

Korttidseffekter på vannkjemi, bunnfauna og fisk av spylevannsutslipp fra Glitretunnelen på nærliggende resipienter



RAPPORT

Hovedkontor

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

NIVA Region Sør

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

NIVA Region Innlandet

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

NIVA Region Vest

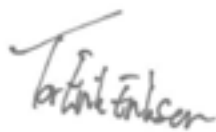
Thormøhlensgate 53 D
5006 Bergen
Telefon (47) 22 18 51 00
Telefax (47) 55 31 22 14

Tittel Korttidseffekter på vannkjemi, bunnfauna og fisk av spylevannsutslipp fra Glitretunnelen på nærliggende resipienter	Løpenr. (for bestilling) 6839-2015	Dato 26.3.2015
	Prosjektnr. Undernr. 14219	Sider Pris 38
Forfatter(e) Tor Erik Eriksen, Jens Thaulow, Markus Lindholm og Dag Berge	Fagområde Ferskvannøkologi	Distribusjon Fri
	Geografisk område Buskerud	Trykket NIVA

Oppdragsgiver(e) Glitrevannverket IKS	Oppdragsreferanse Jarle Skaret
--	-----------------------------------

<p>Sammendrag</p> <p>Denne rapporten omhandler korttidseffekter på vannkjemi, sedimentkjemi, bunnfauna og fisk ved spyling av Glitrevannverkets vannoverføringstunneler. Det ble i 2014 gjennomført to spylinger som medførte utslipp av spylevann til ferskvannsresipienter. Den første ble gjennomført i mai med utslipp av dremsvann til Egga og Glitra og i september til Landfalltjern og Sogna. Det ble tatt kjemiske prøver av vann og sedimenter før, under og etter spylingen, samt prøver fra samfunnene av bunndyr og fisk før og etter. Spylevannet påførte resipientvassdragene en ny vannkemisk situasjon. Resultatene fra vannprøver som ble hentet inn under utslippet viste nivåer av mangan, krom, kadmium, sink, kvikksølv, jern og bly som etter kriteriesettet SFT:1997 kan dette være skadelig på vassdragsøkologien om slike konsentrasjoner forekommer over lang tid. Oppfølgende undersøkelser som ble gjort registrerte ikke noen effekter på bunnfauna og fisk fra spylevannsutslippene.</p>

<p>Fire norske emneord</p> <ol style="list-style-type: none"> Vannoverføringstunnel Tunnelspyling Spylevannsutslipp Økologisk effekter 	<p>Fire engelske emneord</p> <ol style="list-style-type: none"> Water diverting tunnel Tunnel flushing Flushing water discharge Ecological impacts
--	--



Tor Erik Eriksen
Prosjektleder



Nikolai Friberg
Forskningsleder

**Korttidseffekter på vannkjemi, bunnfauna og fisk av
spylevannsutslipp fra Glitretunnelen
på nærliggende resipienter**

Forord

Den foreliggende rapporten omhandler korttidseffekter på vannkjemi, sedimentkjemi, bunnfauna og fisk i forbindelse med spylevannsutslipp fra Glitrevannverkets vannoverføringstunnel til resipientene Egga, Glitra, Sogna og Landfalltjern. Program for kjemiske og biologiske undersøkelser ble godkjent i e-post fra Glitrevannverket den 21.5.2014.

Feltarbeidet er utført av Jens Thaulow, Markus Lindholm og Tor Erik Eriksen, NIVA, sammen med Svein Kjenner og Håkon Larsen fra Glitrevannverket. Innsamling av vannkjemiske prøver er gjort av Glitrevannverket og Eurofins har analysert disse, med unntak av aluminiumsanalyser som er gjort av NIVA. Biologiske og sedimentkjemiske prøver er innsamlet av NIVA, og NIVA og Eurofins har analysert disse. Jens Thaulow har vurdert materialet på fisk. Undertegnede har vurdert materialet på bunnfauna, de vannkjemiske analysene og har i tillegg hatt ansvaret for sammenstillingen av rapporten. Dag Berge har vært mentor i prosjektet. Jarle Skaret har vært vår kontaktperson fra Glitrevannverket. Karl Jan Aanes har kvalitetssikret rapporten og gitt verdifulle kommentarer og innspill.

Alle takkes for et godt samarbeid.

Oslo, 9.3.2015

Tor Erik Eriksen

Innhold

	1
Sammendrag	5
1. Bakgrunn	7
2. Spyleprogrammene	9
2.1 Spyling til Egga og Glitra (26.-27. mai 2014)	9
2.1 Spyling til Landfalltjern og Sogna (15.-17. september 2014)	10
3. Metoder	11
3.1 Kjemi	11
3.1 Bunnfauna	12
3.2 Fisk	13
4. Resultater	14
4.1 Kjemiske effekter av tunnelspylingen	14
4.2 Biologiske effekter av tunnelspylingen	18
4.2.1 Bunnfauna	18
4.2.2 Fisk	22
5. Diskusjon	25
5.1 Kjemiske effekter av tunnelspylingen	25
5.2 Biologiske effekter av tunnelspylingen	26
5.2.1 Bunnfauna	26
5.2.2 Fisk	27
5.2.3 Glitra naturreservat	27
6. Konklusjon og anbefalinger	29
7. Litteratur	30
8. Appendiks	35

Sammendrag

Glitrevannverkets råvann tas fra innsjøen Glitre og føres via en 12 km lang råsprengt fjelltunnel til et vannbehandlingsanlegg ved Landfalltjern. Det lekker inn jern- og manganholdig grunnvann i tunnelen og det har vist seg nødvendig å spyle tunnelen med jevne mellomrom for å opprettholde god råvannskvalitet. Hittil er tunnelen bare spylt 4 ganger; i 1991, 2003, 2007 og i 2009.

Berge, Bækken & Eriksen (2010) undersøkte effekter etter spylingen gjort i 2009. Sju måneder etter denne spylingen ble det verken funnet vannkjemiske eller biologiske effekter som kunne tilskrives tunnelspylingen, og bunnfaunaen på alle elvestasjonene indikerte da god eller svært god økologisk tilstand. Det ble etterlyst mer kunnskap om effekter under selve spylingen. Denne rapporten omhandler dette og belyser korttidseffekter på vannkjemi, sedimentkjemi, bunnfauna og fisk av Glitrevannverkets vannoverføringstunneler.

Det ble i 2014 gjort to spylinger som medførte spylevannsutslipp til ferskvannsresipienter, i mai med drensvann til Egga og Glitra og i september med drensvann til Landfalltjern og Sogna. Det ble tatt kjemiske prøver av vann og sedimenter før, under og etter spylingen, samt prøver av bunnfauna og fisk før og etter.

Spylevann påførte resipientvassdragene en kompleks vannkjemisk situasjon som det ikke foreligger noe veiledende kriteriesett for å vurdere miljøtilstand (Veileder02:2013). Vannprøver fra resipientene i 2014 viste forhøyede nivåer av mangan, krom, kadmium, sink, kvikksølv, jern og bly. Etter SFT's kriteriesettet fra 1997 (SFT:1997) er dette komponenter som kan være skadelig på vassdragsøkologien om de forekommer i slike konsentrasjoner over lang tid. Dette ser ikke ut til å være tilfellet ved slike tunnelspylinger fordi utslippsvannet kun påvirker resipienten i korte episoder og resipientkapasiteten er bra. US EPA (Colorado) har laget et kriteriesett som vurderer giftighet av mangan på organismelivet i vann. Akutt giftighet ventes å inntreffe ved om lag 6000 µg Mn/l i kalsiumrike vassdrag. Høyest målte verdi av mangan i denne undersøkelsen var omlag 1000 µg Mn/l, og basert på disse retningslinjene ventes det derfor ingen direkte gifteffekter av mangan. Det ble visuelt registrert betydelig mindre slam ved spylingene i 2014 enn i 2009. Sedimentprøver fra Landfalltjern indikerte noe forhøyede nivåer av sink (Zn), kadmium (Cd), arsen (As), i forhold til SFT:1997. Moderate nivå av disse metallene ventes å være naturlig i dette området på grunn av en metallrik berggrunn samt bidrag fra tilførsler av langtransportert forurensing. Det er derfor ikke grunnlag på bakgrunn av de resultatene som er hentet inn å si at tunnelspylingene i 2014 har påført sedimentene i Landfalltjern økte konsentrasjoner for disse metallene.

Det ble ikke registrert effekter på samfunnene av bunndyr og fisk i resipientene som kan relateres til spylevannsutslippene. Dette indikerer at pulsen av forbindelser i spylevannet som gikk gjennom vassdragene ikke har hatt noen målbar effekt. Det ble målt en temperaturendring fra 16,7 til 4,7 °C i innblandingssonen i Egga. Slike temperatursjokk kan gi skadelige effekter på fisk og bunnfauna, men det ble ikke påvist i denne studien. Dette er likevel et forhold som bør vurderes i forhold til å optimalisere utslippsmengder og innblandingsforhold ved fremtidig spylinger. Ved lave temperaturer (under omlag 5 °C) reduseres fangbarheten av fisk. Dette er fordi fisk er ektoterme, det vil si at stoffskiftet reguleres av temperaturen i omgivelsene, og ved lav temperatur kan de fremvise en «trykkende atferd». Vi vet ikke ved hvilke nivå og eksponeringstider mangan eller andre komponenter i spylevannet blir giftig for organismelivet i resipienten. Det som taler for hyppig spyling er at resipientene vil motta mindre mengder slam og dermed lavere konsentrasjoner av oppløste stoffer. Det som taler mot hyppig spyling er den akutte senkningen av vanntemperatur som kan gi effekter på de biologiske samfunnene. Vi gir følgende anbefalinger i forhold til å optimalisere fremtidige spylinger i forhold til frekvens og tidspunkt.

- Det anbefales at det spyles ofte eller på en slik måte at man unngår høye akuttkonsentrasjoner av spyleslam i resipientene.

- Høy naturlig vannføring vil være gunstig under spyling fordi det gir en høy fortynningsgrad. Dette bidrar til lavere konsentrasjoner av spylevann i vassdraget og gir samtidig en god temperaturbuffer mot det kalde spylevannet.
- Termisk sjokk og mulig fiskedød kan inntreffe ved raske temperaturendringer. Man kan redusere sannsynligheten for at dette inntreffer ved å spyle når den relative temperaturforskjellen mellom spylevann og resipient er liten. Spyling i mars/april/mai er trolig bedre enn mai/juni, både med hensyn til temperatureffekter og eksponering for oppvandrende gytefisk.
- Vi anbefaler at DOFA rådføres i forhold til å få innspill til spyletidspunkt med tanke på anadrom fisk (oppvandrende gytefisk fra havet).

1. Bakgrunn

Vannverkets råvann tas fra Glitre og føres via en 12 km lang råsprengt fjelltunnel til vannbehandlingsanlegget ved Landfalltjern. Det lekker inn jern- og manganholdig grunnvann i tunnelen. Når det oksygenfattige og metallholdige grunnvannet møter det oksygenrike vannet fra Glitre, dannes det utfellinger av metalloksider og metallhydroksider. Siden vannhastigheten i tunnelen er svært lav, avsettes dette som slam, og det har vist seg nødvendig å spyle tunnelen for å opprettholde god råvannskvalitet. Hittil er tunnelen bare spylt 4 ganger; i 1991, 2003, 2007 og 2009. Det tappes vann fra innsjøen Glitre. Spylevannet blir sluppet ut på 3 steder (**Figur 1**). Det meste (ca 2/3) kommer ut ved Egga, litt ved Eggevollen, og resten ved Landfall. Ved sistnevnte punkt renner spylevannet ut i Landfalltjern, hvor mye sedimenterer, men noe renner også videre og ned i Hvalsdammen hvor ytterligere slam sedimenterer. Det er ikke påvist at dette forårsaker vedvarende sedimentasjon på elvepartiene.



Figur 1. Oversikt over Glitrevannverkets vannbehandlingsanlegg (t.v) og utslippspunkt for spylevann (t.h.). Kart er hentet fra henholdsvis www.glitre.no og Berge et al. (2010).

Det ble i november 2009 foretatt undersøkelser av vannforekomster som mottok det slamholdige vannet fra tunnelspylingen, nemlig Egga, Glitra, Sogna og Landfalltjern (Berge, Bækken & Eriksen, 2010). Undersøkelsen omfattet vannkvalitet, sedimentkjemi, bunnfauna, samt innhold av metaller i fisken i Landfalltjern. Landfalltjern hadde da høyt innhold av mangan i vannmassene sammenliknet med referanseinnsjøene (opp til 450 µg Mn/l), noe som tilsvarte dårligste vannkvalitetsklasse i SFTs system for vannkvalitetsvurdering (SFT:1997). Dette var det eneste elementet som med stor sikkerhet kunne henføres til utslipp av spylevann fra tunnelen. Mangankonsentrasjonen var imidlertid langt lavere enn det som regnes som giftig for ferskvannsorganismer etter kriteriene for miljøfarlighet utarbeidet av US Environmental Protection Agency (EPA Colorado). Verdiene var også lavere enn hva som forventes i enkelte norske innsjøer med mye jern og mangan i den omgivende berggrunnen. Resultatene viste videre at spylevannsutslippene ikke hadde ført til høyere metallkonsentrasjoner i fiskekjøtt eller fiskelever i Landfalltjern enn i de andre innsjøene. Konsentrasjonene lå stort sett innenfor det som er regnet som naturlig nivå i fisk fra lite påvirkede innsjøer. 7 måneder etter spyling i 2009 ble det verken funnet effekt på vannkemi eller bunnfauna som kunne tilskrives tunnelspylingen og alle elvestasjonene indikerte god eller svært god økologisk tilstand. Man kunne heller ikke se at bunnfaunaen i Landfalltjern hadde tatt noen skade av spylevannsutslippene. Badeplassen ved Landfalltjern ble likevel karakterisert å ha estetisk

forurensning som følge av innslag av svarte rester/partikler fra spylevannet som lå flekkvis fordelt på den ellers hvite sanden. Det ble konkludert med at spyleslam-konsentrasjoner under og like etter en tunnelspyling vil bli mye høyere enn det som ble observert ved denne undersøkelsen. De oppnådde resultatene ga ingen klare holdepunkter for om det lønner seg å spyle ofte (lite slam) eller sjelden (mye slam). Der ble likevel anbefalt å spyle utenfor bade og fiskesesongen i Landfalltjern.

En kan tenke seg at konsentrasjonene av mangan og andre stoffer vil være mye høyere mens spylingen pågår, og at dette kan gi akutte effekter på biologien i resipientvassdragene. Mangan reduseres lettere enn jern og går da i oppløsning som toverdig Mn^{2+} . Oksideringen går også saktere, og det forventes derfor at det oksygenholdige spylevannet inneholder en del oppløst, redusert mangan (Økland & Økland, 2006). Betydelige utslipp av mangan (Mn) kan skade bunnfauna og fisk, men tålegrensen avhenger av vannkvaliteten i vassdraget og hvor mye som er biotilgjengelig. Innhold av for eksempel kalsium gir organismelivet en beskyttende effekt (Peters *et al.*, 2011). Om tunnelspyling påfører bunnfauna og fisk akutte gifteffekter, vil det trolig lønne seg å spyle ofte da dette gir lavere slammengde under hver spyling og lavere akuttkonsentrasjoner. Man kan eventuelt spyle i perioder hvor det er stor vannføring og dermed høy fortynningsgrad i resipientene. Når bunndyrene i en elv blir akutt stresset, vil berørte arter - aktivt eller passivt – føres med strømmen nedover i vassdrag (Brittain & Eikeland, 1988). Dette fenomenet kalles *driv* og er påvist i forbindelse med høy partikkelforurensning og giftepisoder, men også ved hyppige vannstandsvariasjoner (flom) (Svendsen, Quinn & Kolbe, 2004; Resh *et al.*, 1988; Kjaerstad & Arnekleiv, 2011; Suren & Jowett, 2001). Når slike episoder påfører bunndyrsamfunnet betydelig endringer, spores dette i form av nedsatte tettheter på den berørte elvestrekningen i lang tid etter påvirkningen (Mangum & Madrigal, 1999; Bækken *et al.*, 2011). Laksefisk kan i større grad enn bunnfauna flytte seg til upåvirkede sidebekker eller områder i vassdraget som er mindre påvirket og har en bedre vannkvalitet. Det er for eksempel vist at ørret i forsurede vassdrag oppsøker områder med kalsiumholdig skjellsand under flomperioder, hvilket kan være en strategi for å unnsnippe sure episoder (Hindar *et al.*, 2013). Ved akutte gifteffekter har heller ikke fisk muligheten å unnsnippe og dette vil da spores gjennom nedsatte tettheter av fisk, eventuelt bare utvalgte årsklasser (Bækken *et al.*, 2011; Ling, 2002).

I denne studien har vi sett om spyling påvirket vannkjemi, sedimentkjemi, og samfunnene av bunnfauna og fisk i resipientene. For bunnfauna har vi målt tettheter, diversitet og gruppesammensetning, med spesielt fokus på andel filtrerende organismer på berørte elvestrekninger. Det er plausibelt å tro at nettopp denne gruppen vil forstyrres ved utslipp av mye partikler fordi næringsopptaket deres skjer ved å filtrere ut næringsemner som kommer drivende med elvesvannet (Mackie *et al.*, 1991; Cummins, 1973). Videre har vi sett på om spylevannet har påvirket de to interkalibrete indeksene for organisk belastning og forsuring i henhold til vannforskriften (Veileder02:2013). Dette er indekser som ventes å bli påvirket ved henholdsvis høyt biokjemisk oksygenforbruk (manganoksidering), men også ved en generell degradering av bunndyrsamfunn, lav pH, høye nivåer av labilt aluminium og tungmetaller. For fisk har vi sett om utslippet har påvirket tettheter og sammensetningen av årsklasser. Prøver er tatt før (bunnfauna og fisk) og under (vannkjemi) og etter spyling (bunnfauna, fisk, vannkjemi og sedimenter).

2. Spyleprogrammene

Det ble i 2014 gjort to spylinger av Glitretunnelen. I mai ble dreisvannet ledet til Egga og Glitra (mai) og i september til Landfalltjern og Sogna. NIVA har hatt ansvaret for innsamling og analyser av biologisk materiale, samt analyser av tilført partikulært materiale til Landfalltjern i forbindelse med at spylevannet ble ledet dit. Glitrevannverket IKS har hatt ansvar for vannkjemisk prøvetakingen og vannanalyser, samt dokumentasjon av selve spyleprosessen.

2.1 Spyling til Egga og Glitra (26.-27. mai 2014)

Spyling til Egga og Glitra har til hensikt å renske ut sedimentene som har lagt seg på tunnelgulvet på strekningen fra Glitrevannet og fram til Egga, en strekning som utgjør ca. 40 % av tunnelens lengde. Det tappes vann fra innsjøen Glitre; først maksimalt av det som ventilene kan tilføre og deretter i mindre pulser for å renske ut rester etter hovedspylingen. Spylingen startet mandag den 26. mai. Ventilene ble åpnet kl. 12:45 og ca. kl. 13:10 var det full spyling (ca. 5 m³/s). I en kort stund ble råvannstunnelen spylt med maks vannmengde, dvs. ca. 5,5 m³/s. På grunn av trykktapet over inntakssilene som begrenser spylevannmengden, ble spylingen redusert til ca. 4 m³/s ca. kl. 14:00.

Biologiske prøver av bunnfauna og fisk ble samlet inn den 22. mai og den 6. juni i 2014. Glitrevannverket stilte med medarbeider og kjentmann i forbindelse med prøvetakingen. Fotografisk dokumentasjon og innsamling av vannprøver startet mandag 26. mai fra ca. kl. 10 fra seks utvalgte prøvestasjoner. Prøvestasjonene var på forhånd merket med avstikkere med påskrevet prøvestasjonsnummer. Fra hver prøvestasjon ble det utført målinger av vannstand og visuell sjekk.

Det ble videre tatt bilder av stasjonene, samt samlet inn vannprøver på ulike tidspunkter, med start før spyling, under spyling og etter spyling. Det ble tatt biologisk og/eller vannkemiske prøver av følgende stasjoner i Egga/Glitra (st. 2-9), se også **Figur 2**:

2. Egga oppstrøms
3. Egga litt nedenfor utslippspunktet
4. Egga oppstrøms samløp med Glitra
5. Glitra oppstrøms samløp
6. Egga nedstrøms samløp med Glitra
9. Glitra ved DOFA

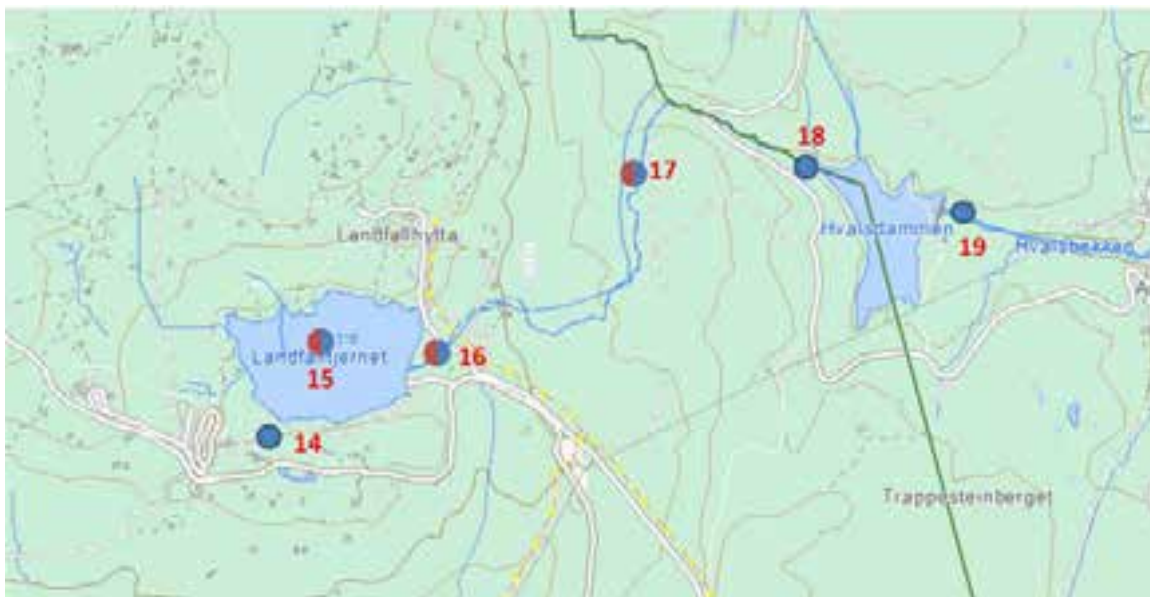


Figur 2. Prøvetakingsstasjoner ved spyling til Egga og Sogna. Blå = vannprøver, Rød = bunndyr, Grønn = fisk. St. 1 og 11 er prøver fra tunnelvannet, de andre er fra elva. Stasjon 10, 11 og 12 ble ikke besøkt i forbindelse med spylingen i mai, men ble undersøkt under spylingen i september (se også **Figur 3**).

2.1 Spyling til Landfalltjern og Sogna (15.-17. september 2014)

Spyling til Landfalltjern og Sogna ble gjort om høsten etter endt fiske- og badesesong. Spyling av råvannstunnelen til Egga og Glitra startet mandag den 15. september. Ved spylingen til Landfalltjern og Sogna i september gikk også noe vann til Egga, fordi tunnelen mellom Egga Vest og høybrekket "Vesle-Per" måtte tømmes. Det ventes vesentlig mindre vannføring og slaminnhold av dette enn ved spylingen i mai, og av den grunn ble det ikke tatt supplerende vannanalyser av Egga ved spylingen i september. Biologiske prøver av bunnfauna og fisk ble samlet inn av NIVA den 8. september og 22. september. Personell fra Glitrevannverket deltok også i dette feltarbeidet. Prøvetakingsstasjoner for vannprøver i Landfallvassdraget og Sogna (**Figur 2 og 3**) er de følgende:

10. Utslippspunktet for spylevann til Sogna
11. Sogna oppstrøms
12. Sogna nedstrøms
13. Sogna ved Askgrenda
14. Utslippspunktet for spylevann til Landfalltjern
15. Midt ute i Landfalltjern
16. Utløpet av Landfalltjern
17. Landfallbekken før samløp med Myrseterbekken
18. Innløp Hvalsdammen
19. Utløp Hvalsdammen



Figur 3. Prøvetakingsstasjoner i Landfalltjernet (høstspyling). Blått = vannkjemi, Rødt = bunndyr, for prøvetakingsstasjoner (st. 10-13) i Sognavassdraget som ble prøvetatt under høstspylingen, se figur 1.

3. Metoder

3.1 Kjemi

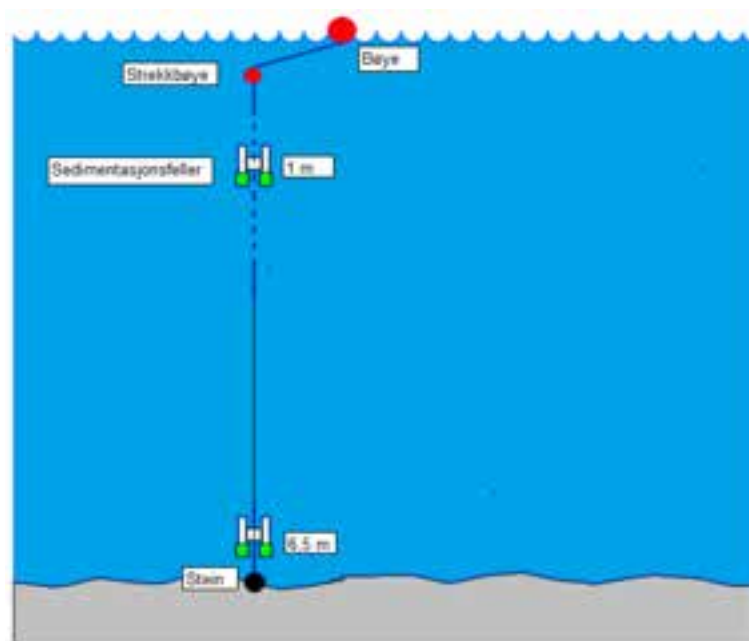
Vannkjemi

Vann og sedimentkvalitet er vurdert etter SFT (nå Miljødirektoratet) sine kvalitetskriterier (SFT:1997) for de parametere som det er laget kriterier for, i henhold til veiledere for klassifisering av ferskvann (Veileder01:2009; Veileder02:2013). Systemet baseres på de parametere som antas å utgjøre et forurensningsproblem i norske vannforekomster. Tilsvarende vurderingsgrunnlag ble brukt av Berge, Bækken & Eriksen (2010). SFT:1997 vurderer belastning av stoffene på bakgrunn av årsmiddel. Et viktig moment er likevel at både bunnfauna og fisk også responderer på akutte episoder av forurensing, som lav pH og høy andel labilt aluminium (Henriksen *et al.*, 1988; Pye, Vaughan & Ormerod, 2012), utslipp av giftstoffer (Bækken *et al.*, 2011; Gladsø & Raddum, 2002; Ling, 2002) eller organiske stoffer som i store mengder fører til et skadelig høyt oksygenforbruk (Armitage *et al.*, 1983). Dette betyr at maksimumsbelastningen er vel så viktig som middelbelastningen og vi har i det følgende vurdert begge deler. Vannkjemiske prøver er utført av Eurofins etter standardiserte metoder. Unntak er analyser av aluminium som er gjort ved NIVAs laboratorium i Oslo. Reaktivt aluminium (RAL) gir et tilnærmet mål for totalt monomert aluminium. Ikke-labilt aluminium (ILAL) gir et tilnærmet mål for organisk monomert aluminium. Differansen RAL-ILAL, kalt labilt aluminium (LAL), gir et tilnærmet mål på uorganisk monomert aluminium. Nedre bestemmelsesgrense er $5 \mu\text{g Al/l}$. Den maksimale aluminiumkonsentrasjon som kan bestemmes uten fortykning er $500 \mu\text{g Al/l}$. Fluorid og jern kan interferere ved bestemmelsen. Jerninterferensen elimineres delvis ved kompleksbinding med 1,10-fenantrolin.

Sedimentkjemi

Spylevannet inneholder slam som til etter hvert sedimenterer i resipienttjern, hovedsakelig i Landfalltjernet (noe ventes også å sedimentere i Hvalsdammen), og vi ønsket å studere hvilke stoffer dette slammet tilfører tjernene. Fordi Landfalltjernet er grunt og sedimentasjonsraten trolig vil variere mellom ulike bunnpartier er det usikkert å ta sedimentprøver direkte fra innsjøsedimenter for å måle metallinnhold som blir tilført fra spylevannet. Det ble derfor hengt opp sedimentasjonsfeller i vannsoylen med den hensikt å

fange opp sedimenterende slampartikler etter spyling, som anvist i **Figur 4**. En felle ble plassert på 1 m dyp (skal simulere det som sedimenterer i strandsonen) og en felle 1 m over bunnen, anslagsvis på 6,5 m dyp. På hvert dyp står to parallelle prøver. Dette sier noe om variasjonen og dermed usikkerheten ved metoden. Vi var usikre på sedimenteringsraten i fellene og om det faktisk ble tilført nok slam til å gjøre sediment analyser. Vi la opp til å tømme fellene etter behov. De ble først undersøkt 1 uke etter spyling. Analyser av sedimentprøver inkluderte Fe, Mn, tot-P, Al, Cu, As, Hg, Pb, Cd, Cr, Zn, Sn. Ved lave sedimentasjonsrater ble det vurdert å analysere prøvene som turbide vannprøver og etter-korrigere verdier på bakgrunn av forhold mellom vann og sediment i prøven. Parametervalg var da tørrstoff, gløderest, Fe, Mn, tot-P, Al, Cu, As, Hg, Pb, Cd, Cr, Zn, Sn.



Figur 4. Prinsipskisse over opplegget for sedimentasjonsfellene i Landfalltjern

3.1 Bunnfauna

Bunnfauna (bentiske makroinvertebrater) er små dyr som lever på eller nede i bunnsubstratet, som kan bestå av stein, sand, grus, vannplanter, trevirke, detritus eller lignende. Størrelsen er definert som de dyrene som ikke slipper gjennom et nett med maskevidder fra $\geq 200 \mu\text{m}$ (Rosenberg & Resh, 1993), og som dermed er lett synlige uten bruk av forstørrelse (NS-ISO 7828). De opptrer ofte tallrike, kan ha en lang livssyklus og/eller overlappende generasjoner, og en stor fordel er at innsamlingen i tillegg er både enkel og kostnadseffektiv (Rosenberg and Resh, 1993). Bruken av bunnfauna i vassdragsovervåking er utbredt på verdensbasis og har en rekke fordeler. Bunnfaunasamfunnet er en økologisk divers gruppe. De viser stor variasjon i følsomhet ovenfor mange miljøpåvirkninger (Aanes & Bækken, 1989), slik som kronisk og episodisk forurensning (Schartau *et al.*, 2008; Pye, Vaughan & Ormerod, 2012), høyt oksygenforbruk som følge av nedbrytning av organisk materiale (Armitage *et al.*, 1983), hydromorfologiske inngrep som endret vannføringsmønster og sedimentasjon (Extence, Balbi & Chadd, 1999; Extence *et al.*, 2013; Sand-Jensen, Friberg & Murphy, 2006), avrenning av plantevernmidler og andre stoffer som følge av intensivt landbruk (Schafer *et al.*, 2007; von der Ohe & Goedkoop, 2013; Beasley & Kneale, 2002), gruveforurensning (Clements *et al.*, 2000; Aanes, 1980) og akuttutslipp av ulike typer kjemikalier (Kjaerstad & Arnekleiv, 2011; Bækken *et al.*, 2011; Eriksen, Arnekleiv & Kjaerstad, 2009).

Historisk sett har biologiske tilstandsvurderinger vært gjort av fageksperter som ofte har basert seg på subjektive vurderinger ut fra artssammensetningen på lokaliteten. I dag stilles det større krav til objektivitet og man benytter i hovedsak biologiske indekser. En indeks er en modell som uttrykker

biologiske data som tallverdier, som igjen er knyttet opp mot type og grad av påvirkning. Indeksen Average Score Per Taxon (ASPT) brukes til å måle økologisk tilstand på elvestasjoner i forhold til organisk forurensing. I tillegg har vi sett på Forsuringsindeks 2, som vil fange opp akutteffekter av lav pH og labilt aluminium, samt ofte også annen metallforurensing. Begge disse indeksene er omtalt i veilederen for vannforskriften (Veileder02:2013). Viktige underlagsdata for indeksene er arter i gruppene døgnfluer (Ephemeroptera), steinfluer (Plecoptera) og vårfluer (Trichoptera). Dette er taksa som også kan bli påvirket av flere av de ovenfor nevnte påvirkningstypene. I tillegg har vi undersøkt om spylingen påvirket tetthetene av bunndyr, antall arter og andelen av filtrerende bunndyr i bunndyrsamfunnet på lokaliteten. Hvis ingen av disse økologiske metrikkene blir påvirket har vi antatt at spylingen ikke har hatt noen effekter på bunnfaunen. Påvirkningsgraden måles ved å sammenligne målte indeksverdier opp mot verdier for referansesamfunn uten menneskelig påvirkning. Dette forholdet kalles for EQR (Ecological Quality Ratio). For tiden er denne referanseverdien for ASPT satt til 6,9 (Veileder02:2013). Det er gjort en normalisering av indeksskalaen slik at verdiene for økologisk tilstand ligger i intervallet 0 til 1 og beskrevet som nEQR. De ulike klassegrensene er gitt ved henholdsvis: 0 - 0,2, 0,21- 0,4, 0,41 – 0,6, 0,61 - 0,8 og 0,81 – 1 (Svært dårlig, dårlig, moderat, god og svært god). For de andre indeksene som ble testet finnes ingen nasjonale referanseverdier og disse er derfor vurdert basert på avstanden mellom «før» og «etter» prøver.

Prøver av bunnfaunaen ble samlet inn den 22. mai (før-prøver i forkant av vårspyling), 4. juni (etterprøver av vårspyling), og tilsvarende 8. og 22. september (før-prøver og etterprøver, høstspyling) i 2014. Prøver fra bunndyrsamfunnene på elvestasjonene ble hentet inn ved å benytte en standardisert sparkemetode (NS 4718 og NS-ISO 7828). Innsamlingsmetoden er i henhold til retningslinjer gitt i klassifiseringsveileder for vannforskriften (Veileder02:2013). Materialet består av flere enkeltprøver og er nå i sterkere grad bundet opp til et bestemt areal enn tidligere. Det gjør metoden mer stringent og lettere etterprøvbart. Hver prøve tas over en strekning på én meter. Det anvendes 20 sekund per en slik 1 m prøve. I alt tas det 3 slike per minutt. Dette gjentas 3 ganger og i alt representerer materialet som reflekterer miljøtilstanden på stasjonen 9 slike én meters prøver. Dette tilsvarer 3x1 minuttprøver, som var et vanlig tidsforbruk i mange bunnfaunaundersøkelser tidligere, og representerer nå bunndyrsamfunnet på omlag 2,25 m² av elvebunnen. Det ble benyttet en elve-/sparkehåv med 250 µm maskevidde under prøvetakingen. For å unngå tetting av håven og tilbakespyling, tømmes håven etter 3 enkeltprøver (1 minutt), eller oftere hvis substratet er svært finpartikulært. Alle delprøvene fra hver lokalitet samles til en blandprøve. I Landfålltjern er bunndyrene tatt med van Veen grabb, som beskrevet i Downing and Rigler (eds) (1984). Det er tatt 3 hugg på hver stasjon. Prøvene er silt gjennom en standard håv med maskevidde i nettduken på 250 µm. Materialet ble i felt fiksert med etanol og tatt med til NIVAs laboratorier, for senere å bli sortert. I forbindelse med spylingen til Egga og Glitre er det i tillegg samlet inn prøver av insektfaunaen tilknyttet kantvegetasjonen langs vassdragene. Dette er gjort for å fange opp arter som hadde klekket og forlatt vannfasen på det aktuelle tidspunktet. Disse artsregistreringene er ikke tatt med i selve indeksberegningene siden de ikke var i vannet under spylingen, men er brukt som støttegrunnlag i vurderingene.

3.2 Fisk

Fiskesamfunnet ble undersøkt ved elektrofiske (apparat Iomega, FA2), etter metode beskrevet i Norsk Standard og europeisk CEN standard (Anonym, 2003). Strøm fra fiskeapparatet svimeslår fisken en kort stund slik at de kan fanges med håv. All fanget fisk ble oppbevart levende inntil fisket var avsluttet. Fangsten ble artsbestemt og lengder målt til nærmeste millimeter før de slippes levende ut igjen etter endt undersøkelse. Det ble estimert tettheter av eldre årsklasser (>1 år gamle) etter Bohlin et al. (1989). Toleranse ovenfor forurensing kan avhenge av fiskestørrelse, og disse dataene gir dermed en indikasjon på dette. Fra siste fiskerunde velger man noen ganger noen individer fra hver lengdegruppe til aldersbestemmelse ut fra otolitter (ørestein) og/eller skjell. Disse må dermed avlives. Ut fra størrelsesstruktur kan fisken sorteres i årsklasser, og disse oppgis gjerne som 0+ (fisk opptil ett år), 1+ (fisk eldre enn ett år, men yngre enn 2 år), 2+ (fisk eldre enn to år, men yngre enn tre år), osv. I henhold til Vannforskriften (Veileder02:2013) kan økologiske tilstand vurderes ved å se på produksjonen av laksefisk (Sandlund *et al.*, 2013).

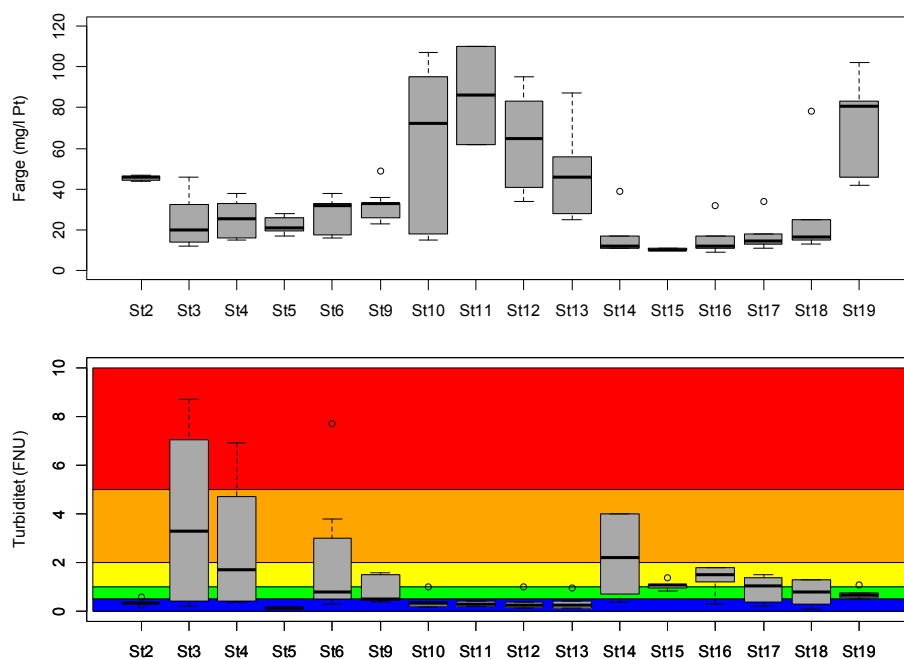
4. Resultater

4.1 Kjemiske effekter av tunnelspylingen

Vannkjemi

Det ble registrert mindre synlig slam etter spylingen i 2014 enn ved spylingen i 2009, i følge Glitrevannverket (se bilder i **kapittel 8 – Appendiks**). Det kom i 2014 betydelig mer slam ved første spylingsepisode I (26.-27. mai; stasjon St2 - 13) enn ved andre spylingsepisode II (15.-17.september; stasjon St14 - 19), hvor slammengden knapt nok var synlig i resipientene.

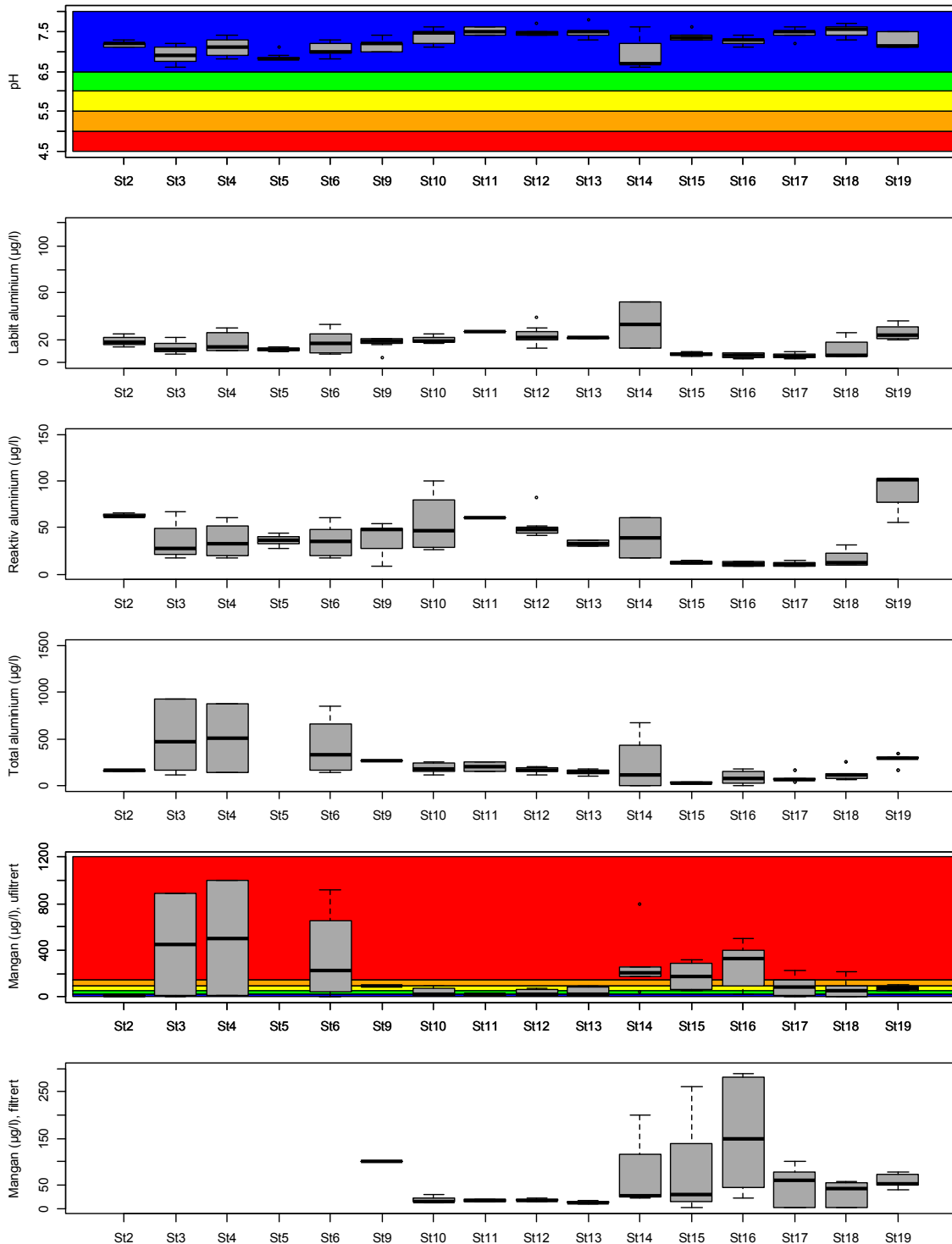
I det følgende gjennomgås resultater av relevante vannkjemiske målinger for alle stasjoner, både i forbindelse med spylingen i mai og i september. Vi har satt resultatene for de ulike stasjonene opp imot grenseverdiene gitt i SFT:1997 og presentert resultatene som boksplo. Styrken ved denne fremstillingsformen er at den både viser middelkonsentrasjoner og synliggjør episodiske ekstremverdier. Det er dermed mulig både å anslå middelkonsentrasjonen gjennom spyleepisoden og å detektere kortvarige toppverdier. Spylevann blir altså tilført resipientelvene ved tre steder, Egga (St3), Sogna (St10) og Landfålltjern (St14). Stasjoner i Egga (St2), Sogna (St11) og utløpet av Hvalsdammen (St19) var typisk myrvannspreget i fargen (>45 mg Pt/l), mens vann fra Glitre hadde naturlig klar farge (se for eksempel St5). Spylevannet som kom inn ved St3 og St14 medførte lokalt høy turbiditet, men denne avtok raskt nedstrøms utslippene dels som følge av og uttytning med tilført, klart Glitrevann (**Figur 5**).



Figur 5. Farge og turbiditet i vannprøver for alle stasjoner, for spylingsepisode I (26.-27. mai; stasjon St2 - S13) og spylingsepisode II (15.-17.september; stasjon St14-S19). Innen hvert boksplo utgjør den tykke, horisontale linjen medianverdi, topp og bunn av boksene er 75 og 25 percentiler. De stiplede linjene strekker seg til de mest ekstreme punktene (< 1,5 ganger interkvartilbredden) fra boksene og separate punkter utgjøres av uteliggende verdier.

pH er en viktig variabel både direkte og indirekte fordi den setter terskelverdiene for mobilisering av mange tungmetaller, for eksempel aluminium. pH viste ingen markante endringer ved noen av stasjonene, verken i mai eller i september, som ventes å gi effekter på bunnsfauna og fisk (**Figur 6**). Alle målte verdier lå over 6,5, som betyr svært god tilstand for denne variabelen, i henhold til SFTs kriterier. Det ble målt en ekstremmåling av total aluminium på 130 mg/l på St3 under vårspylingen, men labilt aluminium lå ikke

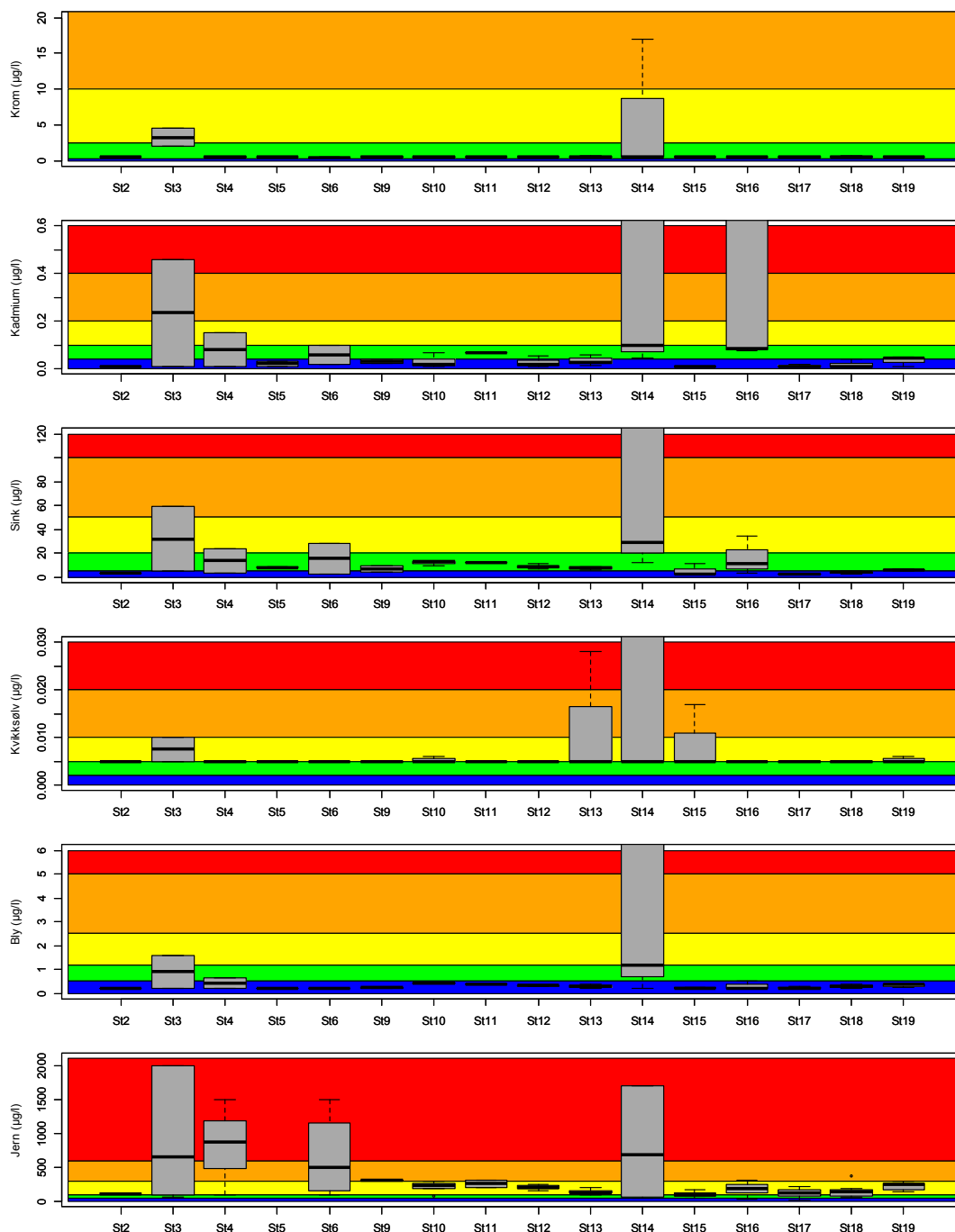
høyere enn for referansestasjonen like oppstrøms (St2). Målingene av labilt aluminium kan ha vært kunstig høye (se diskusjon). Ikke uventet ble det målt forhøyede verdier av mangan som følge av tunnelspylingen. Det ble også målt en del redusert mangan (Mn^{2+} , filtrerte prøver), men verdiene var ikke spesielt høye.



Figur 6. Resultater fra vannprøver: pH, total aluminium, reaktiv aluminium og mangan (filtrert og ufiltrert) i vannprøver for alle stasjoner, for spylingsperiode I (26.-27. mai; stasjon St2 - 13) og spylingsperiode II (15.-17. september; stasjon St14-S19). Verdier lavere enn deteksjonsgrense er angitt som deteksjonsgrense.

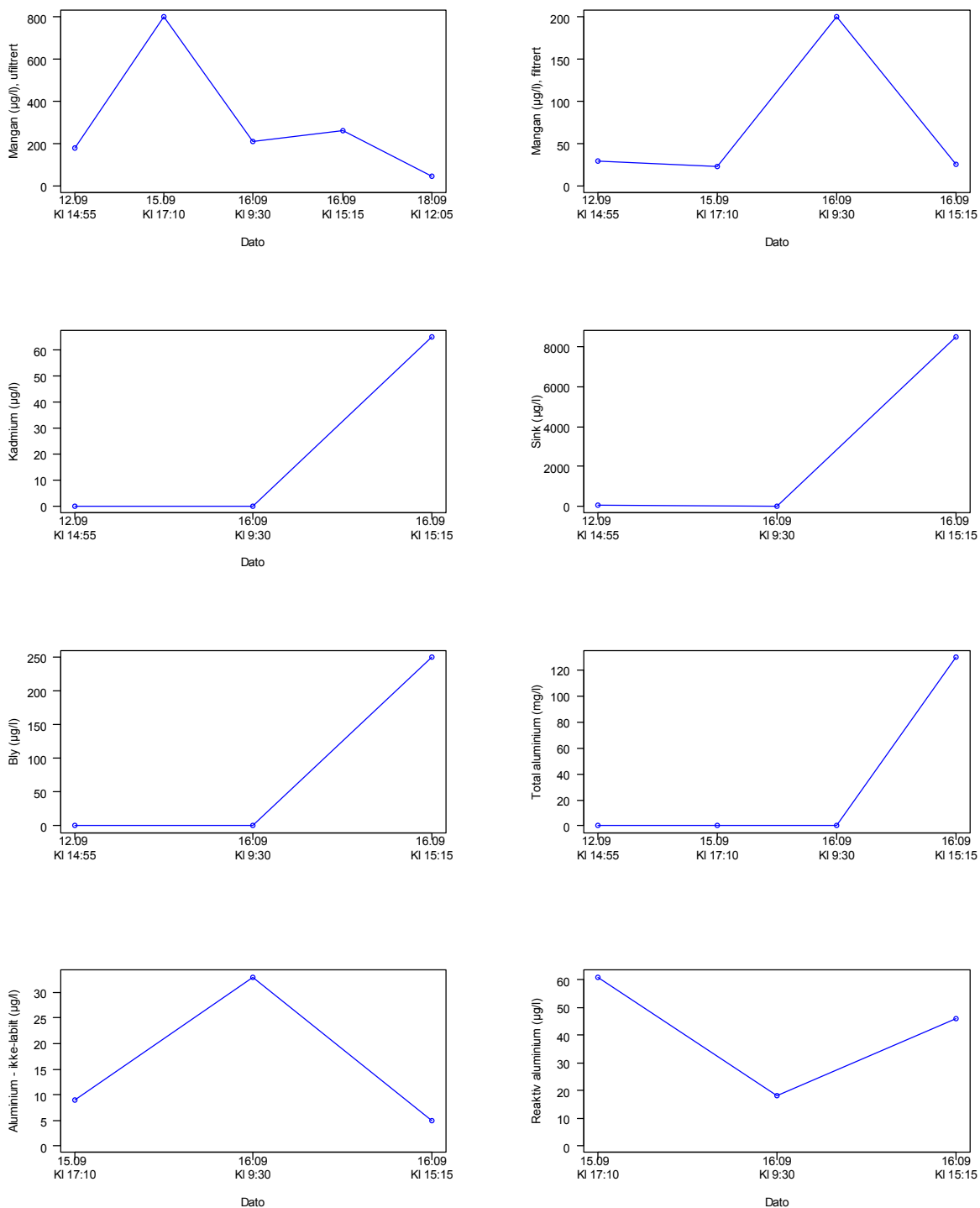
Videre ble konsentrasjonene av krom (Cr), kadmium (Cd), sink (Zn), kvikksølv (Hg) og bly (Pb) analysert, og vurdert i forhold til grenseverdier etter SFT:1997. Figur 7 viser viktige trender som ble observert langs

bekke- og elvestrengene før, under og etter spylingen. Gjennomgående var det lave verdier av de målte tungmetallene, og nivåene var i all hovedsak innenfor grenseverdiene for det som er definert som "god" tilstand. Stasjonene St3 og St14, som henholdsvis er lokalisert i innblandingssonen i elv og i selve utslippspunktet for spylevannet (vann hentet fra røret), avviker imidlertid punktuelt sterkt fra dette. Konsentrasjonene av krom befant seg her episodisk på "moderat" og "dårlig", og særlig utslippet til Landfalltjern inneholdt episodisk svært høye nivåer av krom, kadmium, sink, kvikksølv, bly og jern.



Figur 7. Resultater for analyse av krom, kadmium, sink, kvikksølv, bly og jern i vannprøver for alle stasjoner, for spylingsepisode I (26.-27. mai; St2 - 13) og spylingsepisode II (15.-17.september; St14 - 19). For noen parametere er skalaen kuttet på St14 på grunn av ekstremverdier (dette er spylevann for innblanding). Disse er vist i Figur 8. Verdier under deteksjonsgrensen er angitt som deteksjonsgrense

I figur 8 vises ekstremverdier som ble målt ved St14 under spylingen. Basert på målinger for mangan, var trolig ekstremverdiene knyttet til kortvarige episoder, og etter den innledende spylefasen falt disse trolig tilbake til mer moderate nivåer.



Figur 8. Utviklingen av mangan, kadmium, sink, bly, total aluminium, ikke-labil aluminium og reaktiv aluminium i vannprøver fra St14 under spylingsperiode II (15.-17.september).

Sedimentkjemi

Prøver fra sedimentfellene i Landfalltjern ble tømt den 22. september og 20. oktober. Bunnprøvene fra den 20. oktober måtte forkastes fordi de var begravet av sedimenter. De resterende prøver indikerte noe forhøyede verdier av sink (Zn), kadmium (Cd), arsen (As) i forhold til klassegrenser gitt i SFT:1997 (men se diskusjon) (**Tabell 2**). For noen elementer var det for lite materiale til å gi en sikker måling (under deteksjonsgrenser). For parametere hvor det ikke er gjort vurderinger i tabell 2, finnes det ingen tilstandsklasser (Al, Mn, Sn, Cr og Fe).

Tabell 2. Kjemiverdier for sedimenter fra sedimentfeller i Landfalltjern under spyleepisode II (15.-17.september), vurdert i forhold til SFT:1997. For enkelte elementer var det for lite materiale til å gi en sikker vurdering (disse vist ved < før tallverdien).

Provenr.	Merket	Al mg/kg	Mn mg/kg	Cu mg/kg	Zn mg/kg	As mg/kg	Cd mg/kg	Sn mg/kg	Hg mg/kg	Pb mg/kg	Cr mg/kg	Fe mg/kg
22,09,2014	1m A	12000	20000	79	920	<2500	<50	<1200	0,435	<2500	< 0,30	21000
22,09,2014	1m B	13000	21000	100	1100	<2500	<50	<1200	0,22	<2500	< 0,30	22000
22,09,2014	7m A	26000	36000	34	1500	<120	7,2	<54	0,097	<120	8,5	40000
22,09,2014	7m B	34000	50000	38	2000	79	19	<31	0,072	78	17	52000
20,10,2014	1m A	22700	96100	54.8	1150	30.1	8.42	2.76	0.2	79.8		
20,10,2014	1m B	22300	93400	60.8	1140	29.0	8.06	2.98	0.85	100		

4.2 Biologiske effekter av tunnelspylingen

4.2.1 Bunnfauna

Fullstendig artsliste for bunnfauna er gitt i **vedleggstabell 1**. I forbindelse med prøvetakingen etter spyleepisode I – vårspylingen til Egga og Glitra - ble det registrert store tettheter av steinfluene *Leuctra hippopus* og *Isoperla grammatica*, og vårfluene *Philopotamus montanus* og *Polycentropus flavomaculatus* i kantvegetasjonen langs vassdragene. Dette som følge av klekking fra akvatisk stadium mellom første og andre prøvetaking under vårspylingen (**Figur 9**).



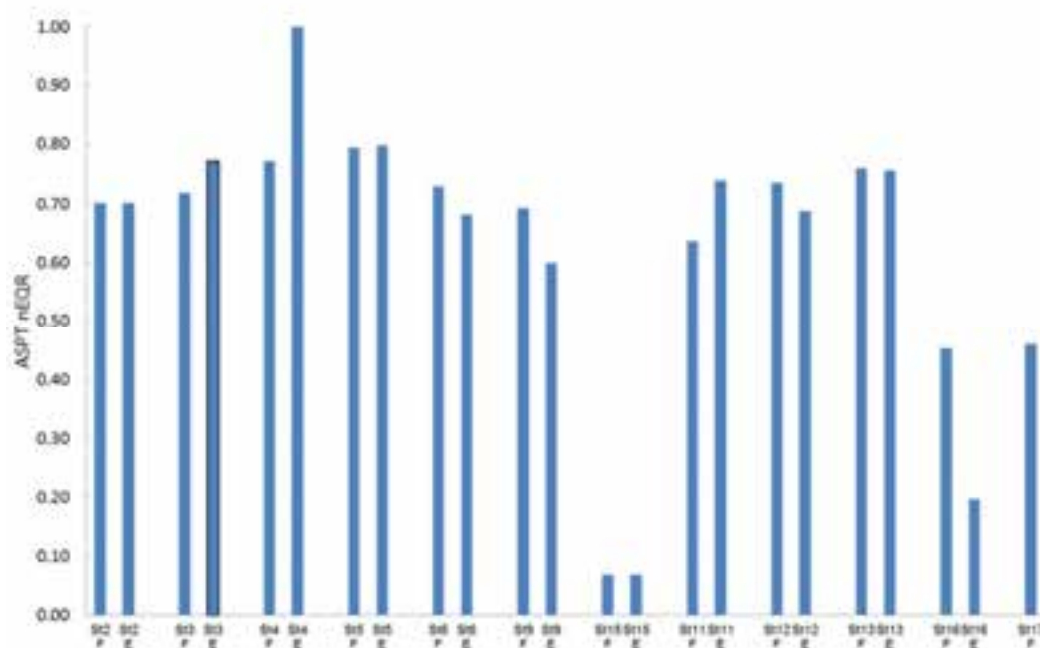
Figur 9. Steinfluen *Isoperla grammatica* kryper ofte opp på land når den skal klekk fra akvatisk til adult stadium. Når de er oppe på tørt land, drar det voksne insektet seg ut av nymfehuden (exuvia) og denne blir liggende/hengende igjen. Bildet er tatt under broen like ved utslippspunktet til Egga. Godt over 100 exuvia ble funnet her og illustrerer hvordan samfunnet av bunnfauna naturlig endrer seg gjennom sesongen i vassdragene.

Etter spyleepisode II - høstspyling til Landfallstjern - var det på grunn av lav vannføring ikke mulig å ta prøver på St17 - Landfallbekken før samløp med Myrseterbekken (**Figur 10**). For resterende stasjoner ble denne prøveserien komplett.



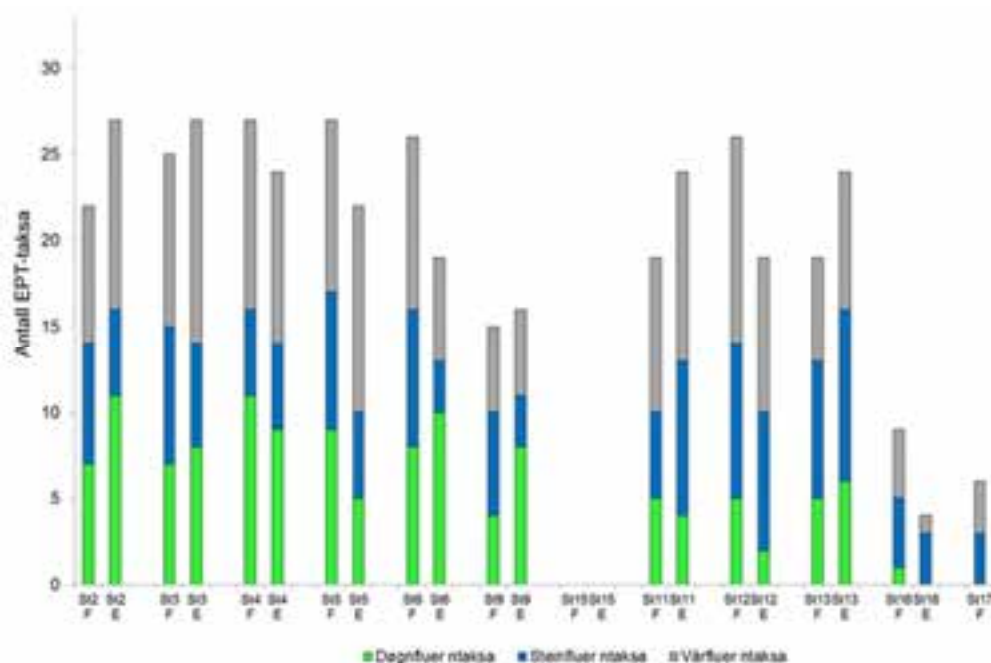
Figur 10. Det var ikke mulig å ta prøver av bunnfaunen på St17 - Landfallbekken før samløp med Myrseterbekken.

Siden påvirkningstypen på de akvatiske bunndyrsamfunnene var like ved begge spylinger er spylepisode I og II omtalt sammen videre av kapittelet. Det ble ikke funnet effekter på bunnfaunaen som kan tilskrives lav pH eller labilt aluminium på bakgrunn av forurensningsindeks 2. Det ble heller ikke funnet effekter på bakgrunn av organisk forurensing med indeksen Average score per taxon (ASPT) (**Figur 11**). På stasjon 4 og 16 var det en påfallende forskjell mellom før og etterprøver, der St4 indikerte en bedring av tilstand mens St16 indikerte en forverring, som trolig kan tilskrives naturlige forhold (jmfør **Figur 9 og 10**).



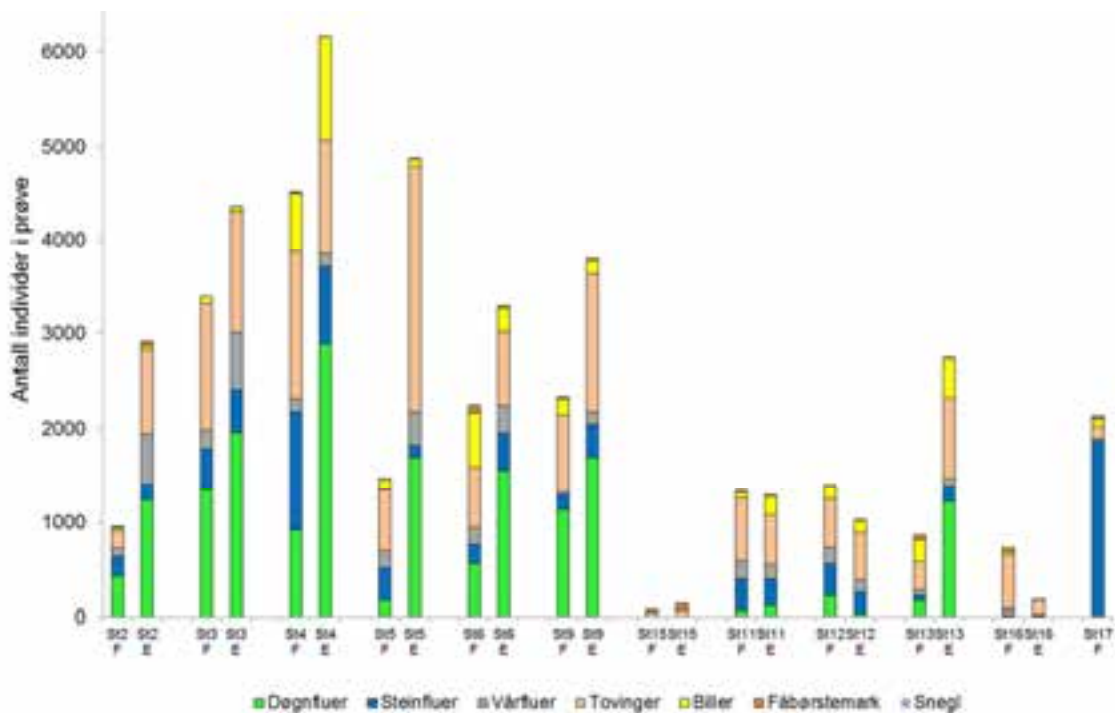
Figur 11. Normalisert EQR for bunndyr ved bruk av indeks for organisk belastning (ASPT) beregnet for undersøkte stasjoner i resipienter som mottok spylevann i forbindelse med tunnelspyling av Glitrevannverkets vannoverføringstunneler, våren og høsten 2014. F = før og E = etter utslipp. Figuren viser at spylevannsutslippene ikke ser ut til å ha påvirket denne indeksen i betydelig grad.

Det ble heller ikke påvist at spylingene påvirket diversiteten av bunnfauna, målt som antall EPT taksa (Ephemeroptera (døgnfluer), Plecoptera (steinfluer) og Trichoptera (vårfluer)) (**Figur 12**).



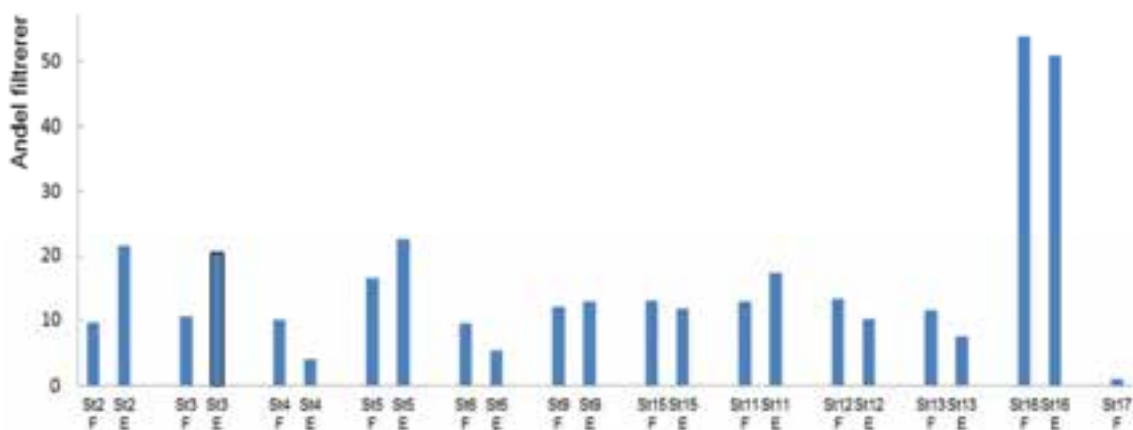
Figur 12. Antall EPT taksa (Ephemeroptera (døgnfluer), Plecoptera (steinfluer) og Trichoptera (vårfluer)) beregnet for undersøkte stasjoner i resipienter som mottok spylevann i forbindelse med tunnelspyling av Glitrevannverkets vannoverføringstunneler, våren og høsten 2014. F = før og E = etter utslipp. Figuren viser at spylevannsutslippene ikke ser ut til å ha påvirket EPT-diversiteten.

En generell tendens ved vårspylingen var at det ble registrert høyere tettheter av dyr på elvestasjoner i etter-prøver sammenlignet med før-prøver (**Figur 13**). Om høsten ble det ikke funnet noen slike tydelige forskjeller i gruppesammensetning. Bunnfaunaen i Landfalltjern bestod ikke overraskende hovedsakelig av fjærmygg og fåborstemark, og som forventet i lave tettheter relativt til elvestasjonene.



Figur 13. Gruppesammensetning av dominerende bunnfaunagrupper i prøver fra undersøkte stasjoner i forbindelse med tunnelspyling av Glitrevannverkets vannoverføringstunneler våren og høsten 2014. F = før og E = etter utslipp. Figuren viser at spylevanns-utslippene ikke har påvirket gruppesammensetning i betydelig grad.

Andel filtrerende bunndyr var heller ikke påvirket av spylingen. Referansestasjonen (St2) var plassert like oppstrøms utslippspunktet under vårspylingen (St3). Andel filtrere var her tilnærmet identisk i før- og etter-prøvene (**Figur 14**). Det var ellers bare mindre forskjeller mellom stasjonene.



Figur 14. Andel filtrerende organismer i bunnfaunasamfunnet fra undersøkte stasjoner i forbindelse med tunnelspyling av Glitrevannverkets vannoverføringstunneler våren og høsten 2014. F = før og E = etter utslipp. Figuren viser at spylevanns-utslippene ikke ser ut til å ha påvirket denne funksjonelle gruppen.

4.2.2 Fisk

Det var stor variasjon i fisketetthet på de fire undersøkte stasjonene (St2, St3, St9 og St13). De anadrome elvestrekningene hadde størst tettheter av fisk (elvestrekning hvor laks og sjørret går opp for å gyte). Her ble det fanget både ørret og laks. Felles for alle stasjonene var at fangbarheten (og dermed også tetthetsestimaterne) økte fra første til andre prøvetaking (**Tabell 3**). Det ble med andre ord fanget mer fisk etter spyling enn før. I det videre er fangstene fra hver stasjon beskrevet kort. Basert på skjell- og otolittprøver er det anslått aldersfordeling basert på et representativt utvalg individer fra hver stasjon (**Figur 15-18**).

Tabell 3. Estimerte tettheter av ørret og laks på undersøkte stasjoner i forbindelse med tunnelspyling av Glitrevannverkets vannoverføringstunneler i 2014. C1, C2 og C3 angir henholdsvis første, andre og tredje fiskerunde. C.f. og T angir henholdsvis konfidensintervall og total fangst.

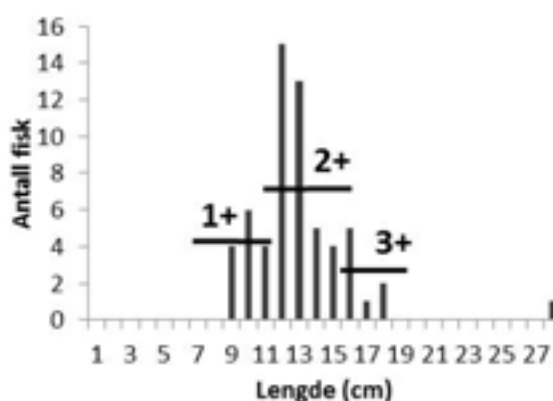
Lokalitet	Tidspunkt	Art	Temp °C	Areal	c1	c2	c3	T	Estimert antall	95 % c.f.	Estimert fangbarhet	95 % c.f.	antall/100m ²
Lok2	Før	Ørret	16,1	143,5	11	6	1	18	19,1	1,6	0,6	0,1	13,3
Lok3	Før	Ørret	16,1	114	5	3	2	10	13,3	5,7	0,4	0,3	11,6
Lok9	Før	Ørret	12,5	456	3	2	2	7	14,7	23,0	0,2	0,4	3,2
Lok9	Før	Laks	12,5	456	5	5	4	14	50,8	132,3	0,1	0,3	11,2
Lok2	Etter	Ørret	14,8	123	25	13	4	42	45,7	3,4	0,6	0,1	37,2
Lok3	Etter	Ørret	4,7	105	6	4	2	12	15,2	5,0	0,4	0,2	14,4
Lok9	Etter	Ørret	14,7	456	10	6	1	17	18,2	1,8	0,6	0,1	4,0
Lok9	Etter	Laks	14,7	456	37	26	9	72	85,3	8,5	0,5	0,1	18,7
Lok13	Før	Ørret	12,7	142,8	35	16	12	63	76,5	9,2	0,4	0,1	53,6
Lok13	Etter	Ørret	8,3	102	57	31	11	99	110,2	6,3	0,5	0,1	108,0
Lok13	Etter	Laks	8,3	102	1	3	2	6	-5,3	15,5	-0,3	0,7	-5,2*

*Metoden som brukes for utregning av fisketetthet kan gi negative verdier hvis fangstene de ulike fiskerundene avviker mye fra forventning

St2 - Egga oppstrøms

På St2 ble det fanget 18 ørret før og 42 etter tunnelspylingen (13 dager senere). Dette medførte en økning i estimert tetthet fra 13,3 til 37,2 ørret per 100 m². Lengdefordelingen varierte fra 9 til 28 cm.

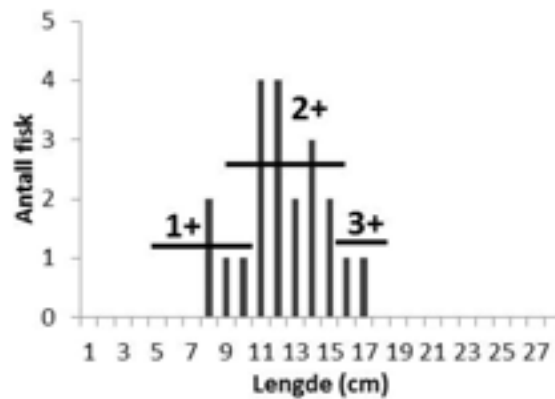
Aldersbestemmelse av fisken samsvarte med lengdefordelingen, hvor 2+ individer var dominerende (**Figur 15**). Det ble ikke registrert 0+ individer på denne lokaliteten.



Figur 15. Lengde- og alders fordeling av ørret fanget på St2 (Egga oppstrøms - referanse) 22. mai og 4. juni 2014.

St3 – Egga litt nedenfor utslippunktet

På St3 ble det fanget 10 ørret før og 12 ørret etter spyling. Tetthetsestimaterne her ble beregnet til 11,6 og 14,4 ørret per 100 m², og estimatene varierte slik mindre enn på stasjon 2. I likhet med stasjon 2 var aldersgruppe 2+ dominerende (**Figur 16**) og det ble heller ikke registrert 0+ individer på denne stasjonen.



Figur 16. Lengde- og alders fordeling av ørret fanget på St3 (Egga litt nedenfor utslippspunktet) 22. mai og 4. juni 2014.

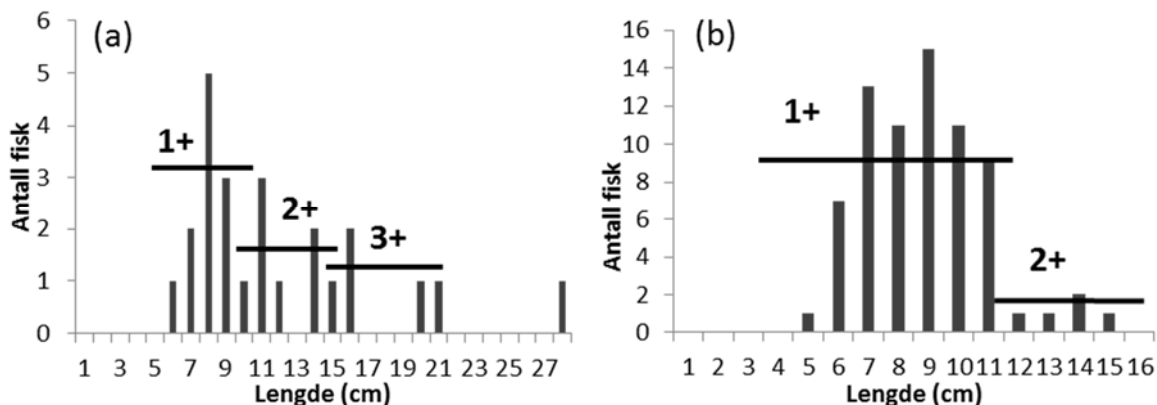
Stasjon 9 - Glitra ved DOFA

På St9 ble det fanget 7 ørret og 14 laks før, og 17 ørret og 72 laks etter spyling. Det ble også registrert et stort antall 0+ individer innenfor et begrenset område av elven. Flere av disse hadde fortsatt plommesekk (**Figur 17**). Det var ikke mulig å differensiere mellom laks og ørret for individer av 0+. Aldersstrukturen på St9 var i større grad dominert av 1+ årsklassen enn de to forgående lokalitetene (**Figur 18a**). Spesielt laksen viste dominans av 1+ årsklassen (**Figur 18b**).



Figur 17. Individer av årsyngel (0+) fanget på St9 (Glitra ved DOFA sitt settefiskanlegg) før utslipp av spylevann, 22. mai 2014. Enkelte individer var fortsatt med plommesekk.

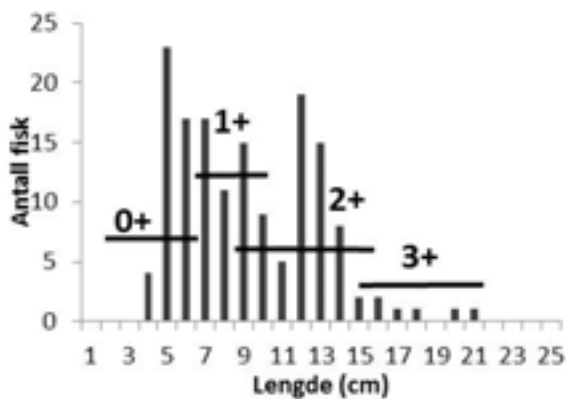
Endringen i tetthetsestimater for ørret (per 100 m²) mellom de to undersøkelses rundene var liten, i motsetning til tetthetsestimater for laks, som økte fra 11,2 til 18,7. I tillegg til de målte fiskene ble det også observert betydelig større enkeltfisk (disse ble forsøkt skånet under elektrofisket).



Figur 18. Lengde- og aldersfordeling av ørret (a) og laks (b) fanget St9 (Glitra ved DOFA) før og etter tunnelspyling.

Stasjon 13 - Sogna nederst

Det ble fanget flest fisk på St13. Sporadisk elektrofiske utenfor den definerte strekningen for prøvetaking indikerte at tettheten også var representativ for andre deler av bekken. Det ble fanget 63 ørret før og 91 etter at spylevannet hadde passert. Grunnet tidspunktet var det her også mulig å samle inn 0+. For øvrig var fangsten av 1+ og 2+ nesten lik (Figur 19). Det ble også samlet inn enkelte 3+. I tillegg til ørret ble det også fanget 5 laks i størrelsen 9,5 – 13,8 cm. Disse laksene var trolig 1+ som er klekket i 2012. Dette støttes av observasjonen av gytevandrende laks noen hundre meter lengere opp den 22. September. Under fisket på områder oppstrøms denne stasjonen ble det den 22. september også registrert ca. 20 fisk på mellom 30 og 80+ cm, som høyst sannsynlig var på gytevandring (Figur 19). I en enkelt kulp ble det registrert 8-10 individer i den høye enden av denne lengde fordelingen (disse ble ikke fisket opp).



Figur 19. Lengde- og aldersfordeling av ørret fanget i lokalitet 13.8 og 22. September 2014 (t.v.) og gytevandrende sjøørret (hanfisk) fanget noen hundre meter oppstrøms fra lokalitet 13 (t.h.)

I henhold til vannforskriften kan vassdragenes økologiske tilstand vurderes, blant annet ved å se på tetthetene av ungfisk (Tabell 6-13 i veilederen). Til en slik klassifisering trengs både årsyngel og eldre ungfisk. Fordi St2, St3 og St9 ble fisket på en årstid hvor det var vanskelig å registrere 0+ individer, er ikke dette systemet brukt for disse lokalitetene. St13 vurderes til svært god tilstand både før og etter tunnelspylingen.

5. Diskusjon

5.1 Kjemiske effekter av tunnelspylingen

Egga litt nedenfor utslippspunkt hadde en økning av flere elementer i forbindelse med spylingen. Spesielt sink, kadmium, kvikksølv, jern, aluminium og mangan ble tilført resipientene i forbindelse med spylevannsutslippet. Flere av disse stoffene er vanlig forekommende i norsk berggrunn og noe tilføres også via langtransportert forurensing (Berg *et al.*, 2003). Aluminium kan være giftig i sterkt sure vannforekomster, men ikke innenfor de nøytrale pH-verdier som de berørte vassdragene har vist å ha i denne undersøkelsen. Målinger av labilt aluminium, som anses som giftig for bunnfauna og fisk, lå uventet høyt. Dette har tidligere blitt målt i vassdrag med naturlig høy pH og kan skyldes analysetekniske utfordringer. Aluminium kan foreligge både i organiske (ikke-labilt) og uorganiske (labilt) former. I vann med mye humus er en stor del av aluminiums-ionene kompleksbundet til partikler (humus). Det er aluminium i form av uorganiske komplekser som er antatt å være giftig for vannlevende organismer. Ved høy pH kan det dannes aluminiumformer som «imiterer» labilt aluminium (LAl) i analysen, som egentlig er laget for å måle positivt ladet aluminium i surt vann. Når pH blir høyere enn ca 6,5, finnes det ikke positivt ladete ioner av Al i vannet fordi metallet hydrolyserer. Når det på referansestasjonen (St2) måles 20 µg LAl /l ved pH over 7, er dette altså ikke positivt ladet Al, men noe annet som fanges opp i analysen (avsettes på ionebytterkolonnen). Dette kan være partikler eller aluminat. Løseligheten til Al øker ved høy pH (6,5-7), og dette kan i særtilfeller være skadelig for fisk (Poleo & Hytterod, 2003). De målte verdiene av reaktiv aluminium (RAL) og pH var ikke høye nok til at dette kan ha hatt effekter på biologien her (TA-2361:2008). Det ble også påvist mye fisk på referansestasjonen hvilket støtter opp om dette.

Aluminium utgjør i gjennomsnitt ca 20-30 % av mineralsk jordsmonn i Norge (Berge, Bækken & Eriksen, 2010), slik at med såpass høyt innhold av uorganisk materiale, som det er påvist i innsjøsedimenter i dette området, er ikke aluminiumsinnholdet nevneverdig høyt. Analyser av LAl hadde vært spesielt interessante om pH på eksponerte stasjoner var lav, enten naturlig eller som følge av spylevannet, fordi da hadde målingene av denne fraksjonen blitt mer pålitelige. Dette var altså ikke tilfellet, men det var vel verdt å undersøke LAl i denne forbindelse for å avklare dette. Aluminium, jern og mangan er tidligere påvist i høyere konsentrasjoner i Glitre enn i Landfalltjern (Berge, Bækken & Eriksen, 2010). Disse metallene ventes ikke å være særlig giftig i sedimenter (Hindar, Rognerud & Eriksen, 2013; Berge, Bækken & Eriksen, 2010). Klassegrensene for mangan er etter SFT:1997 satt mer ut fra forventede konsentrasjoner i norske vannforekomster enn ut i fra giftighet (Berge, Bækken & Eriksen, 2010). Vi kjenner ikke til noen eksempler på at mangan har utgjort noe problem for akvatisk økologi i Norge, men dette er påvist gjennom økotoksitetstester i laboratorium (Peters *et al.*, 2011). Drikkevannsforskriften sier at konsentrasjonen i rentvannet ikke skal overskride 50 µg Mn/l (Mattilsynet, 2011), men dette er mer ut fra et praktisk hensyn (slamdannelse i ledningsnett) enn ut fra et giftighets-hensyn (Berge, Bækken & Eriksen, 2010). Mangans giftighet avhenger av ionestyrken i vannet og reduseres ved økende kalsiumkonsentrasjon (Peters *et al.*, 2011). Hvis vi benytter vannkvalitetskriteriene for US EPA Colorado (2008), kan det beregnes at ved den kalsiumkonsentrasjonen som er rådende i disse vassdragene (6-7 mg Ca/l), så vil mangan kunne bli akutt giftig for fisk og andre ferskvannsorganismer ved en konsentrasjon på ca 6000 µg Mn/l, og kronisk giftig (langtidseksponering) ved ca. 3000 µg Mn/l. I en mer kalkfattig vannkvalitet (1 mg Ca/l), ville vannet hatt akutt giftighet ved ca. 2000 µg Mn/l, og kronisk giftighet ved ca. 1000 µg Mn/l. Det ble ikke målt akutt giftighet ut fra verdier fra vannprøver etter disse kriteriene. Det bør likevel tas hensyn til at faunaen kan eksponeres for flere stoffer ved spylevannsutslipp, hvilket det beskrevne kriteriesettet fra US EPA ikke nødvendigvis tar høyde for. Det rådes derfor ikke å stole blindt på disse grenseverdiene. Videre kan det opptre samvirke mellom ulike metaller med hensyn til giftighet, noe de biologiske samfunnene vil hjelpe oss med å avdekke.

Forhøyede pulser av spesielt kadmium, sink, kvikksølv og bly ble målt nær utslippspunktene for spylevannet, men konsentrasjonene ser ut til å ha blitt fortennet ganske fort. Det er ikke kjent at sink i råvann

eller drikkevann har hatt negative helseeffekter på mennesker her i Norge ved disse nivåene. Bly og kadmium er tidligere vist å være oppkonsentrert i de dypeste områder av Landfalltjern (klasse 3 – mindre god - etter SFT:1997). Disse nivåene er derimot ikke særlig høyere enn i den nærliggende Myrdammen som ikke mottar spylevann (Berge, Bækken & Eriksen, 2010). Det samme gjelder for Glitresjøen, som spylevannet tappes fra, hvor kadmiumkonsentrasjonene er målt til dobbelt så høye som i Landfalltjern (Berge, Bækken & Eriksen, 2010). Glitre har videre konsentrasjoner av kvikksølv i vannkvalitetsklasse 3, og noe av dette kan være tilført med langtransportert forurensing (Berg *et al.*, 2003). Det er derfor vanskelig å tilskrive de observerte konsentrasjonene i sedimentet i Landfalltjern utelukkende til sedimentasjon av spyleslam fra tunnelene. Sannsynligvis er geologiske forhold noe av årsaken til forekomstene av de aktuelle tungmetallene. Området ligger nær kontaktsonen til en av hovedforkastningene i Oslofeltet, der det er velkjent at innholdet av ulike metaller er klart forhøyet, og der det også har foregått utstrakt bergverksdrift (bl.a. Konnerud).

En vurdering av potensielle biologisk skadelige effekter av høye tungmetallnivåer i vannfasen og i sedimenter er vanskelig uten at man kjenner de kjemiske tilstandsformene til metallene. Vanligvis er det de frie metallionene som har størst akutt giftighet, og andelen disse utgjør av den totale konsentrasjonen styres av en rekke miljøforhold, slik som pH, mengden kompleksbindende materialer, kalsiumkonsentrasjonen med mer. Problemstillingen kompliseres ytterligere ved at ulike organismer og livsstadier kan ha vidt forskjellige toleransegrenser. Beregning eller analyser av tungmetallenes spesiering er vanligvis ikke mulig innenfor i standard miljøundersøkelser, og derfor har miljøforvaltningen i ulike land måttet ha en mer pragmatisk tilnærming til problemet når det gjelder å lage vurderingssystemer for tungmetallkonsentrasjoner i miljøet (Berg *et al.*, 2003; SFT:1997).

Landfalltjern er et grunt vann (rundt 6 m på det dypeste), og det sjiktes ikke i særlig grad. Hele vannmassen har kontakt med sedimentet til enhver tid. Vær og vind danner bølger og konveksjoner som virvler opp sedimentene og remobiliserer blant annet mangan til vannet over. Det er derfor usikkert hvor mye av det tilførte spyleslammet som faktisk sedimenterer i dette tjernet. Sink, kadmium og arsen – som ble funnet i sedimentfellene i forhøyede verdier i forhold til SFT:1997 – forventes av nevnte årsaker å ligge høyt i innsjøsedimenter i dette området. Berge *et al.* (2010) fant dette for sink og kadmium i Glitre og for kadmium og bly i Myrdammen. Det ble ikke funnet noen sammenheng mellom kvikksølv i sediment og kvikksølv i fisk i den samme undersøkelsen, og det er ikke påvist forhøyede nivå av kvikksølv i fisk fra Landfalltjern. Det er derfor ikke grunnlag for å si at tunnelspylingene har påført sedimentene i Landfalltjern økt giftighet i forhold til disse metallene.

5.2 Biologiske effekter av tunnelspylingen

5.2.1 Bunnfauna

Det ble ikke målt effekter på bunnfauna som følge av spylevannsutslippet - verken i elvene eller i Landfalltjern. Bunnfaunaen i Landfalltjern bestod av fjærmygg og fåbørstemark., noe som også ble funnet ved forrige undersøkelse i 2010. Dette er vanlig gruppesammensetning på dypere vann i innsjøer (profundal) (Jyvasjarvi, Aroviita & Hamalainen, 2012; Hindar, Rognerud & Eriksen, 2013; Berge, Bækken & Eriksen, 2010). Våre resultater viser at innsjøsedimentene ikke er akutt toksiske med hensyn på mangan eller for noen av de andre metallene for disse gruppene, noe som også støttes av andre undersøkelser gjort fra innsjøer med manganrike sedimenter (Hindar, Rognerud & Eriksen, 2013; Berge, Bækken & Eriksen, 2010). Manganoksiderende bakterier oksiderer mangan (Mn) fra grunnvannsinnsig og danner feller (Hoyland *et al.*, 2014). Vi testet derfor om indeksen ASPT, som er tilpasset og interkalibrert mot bio-kjemisk oksygenforbruk, men kan også være følsom for andre påvirkningstyper i spylevannet (Paisley, Trigg & Walley, 2014; Veileder02:2013). De lave verdiene vi målte for ASPT indeksen på St15 i Landfalltjern skyldes at dette er samfunn fra innsjøer og fra dypt vann (dypere enn littoralsonen). ASPT er ikke tilpasset bruk på slike habitater, og klassegrensene for elver er heller ikke tilpasset prøver tatt sommer/tidlig høst (Veileder02:2013). Man bør derfor ikke bruke prøvene for å klassifisere økologisk tilstand i henhold til Veileder02:2013. Erfaringsmessig ventes det likevel å finne samsvar mellom ASPT i

elveprøver målt sommer og høst (Kaste *et al.*, 2012), og prøvene ventes derfor å gi en indikasjon på økologisk tilstand i denne sammenhengen.

Våre undersøkelser viser generelt at den økologiske tilstanden i vassdraget/resipientene for spylevannsutslippet å være god. Det vil naturlig være noe forskjell mellom slike enkeltmålinger, og kanskje spesielt når de er gjort på denne tiden av året. Det ble registrert store tettheter steinfluer og vårfluer i kantvegetasjon langs Egga og Glitra etter spylingen og dette illustrerer hvordan økologien i vassdraget naturlig fluktuerte ved at noen arter forlater vannfasen mens andre klekker fra egg og kommer til. Dette forklarer nok også de økte tetthetene av dyr som ble funnet i etter-prøver fra spylingen. Uønskede forhold i vannfasen kan fremskynde klekkinger eller påføre insekter rene fysiologiske skader (Wesner *et al.*, 2014), men det er ingen holdepunkter for at dette har skjedd i forbindelse med disse tunnelspylingene. De påtrufne artene ventes tvert i mot å forekomme naturlig i kantvegetasjonen i denne perioden av året (Lillehammer, 1988; Edington & Hildrew, 2005).

5.2.2 Fisk

Det ble ikke registrert effekter på fisk som følge av spylevannsutslippet. Et viktig moment er likevel at vannføringen var redusert med om lag 50 % fra første til andre prøvetaking. Slike forhold ventes å øke fangbarheten fordi vanddekt areal avtar og strømfeltet relativt sett dekker mer vannareal. Det blir også lettere å få øye på svimeslått fisk (som fanges opp med håv). Dette ble også funnet i vår undersøkelse. Det bør presiseres at spylingen medførte en betydelig endring i vanntemperatur like nedstrøms utslippspunktet (på St3). Vanntemperaturen hadde falt fra 16,1 til 4,7 °C fra første til andre fiskeundersøkelse. Fisk som utsettes for slike kuldesjokk, (ikke svømmer vekk) kan få atferdsmessige og fysiologiske responser, og i verste fall kan det medføre fiskedød (Donaldson *et al.*, 2008). Som en generell regel definerte Boyd og Tucker (1998) en grenseverdi for termisk sjokk og mulig fiskedød ved hurtig temperaturendringer ved: En temperaturendring på mer enn 5 °C der endringen skjer så hurtig som 0,5 °C/min. Fisken i Egga opplevde en temperaturendring fra 16,1 til 4,7 °C, altså en endring på 11,4 grader, men det er usikkert hvor fort denne endringen skjedde og over hvor lang strekning. Dette kan ha medført termisk sjokk, jevnført med funnene til Boyd og Tucker (1998). Temperaturforskjellene vil avta nedover i vassdraget på grunn av naturlig oppvarming og fortynning fra andre kilder. Det er likevel ikke utenkelig at temperaturen kan påvirke atferden hos gytevandrende fisk.

Våre fiskeresultater tilsier ingen målbar fiskedød, basert på før- og etter-prøver i forbindelse med denne spylingen. Temperatureffekten er noe man bør være oppmerksom på ved planlegging av fremtidige spylinger. Høy vannføring i resipienten er viktig – likeså at temperaturforskjellene er små mellom spylevann og resipient. Det er gunstig om temperaturøkningen skjer gradvis, slik at temperaturen senkes saktere i resipienten. Spyling i mars/april/mai hadde trolig vært bedre enn mai/juni, både med hensyn på vanntemperatur og vandrende gytefisk. Høy naturlig vannføring vil være gunstig under spyling fordi det gir en høy fortynningsgrad. Dette bidrar til lavere konsentrasjoner av slam i vassdraget og gir samtidig en større temperaturbuffer mot kaldt spylevann

Den relative høye vannføringen på St9 under elektrofisket kan ha påvirket tetthetsestimatene. Den relativt lave forekomsten av størrelsesgruppen 3+ for ørret versus de yngre årsklasser på St13 kan forklares av mulig smoltutvandring fra elv til sjø. Denne observasjonen passer veldig bra med forventningen om at ørret smoltifiserer ved en alder på mellom 1 – 9 år og lengder mellom 7 – 25 cm (Johnsson & Jonsson, 2011). Det samme kan gjøre seg gjeldende for den observerte aldersstrukturen av laks på St9, hvor stort sett all fanget fisk estimeres til å tilhøre 1+ årsklassen. For laks skjer smoltifiseringen med en alder på mellom 1 – 8 år og fra lengder på 12 – 22 cm (Johnsson & Jonsson, 2011). Om dette vurderes mot prøvetakingstidspunktet er det mulig at laksesmolten på St9 alt hadde forflyttet seg ut i fjorden.

5.2.3 Glitra naturreservat

Det ble i 2014 opprettet et naturreservat i Glitra (Glitra naturreservat), med det formål å *bevare et område med gammel skog med sitt biologiske mangfold i form av naturtyper, økosystemer og arter, samt områdets naturlige økologiske prosesser. Viktige verdier er fuktig bekkemiljø på kalkrik berggrunn med kalkskog og gammel naturskog rik på*

død ved. Klofita er variert, den har et spesielt og sjeldent arts mangfold, og flere truete og sjeldne arter. Det er en målsetting å beholde verneverdiene i mest mulig urørt tilstand, og eventuelt videreutvikle dem (www.Lovdata.no).

Spylingene har relevans i forhold til naturmiljø i naturreservatet. Ut fra våre undersøkelser er det lite grunnlag for å tro at økologien i vassdragene, som er resipient for slike spylevannsutslipp, påvirkes nevneverdig av dette. God kunnskap om vannmiljøet her er viktig og videre i hvilken grad de landlevende insektene/dyrelivet avhenger av vannkvaliteten i vassdraget. Rødlistearter er fortrinnsvis funnet på land, i tilknytning til kalkskog, rike løvskoger og død ved. Det oppfordres likevel til å følge et før-vare prinsipp om å spyle på en slik måte at det hindrer store variasjoner i vannkvaliteten gjennom dette området (se også kapittel 7 - anbefalinger).

6. Konklusjon og anbefalinger

1. Spylevann påførte resipientvassdragene en endret vannkjemisk situasjon som det ikke foreligger vurderingssystemer for. Det ble registrert betydelig mindre synlig slam ved spylingene i 2014 enn i 2009. Vannprøver fra resipientene i 2014 viste forhøyede nivåer av mangan, krom, kadmium, sink, kvikksølv, jern og bly, som etter kriteriesettet i veileder SFT:1997 kan være skadelig på vassdragsøkologien om de forekommer i slike konsentrasjoner over lang tid. Dette er ikke tilfellet her fordi utslippene bare påvirker resipientene i korte episoder. For mangan har US EPA (Colorado) laget et kriteriesett som vurderer giftighet på organismelivet i vann. Her ventes akutt giftighet å inntreffe ved omlag 6000 µg Mn/l og kronisk giftighet ved 3000 µg Mn/l i kalsiumrike vassdrag. Høyest målte verdi av mangan i denne undersøkelsen var omlag 1000 µg Mn/l, og det ventes derfor ingen direkte gifteffekter av mangan.
2. Sedimentprøver fra Landfalltjern indikerte noe forhøyede nivåer av sink, kadmium, arsen, i forhold til vurderingssystemet SFT:1997. Moderate nivå av disse metallene ventes naturlig i dette området på grunn av en naturlig metallrik berggrunn, samt tilførsler fra langtransportert forurensing. Det er derfor ikke grunnlag ut fra de nivåene som er målt å si at tunnelspylingene har påført sedimentene i Landfalltjern økte konsentrasjoner for disse stoffene.
3. Det ble ikke registrert effekter på bunnfauna og fisk som kan relateres til spylevannsutslippene. Dette indikerer at pulsen av spylevann som gikk gjennom vassdragene ikke har hatt en målbar gifteffekt. Det ble målt en temperaturendring fra 16,7 til 4,7 °C i selve innblandingssonen i Egga. Slike temperatursjokk kan gi negative effekter på bunndyr og fisk, i verste fall dødelighet, når de er akklimatisert til høyere vanntemperaturer. Slike effekter ble ikke påvist i denne studien, men dette er et element som bør vurderes i forhold til fremtidig spylinger.
4. Vi vet ikke ved hvilke nivå og eksponeringstider mangan eller andre komponenter i spylevannet blir giftig for organismelivet i resipienten. Det som taler for hyppig spyling er at resipientene vil motta mindre mengder slam og dermed lavere konsentrasjoner av oppløste stoffer. Det som taler mot hyppig spyling er den akutte senkningen av vanntemperatur som kan gi effekter på de biologiske samfunnene. Vi gir følgende anbefalinger i forhold til å optimalisere fremtidige spylinger i forhold til frekvens og tidspunkt:
 - Det anbefales at det spyles ofte eller på en slik måte at man unngår høye akuttkonsentrasjoner av spyleslam i resipientene.
 - Høy naturlig vannføring vil være gunstig under spyling fordi det gir en høy fortynningsgrad. Dette bidrar til lavere konsentrasjoner av spylevann i vassdraget og gir samtidig en god temperaturbuffer mot det kalde spylevannet.
 - Termisk sjokk og mulig fiskedød kan inntreffe ved raske temperaturendringer. Man kan redusere sannsynligheten for at dette inntreffer ved å spyle når den relative temperaturforskjellen mellom spylevann og resipient er liten. Spyling i mars/april/mai er trolig bedre enn mai/juni, både med hensyn til temperatureffekter og eksponering for oppvandrende gytefisk.
 - Vi anbefaler at DOFA rådføres i forhold til å få innspill til spyletidspunkt i med tanke på anadrom fisk (fisk som vandrer opp i ferskvann for å gyte).

7. Litteratur

- 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.
- Aanes K.J. & Bækken T. (1989) Bruk av vassdragets bunnfauna i vannkvalitetsklassifiseringen. Nr 1. Generell del. *NIVA rapport*, 62.
- Anonym. (2003) Vannundersøkelse. Innsamling av fisk ved bruk av elektrisk fiskeapparat. *Standard Norge NS-EN 14011*, 20.
- Armitage P.D., Moss D., Wright J.F. & Furse M.T. (1983) The performance of a new biological water-quality score system based on macroinvertebrates over a wide-range of unpolluted running-water site. *Water Research*, **17**, 333-347.
- Beasley G. & Kneale P. (2002) Reviewing the impact of metals and PAHs on macro invertebrates in urban watercourses. *Progress in Physical Geography*, **26**, 236-270.
- Berg T., Fjeld E., Skjelkvåle B. & Eiliv S. (2003) Relativ betydning av nasjonale metallutslipp i forhold til avsetning fra atmosfærisk langtransport og naturlige kilder. TA-1950/2003. *NILU OR 12/2003*, 80.
- Berge D., Bækken T. & Eriksen T.E. (2010) Miljøeffekter i vannforekomster som mottar spylevannsutslipp fra Glitretunnelen. *NIVA rapport 5994*, 28.
- Bohlin T., Hamrin S., Heggberget T.G., Rasmussen G. & Saltveit S.J. (1989) Electrofishing - Theory and practise with special emphasis on salmonids. *Hydrobiologia*, **173**, 9-43.
- Boyd C.E. & Tucker C.S. (1998) Pond aquaculture water quality management. *Kluwer Academic Publishers, Boston.*, 700.
- Brittain J.E. & Eikeland T.J. (1988) Invertebrate drift - A review. *Hydrobiologia*, **166**, 77-93.
- Bækken T., Rustadbakken A., Schneider S., Edvardsen H., Eriksen T.E., Sandaas K. & Billing H. (2011) Virkninger av utslippet av natriumhypokloritt på økosystemet i Akerselva. *NIVA rapport 6240-2011*, 69.
- Clements W.H., Carlisle D.M., Lazorchak J.M. & Johnson P.C. (2000) Heavy metals structure benthic communities in Colorado mountain streams. *Ecological Applications*, **10**, 626-638.
- Cummins K.W. (1973) Trophic relations of aquatic insects. *Annual Review of Entomology*, **18**, 183-206.
- Donaldson M.R., Cooke S.J., Patterson D.A. & Macdonald J.S. (2008) Cold shock and fish. *Journal of Fish Biology*, **73**, 1491-1530.
- Downing J.A. & (Eds) R.F.H. (1984) A manual on methods for the assessment of secondary productivity in fresh waters. IBP handbook 17. *Blackwell Scientific Publications. Oxford, England*, 501.
- Edington J.M. & Hildrew A.G. (2005) A revised key to the caseless caddis larvae of The British Isles with notes on their ecology. *Freshwater biological association. Scientific publication No. 53*.
- Eriksen T.E., Arnekleiv J.V. & Kjaerstad G. (2009) Short-Term Effects on Riverine Ephemeroptera, Plecoptera, and Trichoptera of Rotenone and Aluminum Sulfate Treatment to Eradicate *Gyrodactylus salaris*. *Journal of Freshwater Ecology*, **24**, 597-607.
- Extence C.A., Balbi D.M. & Chadd R.P. (1999) River flow indexing using British benthic macroinvertebrates: A framework for setting hydroecological objectives. *Regulated Rivers-Research & Management*, **15**, 543-574.
- Extence C.A., Chadd R.P., England J., Dunbar M.J., Wood P.J. & Taylor E.D. (2013) The assessment of fine sediment accumulation in rivers using macro-invertebrate community response. *River Research and Applications*, **29**, 17-55.
- Gladso J.A. & Raddum G.G. (2002) Rotenone treatment of a west Norwegian river: effects on drift of invertebrates. *Verhandlungen des Internationalen Verein Limnologie*, **28**, 764-769.
- Henriksen A., Lien L., Traaen T.S., Sevaldrud I.S. & Brakke D.F. (1988) Lake acidification in Norway - present and predicted chemical status. *Ambio*, **17**, 259-266.
- Hindar A., Alfredsen J.A., Alfredsen K.T., Aune S., Brabrand Å., Brandt U., Bremset G., Christiansen A., Garmo Ø., Grønningsæter Å., Hagen A., Heggnes J., Hytterød S., Høgberget R., Kjøsnes A.J.,

- Koestler A., Kristensen T., Kroglund F., Olsen N., Olstad K., Tjomsland T., Urke H., Venseth T., Veidel A. & Willbergh M. (2013) Resultater fra videreutviklingen av ALS-metoden for utryddelse av lakseparasitten *Gyrodactylus salaris*. *NIVA rapport*, **6531-2013**, 111.
- Hindar A., Rognerud S. & Eriksen T.E. (2013) Kvantifisering av kalkrester og metaller i sedimentet etter flere års kalking av 17 innsjøer. *NIVA rapport 6526-2013*, 46.
- Hoyland V.W., Knocke W.R., Falkinham J.O., Pruden A. & Singh G. (2014) Effect of drinking water treatment process parameters on biological removal of manganese from surface water. *Water Research*, **66**, 31-39.
- Johnson B. & Jonsson N. (2011) Ecology of Atlantic salmon and brown trout : habitat as a template for life histories. . *Fish and Fisheries Series 33*. Springer, Dordrecht Heidelberg London New York. 708.
- Jyvasjarvi J., Aroviita J. & Hamalainen H. (2012) Performance of profundal macroinvertebrate assessment in boreal lakes depends on lake depth. *Fundamental and Applied Limnology*, **180**, 91-100.
- Kaste Ø., Skancke L., Eriksen T., Kile M. & Nylend A. (2012) Overvåking av Tokke-Vinje-vassdraget 2009-2011. *NIVA-rapport 6277-2012*.
- Kjaerstad G. & Arnekleiv J.V. (2011) Effects of Rotenone Treatment on Lotic Invertebrates. *International Review of Hydrobiology*, **96**, 58-71.
- Lillehammer A. (1988) Stoneflies (Plecoptera) of Fennoscandia and Denmark. *Fauna Entomologica Scandinavica*. E. J. Brill/Scandinavian Science Press Ltd., **21**, 165.
- Ling N. (2002) Rotenone – a review of its toxicity and use for fisheries management. *Science for Conservation*, **211**, 40.
- Mackie G.L., Gibbons W.N., Muncaster B.W., Gray I.M., Mackie G.L., Gibbons W.N., Muncaster B.W. & Gray I.M. (1991) *The zebra mussel, Dreissena polymorpha: a synthesis of European experiences and a preview for North America*, Ontario Ministry of the Environment.
- Mangum F.A. & Madrigal J.L. (1999) Rotenone effects on aquatic macroinvertebrates of the Strawberry River, Utah: A five-year summary. *Journal of Freshwater Ecology*, **14**, 125-135.
- Mattilsynet. (2011) Veiledning til Drikkevannsforskriften. Versjon 3.01. Oktober 2011. *Mattilsynet*.
- Paisley M.F., Trigg D.J. & Walley W.J. (2014) Revision of the biological monitoring working party (BMWP) score system: Derivation of present-only and abundance-related scores from field data. *River Research and Applications*, **30**, 887-904.
- Peters A., Lofts S., Merrington G., Brown B., Stubblefield W. & Harlow K. (2011) Development of biotic ligand models for chronic manganese toxicity to fish, invertebrates, and algae. *Environmental Toxicology and Chemistry*, **30**, 2407-2415.
- Poleo A.B.S. & Hytterod S. (2003) The effect of aluminium in Atlantic salmon (*Salmo salar*) with special emphasis on alkaline water. *Journal of Inorganic Biochemistry*, **97**, 89-96.
- Pye M.C., Vaughan I.P. & Ormerod S.J. (2012) Episodic acidification affects the breakdown and invertebrate colonisation of oak litter. *Freshwater Biology*, **57**, 2318-2329.
- Resh V.H., Brown A.V., Covich A.P., Gurtz M.E., Li H.W., Minshall G.W., Reice S.R., Sheldon A.L., Wallace J.B. & Wissmar R.C. (1988) The role of disturbance in stream ecology. *Journal of the North American Benthological Society*, **7**, 433-455.
- Rosenberg D.M. & Resh V.H. (1993) Introduction to Freshwater Biomonitoring and Benthic Macroinvertebrates. *Freshwater Biomonitoring and Benthic Macroinvertebrates* (eds D.M. Rosenberg and V.H.Resh) **Chapman & Hall, New York**, 1-9.
- Sand-Jensen K., Friberg N. & Murphy J. (2006) Running Waters - Historical development and restoration of lowland Danish streams. *National Environmental Research Institute, Denmark*, ISBN 978-87-7772-924-4, 159.
- Sandlund O.T., Bergan M.A., Brabrand Å., Diserud O., Fjeldstad H.-P., Gausen D., Halleraker J.H., Haugen T., Hegge O., Helland I.P., Hesthagen T., Nøst T., Pulg U., Rustadbakken A. & Sandøy S. (2013) Vannforskriften og fisk – forslag til klassifiseringssystem. *Miljødirektoratet, Rapport M22-2013*, 60.
- Schafer R.B., Caquet T., Siimes K., Mueller R., Lagadic L. & Liess M. (2007) Effects of pesticides on community structure and ecosystem functions in agricultural streams of three biogeographical regions in Europe. *Science of the Total Environment*, **382**, 272-285.

- Schartau A.K., Moe S.J., Sandin L., Mcfarland B. & Raddum G.G. (2008) Macroinvertebrate indicators of lake acidification: analysis of monitoring data from UK, Norway and Sweden. *Aquatic Ecology*, **42**, 293-305.
- Sft:1997. Klassifisering av miljøkvalitet i ferskvann. *SFT rapport 97:04*.
- Suren A.M. & Jowett I.G. (2001) Effects of deposited sediment on invertebrate drift: an experimental study. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*, **35**, 725-737.
- Svendsen C.R., Quinn T. & Kolbe D. (2004) Review of macroinvertebrate drift in lotic systems. Final report. *Wildlife Research Program*, 91.
- Ta-2361:2008. Nasjonal innsjøundersøkelse 2004-2006, DEL 1: vannkjemi. *SPFO-rapport 1011/2008*.
- Us:Epa. (2008) The basic standards and methodologies for surface water (5CCR 1002-31). *Colorado department of public health and environment, Water quality control commission, Regulation No 31*.
- Veileder01:2009. Klassifisering av miljøtilstand i vann. Økologisk og kjemisk klassifiseringssystem for kystvann, grunnvann, innsjøer og elver. *Direktoratsgruppen for gjennomføring av vanndirektivet*, 181.
- Veileder02:2013. Klassifisering av miljøtilstand i vann. Økologisk og kjemisk klassifiseringssystem for kystvann, grunnvann, innsjøer og elver. *Direktoratsgruppa for gjennomføringen av vanndirektivet*.
- Von Der Ohe P.C. & Goedkoop W. (2013) Distinguishing the effects of habitat degradation and pesticide stress on benthic invertebrates using stressor-specific metrics. *Science of the Total Environment*, **444**, 480-490.
- Wesner J.S., Kraus J.M., Schmidt T.S., Walters D.M. & Clements W.H. (2014) Metamorphosis Enhances the Effects of Metal Exposure on the Mayfly, *Centroptilum triangulifer*. *Environmental Science & Technology*, **48**, 10415-10422.
- Økland J. & Økland K.A. (2006) Vann og vassdrag 3. Kjemi, fysikk og miljø. 2 utgave. *Forlaget Vett & Viten*, 204.

Vedleggstabell 1. Prøver av bunnfauna i forbindelse med tunnelspylingene til Glitrevannverket i 2014. St2-9 ble undersøkt i forbindelse med vårspylingen og St15-17 i forbindelse med høstspylingen. F angir prøver før spylevannsutslippet og E prøver etter-. Prøvedato 22.5 (F - vårspyling), 4.6 (E - vårspyling), samt 8.9 (F høstspyling) og 22.9 (E høstspyling) i 2014.

Takson	F St2	E St2	F St3	E St3	F St4	E St4	F St5	E St5	F St6	E St6	F St9	E St9	F St15	E St15	F St11	E St11	F St12	E St12	F St13	E St13	F St16	E St16	F St17
Nematomorpha indet										2					16	2							4
Oligochaeta indet	8	40	2	8	20	5	16	8	80	24	16	16	28	56	12	16	2	4	56	3	48	15	28
Hydrachnidia indet ad	2	24	12	14	56	56	8	24	40	4		2			64	176	48	56	6	32			4
Sphaeriidae indet	4	8	4												16	12					552	136	
Pisidium sp		8																					
Scirtidae indet lv																	8						24
Dytiscidae indet lv																							16
Colymbetinae indet lv																					2		
Elmidae indet ad																	8	1					
Elmidae indet lv	20	40	20	24	46	4	12		336	104						136							
Elmis aena ad					4	96			56	64		2						1	4	24	8		
Elmis aena lv				8	56	344	40	32	48	96	16	72					12	8	120	40			
Limnius volckmari ad	2		6	2	8	144	24	8	40	4	24	6			8		8	4	4	120	8		
Limnius volckmari lv					450	400				56		22			48		16	32	24	72	16		
Oulimnius tuberculatus ad																		4					
Oulimnius sp lv															1		2	1					
Hydraena sp ad	8	8	40	12	56	104	12	48	104	40	32	40			8	68	64	72	80	152			48
Diptera indet				2											2	8		24	24	6			10
Ceratopogonidae indet	4	4	2	8	8		4		1			8			80	4	32	4	20	24			16
Chironomidae indet	148	648	1264	1000	1368	1168	512	1888	536	752	664	1208	52	80	520	296	344	472	136	760	560	140	96
Dixidae indet																					1		
Empididae indet	1							4							40	48	24		12				
Psychodidae indet																				24			
Dolichopodidae sp. lv.																				1			
Tabanidae indet																				1			1
Tipulidae indet																							
Limoniidae/Pediciidae indet				2	6	12	6		2	4	8	8			2	8	8		12	24			
Simuliidae indet	40	224	72	288	176	24	136	712	96	10	144	240			32	168	112	9	72	48	16		
Baetidae indet	3	272	4	192	120	128	8	144	1	56		120											
Baetis sp	24	152	392	344	72	336	16	624	144	432	104	304			2		64		16	40			
Baetis fuscatus/scambus		8								5		8											
Alainites muticus	44	48	168	40	200	80	22		10	18	40	64			16				12	48			
Nigrobaetis niger		24		32	64	40	18		56	1	48				32	40	2	4	2	104			
Baetis rhodani	324	344	688	1312	336	1696	60	912	340	696	944	1144			2	48	48	44	136	984			
Centroptilum luteolum																							36
Heptageniidae indet		104			68		24		1	24		20											
Heptagenia sp	24	56	20	12	12	24	8	4	4	2		24											
Heptagenia dalecarlica	10	16	80	24	12	32	16	4	6	4		4											
Heptagenia sulphurea																							16
Ecdyonurus sp																				8			
Ephemereillidae indet		216				552				312													
Leptophlebiidae indet	2		4	2	40	2									28	16	104					4	
Leptophlebia sp																	8						
Leptophlebia marginata							2																
Paraleptophlebia sp					2													4					
Paraleptophlebia submarginata		7			2																		
Bathyomphalus contortus	4		4	1			12		1						4								
Ancyclus fluviatilis					2																		
Gyraulus acronicus										1													
Planorbidae indet		1		1																	3	1	
Acroloxus lacustris				1		3																	
Galba tranclata																							2
Gyraulus sp																					3		
Oniscoidea indet																			1				
Sialis sp					1				1							8		3					
Anisoptera indet															4								
Coldulegaster boltoni															8	2							
Calopteryx virgo																		1					
Capnia sp																80					1		
Capnopsis schilleri																		14			18		

Vedleggstabell 1 fortsetter.

Takson	F St2	E St2	F St3	E St3	F St4	E St4	F St5	E St5	F St6	E St6	F St9	E St9	F St15	E St15	F St11	E St11	F St12	E St12	F St13	E St13	F St16	E St16	F St17	
Siphonoperla burmeisteri	2	12	30	22	1	8	24	12	16										4					
Leuctra hippopus																2					2			
Leuctra digitata																	4	10						
Leuctra fusca																	4		2					
Leuctra sp	72	112	280	384	1136	792	196	88	72	288	56	344			164	24	192	48	6	44	2			
Leuctra nigra																								
Nemouridae indet				1		4			16						52	96		100	6	10	3		1696	
Amphinemura sp	20	4	12	1			12	8	32		8				80	32	48	10	16	20			12	
Amphinemura borealis	72	4	52		4		8				6													
Nemoura sp															10	24	1			2	2	2	168	
Nemoura avicularis																4	40	4	2	2	5	8		
Nemurella pictetii																		6						
Protonemura meyeri																	2				40			
Perlodidae indet	2		14		96		88		64		16													
Diura nanseni			1				2										4							
Isoperla sp	44	20	32	40	16	20	6	16	4	104		8			8	12				10	12		8	
Isoperla grammatica				6		4		6	2	8	2	8												
Brachyptera risi	2		10				4		2		72													
Taeniopteryx nebulosa																	8	40	12	2				
Glossosoma sp									4															
Goera pilosa																					2			
Silo pallipes																					2	1		
Hydroptila sp			64		32	4	24		2		32						4		2					
Ithytrichia sp	24	16	56	20	28	16	96	104	4	24		32							4					
Oxyethira sp			80		6		8	48	4								16	40	21	18		1		
Arctopsyche ladogensis					8																			
Hydropsyche sp	8	56	12	4			2										8	2		2	4	36		
Hydropsyche angustipennis																						2		
Hydropsyche pellucidula			2					4																
Hydropsyche siltalai	28	72	24	20													40	24						
Limnephilidae indet					1	1	1	8									56	8	12	48	4	14	24	4
Ecclisopteryx dalecarlica					6	4																		
Halesus radiatus						1																		
Lepidostomatidae indet																	8		12					
Lepidostoma hirtum	6	2	6	2	4	24	6	8	24		4						8	28	24	10				
Molannidae indet																								
Mollanodes tinctus																							8	
Ecnomus tenellus	3		24	48	56			96	104	224	12													
Philopotamidae indet			16		304																			
Philopotamus montanus			184	2	80																		4	
Wormaldia sp									2		2													
Polycentropodidae indet	4		24	20	24	16	32	16	14	8							3	16	24	7		24	6	10
Plectrocnemia conspersa				4					2								4		20	6				10
Polycentropus sp									1															
Polycentropus flavomaculatus	2	32	40	40	2	40	22	32	4	8							56	16	40	40				
Rhyacophila sp																			2		8	4		
Rhyacophila nubila	4	24	4	20	2		2	40	16	4	16	32					8	4	1	36	36			
Sericostoma personatum						8	2												14		2			
Sericostomatidae indet				2	3	12	15	4									5		4					

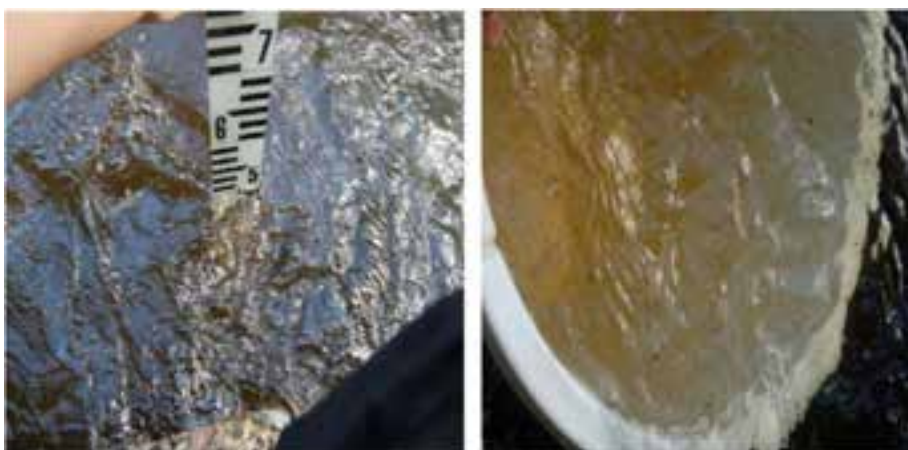
8. Appendiks

Spyling til Egga og Glitra

Glitrevannverkets egen fotodokumentasjon i forbindelse med tunnelspylinger av vannoverføringstunneler i 2014. Bilder er fra St3 – Egga litt nedenfor utslippspunktet. Spylingen ble start den 26. mai kl. 12:40 og avsluttet kl. 18:30 samme dag. Spylingen fortsatt den 27. mai og da med hensikt å tømme tunnelen helt for slamrester (støtvis tømning). Spylingen ble avsluttet den 27. mai.



Egga ved utslippspunktet 26. mai, kl. 13:30



Egga ved utslippspunktet 26. mai, kl. 13:50



Egga ved utslippspunktet 26. mai, kl. 16:40



Egga ved utslippspunktet den 27. mai 2014, kl. 12:40



Egga nedstrøms ved utslippspunkt den 27. mai 2014, kl. 13:30



Egga nedstrøms ved utslippspunkt den 28. mai 2014 (under 24 timer etter spylestopp)

Spyling til Landfallstjern og Sogna



Innløpet av Hvalsdammen før og under spyling, henholdsvis den 12.09.2014, kl.13:45 og den 15.09.2014, kl. 18:00. Vannet ble klarere under spylingen som følge av spylevannet fra Glitre har klarere farge enn resipienten. Dette indikerer at utslippsvannet fra St14 ble raskt fortynnet.



Utløpet av Hvalsdammen før (t.v.) og under (t.h.) spyling. Vannfargen ble klarere på grunn av fortynningsvannet fra Glitre. I tiden etter spylingen ble vannfargen gradvis mørkere og gikk tilbake mot normale verdier (100 mg/l Pt).



Landfalltjern 18.9.2014, kl. 12:10 (etter spyling). Det ble ikke påvist betydelige mengder slam på bunnen eller langs stranda av Landfalltjern. Det ble imidlertid påvist noen svarte partikler, antakelig manganholdig slam, mellom sandkornene under vann.

NIVA: Norges ledende kompetansesenter på vannmiljø

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



Norsk institutt for vannforskning

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