



NIBIO

NORSK INSTITUTT FOR
BIOØKONOMI

Miljøvennlig drift av sykkelveinettet i Oslo

Miljøeffekter av formiatbaserte avisningsmidler. Sluttrapport 2018-2019

NIBIO RAPPORT | VOL. 6 | NR. 2 | 2020



French, H., Haaland, S. og Skrutvold, J.
Divisjon, for miljø og naturressurser

TITTEL/TITLE

Miljøvennlig drift av sykkelveinettet i Oslo. Miljøeffekter av formiatbaserte avisningsmidler. Sluttrapport 2018-2019.

FORFATTER(E)/AUTHOR(S)

Helen French, Ståle Haaland og Johanna Skrutvold

DATO/DATE:	RAPPORT NR./ REPORT NO.:	TILGJENGELIGHET/AVAILABILITY:	PROSJEKTNR./PROJECT NO.:	SAKSNR./ARCHIVE NO.:
31.01.2020	6/2/2020	Åpen	11390	18/00025
ISBN:	ISSN:	ANTALL SIDER/ NO. OF PAGES:	ANTALL VEDLEGG/ NO. OF APPENDICES:	
978-82-17-02490-3	2464-1162	67	9	

OPPDRAAGSGIVER/EMPLOYER:

Oslo kommune Bymiljøetaten

KONTAKTPERSON/CONTACT PERSON:

Siv Linette Solheim Grann

STIKKORD/KEYWORDS:

Vegsalt, formiat, vannkvalitet

Formate, road salt, deicing, water quality

FAGOMRÅDE/FIELD OF WORK:

Vannkvalitet, vegforurensning

Water quality

SAMMENDRAG/SUMMARY:

Hvert år brukes det omtrent 7000 tonn vegsalt ($MgCl_2$ og $NaCl$) på kommunale veger i Oslo. På grunn av de negative effektene som vegsalt kan ha, ønsker Oslo kommune å teste ut miljøvennlige alternativer til $NaCl$ på deler av vegnettet. Formiatbaserte avisningsmidler regnes som mer miljøvennlige fordi de brytes ned og er mindre korrosive enn $NaCl$. Ulempen med formiat er at det blir en økt organisk belastning i resipienter og at nedbrytningen som forbruker oksygen kan forverre oksygenforholdene vinterstid.

Fra februar 2018 ble formiat benyttet som avisningsmiddel på en teststrekning i nedbørfeltet til Østensjøvannet i Oslo. Det ble utført en kombinasjon av feltstudier i resipienter og kontrollerte forsøk både på laboratorium og på utearealer for å se på miljøeffektene av avisning med formiat. Overgangen til formiat så ikke ut til å ha ført til en forverring av oksygenforholdene i Østensjøvannet sammenlignet med tidligere år. Vi observerte at formiat brytes fullstendig ned i leirjord og antar at kun formiat fra overflateavrenning når ut til vannet. Alle saltskader som ble observert på vegetasjon så ut til å være sprutskader og ikke fra vegetasjonens opptak fra jord. Vi fant liten eller ingen forskjell mellom de ulike avisningsmidlene med hensyn til sprutskader på vegetasjon, ved ellers lik belastning.

**NIBIO**NORSK INSTITUTT FOR
BIOØKONOMI

LAND/COUNTRY: Norge
FYLKE/COUNTY: Oslo
KOMMUNE/MUNICIPALITY: Oslo
STED/LOKALITET: Oslo

GODKJENT /APPROVED



EVA SKARBØVIK

PROSJEKTLEDER /PROJECT LEADER



JOHANNA SKRUTVOLD



Forord

På oppdrag fra Oslo kommune og Bymiljøetaten har NIBIO gjennomført et pilotprosjekt for miljøvennlig salting av sykkelvegnettet. Hensikten med prosjektet har vært å «*oppnå økt kunnskap om hvorvidt formiater kan erstatte veisalt i drift av sykkelveinettet uten at det går på bekostning av fremkommelighet, trafikkikkerhet og miljø, med formål om å minimere de negative skadevirkningene knyttet til vanlig veisalt*». Et av delmålene i prosjektet var å kartlegge miljøeffektene knyttet til bruk av formiater. Oppgaven har blitt løst gjennom en kombinasjon av prøvetakinger av vann, jord og biologi i testområdet. Denne rapporten beskriver arbeidet med dette delmålet.

Johanna Skrutvold har vært prosjektleder ved NIBIO, med Helen K. French som fagansvarlig. Utstyr for automatisk overvåking av vannkvalitet ble montert av Srikanthapalan Muthulingam, Rikard Pedersen og Johanna Skrutvold. Thor Endre Nytrø har vært ansvarlig for automatisk innhenting av data samt oppsett og vedlikehold av nettbasert database for lagring og presentasjon av resultater. Vedlikehold av automatisk måleutstyr har blitt utført av Johanna Skrutvold, Inghild Økland og Helge Meissner. Prøvetaking av vann og snø samt biologiske undersøkelser har blitt utført av Johanna Skrutvold i samarbeid med Inghild Økland, Jonas Reinemo, Helge Meissner og Ståle Haaland ved NIBIO. Bunndyrprøver ble analysert ved Laboratorium for ferskvannøkologi og innlandsfiske (LFI) ved UiO: Naturhistorisk museum. Vannprøvetaking og oksygenmålinger i Østensjøvannet ble gjort av Johanna Skrutvold i samarbeid med Toril Giske fra vann- og avløpsetaten i Oslo (Oslo VAV). Måleserier fra Østensjøvannet presentert i denne rapporten er utarbeidet av Oslo VAV. Vannprøver ble analysert av Eurofins Environment Testing. Undersøkelser av saltskader på vegetasjon og rapportering av resultatene ble utført av Per Anker Pedersen ved NMBU. Nedbrytningsforsøket ble utført av Claire Coutris ved NIBIO. Planteforsøket ble utført av Ellen Zakariassen og Adam Aioldi (Planteskolen, LandSam, NMBU). EF drift har supplert oss med driftsrapporter fra tiltak på veien gjennom vinteren.

Rapporten er skrevet av Helen French, Ståle Haaland og Johanna Skrutvold. Rapporten er kvalitetssikret av Eva Skarbøvik.

Ås, 31.01.2020

Johanna Skrutvold

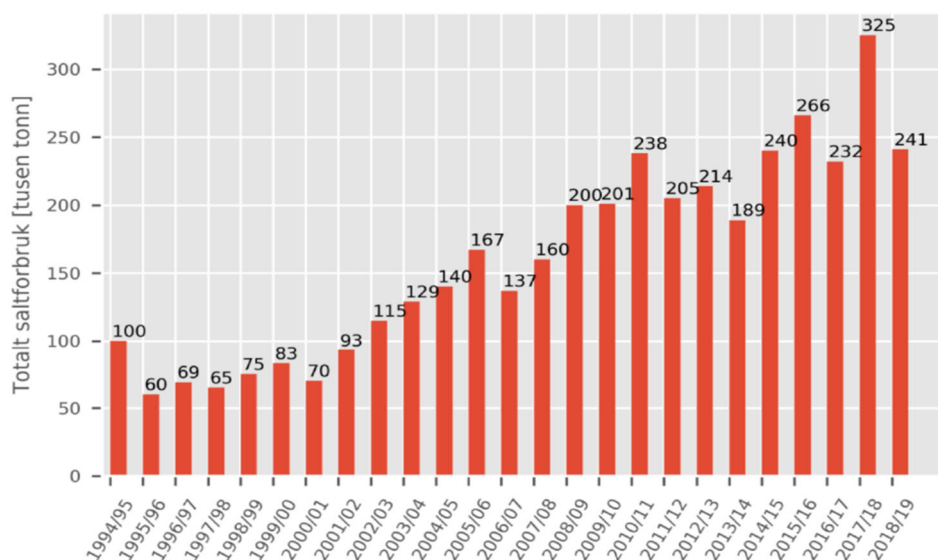
Innhold

1	Innledning.....	6
1.1	Pilotprosjekt for miljøvennlig salting av sykkelveinettet.....	7
1.2	Testområdet og tilstand	8
2	Metode	13
2.1	Forbruk av avisningskjemikalier og spredning.....	16
2.1.1	Forbruk av kjemikalier.....	16
2.1.2	Spredning til snø.....	16
2.1.3	Spredning til jord.....	18
2.2	Undersøkelser i vann.....	21
2.2.1	Automatisk måling av vannkvalitet.....	22
2.2.2	Vannprøvetaking og analyser.....	24
2.2.3	Bunndyrundersøkelser	26
2.3	Kartlegging av saltskader på vegetasjon.....	26
2.4	Kontrollerte eksponeringsplanteforsøk.....	26
2.5	Nedbrytningsforsøk i laboratoriet	28
3	Resultater	30
3.1	Kjemikalieforbruk og spredning	30
3.1.1	Klima og kjemikalieforbruk	30
3.1.2	Spredning til snø.....	32
3.1.3	Spredning til jord.....	33
3.2	Vannkvalitet.....	37
3.2.1	Formiat og oksygen	37
3.2.2	Vegsalt i tilløpsbekkene og Østensjøvannet	43
3.2.3	Miljøgifter og prioriterte stoffer	43
3.2.4	Bunndyr.....	47
3.3	Saltskader på vegetasjon langs Østensjøveien.....	48
3.4	Kontrollerte planteforsøk.....	56
3.5	Nedbrytningsforsøk med formiat og acetat.....	59
4	Diskusjon.....	62
5	Konklusjon	64
6	Litteratur.....	66
7	Vedlegg	68

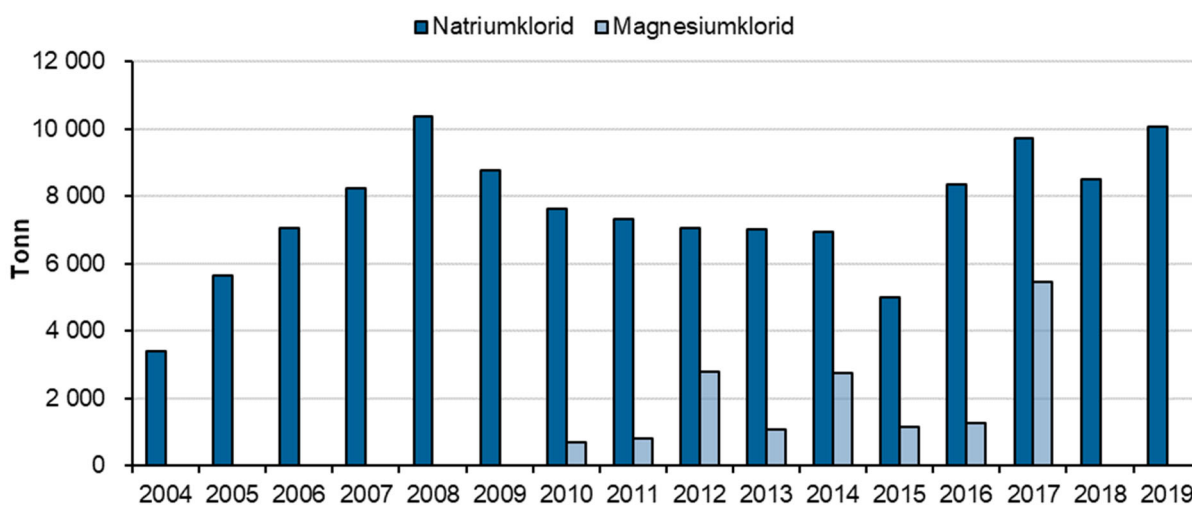
1 Innledning

Store mengder vegsalt, enten det er natriumklorid (NaCl) eller magnesiumklorid (MgCl₂), brukes for å gi tryggere kjøreforhold på norske veier vinterstid. Siden 2010 har det gjennomsnittlige forbruket av natriumklorid på hovedvegene i Norge vært 235 000 tonn hvert år (figur 1.1). I samme periode ble det brukt i snitt nesten 8000 tonn årlig på kommunale veier i Oslo alene (figur 1.2).

Vegsalt er korrosivt og forårsaker rustskader på kjøretøy og sykler. Selv om salt forekommer naturlig i miljøet kan de store mengdene som brukes utgjøre et miljøproblem. Et av hovedproblemene med vanlig vegsalt er at det ikke brytes ned. Vegsalt kan ha uheldige miljøeffekter som inkluderer sprutskader som forårsaker uttørking av vegetasjon langs saltede veier (Pedersen, 2010), permanent sjiktning av innsjøer pga. høyere tetthet av saltholdig vann og forurensning av drikkevannsbrønner i nærheten av veg (se: Ramakrishna Viraraghavan, 2005 og Saunes m.fl. 2019). På lengre sikt kan endringer i jordkemi pga. salttilførsler påvirke planter og økosystem i saltpåvirkede områder.



Figur 1.1. Saltforbruk på veg i Norge 1994-2019 (Kilde: Statens Vegvesen 2019).



Figur 1.2 Bruk av vegsalt i Oslo kommune 2004-2019 (kilde: Bymiljøetaten).

På grunnlag av disse negative effektene og bystyrevedtak fra 2012 om at Oslo kommune skal erstatte vegsalt med mer miljøvennlige alternativer, ønsker Bymiljøetaten å teste ut alternative avisningsmidler på veg- og sykkelvegnettet i kommunen. Organiske formiat- eller acetatbaserte avisningsmidler har blitt benyttet på flyplasser i flere tiår fordi disse gir mindre korrosjonsskader enn vegsalt, i tillegg til at den organiske delen brytes ned i naturen. Ulemper med disse stoffene er at de er dyrere og kan utgjøre en organisk belastning i resipienter. Dette kan på sikt redusere oksygeninnholdet i vannet fordi bakterier som bryter ned formiat bruker opp tilgjengelig oksygen. Formiat foretrekkes fremfor acetat fordi oksygenforbruket er mindre enn for acetatnedbrytning.

Det som kalles formiater i avisningssammenheng er salter bestående av et organisk anion (CH_3^-) som opptrer i likevekt med en syre (maursyre) og et metall kation, vanligvis kalium (K^+) eller natrium (Na^+). Både kalium og natrium kan bindes til jord (adsorberes). I motsetning til natrium er kalium et viktig plantenæringsstoff.

1.1 Pilotprosjekt for miljøvennlig salting av sykkelveinettet

Byrådsavdelingen for Miljø og Samferdsel har bedt Bymiljøetaten om å gjennomføre et pilotprosjekt for miljøvennlig salting av sykkelvegnettet. Middelet som ble testet i prosjektet er et formiat. Det ble stort sett brukt natriumformiat (NaFo) i fast eller befuktet form, men det ble også brukt kaliumformiat (KFo) i flytende form i noen tilfeller.

Formiat brukes blant annet til drift av flyplasser, og skal være mer miljøvennlig og mindre korroderende enn vanlig veisalt. Fordi det er begrenset med erfaring knyttet til bruk av formiater i vegdrift, ble det satt i gang et forsknings- og utviklingsprosjekt. Testperiodene var vinteren 2017/2018, med oppstart januar 2018, og vinteren 2018/2019.

I henhold til byrådets bestilling var målet med FoU-prosjektet å:

Oppnå økt kunnskap om hvorvidt formiater kan erstatte veisalt i drift av sykkelveinettet uten at det går på bekostning av fremkommelighet, trafikkikkerhet og miljø, med formål om å minimere de negative skadevirkningene knyttet til vanlig veisalt.

Delmål 1: Oppnå erfaring med å bruke formiater i drift, herunder hvilke mengder, utleggingsmetoder og frekvens for utlegging som er optimalt for å holde en god driftsstandard under ulike typer værforhold.

Delmål 2: Kartlegge miljøeffektene knyttet til bruk av formiater gjennom litteraturstudier og prøvetakinger av vann, jord og biologi i testområdet.

Delmål 3: Sammenstille fordeler og ulemper ved bruk av formiater med formål om å kunne komme med en anbefaling om hvilken rolle formiater bør ha i driften av sykkelveinettet i Oslo.

Denne rapporten beskriver arbeidet med delmål 2 og er avgrenset til overvåking av tilstand og endringer i tilførselsbekker til Østensjøvannet, både i test- og referanseområder. Effektene på vegetasjon og jord langs utvalgt vegstrekning ble også undersøkt, i tillegg til at det er gjennomført kontrollerte nedbrytings- og planteforsøk.

Følgende arbeidsoppgaver har blitt utført i prosjektet:

1. Et litteraturstudie.

Litteraturstudien har dekket egenskaper ved formiater og mulige miljøeffekter på vann, økosystemer, dyr, planteliv, potensielle helseeffekter samt fordeler og ulemper opp mot vanlig veisalt for Oslo generelt og Østensjøvannet spesielt. Dette ble utført med basis i vitenskapelige tidsskrift og resultat av prosjekter som for eksempel Vegvesenets Saltsmart, erfaringer fra Oslo lufthavn Gardermoen og kaliumformiat-prosjektet i København. Litteraturstudien ble utgitt som en egen rapport (Skrutvold m.fl. 2018).

2. Undersøkelser av kjemisk og økologisk tilstand i pilotområdet.

Arbeidet har omfattet feltstudier inkludert overvåkning av vannhøyde og kjemiske parametere i utvalgte bekker som har utløp i Østensjøvannet, vurdering av utviklingen i bekker og innsjøtilstand basert på historiske målinger utført av Vann og avløpsetaten i Oslo kommune, kartlegging av kjemikaliespredning i snø og jordsmonn, samt effekter på vegetasjon langs Østensjøveien. Det ble lagt opp til to faser i dette prosjektet: fase 1 med oppstart i januar 2018 frem til rapportering høsten 2018, og fase 2 oppfølgende undersøkelser vinteren 2018/2019 basert på resultater av fase 1. Denne rapporten inkluderer resultater fra hele perioden.

3. Kontrollerte nedbrytings- og planteforsøk.

Det kom frem i fase 1 av prosjektet at det forekommer lite dokumentasjon om effekter av ulike organiske avisningsmidler i jord og på vegetasjon. Det ble derfor lagt opp til at det skulle gjøres kontrollerte nedbrytningsforsøk i jord på lab og kontrollerte planteforsøk hvor forsøksplanter ble eksponert for ulike avisningsmidler med ulik konsentrasjon.

1.2 Testområdet og tilstand

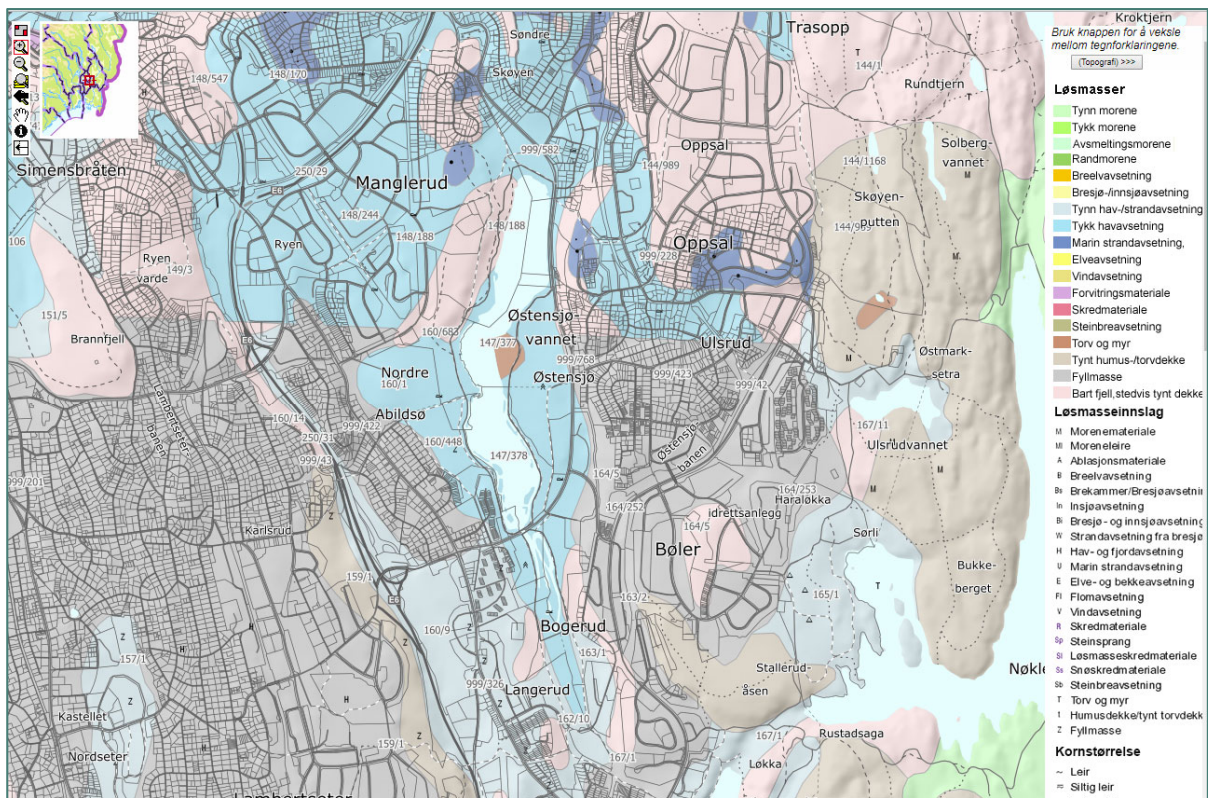
Deler av Østensjøveien samt Eterveien i Oslo ble valgt ut som teststrekning for drift med formiat. Vegstrekningen går langs hele østsiden av Østensjøvannet, en liten (0,33 km²) og grunn (<3m) innsjø i bydel Østensjø.

Østensjøvannet ble vernet som naturreservat i 1992 og Oslo kommune opprettet Østensjøområdet miljøpark i 2002. Området rundt vannet er frodig og artsrikt og er et viktig rekreasjonsområde for gående og syklist. Østensjøvannet er blant annet et av Norges mest artsrike fuglevann med observasjoner av over 215 ulike fuglearter.

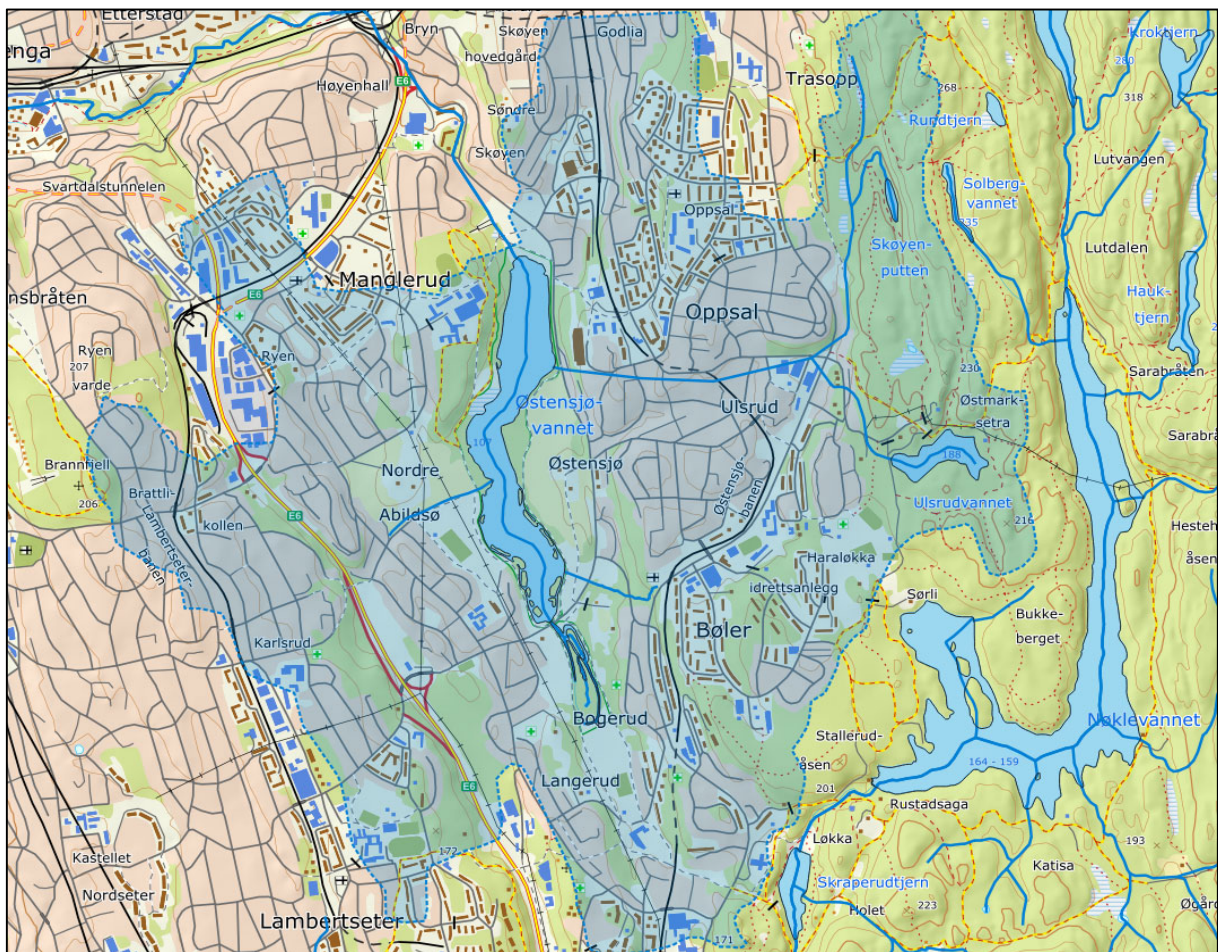
Østensjøvannet er lokalisert under marin grense og løsmassene i området består stort sett av tykk havavsetning (lys-mellomblå) og marin strandavsetning (mørk blå) (figur 1.3). Som ellers i Oslo er dominerende jordart leirholdig i kombinasjon med tynt jordlag over fjell og fyllmasser. Innsjøer som Østensjøvannet er relativt uvanlig for den tettbebygde delen av Oslo.

Vegetasjonen langs teststrekningen består av både viltvoksende arter og hagebeplantning, som også er fellestrek med andre deler av Oslo. Avstand mellom planter og veg, og infiltrasjonsforhold rundt plantene kan variere mye innen Oslo, og kan påvirke i hvilken grad plantene påvirkes av avisningskjemikalier.

Med et kalkinnhold på > 4-20 mg/l og et humusinnhold på <30 mg Pt/l er Østensjøvannet kategorisert som moderat kalkrik og klar. Østensjøvannet mottar vann fra Bølerbekken og Ulsrudbekken i øst, Bogerudmyra i sør og Smedbergbekken i vest (figur 1.4). Hele bekkefeltet har samlet sett dårlig økologisk potensial og dårlig kjemisk tilstand (Vann-Nett 2019). I følge Vann-nett er den økologiske tilstanden i Østensjøvannet *svært dårlig* og den kjemiske tilstanden dårlig. Bekkefeltet og innsjøen er betydelig forurensset av spillvann og vegavrenning. Innsjøen mottar blant annet avrenning fra E6 via Smedbergbekken på vestsiden og fra Østensjøveien på østsiden av vannet. Innenfor nedbørfeltet til Østensjøvannet er det totalt 220 km med veg hvorav 14 km er fylkesveg og 82 km er kommunal veg. Private veger med parkeringsplasser og innkjørsler, hvor det også saltes betydelig, utgjør største delen av det totale vegnettet innenfor nedbørfeltet.



Figur 1.3. Østensjøvannet i Oslo er lokalisert i et område med havavssetninger (lys blå) og strandavssetninger (mørk blå) (ngu.no).

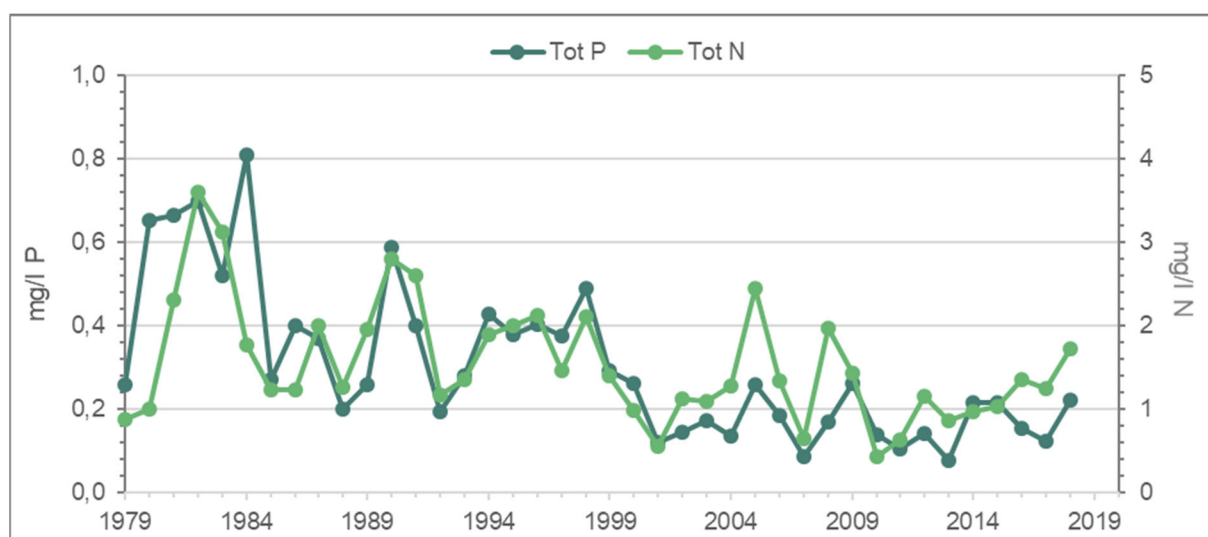


Figur 1.4. Østensjøvannet nedbørsfelt.

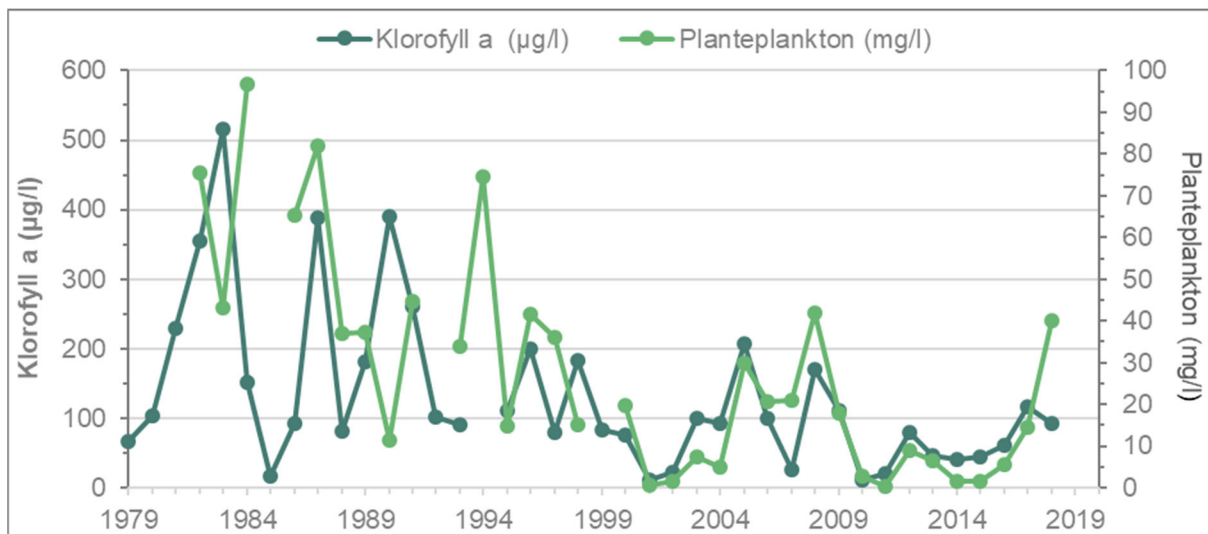
Vann og avløpsetaten har overvåket tilstanden i Østensjøvannet siden 1970-tallet, der man med ulike tidsintervaller har målt oksygen, temperatur (på forskjellige dyp), turbiditet, ledningsevne, ulike former for nitrogen og fosfor, ulike bakterieprøver (koliforme bakterier) samt metaller som jern, mangan, kalsium, magnesium, kalium, natrium, klorid, sulfat, og aluminium. Noen få prøver fra 1981 ble i tillegg analysert for kadmium, krom, kobber, nikkel, bly, sink og fargetall. Det har blitt utført enkeltmålinger av vannføring og tatt vannkvalitetsprøver i tilløpsbekkene der fokus har vært på tilførsler av næringsstoff (nitrogen- og fosforforbindelser, samt bakterietall).

Figur 1.5.-1.8 viser historisk utvikling av næringsstoff, primærproduksjon, ledningsevne og oksygen i Østensjøvannet. Antall målinger og prøvetakingstidspunkt har vært svært varierende gjennom tidene noe som skaper noe usikkerhet i grafene presentert her. Fordi det kan være store sesongmessige variasjoner betyr ulike prøvetakingstidspunkt gjennom året at eventuelle trender over tid ikke nødvendigvis er reelle endringer.

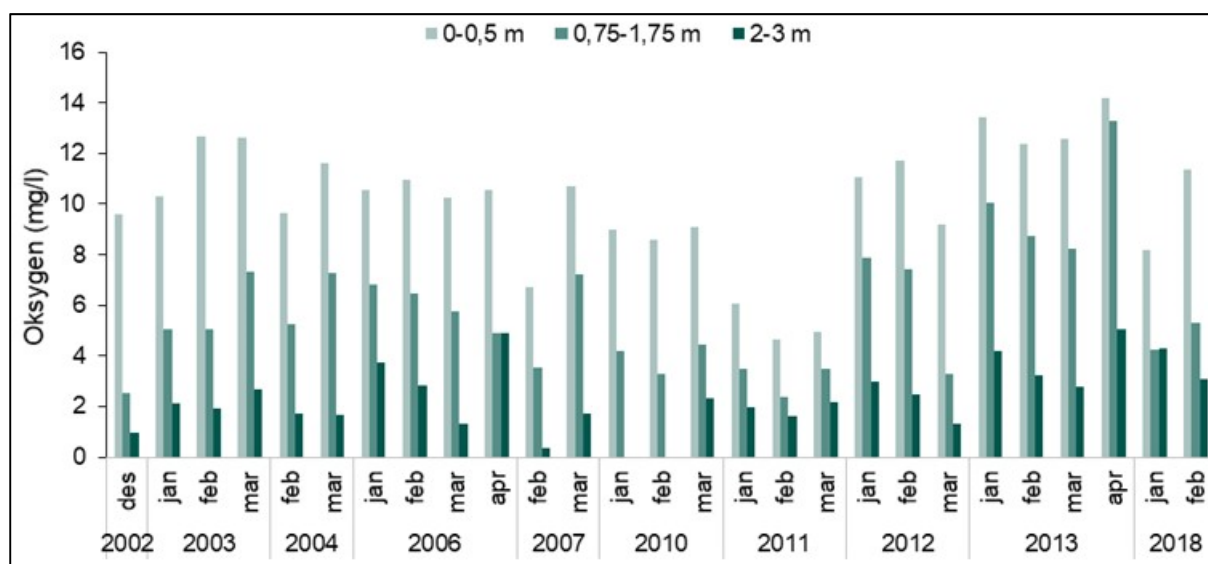
I Østensjøvannet har innholdet av nitrogen og særlig av fosfor historisk vært nokså høyt, men har i senere tid vist en avtagende tendens (figur 1.5). Tidligere ble konsentrasjonen av klorofyll a målt til 400-600 µg/l, men de siste årene måles klorofyll a sjelden over 100 µg/l (jf. figur 1.6). Som følge av stor organisk belastning og høy produksjon i innsjøen blir det fremdeles målt relativt lave konsentrasjoner av oksygen i de dypere delene av innsjøen gjennom vinteren (2-3 m; figur 1-7).



Figur 1.5. Utvikling i totalfosfor (Tot P) og totalnitrogen (Tot N) i Østensjøvannet i august i perioden 1979-2019 (Kilde: Oslo VAV).

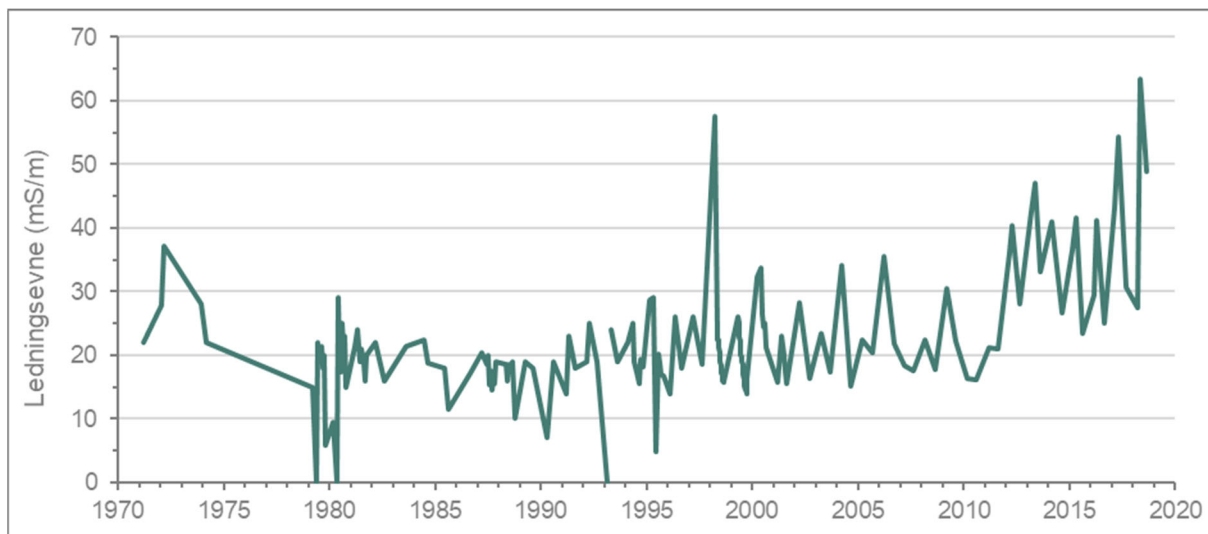


Figur 1.6. Produksjon i Østensjøvannet vist som klorofyll a (µg/l) og biomasse plankton (mg/l) (Kilde: Oslo VAV).



Figur 1.7. Oksygeninnhold målt i vintermånedene (januar-april) ved ulike dyp i Østensjøvannet i perioden 2002-2018.

Mens næringsstoff og plantebiomasse viser en tendens til lavere konsentrasjoner enn tidligere, har ledningsevnen tendenser til økning over samme periode (figur 1.8). Denne økningen skyldes mest sannsynlig salting av veg. Basert på tilsendte måleserier fra VAV, ser det ikke ut til at det har blitt utført analyser for å se på saltkonsentrasjoner eller andre forurensninger fra veg i tilløpsbekkene. Etter det NIBIO kjenner til har heller ikke nedbørfeltet til Østensjøvannet blitt kartlagt med tanke på potensielle skader fra tidligere saltforbruk.

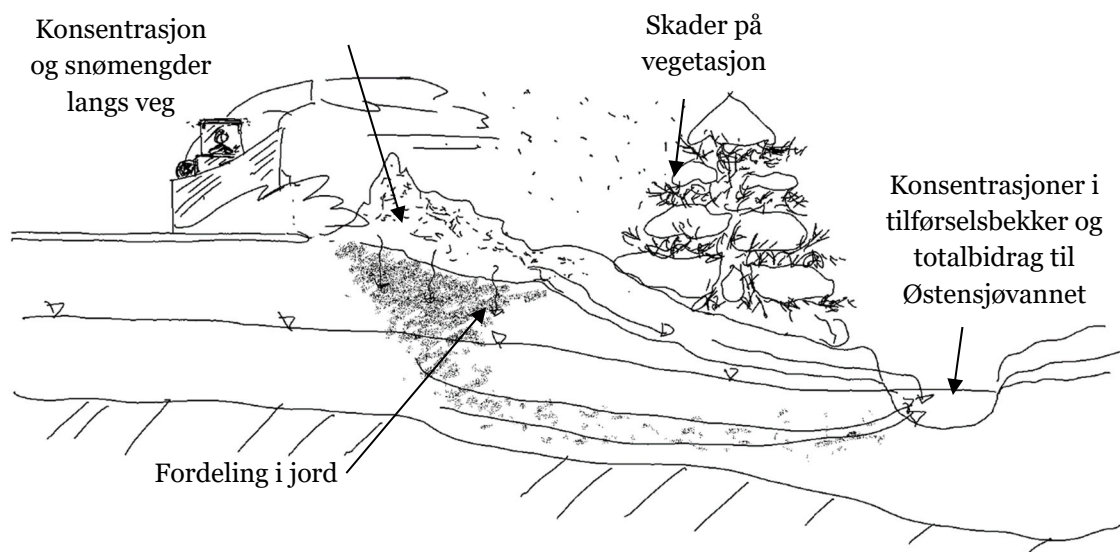


Figur 1.8. Utvikling i ledningsevne i Østsjøvannet i perioden 1971-2019 (Kilde: Oslo VAV).

2 Metode

I pilotperioden fra januar 2018 frem til sommeren 2019, ble det utført en kombinasjon av feltstudier rundt Østensjøveien og kontrollerte forsøk i laboratoriet på NIBIO og på utearealer i planteskolen ved Norges landskapslaboratorium, NMBU, Ås. Effekter av salting av veger med NaCl /MgCl₂ er ikke studert spesielt i nedbørfeltet til Østensjøvannet tidligere. En kombinasjon av multiparametersensorer og automatiske loggere ble installert i innløpsbekkene til Østensjøvannet, hvorav noen var testbekker og noen kontrollbekker. Etersom det var forventet at mye av saltet raskt ville vaskes ut i bekkeløpene ble disse systemene prioritert i undersøkelsene. Sensorene ble plassert ut en måned før formiat ble benyttet langs teststrekningen. I tillegg til kontinuerlig overvåking av vannkvalitet ble det også tatt vannprøver i bekkene både før og etter formiat hadde blitt tatt i bruk som avisningsmiddel. For å dokumentere eventuelle effekter på biologien ble det det også utført bunndyrundersøkelser.

Fordi planter både kan påvirkes av sprutskader og endringer i den kjemiske og fysiske tilstanden i jorda, ble det lagt opp til prøvetaking på egnede lokaliteter der vi undersøkte spredning av NaCl/MgCl₂ og formiat i jord og snø med økende avstand fra veg og ved ulike dyp (figur 2.1). Fordi vannhastigheten i bekker er mye høyere enn vannhastigheten i jord, vil salter som infiltrerer i grunnen ha lengre oppholdstid i leirjorda enn i bekkene. Det er dette saltet som eventuelt kan påvirke plantene gjennom røttene i vekstsesongen.



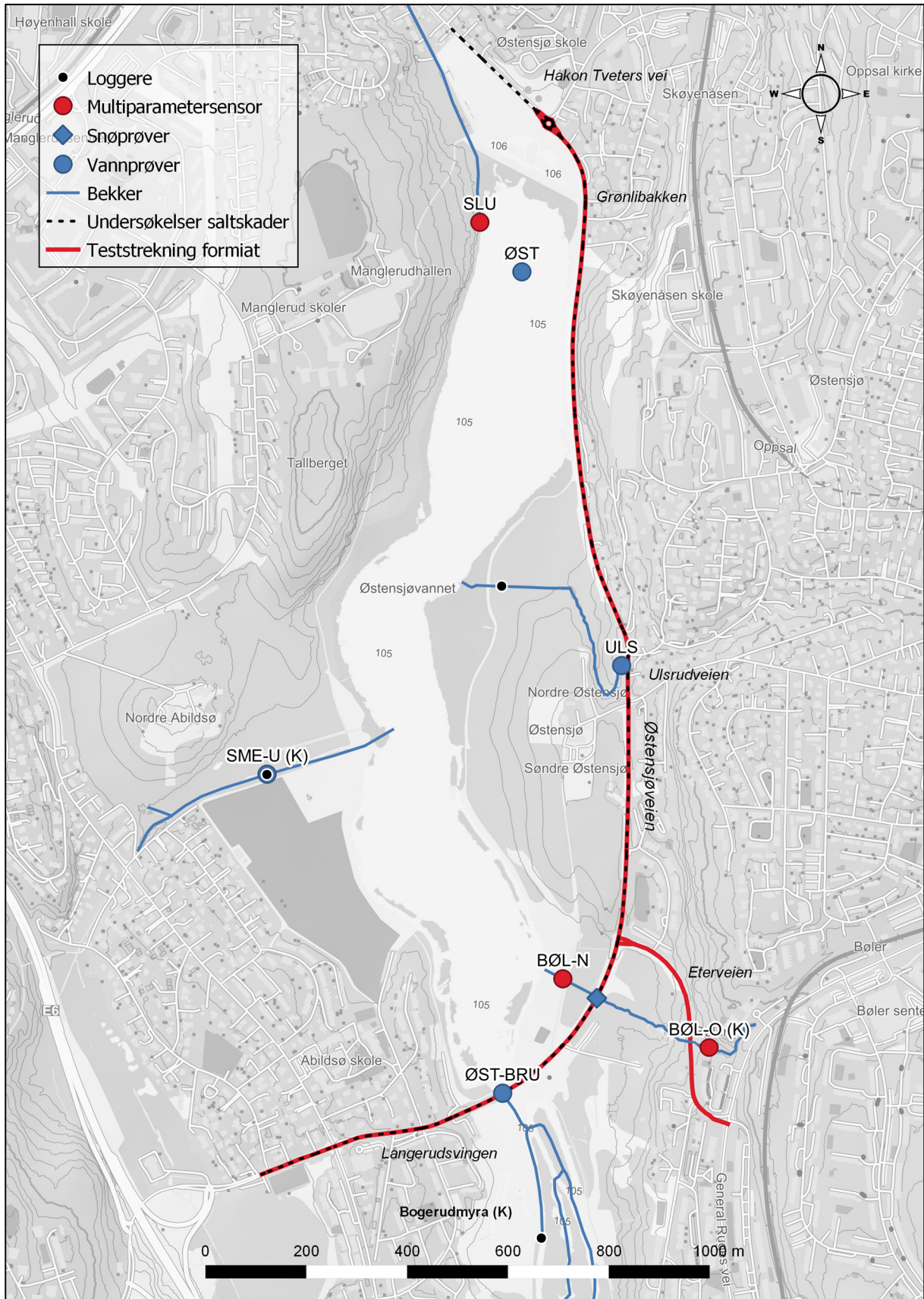
Figur 2.1. Et av målene med prosjektet er å kartlegge hvordan avisingskjemikaliene spres i veiens nærrområder, og om konsentrasjonene er kritiske for planter langs veg og dyreliv i bekkene. Illustrasjon: Helen K. French.

Det ble også gjennomført et nedbrytningsforsøk på lab for å undersøke hvor lang tid de ulike avisningsmidlene oppholder seg i jorda.

En oversikt over hva som ble overvåket, med hvilken metode, prøvetaking og forsøk, samt tidspunkt og begrunnelser er beskrevet nærmere i dette kapittelet. En samlet oversikt er gitt i tabell 2.1 og figur 2.2. viser kart over teststrekningen og prøvetakingspunkter.

Tabell 2.1. Oversikt over prøvetakingslokaliteter, metoder, feltprøvetaking og forsøk samt periode for forsøk.

Lokalitet	Punkt	Beskrivelse	Formiat	Metode	Periode	
					2017/2018	2018/2019
Smedbergbekken	SME-U	Etter samløpet	Nei	Vannprøver	Jan.-mai	Jan.-mai
				Multiparametersensor	23.01-14.12	
				HOBO U24-001 Ledningsevnelogger		Des.-Mai
				Bunndyrundersøkelser	01.02 og 11.04	
	SME-N	Nordre bekkeløp	Nei	Vannprøve		
	SME-S	Søndre bekkeløp	Nei	Vannprøve		
Østensjøvannet	SLU	Utløpet av Østensjøvannet	Ja	Vannprøver	Jan.-mai	Jan.-mai
				Multiparametersensor		
	TOPP/BUNN	Over innsjøens dypeste punkt	Ja	Vannprøver		
				Profilmåling		Jan.-feb.
Bølerbekken	BØL-O	Oppstrøms Eterveien	Nei	Vannprøver	Jan.-mai	Jan.-mai
				Multiparametersensor	23.01.18-16.06.19	
				Bunndyrundersøkelser	01.02, 11.04 og 27.11	10.04
	BØL-N	Nedstrøms Eterveien	Ja	Vannprøver	Jan.-mai	Jan.-mai
				Multiparametersensor	23.01.18-16.06.19	
			Bunndyrundersøkelser	01.02, 11.04 og 27.11	10.04	
Ulsrubekken	ULS	Nedstrøms Østensjøveien	Ja	Vannprøver	Jan.-mai	Jan.-mai
				HOBO U24-001 Ledningsevnelogger	Jan-Juni	Des.-Mai
Bogerubekken	BOG	Oppstrøms teststrekning i sørenden av Østensjøvannet	Nei	HOBO U24-001 Ledningsevnelogger	Jan-Juni	Des.-Mai
Østensjøveien	ØST-BRU	Under brua i Østensjøveien i sørenden av Østensjøvannet	Ja	Vannprøver	Jan.-mai	Jan.-mai
				Snøprøver	28.02	28.02
				Jordprøver	06.02, 15.05 og 28.05	
		Langs teststrekningen		Undersøkelser av saltskader på vegetasjon	29.05	12.06
NIBIO laboratorium				Nedbrytningsforsøk		Juni
Norges landskapslaboratorium, NMBU				Planteforsøk		Jan-mai



Figur 2.2. Østensjøvannet i Oslo kommune og teststrekningen for bruk av formiat, vegstrekningen som ble undersøkt for saltskader på vegetasjon samt punkter for prøvetaking og plassering av multiparametersensorer og HOBO-loggere. Kontrollområder er merket med K.

2.1 Forbruk av avisningskjemikalier og spredning

2.1.1 Forbruk av kjemikalier

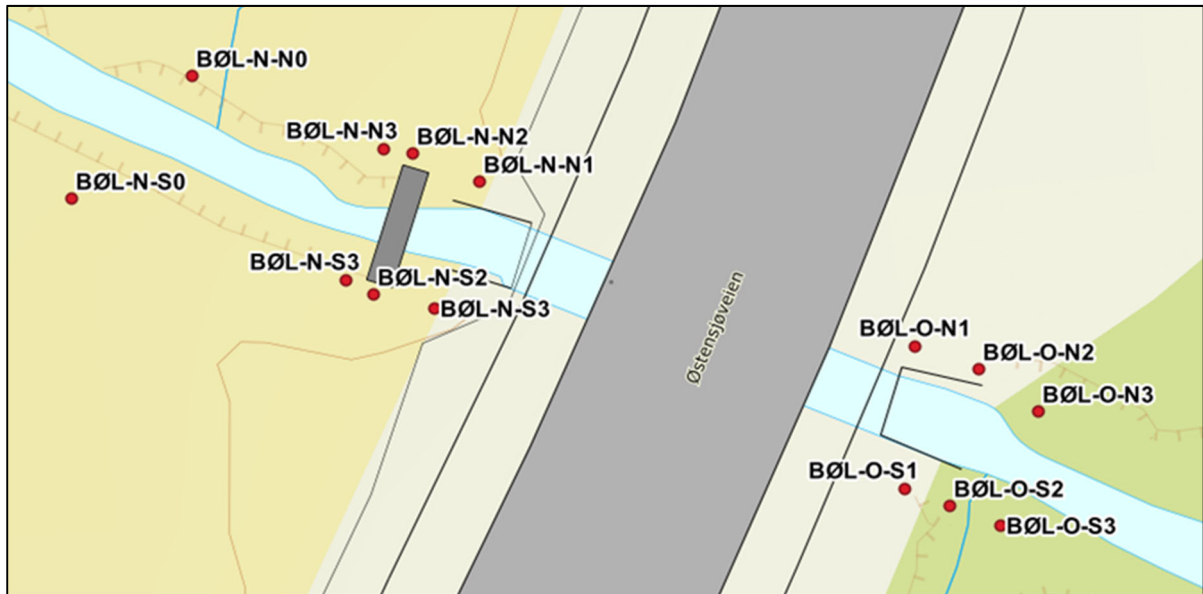
I samarbeid med Bymiljøetaten og entreprenørene som utførte snøbrøyting og påføring av avisningskjemikalier, ble totalforbruket av vegsalt eller formiatbaserte salter brukt på teststrekningen per dag registrert. Det ble også gjort notater av snø- og klimaforholdene på dager da kjemikalier ble påført. Dette ble for øvrig rapportert til Bymiljøetaten som en del av pilotprosjektet. Noe av dataene er gjengitt her (tabell 2.2.). Fordi Østensjøvannet påvirkes av hele nedbørfeltet, var det nyttig å se på andelen av arealet som fortsatt påvirkes av vanlig vegsalt, sammenliknet med formiat teststrekningen. Det ble gjort beregninger av lengde på vegnett innenfor nedbørfeltet til Østensjøvannet i QGIS (QGIS Development Team 2019). Datasettet *Elveg* (Europaveg = *veg senterlinje* + *kjørebane*, kommunal *veg* = *vegventerlinje*) fra GeoNorge og nedbørfelt generert fra NVEs NEVINA ble brukt til beregningene. Med basis i antagelser og arealberegninger gitt i tabell 2.2. utgjør testarealet kun 1,7 % av det saltede arealet innenfor nedbørfeltet til Østensjøvannet, hvis vi regner med at private veier og parkeringsplasser også saltes. Tilsvarende blir andelen 2,8 % hvis vi ikke regner med private veier i det totalt saltede arealet.

Tabell 2.2. Lengde på vegnett og beregnet saltet vegareal innenfor Østensjøvannet nedbørfelt. Saltet veg (både med NaCl og NaFo) regnes her som summen av europaveg, kommunal veg og privat veg. Saltingsregime mellom de ulike typer veier vil variere.

	Totalt (m)	Antatt bredde (m)	Saltingsareal (m ²)
Europavei (E)	14 152	20	283 000
Kommunal veg (K)	80 129	7	578 830
Privat veg (P)	121 176	4	484 840
Skogsbilveg	2805		
Gang- og sykkelveg	19 958	1,5	29 940
Saltet veg totalt (E+K+P)	235 415		1 376 610
Teststrekning NaFo m/ sykkelveg	2724	9	24 516

2.1.2 Spredning til snø

For å kunne si noe om spredning og konsentrasjoner av formiat og snø ut i vegkanten ved salting ble det tatt snøprøver begge vintersesongene (12.03.18 og 28.02.19). Konsentrasjonene målt i snø sier noe om maksimalkonsentrasjon som kan forventes i nærheten av vei pga. salting. Det ble brukt en snøsylander med målene 10 cm i diameter og 100 cm i lengde. Prøvene ble tatt i ulik avstand til veikanten på hver side av Østensjøveien (oppstrøms og nedstrøms Bølerbekken), og hver side av Bølerbekken (nord og sør) (figur. 2.3). Avstanden til vei ble målt fra fortauskanten mot veien. Prøvene ble veid og smeltet i poser på laboratoriet på NIBIO. Snøprøver og profil som viser ulike sjikt med forurensing er vist i figur 2.4-2.6. Ledningsevne i smeltevannet ble målt dagen etter. Prøvene ble også analysert for ulike kjemiske parametere vist i vedlegg 7.1.



Figur 2.3. Punkter for prøvetaking av snø.



Figur 2.4. Prøvetaking av snø ved Bølerbekken nedstrøms Østensjøveien 28.02.19.



Figur 2.5. Prøvetaking i brøytokanten.



Figur 2.6. Snøprofil.

2.1.3 Spredning til jord

Fordi høy saltkonsentrasjon i jord kan ha negative effekter på planter etter smeltesesongen er det viktig å kartlegge dette. Saltet som lagres i jorda vil også før eller senere nå bekk eller innsjø (Fig. 2.1) og kunne bidra til konsentrasjonene her, selv om dette som regel vil være svært fortennet. Både direkte målinger, ved jordprøvetaking, og indirekte målinger, ved bruk av elektriske resistivetsmålinger, ble benyttet for å måle kjemikaliekonsentrasjon og kartlegge spredningsmønstre.

Jordprøvetaking

Kjemikalier som har infiltrert i leirholdig jord, slik som langs Østensjøveien, kan forbli der i svært lang tid. Det er derfor interessant å analysere jorda for ulike kjemiske og fysiske egenskaper samt innhold av både vanlig vegsalt ($\text{NaCl}/\text{MgCl}_2$) og formiatbasert vegsalt (NaFo). Jordprøver ble tatt ved ulike dyp i februar og mai 2018 (Tabell 2.2). Prøvene ble tatt med spade og dybden for hver prøve ble registrert. Prøvene ble sendt til Eurofins Environment Testing for analyse. Prøvene ble analysert for formiat, natrium, klorid, basekationer, kationebyttekapasitet (CEC), kornfordeling og tørrstoff samt en rekke metaller/miljøgifter som er vanlig å finne i avrenning fra veg. Fordi formiat forventes å brytes ned, ble jordprøvene lagret kjølig og analysert så raskt som mulig. Full parameterliste er oppgitt i vedlegg 6.2.

Tabell 2.2. Dato for jordprøvetaking av jord. Lokalitet referanser finnes i figur 2.8

Lokalitet	Dybde	06.02.2018	15.05.2018	28.05.2018
A	6-10 cm	X	X	
A	15-18 cm	X	X	
B	0-4 cm	X	X	
B	8-10 cm	X	X	
C	0-4 cm			X
C	18-20 cm			X
D	0-4 cm			X
D	18-20 cm			X

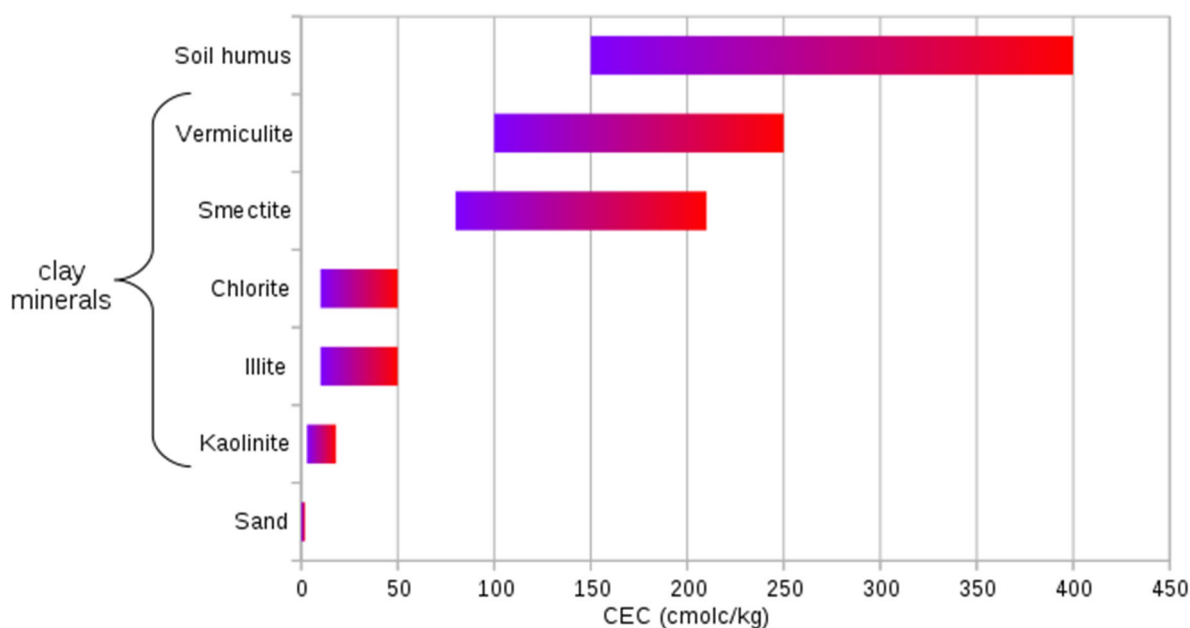
Vannledningsevnen (mettet hydraulisk ledningsevne, K_s [m/s]) sier noe om hvor raskt vann kan transporteres gjennom jorda. Generelt vil jord med høy vannledningsevne kunne infiltrere større mengder forurenset vegvann, men veksaltet blir også lettere vasket ut med rent vann.

Jordpartiklenes diameter (kornfordeling) og organisk innhold sier noe om jordstruktur som er viktig for å vurdere vannets oppholdstid i jorda. Den mettede vannledningsevnen K_s ble beregnet ut fra kornstørrelsesfordelingen med Hazen's likning (se f.eks. Schwartz og Zhang, 2003).

$$K_s = C_H d_{10}^2 \quad (1)$$

Der C_H er en empirisk konstant, vi brukte 0,0116 [0.0001/ms], og d_{10} er partikkeldiameteren [mm] som angir ved hvilken størrelse 10% av materialet er av finere fraksjon (vedlegg 7.2).

Kationbyttekapasitet (CEC) måler jordas bindingskapasitet for kationer. De vanligste kationene i jord er kalium (K^+), natrium (Na^+), magnesium (Mg^{2+}), og kalsium (Ca^{2+}). Fordelingen mellom kationene blir undersøkt spesielt for å kunne si noe om jordas evne til å binde kationdelen fra avisningssaltene i jorda. Enkelte kationer bindes svakere til jordpartikler og har lettere for å bli byttet ut med andre sterkere bundet kationer. Denne fordelingen mellom kationene har betydning for tilgjengelighet av plantenæringsemner som bindes til de samme plassene. Forholdet mellom ulike ioner kan også gi en indikasjon om historisk belastning av salt. Anionene klorid (Cl^-) og formiat kan si noe direkte om eksponering av avisningskemikalier. Generelt er det gunstig for jordas tilbakeholdelse av forurensninger fra veg at CEC er høy. Typiske CEC-verdier for sand, ulike leirmineraler og humus er gitt i figur 2.6.



Figur 2.7. Kationbyttekapasitet i ulike jordarter (hentet fra: https://en.wikipedia.org/wiki/Cation-exchange_capacity)

For å vurdere graden av forurensning ble tilstanden i jorden (konsentrasjonsnivå) vurdert etter veilederen (tabell 2.4) utgitt av Statens Forurensningstilsyn i 2009 (SFT 2009).

Tabell 2.4. Tilstandsklasser for forurenset grunn og beskrivelse av tilstand (SFT 2009).

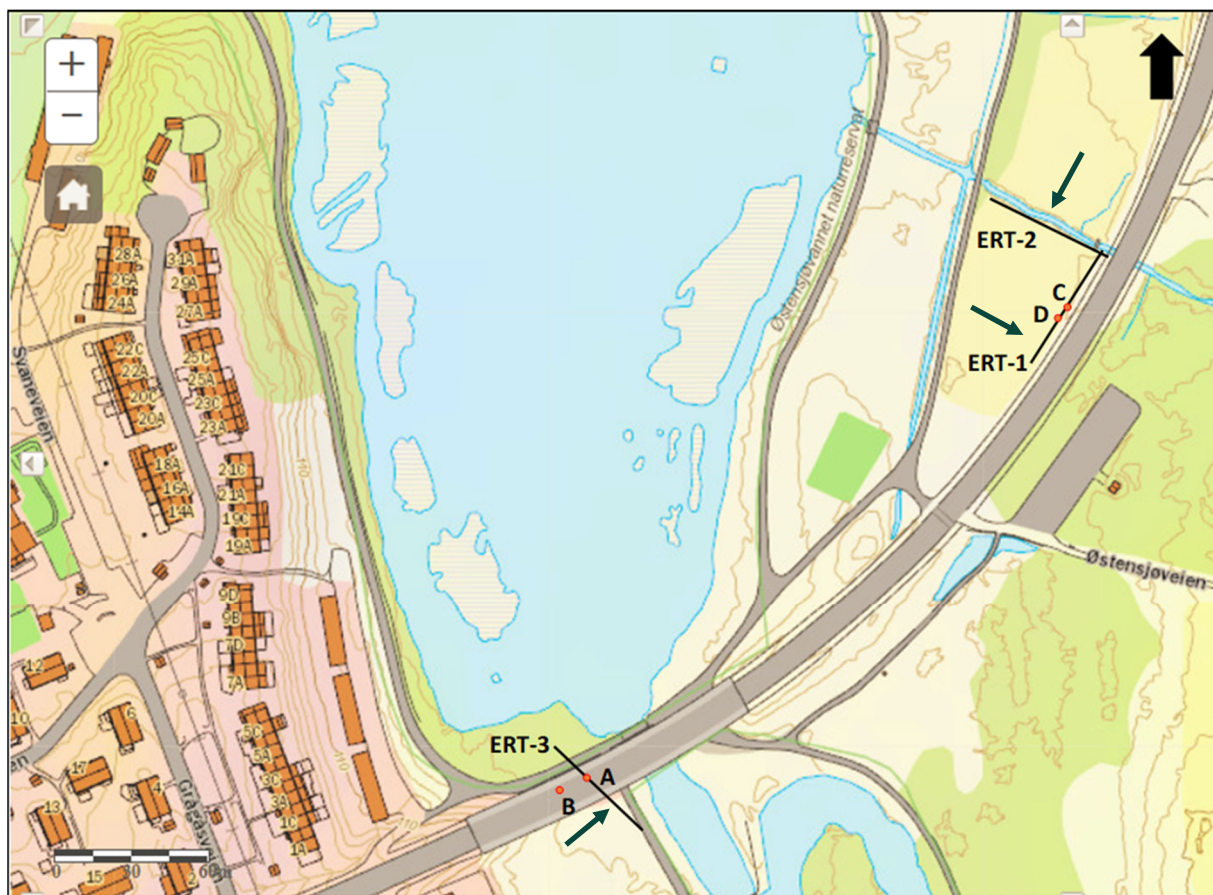
Tilstandsklasse	1	2	3	4	5
Beskrivelse av tilstand	Meget god	God	Moderat	Dårlig	Svært dårlig
Øvre grense styres av	Normverdi	Helsebaserte akseptkriterier	Helsebaserte akseptkriterier	Helsebaserte akseptkriterier	Nivå som anses å være farlig avfall

Elektrisk resistivitetstomografi (ERT)

Når det tas jordprøver får man bare en punktmåling av jordas egenskaper. Med elektriske resistivitetmålinger (ERT), kan man få et sammenhengende bilde av jordas elektriske ledningsevne – som igjen henger sammen med både leirinnhold, vanninnhold og innhold av vegsalt. Dersom vi forutsetter relativ lik jord langs vegen kan metoden brukes til å kartlegge hvordan avisningskjemikalier spres fra vegen og gjennom jorda. Med elektriske resistivitetmålinger måles jordas motstand/resistivitet. Lav resistivitet betyr høy elektrisk ledningsevne. Dersom vi kan anta at jordtypen og jordfuktigheten er relativt lik der vi utfører målingene kan vi bruke forskjellene i elektrisk resistivitet til å si noe om påvirkning av salt fordi salt øker ledningsevnen og gir lav resistivitet (se f.eks. Reynolds, 1997).

Det ble kun utført ERT målinger i 2018, da det ikke er forventet at vi kan se forskjeller mellom de to årene slik metoden er utført, men at resultatene fra en måling kan si noe om det generelle spredningsmønsteret av avisningskjemikalier langs vegen. ERT-målinger ble utført langs tre 47 meter lange transekt som vist i figur 2.8 våren 2018 (figur 2.8). Det ble benyttet en Syscal Pro (Iris instruments) og Wenner-konfigurasjon for målingene (injeksjon av strøm mA, og måling av elektriske

potensial forskjeller mV, 1m mellom elektrodene). ERT-linje nr. 1 ligger parallelt og ca. 2 m fra Østensjøveien (orientering S-N). ERT-linje nr. 2 er plassert vinkelrett på linje 1 og er parallell med og ca. 1,5 m fra Bølerbekken, med orientering Ø-V. Jordtype anses som lik langs disse to profilene. ERT-linje nr. 3 ligger under broen og er vinkelrett på broen. Linjen starter i det myrlendte området ved siden av Østensjøvannet og krysser en tursti og strekker seg under broen der det også er prøvetatt vann som drypper direkte fra veggen. Målingene ble utført 08.05.2018 etter at all snøen hadde smeltet. Etter at dataene ble lastet ned, ble vertikale tverrsnitt som viser fordelingen av elektrisk resistivitet modellert med Res2D inv 3.54 (Loke, 2004).



Figur 2.8. Kart viser ERT-profil1-3, der piler indikerer hvilken retning man ser profilet fra, samt lokaliteter for jordprøvetakingen (A, B, C og D).

2.2 Undersøkelser i vann

Det er utført en kombinasjon av automatiske og manuelle målinger i vann. Automatiske målinger gjøres ikke direkte på konsentrasjoner, men kan måle viktige indikatorer for når det er noe som skjer i bekken/vannet, f.eks. elektrisk ledningsevne som reflekterer påvirkning av saltkonsentrasjon. Vannproporsjonal prøvetaking som vanligvis er et godt alternativ er vanskelig vinterstid på grunn av frost og var derfor ikke et alternativ for disse undersøkelsene. Utstyret og prøvetakingspunkter er valgt ut slik at de dekker de viktigste innløpsbakkene til Østensjøvannet, samt at de mottar avrenning fra Østensjøveien. Smedbergbekken og stasjonen oppstrøms i Bølerbekken ble brukt som referansepunkt da det i utgangspunktet ikke skulle brukes formiat på vegstrekningen på vestsiden av Østensjøvannet og øst (oppstrøms) for Eterveien. Tabell 2.1 og figur 2.2 viser stasjoner brukt til prøvetaking og plassering av utstyr.

2.2.1 Automatisk måling av vannkvalitet

To ulike automatiske målesystem er benyttet; multiparameter sensor (med online overføring av data) og enklere målesystem med færre parametere og manuell nedlasting av data i etterkant av innsamling. Med høy tidsoppløsning av målingene blir det enklere å se sammenhenger mellom aktivitet på vei (veisalting og trafikk) og effekter på vannet. Man får også et indirekte mål på vannføringen. Multiparametersensorer med kontinuerlige målinger (tabell 2.5.) ble satt opp både vinteren 2017/18 og 2018/19 ved to stasjoner i Bølerbekken: nedstrøms Østensjøveien (BØL-N) og oppstrøms teststrekningen ved Eterveien (BØL-O). Smedbergbekken (SME) hadde en slik målestasjon i 2017/18, men på grunn av mye problemer med tilslamming av målesensorer ble den flyttet til utløpet av Østensjøvannet (SLU) vinteren 2018/19.

Tabell 2.5. Kontinuerlige overvåkingsparametere målt i bekkene rundt Østensjøvannet.

Metode	Lokalitet	Parameter
Multiparametersensor	SME i (2017/2018) SLU i (2018/2019) BØL-O BØL-N	Turbiditet
		pH
		Ledningsevne
		Oksygen
		Redoksforhold
		Vanntemperatur
		Vannhøyde
Manuell logger	Ulsrubekken Smebergbekken (2018/2019) Bogerudmyra	Vannhøyde
		Ledningsevne
		Vanntemperatur

Turbiditet er et mål på mengden av reflektert lys fra partikler som ikke er oppløst i vannfasen, og turbiditeten øker i takt med mengden lys som reflekteres tilbake. Turbiditet sier noe om partikkeltransport som kan skyldes både partikkelforurensning fra veg, men også erosjon i og langs bekkens sideskråninger. Det er ikke forventet at formiat påvirker turbiditet, men det kan være med på å forklare naturlige variasjoner i bekken med hensyn til flomhendelser og lignende.

Oksygen er en viktig indikator for nedbrytningen av formiat. Oksygen er viktig for å klarlegge om nedbryting av formiat gir mindre oksygen i bekkevannet eller i bunnvannet i Østensjøvannet. Både konsentrasjon og metningsgrad ble målt. **Redoksforhold** gir mye av det samme som oksygen, men har en annen skala for følsomhet.

Ledningsevne (EC) er et mål på totalkonsentrasjonen av ioner i vannet. Ledningsevne er en god indikator for total mengde salt. Her vil vegsalt (NaCl eller NaFo) kunne gi høy ledningsevne. Tilsvarende mengde NaCl bidrar med ca. 20 % mer ledningsevne i forhold til NaFo.

Fordi **pH** kan variere både med formiat og saltbruk, og også reflektere oksygentilstand, er den en indikator for påvirkning av ulike kilder og ble derfor også målt kontinuerlig. Nedbrytning av formiat kan føre til endringer i pH.

Luft og **vanntemperatur** er viktige tilstandsmarkører med hensyn til salt og hvilke organismer det er sannsynlig å finne i vannet.

Vannhøyde gir indirekte informasjon om vannføring og gir vannføringen direkte om det måles overløp over V-spor. Perioder med nedbør medfører at veiene blir saltet og avisningsmidlene vaskes ut til bekkene. Vannhøyden samsvarer ofte med målt ledningsevne og turbiditet.

For online målinger på stasjonene ble det benyttet logger av typen SEBA LogCom-2 logger og multiparametersensor av typen SEBA MPS-D8 sonde (figur 2.9). LogCom-2 er tilpasset frittstående plassering med strømforsyning fra en enkel batteripakke (figur 2.10, 2.11). For turbiditet brukes det

sensorer med måleområde 0-1000 NTU (Nephelometric Turbidity Unit). Målinger i intervallet 0-3 NTU vil ikke være helt nøyaktige og resultatene vil kunne vise mindre forskjeller mellom oppstrøms og nedstrøms sensor, uten at dette er reelle forskjeller. Loggerne programmeres for ønsket måleintervall og, tidspunkter for overføring og navn på stasjon. På stasjonene utføres det automatiske målinger med MPS hvert 30. minutt og data sendes til server for presentasjon på egen nettbasert portal for overvåkingsdata 2 ganger i døgnet. Oversikt over innsamlede data oppbevares hos NIBIO og rådata er tilgjengelig på overvåkingsiden: <http://bioweb08.bioforsk.no/seba/projects/login.php> (krever innlogging). Sensorene ble rengjort ukentlig.



Figur 2.9. Multiparametersensor for automatisk overvåking av vannkvalitet.



Figur 2.10. Automatisk multiparametersensorer installert i felt i Bølerbekken oppstrøms (BØKL-O) til venstre, og Bølerbekken nedstrøms (BØL-N) til høyre.



Figur 2.11. Plassering av multiparametersensor ved utløpet av Østensjøvannet (SLU).

I tillegg til multiparametersensorene beskrevet ovenfor, ble det satt ut enklere manuelt nedlastbare loggere, HOBO-loggere i Smebergbekken, Ulsrubbekken og ved Bogerudmyra for å logge vannhøyde, ledningsevne og vanntemperatur over tid (figur 2.12). Sensorene med loggere ble festet til en betongstein, slik at de ble liggende på samme sted og ikke nede i sedimentene. Loggerne ble også merket med navn og telefonnummer og festet til trær eller til installasjoner på land med nylonrep.



Figur 2.12. Logger med betongstein (venstre) som er festet godt med hyssing til en bro i sørenden av Østensjøvannet.

2.2.2 Vannprøvetaking og analyser

For å få en oversikt over den kjemiske tilstanden i tilløpsbekkene og mengden avsningsmidler som transporteres til Østensjøvannet ble det tatt vannprøver en til to ganger i måneden i perioden november til april. Prøvetaker mottok varsel fra EF da de kjørte avsningsiltak slik at vannprøvene kunne tas så tidlig som mulig etter utført tiltak. Det ble tatt vannprøver i Bølerbekken, Smedbergbekken, Ulsrubbekken, ved Slurpen og under brua i Østensjøveien i sørenden av Østensjøvannet. Vannprøvene ble sendt inn til Eurofins Environment Testing for analyse enten samme dag eller dagen etter.

Vannprøvene ble analysert for parametere oppgitt i tabell 2.6. I tillegg til standard fysisk-kjemiske parametere ble vannprøvene analysert for de viktigste komponentene i avsningsmidlene som ble brukt på vegene ved Østensjøvannet gjennom vinteren; formiat, klorid, natrium, og magnesium. Kjemisk oksygenforbruk gir et mål på hvor mye kjemisk nedbrytbart organisk stoff det er i vannet, der formiat er en del av dette. Tilførsel av næringsstoffer (nitrogen og fosfor) og organiske komponenter fra boliger og spillvann (kloakk) påvirker også oksygenforbruket. For å få en oversikt over belastningen fra avrenning fra veg ble det også analysert for en rekke metaller forbundet med vegforurensning. I denne rapporten presenteres for det meste forekomst av avsningsmidler i vannprøvene. Resterende analysedata er vedlagt i vedlegg 7.3.

Tabell 2.6 Parameterliste for analyser av vannprøver tatt i 2018 og 2019.

	Parameter	Beskrivelse
Fysisk og kjemiske parametere	Formiat	Hovedkomponent i formiatbaserte avisningsmidler
	Natrium (Na)	Hovedkomponent i vegsalt (NaCl) og brukes i natriumformiat
	Magnesium (Mg)	Hovedkomponent i vegsalt (MgCl ₂)
	Klorid (Cl)	Hovedkomponent i vegsalt (NaCl/MgCl ₂)
	Kjemisk oksygenforbruk (KOF)	Mål på mengde kjemisk nedbrytbart stoff i vann. Nedbrytning av formiat forbruker oksygen.
	Ledningsevne	Innhold av ioner i vannet. Høyt innhold av formiat/vegsalt øker ledningsevnen.
	pH	Nedbrytning av formiat kan føre til endringer i pH.
	Fargetall	Innhold av humus og metaller som jern kan gi økt fargetall
	Alkalinitet	Vannets evne til å nøytralisere syre
	Turbiditet	Mål på innhold av partikler i vannet.
	Suspendert stoff	Innhold av partikulært materiale
	Total organisk karbon (TOC)	Innhold av organiske (karbonbaserte) stoffer i vannet.
Næringsstoffer	Sulfat (SO ₄ ²⁻)	Tilførsel av næringsstoffer (nitrogen og fosfor) og organiske komponenter fra boliger og spillvann påvirker også oksygenforbruket og den økologiske tilstanden i vannet.
	Total Fosfor (P)	
	Total Nitrogen (N)	
	Nitrat (NH ₃)	
	Nitrat + Nitritt (NH ₃ ⁻ + NO ₂ ⁻)	
	Ammonium (NH ₄ ⁺)	
Metaller	Aluminium (Al)	
	Arsen (As)	
	Barium (Ba)	
	Bly (Pb)	
	Jern (Fe)	
	Kadmium (Cd)	
	Kalium (K)	
	Kalsium (Ca)	
	Kobber (Cu)	
	Kobolt (Co)	
	Krom (Cr)	
	Kvikksølv (Hg)	
	Mangan (Mn)	
	Molybden (Mo)	
	Nikkel (Ni)	
Sink (Zn)		

2.2.3 Bunndyrundersøkelser

Det ble tatt bunndyrprøver i Bølerbekken (BØL-O og BØL-N) vinter (01.02), vår (11.04) og høst i 2018 (27.11) og våren 2019 (10.04). Bunndyrprøver ble tatt ved bruk av sparkemetoden (NS-ISO 10870). Det ble benyttet en 25 cm x 25 cm håv med maskevidde på 250 µm. Det ble tatt ut 2-3 delprøver i hver bekk. Det ble sparket i om lag 1 minutt per delprøve over en strekning på < 3 meter per prøve. Bunndyrprøvene ble analysert ved Laboratorium for ferskvannsökologi og innlandsfiske (LFI).

Den økologiske tilstanden i bunndyrksamfunnet i bekkene ble vurdert etter ASPT-indeksen (Average Score Per Taxon) som baserer seg på en rangering av bunndyrfamilier etter deres toleranse overfor belastning av organiske stoffer og næringssalter. Toleranseverdiene varierer fra 1-10 der 1 er høyest toleranse. ASPT-verdien er gjennomsnittlig toleranseverdi for familiene som er representert i prøven (tabell 2.7).

Tabell 2.7. Klassegrenser for ASPT-verdier i elver (Kilde: Direktoratetsgruppe Vanndirektivet 2018).

Tabell 5.8a Klassegrenser og referanseverdi, absoluttverdier, for bunndyrindeksen ASPT for fastsettelse av økologisk tilstand i elver påvirket av eutrofi og organisk belastning.						
Vanntype	referanseverdi	svært god	god	moderat	dårlig	svært dårlig
Alle	6,9	>6,8	6,8 – 6,0	6,0 – 5,2	5,2 – 4,4	< 4,4

2.3 Kartlegging av saltskader på vegetasjon

For kunne vurdere effektene av de ulike avisningsmidlene på vegetasjon ble det utført en kartlegging av saltskader langs teststrekningen (figur 2.1) våren 2018 etter en vinter med drift med NaCl og NaFo og våren 2019 etter en sesong med drift kun med formiat. Det ble ikke gjort en tilstandsvurdering av planter langs Østensjøveien før avisning med formiat ble startet opp. Derfor er resultat og analyser basert på en skjønsmessig vurdering og sammenlikning av skadeomfang langs vegstrekning som kun har mottatt vanlig vegsalt og vegstrekning som tidligere har mottatt vanlig vegsalt og senere natriumformiat. Undersøkelsene ble foretatt 29.05.2018 og gjentatt 12.06.2019 da plantene var i vekstfase. Skadeomfang ble vurdert visuelt og utstrekning av skadene ble angitt i avstand fra vegoppmerkingen og høyde over bakken. Avstander ble delvis målt med tommestokk, delvis anslått. Det er lagt vekt på å beskrive endringer mellom de to årene.

2.4 Kontrollerte eksponeringsplanteforsøk

I tillegg til feltbefaringene langs teststrekningen i 2018 og 2019, ble det i 2019 også utført kontrollerte utendørsforsøk for å sammenlikne effekt av belastning med ulike avisningskjemikalier direkte på vintergrønne planter gjennom vinteren. Et kontrollert eksponeringsforsøk gir oss mer spesifikk informasjon om effektene av de ulike avisningsmidlene på planter. I felt er det flere parametere som påvirker de observerte effektene, som f.eks. nedbørmengder, temperatur og avstand til veg.

I et eksponeringsforsøk utført i København ble utviklingen av ny beplantning langs vegstrekninger med ulik behandling vurdert over tid (både plantedeler og endringer i jordvannskjemi ble vurdert) (Ingerslev m.fl. 2014). Fordi dette ble gjort forskjellige steder i byen var det flere ting som varierte og ikke mulig å trekke generelle konklusjoner. Konsentrasjonen plantene utsettes for ved saltsprut fra veg varierer mye, og det er lite dokumentasjon av hvilken konsentrasjon planten «utsettes for». Spruten kommer fra veien og påvirkes av nedbør eller opptørking. Hovedgrunnen til de store «sprutskadene» i kalde vintre er sannsynligvis mangel på fortynning, og sprut med konsentrert saltløsning helt opp mot full metning. Den «siste» spruten som kommer før saltlaken tørker inn på veien og blir liggende som hvitt belegg er av maksimal konsentrasjon. Under slike forhold snakker vi altså om svært konsentrerte løsninger og små væskemengder. Hypotesen for forsøket var at ved samme løsningsstyrke av

avisningskjemikaliene (mol konsentrasjon), er det ingen forskjell mellom vanlig vegsalt, natrium formiat og kaliumformiat. Natrium formiat er hovedvirkestoffet i kjemikaliene som er testet ut langs Østensjøveien, mens kaliumformiat brukes til avisning av rullebaner på Oslo hovedflyplass, Gardermoen.

Thuja (*Thuja occidentalis* 'Brabant') ble valgt som testplante både fordi den er vintergrønn, fordi arten finnes i hager langs Østensjøveien, og fordi den er lett å skaffe i en størrelse som gjør at eventuelle skader kan registreres. Trettiåtte klumpplanter, ca. 1,1 m høye, ble innkjøpt fra Sven Myrvold AS Planteskole og Hagesenter. Plantene var tatt opp hos produsent umiddelbart før levering og hadde derfor et noe redusert rotsystem. De ble plantet i november 2018 med 1 m mellomrom i en vestvendt skråning i Landskapslaboratoriet på NMBU, Ås (figur 2.13). De to eller tre ytterste plantene på raden (plassering 1, 2 (i vest) og 36, 37 og 38 (i øst)) ble ikke utsatt for kjemikaliebelastning, samtidig sørger de for alle plantene hadde tilnærmet like forhold. Jorda langs planteraden er den samme, og lys og vindeksponering er også lik.

Plantene ble sprøytet med ulike avisningsmidler (tabell 2.8.) med ulik belastning. Totalt 4 konsentrasjoner ble brukt. Høyeste konsentrasjon av natrium observert som direkte avrenning under Østensjøveien broen i 2018/19, var 15000 mg/l, dette tilsvarer 652 mmol Na/l. Dette ble brukt som høyeste belastning (*maks*) der tre planter fikk samme behandling, dvs. med tre gjentak. I tillegg ble noen planter sprøytet med en ekstrem konsentrasjon som var ti ganger høyere og nær maksimal løselighet av saltene og noen med konsentrasjoner som var ti og 100 ganger så lav som *maks* (jf. tabell 2.9). Den mest ekstreme konsentrasjonen ble testet ut på 1 plante for hvert avisningskjemikalium. De lavere konsentrasjonene ble også påført tre planter per avisningsmiddel. I tillegg hadde vi kontrollplanter som kun ble påført (sprøytet) med rent vann eller ingen sprøyting (kun naturlig nedbør).

Saltløsningene med virkestoffene NaCl, natriumformiat (NaFo) fra Freeway granulat (Helm Skandinavien AS) og kaliumformiat (KFo) fra Aviform (Addcon) er vist som mMol/l og g/l (tabell 2.8). Clearway og Aviform er de kommersielle produktnavnene, henholdsvis. Ved hver behandling ble 2dl løsning sprayet på hver plante med ca. 15-20 cm avstand, kun sørsiden av plantene ble sprøytet (fig. 2.12). Væskemengden ble bestemt ved å se når det begynte å dryppe fra grenene ved sprøyting med reint vann. Det skjedde ved bruk av mer enn 2dl per plante. Denne mengden ble derfor brukt i forsøket.

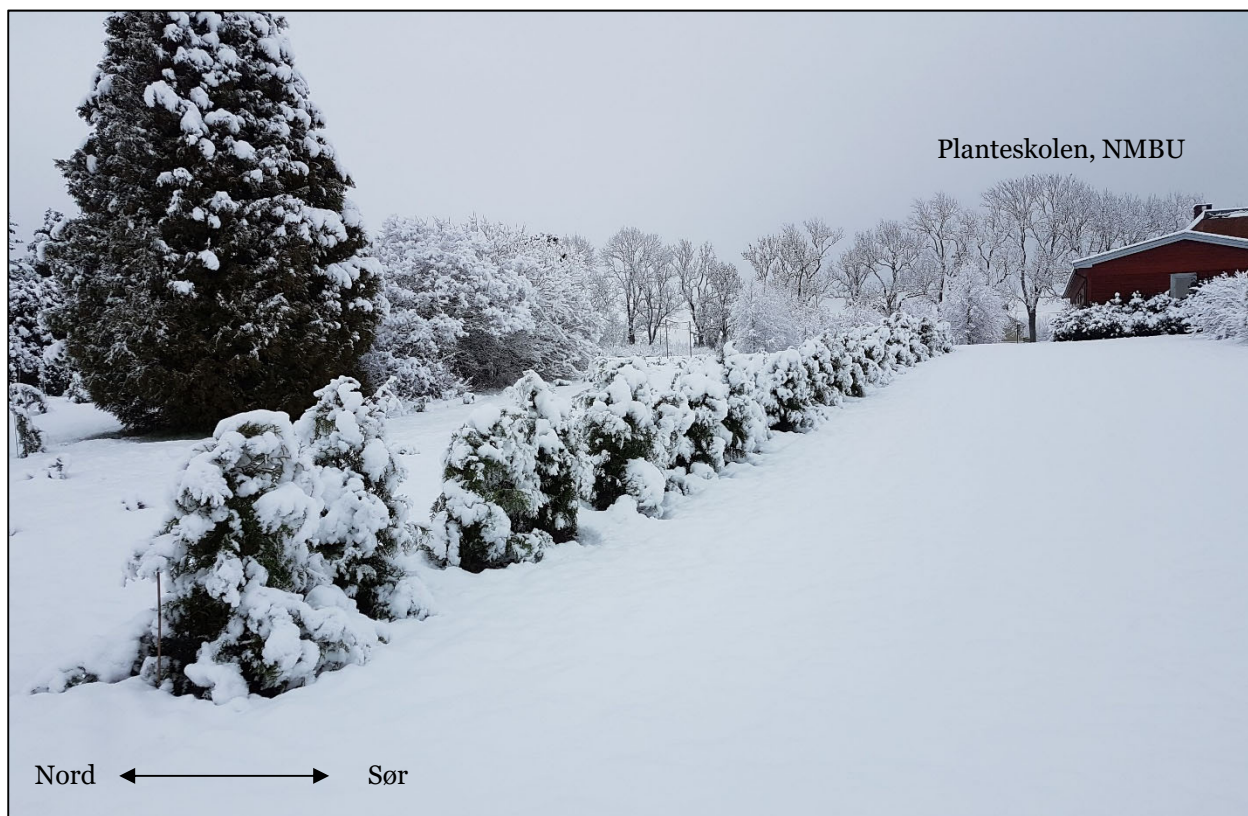
Tabell 2.8 Løselighet av saltene i g/L ved 0 °C, 10 °C og 25 °C.

Salt	Kjemisk formel	Tetthet	0 °C	10 °C	25 °C
Natriumklorid	NaCl	2,17 g/cm ³	356	357	359
Natriumformiat	CHNaO ₂	1,92 g/cm ³	439	625	972
Kaliumformat	CHKO ₂	1,91 g/cm ³	328	313	331

Tabell 2.9. Konsentrasjon av saltløsninger plantene ble sprøytet med.

	Ekstrem (1)	Maks (2)	Medium (3)	Min (4)	Kontroll (5)
Antall planter per behandling	1	3	3	3	3
Molkonsentrasjon (mmol/l)	6520	652	65.2	6.52	
NaCl (g/l)	381.2	38.1	3.8	0.4	0.0
NaFo/Freeway granulat (g/l)	450.0	45.0	4.5	0.5	0.0
KFo/Aviform L50 (g/l)	554.3	55.4	5.5	0.6	0.0

Plantene ble sprøytet 9 ganger; 5/2, 12/2, 15/2, 18/2, 22/2, 26/2, 5/3, 12/3, 19/3. Været på disse dagene var omkring 0°C og det var skyet, nedbør som lett snø eller sludd som er typisk for når det saltes på veiene. Virkningen på plantene ble vurdert ved observasjon av omfanget av brune plantedeler på den eksponerte siden: Skadene ble bedømt etter 0 til 9, der 9 betyr at hele den belastede siden (sørsiden) planten er skadet og 0 betyr at det ikke var synlige skader. Det var ikke mulig å lage oppsamlingssystem for vann som drenerte ut av jordprofilen, så hovedfokus var på endring av grønne plantedeler.



Figur 2.13. Thujaplanter i vestvendt skråning nedenfor planteskolen, NMBU

2.5 Nedbrytningsforsøk i laboratoriet

Hensikten med denne studien var å undersøke den mikrobielle nedbrytningen av formiat (fra NaFo) og acetat (fra KAc) i leirholdig jord langs Østensjøveien. Naturlig nedbrytning av acetat (French et al., 2001) og formiat (Jia et al. 2006, 2007) er godt dokumentert for sandjord. For å kunne sammenlikne nedbrytningen her med tidligere forsøk i sandjord (Jia et al. 2006, 2007) ble samme eksperimentelle tilnærming benyttet.

Jorda til forsøkene ble prøvetatt i november 2018 langs Østensjøveien fra rett under det organiske laget, ned til 20 cm, ca. 4-8 m fra asfaltkant (#35 ca. 30 cm ca. 2m V for ERT-linje #48 ca. 50 cm ca. 6m V for ERT-linje). Jordprøvene ble lagret ved 4 °C frem til forsøkene ble utført våren 2019, og inneholdt ubetydelige mengder NaFo og KAc. Jorda ble siktet til <2 mm (uten ytterligere tørking før sikting), for å minimere variasjon mellom replikater. Jorda kan klassifiseres som en mellom leire med 35-45% sand, 30-40% silt, 25-30% leire, i kontrast til den grove sandjorda i nedbrytningsforsøkene til Jia et al. (2006, 2007). På grunn av det høye leirinnholdet ble det brukt en jordoppslemming med jordvann:jord tørrstoff (TS) forhold på 2,2 i dette forsøket. Det ble utført risteforsøk med blanding av

jord og vann i 120 ml glassflasker. Flaskene ble fylt med 6 g jord (tilsvarer 5 g TS jord), 5 ml næringsopløsning (N, P, med et C: N: P forhold på 6:10:10), og 5 ml NaFo- eller KAc-løsning ved henholdsvis 1,263 og 0,911 g L⁻¹ (eller 5 ml MilliQ vann i kontrollflasker). En røre-magnet ble tilsatt til hver flaske, og jordoppslemmingen ble holdt under kontinuerlig omrøring (200 o/min) under hele inkubasjonen, for å sikre diffusjon av CO₂ fra jorda til gassvolumet over jord-vannblandingen (headspace) og for å unngå anaerobe forhold. Flaskene ble deretter forseglet med gummisepta og aluminiumsdeksler og plassert i et termostatkontrollert vannbad holdt ved 15 °C under hele nedbrytningsforsøket (inkubasjonen). Dette var samme temperatur som ble brukt i forsøkene til Jia et al. (2006, 2007). Nedbrytningsforsøket ble utført med tre behandlinger: NaFo (HCOONa, 68,01 g mol⁻¹, dette er samme middelet som brukes av driftsoperatører langs Østensjøveien, og består av hvite uregelmessige pellets), KAc (CH₃COOK, 98,15 g mol⁻¹, Merck®) og kontroll (MilliQ vann), med fire replikatflasker per behandling. Alle flaskene ble levert med næringsstoffløsning N og P for å unngå N- og P-begrensning av mikrobiell vekst (se del 1.2.3 i vedlegg 7.9 for mer informasjon). Massen av substrat-C (dvs. formiat-C eller acetat-C) per L jordvann var 100 mg substrat-C L⁻¹, som i Jia et al. (2006, 2007). Dette ga en konsentrasjon i jord på 18,4 µmol substrat-C g⁻¹ jord tørrvekt (TS), sammenlignet med 0,9 pmol substrat-C g⁻¹ jord TS i Jia et al. (2006, 2007). Mer informasjon om beregningene finner du i vedlegg 7.8.

Ved aerob nedbrytning av formiat og acetat, dannes CO₂ som dermed gir et indirekte mål på nedbrytningen. Desto raskere CO₂ stiger, jo raskere er nedbrytningen og vi kan også se hvor tidlig nedbrytningen kommer i gang. Fordi vi vet hvor mye formiat (total mengde C karbon) som er tilsatt kan vi vite hvor mye CO₂-C som må være produsert for at vi skal ha fullstendig nedbrytning. Nedbrytningen av formiat og acetat ble målt ved gjentatte målinger av CO₂ utslipp i flaskene. Dette ble utført i et robotisert prøvetakingsenhet beskrevet i Molstad et al. (2007). Systemet ble kalibrert ved hyppig prøvetaking i flasker med kjente CO₂-konsentrasjoner. Inkubasjonen varte i 145 timer, og hver flaske ble analysert 47 ganger. Resultatene er korrigert for CO₂-tapene ved prøvetaking. Mer detaljer om beregningsmetoden for nedbrytning er beskrevet i vedlegg 7.

3 Resultater

3.1 Kjemikalieforbruk og spredning

I vintersesongene 2017/2018 og 2018/2019 ble det brukt henholdsvis 21 og 84 tonn natriumformiat på teststrekningen. Kartlegging av ledningsevne og konsentrasjoner av vegsalt og natriumformiat i snø viste at de nærmeste 5 meterne fra brøytekanten fikk størst belastning av avisningskjemikalier. Elektriske resistivitetmålinger og jordprøver viste at det samme gjaldt for spredning i jord. Mye tyder på at en del salter er transportert til dypere jordlag. Jorda langs vegen ved Bølerbekken har andre egenskaper enn jorda under broen i sørenden av Østensjøvannet, bl.a. høyere andel leire og derfor større evne til å binde kationer fra avisningskjemikalier og miljøforurensinger. Jorda under broen har grovere masser i øvre lag. Sink er observert i konsentrasjoner klassifisert som moderat forurensede (III) på begge lokaliteter der det er tatt jordprøver. Kobber finnes i to av jordprøvene under broen i klasse svært forurensede (V). Her bør man fjerne direkte tilførsel av vann fra veg pga. nærhet til viktige oppholdssteder for fugl.

3.1.1 Klima og kjemikalieforbruk

Tabell 3.1. viser månedlig nedbør og temperatur for de to vintersesongene 2017/2018 og 2018/2019. Figur 3.1, og 3.2 viser nedbør per døgn samt gjennomsnittlig lufttemperatur for perioden 01.12-31.05 for vintersesongene 2017/18 og 2018/19 samt avisningsperioden. Været er bestemmende for bruk av avisningskjemikalier; til perioder med nedbør og lufttemperatur i nærheten av 0°C.

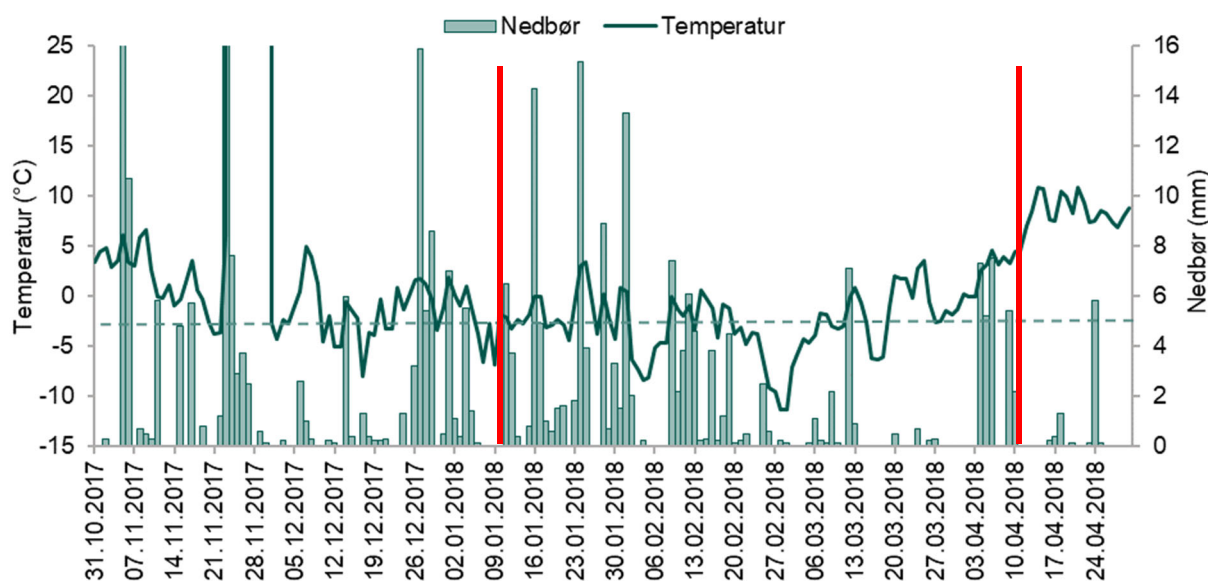
Vintersesongen 2018/2019 var mer nedbørsrik og noe varmere enn sesongen 2017/2018 (Tabell 3.1, figur 3.1. og 3.2.). Avisningsperioden var lengre vinteren 2017/2018 fra oktober 2017 til april 2018. Totalforbruket av vegsalt på teststrekningen fra oktober 2017 - januar 2018 var 168 tonn NaCl før NaFo ble tatt i bruk. Bruk av avisningsmidler sammenfalt med perioder med nedbør (figur 3.1 og 3.2).

Siste dag for påføring av NaFo på teststrekningen var 12.04 i 2018 (figur 3.1.) og 14.03 i 2019 (figur 3.2 og 3.3.). I vintersesongen 2017/2018 ble det brukt totalt 21 tonn NaFo på teststrekningen. Vinteren 2018/2019 ble det brukt om lag 84 tonn NaFo (figur 3.3.). Det ble i tillegg lagt til sammen 1000 kg formiat utenfor teststrekningen og kontrollområdene på etablerte strekninger for bruk av restformiater i perioden 19.02-28.02.19.

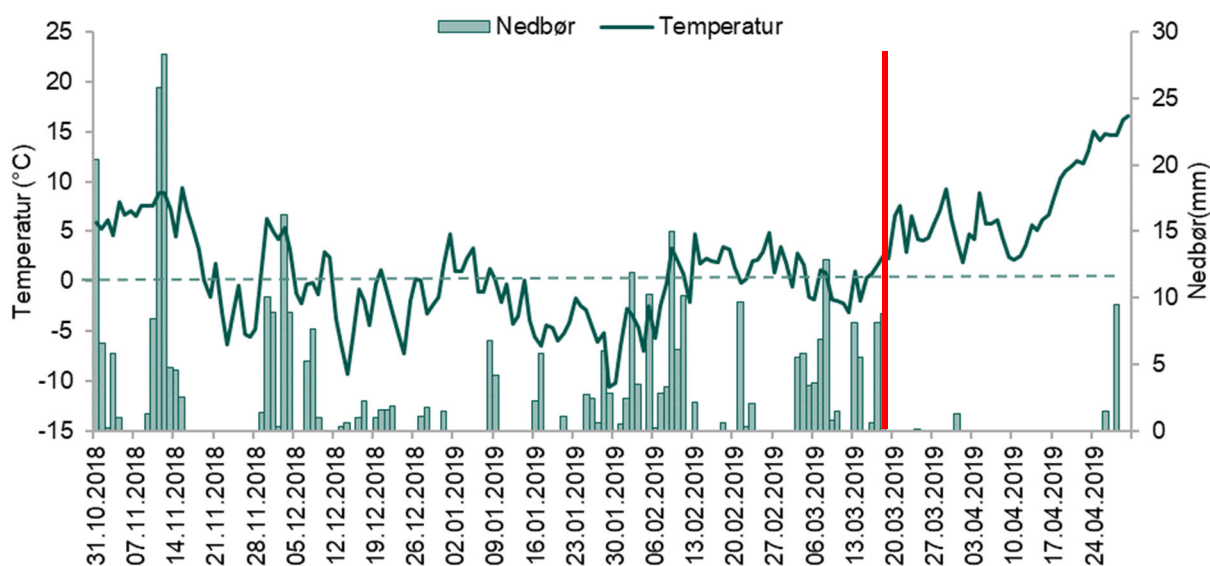
Det ble for det meste benyttet natriumformiat. I perioden 26-28.02.19 ble det derimot brukt en blanding av tørt og befuktet natriumformiat og kaliumformiat i væskeform (1601 l). Natriumklorid ble benyttet på teststrekningen ved ett tilfelle 9. mars 2019, totalt 1071 kg. Dette ble også gjort ved enkelttilfeller sesongen 2017/2018. Med basis i rapporter fra driftsentreprenør, som oppgir mengde avisningskjemikalium som brukes per m² veg per gang det avises, ser det ut til det benyttes om lag dobbelt så mye NaFo/KFo (35 g NaFo/m²) som NaCl (14 g NaCl/m²).

Tabell 3.1. Sum nedbør og temperatur ved målt ved Blindern i Oslo.

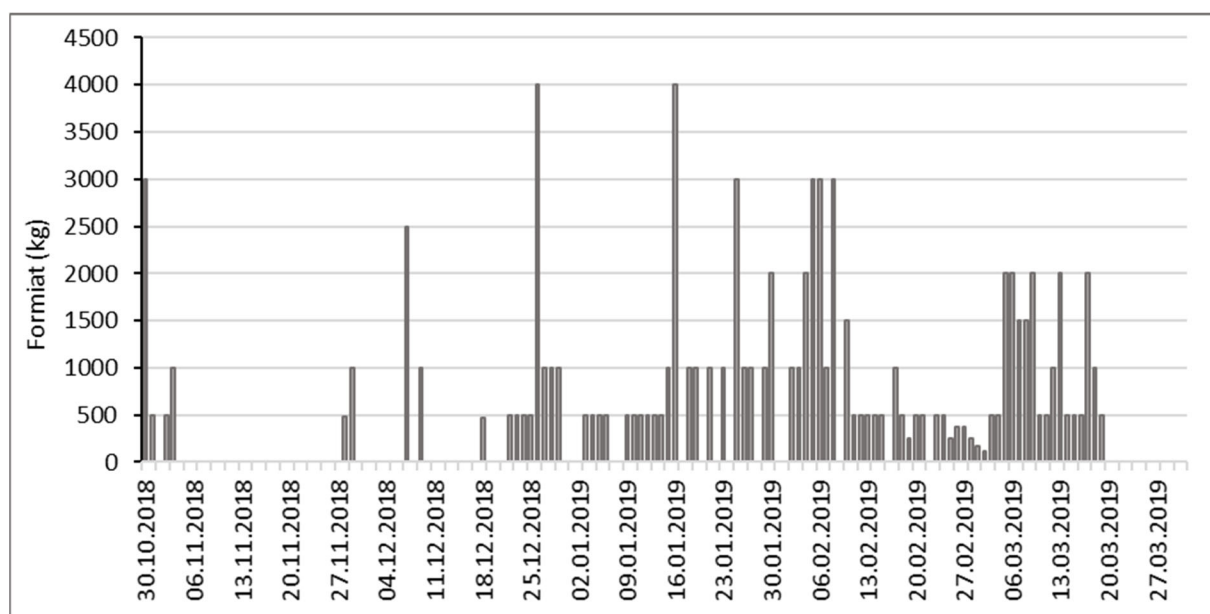
Tid	Snødybde (cm)		Nedbør (mm)		Temperatur (°C)	
	Snitt	Sum	Min	Middel	Maks	
2017/2018	24	426	-15,9	0,8	17,8	
<i>Oktober</i>	0	110,8	-1,3	7,2	16,9	
<i>November</i>	1	78,4	-7,4	1,6	10,9	
<i>Desember</i>	4,3	48,1	-10,4	-1,5	8,4	
<i>Januar</i>	24,4	86,3	-11,7	-1,7	5,6	
<i>Februar</i>	48,5	53,9	-15,9	-4,1	2,0	
<i>Mars</i>	51,8	13,6	-14,2	-2,3	10,0	
<i>April</i>	15,0	35,6	-6,1	6,5	17,8	
2018/2019						
<i>Oktober</i>	0	38,6	-2,2	7,4	17,8	
<i>November</i>	0	101,30	-9,40	3,35	11,50	
<i>Desember</i>	8,9	63,2	-11,9	-1,2	7,2	
<i>Januar</i>	18,7	35,6	-14,1	-2,8	10,4	
<i>Februar</i>	32,1	81,1	-12,6	0,5	11,1	
<i>Mars</i>	17,5	73,4	-8,6	2,3	15,5	
<i>April</i>	0,0	11,3	-4,5	8,7	24,3	



Figur 3.1. Nedbør og temperatur målt ved Blindern gjennom vintersesongen 2017-2018. Første og siste dag med avisningstiltak strøing med natriumformiat er vist med rødt. Første dag med avisningstiltak med natriumklorid var i oktober.



Figur 3.2. Nedbør og temperatur ved Blindern gjennom vintersesongen 2018-2019, vist fra første dag med strøing med formiat langs teststrekningen. Siste dag med strøing med formiat er vist med rødt.

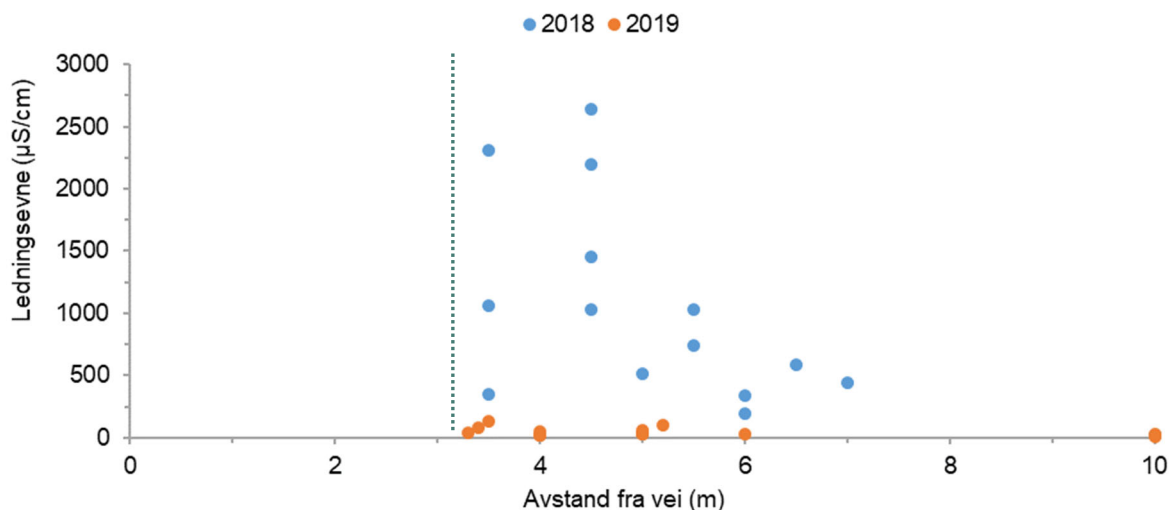


Figur 3.3. Formiat brukt på teststrekningen vinteren 2018/2019, til sammen 84 235 kg.

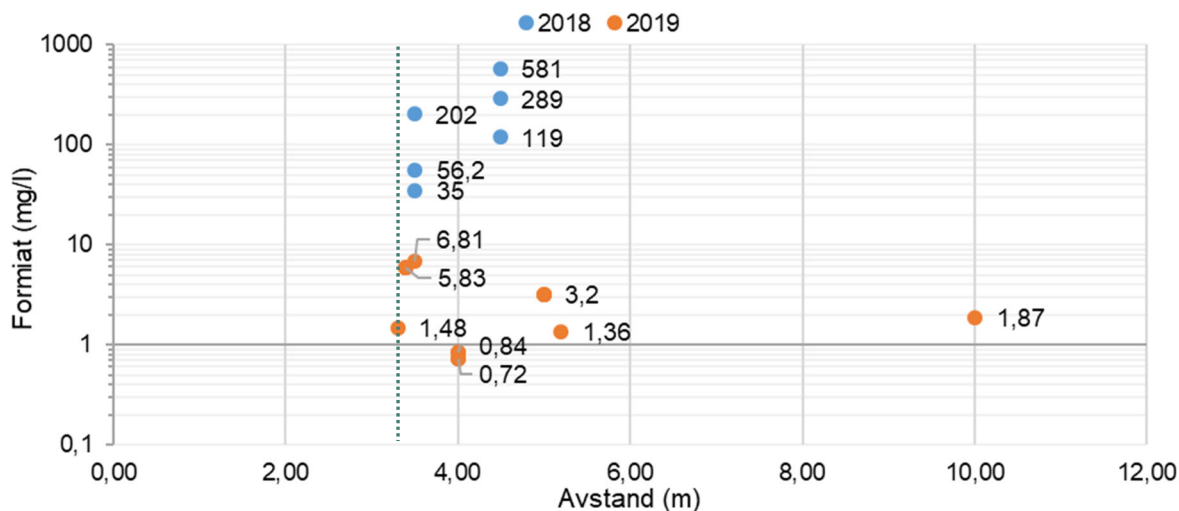
3.1.2 Spredning til snø

Som forventet viste snøprøvene at ledningsevnen var høyest nærmest vegen (figur 3.4). Det var lite ioner i prøvene som ble tatt over 10 m fra veien. Vinteren 2017/2018 var brøytekanterne høyere og det ble tatt prøver fra både topplaget og bunnlaget dette året. Prøvene viste at topplagene (0-100 cm) i prøvene tatt nærmest vegen i 2018 hadde klart høyest ledningsevne, samt det høyeste innholdet av formiat, natrium og klorid. Sesongen 2017/2018 ble det funnet klorid i snøprøvene i de øverste 100 cm i brøytekanten, dette var noe overraskende da det var over en måned siden overgangen fra natriumklorid til formiat. En forklaring på dette kan være at det har vært vanskelige værforhold og glatte veier som krevde tiltak med natriumklorid. Mye av snøen i brøytekanten kan også ha vært gammel med rester av NaCl fra før testperioden med formiat startet. Det snødde dagen prøvene ble tatt og trolig hadde det nylig blitt påført avisningsmidler på vegen. Detaljerte analyseresultater er vedlagt (7.1).

Ledningsevnen i snøkanten var betydelig lavere i 2019. Formiatkonsentrasjonene var også generelt lavere vinteren 2018/2019 enn året før noe som kan tenkes å skyldes klimaforskjeller, forbedring av strøngstiltak, men mest sannsynlig at det var mer intensiv bruk av formiat langs teststrekningen i perioden rundt prøvetakingstidspunktet i 2018 som følge av mer nedbør enn i 2019 (jf. figur 3.2 og 3.3.).



Figur 3.4. Ledningsevne ($\mu\text{S}/\text{cm}$) i snø i ulike avstand til Østensjøveien 12.03.2018 og 28.02.2019. Stiplet linje representerer brøytekannt.



Figur 3.5. Konsentrasjon av formiat i snøprøver tatt i ulike avstand (m) til veien. Stiplet linje representerer brøytekannt.

3.1.3 Spredning til jord

Et utvalg av kjemiske parametere analysert i jordprøver, tatt før og etter formiat ble tatt i bruk sesongen 2017/2018, er vist i tabell 3.2. Den komplette listen over analyseresultatene er vist i vedlegg 7.2. Fordi det var det eneste stedet som ikke var dekket av snø var det kun under brua i Østensjøveien (ØST-BRU), ved sørenden av Østensjøvannet, det var mulig å ta prøver både før og etter at formiatbaserte kjemikalier ble tatt i bruk. Det er likevel interessant å sammenlikne de to lokalitetene kun etter belastning med formiater fordi de to stedene har ulike jordegenskaper. Det ble kun tatt jordprøver i sesongen 2017/2018.

Tabell 3.2. Konsentrasjon av avisningskjemikalier og miljøgifter i jordprøver under brua i Østensjøveien ved sørenden av Østensjøvannet (A og B), og langs vegen ved Bølerbekken (C,D), (figur 2.8) før (06.02.2018) og etter (15.05.18 og 28.05.18) bruk av formiat. Alle verdier er oppgitt i mg/kgTS.

Sted	Dyp (cm)	Dato	Natrium	Magnesium	Klorid	Formiat	Kadmium	Kobber	Sink	Bly
A1	0-10	06.02	2200	5700	1750	<5	< 0,20	68	250	86
A2	15-20	06.02	1800	7000	1920	<5	1,4	550	360	820
B1	0-5	06.02	3600	6200	3580	<5	< 0,20	63	230	16
B2	15-20	06.02	3200	7600	3290	<5	< 0,20	43	260	35
A1	3-5	15.05	860	6900	115	<5	0,65	2300	370	200
A2	15-20	15.05	620	8400	106	<5	< 0,20	64	160	65
B1	0-5	15.05	650	4200	93,0	<5	< 0,20	28	180	12
B2	15-20	15.05	590	5600	45,1	<5	< 0,20	42	150	48
C1	3-5	28.05	480	6500	2,49	<5	0,29	29	110	66
C2	13-20	28.05	230	5300	2,48	<5	0,30	31	100	47
D1	3-5	28.05	390	7300	2,51	<5	0,39	110	230	82
D2	18-20	28.05	190	8700	3,10	<5	< 0,20	29	90	31

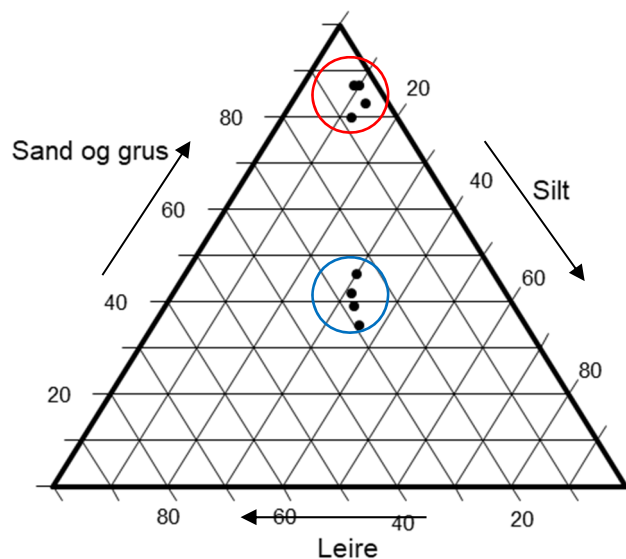
Det ble ikke påvist formiat over deteksjonsgrensen på 5 mg/kg TS i noen av prøvene. Prøvene viser en tydelig nedgang i både natrium (gjennomsnitt fra 2700 mg/kg TS, til 680 mg/kg TS) og kloridkonsentrasjoner (gjennomsnitt fra 2635 mg/kg TS, til 90 mg/kg TS) over tid.

Etter snøsmelting ble det i tillegg tatt jordprøver langs Østensjøveien ved Bølerbekken. Fordi vi kun har begrenset antall jordprøver og det naturlig er stor variabilitet i jord er det vanskelig å tolke for mye ut av observasjonene. Siste tidspunkt for spredning av avisningskjemikalier på Østensjøveien var 12.04.18. Jordprøvene ble ikke tatt før en måned etter dette. Fordi formiat ikke kan påvises på noen av lokalitetene etter 5 – 7 uker, tyder dette på tilnærmet fullstendig nedbrytning.

Regner vi om mengder av hovedionene i avisningskjemikaliene Na^+ , Mg^{2+} , Cl^- og Fo^- til ionestyrke (meq/kg TS), er det for prøvene tatt i februar nærmere balanse mellom Na^+ og Cl^- . For prøvene tatt i mai dominerer kationene og er ca. 10 ganger større enn aniondelen fra klorid. Fordi det er så høye magnesiumverdier i jord fra før, er det ikke meningsfullt å gjøre samme beregning for ionebalansen der magnesiumionene regnes med. Det er ingen forskjell i magnesium i jord før og etter overgang til natriumformiat, noe som indikerer at tilført mengde gjennom avisningskjemikaliene MgCl_2 er ubetydelig sammenliknet med bakgrunnsverdiene.

Det er store forskjeller mellom jordprøver tatt fra jorda under brua (A og B) og prøvene tatt langs Østensjøveien ved Bølerbekken (C og D) for en del parametere. Konsentrasjonen av kadmium, kobber, sink og bly i jordprøvene er angitt med fargekoder etter tabell 2.3. De fleste prøvene viser konsentrasjoner innenfor normverdi (blå) farge. Prøvene ved A2 og A1 under brua viste forhøyede konsentrasjoner av kobber henholdsvis før og etter formiat ble tatt i bruk (gul og oransje farge). Blyverdiene (820 mg Pb/kg TS) i prøven ved A2 før formiat ble tatt i bruk tilsier at konsentrasjonene i jorda er innenfor et nivå som anses å være farlig avfall (rød farge). Konsentrasjonen av bly var betydelig lavere i prøven tatt i mai. Høye blyverdier i de dypere lagene stammer antagelig fra tidligere bruk av blybensin. De fleste prøvene hadde sinkverdier over normverdien (grønn farge). Sink brukes som mykgjører i dekk, og innholdet av sink kommer trolig i hovedsak fra bildekk, særlig piggfrie. Kobber kan stamme fra bremses.

Kornfordelingsanalysen viser at jorda under broen har en større andel av sand og grus enn jorda langs Østensjøveien ved Bølerbekken (figur 3.6). Leirfraksjonen avgjør i stor grad vannledningsevnen K_s . Beregning av K_s fra kornfordelingskurven gir kun en indikasjon på vannledningsevnen.



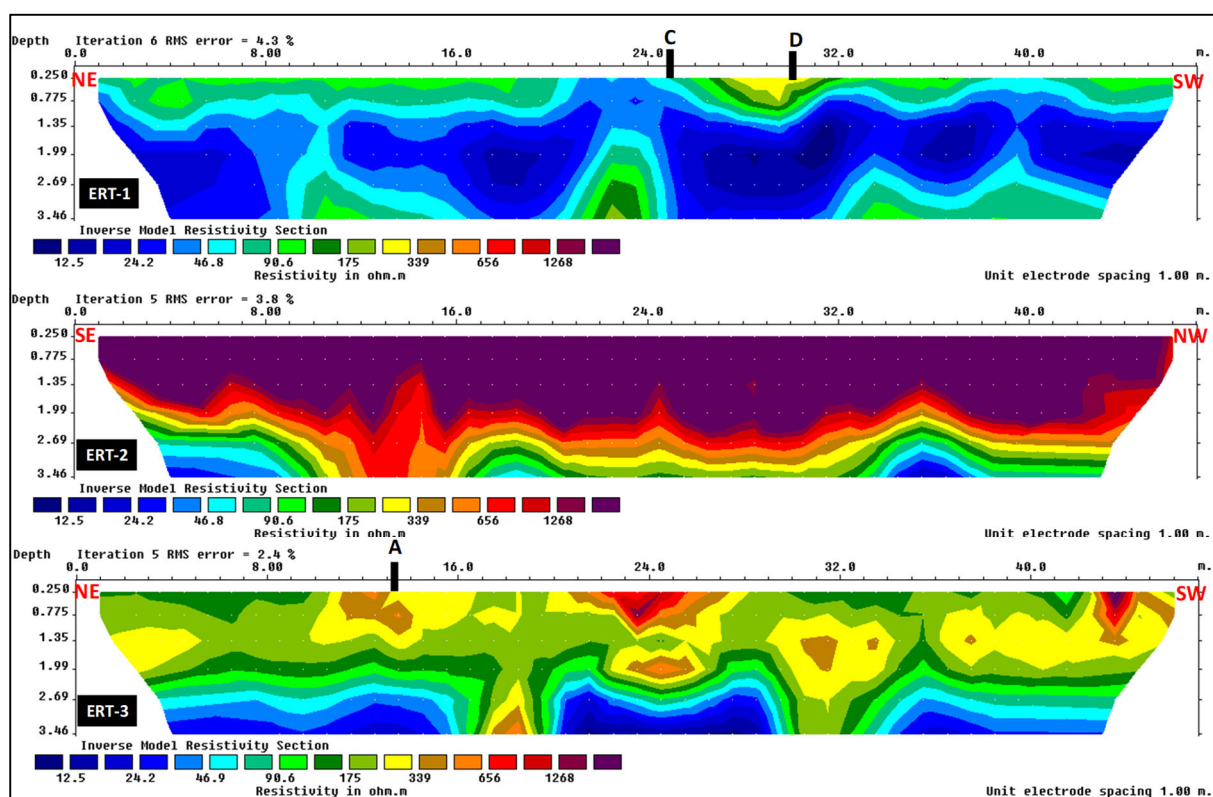
Figur 3.6. Prosentvis sammensetning av jordprøvene (les hver kornfraksjon i henhold til pilenes retning), under brua (rød sirkel) og langs Østensjøveien (blå sirkel).

I jorda langs vegen ved Bølerbekken er vannledningsevnen beregnet med Hazens metode å være 1.2×10^{-9} m/s, mens den under brua er noe høyere med en K_s beregnet til 1×10^{-7} m/s. Hazens metode gir stor usikkerhet ved andre jordarter enn sand, i denne jordtypen er det erfaringsmessig høyere vannledningsevne enn beregningen tilsier. Men den relative forskjellen mellom de to lokalitetene er antagelig i riktig størrelsesorden. Fordi det er målt høye konsentrasjoner av miljøgifter fra veg i jord, særlig under brua, og det samtidig er jordmasser med dårligere bindingsevne enn naturlige jordsmonn, kan dette gi økt fare for eksponering av miljøgifter. Utlekking av miljøgifter fra masser med høy konsentrasjon av disse kan øke ved belastning med salter. Dette er kjent for vanlig salt (NaCl) (Bäckström m.fl., 2004, Amrhein m.fl., 1992), men trolig et mindre problem med formiat (Rasa m.fl., 2006). Med hensyn til fugl som oppholder seg under brua i sørenden av Østensjøvannet er det ugunstig at det tilføres avrenning fra vegen direkte til jord og sedimenter her. Her er det trolig tilførte masser i forbindelse med bro og vegkonstruksjon og jorda har dårligere evne til å binde miljøforurensningene som har havnet her. Disse vil derfor lettere vaskes ut i Østensjøvannet.

ERT-målinger

De elektriske resistivetsprofilene er vist i figur 3.7. Som fargeskalaen viser er det målt verdier mellom 39 og 203 Ω m. Generelt er dette relativt lave resistivetsverdier, dvs. høy elektrisk ledningsevne. Dette passer godt med at det er leirholdig jord i områdene langs Østensjøveien (Fig. 1.3). De elektriske resistivetsverdiene er mye lavere i profil ERT1, enn i ERT2, som sannsynligvis har nokså lik jordtype. Selv om noe mer snø kan ha infiltrert langs vegen (ERT1) enn langs Bølerbekken (ERT2) forventer vi at vanninnholdet i jorda er nokså likt i begge profilene fordi ERT2 ligger tett ved en bekk som gir mettede forhold i flukt med vannivået i Bølerbekken. Dersom denne forutsetningen er riktig, betyr det at saltinnholdet i jorda langs vegen er den viktigste forklaringen på de lave resistivetsverdiene (89 til 339 Ω m). Vi kan ikke skille mellom natriumklorid og natriumformiat, men vi får en ide om spredning av avisningskjemikalier i jord med dyp og avstand fra veg. Fordi vanntransporten i jorda trolig er svært langsom, forventer vi ikke at ledningsevnen i jorda her vil bli lavere på grunn av overgangen til formiat før om mange år. Høyere elektriske resistivetsverdier nær overflaten langs veien (<20 cm), vist som gul og grønn farge øverst i profilet, kan skyldes infiltrasjon av smeltevann med lavere ledningsevne (formiatbaserte kjemikalier) og at jorda er tørrere nær overflaten. Siste bruk av formiat på Østensjøveien i 2018 var 12. april og ERT undersøkelse ble gjennomført 8. mai 2018.

Under brua ved sørenden av Østensjøvannet (ERT3), er den elektriske resistiviteten høyere enn langs Østensjøveien, samtidig vet vi at det sannsynligvis er høyere vanninnhold her pga. nærhet til Østensjøvannets innløp. Mest sannsynlig er det lavere leirinnhold i de øverste lagene som forklarer høyere resistivitet sammenliknet med ERT1, til tross for at det er høye konsentrasjoner av avvisningskemikalier og andre forurensninger fra veg her (tabell 3.2). Som en oppfølging av de innledende undersøkelsene av forurensning av jord langs Østensjøveien var planen å ta dypere jordprøver langs profil ERT1 for å undersøke hvilke konsentrasjoner av salt og eventuelt miljøgifter man finner ved ca. 2 m dyp der de laveste elektriske resistivitetsverdiene er målt. Det var dessverre ikke mulig å komme dypere enn ca. 0,5 m med de grove massene (trolig fra vegkonstruksjon) på stedet og utstyret vi har. Fordi ERT profilene viser en kombinasjon av flere faktorer, er det spesielt for ERT3 ikke mulig å tolke om variasjonen skyldes forskjeller i forurensningsbelastning eller den fysiske jordsammensetningen. Flere målinger av jorda under broen vil være nyttig for å kartlegge miljøgifter i sedimentene.



Figur 3.7. Elektriske resistivitet tomografi profiler ERT-1 (langs veien), ERT-2 (langs bekken) og ERT-3 (under broen), samt lokaliteter til jord prøvetaking (A, C og D).

3.2 Vannkvalitet

De automatiske målingene i tilløpsbekkene ga en god oversikt over perioder med snøsmelting og utsmelting av avisningskjemikalier, vist som topper i målt ledningsevne i bekkene. Disse toppene opptrer med relativt kort varighet. Det ble målt lave konsentrasjoner av formiat i tilløpsbekkene til Østensjøvannet. Unntaket var i prøver tatt under broen i Østensjøveien, der det ble påvist høye konsentrasjoner ved to anledninger. Høye konsentrasjoner av formiat vil på grunn av rask nedbrytning trolig kun opptre med relativt kort varighet i jordsmonn og vannfase. Nedbrytning av formiat vil forbruke oksygen. Bruken av formiat ser derimot ikke ut til å ha påvirket konsentrasjonen av oksygen i Østensjøvannet i løpet av den korte prøveperioden. Konsentrasjonen av oksygen i Østensjøvannet etter omlegging til formiatbasert avisningsmiddel har blitt målt til å være på nivå med tidligere år. Bunndyrprøvetakingen viste at den økologiske tilstanden i bekkene var noe bedre i 2019 enn i 2018, men om endringen skyldes overgangen til formiat er noe usikker.

3.2.1 Formiat og oksygen

Etter omlegging til formiatbasert avisningsmiddel har det blitt påvist formiat i vannprøver tatt ut under broen i Østensjøveien, samt i Bølerbekken, Ulsrubbekken og også i toppsjiktet i Østensjøvannet (tabell 3.3 og 3.4). Generelt er konsentrasjonen av formiat lav, med unntak av det som er prøvetatt rett under brua i Østensjøveien (tabell 3.3). Formiat er trolig også benyttet av andre enn kun på testsonene for natriumformiat, da det også detekteres i Smedbergbekken, samt i Bølerbekken oppstrøms teststrekningen for formiattilsetning (figur 3.8). Analyseresultater er lagt i vedlegg 7.3.

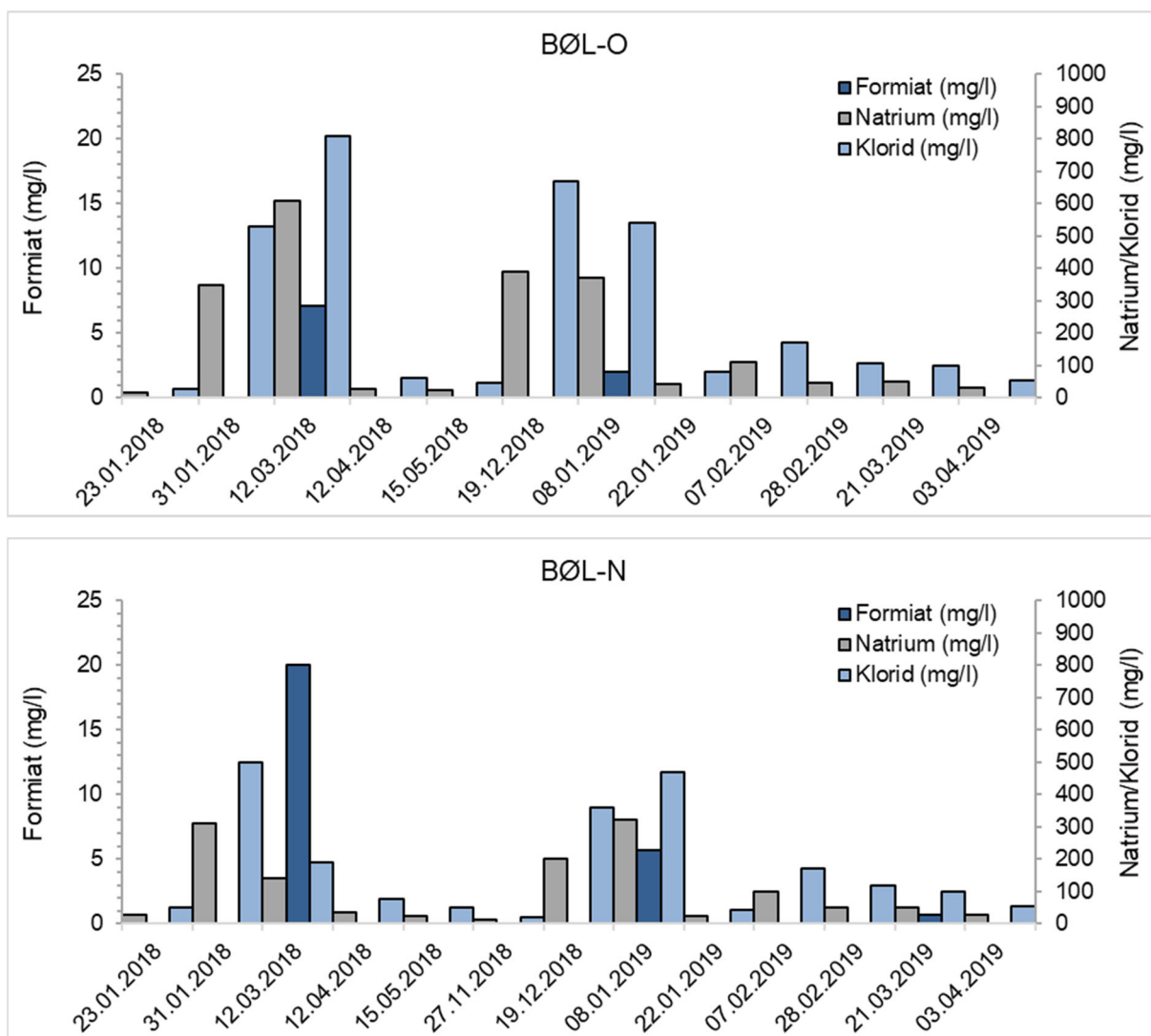
I Østensjøvannet vinteren 2019 ble formiat funnet i lave konsentrasjoner i toppsjiktet (≤ 0.5 mg/l; tabell 3.2), men ble ikke påvist i bunnsjiktet. Dette kan tyde på at noe vann fra tilløpsbekkene dreneres til utløpet vinterstid via overflatelaget i innsjøen, samt at oppholdstiden ikke er lang nok til at denne andelen av formiat brytes ned.

Oksygenkonsentrasjonen i Østensjøvannet er tidvis lav i bunnsjiktet og i utløp (figur 3.9 og 3.10). Nivåene i innsjøen er derimot tilsvarende det som er målt tidligere år (figur 1.8). Det ser derfor ikke ut til at bruken av formiat har påvirket konsentrasjonen av oksygen i innsjøen nevneverdig, men det påpekes at formiater kun har vært benyttet et par sesonger, og at det ikke er mulig å konkludere på basis av disse. I tillegg er variasjonen i oksygenkonsentrasjon i innsjøens vannsøyle mellom enkeltår sterkt påvirket av klimavariasjon, intern produksjon og nedbrytning.

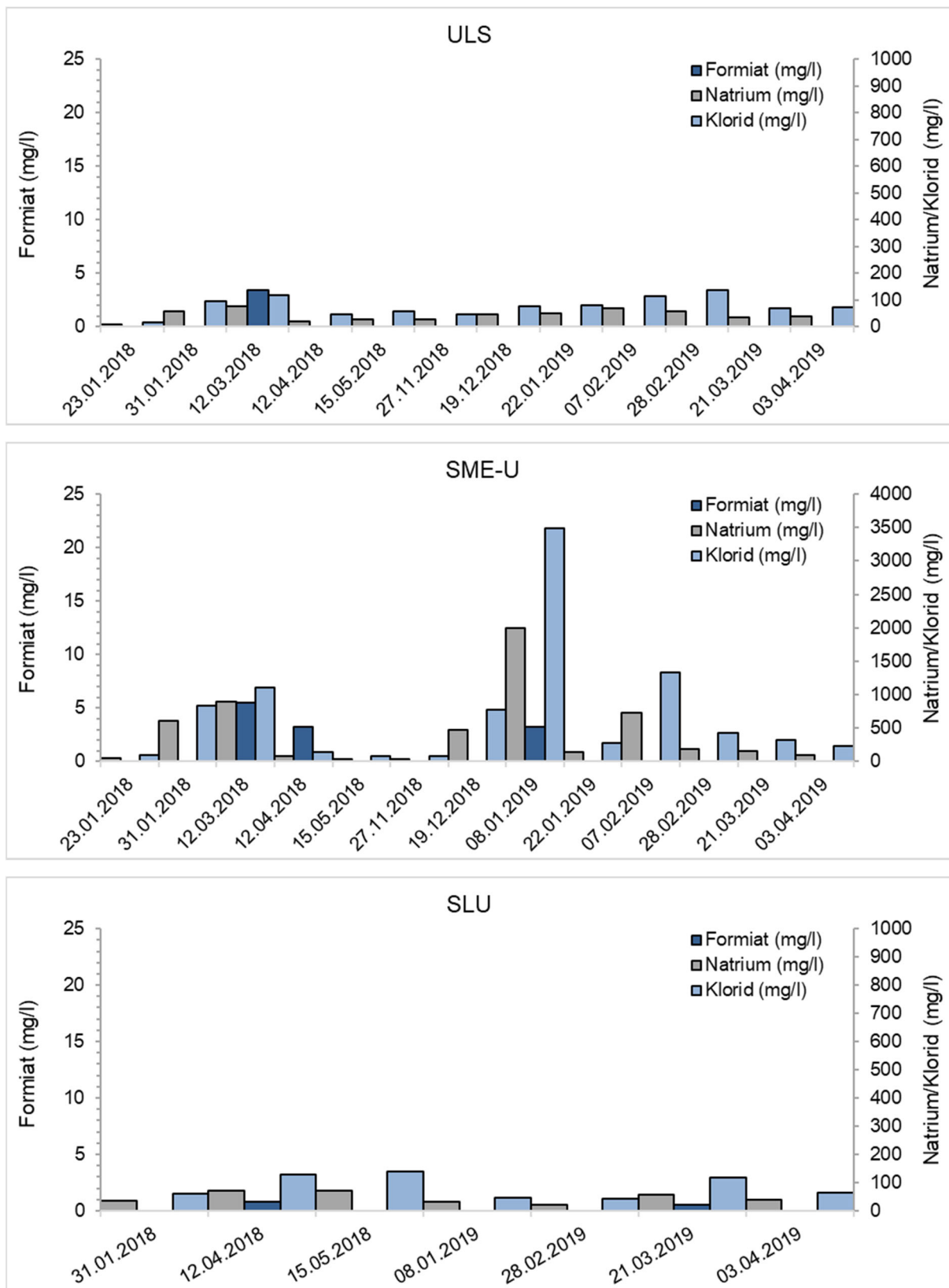
Stor tilførsel av partikler og lav vannføring i kombinasjon med manglende vedlikehold gjennom sommeren har trolig påvirket målingene av oksygenmetning i bekkene og utløp (jf. eksempel i figur 3.11). De tidvis lave oksygenkonsentrasjonene (dipp) i tilløpsbekkene skyldes mest sannsynlig tilslamming av sensorene, men nedgang i konsentrasjoner kan også tidvis skyldes organisk belastning (figur 3.12). Vi ser at målt oksygenmetning i bekkene øker etter vedlikehold av sensor, noe som bekrefter artefakter på grunn av tilslamming av sensorer.

Tabell 3.3. Konsentrasjonen av formiat i forsøksperioden i tilløpsbekkene, under brua i Østsjøveien (ØST-BRU), samt i utløpet av Østsjøvannet (SLU).

Stasjon	Formiat (mg/l)	
	Gj.sn.	Maks
ØST-BRU	5055	15300
BØL-O	0,8	7,1
BØL-N	2,0	20
ULS	0,3	3,5
SME-U	0,9	5,5
SLU	0,2	0,8



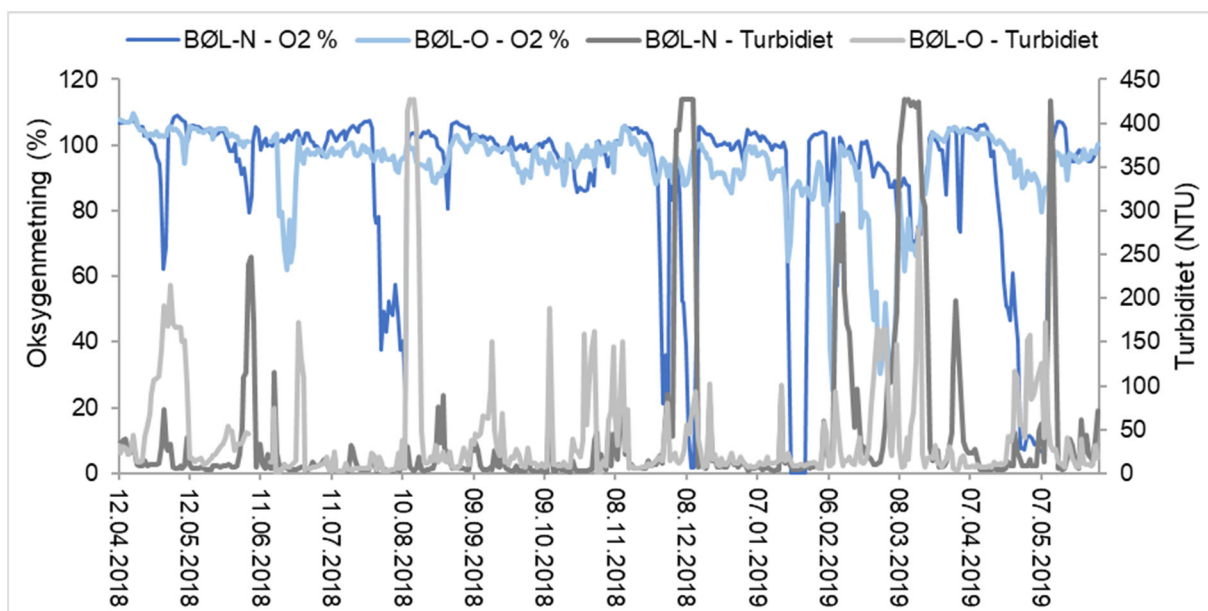
Figur 3.8. Konsentrasjon av formiat, natrium og klorid i vannprøver fra Bølerbekken (før og etter formiattilsetning), samt i Ulsrubekken 2018-2019.



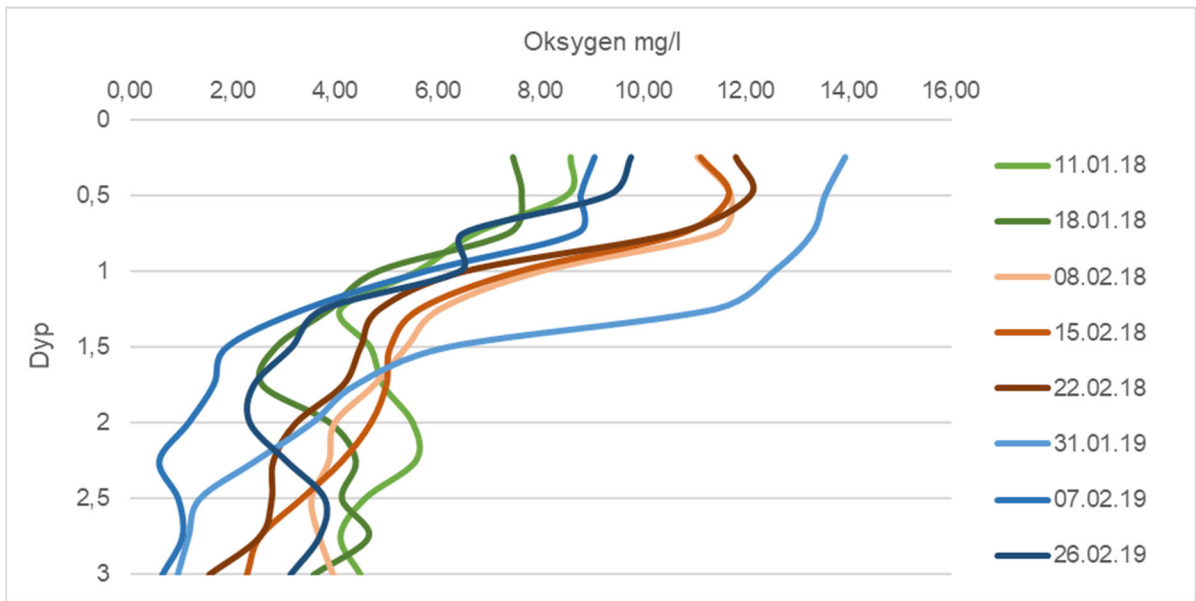
Figur 3.8 (forts). Konsentrasjon av formiat, natrium og klorid i Smedbergbekken og i utløpet fra Østensjøvannet (Slurpen) 2018-2019.

Tabell 3.4. Konsentrasjonen av formiat i topp- og bunnsjikt i Østensjøvannet vinteren 2018/2019.

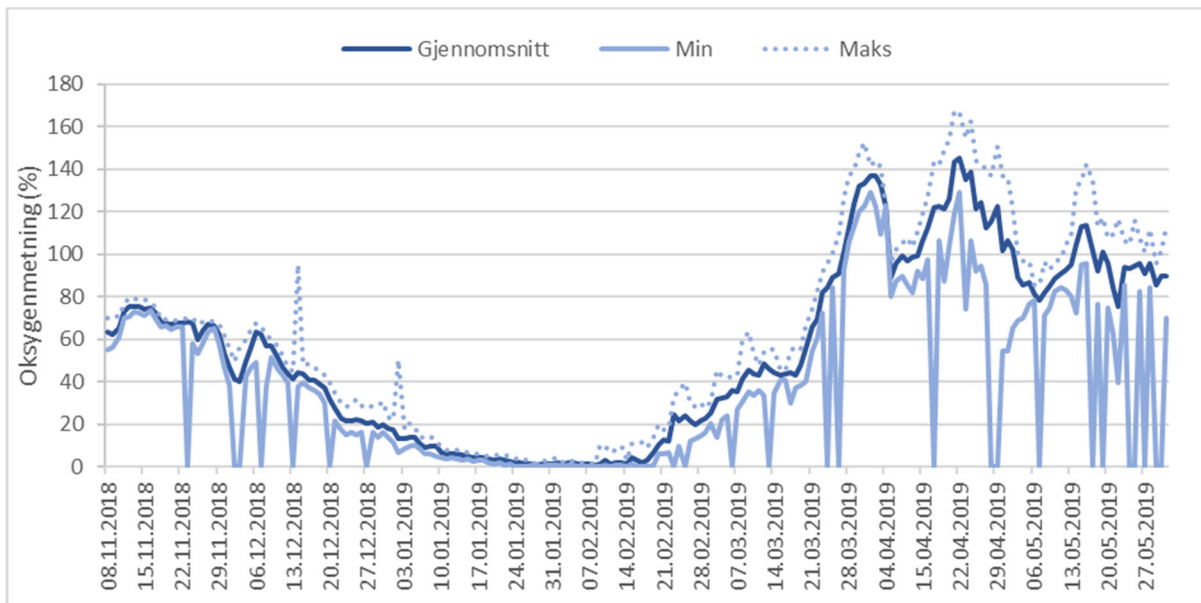
Stasjon	Formiat (mg/l)		
	Gj.sn.	Maks	Min
Topp	0,2	0,5	0,0
Bunn	0,0	0,0	0,0



Figur 3.9. Oksygenmetning og turbiditet i Bølerbekken 2018/2019. Dipp (kortvarige enkeltepisoder) i metningen ned mot null er artefakter på grunn av tidvis tilslamming av sensor. Data er logget med Multiparametersensor.



Figur 3.10. Konsentrasjon av oksygen ved ulike dyp i Østensjøvannet 2018-2019.



Figur 3.11. Døgnvariasjon i oksygenmetning (%) ved utløpet av Østensjøvannet (SLU) 2018-2019. Dipp (kortvarige enkeltepisoder) i metningen ned mot null % er artefakter på grunn av tidvis tilslissing av sensor. Data er logget med Multiparametersensor.



Figur 3.12. Bølerbekken er påvirket av organisk belastning. Bildet er tatt 28.03 2018, oppstrøms teststrekningen for formiat.

3.2.2 Vegsalt i tilløpsbekkene og Østensjøvannet

Ledningsevne gir et indirekte mål på det totale ioneinnholdet i vannforekomster. Det er derfor vi benytter endring i ledningsevne som en proxyanalyse for endring i tilførsler av veisalt til Østensjøvannets innløpsbekker; natrium, klorid og formiat.

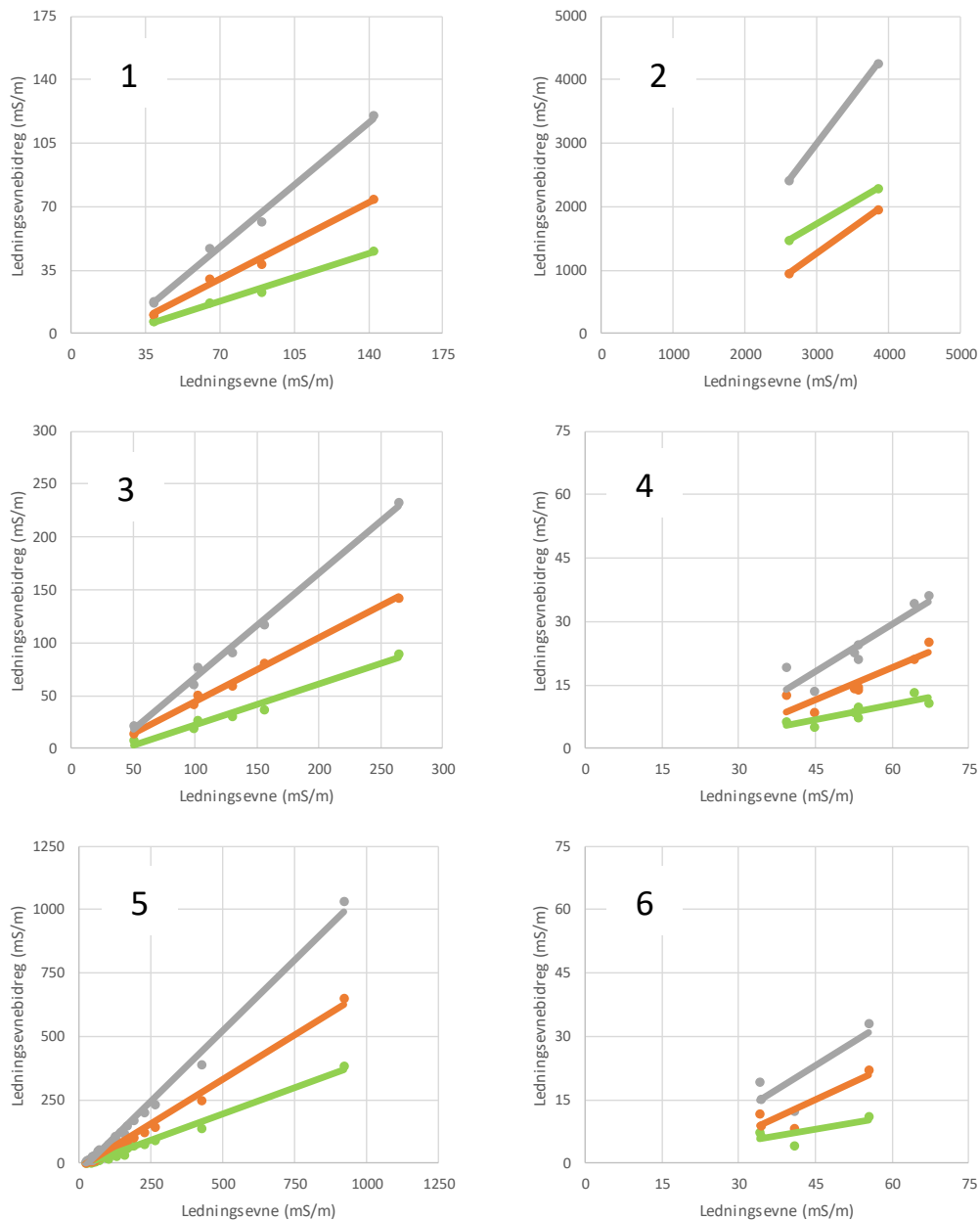
Måleresultatene viser at det er relative ionerike tilløpsbekker rundt Østensjøvannet, noe som også er forventet for et bynært vassdrag under marin grense nær havet. Ledningsevnen i tilløpsbekkene og i Østensjøvannet er med det relativt høy. Baseline ledningsevne i bekkene ligger på om lag 30-40 mS/m vår, sommer og høst (jf. figur 3.8). I veisaltsesongen (jf. figur 3.1 og 3.2) øker ledningsevnen noe, i tillegg til distinkte kortvarige toppe i konsentrasjon på mer enn 10-20 ganger høyere enn baseline ledningsevne (jf. figur 3.13-3.16).

Vi har tatt ut vannprøver som overlapper noen av toppene i ledningsevne målingene (jf. figur 3.8 vs. figur 3.14 og 3.15). Analyse av disse vannprøvene viser at høy ledningsevne sammenfaller med høye konsentrasjoner av natrium og klorid (jf. Vedlegg 7.2). Vi finner som nevnt kun lave konsentrasjoner av formiat. Noe natrium og klorid vil stamme fra nedbørfeltets marine leire og også tidvis fra sjøsalt i nedbør, men til en stor grad vil natrium og klorid fra veisalt dominere ionesammensetningen i tilløpsbekkene til Østensjøvannet. Kalsium, karbonat og sulfat bidrar tidvis relativt mye til det totale ionebudsjettet, men som regel er dette kun nær baseline vannføring utenom sesong for salting av vei (jf. Vedlegg 7.3).

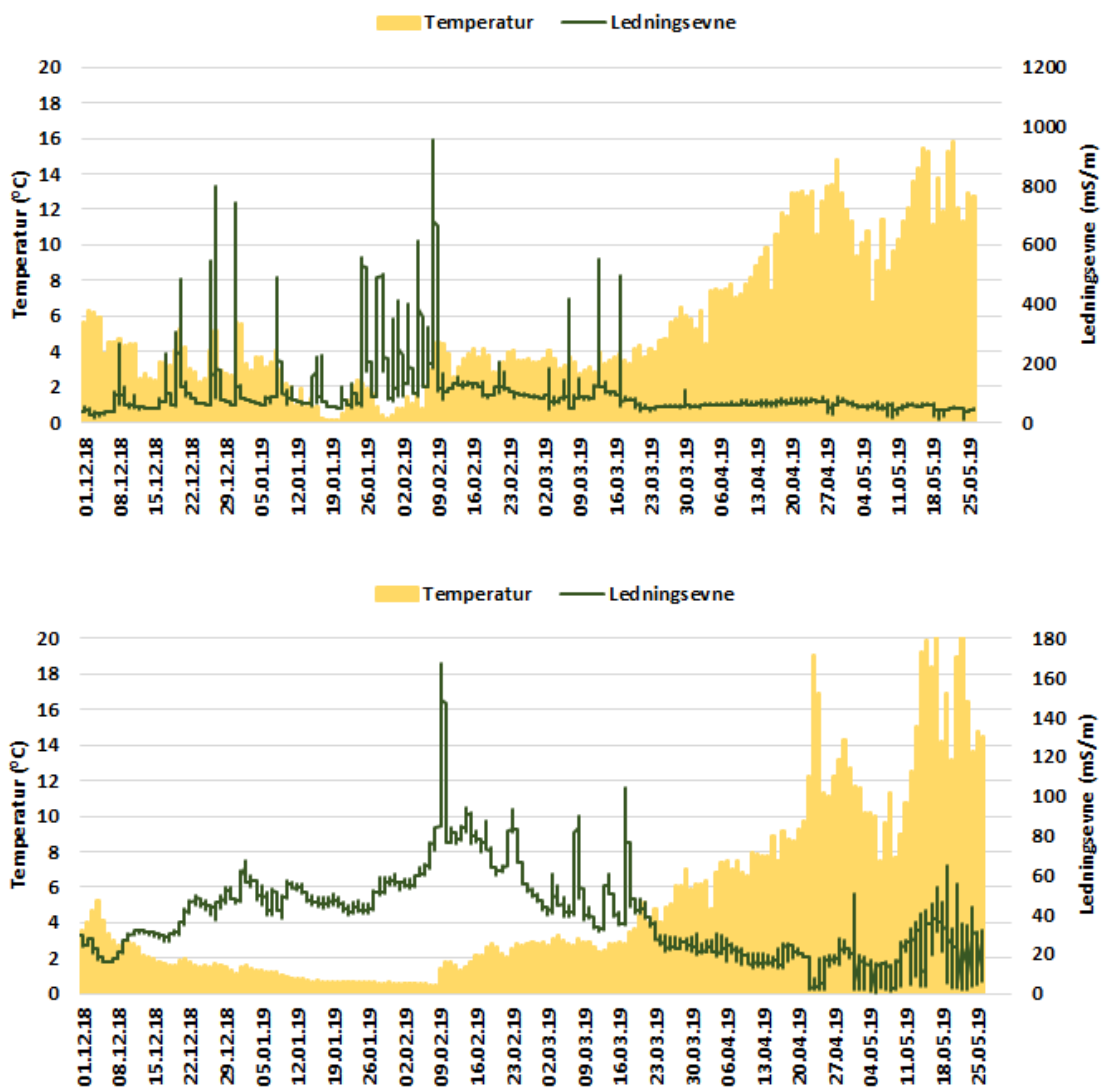
De høyeste konsentrasjonene av formiat finner vi som nevnt under bruene øst for Østensjøveien. Her er altså mye formiat ikke ennå brutt ned. At det her også måles høye konsentrasjoner av klorid, skyldes trolig avrenning fra vegen ovenfor testsonen som drenerer til bruene og har samlet seg der. Vi ser her en tendens til forskyvning i ionebalansen i forhold til hva den ville ha vært ved salting kun med natriumklorid (figur 3.13). Dette tilsier økt konsentrasjon av organiske anioner (som formiat) i systemet og relativt sett mindre klorid etter overgangen til natriumformiat som avsningsmiddel.

3.2.3 Miljøgifter og prioriterte stoffer

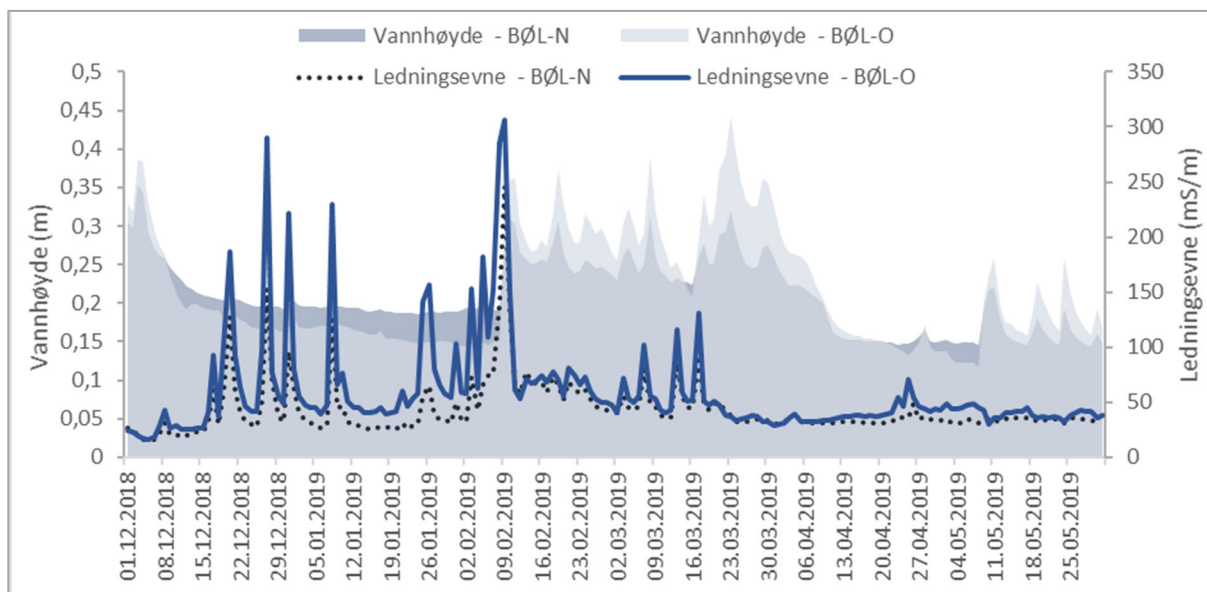
Det ble ikke påvist olje eller PAH i vannprøvene, men tidvis forhøyede konsentrasjoner av andre typiske vegforurensninger. Under bruene ble det målt høye konsentrasjoner av nikkel, krom, kobber og bly. Konsentrasjonen av kobber havner tidvis i tilstandsklasse V «Svært dårlig». Analyseresultater er lagt i vedlegg 7.3.



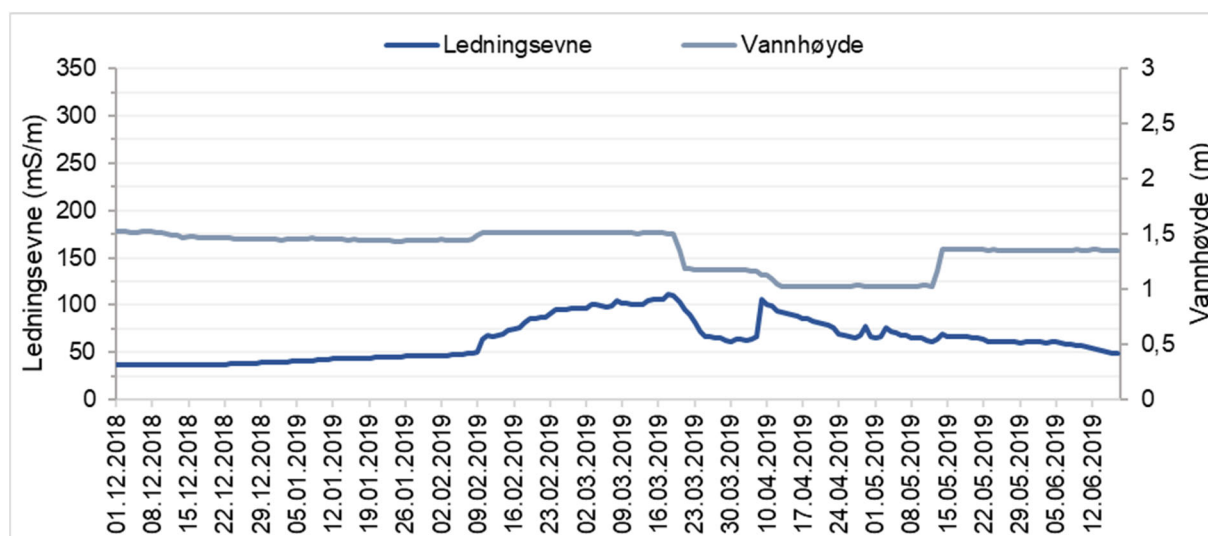
Figur 3.13. Målt ledningsevne (mS/m) plottet mot teoretisk ledningsevnebidrag (mS/m) fra natrium (grønt), klorid (oransje) og sum natrium + klorid (grått) oppstrøms (1) og under (2) brua i Østensjøveien, oppstrøms og nedstrøms i Bølerbekken (3), Ulsrubbekken (4), Smedbergbekken (5), samt ved utløpet av Østensjøvannet (6) nov. 2018 - april. 2019. Ledningsevnebidraget fra natrium og klorid under brua i Østensjøveien (2) skiller seg ut og er relativt sett i mindre grad preget av klorid og mer av natrium i forhold til vannkvaliteten ved de andre lokalitetene. Her er ledningsevnen også meget høy (> 2000 mS/m) og konsentrasjonen av formiat i vannprøvene var også meget høy (gj.sn. målinger > 5000 mg/l; jf. tabell 3.3).



Figur 3.14. Ledningsevne og temperatur logget fire ganger i døgnet i Smedbergbekken (øverst) og i Ulsrubbekken. Data er logget med HOBO-sensor.



Figur 3.15. Gjennomsnittlig døgnavariasjon i ledningsevne og relativ endring i vannhøyde oppstrøms (BØL-O) og nedstrøms (BØL-N) i Bølerbekken desember til mai 2019. Data er logget med Multiparametersensor.



Figur 3.16. Gjennomsnittlig døgnavariasjon i ledningsevne og relativ endring i vannhøyde i utløpsbekken (SLU) desember-mai 2018/19. Data er logget med Multiparametersensor.

3.2.4 Bunndyr

Tabell 3.3. viser resultatene fra bunndyrprøvene tatt 2018 og 2019. Den økologiske tilstanden i Smedbergbekken er kategorisert som *svært dårlig*. I Smedbergbekken er vannet sakteflytende, grumsete og til tider illeluktende som indikerer dårlige oksygenforhold og høy organisk belastning.

Resultatene fra bunndyrprøvene og indeksverdien (ASPT) tilsier at den økologiske tilstanden oppstrøms i Bølerbekken kan klassifiseres som *moderat* (tabell 3.5). ASPT-verdien var noe høyere etter at formiat ble tatt i bruk i Bølerbekken (fra og med 11.04), men uten endring i økologisk tilstand.

Til sammenligning var tilstanden nedstrøms *svært dårlig* vinter og vår 2018, men *moderat* høst 2018 og våren 2019. Det ble våren 2019 funnet noen forurensningsfølsomme arter som trakk indeksen opp, blant annet *Leuctra sp.* og *Sericostoma personatum*. Dette kan være tilfeldig og skyldes årsvariasjoner, men kan også tyde på at forholdene i bekken har forbedret seg. Det er imidlertid usikkert om dette hadde noe med overgangen til formiat å gjøre. Det skal merkes at det er en vesentlig forskjell i substrat mellom de to stasjonene i Bølerbekken som også kan gi forskjeller i beregnet ASPT og dermed klassifisering av økologisk tilstand. Substratet er nokså fint og vannet er mer sakteflytende nedstrøms i Bølerbekken som gir et annerledes habitat og dermed andre arter.

Figur 3.17 viser noen av artene som ble funnet i bunndyrprøvene i Bølerbekken våren 2018. De fleste artene er generelt tolerante for organisk belastning og er nokså vanlige. Fåbørstemarken *Stylodrilus heringianus* (Fig. 3.17 a) er regnet som en rentvannsart, men kan tolerere en del forurensning dersom oksygenforholdene er gode. Det er ingenting som tyder på at tilførsel av formiat har hatt noen akutt påvirkning på oksygenforholdene i bekkene.



Figur 3.17. Bunndyr i Bølerbekken. a) Fåbørstemark (*Stylodrilus heringianus*) b) Døgnflue (*Baëtis rhodani*) c) Husbyggende vårflue (*Micropterna lateralis*) d) Steinflue (*Nemoura cinerea*). Foto: Henning Pavels, LFI.

Tabell 3.5. Tilstandsvurdering i Bølerbekken og Smedbergbekken 2018 og 2019 vist som indeksverdien ASPT (Average Score per Taxon) og økologisk tilstand i Bølerbekken og Smedbergbekken før (01.02.18) og etter formiat ble tatt i bruk.

Dato	Stasjon	EPT-arter	ASPT	Tilstand
01.02.18	BØL-O	7	5,25	Moderat
	BØL-N	2	3,86	Svært dårlig
	SME-U	4	4,33	Svært dårlig
11.04.18	BØL-O	8	5,87	Moderat
	BØL-N	3	4,14	Svært dårlig
	SME-U	3	4,00	Svært dårlig
27.11.18	BØL-O	3	4,45	Dårlig
	BØL-N	6	5,11	Moderat
10.04.19	BØL-O	8	5,25	Moderat
	BØL-N	7	5,46	Moderat

3.3 Saltskader på vegetasjon langs Østensjøveien

Saltskadene på vegetasjonen langs Østensjøveien var hovedsakelig forårsaket av saltsprut. Det ble ikke observert skader forårsaket av saltopptak fra jorda på noen planteslag. Det var lite forskjell i skadeomfang mellom de to årene, selv om skadeomfanget synes å ha vært noe mindre på løvtrær i 2019 og det ble observert lite nye skader på bartrær. Det understrekes at skadeomfanget på vintergrønne planter skyldes akkumulert saltsprut fra flere vintre fordi skadene ikke leges mellom hver vintersesong og skadebildet kan derfor være noe misvisende siden det domineres av gamle skader.

Symptomer på saltskader

Saltsprutskader på løvfellende trær og busker var synlige som knoppdød, døde fjorårsskudd og døde greiner. Skader på nåletrær kunne observeres som brune nåler. Skadene var sterkest på den siden av treet eller busken som vendte mot veien og størst nederst på plantene. Plantene kunne da fremstå som glisne nederst eller med døde partier på de deler av planten som var nærmest veien. Sårbarhet for saltskader varierer mellom plantearter.

Detaljert beskrivelse av strekningen etter vinteren 2017/18

Deler av Østensjøveien der plantenes skadeomfang ble vurdert hadde kun blitt belastet med vanlig vegsalt, pilotstrekningen ble først belastet med vanlig vegsalt som fra februar ble erstattet av formiatbaserte kjemikaler (i hovedsak NaFo). Fordi det bare var en halv sesong med drift med natriumformiat og fordi skader på vintergrønne planter spesielt akkumuleres over flere år, var det ikke mulig å vite hvilket kjemikalium som forårsaket skadene beskrevet her.

Figur 3.18 viser en oversikt over punktene hvor skadene ble registrert. Ved krysset med Langerudhaugen, på søndre side av Østensjøveien, var det betydelig skade på hasselhekk (*Corylus avellana*) 4- 5 m fra veien og opp til ca. 2m høyde over bakken (Fig. 3.19a). Snøbær (*Symphoricarpus albus*) i samme avstand på motsatt side var uskadd, det var også et større bjørketre ca. 6 m fra veien.

Ved sørsiden av veien ved nordre del av brua ble det observert skade på en stor vierbusk (*Salix* sp.) 3,5 – 4,5 m fra veien (Fig. 3.19b). Ved enden av brua på sørsiden av veien var en frittstående hengebjørk (*Betula pendula*) 6- 8 m fra veien som var skadet opp til ca. 2,5 m over bakken (Fig. 3.19c). Noe lenger nord på samme side av veien var det skader på en hengebjørk ca. 8 – 10 m fra veien opp til ca. 2,5 m over bakken. Ved nordre side av veien på omtrent samme sted, var det en buskfuru (*Pinus mugo* ssp. *mughus*) 4 – 5 m fra veien som var skadet opp til 1,5 m over bakken (Fig. 3.19d).

På kratt (vier og hengebjørk) langs sørøstre side litt lenger nord var skadene beskjedne og begrenset til 4-6 m fra veien og opp til 2,5 m over bakken (Figur 3.19e). Det kan nevnes at det ble observert død hengebjørk i større avstand på et beite nordvest for veien (Figur 3.18), men dette har trolig ikke sammenheng med veisaltning.

Skadeomfanget på østre side av veien, mellom kryssene med Eterveien og Ulsrudveien, kan kort beskrives slik: gullbusk (*Forsythia x intermedia*) og hassel var skadd 4-5,5 m fra veien og opp til 2, 8 m over bakken (figur 3.19g). Syrin hadde lignende, men litt mindre skader. Buskfuru hadde noe skade. Gran (*Picea abies*) var skadd 4-5 m fra veien og opp til 3 m over bakken (figur 3.19h). Grana hadde hatt minimale skader tidligere år (eldre skader ville medført nålefall på eldre greiner). Hengebjørk var skadd 4-6 m fra veien og opp til 3 m over bakken. Søkirsebær (*Prunus avium*) var skadd ut til 4 - 5 m fra veien og ca. 3 m over veien (3,5 m nærmest veien ned til 2, 5 m). Alm (*Ulmus glabra*) var uskadd innenfor disse avstandene. Gråor (*Alnus incana*) var tydelig skadd 3,5-5.5 m fra veien og opp til 2,5 m over bakken (figur 3.19 x i-j). Det var ingen skade på vegetasjon på motsatt side av veien på denne strekningen, heller ikke på hengebjørk med greiner 2,5 m fra veien.

Langs østre side av veien, mellom krysset med Ulsrudveien og krysset med Grønlibakken, var det beskjedne skader langs det meste av strekningen. En tujahekk var imidlertid skadd ut til ca. 4 m fra veien og ca. 2 m over bakken. Foran høy fjellskjæring var spontan vegetasjon skadd. Furu var skadd 4-5 m fra veien og opp til 4 m over bakken (figur 3.19l). Hengebjørk samme sted var skadd opp til 5 m over bakken. Alm var nesten helt uskadd.

En hasselhekk litt lenger nord var tydelig skadd ut til 3,5 - 5,5 m fra veien og opp til 2 - 2,5 m over bakken (figur 3.19k). Vierbusker nær krysset med Grønlibakken var skadd ca. 3-6 m fra veien og opp til ca. 2 m over bakken, med bare små skader i større høyde. En tujahekk ca. 4 m fra veien var skadd opp til ca. 2 m over bakken (figur 3.19m). Langs strekningen fra krysset med Grønlibakken og frem til rundkjøringen mot Håkon Tveters vei, hadde flere hekker tilsvarende skader. Også disse hekkene står ca. 4 m fra veien og var skadd opp til ca. 2 m over bakken.

På kontrollstrekningen nord for rundkjøringen mot Håkon Tveters vei, var det skade på en rosebusk (*Rosa* sp) ut til ca. 4 m og ca. 2m over bakken (figur 3.19n). En hengebjørk med greiner 4 m fra veien var imidlertid uskadd (figur 3.19o). En tujahekk som står ca. 6,5 m fra veien var litt skadd opp til 1 m over bakken (figur 3.19p). Litt lenger nord var tujahekker på begge sider av veien, ca. 4 m fra veien, skadd opp til snaut 2 m over bakken (figur 3.19q). Langs siste del av strekningen frem til rundkjøringen ved Bryn Senter var skadene minimale.

Oppfølgende undersøkelser etter vinteren 2018/19

De aller fleste synlige skadene ble påvist allerede i 2018 (figur 3.19). Vinteren 2017/2018 ble det kun brukt formiat en halv sesong slik at man ikke med sikkerhet kan si hva som forårsaket skadene observert dette året.

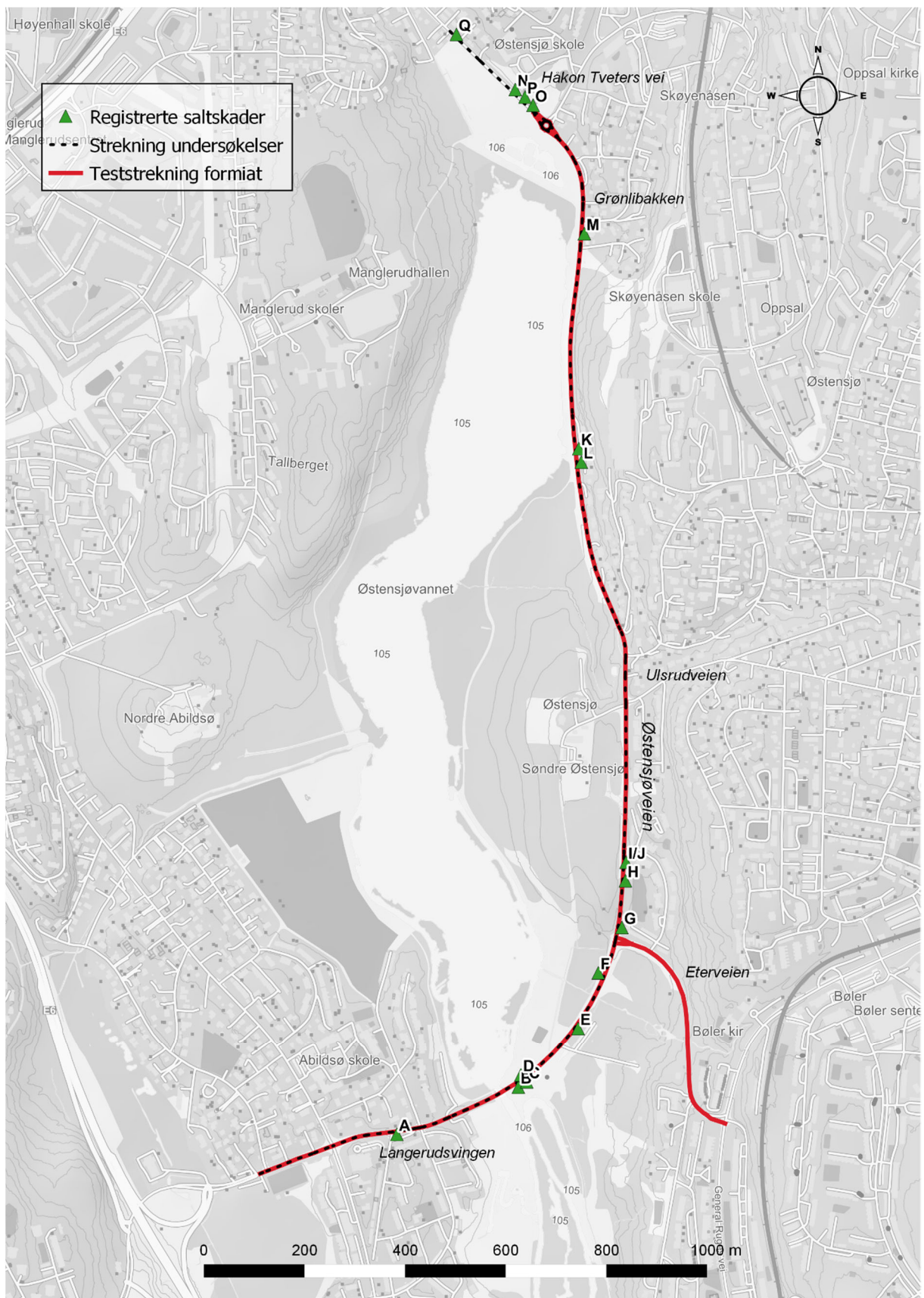
Beskrivelsen av skadebildet samsvarer derfor i stor grad med beskrivelsen for 2018 og gjentas ikke her men er kommentert ved bildene i figur 3.19. I noen tilfeller var skadde greiner fjernet (antagelig av hageeiere) før befaringen, men da dreier det seg nok hovedsakelig om greiner som var skadd året før.

Det er vanskelig å se forskjeller av betydning på skadeomfanget i 2018 og 2019. Skadeomfanget på tujahekkene har ikke blitt større, men hvordan de ville sett ut om de ikke hatt vært skadd tidligere er umulig å si. Symptomene på de løvfellende artene tyder på at den negative påvirkningen av salt er mindre enn i 2018. En rosebusk ved Østensjø skole har noe forverring, men det skyldes antagelig ettervirkninger av fjorårets skader (figur 3.20). På andre nåletrær langs veistrekningen er det så lite nye skader at det ikke er grunnlag for å anta at saltbelastningen har vært større (figur 3.21). Skadebildet kan derfor være ganske misvisende siden det domineres av gamle skader.

Langs andre veistrekninger i distriktet var skadene noe større vinteren 2018/19 enn i de foregående årene (personlig observasjon Per Anker Pedersen). Ut fra det skulle en også forvente noe forverring av

skadene ved Østensjøvannet, men det har ikke skjedd. Det tyder på at skadeeffektene av veisaltingen vinteren 2018/19 har vært mindre enn etter vinteren 2017/2018. Hvor mye mindre er dessverre vanskelig å antyde.

Observasjonen gir ikke grunnlag for å anta at forskjellige deler av den undersøkte strekningen har vært påvirket ulikt av saltingen, sammenlignet med vinteren 2017/18.



Figur 3.18. Registrerte saltskader på vegetasjon langs Østensjøveien etter snøsmelting i 2018 og 2019.



Figur 3.19 (jf. kart i figur 3.18):

- a) Tydelige skader på hassel (*Corylus avellana*) som følge saltsprut. Ved krysset med Langerudbakken, søndre side av veien. Ingen forverring i 2019.
- b) Moderat skade på vier (*Salix* sp.) ved østre enden av brua ved Østensjøvannet, mindre skade i 2019.
- c) Utglisning av nedre del av krona på hengebjørk (*Betula pendula*) pga saltsprut, søndre side av veien øst for brua. På dette åpne stedet var utstrekningen av skadene størst – ca 10 fra hvit stripe. Ingen forverring i 2019.
- d) Tydelig skade på den delen av buskfuru (*Pinus mugo* ssp. *mughus*) som vender mot veibanen. Nordre side av veien på omtrent samme lokalitet som figur c). Noen nye skader observert på noen skudd i øvre del av busken i 2019.
- e) Nokså beskjedne skader på kratt av vier og hengebjørk. Ingen forverring i 2019.
- f) Død og døende bjørk nedstrøms veien. Skadene er ikke forårsaket av veisalt.



g)



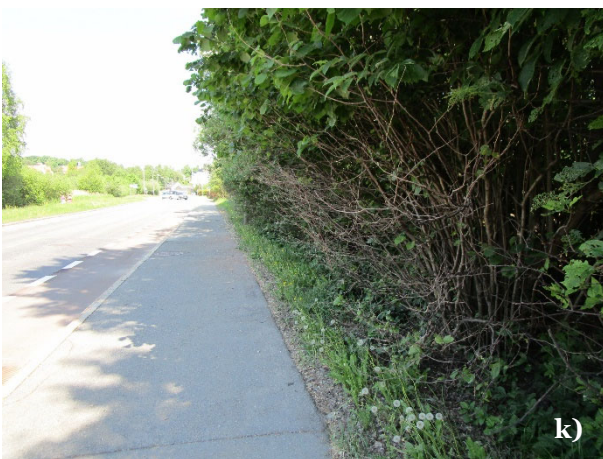
h)



i)



j)



k)



l)

- g) Tydelig skade på gullbusk (*Forsythia x intermedia*) nord for krysset med Eterveien. Mindre skader i 2019.
- h) Gran (*Picea abies*) var sterkere skadd enn tidligere år.
- i) Gråor (*Alnus incana*) var tydelig skadd, ingen nye skader av betydning i 2019.
- j) Gråor var tydelig skadd
- k) Markert men begrenset skade på hassel. Lite skade >2m i 2019
- l) Skade på furu (*Pinus sylvestris*) ved fjellskjæring, østre side av veien. Hengebjørk samme sted var skadd 5 m over bakken, mens alm var nesten uskadd. Ingen forverring i 2019.



- m) Tujahekk (*Thuja occidentalis*) med tydelige skader som er mer omfattende enn tidligere år. Hekken er skadd opp til ca. 2 m over bakken. Ingen forverring i 2019.
- n) Tujahekk utenfor Østensjø skole, som sto ca. 6,5 m fra hvit stripe, hadde små men tydelige skader nederst. Ingen nye skader i 2019. (kontrollstrekning)
- o) Skade på rosebusk (*Rosa* sp.), nye skader i 2019 (kontrollstrekning)
- p) Uskadd hengebjørk (*Betula pendula*) ca. 4 m fra hvit stripe, utenfor Østensjø skole. Ingen skade i 2019 (kontrollstrekning).
- q) Sterkt skadd tujahekk nordvest for Østensjø skole, før krysset med Harry Fetts vei. Ingen forverring i 2019 (kontrollstrekning).





Figur 3.20. Økt skadeomfang på rosebusk i etter vinteren 2018/19 (til høyre) sammenliknet med vinteren 2017/18 (til venstre).



Figur 3.21 Nye skader på noen få skudd i øvre del av furu buskene i 2019 (til høyre) sammenliknet med 2017/18 (venstre) lokalitet D i figur 3.19



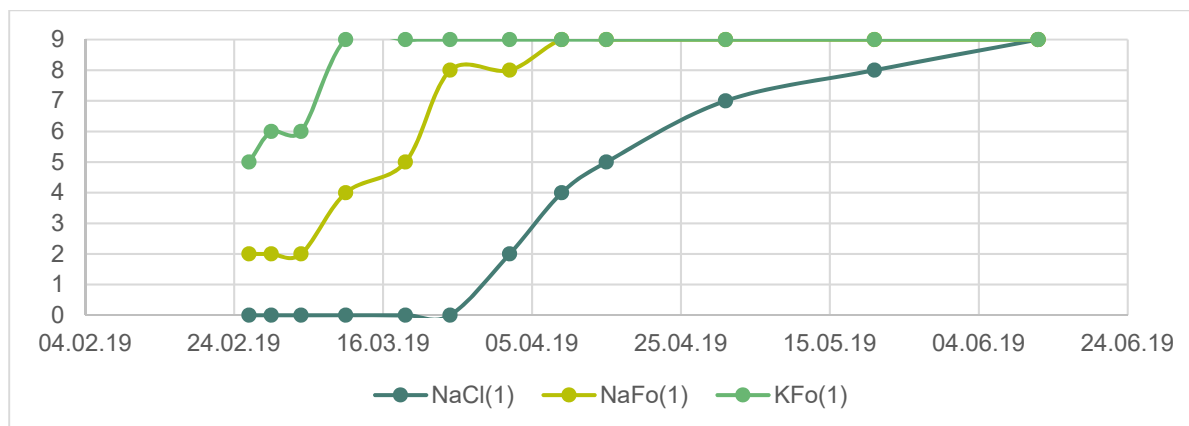
Figur 3.22. Skadd tuja på motsatt side i forhold til lokalitet Q (kontrollstrekning), figur 3.19. Plantene ble ikke dokumentert i 2018.

3.4 Kontrollerte planteforsøk

For å sammenlikne effekt av sprutskader på vegetasjon ble 24 planter med ellers like vekstforhold sprøytet med ulike konsentrasjoner av tre ulike avisningskjemikalier (vanlig vegsalt, natrium- og kaliumformiat). De største skadene på grønne plantedeler på forsøksplantene (Thuja) ble som forventet observert ved den høyeste konsentrasjonen (6520 mmol/l). Tidligst og størst skadeomfang ble observert med belastning med kaliumformiat (Kfo). I disse forsøkene ga vanlig vegsalt (NaCl) litt mindre skade enn de to formiatbaserte kjemikaliene ved lik molkonsentrasjon.

De første skadene på det grønne plantevevet begynte å vise seg etter tredje behandling, altså etter 15 februar. Utvikling av registrert skadeandel (gradert fra 0-9) i perioden fra 26.02 til 12.06 er vist i figur 3.23. Antall gjentak (angitt i parentes i symbolforklaringene) og behandling er vist i figurtekst. Se vedlegg 7.8 for fullstendig oversikt over planteregistreringer og bilder av individuelle planter tatt 28.06. Oversikt over alle plantene vises i Figur 3.24 og et utvalg av enkeltplanter i Figur 3.25 og 3.26.

Som forventet ble de største skadene observert med den aller høyeste konsentrasjonen, men fordi det ikke er noen gjentak for den mest ekstreme konsentrasjonene er det vanskelig å si om forskjellene skyldes reelle forskjeller mellom stoffene. Tidligst og størst skadeomfang ble observert med belastning med Kfo, men dette kan skyldes individuelle forskjeller mellom plantene. Selv om det ikke er veldig stor forskjell på de ulike kjemikaliebelastningene, ser NaCl ut til jevnt over å ligge lavere enn de to formiatkjemikaliene. Som man ser av den siste grafen i figur 3.23 kan også sprøyting med rent vann gi skader. I totalvurderingen må man derfor trekke fra skader som kan skyldes individuelle forskjeller av plantenes kvalitet og at noe skade har naturlige årsaker.





Figur 3.23. Skaderegistrering fra 0-9 på planter sprøytet over tid. De 4 øverste figurene viser resultat for planter sprøytet med NaCl, NaFo og KFo i angitte konsentrasjonsnivåer 1 (høyest konsentrasjon) til 5 (nederst, viser skadeomfang på planter kun sprøytet med rent vann, eller uten behandling, kontroll), se tabell (2.8) .



B

Figur 3.24. Rad med Thuja planter tatt 28.06. Brune planter er skadet av for stor belastning med kjemikalier



NaClmaks



NaFomaks



KFomaks

Figur 3.25. Eksempler på utslag av direkte sprøyting med avisningskjemikalier med maksimal (3 gjentak av disse) kjemikaliebelastning på vinterstid, bilde tatt 28.06.19



Figur 3.26. Eksempler på utslag av direkte sprøyting med den mest ekstreme kjemikaliebelastningen (1 gjentak) på vinterstid, bilde tatt 28.06.19

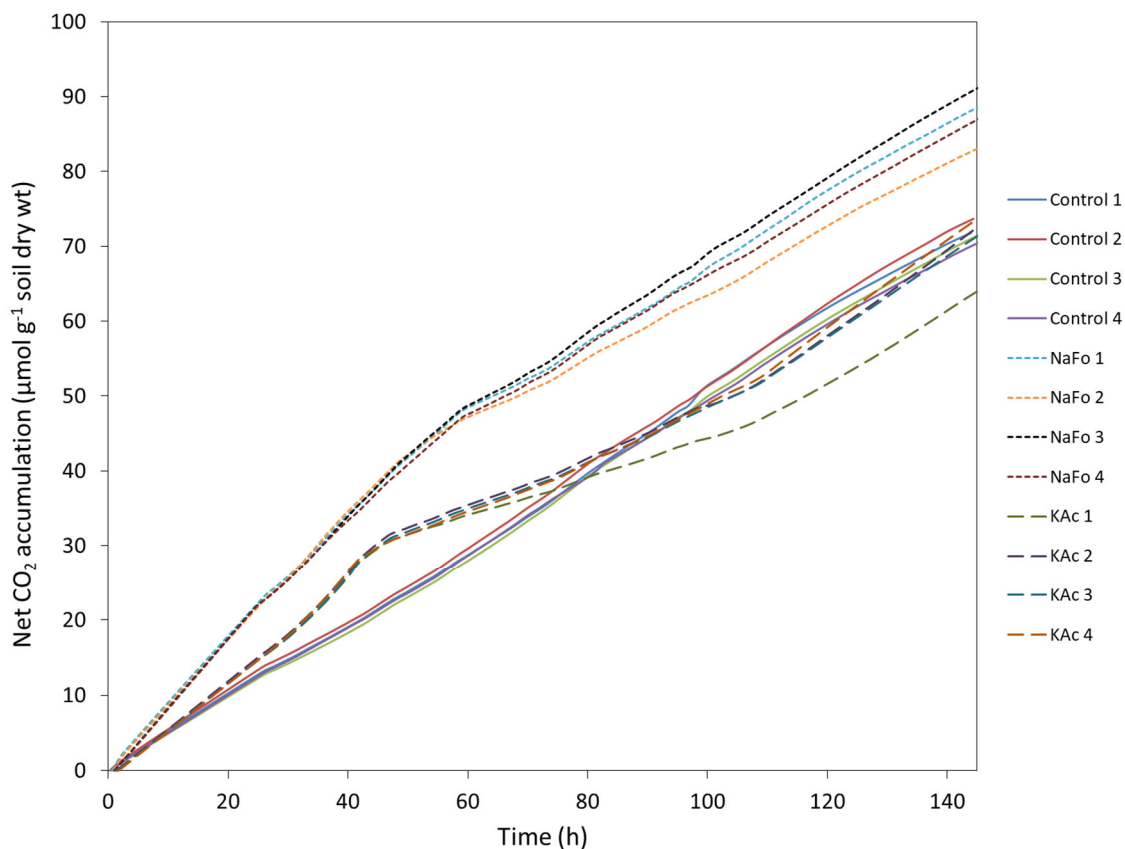
3.5 Nedbrytningsforsøk med formiat og acetat

Det er kjent fra tidligere forsøk med sandjord at både formiat og acetat brytes ned raskt. For å sikre at det samme skjer i leirjord, som er mer typisk i Oslo, ble nedbrytningshastigheten av formiat og acetat i leirjord fra testområdet målt på laboratoriet. Det ble observert en fullstendig nedbrytning av formiat ved 15 °C. Forsøkene viste at nedbrytningen av formiat og acetat er raskere i leirholdig jord enn i sandjord. Dette er i samsvar med en rekke felt- og laboratoriestudier fra OSL, Gardermoen der man har lang erfaring med bruk av disse kjemikaliene til avising av rullebaner.

Som vist i figur 3.27 var akkumulert CO₂ lik for alle gjentak for alle behandlinger, noe som indikerer homogene jordprøver. Forskjellene mellom behandlingene var derimot veldig tydelige, og vil bli beskrevet nærmere nedenfor.

Etter 145 timer var akkumulert CO₂ i de forskjellige behandlingene 71-73 μmol g⁻¹ TS jord i kontrolljord, 65-73 g⁻¹ TS jord i KAc-påvirket jord og 83-92 μmol g⁻¹ TS jord i NaFo -påvirket jord. Man kan også legge merke til at, med unntak av en replika, er responskurvene for kontrolljord og KAc-påvirket jord lik fra 80 timer og utover. Litt lavere akkumulert CO₂ i KAc-påvirket jord skyldes bare en replika og tolkes derfor ikke som at KAc har en hemmende effekt.

På slutten av nedbrytningsforsøket (inkubasjonen), som varte i 145 timer, var O₂ nivået i forsøksflaskene bare litt lavere enn i standarden, dvs. like under 10% O₂, dette betyr at det var tilstrekkelig oksygen for aerob nedbrytning. Dette indikerer også at ca. halvparten av tilgjengelig O₂ i begynnelsen av forsøket (atmosfærisk O₂-konsentrasjon) hadde blitt brukt opp.



Figur 3.27 Netto CO₂-akkumulasjon i μmol per gram tørrvekt i jord i alle behandlinger (NaFo = natriumformiat, KAc = kaliumacetat).

Bakgrunnsrespirasjon ble beregnet ved bruk av jordprøver uten formiat eller acetat (men med samme N og P næringsinnhold slik at forholdene ellers var like). Alle de fire kontrollflaskene viste en lineær CO₂-akkumulering (med høy R²) gjennom hele inkubasjonsperioden (145 timer). Som vist i tabell 3.6 ble 0,50 µmol CO₂ akkumulert per time og pr. gram jord. Dette utgjør 12 µmol CO₂ per dag og per gram TS jord, mye høyere enn i den grove sandjorda som ble studert av Jia et al. 2006, hvor 3,2 nmol CO₂ ble produsert per dag og per gram TS jord. Lavere bakgrunnsrespirasjon i grov sandjord med lavt innhold av organisk materiale sammenlignet med leirholdig jord kommer ikke som noen overraskelse, da en høyere mikrobiell biomasse og aktivitet er forventet i leirjord.

Tabell 3.6. Netto CO₂-akkumulering (i µmol CO₂ g⁻¹ TS jord per time) i kontrollflasker

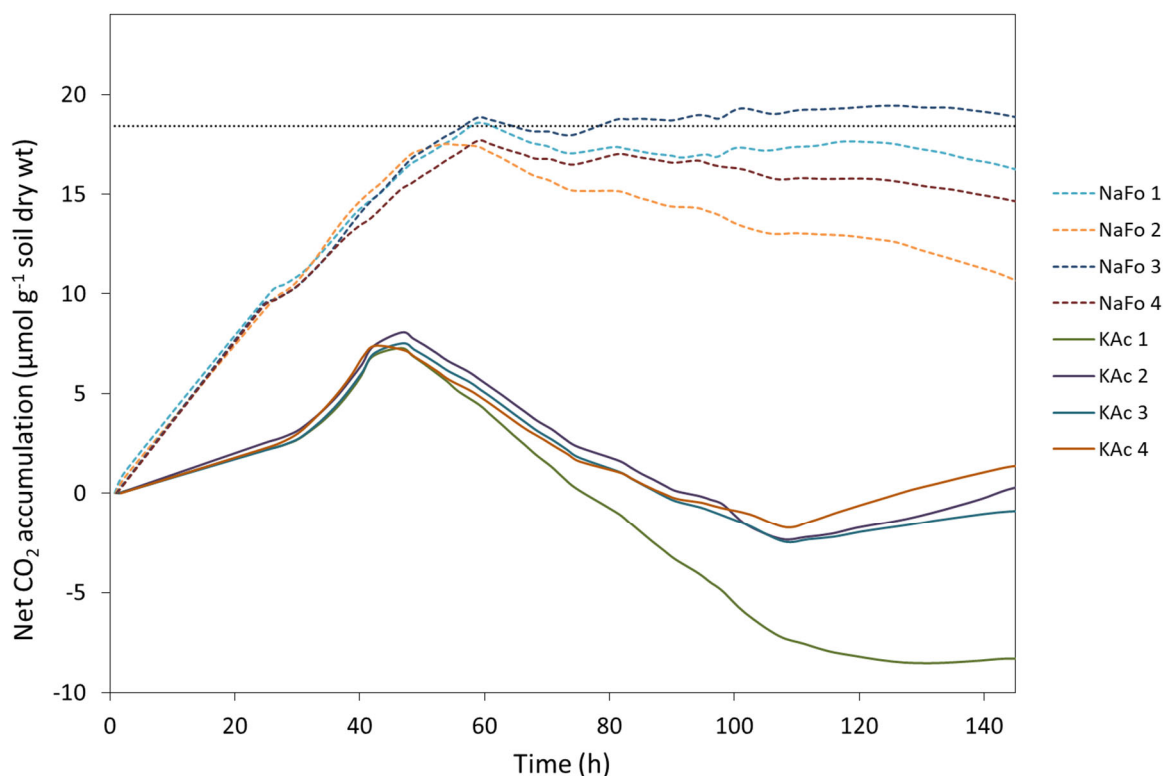
Prøveflaske	Kontroll 1	Kontroll 2	Kontroll 3	Kontroll 4
µmol CO ₂ g ⁻¹ TS jord t ⁻¹	0.50	0.51	0.49	0.49
Lineær regresjon R ²	0.997	0.999	0.997	0.999
Gjennomsnitt	0.50			
SD (n=4)	0.01			

For å sjekke mulige årsaker til forskjeller observert mellom kontroll, NaFo-behandlet jord og KAc-jordsmonn, ble pH målt i alle prøver. Alle prøver ga lignende verdier (tabell 3.7).

Tabell 3.7. pH målt ved slutten av forsøkene i kontrolljord og jord tilsatt kjemikalier

Prøve	Kontroll	NaFo jord	KAc jord
Replikat 1	5.45	5.36	5.32
Replikat 2	5.45	5.33	5.29
Replikat 3	5.40	5.32	5.28
Average	5.43	5.34	5.30
SD (n=4)	0.02	0.02	0.02

Formiat- og acetatnedbrytning er beregnet fra CO₂-utvikling der man antar at mineraliseringen av bakgrunns karbon (bakgrunnsrespirasjon) ikke blir påvirket av tilsetningen av formiat eller acetat (Jia et al., 2006 og 2007). CO₂ produksjonen er vist i figur 3.28. Substratene (acetat eller formiat) ble antatt å være brukt opp når CO₂S (t) nådde sin maksimale verdi, dette skjedde etter 46 ± 2 timer i KAc-jord og 57 ± 3 timer i NaFo-jord. Den maksimale verdien i NaFo-jord, 18,1 ± 0,6 µmol CO₂ g⁻¹ TS jord, dette tilsvarte den opprinnelige mengden tilsatt karbon, C, mens dette ikke var tilfelle i KAc-jord. Dette indikerer at all NaFo-C ble omsatt til CO₂, mens bare 41% av KAc-C ble omsatt til CO₂. De tidligere studiene i grov sandjord viste også at CO₂produksjonen var lavere for KAc enn for NaFo (Jia et al., 2006, 2007).



Figur 3.28. CO₂-utvikling fra jord tilsatt natriumformiat (NaFo) og kaliumacetat (KAc). Bakgrunnsrespirasjon i kontrolljord har blitt trukket fra. Den stiplede linjen indikerer tilsatt substrat-C mengde (= 18,4 $\mu\text{mol C g}^{-1}$ TS jord).

Halveringstiden for formiat fra NaFo ble tatt som tiden da det akkumulerte CO₂ mengden nådde 50% av tilsatt substrat-C. Den målte halveringstiden til formiat i leirjord var 24 ± 1 timer. For KAc var situasjonen annerledes, da bare 41% av KAc-C ble målt som produsert CO₂, noe som utelukker beregning av halveringstiden. Imidlertid indikerer figur 3.23 at 34 timer var påkrevd for å nå 50% av den maksimale akkumulerte CO₂. I grov sandjord var den målte halveringstiden for formiat (fra NaFo) og acetat (fra KAc) henholdsvis 54 ± 14 timer og 73 ± 13 timer (Jia et al. 2007).

4 Diskusjon

Miljøeffekter knyttet til bruk av avisingskjemikalier er sammensatt, og informasjonen man får fra et pilotstudie i felt er på mange måter mer komplisert å tolke enn kontrollerte felt og laboratoriestudier. Effekter på vegetasjon, jordsmonn og fauna i vann vil være påvirket av hvilke konsentrasjoner og tidsperiode eksponeringen skjer over. Med pilotstudier som her, har man mindre kontroll over hvilken eksponering av kjemikalier planter og organismer i vann langs vegen utsettes for, det kan også være andre miljøfaktorer langs vegen som påvirker deres trivsel. Skadeomfang vil uavhengig av hvilket avisningskjemikalie som benyttes ha sammenheng med totalmengden som er benyttet.

I vannforekomstene har det kun blitt påvist formiat i lave konsentrasjoner i enkelte tilløpsbekker etter omlegging til formiatbasert avisningsmiddel. Unntaket er to uttak av vannprøver rett under brua i Østensjøveien. I Østensjøvannet om vinteren har formiat blitt påvist kun i lave konsentrasjoner (≤ 0.5 mg/l), og kun i toppsjiktet. Dette kan tyde på at kaldt vann fra tilløpsbekkene tidvis dreneres til utløpet vinterstid via overflatelaget i innsjøen. Nedbrytning av formiat vil forbruke oksygen, men oksygenprofilen i Østensjøvannet har etter omlegging til formiat vært tilsvarende det som er målt tidligere år. Det vil derimot være betydelig variasjonen i oksygenkonsentrasjonen i innsjøens ulike sjikt mellom år, da dette også er sterkt påvirket av årlig variasjon i klima og produksjon. En bynær vannforekomst har ofte en rekke andre forurensningskilder som også krever oksygen ved nedbrytning, noe som kan maskere for effekten av tilført formiat og nedbrytning av dette. At konsentrasjonen av klorid til tider fremdeles er høy i tilløpsbekkene etter omlegging til formiatbaserte avisningsmidler, skyldes trolig at en rekke veier og tette flater i området fremdeles saltes med natriumklorid.

Ved å legge om til formiat, ønsker man også å redusere belastningen med akkumulering av salter i bunnsjiktet til Østensjøvannet. I innsjøen har det vært en tendens til økning av ioner siden 2010, som trolig skyldes salting av veg (figur 1.8). Miljøeffektene av en oppskalering med omlegging til natriumformiat vil avhenge av driftspraksis, inkludert den totale mengden som benyttes. Dersom vesentlig mer natriumformiat enn natriumklorid kreves for å oppnå samme effekt for avisning av vegene, kan denne tendensen med økt ionekonsentrasjon og tyngre bunnvann fortsette. Formiat brytes ned i jorda, men natrium kan fremdeles fraktes ut til innsjøen, evt. med et annet anion enn formiat. Disse prosessene i nedbørfeltet til Østensjøvannet er ikke undersøkt. Med den mengden natriumformiat som har blitt benyttet i prosjektperioden, ser vi ikke tendenser til høye konsentrasjoner av formiat i tilløpsbekkene.

Sett bort i fra et oksygenforbruk, er det en generell enighet om at formiat er lite toksisk i vann. Ørret har vist å tåle høye doser av organiske avisningsmidler direkte, og konsentrasjonen av formiat må være meget høy før det vil gi en dødelig effekt (jf. Bang & Johnston, 1998), høyere enn det som er observert her. NIBIO har for eksempel registrert kortvarige høye konsentrasjoner av formiat i den sjørrettførende Rovebekken, som ligger i tilknytning til Torp Sandefjord lufthavn, uten at dette har gitt akutte effekter på sjørretbestand eller vannlevende organismer. Disse erfaringene underbygger at formiat trolig har lav toksisitet for vannlevende organismer (Roseth m.fl., 2016, Roseth m.fl., 2017, Skrutvold m.fl., 2018). Høy konsentrasjon av formiat vil i Østensjøvannet med tilløpsbekker trolig kun opptre i perioder med kort varighet og vil dermed ha et begrenset skadepotensiale.

Prøvetaking viser at det er en akkumulering av vegsalt i jord i nærheten av veg, spesielt under brua i sørenden av Østensjøvannet. Her er det også påvist høye konsentrasjoner av typiske vegforurensninger som sink og kobber. Feltundersøkelsene våre tyder på at formiat som infiltrerer i jorda langs teststrekningen brytes fullstendig ned innen få uker. Laboratorieforsøkene bekrefter en rask nedbrytning i samsvar med flere undersøkelser (Hellstén et.al. 2005, 2005b; Jia et al., 2006, 2007, Ingerslev m.fl. 2014). Nedbrytningen av formiat var raskere enn av acetat og sammenlignet med tidligere forsøk raskere i leirjord enn i sandjord. Resultater fra feltforsøk fra Oslo lufthavn viser at acetat brytes ned i sandjord i løpet av ca. 34 dager ved 0-10 °C (French m.fl. 2001;2002), og vi

forventer raskere nedbryting av formiat i testområdet. Dette sammen med resultat av de supplerende nedbrytningsforsøkene på formiat, gjør oss sikre på at formiat brytes ned raskt dersom det infiltrerer i jorda ved Østensjøvannet. Dette er gunstig for resipient da totalbelastningen av avisningsmidler i resipient blir mindre.

Vegetasjonsskadene var ikke svært omfattende langs Østensjøveien noen av vintrene selv om skadene vinteren 2017/2018 syntes å være noe mer omfattende enn det som generelt ble observert i sør-øst Norge tidligere år (personlig observasjon P.A. Pedersen). Trolig skyldes det de nokså lange og tørre kuldeperiodene i løpet av denne vinteren som kan ha bidratt til saltsprut med høy konsentrasjon og minimal avvasking av avleiret salt på vegetasjonen.

Skader ble bare observert på busker og trær og det ble ikke observert skader forårsaket av saltopptak fra jorda på noen planteslag. Skader som følge av saltopptak fra jord kan imidlertid ha blitt synlige senere i sesongen, særlig på grunn av tørken sommeren 2018 som kan ha forsterket effekten.

På grunn av de varierende forholdene langs teststrekningen er det ikke mulig å fastslå hvilket avisningsmiddel som har stått for hoveddelen av skadeomfanget på vegetasjonen. For eksempel var en hengebjørk som vokste nær veien uskadd, mens det ble funnet tydelige skader på annen vegetasjon i samme område. Omfanget av skadene varierte noe med planteart og sted. Variasjonen langs strekningen vil også være påvirket av variasjoner i hastighet på kjøretøy og antall kjøretøy, som vil være avgjørende for dannelsen og oppvirvlingen av saltholdige vanndråper fra veibanen. Videre vil forskjeller i terreng og vegetasjon påvirke lokale vindforhold og dermed spredningen av vanndråpene. Erfaringsmessig kan slike variasjoner være store, og i åpent terreng vil skader oppstå i større avstand fra veien enn der det er hindringer. Hindringer kan også føre til at skader oppstår i større høyde over bakken. Pedersen (2007, 2010) beskriver slik variasjon nærmere. Som med vanlig vegsalt (NaCl), vil natrium fra NaFo fortsatt erstatte viktige plantenæringsemner i jorda og være uheldig for lokal plantevekst. Med hensyn på plantenes rotopptak vil kaliumformiat være et bedre alternativ.

Når det gjelder sprutskader, er trolig konsentrasjonene viktigere for skadeomfanget enn hvilket kjemikalie som benyttes. I det kontrollerte planteforsøket var det heller en tendens til at vanlig vegsalt hadde minst skadeeffekt ved samme molkonsentrasjon. Hovedkonklusjonen fra et sammenlikningsstudie med vanlig veisalt (NaCl) og kaliumformiat (KFo) i København (Ingerslev m.fl. 2014) var at lindetrær i jord påvirket av kaliumformiat vokste raskere og hadde en bedre 'sundhed' enn lindetrær i jord påvirket av vanlig vegsalt. Forfatterne understreker at det er flere faktorer enn avisningskjemikalie som kan ha påvirket de nyplantede trærnes trivsel og vekst på de to lokalitetene som for eksempel ulikt jordsmonn, påvirkning av innstråling og vind. Noe som ikke diskuteres i rapporten er at molbelastningen på de to lokalitetene gjennom de 3 årene forsøkene varte er ulik; det er brukt 1,3 ganger mer NaCl enn kaliumformiat (Tabell 9 i Ingerslev m.fl. 2014). Sammenlikner vi målte konsentrasjoner av avisningskjemikalier i jord fra Østensjøvannet (lokalitet C og D) med det som er observert på forsøkslokalitetene i København (Tab. 4 i Ingerslev m.fl. 2014), har langvarig salting gitt et større avtrykk på jordkjemien enn i København. For natrium er det mer enn 100 ganger høyere konsentrasjon i jord langs Østensjøveien (190-480 mg/kg TS) enn i jord i testområdet i København (36-48 mg/kg TS lokaliteten påvirket av NaCl, og 16-26 mg/kg TS ved påvirkning av KFo). Etter overgangen til formiat var kloridverdiene i samme størrelsesorden i jord langs Østensjøveien (2.5-3.1 mg/kgTS) som i København (0.13-8,6 mg/kgTS). Vi mener derfor at man ikke kan generalisere resultatene fra denne undersøkelsen til forhold i Oslo.

Vi har ikke gjort forsøk som omfatter korrosjonsskader fra avisningsmidler, men med hensyn til korrosjon er formiat regnet som et betydelig bedre alternativ enn natriumklorid (Palmer 1987), og er årsaken til at det benyttes på mange flyplasser.

5 Konklusjon

Våre feltforsøk kan tyde på at natriumformiat kan være et godt alternativ til natriumklorid, men dette er ikke entydig. Hvorvidt formiater bør foretrekkes foran vanlig vegsalt avhenger av hvilket miljøhensyn som har fokus.

Formiat er ifølge litteraturen lite toksisk for terrestriske og akvatiske organismer. Planteforsøket viste at det var liten forskjell mellom natriumformiat og natriumklorid når det gjaldt sprutskader på vegetasjon.

Selv om det ikke ble registrert forverring av oksygenforhold i Østensjøvannet eller sidebekkene, er det fortsatt usikkerhet knyttet til hvordan tilførsel av formiat vil påvirke ferskvannsresipienter over tid med tanke på oksygenforbruk i nedbrytningsprosesser og saltbelastning da vårt forsøk foregikk over kun to år.

I sum fremstår formiatbaserte avisningsmidler som et godt alternativ til natriumklorid, men bør fortrinnsvis brukes på veger hvor det er tilstrekkelig med tilstøtende areal til at formiatet kan brytes ned i jord, f.eks. der det er gressdekte arealer langs vegen. Det bør særlig unngås at nedbryting av formiat fører til økt oksygenforbruk i allerede organisk belastede bynære vannforekomster.

- Analyseresultater viser at det kun er korte perioder med høye konsentrasjoner av avisningsmidler i tilløpsbekkene, både natriumklorid og natriumformiat. Høye konsentrasjoner av natriumklorid på forsøksstrekninger for formiat, antas å komme fra annen salting i nedbørfeltet. Sammenlignet med tidligere år var det ikke en forverring av oksygenkonsentrasjonen i Østensjøvannet etter overgang til formiat på teststrekningen.
- Dersom vesentlig mer natriumformiat må benyttes i forhold til natriumklorid for å oppnå samme effekt for avisning av vegene, kan det hende at dette ikke er noe gunstigere alternativ for å unngå salttilførsler og akkumulering av tyngre bunnvann i innsjøers bunnsjikt.
- Bunndyrprøvene tatt sesongen 2018/2019 viste en tendens til forbedring av tilstand nedstrøms i Bølerbekken, men liten endring oppstrøms. Det er usikkert om denne endringen er tilfeldig eller om det kan skyldes overgang til formiat.
- Nedbrytningsforsøket viste at formiat er fullstendig nedbrytbart i leirjord langs Østensjøveien. Det antas derfor at det kun er formiat fra overflateavrenning som går direkte ut i bekkene og videre til innsjøen.
- Saltskadene på vegetasjonen langs Østensjøveien var hovedsakelig forårsaket av saltsprut, men var ikke svært omfattende. Det ble ikke observert skader forårsaket av saltopptak fra jorda på noen planteslag. Det var ingen markant forskjell i skadeomfanget på vegetasjonen på test- og kontrollstrekningene langs Østensjøveien. Det var heller ingen vesentlig forskjell mellom vintersesongene 2017/2018 og 2018/2019.
- Det er mye annet enn avisningsmiddel som kan påvirke planter, noe som var bakgrunnen for at det ble gjennomført kontrollerte planteforsøk i pilotstudien. Forsøket viste at det er liten forskjell mellom de ulike avisningsmidlene med hensyn til sprutskader på vegetasjon ved lik belastning. Med tanke på sprutskader på vintergrønne planter er det viktigst å bruke minst mulig avisningskjemikalier. Dersom det må brukes mer natriumformiat enn natriumklorid for å drifte vegen, viser våre resultater at natriumklorid er å foretrekke når det gjelder direkte eksponering (sprutskader). Forskjellene er imidlertid små.
- Med hensyn til korrosjon er formiat regnet som et betydelig bedre alternativ og er årsaken til at det benyttes på mange flyplasser. Vi har ikke gjort noen forsøk som omhandler dette.

- En oppskalering av forsøket til andre lokaliteter i Oslo bør gjøres med varsomhet. Det bør særlig unngås at nedbryting av formiat fører til økt oksygenforbruk i allerede organisk belastede bynære vannforekomster. Med de moderate mengdene som er brukt langs Østensjøvannet finner vi imidlertid ingen forskjeller i oksygenkonsentrasjon i forhold til tidligere år.

6 Litteratur

- Amrhein, C., Strong, J. E. & Mosher, P. A. 1992. Effect of deicing salts on metal and organic matter mobilization in roadside soils. *Environmental Science & Technology*, 26, 703-709.
- Bäckström, M., Karlsson, S., Bäckman, L., Folkesson, L. & Lind, B. 2004. Mobilisation of heavy metals by deicing salts in a roadside environment. *Water Research*, 38, 720-732.
- French, H.K., Van der Zee, S.E.A.T.M. and Leijnse, A. (2001). Transport and degradation of propyleneglycol and potassium acetate in the unsaturated zone. *Journal of Contaminant Hydrology*, 49, 23-48.
- French, H.K., Bakken L. and van der Zee, S.E.A.T.M. (2002). Natural attenuation of airport pollutants in the unsaturated zone - studies at Gardermoen, Norway. *In: Howard, K.W.F. and Israfilov, R.I. (Eds.), Current problems of hydro-geology in urban areas, urban agglomerates and industrial centres. Nato Advanced Research Workshop/ 29.05 – 01.06, 2001/Baku, Azerbaijan, Nato Science Series, IV. Earth and Environmental Sciences, IV/Vol.8/2002, Kluwer Academic Publishers Dordrecht, The Netherlands, ISBN 1-4020-0601-2, p 437-456*
- French H.K, Skrutvold J., Pedersen P.A., Haaland S. og Roseth R. (2018). Miljøvennlig drift av sykkelveinettet i Oslo. Miljøeffekter av formiatbaserte avsningsmidler – Resultater fra vannkjemiske og biologiske undersøkelser vinteren 2018. NIBIO Report 4:143.
- Hellstén, P.P., Salminen, J.M., Jørgensen, K.S. and Nystén, T.H., 2005b. Use of potassium formate in road winter deicing can reduce groundwater deterioration. *Environmental science & technology*, 39 (13), s. 5095-5100.
- Ingerslev, M., Skov, S., Bjergager, P. & Pedersen, L.B., 2014. Alternativ glatførebehandling i København: virkning på beplantninger og jord.
- Jia Y, Bakken LR, Breedveld GD, Aagaard P, Frostegård Å (2006). Organic compounds that reach subsoil may threaten groundwater quality; effect of benzotriazole on degradation kinetics and microbial community composition. *Soil Biology and Biochemistry* 38:2543-2556.
- Jia Y, Molstad L, Frostegård Å, Aagaard P, Breedveld GD, Bakken LR (2007). Kinetics of microbial growth and degradation of organic substrates in subsoil as affected by an inhibitor, benzotriazole: Model based analyses of experimental results *Soil Biology and Biochemistry* 39:1597-1608.
- Molstad L, Dörsch P, Bakken LR (2007). Robotized incubation system for monitoring gases (O₂, NO, N₂O, N₂) in denitrifying cultures. *Journal of Microbial Methods* 71(3):202-211.
- Pedersen, P. A. 2007. Skader på trær og busker forårsaket av saltsprut – registreringer i Østlandsområdet våren 2003 og 2006. UMB- rapport 01/2007.
- Pedersen, P. A. 2010. Saltsprutskader på vegetasjon langs veger i Østlandsområdet 2010. Rapport. Nr. 2614. Vegdirektoratet. Trafikksikkerhet, miljø- og teknologiavdelingen. SaltSmart. 42 s.
- QGIS Development Team (2019). QGIS Geographic Information System. Open Source Geospatial Foundation Project. <http://qgis.osgeo.org>
- Ramakrishna, D. M. & Viraraghavan, T. 2005. Environmental impact of chemical deicers—a review. *Water, Air, and Soil Pollution*, 166, 49-63.
- Rasa, K., Peltovuori, T. & Hartikainen, H. 2006. Effects of de-icing chemicals sodium chloride and potassium formate on cadmium solubility in a coarse mineral soil. *Science of the total environment*, 366, 819-825.

Saunes, H., Jørgensen, N.E., Værøy, N., Koienerczny, R.M. og Åsebøl, S.O. 2019. Sluttrapport – Undersøkelse veinære innsjøer 2015-2018. Vannkvalitet og statistiske analyser av data for 2005-2018. Statens vegvesens rapporter nr. 217. Statens Vegvesen.

Skrutvold, J., Pedersen, P.A., Roseth, R., Haaland, S. og French, H.K.. Vegsalt og formiatbaserte avisningsmidler – Effekter i jord, vann og på vegetasjon. NIBIO-rapport 4 (144) 2018.

Statens vegvesen. 2019. Hentet fra Amundsen B.O. 04.10.2019: <https://www.veier24.no/artikler/84-000-tonn-mindre-salt-pa-veiene-forrige-vinter/475696>

7 Vedlegg

7.1. Analyseresultater snøprøver

Tabell: Ledningsevne, snødybde og vekt av snøprøver tatt langs Bølerbekken i ulik avstand til Østensjøveien 12.03.18

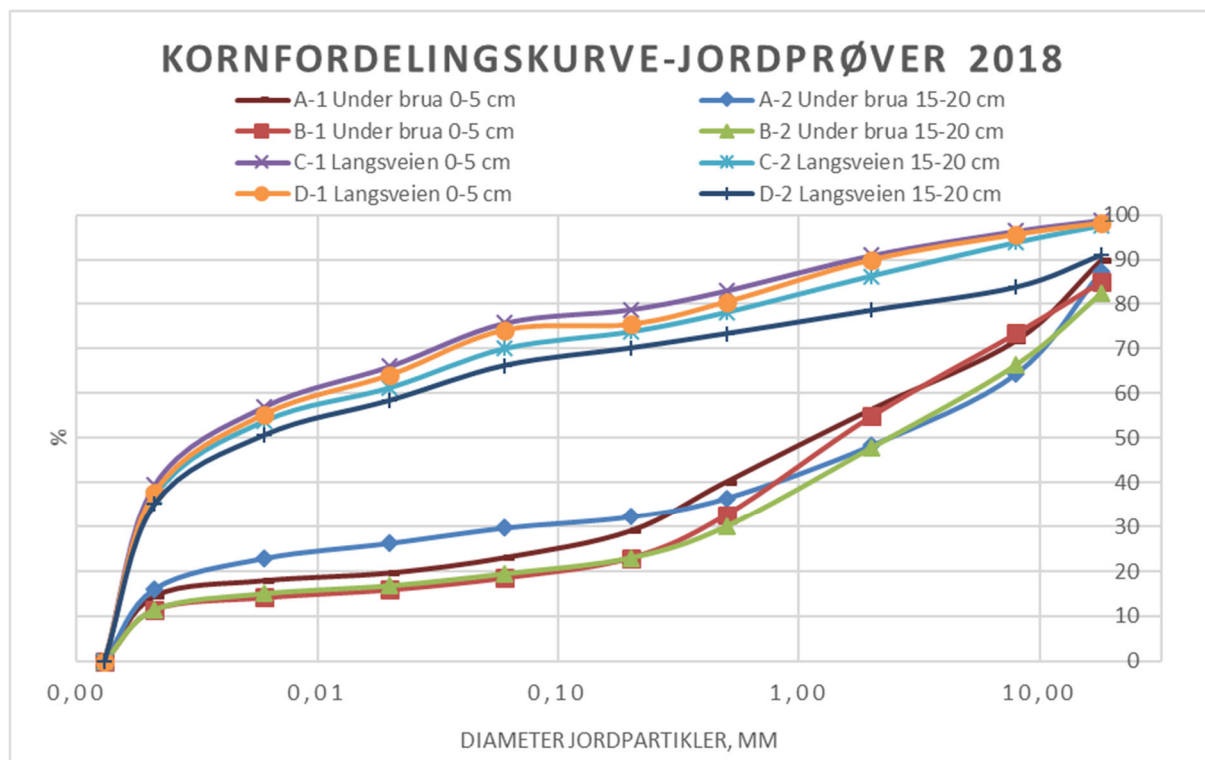
	Målt på NIBIO-lab				Analyser Eurofins							
	Prøvepunkt	Avstand	Vekt	Høyde	Ledningsevne (µS/cm)	Formiat (mg/l)	KOF (mg/l)	Klorid (mg/l)	Konduktivitet (mS/m)	Natrium (mg/l)	pH	TOC (mg/l)
12.03.2018	BØL-O N1	3,50	2118	70	350,0	35,00	590	89	36,3	84	7,5	110
	BØL-O N2	4,50	1525	68	1027,0							
	BØL-O N3	5,50	1237	70	737,0							
	BØL-O S1	4,50	1451	45	2640,0	581,00	530	530	256	690	5,8	180
	BØL-O S2	6,50	993	50	590,0							
	BØL-O S3	5,50	1345	88	1026,0							
	BØL-N N1 (topp)	4,50	2672	45	1455,0	289	540	540	221	560	7,3	140
	BØL-N N1 (bunn)	4,50	490	45	2200,0	119	690	380	145	340	7,5	120
	BØL-N N2	6,00	1200	72	338,0							
	BØL-N N3	7,00	1281	64	441,0							
	BØL-N N4	>10	1085	54	17,3							
	BØL-N S1 (topp)	3,50	2431	100	1058,0	202	570	700	250	570	7,4	120
	BØL-N S1 (bunn)	3,50	795	100	2310,0	56,2	280	360	122	280	7,2	56
	BØL-N S2	5,00	1321	68	519,0							
BØL-N S3	6,00	1345	63	197,0								
BØL-N S4	>10	>10	1085	54,0								
28.02.2019	BØL-O N1	3,5	1583	62	134,3	6,81	790	10,4	12,2	18	7,7	160
	BØL-O N2	4,0	1262	65	22,8	0,84	360	2,54	3,12	3,9	7,1	71
	BØL-O N3	5,0	548	79	59,8	<0,5	71	7,77	6,88	8,2	7	6
	BØL-O S1	3,4	1021	77	79,5	<0,5	610	7,66	6,18	10	7,6	140
	BØL-O S2	4,0	1144	76	50,7	5,83	650	7,83	9,84	16	7,8	34
	BØL-O S3	5,0	1885	55	31,7	<0,5	320	1,22	2	1,7	7,2	67

BØL-N N1	5,2	1582	51	96,9	1,36	450	10,7	7,23	11	7,3	85
BØL-N N2	5,0	596	82	37,6	3,2	650	4,73	4,64	6,4	7,2	130
BØL-N N3	6,0	381	90	27,6	<0,5	410	3,86	2,95	4,3	6,7	95
BØL-N N4	10,0	538	85	12,1	<0,5	<30	1,37	1,4	1,2	6,4	2,6
BØL-N S1	3,3	760	75	37,4	1,48	1200	3,85	4,93	5,4	7,6	190
BØL-N S2	4,0	1175	76	21,3	0,72	330	2,88	2,79	3,4	7	61
BØL-N S3	5,0	805	79	29,7	<0,5	650	2,73	3,99	7,8	7,1	130
BØL-N S4	10,0	605	81	25,3	1,87	<30	3,66	2,7	3,6	6,7	1,8

Tabell: Analyseresultater for smeltevann fra snøprøver tatt langs Bølerbekken inntil 4,5 m fra Østensjøveien 12.03.2018.

Analyse	Enhet	BØL-N-N1-BUNN	BØL-N-N1-TOPP	BØL-N-S1-BUNN	BØL-N-S1-TOPP	BØL-O-N1	BØL-O-S1
Formiat	mg/l	119	289	56,2	202	35,00	581,00
Natrium, filtrert	mg/l	340	560	280	640	84,00	690,00
Natrium, oppsluttet	mg/l	320	500	280	570	83,00	630,00
Klorid (Cl) - MM509	mg/l	380	540	360	700	89,00	530,00
Alkalinitet	mmol/l	0,34	0,53	0,23	0,5	0,29	0,96
Fargetall	mg Pt/l	<2	4	<2	3	2,00	5,00
Kjemisk oksygenforbruk	mg/l	690	560	280	570	590,00	530,00
Konduktivitet ved 25°C	mS/m	145	221	122	250	36,30	256,00
Ammonium	µg/l	130	200	150	210	83,00	270,00
Nitrat + Nitritt	µg/l	260	500	280	490	100,00	500,00
Total Nitrogen	µg/l	540	790	400	770	480,00	910,00
pH		7,5	7,3	7,2	7,4	7,50	8,00
Sulfat	mg/l	3,83	7,31	2,95	9,41	0,83	5,80
Suspendert stoff	mg/l	1700	1000	440	980	1600,00	620,00
Total Fosfor	µg/l	1000	870	440	900	1300,00	620,00
Total organisk karbon	mg/l	120	140	56	120	110,00	180,00
Turbiditet	FNU	820	590	370	680	730,00	560,00

7.2. Analyseresultater og kornfordeling jordprøver



Figur: Kornfordelingskurve for jordprøver tatt under brua (ØST-BRU) og langs Østensjøveien 2018.

Tabell: Kationebyttekapasitet i jordprøver tatt ved ulike dyp 28.05.2018

Parameter	Enhet		25A	25A	30B	30B
			3-5 cm	13-20 cm	3-5 cm	18-20 cm
Tørrstoff	%		89,3	85,6	84,7	94,1
pH			5,9	5,9	6,1	7,2
Kalsium	Cmol+/kg	Exchangeble effective	16,3	15,3	16,4	12,5
Magnesium	Cmol+/kg	Exchangeble effective	1,1	0,8	1,1	0,5
Kalium	Cmol+/kg	Exchangeble effective	0,6	0,3	0,3	0,3
Natrium	Cmol+/kg	Exchangeble effective	0,7	0,3	0,5	0,1
Replacement acidity	Cmol+/kg		0,86	<0,10	0,68	<0,10
Kalsium	Cmol+/kg		15,7	14,6	16,4	12
Magnesium	Cmol+/kg		1,1	0,8	1,1	0,6
Kalium	Cmol+/kg		0,7	0,3	0,3	0,3
Natrium	Cmol+/kg		0,9	0,3	0,3	0,1
CEC potensial	Cmol+/kg		32,4	28,6	30	15,5
CEC effektiv	Cmol+/kg		23,1	21,5	22,9	15,4
Sum kationer	Cmol+/kg		18,4	16,0	18,1	13
Sum kationer	Cmol+/kg	Effektiv	18,7	16,7	18,3	13,4

Tabell: Analyseresultater fra jordprøver tatt våren 2018

Parameter	Enhet	1B	2B	3C	4	A	A	B	B	25A	25A	30B	30B
		0-10 cm	15-20 cm	0-5 cm		3-5 cm	15-18 cm	3-5 cm	15-18 cm	3-5 cm	13-20 cm	3-5 cm	18-20 cm
		06.02	06.02	06.02	06.02	15.05	15.05	15.05	15.05	28.05	28.05	28.05	28.05
Aluminium (Al)	mg/kg	6600	7500	6100	7300	8200	11000	4600	7100	19000	16000	18000	17000
Arsen (As)	mg/kg	2,6	3,5	1,9	3,5	1,9	4,0	1,6	1,6	3,6	5,0	4,5	5,8
Barium (Ba)	mg/kg	43	61	43	63	39	38	32	37	160	140	150	140
Bly (Pb)	mg/kg	86	820	16	35	200	65	12	48	66	47	82	31
Formiat	mg/kg	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5
Jern (Fe)	mg/kg	17000	21000	15000	20000	22000	25000	12000	15000	23000	21000	23000	28000
Kadmium (Cd)	mg/kg	< 0,20	1,4	< 0,20	< 0,20	0,65	< 0,20	< 0,20	< 0,20	0,29	0,30	0,39	< 0,20
Kalium (K)	mg/kg	1500	1300	1200	1300	1300	1100	850	970	3300	2600	2900	2700
Kalsium (Ca)	mg/kg	14000	7700	12000	12000	5000	18000	13000	9300	6700	5300	7600	5600
Klorid (Cl)	mg/kg	1750	1920	3580	3290	115	106	93	45.1	2.49	2.48	2.51	3.1
Kobber (Cu)	mg/kg	68	550	63	43	2300	64	28	42	29	31	110	29
Kobolt (Co)	mg/kg	7,9	13	7,2	9,9	15	15	5,5	9,9	12	10	14	15
Krom (Cr)	mg/kg	15	21	20	24	21	26	11	17	25	24	28	41
Kvikksølv (Hg)	mg/kg	0,016	0,064	0,005	0,013	0,117	0,017	0,003	0,007	0,049	0,058	0,050	0,031
Magnesium (Mg)	mg/kg	5700	7000	6200	7600	6900	8400	4200	5600	6500	5300	7300	8700
Mangan (Mn)	mg/kg	240	240	250	390	260	300	190	370	480	400	500	540
Molybden (Mo)	mg/kg	< 2,0	< 2,0	< 2,0	< 2,0	< 2,0	< 2,0	< 2,0	< 2,0	< 2,0	2,3	< 2,0	< 2,0
Natrium (Na)	mg/kg	2200	1800	3600	3200	860	620	650	590	480	230	390	190
Nikkel (Ni)	mg/kg	20	36	28	45	30	48	18	28	26	26	32	58
Sink (Zn)	mg/kg	250	360	230	260	370	160	180	150	110	100	230	90
Tørrstoff	%	100	100	98.1	99.4	86.5	87.3	88.4	91.7	86.6	87.4	85.8	91.3

7.3. Analyseresultater vannprøver

Tabell: Salter/avisningsmidler i vannprøver vintersesongen 2018/2019.

Lokasjon	Dato	Formiat (mg/l)	Klorid (mg/l)	Natrium (mg/l)	Kalium (mg/l)	Ledningsevne (mS/m)	KOFCr (mg/l)
BØL-N	23.01.2018	<0,5	50	27	1,3	28,8	0
BØL-O	23.01.2018	0	26	15	1,3	21,3	0
SME-N	23.01.2018	0	99	51	1,3	47,1	0
SME-S	23.01.2018	0	260	140	3,4	107	0
SME-U	23.01.2018	0	99	50	1,4	44,6	0
ULS	23.01.2018	0	15	7	0,88	15,3	38
BØL-N	31.01.2018	0	500	310	2,5	156	0
BØL-O	31.01.2018	0	530	350	2,2	161	0
SLU	31.01.2018	0	62	37	2,5	32,4	0
SME-U	31.01.2018	0	840	610	4,3	255	54
ULS	31.01.2018	0	95	59	1,8	38,7	39
ØST-BRU	31.01.2018	0	1700	1300	3,6	496	210
ØST-BRU	18.02.2018	0	15000	15000	37	>4000	2000
BØL-N	12.03.2018	20,00	190	140	1,9	77,8	<30
BØL-O	12.03.2018	7,08	810	610	2,9	270	30
SME-U	12.03.2018	5,50	1100	900	4,3	380	120
ULS	12.03.2018	3,47	120	78	0,99	46	0
ØST-BRU	12.03.2018	2510	1600	3100	21	1120	1400
ØST-BRU	26.03.2018	3110	4000	5800	0,68	2170	1100
BØL-N	12.04.2018	0	78	36	2	38,7	71
BØL-O	12.04.2018	0	63	29	1,7	31,2	65
SLU	12.04.2018	0,76	130	70	2,9	58,3	59
SME-U	12.04.2018	3,28	140	75	3,1	63,8	68
ULS	12.04.2018	0	45	21	2,2	29,5	81
BØL-N	15.05.2018	0	50,7	24	1,6	31,8	35
BØL-O	15.05.2018	0	48,4	23	1,6	31,7	0
SLU	15.05.2018	0	139	70	2,2	57,9	36
SME-U	15.05.2018	0	74,5	39	1,6	40,2	31
ULS	15.05.2018	0	59,6	29	3	46	36
BØL-N	27.11.2018	0	21,8	11	1,6	22	0
SME-U	27.11.2018	0	75,1	41	3,2	50,1	0
BOG	27.11.2018	0	52,7	33	3,6	44	0
ULS	27.11.2018	0	46	27	3,9	44,7	0
ULS	19.12.2018	0	76,4	45	3,8	52,5	0
SME-U	19.12.2018	0	768	470	5,3	264	30
ØST-BRU	19.12.2018	15300	10500	12000	24	3850	5200
BØL-N	19.12.2018	0	359	200	2,2	126	0
BØL-O	19.12.2018	0	669	390	3,1	228	0
SLU	08.01.2019	0	48	33		34,2	0
SME-U	08.01.2019	3,27	3490	2000		920	84
ØST-BRU	08.01.2019	9410	5110	7700		2610	3500
BØL-N	08.01.2019	5,66	468	320		167	0
BØL-O	08.01.2019	2,01	542	370		190	0
ULS	22.01.2019	0	78,7	52	3,5	53,3	0
BØL-O	22.01.2019	0	80,5	44	3	46,2	0
BØL-N	22.01.2019	0	42,3	23	1,7	27,1	0
SME-U	22.01.2019	0	273	140	4,3	102	31

Øst-Topp	30.01.2019	0	56,2	36		38,9	0
BØL-O	07.02.2019	0	172	110	1,3	67,3	0
BØL-N	07.02.2019	0	170	98	1,5	67,3	0
ULS	07.02.2019	0	113	69	2,8	64,1	0
SME-U	07.02.2019	0	1340	730	4,4	425	32
ØST-TOPP	07.02.2019	0	58,7	36		38,6	31
ØST-BUNN	07.02.2019	0	208	120		89,5	130
ØST-TOPP	26.02.2019	0,52	163	89	2,3	65,4	0
ØST-BUNN	26.02.2019	0	399	240	2,8	142	0
SLU	28.02.2019	0	44,3	22	1,5	40,7	0
SME-U	28.02.2019	0	435	190	4,5	156	39
BØL-O	28.02.2019	0	107	48	1,7	47,3	0
BØL-N	28.02.2019	0	117	49	1,6	49,2	0
ULS	28.02.2019	0	136	57	3,9	67	0
BØL-O	21.03.2019	0	98,1	51	1,8	46,6	0
BØL-N	21.03.2019	0,71	99,5	52	2	48,7	0
SME-U	21.03.2019	0	323	160	5	130	38
SLU	21.03.2019	0,57	119	58	2,5	55,3	0
ULS	21.03.2019	0	68,7	34	2,9	39,2	0
BØL-O	03.04.2019	0	52,3	30	1,7	32,6	0
BØL-N	03.04.2019	0	53,8	27	1,6	33	0
SME-U	03.04.2019	0	224	100	3,8	98,5	0
SLU	03.04.2019	0	64	39	1,7	34,1	0
ULS	03.04.2019	0	74,8	38	3,8	53,4	0

Tabell: Fysisk-kjemiske parametere og næringsstoffer i vannprøver tatt vintersesongen 2018/2019.

	pH	TOC (mg/l)	NH ₄ -N (µg/l)	NO ₃ -N (µg/l)	Tot-N (mg/l)	Tot-P (mg/l)	SO ₄ (mg/l)	Turbid. (FNU)	SS (mg/l)
BOG									
27.11.2018	7,20	5,90	270,00	1300	2,00	0,12	31,60	11,00	9,20
BØL-N									
27.11.2018	7,90	4,30	39,00	780	1,10	0,04	13,70	2,00	0,00
19.12.2018	7,80	4,40	56,00	670	0,90	0,03	13,90	4,60	3,00
08.01.2019	7,80	5,50	0,00	0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
22.01.2019	7,80	3,10	23,00	510	0,65	0,03	10,90	1,80	6,70
07.02.2019	7,70	3,50	59,00	650	0,94	0,04	8,30	2,30	4,70
28.02.2019	7,60	7,00	5,60	930	1,10	0,02	15,10	1,70	3,20
21.03.2019	7,60	6,30	5,70	910	1,20	0,02	13,30	4,80	5,20
03.04.2019	7,70	5,50	38,00	870	1,10	0,03	15,50	4,80	10,00
BØL-O									
19.12.2018	7,70	6,50	120,00	740	1,20	0,05	20,30	5,70	3,90
08.01.2019	7,70	4,70	0,00	0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
22.01.2019	7,90	5,80	92,00	740	1,00	0,06	15,70	1,50	0,00
07.02.2019	7,80	3,60	84,00	590	0,92	0,04	7,54	1,50	0,00
28.02.2019	7,60	7,10	6,30	880	1,10	0,01	14,70	2,10	2,50
21.03.2019	7,50	6,30	0,00	810	1,00	0,02	12,60	8,50	4,30
03.04.2019	7,70	6,30	57,00	860	1,10	0,03	15,80	8,60	4,30
SLU									
08.01.2019	7,20	7,40	0,00	0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
28.02.2019	6,20	4,90	160,00	900	1,40	0,05	12,40	1,10	0,00
21.03.2019	7,30	5,20	38,00	1300	1,70	0,05	16,90	6,50	3,50
03.04.2019	7,50	4,40	20,00	710	0,99	0,03	13,20	6,20	4,00
SME-U									
27.11.2018	7,80	3,90	460,00	1400	2,60	0,12	25,70	9,80	17,00
19.12.2018	7,70	7,50	100,00	1100	1,20	0,08	39,00	14,00	12,00
08.01.2019	7,60	6,30	0,00	0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
22.01.2019	7,70	4,30	85,00	1000	1,30	0,09	25,10	7,90	14,00
07.02.2019	7,80	4,40	180,00	980	1,70	0,09	26,30	5,40	15,00
28.02.2019	7,50	7,00	51,00	1900	2,30	0,10	36,10	23,00	57,00
21.03.2019	7,60	6,80	82,00	2200	2,80	0,06	35,40	25,00	24,00
03.04.2019	7,80	8,20	73,00	1200	1,70	0,05	34,60	9,20	10,00
ULS									
27.11.2018	8,00	3,60	440,00	2700	3,40	0,10	33,20	5,30	10,00
19.12.2018	8,00	3,90	620,00	1700	2,40	0,31	30,20	4,60	8,90
22.01.2019	8,10	3,10	540,00	1300	2,10	0,08	29,00	2,40	2,90
07.02.2019	8,10	3,00	700,00	1600	2,60	0,10	22,10	2,60	4,10
28.02.2019	7,80	4,70	250,00	2600	3,30	0,10	34,80	5,40	4,40
21.03.2019	7,70	3,40	100,00	1300	1,80	0,08	14,80	24,00	18,00
03.04.2019	7,90	4,80	390,00	2300	3,30	0,14	34,50	5,00	5,20
ØST-BRU									
19.12.2018	9,60	3600	310,00	550	3,50	0,44	118,00	410,00	310,00
08.01.2019	9,50	2200	0,00	0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
ØST-BUNN									
07.02.2019	7,30	5,90	0,00	0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
26.02.2019	7,20	4,80	570,00	980	1,90	0,05	15,80	5,20	3,20
Øst-Topp									
30.01.2019	7,40	7,60	0,00	0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
07.02.2019	7,40	7,60	0,00	0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
26.02.2019	7,30	5,90	190,00	1300	1,80	0,04	14,40	2,40	0,00

Tabell: Metaller (µg/l), filtrerte, i vannprøver sesongen 2018/2019.

	Al	As	Pb	Mn	Cd	Cu	Cr	Ni	Hg	Zn
BOG										
27.11.2018	14,00	0,31	0,07	110,00	0,01	1,80	0,13	0,97	0,00	5,20
BØL-N										
27.11.2018	26,00	0,20	0,03	16,00	0,01	1,20	0,09	0,40	0,00	3,30
19.12.2018	32,00	0,20	0,03	28,00	0,01	1,30	0,13	0,40	0,00	2,70
08.01.2019	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
22.01.2019	15,00	0,15	0,01	5,20	0,01	0,85	0,00	0,32	0,00	1,40
07.02.2019	18,00	0,14	0,03	0,59	0,01	1,10	0,12	0,42	0,00	1,60
28.02.2019	84,00	0,23	0,07	49,00	0,03	1,80	0,21	0,69	0,00	5,00
21.03.2019	98,00	0,26	0,10	42,00	0,03	2,80	0,24	0,70	0,00	4,70
03.04.2019	64,00	0,22	0,06	28,00	0,01	1,60	0,15	0,66	0,00	2,90
BØL-O										
19.12.2018	54,00	0,23	0,07	92,00	0,02	1,70	0,14	0,62	0,00	4,90
08.01.2019	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
22.01.2019	19,00	0,19	0,02	33,00	0,01	1,10	0,06	0,42	0,00	2,70
07.02.2019	22,00	0,14	0,02	0,38	0,01	0,81	0,07	0,30	0,00	2,30
28.02.2019	91,00	0,25	0,08	52,00	0,03	1,90	0,23	0,66	0,00	5,10
21.03.2019	120,00	0,25	0,12	54,00	0,02	2,20	0,24	0,68	0,00	6,90
03.04.2019	93,00	0,20	0,06	64,00	0,02	1,40	0,14	0,66	0,01	3,90
SLU										
08.01.2019	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
28.02.2019	18,00	0,24	0,07	100,00	0,01	2,20	0,14	0,55	0,00	14,00
21.03.2019	42,00	0,38	0,08	76,00	0,02	2,30	0,22	0,81	0,00	5,30
03.04.2019	35,00	0,20	0,05	29,00	0,01	1,50	0,12	0,61	0,00	2,60
SME-U										
27.11.2018	8,70	0,36	0,02	21,00	0,01	1,70	0,10	0,61	0,00	2,20
19.12.2018	12,00	0,29	0,04	97,00	0,01	2,00	0,11	0,82	0,00	3,30
08.01.2019	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
22.01.2019	7,90	0,25	0,04	150,00	0,01	1,90	0,07	0,73	0,00	2,10
07.02.2019	7,20	0,20	0,01	110,00	0,04	1,10	0,10	0,72	0,00	4,20
28.02.2019	12,00	0,27	0,04	20,00	0,03	3,40	0,31	1,20	0,00	5,60
21.03.2019	35,00	0,44	0,09	37,00	0,02	3,90	0,90	1,20	0,00	4,20
03.04.2019	20,00	0,32	0,06	55,00	0,01	3,00	0,26	0,95	0,00	3,40
ULS										
27.11.2018	7,20	0,84	0,01	11,00	0,01	1,70	0,10	0,46	0,00	1,10
19.12.2018	9,80	0,70	0,03	82,00	0,01	1,80	0,16	0,51	0,00	2,00
22.01.2019	8,40	0,50	0,01	120,00	0,01	1,40	0,10	0,52	0,00	0,00
07.02.2019	6,10	0,41	0,02	40,00	0,01	1,10	0,09	0,52	0,00	1,40
28.02.2019	13,00	0,93	0,02	42,00	0,02	3,70	0,29	1,00	0,00	5,00
21.03.2019	38,00	0,56	0,05	13,00	0,01	3,00	0,23	0,64	0,00	3,40
03.04.2019	14,00	0,83	0,04	53,00	0,01	2,90	0,20	0,82	0,00	3,50
ØST-BRU										
19.12.2018	13,00	1,60	0,19	16,00	0,00	11,00	2,60	2,50	0,00	9,40
08.01.2019	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
ØST-BUNN										
07.02.2019	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
26.02.2019	8,50	0,27	0,05	360,00	0,03	3,20	0,25	0,00	0,00	10,00
Øst-Topp										
30.01.2019	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
07.02.2019	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
26.02.2019	32,00	0,26	0,11	140,00	0,02	3,70	0,23	0,96	0,00	8,30

Tabell: Fysisk-kjemiske parametere og næringsstoffer i vannprøver tatt i perioden januar-mai 2018.

Analyse	Enhet	SLU			SME-N	SME-S	ØST-BRU			
		Før	Etter formiat		Før	Før	Før	Etter formiat		
		31.1	12.4	15.5	23.1	23.1	31.1	18.2	12.3	26.3
Formiat	mg/l	<0,5	0,76	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	2510	3110
Natrium	mg/l	37.0	70	70	51	140	1300	15000	3100	5800
Klorid	mg/l	62.0	130	139	99	260	1700	15000	1600	4000
Alkalinitet	mmol/l	1,2	1,1	-	0,98	2	0,57	1,4	2,3	6,1
Fargetall	mg Pt/l	25	-	-	8.0	22	4	-	14.0	-
Kjemisk oksygenforbruk	mg/l	<30	59	36	<30	<30	210	2000	1400	1100
Nitrat	µg/l	-	1400	<5	-	-	-	430	--	-
Ammonium	µg/l	190	130	23	24	150	420	390	390	240
Nitrat + Nitritt	µg/l	820	-	-	500	690	420	-	820	-
pH		7,2	7,4	8,8	7,8	7,6	7,5	7,7	7,3	>11
Turbiditet	FNU	12.0	11	1,9	14	9,6	230	110	730	9,8
Sulfat	mg/l	13,2	14,7	12,9	7,98	24,2	12,8	160	25,1	28,8
Suspendert stoff	mg/l	< 2	7.0	3,3	12.0	2,3	200	150	320	29
Total Fosfor	µg/l	130	58	19	35.0	42.0	270	150	2500	97
Total Nitrogen	µg/l	1200	1800	360	620	990	1500	3400	1900	1700
Konduktivitet ved 25°C	mS/m	32,4	58,3	57,9	47,1	107	496	>4000	1120	2170
Total organisk karbon	mg/l	5,6	5,4	5,7	2,4	5,7	22	100	620	770

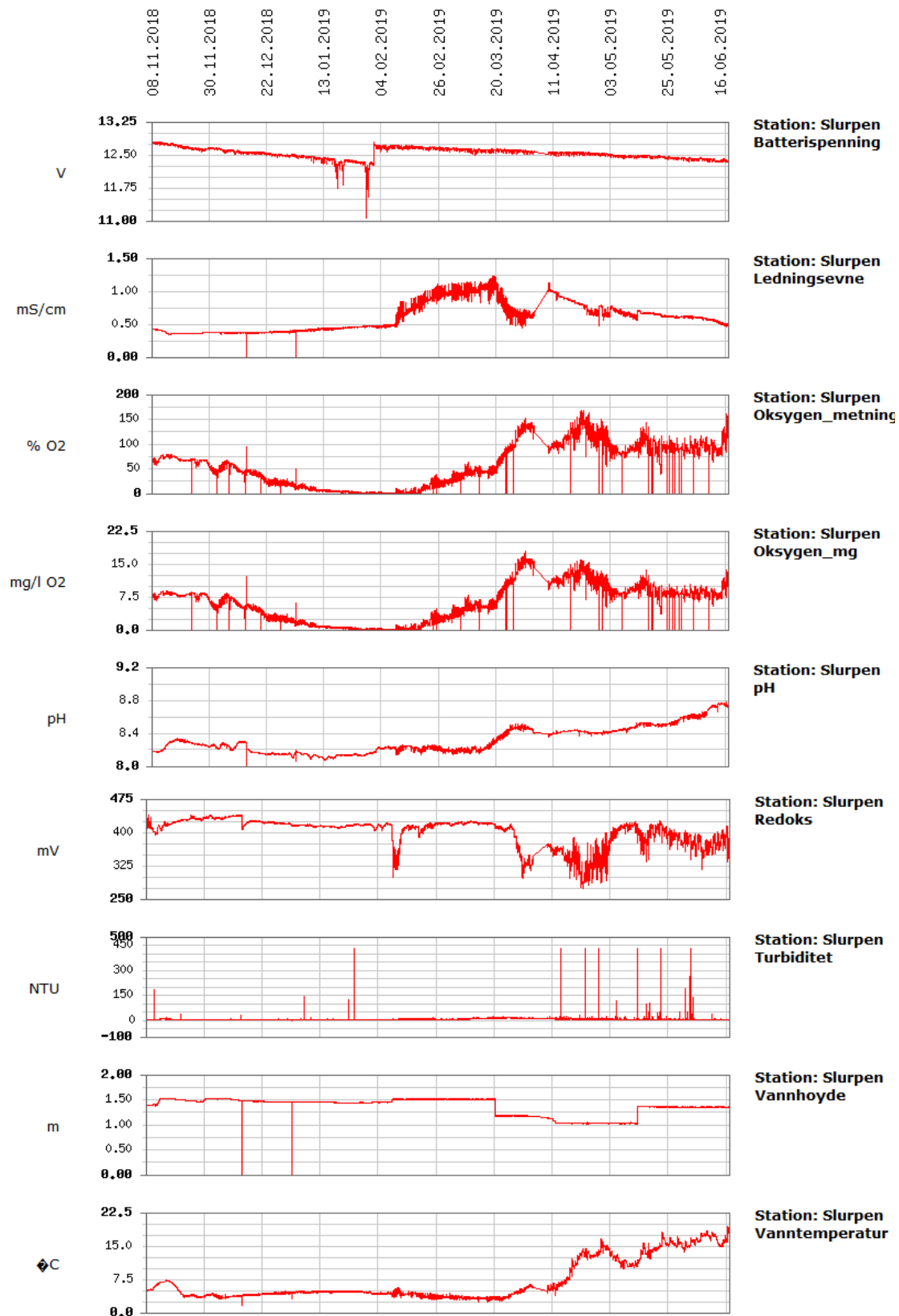
Tabell: Metaller i vannprøver tatt i perioden januar-mai 2018.

Analyse	Merknad	Enhet	BØL-N					BØL-O					SLU		
			Før formiat		Etter formiat			Før formiat		Etter formiat			Før	Etter formiat	
			23.1	31.1	12.3	12.4	15.5	23.1	31.1	12.3	12.4	15.5	31.1	12.04	15.05
Aluminium (Al)	Filtrert	µg/l	67	480	23	94	32	82	470	31	120	37	160	24	14
Aluminium (Al)	Oppsluttet	µg/l	-	-	170	320	92	-	-	310	270	120	-	330	20
Arsen (As)	Filtrert	µg/l	0,16	0,31	0,16	0,28	0,22	0,21	0,41	0,16	0,25	0,26	0,37	0,38	0,28
Arsen (As)	Oppsluttet	µg/l	-	0,49	0,3	0,49	-	-	0,58	0,4	0,39	-	0,42	0,49	-
Barium (Ba)	Filtrert	µg/l	17	39	23	27	-	16	28	31	25	-	23	31	-
Barium (Ba)	Oppsluttet	µg/l	-	41	22	29	-	-	30	35	27	-	21	36	-
Bly (Pb)	Filtrert	µg/l	0,052	0,12	0,043	0,11	0,037	0,078	0,23	0,015	0,12	0,051	0,086	0,071	0,019
Bly (Pb)	Oppsluttet	µg/l	-	1,5	< 0,20	0,42	-	-	1,6	0,3	0,31	-	0,25	0,49	-
Jern (Fe)	Filtrert	µg/l	93	79	110	-	-	120	120	73	-	-	140	-	-
Jern (Fe)	Oppsluttet	µg/l	-	1100	330	-	200	-	790	430	-	310	360	-	77
Kadmium (Cd)	Filtrert	µg/l	0,005	0,022	0,005	-	0,0070	0,007	0,022	0,019	-	0,0080	0,0095	-	<0,0040
Kadmium (Cd)	Oppsluttet	µg/l	-	0,058	0,018	-	-	-	0,057	0,043	-	-	0,013	-	-
Kalium (K)	Filtrert	mg/l	1,3	2,5	1,9	2,00	1,6	1,3	2,2	2,9	1,7	1,6	2,5	2,9	2,2
Kalium (K)	Oppsluttet	mg/l	-	-	2	2,1	1,9	-	-	3,7	2,1	1,9	-	3,1	2,9
Kalsium (Ca)	Filtrert	mg/l	25	31	38	29	29	24	26	36	26	31	29	36	29
Kalsium (Ca)	Oppsluttet	mg/l	-	-	36	28	36	-	-	36	25	37	-	37	39
Kobber (Cu)	Filtrert	µg/l	1	3,4	1,3	2,4	1,8	1,1	3,2	2,2	2,0	1,7	2	2,9	1,8
Kobber (Cu)	Oppsluttet	µg/l	-	6,4	1,00	3,5	-	-	4,9	3,4	2,9	-	2,2	4,4	-
Kobolt (Co)	Filtrert	µg/l	0,042	0,11	0,05	0,13	-	0,056	0,14	0,096	0,15	-	0,13	0,13	-
Kobolt (Co)	Oppsluttet	µg/l	-	0,69	0,094	0,28	-	-	0,54	0,28	0,25	-	0,2	0,35	-
Krom (Cr)	Filtrert	µg/l	0,1	0,6	0,11	0,20	0,088	0,1	0,45	0,21	0,21	0,088	0,22	0,19	0,065
Krom (Cr)	Oppsluttet	µg/l	-	2,7	< 0,50	0,58	-	-	1,6	0,64	< 0,50	-	< 0,50	0,79	-
Kvikksølv (Hg)	Filtrert	µg/l	<0,001	0,005	< 0,005	0,002	<0,002	0,001	0,005	< 0,005	0,003	<0,002	<0,001	<0,002	<0,002
Kvikksølv (Hg)	Oppsluttet	µg/l	-	< 0,005	< 0,005	< 0,005	-	-	< 0,005	< 0,005	< 0,005	-	<0,005	<0,005	-
Magnesium (Mg)	Filtrert	mg/l	2,7	5,00	4,00	4,2	4,0	2,7	4,5	5,4	3,8	4,4	4,7	5,9	4,9
Magnesium (Mg)	Oppsluttet	mg/l	-	5,6	3,8	4,2	4,2	-	4,6	5,4	3,6	4,8	-	6,0	5,5
Mangan (Mn)	Filtrert	µg/l	27	33	28	39	23	34	33	42	42	46	4,8	-	-
Mangan (Mn)	Oppsluttet	µg/l	-	89	42,00	73	30	-	60	69	72	57	160	85	0,97
Molybden (Mo)	Filtrert	µg/l	0,63	0,82	0,48	1,0	-	0,65	0,66	0,71	0,86	-	190	120	28
Molybden (Mo)	Oppsluttet	µg/l	-	0,97	0,65	3,9	1,1	-	0,77	0,85	1,1	1,1	1,5	1,9	-
Nikkel (Ni)	Filtrert	µg/l	0,4	0,7	0,4	0,91	0,52	0,45	0,67	0,49	0,81	0,60	1,6	2,1	1,9
Nikkel (Ni)	Oppsluttet	µg/l	-	2,1	0,73	1,5	-	-	1,5	1,1	1,2	-	0,67	0,94	0,63
Sink (Zn)	Filtrert	µg/l	1,6	6,9	2,1	4,8	1,9	2,7	9,9	4,4	7,0	3,3	1,1	1,7	-
Sink (Zn)	Oppsluttet	µg/l	-	22	4,4	8,9	-	-	21	12	9,7	-	7,2	5,3	0,58

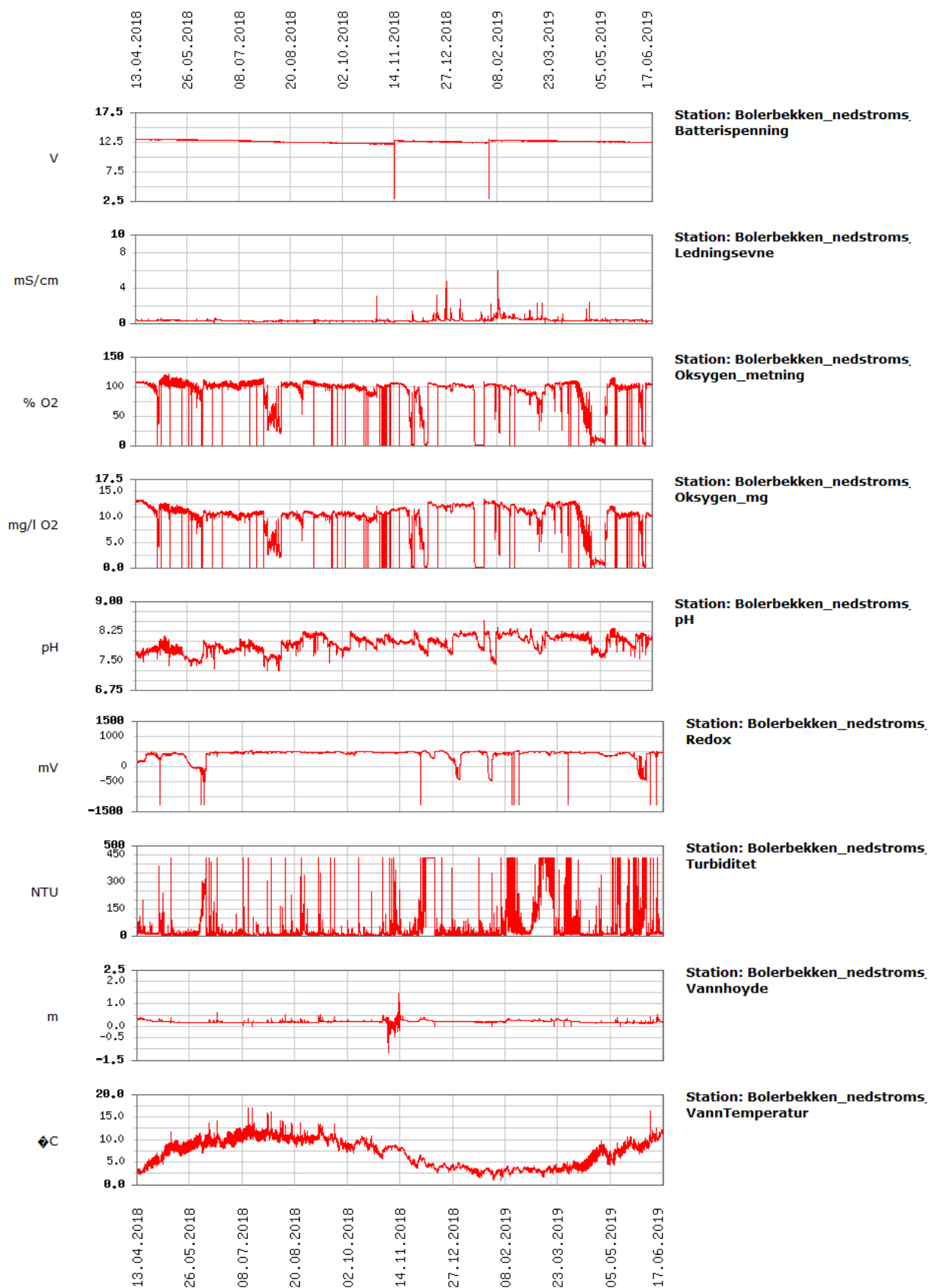
Tabell: Metaller i vannprøver tatt i januar- mai 2018.

Analyse	Merknad	Enhet	SME-N	SME-S	SME-U					ULS					ØST-BRU			
			Før	Før	Før formiat		Etter formiat			Før formiat		Etter formiat			Før	Etter formiat		
			23.1	23.1	23.1	31.1	12.3	12.4	15.5	23.1	31.1	12.3	12.4	15.5	31.1	18.2	12.3	26.3
Aluminium (Al)	Filtrert	µg/l	380	33	320	700	23	22	24	700	580	21.	17	8,9	570	14	23	-
Aluminium (Al)	Oppsluttet	µg/l	-	-	-	-	6300	530	120	-	-	630	3700	120		4600	15000	-
Arsen (As)	Filtrert	µg/l	0,14	0,18	0,11	0,29	0,24	0,26	0,25	0,22	0,40	0,16	0,53	0,92	0,11	0,26	1,2	0,31
Arsen (As)	Oppsluttet	µg/l	-	-	-	0,8	2,2	0,38	-	-	0,70	0,49	1,1	-	0,86	2,3	3,5	3,3
Barium (Ba)	Filtrert	µg/l	14	49	16	51	65	32	-	7,8	15	15	18	-	57	320	78	29
Barium (Ba)	Oppsluttet	µg/l	-	-	-	60	110	35	-	-	25	17	53	-	76	260	210	120
Bly (Pb)	Filtrert	µg/l	< 0,010	0,036	< 0,010	0,1	0,15	0,064	0,049	0,023	0,017	0,1	0,014	0,011	<0,010	0,018	2,8	0,29
Bly (Pb)	Oppsluttet	µg/l	-	-	-	2,1	5,6	0,41	-	-	1,9	0,5	2,4	-	3,2	3,1	14	1
Jern (Fe)	Filtrert	µg/l	< 0,30	220	19	80	7,1	-	-	2,8	7,2	3,3	-	-	2,7	-	36	-
Jern (Fe)	Oppsluttet	µg/l	-	-	-	2400	7600	-	200	-	1100	630	-	200	3800	-	21000	-
Kadmium (Cd)	Filtrert	µg/l	0,007	0,013	0,005	0,031	0,043	-	0,0080	0,0040	0,010	0,005	-	0,013	0,019	-	0,019	-
Kadmium (Cd)	Oppsluttet	µg/l	-	-	-	0,058	0,14	-	-	-	< 0,010	0,027	-	-	0,13	-	0,41	-
Kalium (K)	Filtrert	mg/l	1,3	3,4	1,4	4,3	4,3	3,1	1,6	0,88	1,8	0,99	2,2	3,0	3,6	37	21	0,68
Kalium (K)	Oppsluttet	mg/l	-	-	-	-	6,9	3,2	1,9	-	-	1,3	3,4	3,9	-	84	24	51
Kalsium (Ca)	Filtrert	mg/l	25	53	27	42	38	40	31	20	25	24	30	43	18	72	20	3,0
Kalsium (Ca)	Oppsluttet	mg/l	-	-	-	-	40.00	38.00	36.00	-	-	23	30	53	-	67	26	89
Kobber (Cu)	Filtrert	µg/l	0,6	1,6	0,71	5,8	4,7	2,8	1,6	0,69	2,2	0,84	2,3	2,3	7,6	16	21	1,2
Kobber (Cu)	Oppsluttet	µg/l	-	-	-	15	24	3,5	-	-	3,9	2,4	6,8	-	39	57	130	28
Kobolt (Co)	Filtrert	µg/l	0,016	0,18	0,033	0,27	0,57	0,10	-	0,029	0,052	0,031	0,045	-	1,9	2,4	2,1	0,57
Kobolt (Co)	Oppsluttet	µg/l	-	-	-	1,6	4,2	0,27	-	-	0,50	0,33	1,2	-	5.00	7,4	15	0,81
Krom (Cr)	Filtrert	µg/l	<0,050	0,086	<0,050	0,61	0,54	0,19	0,17	<0,050	0,28	0,086	0,16	0,14	0,56	0,88	2,4	0,71
Krom (Cr)	Oppsluttet	µg/l	-	-	-	4,8	11.00	0,99	-	-	2,4	0,86	5,1	-	9	14	44	29
Kvikksølv (Hg)	Filtrert	µg/l	<0,001	<0,001	<0,001	0,005	<0,005	0,003	<0,002	<0,001	0,004	< 0,005	0,002	<0,002	0,004	0,005	<0,005	<0,002
Kvikksølv (Hg)	Oppsluttet	µg/l	-	-	-	<0,005	0,013	0,005	-	-	<0,005	<0,005	<0,005	-	<0,005	<0,005	0,022	<0,005
Magnesium (Mg)	Filtrert	mg/l	4,4	11	4,7	14	15	7,5	5,3	1,8	3,0	1,8	3,8	6,9	7,9	23	7,9	1,1
Magnesium (Mg)	Oppsluttet	mg/l	-	-	-	14	17	7,4	5,4	-	3,6	1,9	4,6	7,5	9,3	27	17	1,3
Mangan (Mn)	Filtrert	µg/l	4,9	270	25	73	130	50	39	13	12	9,8	8,5	57	89	250	79	46
Mangan (Mn)	Oppsluttet	µg/l	-	-	-	150	300	78	48	-	34	36	66	75	170	450	460	22
Molybden (Mo)	Filtrert	µg/l	0,95	1,8	0,85	1,6	1,3	4,0	-	0,72	1,0	0,43	1,4	-	1,7	5,9	4,3	0,040
Molybden (Mo)	Oppsluttet	µg/l	-	-	-	2,1	2,4	4,3	1,6	-	0,98	0,47	1,6	2,6	2,8	8,5	9,9	35
Nikkel (Ni)	Filtrert	µg/l	0,23	0,86	0,3	0,99	0,96	0,97	0,58	0,24	0,49	0,21	0,66	0,66	1,6	4,6	3,8	1,7
Nikkel (Ni)	Oppsluttet	µg/l	-	-	-	3,7	10	1,6	-	-	2,2	1,2	5,3	-	6,2	14	27	3,8
Sink (Zn)	Filtrert	µg/l	1,4	3,4	1,2	24	12	4,1	2,0	0,96	2,7	1,9	1,1	3,7	47	29	35	5,4
Sink (Zn)	Oppsluttet	µg/l	-	-	-	68	110	7,1	-	-	12	11	18		170	120	650	35

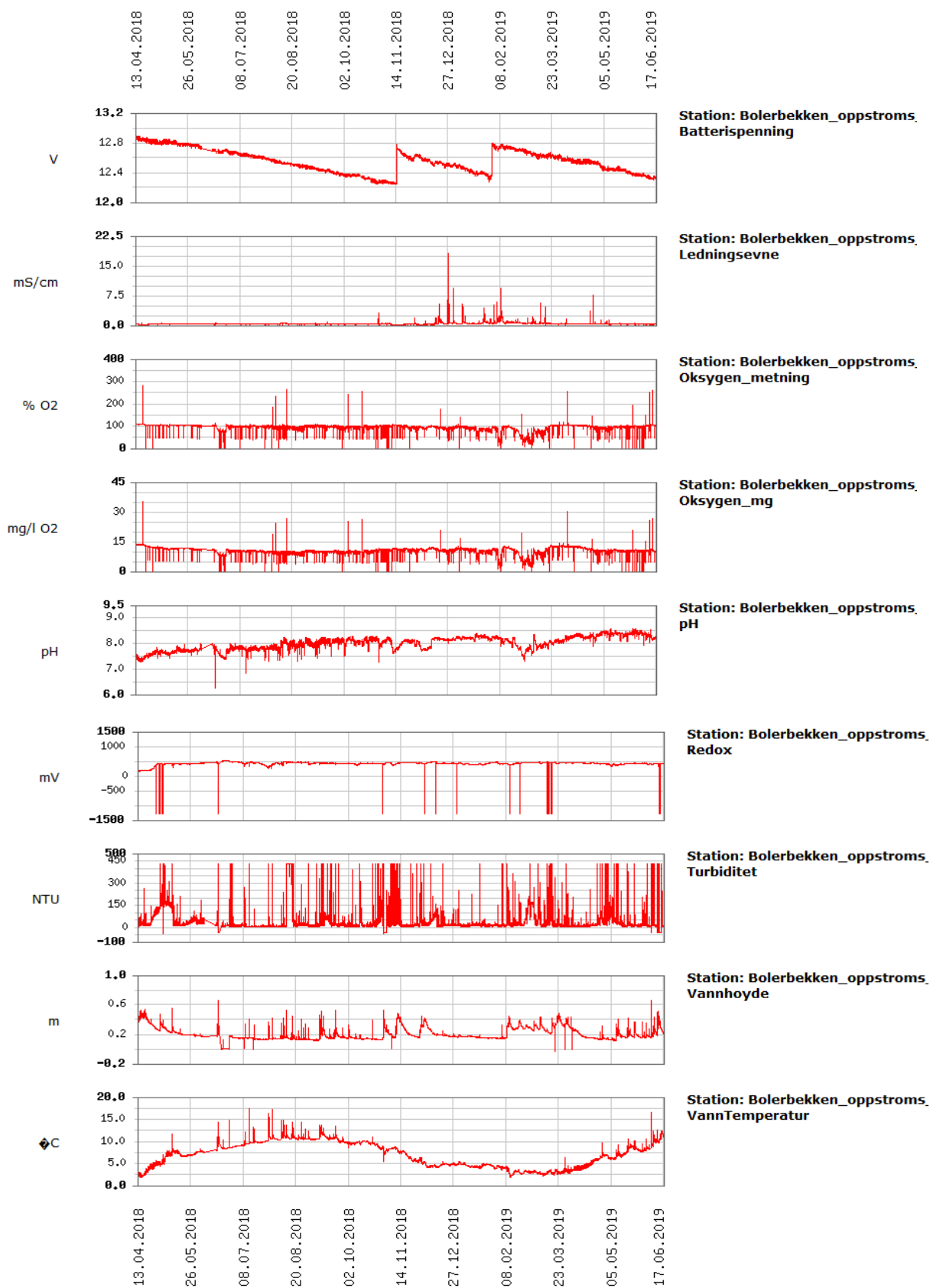
7.4. Rådata automatiske målinger



Figur 7.1. Automatiske målinger ved utløpet av Østensjøvannet (Slurpen) vinteren 2018/2019. Raske store dipp er ofte artefakter.



Figur 7.2. Automatiske målinger i Bølerbekken nedstrøms (BØL-N) i perioden april 2018 til juni 2019. Raske store dipp er ofte artefakter.



Figur 7.3. Automatiske målinger i Bølerbekken oppstrøms i perioden april 2018 til juni 2019. Raske store dipp er ofte artefakter.

7.5. Oppsummering data automatiske målere

	pH			Turbiditet (NTU)			Ledningsevne (mS/m)			Oksygenmetning (%)		
	Min	Snitt	Maks	Min	Snitt	Maks	Min	Snitt	Maks	Min	Snitt	Maks
2018	6,3	7,9	8,3		27,2	428,0	0,0	40,3	1813,9	0,0	91,8	283,2
Januar	6,8	7,3	7,8	0,1	0,2	0,4	23,0	62,0	673,5			
BØL-N	6,8	7,5	7,8	0,1	0,2	0,3	27,6	72,9	673,5			
BØL-O	6,8	7,1	7,8	0,2	0,3	0,4	23,0	51,0	491,1			
Februar	6,9	7,6	8,2	0,0	0,2	0,3	0,0	46,2	376,4			
BØL-N	7,5	7,7	7,9	0,0	0,1	0,2	26,2	48,6	299,3			
BØL-O	6,9	7,5	8,2	0,0	0,2	0,3	0,0	43,8	376,4			
Mars	7,6	7,9	8,2	0,0	0,1	0,2	0,0	72,6	768,3			
BØL-N	7,6	7,8	7,9	0,0	0,1	0,2	0,0	63,5	386,8			
BØL-O	7,7	8,0	8,2	0,1	0,1	0,2	28,3	81,7	768,3			
April	6,9	7,7	8,0	0,0	23,9	334,6	0,0	39,9	298,5	0,0	104,2	283,2
BØL-N	6,9	7,7	7,9	0,0	12,7	302,5	23,5	38,9	77,4	73,7	102,9	108,6
BØL-O	7,3	7,6	8,0	0,0	35,1	334,6	0,0	41,0	298,5	0,0	105,4	283,2
Mai	7,4	7,7	8,1		43,6	428,0	23,4	33,1	70,3	0,0	102,9	120,1
BØL-N	7,4	7,7	8,1	2,4	12,4	428,0	26,5	32,8	59,0	0,0	102,0	120,1
BØL-O	7,4	7,7	7,9		74,7	428,0	23,4	33,5	70,3	45,2	103,8	107,5
Juni	6,3	7,7	8,0		41,0	428,0	0,1	33,9	58,8	0,0	95,5	111,6
BØL-N	7,3	7,7	8,0	2,0	43,1	428,0	10,3	31,6	55,8	0,0	99,0	110,2
BØL-O	6,3	7,7	8,0		38,0	428,0	0,1	37,2	58,8	0,0	90,3	111,6
Juli	6,8	7,8	8,0	1,2	9,0	428,0	0,0	32,3	45,3	0,0	99,4	113,6
BØL-N	7,3	7,8	8,0	1,2	9,6	428,0	0,0	25,0	39,5	0,0	100,7	113,6
BØL-O	6,8	7,8	8,0	1,6	8,4	428,0	0,0	39,7	45,3	0,0	98,0	108,3
August	7,2	7,9	8,2	1,3	51,8	428,0	5,8	34,9	62,9	0,0	87,8	263,1
BØL-N	7,2	7,8	8,2	1,7	15,1	428,0	8,5	25,6	40,7	19,4	80,8	109,0

BØL-O	7,3	7,9	8,2	1,3	88,8	428,0	5,8	44,1	62,9	0,0	94,9	263,1
September	7,4	8,0	8,2	1,5	23,0	428,0	5,5	33,8	89,3	0,0	100,3	110,4
BØL-N	7,4	8,0	8,2	1,5	10,8	428,0	7,3	27,3	40,7	0,0	102,1	110,4
BØL-O	7,4	8,0	8,2	3,0	34,8	428,0	5,5	40,1	89,3	0,0	98,6	108,9
Oktober	7,3	8,0	8,3		25,0	428,0	15,4	32,1	320,4	0,0	95,3	254,5
BØL-N	7,6	7,9	8,2	0,5	10,4	428,0	16,3	26,1	302,6	0,0	95,3	105,1
BØL-O	7,3	8,1	8,3		40,1	428,0	15,4	38,4	320,4	0,0	95,4	254,5
November	7,6	8,1	8,3		21,1	428,0	0,2	30,4	186,6	0,0	87,4	107,1
BØL-N	7,8	8,0	8,2	2,3	22,3	428,0	0,2	27,1	139,3	0,0	91,6	106,6
BØL-O	7,6	8,0	8,3		32,9	428,0	0,3	28,6	186,6	0,0	98,2	107,1
SLU	8,2	8,3	8,3	1,3	4,3	184,3	33,6	37,0	41,9	0,0	67,8	79,5
Desember	7,6	8,1	8,3	1,9	56,3	428,0	0,1	46,5	1813,9	0,0	71,2	177,3
BØL-N	7,6	7,9	8,3	2,4	139,6	428,0	0,4	40,7	469,2	0,0	83,1	106,1
BØL-O	7,7	8,0	8,3	3,6	26,3	428,0	4,6	61,7	1813,9	32,9	92,9	177,3
SLU	8,0	8,2	8,3	1,9	2,6	30,7	0,1	37,3	40,1	0,0	37,8	94,9
2019	7,3	8,2	8,8		38,3	428,0	0,0	55,5	944,5	0,0	77,0	260,1
Januar	7,7	8,1	8,5		9,1	428,0	0,1	48,9	535,3	0,0	57,3	141,0
BØL-N	7,7	8,1	8,5	1,3	10,0	428,0	0,1	37,6	276,5	0,2	74,6	108,3
BØL-O	8,1	8,2	8,4	4,2	14,3	428,0	32,4	65,7	535,3	0,0	90,2	141,0
SLU	8,1	8,1	8,2		2,9	428,0	0,1	43,4	47,5	0,0	6,2	50,5
Februar	7,3	8,1	8,3	1,4	41,0	428,0	27,8	79,9	944,5	0,0	59,2	154,7
BØL-N	7,4	8,0	8,3	1,8	78,0	428,0	28,2	72,1	597,1	0,0	95,9	104,9
BØL-O	7,3	8,0	8,3	2,7	41,8	428,0	27,8	96,8	944,5	0,0	75,9	154,7
SLU	8,1	8,2	8,3	1,4	4,5	15,6	43,6	71,0	110,7	0,0	7,5	39,8
Mars	7,5	8,1	8,5	0,1	86,2	428,0	0,2	63,0	560,5	0,0	76,2	152,6
BØL-N	7,7	8,0	8,3	0,1	192,6	428,0	0,4	45,4	230,2	26,0	89,8	106,5
BØL-O	7,5	8,0	8,4	0,8	56,4	428,0	0,2	51,8	560,5	0,0	77,7	116,2
SLU	8,1	8,3	8,5	3,2	9,6	21,3	44,6	91,7	122,7	0,0	61,1	152,6
April	7,6	8,2	8,5	0,7	20,1	428,0	0,0	49,1	774,8	0,0	97,5	253,4

BØL-N	7,6	8,1	8,2	0,7	26,6	428,0	0,2	33,3	240,4	0,0	77,5	109,8
BØL-O	7,9	8,3	8,4	2,6	23,5	428,0	0,0	39,4	774,8	0,0	100,2	253,4
SLU	8,4	8,4	8,5	3,4	8,2	428,0	47,1	79,9	112,7	0,0	118,6	167,1
Mai	7,6	8,3	8,6	0,6	36,9	428,0	5,3	46,2	148,5	0,0	86,4	192,2
BØL-N	7,6	7,9	8,3	1,9	57,6	428,0	5,3	33,8	58,7	0,0	72,9	114,1
BØL-O	8,1	8,4	8,6	5,0	48,2	428,0	13,8	40,2	148,5	0,0	93,5	192,2
SLU	8,4	8,5	8,6	0,6	4,2	428,0	55,6	65,0	77,8	0,0	92,9	142,3
Juni	7,5	8,3	8,8		31,9	428,0	9,1	40,6	62,5	0,0	92,4	260,1
BØL-N	7,5	8,0	8,2	4,1	55,3	428,0	11,0	31,3	44,8	0,0	80,3	106,3
BØL-O	7,9	8,3	8,6		39,2	428,0	9,1	33,3	47,0	0,0	99,8	260,1
SLU	8,6	8,7	8,8	0,7	2,6	428,0	46,6	56,7	62,5	0,0	96,4	161,2
Totalt	6,3	8,0	8,8		31,7	428,0	0,0	46,4	1813,9	0,0	84,9	283,2

7.6. Resultater bunndyrprøver

Østensjø, Formiat	01.feb.18			11.apr.18			27.nov.18		10.apr.19	
	BØL-O	BØL-N	SME-U	BØL-O	BØL-N	SME-U	BØL-O	BØL-N	BØL-O	BØL-N
HYDRA (Nesledyr)	-	-	-	-	-	-	-	4	4	-
TURBELLARIA (Flatmark)	4	4	-	1	-	-	8	4	4	-
NEMATODA (Rundormer)	12	-	-	16	-	4	-	3	12	16
OLIGOCHAETA (Fåbørstemark)										
<i>Chaetogaster</i> sp.	-	-	-	-	-	-	48	4	4	-
<i>Eiseniella tetraedra</i> (Vannmeitemark)	24	2	16	16	-	3	20	2	48	1
Enchytraeidae ubestemte	8	-	-	60	8	12	24	1	56	24
<i>Lumbriculus variegatus</i>	12	4	4	4	1	-	4	1	4	2
<i>Slavina appendiculata</i>	-	-	-	-	-	-	-	2	-	-
<i>Stygodrilus heringianus</i>	28	20	24	252	148	120	16	21	140	104
Tubificidae ubestemte	8	16	-	4	8	1	-	2	-	40
Ubestemte små (Naididae, Enchytraeidae)	400	16	68	380	60	150	2800	165	2700	1080
Ubestemte	-	-	28	-	-	108	-	6	-	-
Ubestemte kokonger	68	12	16	48	28	64	32	9	60	88
BIVALVIA (Muslinger)										
<i>Pisidium</i> sp. (Ertemuslinger)	16	2	1	72	1	2	8	-	16	24
CRUSTACEA (Krepsdyr)										
<i>Asellus aquaticus</i> (Asell)	-	-	5	-	-	20	-	-	-	1
Copepoda, Calanoida (Hoppekreps)	-	-	-	12	-	-	-	-	-	-
Copepoda, Cyclopoida (Hoppekreps)	12	4	1	16	4	1	-	3	-	-
Copepoda, Harpacticoida (Hoppekreps)	16	4	-	-	-	-	-	-	-	-
Ostracoda (Muslingkreps)	-	1	-	-	-	-	-	1	-	4
HYDRACARINA (Vannmidd)	8	-	-	8	12	-	24	6	64	72
COLLEMBOLA (Spretthaler)	8	1	4	4	-	8	1	-	4	-
EPHEMEROPTERA (Døgnfluer)										
<i>Baëtis rhodani</i>	28	12	248	68	20	384	800	107	448	252
<i>Leptophlebia marginata</i>	-	-	-	4	-	-	-	-	-	-
PLECOPTERA (Steinfluer)										
<i>Leuctra hippopus</i>	1	-	-	2	-	-	-	3	4	-
<i>Leuctra nigra</i>	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-
<i>Leuctra</i> sp. (små)	4	-	-	-	-	-	-	3	12	44
<i>Nemoura cinerea</i>	8	-	1	8	4	4	-	2	4	-
Nemouridae ubestemte (små)	-	4	-	-	-	-	-	7	-	4

TRICHOPTERA (Vårfluer)										
<i>Chaetopteryx</i> sp.	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Limnephilidae ubestemte (små)	4	-	-	4	-	-	-	-	4	4
<i>Micropterna lateralis</i>	-	-	4	-	-	-	-	-	3	-
<i>Plectrocnemia conspersa</i>	4	-	-	4	2	-	-	-	16	16
Polycentropodidae ubestemte (små)	-	-	-	-	4	-	-	5	-	-
<i>Potamophylax latipennis</i>	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-
<i>Rhyacophila fasciata</i>	-	-	1	4	-	4	24	-	12	2
<i>Rhyacophila</i> sp. (små)	4	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Sericostoma personatum</i>	-	-	-	4	-	-	-	-	-	4
COLEOPTERA (Biller)										
Dytiscidae ubestemte (larver)	1	-	-	2	-	-	-	-	-	-
Dytiscidae ubestemte (voksne)	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-
<i>Hydraena</i> sp. (larver)	-	-	-	4	-	-	-	-	-	-
<i>Hydraena</i> sp. (voksne)	-	-	-	-	-	-	8	5	8	-
<i>Limnius volckmari</i> (larver)	-	-	-	-	-	-	4	-	-	-
DIPTERA (Tovinger)										
CERATOPOGONIDAE (Svknott)	-	4	8	4	16	12	-	21	8	40
CHIRONOMIDAE (Fjærmygg)	720	152	568	2280	180	720	3020	430	7600	1800
EMPIDIDAE (Dansefluer)	4	-	1	12	-	12	-	2	12	8
LIMONIIDAE (Småstankelbein)										
<i>Eloeophila</i> sp.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	5
<i>Pseudolimnophila</i> sp (?)	-	-	4	-	-	-	-	-	-	-
<i>Rhypholophus</i> sp.	-	-	4	-	-	-	1	-	-	-
PEDICIIDAE (Småstankelbein)										
<i>Dicranota</i> sp.	2	4	-	3	1	-	4	14	4	16
PSYCHODIDAE (Sommerfuglmygg)										
<i>Pericoma</i> sp.	4	4	-	-	-	-	12	3	-	-
<i>Psycoda</i> sp.	-	-	-	4	-	-	-	-	-	-
Ubestemte	4	-	4	-	-	-	-	-	20	1
SIMULIIDAE (Knott)	-	12	20	24	4	3	220	5	4	28
TABANIDAE (Klegg)	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-
TIPULIDAE (Stankelbein)										
<i>Tipula</i> sp.	1	-	-	-	-	-	-	-	-	2
Ubestemte Diptera	-	-	-	-	4	-	-	-	-	-
EPT	7	2	4	8	3	3	3	6	8	7
ASPT	5,25	3,86	4,33	5,87	4,14	4,00	4,45	5,11	5,25	5,46

7.7. Profilmåling Østensjøvannet 31.01.19

temp	konduktivitet	vannivå	Vannivå	saltinnhold	TDS	vanntetthet	pH	O2 kons	O2 metning	ORP (redox)	Turbiditet	TSS
	mS	m	m	?	g/L			mg/L O2	% O2	mV	NTU	g/L TSS
1,9	0,4	0,7	0,7	0,2	0,3	1000,1	7,5	10,4	81,7	276,8	7,0	0,0
2,0	0,4	0,7	0,7	0,2	0,3	1000,1	7,5	10,1	79,9	276,5	7,5	0,0
5,4	0,8	2,4	2,4	0,4	0,6	1000,3	7,2	5,4	47,0	279,8	6,3	0,0
5,4	0,9	2,4	2,4	0,4	0,6	1000,3	7,1	4,5	39,4	281,1	5,4	0,0
5,6	0,9	2,4	2,4	0,4	0,6	1000,3	7,2	3,9	34,4	280,6	7,1	0,0
6,0	0,8	2,8	2,8	0,4	0,5	1000,2	7,3	3,1	27,1	282,7	1294,6	5,2
6,0	0,8	2,8	2,8	0,4	0,5	1000,2	7,2	1,6	14,4	-153,2	224,3	0,9
6,0	0,8	2,7	2,7	0,4	0,5	1000,2	7,1	1,4	12,3	-159,6	42,5	0,2
6,0	0,8	2,8	2,8	0,4	0,5	1000,2	7,2	1,2	10,1	-160,4	105,7	0,4

7.8. Rapport planteforsøk

Skaderegistreringer på Tujaplanter, utført ved Norges Landskapslaboratorium, Ellen Zakariassen og Adam Airoldi


Kolonnenr:



1: Gjentak




2: kjemikalium


3: konsentrasjonsklasse (1 er høyest)


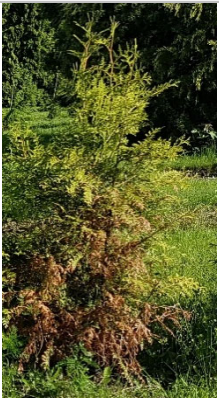
4: gjentaknummer



1	2	3	4	Observasjonsdato skade 0-9												Lok	Bilder tatt 28.06.19	
				26/0 2/19	01/0 3/19	05/0 3/19	11/0 3/19	19/0 3/19	25/0 3/19	02/0 4/19	09/0 4/19	15/0 4/19	01/0 5/19	21/0 5/19	12/0 6/19			
000	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	3	3	1	

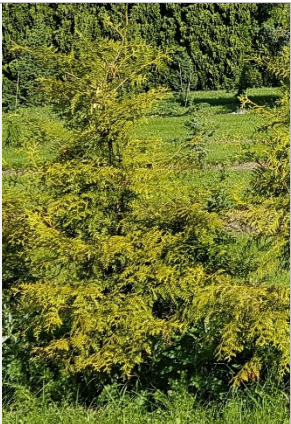

000	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	2	
000	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	36	



000	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	3	3	37	
000	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	38	
051	0	5	1	0	0	0	0	0	0	1	2	2	3	4	4	16	



052	0	5	2	0	0	0	0	0	0	0	1	1	2	3	3	22	
053	0	5	3	0	0	0	0	0	0	1	1	1	2	2	2	32	
111	1	1	1	0	0	0	0	0	0	2	4	5	7	8	9	26	



121	1	2	1	0	0	0	0	0	1	3	3	3	4	5	6	18	
122	1	2	2	0	0	0	0	0	1	2	2	2	4	5	5	6	



123	1	2	3	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1	3	4	4	11	
131	1	3	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1	1	1	19	



132	1	3	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	35	
133	1	3	3	0	0	0	0	0	0	1	1	1	1	1	2	13	

141	1	4	1	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1	1	1	2	10	
142	1	4	2	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1	2	2	2	27	




143	1	4	3	0	0	0	0	0	0	1	1	1	1	1	1	34	
211	2	1	1	2	2	2	4	5	8	8	9	9	9	9	9	24	


221	2	2	1	1	1	1	1	1	2	2	2	2	4	5	6	28	
222	2	2	2	1	1	1	1	1	3	3	5	6	8	9	9	15	
223	2	2	3	1	1	1	1	2	2	4	4	5	7	8	8	9	




231	2	3	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	2	3	21	
232	2	3	2	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1	1	1	1	8	

233	2	3	3	0	0	0	0	0	0	1	1	1	1	3	2	33	
241	2	4	1	0	0	0	1	1	1	1	1	1	1	1	1	30	

242	2	4	2	0	0	0	0	0	0	1	2	2	3	3	3	12	
243	2	4	3	0	0	0	0	0	1	1	1	1	1	1	1	25	
311	3	1	1	5	6	6	9	9	9	9	9	9	9	9	9	31	

321	3	2	1	1	1	1	2	2	2	4	4	4	5	6	6	17	
322	3	2	2	1	1	1	1	2	2	3	4	4	5	5	5	23	
323	3	2	3	1	1	1	2	2	2	2	3	3	4	4	4	29	

331	3	3	1	0	0	1	1	1	1	2	2	2	3	3	4	14	
332	3	3	2	0	0	0	0	0	1	1	2	2	3	3	3	3	
333	3	3	3	0	0	0	0	1	1		1	1	2	2	2	7	

341	3	4	1	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1	2	2	2	20	
342	3	4	2	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1	2	3	3	4	
343	3	4	3	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1	2	2	5		

7.9. Rapport nedbrytningsforsøk

Microbial degradation of sodium formate and potassium acetate in soil

Norwegian Institute of Bioeconomy Research (NIBIO), Division of Environment and Natural Resources
claire.coutris@nibio.no

1.1 Introduction

The purpose of this study was to investigate the microbial degradation of the deicing salts sodium formate (NaFo) and potassium acetate (KAc) in soil. These salts are used as substitute to sodium chloride (NaCl), which does not degrade and accumulates in nature, whereas organic salts, like NaFo and KAc, are expected to be used as carbon source by soil microorganisms and thus not accumulate in the environment. Jia et al. (2006, 2007) have described the degradation kinetics of NaFo and KAc in coarse sandy soil, and the main goal here was to adapt the experimental approach used in these studies to obtain the degradation kinetics of NaFo and KAc in clay loamy soil. More information about these substances and the sites where they have been applied can be found in French et al. (2018).

1.2 Materials and Methods

1.2.1 Treatments

The three treatments were NaFo (formula HCOONa , 68.01 g mol^{-1} , white irregular pellets used by French et al. 2018), KAc (formula CH_3COOK , 98.15 g mol^{-1} , Merck®), and Control (MilliQ water), with four replicate bottles per treatment. All bottles were supplied with mineral N and P nutrient solution, to avoid N- and P- limitation of microbial growth (see part 1.2.3 and appendix 1 for more details). The mass of substrate-C (i.e. formate-C or acetate-C) per L of soil water was $100 \text{ mg substrate-C L}^{-1}$, as in Jia et al. (2006, 2007). The final concentration in soil was $18.4 \mu\text{mol substrate-C g}^{-1} \text{ soil dry weight (dw)}$, compared to $0.9 \mu\text{mol substrate-C g}^{-1} \text{ soil dw}$ in Jia et al. (2006, 2007). More information about these calculations can be found in appendix 1.

1.2.2 Soil

The soil was sampled in November 2018 along Østensjøveien from just below the organic layer, down to 20 cm, about 1m from the edge of the pavement, stored at 4°C until use, and did not contain any significant amount of NaFo or KAc. More information about the soil can be found in French et al. (2018). As the soil contained stones and pebbles, it was sieved to $<2 \text{ mm}$ (without any additional drying before sieving), to minimize heterogeneity among replicates.

With 35-45% sand, 30-40% silt, 25-30% clay, the soil was a clay loamy soil, and the experimental set-up described by Jia et al. (2006, 2007) in coarse sandy soil had to be modified. In particular, the water holding capacity of clay loamy soils being much higher than coarse sandy soils, the present soil would have been much too dry, if moistened as described in Jia et al. (2006, 2007). Therefore, a soil slurry with a soil water:dry soil ratio of 2.2 was used in the present experiment.

1.2.3 Experimental units

The experimental units were 120 mL glass bottles, filled with 6 g fresh soil (corresponding to 5 g soil dw), 5 mL nutrient solution (N, P, supplied at a C:N:P ratio of 6:10:10), and 5 mL of NaFo or KAc solution at 1.263 and 0.911 g L^{-1} , respectively (or 5 mL MilliQ water in control bottles). A magnet was added to

each bottle, and the soil slurries kept under continuous stirring (200 rpm) under the whole incubation, to ensure the diffusion of CO₂ from the soil to the headspace, and to avoid anaerobic conditions. Bottles were then tightly closed with rubber septa and aluminium caps, and placed in a thermostated water bath kept at 15°C under the whole incubation. This was the same temperature used in the experiment by Jia et al. (2006, 2007)

1.2.4 Gas analysis by gas chromatography

The accumulation of CO₂ in the bottles was monitored by repeated sampling using the system described in Molstad et al. (2007). The system was calibrated by frequent sampling in bottles with known CO₂ concentrations. The incubation lasted 145h, and each bottle was analysed 47 times. A dilution factor was calculated from CO₂ measurements in standard bottles, so that the CO₂ losses by sampling were accounted for when calculating the accumulation of CO₂ from the soil. Oxygen was also monitored, as described for CO₂, to verify that O₂ levels were sufficient to maintain aerobic metabolism throughout the incubation period.

1.2.5 Data analysis

The calculation flow from peak areas to net CO₂ accumulation (in μmol CO₂ g⁻¹ soil dw) was as follows:

1. Peak areas (PA)
2. ppmv = PA × Response Factor (in ppm/PA)
// RF calculated from the first CO₂ measurement in both LOW and HIGH standards
3. mol CO₂ lost per sampling = ppmv × dilution per injection × mol/ppmv in gas phase
// based on T = 15°C and liquid volume = 11 mL), in the order of 10⁻⁸ to 10⁻⁷ mol per sampling, the value for molCO₂/L*atm was 5 times higher in CalcPlot version 2014 compared to 2010. Being such small values, this had a negligible influence on the results and I kept working on the latest CalcPlot version (2014).
4. Net change in mol h⁻¹
5. Cumulative CO₂ in μmol vial⁻¹
6. Cumulative CO₂ in μmol g⁻¹ soil dw

1.3 Results and discussion

1.3.1 Oxygen levels were sufficient to maintain aerobic metabolism throughout the experiment

To verify that all experimental bottles remained under aerobic conditions throughout the incubation, the O₂ concentration was continuously analysed and compared to that in a standard bottle containing 97000 ppm O₂, i.e. ca. 10% O₂.

At the end of the incubation, which lasted 145h, the peak areas for O₂ in experimental bottles were only slightly lower than in the standard, i.e. just below 10% O₂, which is sufficient oxygen for aerobic metabolism. This also indicates that a good half of the O₂ available at the beginning of the experiment (atmospheric O₂ concentration) had been used by then.

1.3.2 Net CO₂ accumulation in μmol per gram soil dry weight in all treatments

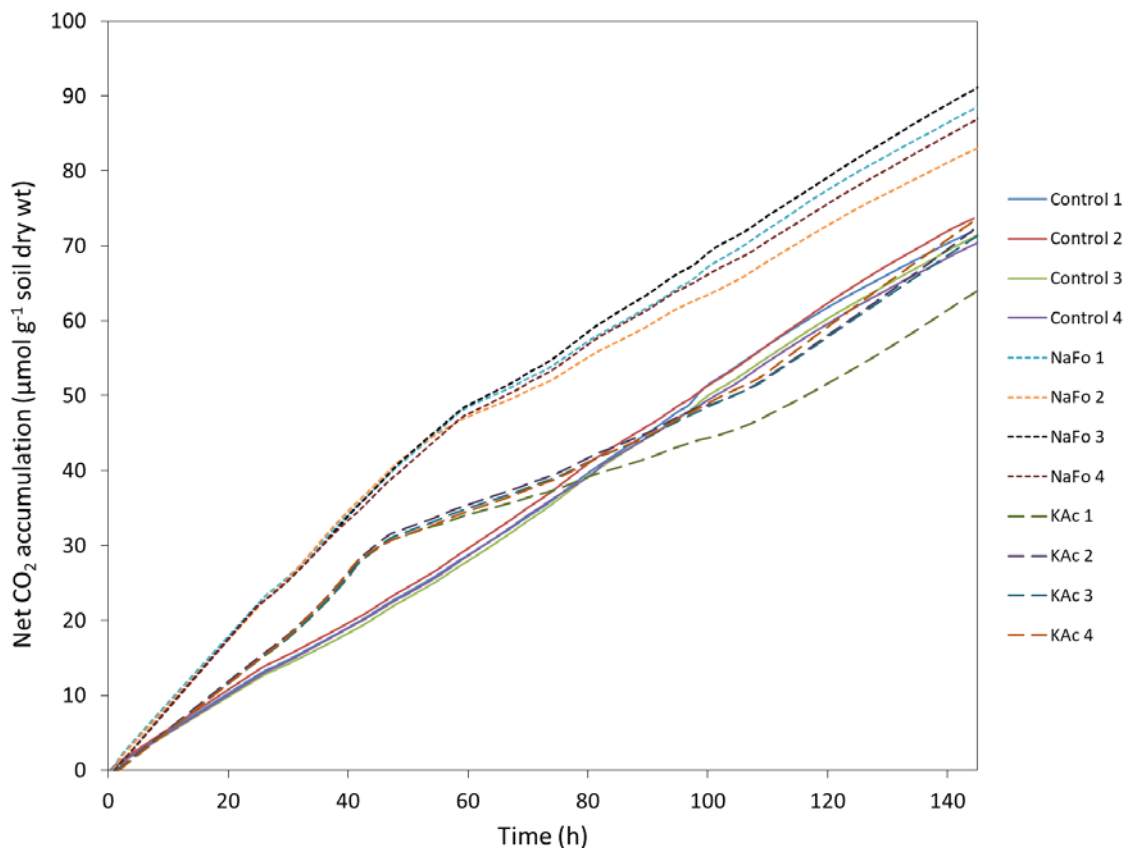


Figure 1. Net CO₂ accumulation in μmol per gram soil dry weight in all treatments (NaFo = sodium formate, KAc = potassium acetate).

As shown in Figure 1, the CO₂ accumulation pattern was similar among replicate bottles for all treatments, indicating good homogeneity among subsamples of soil. Differences between treatments, on the other hand, were very clear, and will be described in more details in parts 1.3.3 and 1.3.4.

After 145h, the accumulated CO₂ in the different treatments was 71-73 $\mu\text{mol g}^{-1}$ soil dw in control soils, 65-73 $\mu\text{mol g}^{-1}$ soil dw in KAc-amended soils, and 83-92 $\mu\text{mol g}^{-1}$ soil dw in NaFo-amended soils. It can also be noticed that, with the exception of one replicate, the response curves for controls and KAc-amended soils were overlapping from 80h onwards. The slightly lower accumulated CO₂ in the KAc-amended soils, is caused by only one sample and is therefore not interpreted as KAc having an inhibition effect.

1.3.3 Background respiration in control bottles and pH in all samples

The background respiration was calculated using soil samples without formate or acetate (but with the same proportion of N and P nutrient solution, to keep all other parameters similar). All four control bottles showed a linear CO₂ accumulation (with excellent coefficient of determination R^2) over the whole incubation period (145h). As shown in Table 1, **0.50 $\mu\text{mol CO}_2$ was accumulated per hour and per gram soil dw.** This amounts to 12 $\mu\text{mol CO}_2$ per day and per gram soil dw, a lot higher than in the coarse sandy soil studied by Jia et al. 2006, where 3.2 nmol CO₂ was accumulated per day and per gram soil dw. The lower background respiration in coarse sandy soil with low organic matter content

compared to clay loamy soil does not come as a surprise, as a higher microbial biomass and activity is expected in the latter.

Table 1. Net CO₂ accumulation (in $\mu\text{mol CO}_2 \text{ g}^{-1} \text{ soil dw h}^{-1}$) in control bottles.

Bottle	Control 1	Control 2	Control 3	Control 4
$\mu\text{mol CO}_2 \text{ g}^{-1} \text{ soil dw h}^{-1}$	0.50	0.51	0.49	0.49
Linear regression R ²	0.997	0.999	0.997	0.999
Average	0.50			
SD (n=4)	0.01			

To check possible reasons for differences observed between control, NaFo treated soils and KAc soils, the pH was measured in all samples. All samples gave similar values (Table 2).

Table 2. pH measured at the end of the experiments in control and amended soils

Sample	Control	NaFo soil	KAc soil
Replica 1	5.45	5.36	5.32
Replica 2	5.45	5.33	5.29
Replica 3	5.40	5.32	5.28
Average	5.43	5.34	5.30
SD (n=4)	0.02	0.02	0.02

1.3.4 Substrate-derived CO₂ in μmol per gram soil dry weight

As in Jia et al. 2006 and 2007, formate and acetate-derived CO₂ evolution was estimated based on the assumption that the mineralization of indigenous carbon (background respiration) was unaffected by the addition of formate or acetate.

The substrate-derived CO₂ was estimated as $\text{CO}_{2s}(\mathbf{t}) = \text{CO}_{2m}(\mathbf{t}) - \mathbf{V}_c \times \mathbf{t}$

where $\text{CO}_{2s}(\mathbf{t})$ is the estimated accumulated substrate-derived CO₂ at **time = t** (time of sampling), $\text{CO}_{2m}(\mathbf{t})$ is the measured accumulated CO₂ (corrected for losses by previous samplings) at time = t, \mathbf{V}_c is the estimated background respiration rate in control soils ($0.50 \mu\text{mol CO}_2 \text{ h}^{-1} \text{ g}^{-1} \text{ soil dw}$)

The evolution of substrate-derived CO₂ is shown in Figure 2. The substrates were assumed to be depleted (or not available for microbial metabolism) when CO_{2s}(t) reached its maximum value, which occurred after **46 ± 2 h in KAc-amended soils** and **57 ± 3 h in NaFo-amended soils**. Interestingly, the maximum value in NaFo-amended soils, $18.1 \pm 0.6 \mu\text{mol CO}_2 \text{ g}^{-1} \text{ soil dw}$, was similar to the initial amount of C added ($18.4 \mu\text{mol substrate-C g}^{-1} \text{ soil dw}$), whereas it only reached $7.6 \pm 0.3 \mu\text{mol CO}_2 \text{ g}^{-1} \text{ soil dw}$ in KAc-amended soils. This indicates that all NaFo-C was recovered as CO₂, while only 41% of KAc-C was recovered as CO₂. Although not as low as in the present study, the fraction of substrate-C

recovered as CO₂ was also lower for KAc than for NaFo in the studies by Jia et al. (2006, 2007) in coarse sandy soil.

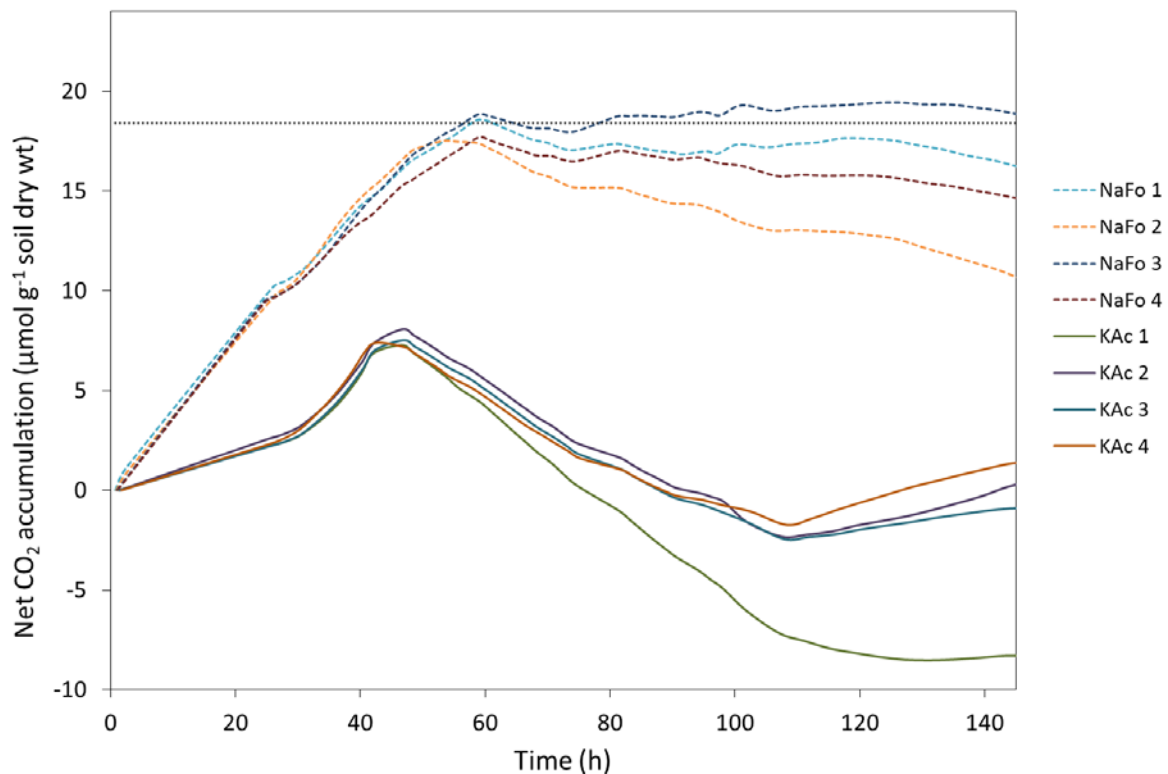


Figure 2. Substrate-derived cumulative CO₂ evolution from soils amended with sodium formate (NaFo) and potassium acetate (KAc). The background respiration from control soils has been subtracted. The dashed line indicates the substrate-C added (=18.4 µmol C g⁻¹ soil dw).

1.3.5 Half-life of formate and acetate in clay loamy soil

The half-life of formate from NaFo was taken as the time when the accumulated substrate-derived CO₂ reached 50% of the substrate-C added. The measured half-time of formate in clay loamy soil was 24 ± 1 h. For KAc, the situation was different, as only 41% of the KAc-C was recovered as CO₂, which precludes the estimation of a half-life as described for NaFo. However, Figure 2 indicates that 34 h were required to reach 50% of the maximum accumulated CO₂. In coarse sandy soil, the measured half-life of formate (from NaFo) and acetate (from KAc) was 54 ± 14 h and 73 ± 13 h, respectively (Jia et al. 2007).

1.4 Conclusion

Formate is completely degradable in the clay loamy soil found near Østensjøveien. The aerobic degradation rate given as half-life is 24 ± 1 h (this study) compared to 54 ± 14 h in a coarse sandy soil (Jia et al., 2006, 2007).

1.5 References

French HK, Skrutvold J, Pedersen PA, Haaland S, Roseth R (2018). Miljøvennlig drift av sykkelveinettet i Oslo. Miljøeffekter av formiatbaserte avisningsmidler – Resultater fra vannkjemiske og biologiske undersøkelser vinteren 2018. NIBIO Report 4:143.

Jia Y, Bakken LR, Breedveld GD, Aagaard P, Frostegård Å (2006). Organic compounds that reach subsoil may threaten groundwater quality; effect of benzotriazole on degradation kinetics and microbial community composition. *Soil Biology and Biochemistry* 38:2543-2556.

Jia Y, Molstad L, Frostegård Å, Aagaard P, Breedveld GD, Bakken LR (2007). Kinetics of microbial growth and degradation of organic substrates in subsoil as affected by an inhibitor, benzotriazole: Model based analyses of experimental results *Soil Biology and Biochemistry* 39:1597-1608.

Molstad L, Dörsch P, Bakken LR (2007). Robotized incubation system for monitoring gases (O₂, NO, N₂O, N₂) in denitrifying cultures. *Journal of Microbial Methods* 71(3):202-211.

Appendix 1. Overview of the experimental units and calculations of NaFo and KAc in stock solutions.

test substance	Position	MW (g/mol)	g substance-C /L soil water	mol substance-C /L soil water	mol substance-C /g soil dw	g formate or acetate /L soil water	g formate or acetate /L stock	twice concentrated formate or acetate stock (g/L)	Vol to add /bottle (mL)	Test solution (g)	Fresh soil (g)	Dry soil (g)	Water in soil (g)	Ratio soil water: dry soil	Replicate
Control (MQ water)	1		0	0	0	0	0	0	5.0	10.0	6.0	5.0	1.1	2.2	1
Control (MQ water)	2		0	0	0	0	0	0	5.0	10.0	6.0	5.0	1.1	2.2	2
Control (MQ water)	3		0	0	0	0	0	0	5.0	10.0	6.0	5.0	1.1	2.2	3
Control (MQ water)	4		0	0	0	0	0	0	5.0	10.0	6.0	5.0	1.1	2.2	4
Sodium formate HCOONa	5	68.01	0.10	0.0083	<i>1.8E-05</i>	0.57	0.63	1.263	5.0	10.0	6.0	5.0	1.1	2.2	1
Sodium formate HCOONa	6	68.01	0.10	0.0083	<i>1.8E-05</i>	0.57	0.63	1.263	5.0	10.0	6.0	5.0	1.1	2.2	2
Sodium formate HCOONa	7	68.01	0.10	0.0083	<i>1.8E-05</i>	0.57	0.63	1.263	5.0	10.0	6.0	5.0	1.1	2.2	3
Sodium formate HCOONa	8	68.01	0.10	0.0083	<i>1.8E-05</i>	0.57	0.63	1.263	5.0	10.0	6.0	5.0	1.1	2.2	4
Potassium acetate H3C2OO	9	98.15	0.10	0.0083	<i>1.8E-05</i>	0.41	0.46	0.911	5.0	10.0	6.0	5.0	1.1	2.2	1
Potassium acetate H3C2OO	10	98.15	0.10	0.0083	<i>1.8E-05</i>	0.41	0.46	0.911	5.0	10.0	6.0	5.0	1.1	2.2	2
Potassium acetate H3C2OO	11	98.15	0.10	0.0083	<i>1.8E-05</i>	0.41	0.46	0.911	5.0	10.0	6.0	5.0	1.1	2.2	3
Potassium acetate H3C2OO	12	98.15	0.10	0.0083	<i>1.8E-05</i>	0.41	0.46	0.911	5.0	10.0	6.0	5.0	1.1	2.2	4

100 mg/L soil water here *18 µmol/g dw soil here* Prepare 200 mL of each
 vs. vs. *7 times lower than in Jia et al* Weigh 0.253 g NaF *0.253*
 100 mg/L soil water in Jia et al *± 1 µmol/g dw soil in Jia et al* Weigh 0.182 g Kac *0.182*

NH4NO3		80.04	0.06	0.0043		0.17	0.19	0.382	5.0	10.0	6.0	5.0	1.1	
KH2PO4		136.08	0.06	0.0019		0.26	0.29	0.587	5.0	10.0	6.0	5.0	1.1	

Prepare 1 L containing
 0.385 g NH4NO3
 0.587 g KH2PO4

Etterord

Nøkkelord:	Vegsalt, formiat, vannmiljø, saltskader
Key words:	Deicing, formate, water quality
Andre aktuelle publikasjoner fra prosjekt:	<p>French H.K, Skrutvold J., Pedersen P.A., Haaland S. og Roseth R. (2018). Miljøvennlig drift av sykkelveinettet i Oslo. Miljøeffekter av formiatbaserte avisningsmidler – Resultater fra vannkjemiske og biologiske undersøkelser vinteren 2018. NIBIO Rapport 4 (143) 2018.</p> <p>Skrutvold, J., Pedersen, P.A., Roseth, R., Haaland, S. og French, H.K.. Vegsalt og formiatbaserte avisningsmidler – Effekter i jord, vann og på vegetasjon. NIBIO-rapport 4 (144) 2018.</p>

Norsk institutt for bioøkonomi (NIBIO) ble opprettet 1. juli 2015 som en fusjon av Bioforsk, Norsk institutt for landbruksøkonomisk forskning (NILF) og Norsk institutt for skog og landskap.

Bioøkonomi baserer seg på utnyttelse og forvaltning av biologiske ressurser fra jord og hav, fremfor en fossil økonomi som er basert på kull, olje og gass. NIBIO skal være nasjonalt ledende for utvikling av kunnskap om bioøkonomi.

Gjennom forskning og kunnskapsproduksjon skal instituttet bidra til matsikkerhet, bærekraftig ressursforvaltning, innovasjon og verdiskaping innenfor verdikjedene for mat, skog og andre biobaserte næringer. Instituttet skal levere forskning, forvaltningsstøtte og kunnskap til anvendelse i nasjonal beredskap, forvaltning, næringsliv og samfunnet for øvrig.

NIBIO er eid av Landbruks- og matdepartementet som et forvaltningsorgan med særskilte fullmakter og eget styre. Hovedkontoret er på Ås. Instituttet har flere regionale enheter og et avdelingskontor i Oslo.



Forsidefoto: Johanna Skrutvold