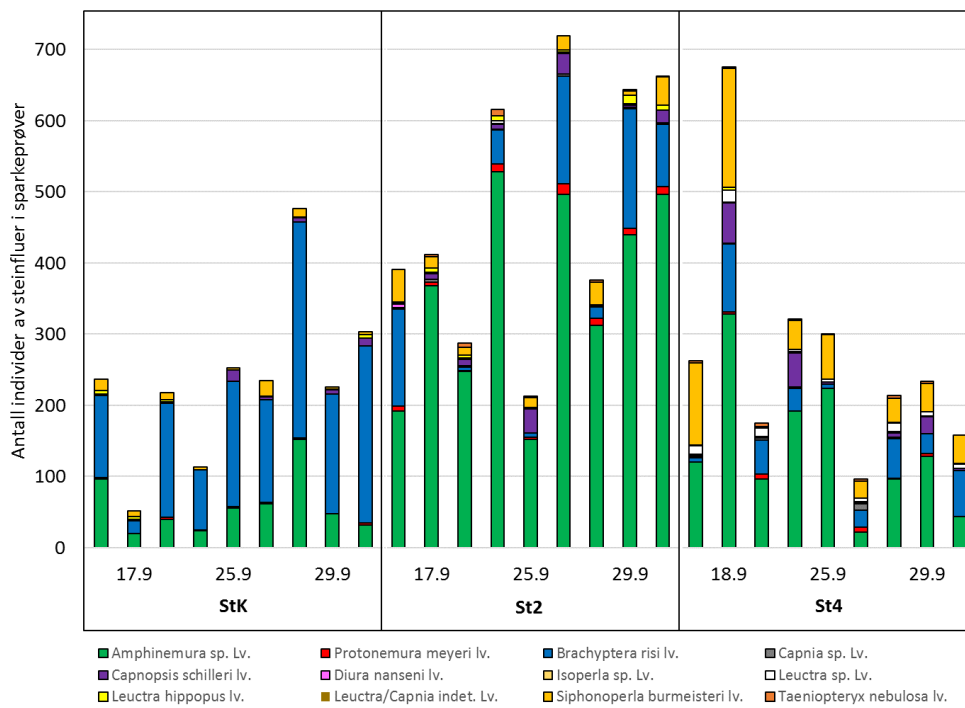
- Aanes, K. J., 1980. A preliminary report from a study on the environmental impact of pyrite mining and dressing in a mountain stream in Norway. In: *Advances in Ephemeroptera Biology* Ed John F Flannagan and K Eric Marshall Plenum Publishing Corp, New York 419-442.
- Anon (2014). Handlingsplan mot lakseparasitten *Gyrodactylus salaris* for perioden 2014-2016. Miljødirektoratet 2014. 114s.
- Armitage, P. D., D. Moss, J. F. Wright & M. T. Furse, 1983. The performance of a new biological water-quality score system based on macroinvertebrates over a wide-range of unpolluted running-water site. *Water Res* 17(3):333-347.
- Beasley, G. & P. Kneale, 2002. Reviewing the impact of metals and PAHs on macro invertebrates in urban watercourses. *Prog Phys Geogr* 26(2):236-270.
- Bongard, T., 2005. Effekter på bunndyr av aluminiumsbehandling mot *G. salaris* i Batnfjordselva, 2003 og 2004. Norsk Institutt for Naturforskning 9:20s.
- Brittain, J. E. & T. J. Eikeland, 1988. Invertebrate drift - A review. *Hydrobiologia* 166(1):77-93.
- Bækken, T., A. Rustadbakken, S. Schneider, H. Edvardsen, T. Eriksen, K. Sandaas & H. Billing, 2011. Virkninger av utslippet av natriumhypokloritt på økosystemet i Akerselva NIVA rapport 6240-2011:69s.
- Clements, W. H., D. M. Carlisle, J. M. Lazorchak & P. C. Johnson, 2000. Heavy metals structure benthic communities in Colorado mountain streams. *Ecological Applications* 10(2):626-638.
- Eriksen, T., T. Bækken & J. Moe, 2010. Innsamling og bearbeiding av bunnfauna i rennende vann - et metodestudium. NIVA rapport 6043-2010:21s.
- Eriksen, T. E., 2008. Korttidseffekter på bunndyr i elv av kjemisk behandling mot *Gyrodactylus salaris*. Mastergradsoppgave. NTNU:74s.
- Eriksen, T. E., J. V. Arnekleiv & G. Kjaerstad, 2009. Short-Term Effects on Riverine Ephemeroptera, Plecoptera, and Trichoptera of Rotenone and Aluminum Sulfate Treatment to Eradicate *Gyrodactylus salaris*. *J Freshw Ecol* 24(4):597-607.
- Eriksen, T. E. & E. Pettersen, 2016. Fixed dose aluminum sulfate treatment to eradicate the salmon parasite *Gyrodactylus salaris*: effects on benthic macroinvertebrates. *J Freshw Ecol* 31(3):315-326.
- Eriksen, T. E., J. Thaulow, M. Lindholm & D. Berge, 2015. Korttidseffekter på vannkjemi, bunnfauna og fisk av spylevannsutslipp fra Glitretunnelen på nærliggende resipienter. NIVA rapport 6839-2015:38s.
- Fjellheim, A., 2004. Virkning av rotenonbehandling på bunndyrsamfunnene i et område ved Stingstu, Hardangervidda. LFI, Universitet i Bergen 122:1-60s.
- Gladsø, J. A. & G. G. Raddum, 2002. Rotenone treatment of a west Norwegian river: effects on drift of invertebrates. *Verhandlungen des Internationalen Verein Limnologie* 28:764-769.
- Hagen, A. G., Garmo, Ø., Hytterød, S., Olstad, K., Darrud, M., Holter, T., Svendsen, J., Mo, T. A., Escudero, C., Francés, E. & Gjessing, M. 2018. Forsøksbehandling med monokloramin mot *Gyrodactylus salaris* i elva Glitra. NIVA rapport 7328-2018:27s.
- 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.
- Halvorsen, G. A. & E. Heergaard, 2007. Undersøkelser av effekter på bunnfauna etter aluminiumsbehandlingen mot *Gyrodactylus salaris* Malmberg i Lærdalselva, 2005-2006. *Laboratorium for Ferskvannøkologi og Innlandsfisk LFI-Unifob*(146):41s.

- Hytterød, S., Hansen, H., Johansen, K. og Larsen, S. (2018). The surveillance programme for *Gyrodactylus salaris* in Atlantic salmon and rainbow trout in Norway 2017. Surveillance programmes for terrestrial and aquatic animals in Norway. Annual report 2017. Oslo: Norwegian Veterinary Institute 2018:4s.
- Hothorn, T., F. Bretz & P. Westfall, 2008. Simultaneous Inference in General Parametric Models. *Biometrical Journal* 50(3):346-363.
- Kjaerstad, G. & J. V. Arnekleiv, 2011. Effects of Rotenone Treatment on Lotic Invertebrates. *Int Rev Hydrobiol* 96(1):58-71.
- Kjærstad, G. & J. V. Arnekleiv, 2016. Bunndyrundersøkelser i Rauma i 2013-2015 i forbindelse med rotenonbehandling. NTNU Vitenskapsmuseet naturhistorisk notat 2016-11:30s.
- Loayza-Muro, R. A., R. Elias-Letts, J. K. Marticorena-Ruiz, E. J. Palomino, J. F. Duivenvoorden, M. H. S. Kraak & W. Admiraal, 2010. Metal-induced shifts in benthic macroinvertebrate community composition in Andean high altitude streams. *Environmental Toxicology and Chemistry* 29(12):2761-2768.
- Mustow, S. E., 2002. Biological monitoring of rivers in Thailand: use and adaptation of the BMWP score. *Hydrobiologia* 479(1):191-229.
- NS-9457:2004, Vannundersøkelse - Retningslinjer for undersøkelse av drivfauna i rennende vann (1. utgave desember 2004). www.standard.no:6s.
- Pye, M. C., I. P. Vaughan & S. J. Ormerod, 2012. Episodic acidification affects the breakdown and invertebrate colonisation of oak litter. *Freshw Biol* 57(11):2318-2329.
- R Development Core Team, 2017. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.
- Schafer, R. B., T. Caquet, K. Siimes, R. Mueller, L. Lagadic & M. Liess, 2007. Effects of pesticides on community structure and ecosystem functions in agricultural streams of three biogeographical regions in Europe. *Sci Total Environ* 382(2-3):272-285.
- Schartau, A. K., S. J. Moe, L. Sandin, B. McFarland & G. G. Raddum, 2008. Macroinvertebrate indicators of lake acidification: analysis of monitoring data from UK, Norway and Sweden. *Aquat Ecol* 42(2):293-305.
- US:EPA, 1986. Quality criteria for water. EPA 440/5-86-001:395s.
- von der Ohe, P. C. & W. Goedkoop, 2013. Distinguishing the effects of habitat degradation and pesticide stress on benthic invertebrates using stressor-specific metrics. *Sci Total Environ* 444:480-490.
- Williams, M. L., C. G. Palmer & A. K. Gordon, 2003. Riverine macroinvertebrate responses to chlorine and chlorinated sewage effluents - Acute chlorine tolerances of *Baetis harrisoni* (Ephemeroptera) from two rivers in KwaZulu-Natal, South Africa. *Water SA* 29(4):483-488.
- Williams, M. L., C. G. Palmer & A. K. Gordon, 2004. South African riverine macroinvertebrates responses to chlorine and chlorinated sewage effluents: An overview. *Proceedings of the 2004 Water Institute of Southern Africa (WISA) Biennial Conference*:323-329.

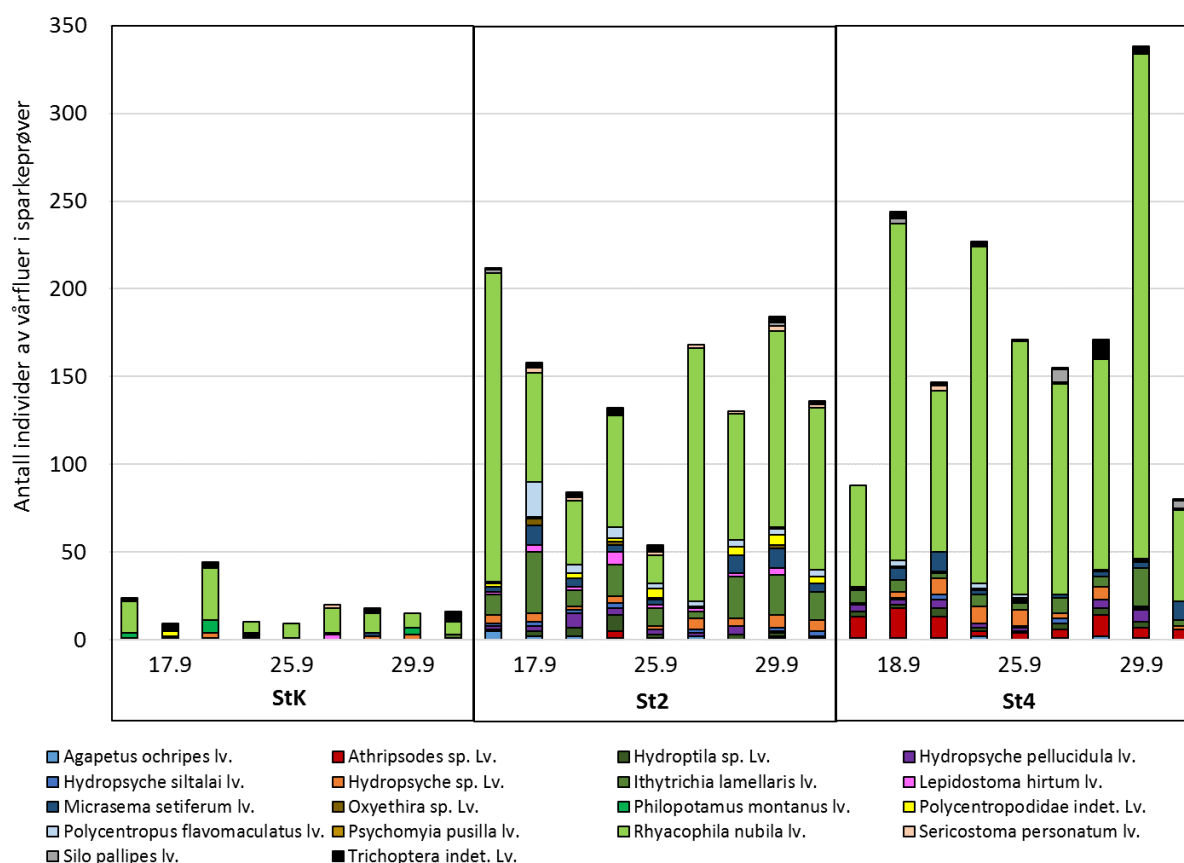
Appendix A. Figurer sparkeprøver



Figur 16. Antall individer av døgnfluer i sparkeprøver på StK, St2 og St4 i Glitra i forbindelse med kloraminbehandlingen, september 2017.



Figur 17. Antall individer av steinfluer i sparkeprøver på StK, St2 og St4 i Glitra i forbindelse med kloraminbehandlingen, september 2017.



Figur 18. Antall individer av vårfluer i sparkeprøver på StK, St2 og St4 i Glitra i forbindelse med kloraminbehandlingen, september 2017.

B3. Antall individer (n/0,5 m²) i Surberprøver (10 enkeltruter á 0,25 x 0,20 cm) på StK og St2 i Glitra i forbindelse med kloraminbehandlingen, september 2017.

Taksgruppe	Latinsk navn	St2 17.09.2017 1	St2 17.09.2017 2	St2 17.09.2017 3	St2 29.09.2017 1	St2 29.09.2017 2	St2 29.09.2017 3	StK 17.09.2017 1	StK 17.09.2017 2	StK 17.09.2017 3	StK 29.09.2017 1	StK 29.09.2017 2	StK 29.09.2017 3
Bivalvia	Sphaeriidae indet.					2							
Coleoptera	Elmis aena lv.	160	96	180	52	56	88		2	2			4
Coleoptera	Limnius volckmari lv.	40	64	48	24	40	40	8	10	4	6	4	6
Coleoptera	Oulimnius sp. Lv.	40			28	2	16						
Coleoptera	Scirtidae indet. Lv.												2
Diptera	Ceratopogonidae indet. Lv.	2					4						2
Diptera	Chironomidae indet. Lv.	904	928	896	552	544	800	12	22	18	56	40	44
Diptera	Dicranota sp. Lv.	64	2	12	8		8	8	6	8	2	10	8
Diptera	Diptera indet. Lv.	48	56	40	6	4	4						
Diptera	Pericoma sp. Lv.				2		4						2
Diptera	Simuliidae indet. Lv.	4	2	24	256	80	64	12	4	8	60	24	52
Diptera	Tipulidae indet. Lv.	2											
Ephemeroptera	Baetis muticus lv.	152	212	328	8	10	8	158	160	128	362	308	508
Ephemeroptera	Baetis niger lv.	22	6	16	4	6	6						4
Ephemeroptera	Baetis rhodani lv.	774	1540	2712	644	552	338	488	168	298	480	140	452
Ephemeroptera	Baetis sp. Lv.	206	284	452	16	4	2	304	114	296	538	248	538
Ephemeroptera	Caenis sp. Lv.						2						
Ephemeroptera	Centroptilum luteolum Lv.	4					4						
Ephemeroptera	Heptagenia dalecarlica lv.	6	12	6	8	14	12	4	16	16	12	8	18
Ephemeroptera	Leptophlebia sp. Lv.						6						
Gastropoda	Ancylus fluviatilis	10	10	8	4	6	8						
Gastropoda	Planorbidae indet.	12	4	6	2	2			2				2
Gastropoda	Radix labiata			2	4	2	2						
Hirudinea	Erpobdella sp.	2	2	6			4						
Hydrachnidia	Hydrachnidia indet. Ad.	72	96	120	56	56	80	8	10	4	6	4	6
Megaloptera	Sialis sp. Lv.	2											
Oligochaeta	Oligochaeta indet.	28	16	36	6	10	28	6	2	4	14	8	14
Plecoptera	Amphinemura sp. Lv.	1080	896	1400	466	366	312	30	58	38	130	58	62
Plecoptera	Brachyptera risi lv.	16	36	136	74	20	8	24	14	24	204	28	268
Plecoptera	Capnia sp. Lv.	2		16	6				4	2	12	26	20
Plecoptera	Capniidae/Leuctridae indet. Lv.	34	30	40	26	18	16	6	22	16	18	18	52
Plecoptera	Capnopsis schilleri lv.	42	28	4	18	12	10	6	22	6	26	44	46
Plecoptera	Diura nanseni lv.	4	2	8	4	8	4			16	4	2	2
Plecoptera	Isoptera sp. Lv.	18	10	6	12	6	6		2	6	6	10	18
Plecoptera	Leuctra digitata lv.	4								2			
Plecoptera	Leuctra hippopus lv.	8	16	12	16	18	12		2	2			4
Plecoptera	Nemoura sp. Lv.	4					2						
Plecoptera	Protonemura meyeri lv.			4	12	6	2	4					
Plecoptera	Siphonoperla burmeisteri lv.	4	2	4	2				2	4	2	4	4
Plecoptera	Taeniopteryx nebulosa lv.	2		6	2		4						
Trichoptera	Agapetus ochripes lv.	56	16	6	8	20	10						8
Trichoptera	Athripsodes sp. Lv.	2					4						
Trichoptera	Hydropsyche pellucidula lv.	16	6	2	8	4	8						
Trichoptera	Hydropsyche siltalai lv.	4			2		4						
Trichoptera	Hydropsyche sp. Lv.	14	22	68	18	6	8	4			2	4	2
Trichoptera	Hydroptila sp. Lv.	14	6	6	2	6	16		2				
Trichoptera	Ithytrichia lamellaris lv.	30	16	22	20	10	24			2			2
Trichoptera	Lepidostoma hirtum lv.	6					6						
Trichoptera	Micrasema setiferum lv.	20	2	8									
Trichoptera	Mystacides sp. Lv.						6	6					
Trichoptera	Oxyethira sp. Lv.	8					4						
Trichoptera	Philopotamus montanus lv.							2					
Trichoptera	Polycentropodidae indet. Lv.	12	10	18	6	8	12		4	4			
Trichoptera	Polycentropus flavomaculatus lv.	32	34	20	12	24	20						2
Trichoptera	Rhyacophila nubila lv.	100	138	280	102	100	76	12	4	20	8	6	
Trichoptera	Sericostoma personatum lv.	4	8	8	6		6						
Trichoptera	Silo pallipes lv.	2					2						
Trichoptera	Trichoptera indet. Lv.	18	12	6	6	8	10	6		6	2	4	2

NIVA: Norges ledende kompetansesenter på vannmiljø

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



Norsk institutt for vannforskning

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