



NIBIO

NORSK INSTITUTT FOR
BIOØKONOMI

Vegsalt og formiatbaserte avisningsmidler

Litteraturstudie om effekter i jord, vann og på vegetasjon

NIBIO RAPPORT | VOL. 4 | NR. 144 | 2018



Johanna Skrutvold (NIBIO), Per Anker Pedersen (NMBU), Roger Roseth (NIBIO), Ståle Haaland (NIBIO) og Helen Kristine French (NIBIO). Norsk institutt for bioøkonomi.

TITTEL/TITLE

Vegsalt og formiatbaserte avisningsmidler – Effekter i jord, vann og på vegetasjon

FORFATTER(E)/AUTHOR(S)

Johanna Skrutvold, Per Anker Pedersen (NMBU), Roger Roseth, Ståle Haaland og Helen Kristine French.

DATO/DATE:	RAPPORT NR./ REPORT NO.:	TILGJENGELIGHET/AVAILABILITY:		PROSJEKTNR./PROJECT NO.:	SAKSNR./ARCHIVE NO.:
14.12.2018	4/144/2018			11004	
ISBN:		ISSN:		ANTALL SIDER/ NO. OF PAGES:	ANTALL VEDLEGG/ NO. OF APPENDICES:
978-82-17-02207-7		2464-1162		25	0

OPPDRAAGSGIVER/EMPLOYER:

Oslo kommune, Bymiljøetaten

KONTAKTPERSON/CONTACT PERSON:

Siv Linette Solheim Grann

STIKKORD/KEYWORDS:

Formiat, vegsalt, avisningsmidler, natriumklorid
Formate, sodium chloride, road salt, de-icing

FAGOMRÅDE/FIELD OF WORK:

Vannmiljø, jord, vegetasjon
Water environment, soil, vegetation

SAMMENDRAG/SUMMARY:

Som en del av Sykkelprosjektet i Bymiljøetaten i Oslo kommune ble det i 2017/2018 opprettet et pilotprosjekt for miljøvennlig salting av sykkelvegnettet. Et av delmålene i pilotprosjektet var å kartlegge miljøeffektene knyttet til bruk av formiater som et alternativ til vanlig vegsalt. Formiat brukes blant annet til drift av flyplasser, og skal være mer miljøvennlig og mindre korroderende enn vanlig veisalt. Denne rapporten er en sammenstilling av tilgjengelig litteratur om ulike effekter av vegsalt og alternative avisningsmidler, med hovedfokus på påvirkning av formiatbaserte avisningskemikalier i naturen.

LAND/COUNTRY:

Norge/Norway

KOMMUNE/MUNICIPALITY:

Oslo

STED/LOKALITET:

Østensjøvannet



NIBIO

NORSK INSTITUTT FOR
BIOØKONOMI

GODKJENT /APPROVED



EVA SKARBØVIK

PROSJEKTLEDER /PROJECT LEADER



HELEN K. FRENCH



NIBIO

NORSK INSTITUTT FOR
BIOØKONOMI

Innhold

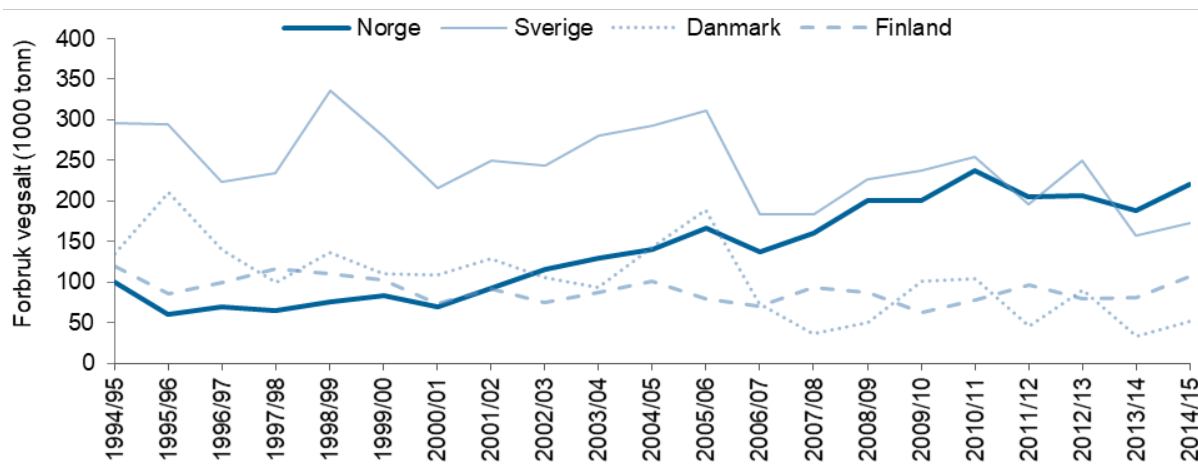
Innhold	4
1 Innledning	5
2 Metode.....	8
2.1 Litteratursøk	8
2.2 Studieområdet.....	8
2.2.1 Oslo kommune	8
2.2.2 Pilotområdet, Østensjøvannet.....	9
3 Vegsalt og alternative avsningsmidler	11
3.1 Fordeling i miljøet.....	11
3.2 Kjemiske egenskaper	13
3.3 Økologiske effekter av avsningsmidler	14
3.3.1 Vegetasjon	14
3.3.2 Jord og vann.....	17
3.3.3 Toksisitet av formiater	20
4 Diskusjon/konklusjon	22
Litteratur	24
Andre aktuelle publikasjoner fra prosjektet:.....	28

1 Innledning

Vinterdrift av norske veger er viktig for å opprettholde god fremkommelighet og høy trafikksikkerhet gjennom vinteren. Avhengig av trafikkmengde og klimatiske forhold utføres vinterdrift etter to forskjellige strategier; bar veg og vinterveg. På det som kalles vinterveger er det akseptabelt med snø- og isdekke, men veger med høy trafikkthet skal holdes bare gjennom vinteren. Dette gjelder stort sett europaveger og riksveger. Oslo kommune har 1240 km vei, der ca. 350 km av disse saltes fordi de er definert som hovedveier. Det er kun 120 km vei som driftes som «bar-veg» tilsvarende Statens vegvesen sine normaler (Statens vegvesen, 2018). Det er forskjell på «bar-vei» i henhold til Statens vegvesen sin norm og kommunale hovedveier. Kommunen har ikke noe krav om hvor raskt veien skal være snø og isfri. Statens vegvesen har ca. 315 km europaveg og riksveg i Oslo som driftes som «bar veg».¹

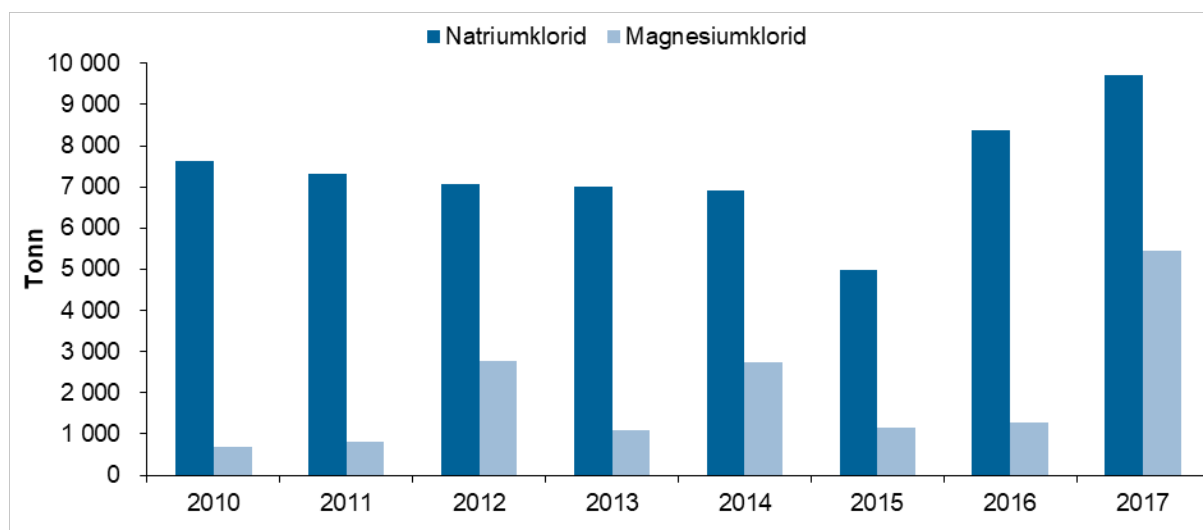
Oslo kommune satser for tiden stort på å forbedre sykkelvegnettet. Sykkelprosjektet som ble startet opp i 2010 har som hovedmål å øke sykkeltrafikken, blant annet ved å øke fremkommeligheten for syklistene om vinteren. Dette innebærer økt vinterdrift på sykkelvegnettet i byen. Som følge av denne satsingen skal en prioritert del av sykkelvegnettet i Oslo holde en høy driftsstandard gjennom hele vinteren. Dette innebærer i all hovedsak en barvegstandard, der hele veibredden, inkludert fortau, skal holde det samme høye driftsnivået.

For å holde en barvegstandard må avisningsmidler benyttes. Det mest brukte avisningsmidlet både nasjonalt og internasjonalt er natriumklorid (NaCl), i tillegg brukes magnesium klorid (MgCl_2). Siden 2008 har det gjennomsnittlige årlige forbruket av vegsalt på norske veger vært 218 000 tonn, og forbruket av salt har hatt en jevn økning siden tusenårsskiftet (Figur 1). Det er siden 2010 brukt et gjennomsnitt på ca. 7000 tonn vegsalt på kommunale veger i Oslo hver vinter (Figur 2). Fordelingen mellom natrium og magnesiumklorid er også vist i figuren. Værforhold er viktigste faktor for mengde påførte avisningsmidler, men oppskalering av vinterdrift på sykkelvegnettet i Oslo har også bidratt til en økning i saltbruk i kommunen.



Figur 1: Saltforbruk i Norge, Sverige, Danmark og Finland i vintersesongene 1994-2015 (Kilde: SSB).

¹ Inneholder data under norsk lisens for offentlige data (NLOD) tilgjengeliggjort av Statens vegvesen



Figur 2: Bruk av avisningsmidler i Oslo kommune 2010-2017 (Kilde: Bymiljøetaten).

Salting av veger er kjent for å ha en rekke miljøproblemer (Ramakrishna & Viraraghavan, 2005). Salt kan for eksempel gi skader på vegetasjon, endre strukturen i jorda og forstyrre akvatiske økosystemer. Mange vegnære innsjøer i Norge er sterkt til moderat påvirket av vegsalt (Saunes & Verøy, 2016).

Det finnes en rekke alternative avisningsmidler for asfalterte flater, deriblant urea, formiat og acetater. Avisningsmidler basert på propylenglykol og etylenglykol brukes stort sett på fly og i spylervæske til biler. Ved Oslo lufthavn benyttes propylenglykol til fly og kaliumformiat på rullebanene. Det meste av propylenglykolforbruket blir samlet opp og sendt til renseanlegg, mens kaliumformiat derimot renner direkte av rullebaner og infiltrerer grunnen. Urea har blitt brukt på enkelte flyplasser fordi det hadde en lav kostnad. Dette avisningsmiddelet har i hovedsak blitt faset ut fordi det inneholder mye nitrogen som fungerer som gjødsel, og har en uønsket påvirkning både på vassdrag og grunnvann.

Organiske salter regnes som mer miljøvennlige da de ikke inneholder klorid, og de ikke har den gjødslingseffekten som urea har. I de organiske saltene er kloridet (Cl) erstattet med formiat (Fo) eller acetater (Ac), som er saltene til hhv maursyre (HCooH) og eddiksyre (CH_3COOH). Formiat og acetat kan være bundet til kalium (K), kalsium (Ca) eller natrium (Na). Fordi de ikke inneholder klorider forårsaker de mindre korrosjonsskader enn tradisjonelt vegsalt, noe som er en av hovedårsakene til at de benyttes som avisningsmiddel på mange flyplasser, deriblant Gardermoen og Sandefjord lufthavn. Kaliumformiat (KFo) er den viktigste komponenten i den flytende formen av avisningskjemikaliene som brukes på rullebaner (kommersielle navn: Aviform L50), mens natriumformiat (NaFo) er mer vanlig på veg (kommersielle navn: Viaform, Freeway).

I motsetning til tradisjonelt vegsalt, brytes de organiske saltene ned i naturen fremfor å akkumuleres. Ulempene med disse organiske avisningskjemikaliene er at de er dyrere, i tillegg til at mikroorganismene som bryter ned stoffene forbruker oksygen. Dette kan føre til at innsjøer som mottar avrenning fra veger som drifter med organiske salter får et redusert oksygeninnhold, noe som skaper problemer for vannlevende organismer. Det er imidlertid ikke bare organiske salter som kan føre til dårlige oksygenforhold i vann. Med vanlig vegsalt kan det oppstå permanent sjiktning der det salte vannet, som har høyere tetthet enn ferskvann, legger seg langs bunnen av innsjøen. Dette kan være problematisk

ettersom det er et naturlig lavt oksygeninnhold nær bunn, og normalt skjer det en sirkulasjon av vannmassene på våren og høsten som sikrer oksygen til hele vannmassen. En permanent sjikting i vannet fører til at sirkulasjonen vår og høst ikke skjer. Det er altså ulike forklaringer på hvorfor innsjøer potensielt kan få problemer med oksygennivået med bruk av ulike typer avisningsmidler.

Erfaringer fra København viser at kaliumformiat er et godt alternativ til vegsalt da det har gode smelteegenskaper og er mer skånsomt for vegetasjonen i vegkanten. Kaliumformiat brukes også i økende grad på vegnettet i Finland fordi det er mer skånsomt for drikkevannskilder enn natriumklorid.

Denne rapporten er en sammenstilling av tilgjengelig litteratur om ulike effekter av vegsalt og alternative avisningsmidler, med hovedfokus på påvirkning av formiatbaserte avisningskemikalier i naturen. I metoddelen er litteratursøket beskrevet. Der gis det også en begrunnelse for valg av studielokalitet samt en oppsummering av naturgitte forhold som har betydning for miljøeffekter av vanlig vegsalt og formiater på lokaliteten og generelt i Oslo.

2 Metode

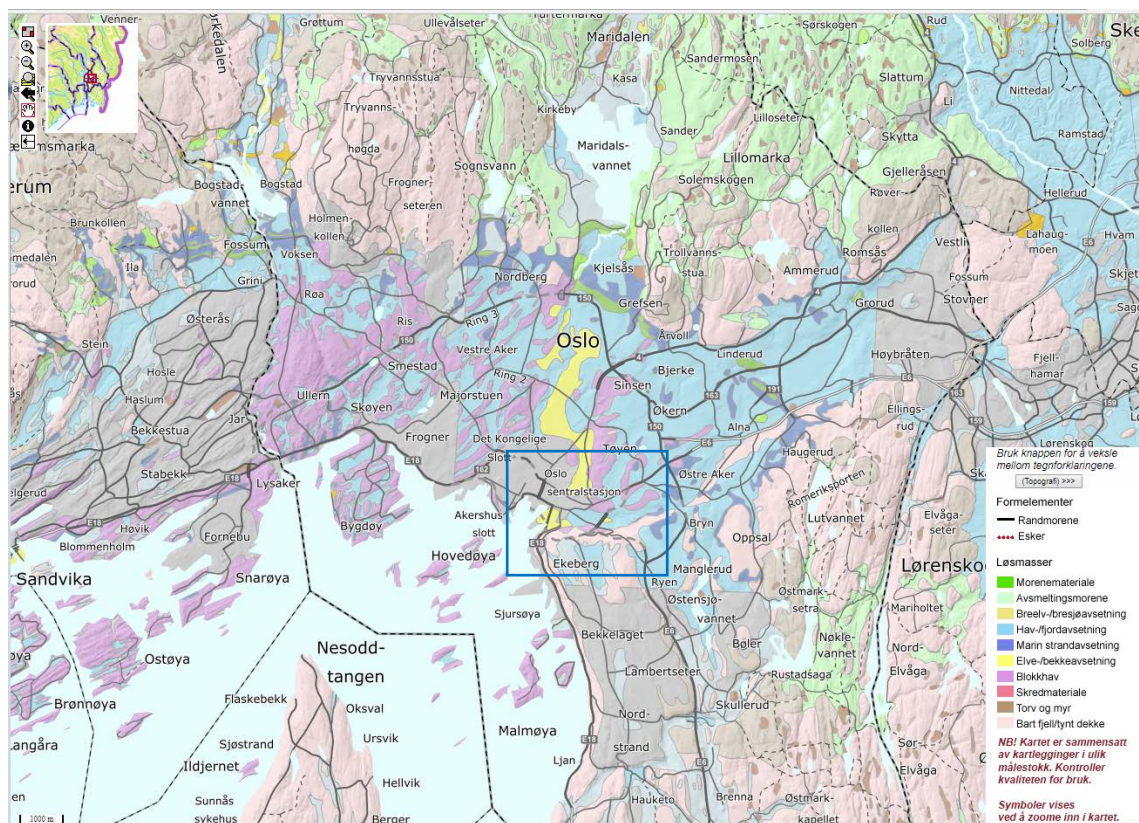
2.1 Litteratursøk

Det ble utført litteratursøk i tilgjengelige fulltekst databaser bl.a. Sciencedirect på NIBIO og NMBU. Engelske søkeord som ble benyttet var; formate, de-icing, toxicity, degradation, soil, environment, lake, creek, river, plant med flere. Dette ga flere tusen treff, men de fleste artiklene var ikke relevante for dette prosjektet. Søket ble begrenset med ulike kombinasjoner. I tillegg er det søkt direkte i Google, og referanselister i relevante rapporter og artikler er gjennomgått. Det er funnet relativt lite ny informasjon i forhold til det som kom frem i Saltsmart-prosjektet til Statens vegvesen (se: Sivertsen, 2012). Den informasjonen fra Saltsmart-prosjektet som er relevant for dette prosjektet er inkludert her.

2.2 Studieområdet

2.2.1 Oslo kommune

Det meste av Oslo ligger under marin grense, på omtrent 222 m.o.h., som innebærer at området er preget av mye marine leirer (Figur 3). I tillegg er det en del områder med eksponert fjell og tynt løsmassedekke, som gjør at mye av nedbøren i form av regn eller snøsmelting lett gir overflateavrenning. Vannet som infiltrerer i leirjorda kan ha lang oppholdstid fordi vannledningsevnen er svært lav sammenliknet med for eksempel sand, og trolig vil det derfor ta lang tid for saltpåvirket jord å komme tilbake til tilstanden før salting. Mer sandholdige jordarter finner vi i områdene merket med gult og mørkeblått (Figur 3). Fordi leiren er avsatt i et marint miljø, inneholder de dypeste avsetningene naturlig høye konsentrasjoner av salt. Det er hovedsakelig utvasking av saltene som gir økt risiko for kvikkleireskred, som det forekommer en del av i- og omkring Oslo (Bargel, 2005). I de øverste jordlagene er det marine saltet for lengst vasket ut, så dersom vi finner forhøyede konsentrasjoner i dag, skyldes det som regel bruk av veisalt.

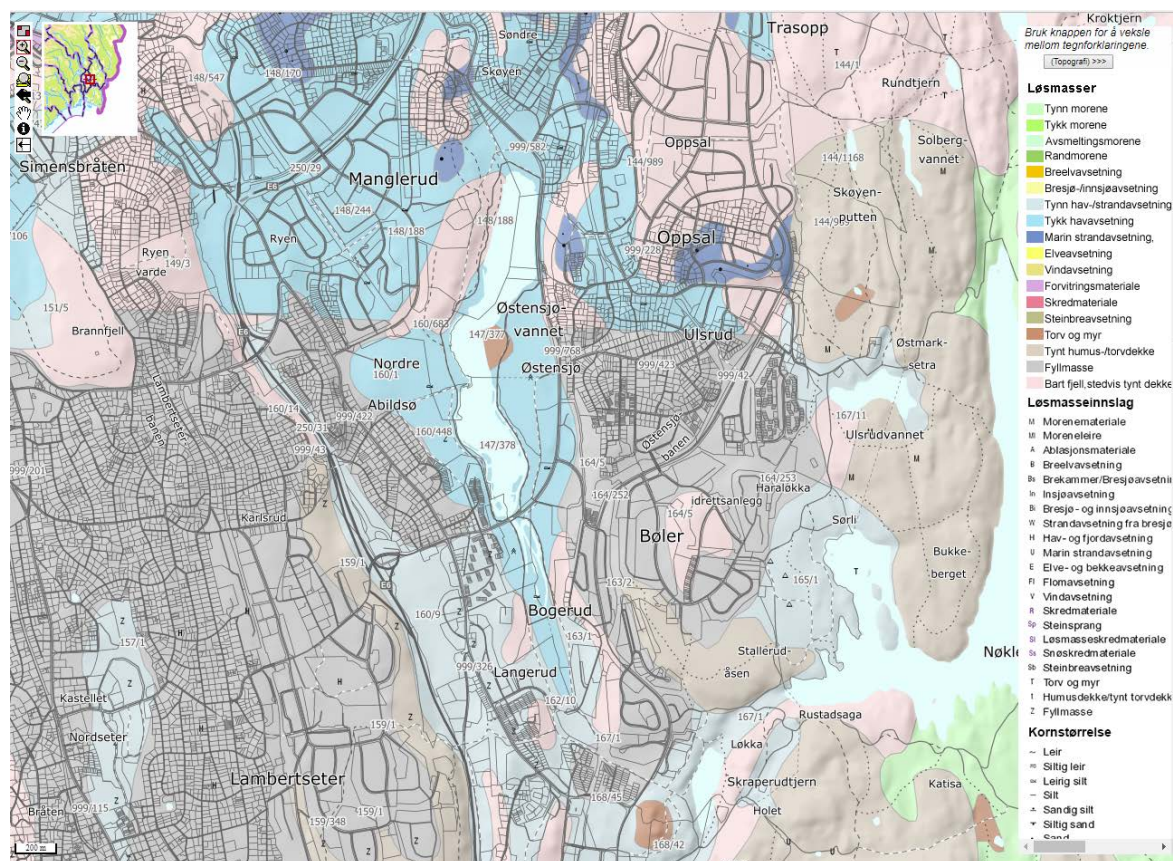


Figur 3: Løsmassekart over sentrale deler av Oslo kommune (ngu.no), med rektangel som markerer beliggenheten til Østensjøvannet.

I Oslo kommune er det registrert totalt 72 ferskvannsförekomster; 21 innsjøer og 51 elver (Vann-Nett, 2018). Innenfor Oslos kommunegrenser er det få innsjøer som antas å bli betydelig påvirket av forurensning fra veg.

2.2.2 Pilotområdet, Østensjøvannet

Østensjøvannet er en liten (0,33 km²) og grunn (<3m) innsjø lokalisert i bydel Østensjø. Som ellers i Oslo er innsjøen omgitt av marin leire (Figur 4). Det er noe innslag av myr og stort innslag av tettbebygde områder der grunnen også kan inneholde tilførte masser. Slike områder med mye tette flater, fører til at mengden overflateavrenning blir større enn uten bebyggelse. Innenfor Østensjøvannets nedbørfelt, er det mye veger og parkeringsplasser som saltes om vinteren. Innsjøen mottar blant annet avrenning fra E6 via Smedbergbekken på vestsiden og fra Østensjøveien på østsiden av vannet. I tillegg blir innsjøen i stor grad påvirket av avrenning fra boliger og spillvann.



Figur 4 Østensjøvannet inkludert omgivelser her kartlagt som løsmasser (ngu.no).

Med et kalkinnhold på $> 4\text{--}20\text{ mg/l}$ og et humusinnhold på $< 30\text{ mg Pt/l}$ er Østensjøvannet ifølge Vann-nett kategorisert som *moderat kalkrik* og *klar*. Med hensyn til næringsinnhold havner Østensjøvannet innenfor tilstandsklassene *dårlig* og *svært dårlig* tilstand (Vann-nett, 2018). Den økologiske tilstanden, basert på biologiske klassifiseringsdata, er ifølge Vann-nett *moderat*.

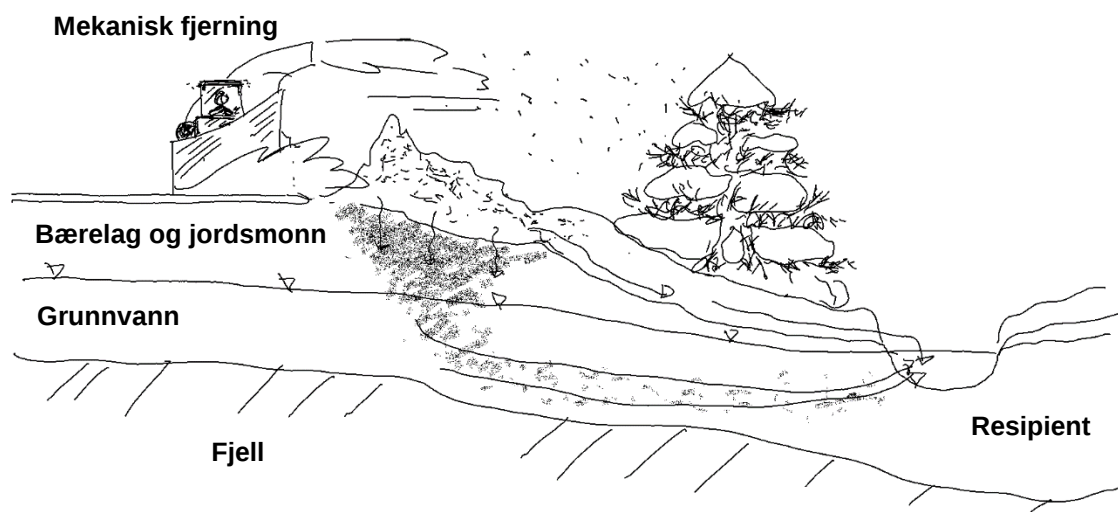
Østensjøvannet er, til tross for varierende tilstand, et av Norges mest artsrike fuglevann med observasjoner av over 200 ulike fuglearter. Området er også et viktig rekreasjonsområde for gående og syklist. Østensjøvannet ble vernet som naturreservat i 1992 og Oslo kommune opprettet Østensjøområdet miljøpark i 2002. På grunnlag av de negative effektene som vegsalt har på miljøet, ønsker Oslo kommune å teste alternative avisningsmidler i drift av vegnettet. På grunn av Østensjøvannets betydning for plante- og dyrelivet, statusen som naturreservat og miljøpark, og at dette er en av få innsjøer i Oslo som påvirkes av forurensing fra vei, ønsket Bydel Østensjø og Bymiljøetaten at pilotprosjektet skulle utføres her. Vann- og avløpsetaten i Oslo kommune tar regelmessig vannprøver i lokale bekker, og i selve innsjøen, og området har dermed en rekke kvaliteter og forutsetninger som gjør at det egner seg som pilotområde for testing av formiatbaserte avisningsmidler.

3 Vegsalt og alternative avisningsmidler

3.1 Fordeling i miljøet

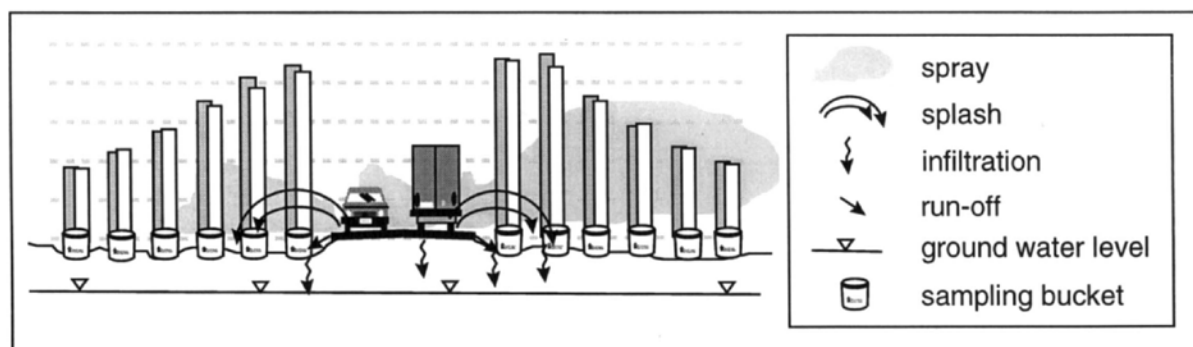
Hvor mye avisningsmidler som brukes, og hvor høye konsentrasjoner som oppstår der de avsettes i miljøet, vil ha stor betydning for skadeomfang. Derfor er spredningsmekanismene viktig å vite noe om. Generelt sett vil høyere hastighet på biltrafikk gi større spredning av kjemikaliene, og snøfresing gir større spredning enn ved bruk av snøplog. Stor spredning gir påvirkning på vegetasjon lengre unna vegen, men vil kunne gi en fortykningseffekt som kan være gunstig. De største saltkonsentrasjonene i avrenning fra veg vil være rett etter en smelteepisode. Fortynning med annet vann i nedbørfeltet reduserer belastning av bekker og innsjøer.

Avisningsmidlene spres fra vegen og fordeles i miljøet på flere måter. Også påføringsmetode på veg har en effekt på spredning til miljøet. Kjemikaliene kan spres som tørt salt, pellets, i blanding med sand eller påføres som saltløsning. Dersom kjemikaliene blir liggende på asfalten kan det spres med luftstrømmer som aerosoler, og kan sannsynligvis spres flere hundre meter ved spesielle værtyper (tørt og kaldt) (Per Anker Pedersen pers. med.). Ved mekanisk fjerning av snø og is (snøbrøyting og snøfresing), kan avisningsmidler blandet i snøen bli liggende i brøytekanter langs veien. Når det dannes smeltevann på vegbanen kan avisningsmidler renne av direkte til asfalkant og derfra spres til jordsmonnet langs vegen. Avhengig av infiltrasjonsforholdene i jorda, (tele, isdekke på overflaten ol.), kan det forurensede vannet renne av på overflaten og direkte til bekker og overflatevann, eller infiltrere i bakken og spres videre derfra (Figur 5). Kjemikalier som spres ut i vegkanten på grunn av mekanismene nevnt over eller pga. trafikken (jo høyere fartsgrense jo lengre spres potensielt kjemikaliene) kan avsettes på nærliggende vegetasjon. Avisingskjemikalier kan også renne direkte fra asfalten, ned under bærelaget og videre til traubunn. Her vil stoffene i en del tilfeller kunne samles opp av drenssystemer langs traubunn med utslipp til overvann eller nærmeste vassdrag.



Figur 5 Tverrsnitt av vegprofil med sidearealer og mulige transportveger for avisningskjemikaliene fra veg til omgivelsene

Hvordan saltet spres, og hvilke planter som treffes, har betydning for saltskader på vegetasjon. Kjemikalier som transporters med avrenning til en resipient eller infiltrerer ned i jorda, vil enten bare fortynnes (vanlig veisalt), eller både fortynnes og brytes ned (organiske avisingsmidler, Tabell 2). Store deler av avisningskjemikaliene blir lagret i brøyt kantene og transporteres videre med det første smeltevatnet, en såkalt «first flush» effekt (French m.fl., 1996). Dette var også en tydelig effekt i et spredningsstudie fra England der man viste forhøyede kloridkonsentrasjoner før selve vannføringen i bekken økte, samt økte saltkonsentrasjoner i grunnvann (Rivett m.fl., 2016). Med smeltevatnet transporteres kjemikaliene videre med avrenning fra vegen eller infiltreres ned i jorda. I en studie fra Sverige ble spredningsavstand fra veg studert ved oppsamling av snøprøver fra vegen (Figur 6). De viste at det meste av saltet avsettes innen 20 m fra vegen, men at mengden først stabiliseres ved omtrent 40 m fra vegkanten (Blomqvist & Johansson, 1999). Dette samsvarer godt med spredningsstudier ved Oslo lufthavn (Øvstedal & Wejden, 2007).



Figur 6 Saltspredning fra veg og prøvetakingsmetoder (kilde: Blomqvist & Johansson, 1999).

Spredningen påvirkes også av vindforhold og fart på vegen. I en studie i et åpent område i USA viste man at saltene kan spres flere hundre meter fra vegen (Kelsey & Hootman, 1992). Luftbårne saltpartikler og salt som spruter opp fra vegen avsettes direkte på plantenes overjordiske deler, selv flere titalls meter fra selve vegkanten (Cunningham m.fl., 2008). Hvor langt saltet spres fra vegen på den måten avhenger i stor grad av hastighet på bilene som kjører forbi. Desto høyere hastighet, jo lenger vekk fra vegen spres saltet. På motorveger i åpent landskap kan skader på vegetasjon observeres flere hundre meter fra veien (Per Anker Pedersen pers. med.)

Generelt er det viktig at mengdene avisningskjemikalier som brukes reduseres så mye som mulig. Dette kan bl.a. gjøres ved optimalisering av saltingsrutiner gjennom ulike verktøy, som f.eks. en modifisert temperaturindeks som kobler saltingsbehov til meteorologiske forhold (Trenouth m.fl., 2015). Det har også vært mye fokus på å bedre metoder for mekanisk fjerning av is og snø slik at man unngår mye bruk av kjemikalier, blant annet i Saltsmart-prosjektet til Statens vegvesen. Videre kan det for forvaltningsaspekter være nyttig å kartlegge sårbarhetssoner basert på geologiske forhold og vannføring, illustrert i Tabell 1 fra (Betts m.fl., 2014) eller ved bruk av Statens vegvesens saltkart (www.vegsalt.no).

Tabell 1 Sårbarhet av ulike bekker/elveløp og prioritering for et område i Canada (Betts m.fl., 2014).

Study Area	Salt vulnerability score	Vulnerability ranking
Highland Creek at Bellamy Rd	43	1
Highland Creek at Mammoth Hall Trail	43	1
Don River at Bloor St.	37	3
Highland Creek at Morningside Ave	31	4
Humber River at Old Mill Rd	20	5
Rouge River at Finch Ave	4	6
Humber River at Steels Ave	3	7
Hanlon at Highway 6	2	8

3.2 Kjemiske egenskaper

Hvordan kjemikalier oppfører seg i miljøet er avhengig av deres kjemiske egenskaper og miljøet som de transporteres gjennom. Alle avisnings-salter har høy vannløselighet og transporteres lett med vann. Kationdelen kan bindes til jord, og de som har høy ladning, slik som kalsium (Ca^{2+}) og magnesium (Mg^{2+}), bindes sterkere enn de med lav ladning, slik som kalium (K^+). Disse grunnstoffene er viktige næringsemner som planter kan nyttiggjøre seg i motsetning til natrium (Na^+). Natrium kan i høye konsentrasjoner være skadelig for planter fordi den erstatter næringsemner i jord. Aniondelen, som er klorid (Cl^-) i vanlig vegsalt, bindes ikke i jord og kan ha negativ effekt på naturlige organismer, mens formiat (Fo^-) kan brytes ned helt. Nedbrytning skjer etter at temperaturen er over frysepunktet.

Det finnes mye dokumentasjon av hvordan vanlig vegsalt i form av NaCl opptrer i miljøet. Det ble ikke funnet noe dokumentasjon om miljøeffekter av MgCl_2 brukt som avisningskjemikalie. Flyplasser har vært i forkant når det gjelder bruk av organiske avisningskjemikalier. Der benyttes ofte kaliumformiat på

rullebaner. Natriumformiat (NaHCO_2) er et organisk salt bestående av natrium og formiat, saltet har høy løselighet i vann der formiat finnes som ioneform i likevekt med svak maursyre. Dette er stoffer som finnes naturlig i økosystemer. Fordi formiat er organisk, kan det brytes helt ned til vann og CO_2 , og slik sett er nedbrytbare salter bedre for miljøet enn vanlig vegsalt som kan akkumulere i jord og vann og påvirke systemene over lang tid. I motsetning til formiat, er natrium uorganisk og vil ikke brytes ned, men kan adsorberes i jord. I motsetning til natrium er kalium et viktig plantenæringsstoff, og slik sett bedre for miljøet enn natrium. Løselighet og tetthet til ulike salter som brukes til avisning er gitt i Tabell 2. Alle saltene har høyere tetthet enn vann (1 g/cm^3), men det er konsentrasjonen som avgjør tettheten av løsningen og om det vil ha en negativ effekt (at vannet synker til bunns) i stillestående vann.

Tabell 2. Kjemiske egenskaper av vanlige avisningsmidler

Avisningsmiddel	Kjemisk formel	Løselighet	Tetthet	Kjemisk oksygenforbruk
Kaliumformiat	CHKO_2	33,1 g/100 mL (25°C)	1,91 g/cm ³	0,35 mg/L
Natriumformiat	CHNaO_2	97,2 g/100 mL (20 °C)	1,92 g/cm ³	0,35 mg/L
Kaliumacetat	$\text{C}_2\text{H}_3\text{O}_2\text{K}$	25,6 g/100 ml (20°C)	1,6 g/cm ³	1,07 mg/L
Natriumklorid	NaCl	35,9 g/100ml (25°C)	2,17 g/cm ³	-
Magnesiumklorid	MgCl_2	54,3 g/100ml (20°C)	2,32 g/cm ³	-

3.3 Økologiske effekter av avisningsmidler

3.3.1 Vegetasjon

Saltskader på vegetasjonen har vært et kjent problem i flere tiår - noe som har gitt en stor mengde vitenskapelige publikasjoner på effekter av natriumklorid. Antallet publikasjoner som ser på effekter av formiater og andre organiske salter til avisning er begrenset. Effekten av natriumklorid er relativt stor på trær, og med de store kostnadene og verdiene involvert i etablering og skjøtsel av trær i byen så er det rimelig at dette aspektet av vegsalteffekten har fått stor oppmerksomhet (Ordóñez-Barona m.fl., 2018, Kayama m.fl., 2003, Fostad & Pedersen, 2000). De historiske kastanjetrærne i Bygdøy Allé i Oslo er et godt eksempel på urbane trær som har tatt stor skade av salting og forurensning fra trafikk over lang tid (Didriksen, 2015).

Saltmidler har både direkte og indirekte effekter på vegetasjonen, avhengig av både kjemiske egenskaper og dosering. Det er registrert store skader på vegetasjonen av vanlig veisalt, men omfanget av skadene varierer veldig fra år til år og er avhengig av saltmengder, type vei og værforhold gjennom vinter og vår. Effekten av vegsalt har ulik effekt på plantene, alt etter hvordan de blir eksponert. En kan skille mellom direkte eksponering som saltsprut på overjordiske deler og mer indirekte eksponering gjennom økt innhold av saltene i jorda rundt røttene. Ved mye nedbør blir saltet som treffer vegetasjonen og jorda

vasket av og fortynnet. Denne utvaskingen og fortynningen av saltet er viktig for å unngå store skader på vegetasjonen.

Skader fra saltsprut kjennetegnes først og fremst ved at de nedre grenene på trærne som vokser nærmest vegen er misfarget eller døde. Det er betydelig forskjell i følsomhet mellom arter (Pedersen 2010) og skadene på de mest følsomme artene kan være omfattende, med redusert vekst, bladtap og økt dødelighet av greiner og stammer. Det er ikke tilstrekkelig dokumentert hvorvidt det er forskjeller i sprutskader fra vegsalt basert på natriumklorid og organiske salter. Har saltene først havnet i jorda, påvirker de plantene på tre måter: toksiske effekter etter opptak via røtter, indirekte effekter via konkurranse med plantenæringsstoffer om opptak i røttene og økt osmotisk tørkestress og vanskeligere vannopptak. Disse tre mekanismene beskrives nærmere for natriumklorid under, og forventet effekt av organisk baserte salter diskuteres etter det.

Både natrium og klorid har negative effekter på funksjoner i bladene hvis de akkumuleres og økt konsentrasjon av natrium og klorid er vanlig i saltpåvirket jord (Kayama m.fl., 2003). Saltstress som skyldes høyt saltinnhold i jorda, kan ha negativ påvirkning på plantenes fotosyntese, respirasjon og enzymaktivitet som fører til redusert vekst (stammediameter og høyde), blad og greinskader (Amundsen m.fl., 2008, Levitt, 1980a, Equiza m.fl., 2017). Ved høye konsentrasjoner av ionene i jorda kan hele planter dø. Slike skader hos trær kan ofte bygge seg opp over flere år, til konsentrasjonen av stoffene blir for høy og planten dør.

Plantene prøver å begrense opptak av disse ionene gjennom å binde dem i røttene og nedre deler av stammene. Ved høy saltkonsentrasjon i jorda vil en viss mengde ioner likevel nå bladene. Akkumulering av kloridioner i bladene ser ut til å ha en mer negativ effekt enn natrium på vedaktige arter, og er ofte mer korrelert med synlige skader enn natriuminnholdet. Det er gjort utallige studier på effekten av natriumklorid for ikke-vedaktig vegetasjon, og disse viser et bredt spekter av negative responser avhengig av vekstform og økologi (Munns & Tester, 2008).

De største effektene av vegsalting med natriumklorid blir ofte observert innen noen få meter fra vegkanten, men betydelige saltskader kan observeres på planter opptil 80 m fra vegen, avhengig av topografi og jordtype (Pedersen & Fostad, e1996). Ved bruk av natriumklorid finner en ofte betydelig økning i natrium og noe økning i klorid i jord og jordvæske (Ingerslev m.fl., 2014). Arter som tåler høyt innhold av natriumklorid i jord, har oftest mekanismer for å hindre opptak, en rask utskillelse, eller immobilisering av ionene inne i cellene.

Høy tilførsel av natriumklorid kan også forstyrre ionebalansen i jorda og gjøre andre næringssalter vanskeligere tilgjengelig for plantene (Ingerslev m.fl., 2014, Sivertsen, 2012). Dette kan gi ubalanse i næringsforsyningen og i mer ekstreme tilfeller mangelsymptomer og redusert vekst og vitalitet. Dette vil også gjelde for natriumformiat, mens effekten for kaliumformiat forventes å være mindre da kalium er et av de viktigste plantenæringsstoffene. Leire har en komplisert struktur som gjør at den reagerer med salt på ulike måter, dette gjør at både vannbinding og jordtetthet påvirkes av salt. Høyere saltinnhold i jorda og endret jordkjemi kan på sikt føre til et større innslag av salttolerante arter i vegetasjonen.

Økt saltinnhold i jorda gir et osmotisk stress som gjør vann vanskeligere tilgjengelig for rotopptak. For høyt opptak av salt kan forstyrre den osmotiske balansen i plantene og føre til fysiologisk tørke (Levitt, 1980b), i praksis at vann trekkes ut av plantecellene som tilsvarer for lavt vannopptak. Tørkeperioder forsterker denne effekten av saltene i jord.

Ulike arter responderer forskjellig til de ulike formene for eksponering. Noen arter er tolerante for sprutskader fra vegsalt, men følsomme for salt i jord og opptak gjennom røttene. Basert på observasjoner fra undersøkelser gjort i 2003, 2006 og 2010, ser det ut til at furu, hengebjørk og gran er følsomme for saltsprut, men tolererer salt i jord nokså godt (Pedersen, u.å.). Hestekastanje og spisslønn kan se ut til å reagere motsatt med høy toleranse for salt i jord, men høyere følsomhet for saltsprut (Pedersen, u.å.). Det er mange faktorer som spiller en rolle for hvor stort omfanget av saltskader blir, og det er derfor vanskelig å rangere ulike arter etter salttoleranse. Jordtype og nedbørsforhold spiller en spesielt stor rolle og kan forklare motstridende resultater med hensyn til ulik toleranse (Fostad & Pedersen, 2000). For eksempel kan gran som vokser i sandholdig jord få betydelige større skader enn gran som vokser i jord med mye leire, silt eller torv (Fostad & Pedersen, 2000). Som nevnt innledningsvis har jorda rundt Østensjøvannet høyt leirinnhold (Figur 2).

Det er noe mindre detaljkunnskap om langtidseffekten av vegsalt på annen vegetasjon enn de omtalt ovenfor. Her er det også store forskjeller i responser, men på sikt vil saltpåvirkning påvirke konkurranseforhold og dynamikken i vegetasjonen. Mest sannsynlig vil en del av de mest følsomme artene utkonkurreres og mer salttolerante arter etablere seg.

Det er foreløpig få studier som har tatt for seg effektene av formiat på vegetasjon sammenlignet med vanlig vegsalt. For kaliumformiat har kalium i seg selv har ikke samme toksiske effekt som natrium og klorid har, samtidig med at formiat brytes raskt ned i jord dersom det er nok oksygen. Toksiske effekter av kaliumformiat er vist ved konsentrasjoner over 4 kg/m² (Hellstén m.fl., 2005a). Natriumformiat forventes å ha noe mer negativ effekt enn kaliumformiat. Økt mengde natrium i jord kan ha en negativ effekt på opptak av magnesium i plantene da utvasking av viktige plantenæringsemner øker, men dette vil avhenge av jordegenskaper og jordkjemi på stedet. pH i jord forventes å øke ved nedbryting av formiat (Ingerslev m.fl., 2014), noe som kan ha effekter på jordkjemi. Effekten av dette vil variere med jordtype, og effekten på leirjord med større bufferkapasitet forventes ikke å være stor. Det gjenstår å få det godt dokumentert. Dette ble også dokumentert i forsøk som sammenliknet effekt av belastning med natriumklorid, kaliumformiat og kalsium-magnesium-acetat på plantevekst og jordkjemi (Hanslin, 2011). Videre ble det her konkludert med at kaliumformiat har sammenlignbar negativ (korttids)effekt på vegetasjonen som natriumklorid per anionenhet (Hanslin, 2011), det vil si per klorid (Cl⁻) eller formiat (Fo⁻) del, som begge har en negativ ladning.

En av de mest omfattende studiene av effektene av kaliumformiat på vegetasjon ble utført i København. I studien kom det frem at planter som vokste i nærheten av veger der kaliumformiat hadde blitt brukt som avisningsmiddel hadde bedre vekst og høyere innhold av klorofyll i bladene sammenlignet med planter i områder der det hadde blitt brukt tradisjonelt vegsalt. Det var også mindre forekomst av mangelsymptomer indikert ved bladskader som døde områder (nekrose) og mer eller mindre gulfarge (klorose) sammenlignet med områder der det hadde blitt brukt natriumklorid (Ingerslev m.fl., 2014). Bruk av kaliumformiat vil trolig på kort sikt ha mindre effekt på enkeltartene og vegetasjonsutviklingen,

men langtidseffekter av eventuelle pH-endringer i jord og indirekte via effekter på jordbiota vil avhenge av størrelsen på effekten og er foreløpig ikke tilstrekkelig dokumentert.

3.3.2 Jord og vann

Både natriumklorid og magnesiumklorid løses lett i vann (Tabell 2), men brytes ikke ned slik som formiat i natriumformiat gjør. Vegsalt følger i stor grad vannstrømmene og transporteres vekk fra vegen i perioder med nedbør og snøsmelting. Selv om vegsaltet fortynnes, forventes det at konsentrasjonen av salt øker i resipienter så lenge bruken av vegsalt øker. Formiat transporteres også på samme måte, men formiatet brytes ned i motsetning til natriumklorid og magnesiumklorid. Det største problemet med formiat- og acetatbaserte avisningsmidler er forbruket av oksygen under nedbrytningen.

Formiat i jord og grunnvann

Natriumklorid er svært mobilt og finner ofte veien ned til grunnvannet gjennom jorda (Figur 4). Resultater fra langtidsovervåking av grunnvannet i Finland viste at kloridkonsentrasjonen i grunnvannet har økt siden overvåkingen startet i 1955 (Lindroos & Nystén, 2015). Sammenhengen mellom bruk av vegsalt og kloridkonsentrasjon i grunnvann var tydelig. Avstand til veg, mengde salt og størrelsen på grunnvannsforekomsten er faktorer som også påvirker hvor mye klorid det er i grunnvannet.

I følge Hellstén m.fl. (2005b) er effektene av kaliumformiat betydelig mindre. I sin studie fant de ut at formiat brytes raskt ned i de øvre jordlagene slik at det ikke når ned til mettet sone. På grunn av den raske nedbrytningen og minimale påvirkningen på vannkvaliteten, konkluderte de med at kaliumformiat er et godt alternativ til natriumklorid som avisningsmiddel. På Oslo lufthavn viste nedbrytningsstudier med avisingskjemikaliene acetat (som ble benyttet før de begynte med formiat) og propylenglykol at disse ble helt nedbrutt gjennom 4 meter sandjord før vannet nådde grunnvannet (French m.fl. 2001). I French m fl. (2002) sammenliknes nedbrytningshastigheter for ulike avisingskjemikalier basert på laboratorieforsøk utført ved 20 °C, her oppgis en halveringstid for formiat på 7 dager (kun ett forsøk), mens det for acetat varierte fra 4-18 dager, avhengig av tilsatt konsentrasjon. Nedbrytningshastigheten økte med tilførsel av nitrogen og fosfor. I kolonnestudier ble formiat fullstendig nedbrutt med ved en tilsetning av 550 mg Fo/l, og en gjennomstrømningshastighet på 20 l/m²dag, også da belastningen var på 2900 mg/l ble alt brutt ned etter en tilvenningstid på ca. 2-4 uker (Roseth & Bjørnstad, 1996). Alle disse studiene ble utført på sand, med noe innslag av organisk jord.

Med all bruk av kjemikalier er det viktig at man overvåker hva som skjer i miljøet der kjemikaliene spres. På Oslo lufthavn overvåkes vannkvaliteten nøye og man har streng kontroll på mengder som brukes og om det gir konsekvenser på grunnvannet. Ved andre flyplasser, overvåkes resipienter som bekker og vann. Overvåking av miljøkonsekvenser er mindre vanlig i forbindelse med bruk av avisningsmidler på veg, og trolig kunne saltingspraksis blitt bedre dersom det ble stilt strengere krav til dokumentasjon både av forbruk og miljøeffekter.

Formiat opptrer naturlig i jord og potensialet for adsorpsjon er liten pga. negativ ladning. Jord med mye tilført formiat vil kunne bli oksygenfri på grunn av nedbrytningsaktiviteten. Generelt er potensialet bedre for nedbrytning over grunnvannssonen (Figur 4). Dersom jord eller grunnvann blir oksygenfritt og det fortsatt er organiske forbindelser til stede, vil bakterier begynne å bruke oksygen bundet til jern og mangan (oksider). Når dette skjer vil jern og mangan løses ut i vannet (mobiliseres) og fraktes videre med grunnvann. Når grunnvannet renner ut i en bekk eller innsjø, vil jern og mangan igjen reagere med oksygen og felles ut, med mulighet for akutte toksiske effekter på vannlevende organismer og organismer tilknyttet grunnvannspåvirkede økosystemer. Det er for øvrig svært vanlig å finne høye konsentrasjoner av jern og mangan i grunnvann i Norge pga. naturlige prosesser i grunnen. Ved svært store mengder nedbrytbare kjemikalier i grunnen og oksygenfrie forhold, kan det dannes både hydrogensulfid (H_2S) og metan (CH_4). Nedbrytning i grunnen vil blant annet avhenge av type jordsmonn, kornfordeling, mengde organisk materiale, tilgjengelighet av næringsstoffer og makroporestrømning. Sammenlignet med kaliumacetat og kalsium-magnesium-acetat er oksygenforbruket i nedbrytning av kaliumformiat lavere (Tabell 1). Erfaringer tilsier at den mest omfattende negative effekten av organiske avisingskjemikalier på flyplasser er mobilisering av jern og mangan.

I områdene rundt Toronto, i Canada, kan bruken av vanlig vegsalt føre til begrensning av boligutbygging fordi grunnvannsforurensningen kan føre til at konsentrasjonen av salt overstiger kravet til drikkevann (Howard & Maier, 2007). Også i Norge er det spesielle tiltak ved veger som ligger nær vannverk som bruker grunnvann, for eksempel Elverum vannverk, der man har en saltfri sone på Rv3. Ved Lillehammer vannverk er det en avskjærende betongkant langs E6 som hindrer at smeltevann fra vegen infiltrerer områder som drenerer mot vannverket. Høye konsentrasjoner av salt kan holdes stabile i vannmassene over lang tid selv om tilførselen stopper. Det er spesielt vannforekomster med lang oppholdstid, det vil si lang utskiftningstid for vannet, som er utsatt for de negative effektene av salt.

Bruk av formiater sammenliknet med klorid – eksempler fra akvatisk flora, fauna og innsjøsirkulasjon

Natriumklorid (NaCl) i moderate konsentrasjoner er relativt harmløst for akvatiske organismer. I ferskvann under marin grense i Norge er konsentrasjon av NaCl i overflatesjiktet ofte relativt høy, og det er ikke uvanlig at konsentrasjonen av klorid er over 10 mg Cl/l . Men her er det stor variasjon, både for spesifikke innsjøer gjennom året og mellom innsjøer. Nær dypeste punkt i innsjøene kan konsentrasjonen være betydelig høyere, og især for innsjøer som ligger nær saltet veg.

De fleste arter av ferskvannsfauna har generelt høy toleranse for NaCl og ser ut til å tåle konsentrasjoner godt over hva som er vanlig å finne i de fleste elver og innsjøer i Norge. Enkelte arter er noe mer følsomme, men 90 % av planteplanktonartene unngår skade ved kloridkonsentrasjoner under 25 mg Cl/l (Færøvik 2006). Til sammenlikning er drikkevannsnormen på 250 mg Cl/l (Vannforskriften). De mest saltfølsomme artene av planteplankton finnes over marin grense. Amfibier kan være følsomme for endret saltinnhold og forurensninger fordi de absorberer vann og løste stoffer gjennom huden. Forsøk har allikevel vist at, opp mot forventede konsentrasjoner av vegsalt i Østensjøvannet, er det usannsynlig at vannkvaliteten vil kunne gi negativ påvirkning på overlevelse, vekst og tidspunktet for metamorfose

hos skogfrosk (*Rana sylvatica*) og nordpadde (*Bufo bufo*) (jf. Sanzo & Hecnar, 2006; Bernabò m.fl., 2013).

På fisk er det blitt utført en rekke studier mht. potensielle direkte toksiske effekter av NaCl. I Norge er gjerne snø- og isforholdene slik at saltingen og snøsmelting ofte vil overlappe med både smoltifisering, egg-utvikling og klekking (Mahrosh m.fl. 2011). Med dette kunne en tenke seg at salting av veg, med potensielle høye konsentrasjoner av NaCl i avrenning til bekker og innsjøer, i seg selv ville kunne medføre fiskedød pga. potensiell høy konsentrasjon eller dose av NaCl. Fisk har derimot vist å kunne tåle høye konsentrasjoner av uorganisk vegsalt (Mahrosh m.fl. 2014). I laboratorieforsøk har det blitt vist at konsentrasjoner («momentane doser») på ≥ 5000 mg NaCl/l har akutt negative effekter på ulike stadier av anadrom laksefisk (Mahrosh m.fl. 2011). Dette er samme konsentrasjon som brakkvann (saltvann inneholder om lag 35000 mg NaCl/l), og langt over hva vi kan forvente å finne i Østensjøvannet. En litteratursammenstilling med fiskearter tilsvarende de vi har i Norge, indikerer at fisk i ulike stadier har høy tålegrense for NaCl også over lengre eksponeringstid (Evans og Frick 2001). Konsentrasjonen av NaCl i innsjøer blir altså trolig sjelden så høy, også etter veisaltning, at det er noe fare for fiskedød. Indirekte effekter, som oksygensvinn pga. dårlig vertikal sirkulasjon av vannmassene, med en eventuell overgang til meromiktiske tilstander, samt mobilisering av tungmetaller fra jordsmonn til innsjø (se kapittel under), kan ha større konsekvenser for fisk i innsjøer. Tilførsel av vegsalt som vil kunne endre stabilitetsforholdene i en innsjø, er et indirekte problem for innsjøer og ferskvannsbiota via bruken av NaCl (Bækken og Haugen 2006; Haaland m.fl. 2012; Rimmer m.fl. 2005). Endrede tetthetsgradienter og saltindusert sjiktning i vegnære innsjøer har også lenge vært kjent som en konsekvens ved bruk av vegsalt, og kommer som følge av at saltvann er tyngre enn ferskvann. (Gibbson og Stewart 1972; Judd 1970; Kjensmo 1997; Saunes & Verøy, 2016; van de Voorde m.fl. 1973). Normalt vil store deler av vannmassene i en innsjø sirkulere vertikalt i perioder om våren og om høsten, når temperaturen er homogent fordelt vertikalt i vannprofilen. Denne sirkulasjonen gjør at innsjøen får en jevn fordeling av gasser og næringsstoffer. Dersom innsjøen er saltpåvirket, kan tyngre vannmasser i de nedre sjikt av innsjøen vanskeliggjøre fullstendig vertikal sirkulasjon og det kan over tid oppstå et mer eller mindre oksygenfritt bunnsjikt. Som beskrevet for jord og grunnvann kan det også i innsjøer med høy organiske belastning og lite oksygen dannes både hydrogensulfid og metan.

I innsjøer som har problem med vertikal sirkulasjon, vil en overgang til bruk av formiat være et potensielt direkte problem, da formiat forbruker oksygen via nedbrytning og klorid ikke brytes ned. Tilførsler av ikke nedbrutt formiat til innsjøer som i utgangspunktet ikke sirkulerer godt om våren og høsten, kan med andre ord forsterke et problem med å ytterligere redusere konsentrasjoner av oksygen i bunnsjiktet. Hvordan formiat potensielt vil påvirke oksygenkonsentrasjonen kommer også an på hvordan det innkommende vannet fra bekkene i nedbørfeltet blandes inn; dvs. om formiatet synker til bunns eller om det blandes inn i lettere overflatesjikt og føres ut av innsjøen. Dette vil avhenge av innsjøens og bekkens temperaturforskjeller (termodynamikk), samt graden av vertikal omrøring i innsjøen via vindpåvirkning.

Salting og effekt på utvasking av tungmetaller

Et av problemene med forhøyede konsentrasjoner av vegsalt er at det kan påvirke mobiliteten av tungmetaller og endre ionesammensetningen, samt populasjoner av mikroorganismer i jord og i vann. Kjemiske reaksjoner og transportmekanismer er kompliserte og er avhengig av både type salt, jordsmonn og i hvilken form tungmetallene er bundet i jorda som påvirkes av salt (Tromp m.fl. 2012). Under de rette forholdene kan disse mekanismene gjøre at tungmetaller forekommer i fraksjoner som er biotilgjengelige og toksiske for organismer i vann og i jord. Dette er av bekymring blant annet for drikkevannskvalitet i grunnvannsbrønner som ligger i tilknytning til veg. Utvasking av metaller er betydelig mindre ved bruk av organiske avisingsmidler enn ved bruk av vegsalt (Amundsen m.fl., 2008, Fay & Shi, 2012). For eksempel er mengden biotilgjengelig kadmium i jord lavere ved bruk av kaliumformiat enn natriumklorid (Rasa m.fl., 2006).

Studier av jord på 25-50 cm dyp i Canada viste at saltbelastning (NaCl) ga lavere innhold av kalsium og magnesium (Ordóñez-Barona m.fl., 2018) noe som også er vist i en modellstudie for Lake George, i USA (Sutherland m.fl., 2018). Dette skyldes at ionebyttekapasiteten (CEC) reduseres ved akkumulering av vegsalt. Dette ble blant annet dokumentert av Ke m.fl. (2013) som også viste at diversiteten av både bakterier og sopp gikk ned i jord med høy saltbelastning og endret ionesammensetning i jord og i vann. Undersøkelser fra Østerrike viser at det er en god sammenheng mellom avstand til veg og konsentrasjon av salt og tungmetaller (Zehetner m.fl., 2009).

Tilførsel av natriumklorid påvirker mobiliseringen av metaller i jord gjennom ulike mekanismer som ionebytte, redusert pH og dannelse av kloridkomplekser (Bäckström m.fl., 2004, Bauske & Goetz, 1993, Norrström & Jacks, 1998). Ved tilførsel av natriumklorid kan de positive natriumionene bytte plass med andre positive ioner bundet til negativt ladede jordpartikler (CEC). Konsentrasjoner av blant annet kadmium, sink, kobber og jern i jord og jordvæsken har vist seg å øke som en funksjon av ionebytte med natriumklorid (Bäckström m.fl., 2004, Amrhein m.fl., 1992). I et studie der man så på frigjøring av tungmetallene kadmium, kobber, nikkel, bly og sink fra ulike filtermedier brukt i konstruerte vannrenseløsninger langs veg, fant man likevel at natriumklorid var bedre enn avisingsalter som inneholdt toverdige ioner som kalsium (Ca^{2+}) og magnesium (Mg^{2+}) (Huber m.fl., 2016). Wu og Kim (2017) fikk motsatt effekt for blyutvasking i jordsmonn forurensset med organisk bundet bly. Blytransport assosiert med kolloider kan nå grunnvannet raskere enn kadmium og sink som opptrer som frie ioner (Norrström & Jacks, 1998, Norrström, 2005). I en studie av kadmiumutvasking fra Finland, ble det vasket ut tre ganger mer kadmium med natriumklorid enn med kaliumformiat (Rasa m.fl., 2006).

3.3.3 Toksisitet av formiater

Formiat er i utgangspunktet vannløselig og lett nedbrytbart, og bioakkumulering er ikke forventet. Generell konsensus er at det har lav giftighet i vann.

Flere har funnet at organiske avisingskjemikalier kan være et bra alternativ til NaCl med hensyn til effekter på planteplankton (Goldman & Lubnow 1992), men noen har også funnet at kaliumformiat er

noe mer toksisk for enkelte ferskvannsplanter enn hva natriumklorid er (Joutti m.fl. 2003). Forskjellene ser generelt ut til å være små. Ørret ser ut til å tåle høye doser av organiske avisningsmidler direkte, og konsentrasjonen av formiat ser ut til å måtte være meget høy før det vil gi en dødelig effekt (jf. Bang & Johnston, 1998). For eksempel har NIBIO i den sjørrettførende Rovebekken, som ligger i tilknytning til Torp Sandefjord lufthavn, registrert kortvarige høye konsentrasjoner av formiat 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).

Østensjøvannet har et rikt fugleliv og det er derfor av interesse å vite om løst formiatsalt kan være skadelig for fugl. Det finnes imidlertid lite informasjon om dette direkte, men kaliumdiformiat har i forsøk blitt gitt som fôrtilsetning til kylling (Rageaa & Korany 2016). Kaliumdiformiat dissosierer til maursyre og kaliumformiat i tarmene til fugl, og gis for å beskytte fugl mot patogene bakterier samt for å øke vekst. Ergo, dette ser ikke ut til å være direkte skadelig for fugl. Kaliumdiformiat benyttes også til konservering av rå fisk og rå fiskeprodukter til fôr. Med andre ord; formiat benyttes altså per i dag indirekte i fôrtilsetning. Generelt, ifølge sikkerhetsdatablader, anses ikke formiater som farlig for mennesker og dyr. Det er for eksempel kun anbefalt å vaske seg med såpe og vann dersom man får kaliumformiat på huden - noen form for førstehjelpstiltak eller liknende er ikke nødvendig. Videre; får man det i øyet skal det skylles med vann. Dersom saltet svelges er rådet å drikke vann. Men, som med mye annet kan meget høye konsentrasjoner være dødelig. LD50-konsentrasjonen, som angir hvor høy konsentrasjonen i dyr må være for at halvparten av en populasjon skal dø, er satt til 5.5 g/kg. Dette er et urealistisk scenario via for eksempel å drikke vann med lave konsentrasjoner av formiat i ferskvann. Et scenario som man derimot kan tenke seg er at dyr som luftes eller beveger seg langs saltet vei, potensielt kan få i seg en større mengde salt dersom det ligger uløst salt i veikanten. Man kan kanskje anta at dette kan være aktuelt for dyr som for eksempel hest, hund og katt. Dersom et dyr får i seg meget høye konsentrasjoner av formiat vil det kunne påvirke nyrefunksjonen, oksygenkonsentrasjonen i blodet hos dyret, samt synet via potensiell dannelse av metanol. Hvor realistisk et slikt scenario er, der en dødelig konsentrasjon av salt inntas av slike dyr, kan diskuteres. Tilsvarende scenarier og effekter kan også tenkes for salthauger av NaCl som potensielt kan bli liggende langs veibanen.

4 Diskusjon/konklusjon

Det er fortsatt begrenset med studier som dokumenterer hvordan formiatbaserte avisningskjemikalier påvirker økosystemet sammenliknet med tradisjonelt vegsalt. Dette skyldes antagelig en kombinasjon av at det faktisk ikke er godt nok undersøkt, og at utførte studier enda ikke er publisert og åpent tilgjengelig.

Foreløpig kan følgende konklusjoner trekkes frem:

- Høyere fartsgrense gir større spredning av avisningskjemikalier og kan gi påvirkning på vegetasjon lengre unna vegen. Noen værforhold kan imidlertid også gi stor spredning av vanndråper med høy konsentrasjon av kjemikalier. Generelt vil fortynningseffekten som skyldes spredning være gunstig. De største saltkonsentrasjonene i avrenning fra veg vil være rett etter en smelteepisode. Fortynning med annet vann i nedbørfeltet reduserer konsentrasjoner i bekker og innsjøer. Saltet følger i stor grad vannstrømmene og transporteres vekk fra vegen i perioder med nedbør og snøsmelting. Selv om saltet fortynnes forventes det at konsentrasjonen av salt i resipienter øker så lenge bruken av vegsalt øker.
- Alle avisningssalter har høy vannløselighet og transporteres lett med vann. Kationdelen kan bindes til jord. De som har høy ladning, kalsium (Ca^{2+}) og magnesium (Mg^{2+}), bindes sterkere enn de med lav ladning, kalium (K^{+}), disse grunnstoffene er viktige næringsemner som planter kan nyttiggjøre seg av. Natrium (Na^{+}) derimot er ikke et slikt stoff. Høye natriumkonsentrasjoner kan være negativt for planter fordi det erstatter andre næringsemner i jord. Aniondelen som er klorid (Cl^{-}) i vanlig vegsalt bindes ikke i jord og kan ha negativ effekt på naturlige organismer.
- Formiat brytes ned i fritt vann og det ser ut til at kaliumformiat har færre direkte effekter på vegetasjon og i jord/grunnvann. Den største utfordringen med formiatbaserte avisningsmidler er forbruket av oksygen under nedbrytningen. Dette har trolig liten negativ effekt nær jordoverflaten og i bekker med mye turbulens fordi oksygenet raskt blir erstattet. I mer stillestående vann (enten dypere i jordsmonnet, i grunnvannet eller i innsjøer) kan oksygenfrie forhold føre til utvasking av jern og mangan i jord, og dannelse av hydrogensulfid og metan som potensielt kan være toksisk for organismer i jord og vann.
- Saltskader på vegetasjonen har vært et kjent problem i flere tiår. Effekten av natriumklorid er relativt stor på trær, og etablering og skjøtsel av trær i byen kan gi store kostnader. De historiske kastanjetrærne i Bygdøy Allé i Oslo er et godt eksempel på urbane trær som har tatt stor skade av salting og forurensning fra trafikk over lang tid.
- Ved samme ionestyrke har formiat- og kloridbaserte avisningskjemikalier mest sannsynlig samme effekt ved direkte eksponering av grønne plantedeler. Dette er lite undersøkt, men trolig vil en kunne observere samme type sprutskader ved bruk av formiat som ved natriumklorid. Da kaliumformiat brytes raskt ned i umettet sone vil trolig skadene som oppstår gjennom opptak av røttene bli betraktelig mindre ved bruk av kaliumformiat enn ved vanlig veisalt, og

erfaringene med formiatbaserte kjemikalier i København var positive med hensyn til plantehelse.

- Generell konsensus er at formiat har lav giftighet i vann. Endringer i ionesammensetningen i vann kan forstyrre viktige fysiologiske og metabolske prosesser hos vannlevende organismer.
- Det finnes lite informasjon om hvorvidt løst formiatsalt kan være skadelig for fugl, men kaliumdiformiat har i forsøk blitt gitt som fôrtilsetning til kylling for å beskytte fugl mot patogene bakterier og øke vekst. Ergo, dette ser ikke ut til å være direkte skadelig for fugl. Kaliumdiformiat benyttes også til konservering av rå fisk. Generelt, ifølge sikkerhetsdatablader, anses altså ikke kaliumformiat som farlig for mennesker og dyr.
- Et av problemene med forhøyede konsentrasjoner av vegsalt er at det kan påvirke mobiliteten av tungmetaller og endre ionesammensetningen, samt populasjoner av mikroorganismer i jord og i vann. Generelt sett gir kationer med lav ladning (K^+ og Na^+) mindre risiko for utvasking av kadmium, sink, nikkel og bly enn kationer som kalsium og magnesium. Det understrekes at disse prosessene er kompliserte og kombinasjonen av salt, jordtype og vanninnhold vil påvirke hvordan den faktiske utvaskingen blir.

Det mangler fremdeles grundige undersøkelser av effektene av natriumformiat, spesielt når det gjelder transport i miljøet og effektene av nedbrytningsprosessen i ferskvann. Fra studier på kaliumformiat kan det se ut som at dette er et bedre alternativ enn vegsalt med hensyn til mobilisering av metaller i jord og skader på vegetasjon (med unntak av direkte eksponering), men flere undersøkelser er nødvendig.

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.
- Amundsen, C. E., French, H., Haaland, S., Pedersen, P. A., Riise, G. & R., R. 2008. Salt SMART Miljøkonsekvenser ved salting av veger - en litteraturgjennomgang. Teknologirapport 2535. Statens vegvesen.
- Bang, S. S. & Johnston, D. 1998. Environmental Effects of Sodium Acetate/Formate Deicer, Ice Shear™. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 35, 580-587.
- Bargel, T. H. 2005. Spor etter istiden i Oslo og Akershus, NGU.
- Bauske, B. & Goetz, D. 1993. Effects of Deicing - Salts on Heavy Metal Mobility *Acta Hydrochimica et Hydrobiologica*, 21, 38-42.
- Bernabò, I., Bonacci, A., Coscarelli, F., Tripepi, M. & Brunelli, E. 2013. Effects of salinity stress on *Bufo balearicus* and *Bufo bufo* tadpoles: tolerance, morphological gill alterations and Na⁺/K⁺-ATPase localization. *Aquatic toxicology*, 132, 119-133.
- Betts, A., Gharabaghi, B. & Mcbean, E. 2014. Salt vulnerability assessment methodology for urban streams. *Journal of hydrology*, 517, 877-888.
- Blomqvist, G. & Johansson, E.-L. 1999. Airborne spreading and deposition of de-icing salt—a case study. *Science of the Total Environment*, 235, 161-168.
- Bäckström, M., Karlsson, S., Bäckman, L., Folkeson, L. & Lind, B. 2004. Mobilisation of heavy metals by deicing salts in a roadside environment. *Water Research*, 38, 720-732.
- Bækken, T. og Haugen, T. 2006. Kjemisk tilstand i vegnære innsjøer. Påvirkning fra avrenning av vegsalt, tungmetaller og OAH. Rapport UMT 2006/06. Statens vegvesen. 91 sider.
- Cunningham, M. A., Snyder, E., Yonkin, D., Ross, M. & Elsen, T. 2008. Accumulation of deicing salts in soils in an urban environment. *Urban Ecosystems*, 11, 17-31.
- Didriksen, N. 2015. Vil kastanjene blomstre i "Bygdøy gate"?
- Equiza, M., Calvo-Polanco, M., Cirelli, D., Señorans, J., Wartenbe, M., Saunders, C. & Zwiazek, J. 2017. Long-term impact of road salt (NaCl) on soil and urban trees in Edmonton, Canada. *Urban Forestry & Urban Greening*, 21, 16-28.
- Evans, M. og Frick, C. 2001. The effects of road salts on aquatic ecosystems. Environment Canada. Water Science and technology Directorate.
- Fay, L. & Shi, X. 2012. Environmental impacts of chemicals for snow and ice control: state of the knowledge. *Water, Air, & Soil Pollution*, 223, 2751-2770.
- Fostad, O. & Pedersen, P. 2000. Container-grown tree seedling responses to sodium chloride applications in different substrates. *Environmental Pollution*, 109, 203-210.
- French, H., Van Der Zee, S., Meyer, K. & Englund, J. Melt water from snow affected by potassium acetate and 1, 2 propane diol. Proc. JO Englund seminar Protection of groundwater resources against contaminants. Gardermoen, Norway, P. Aagaard, KJ Tuttle (eds.). Norwegian Research Council, Oslo, 1996. 289-300.

- 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., Van der Zee, S.E.A.T.M. and Bakken, L. (2002) Natural attenuation of airport pollutants in the unsaturated zone – studies at Gardermoen, Norway, Eds: Ken W.F. Howard and Rauf I. Israfilov, 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
- Færøvig, P.J. 2006. Vegsalt og planteplankton i innsjøer. Rapport UTM 2006/04. Statens vegvesen. 43 s.
- Gibson, C.E. og Stewart, D.A. 1972. Changes in the water chemistry of Lough Neagh over a 10-year period. *Limnology and Oceanography* 17:633-635.
- Haaland, S., Turtumøygard, S., Gjemlestad, L.J. og Nytrø, T.E. (2012) Tålegrenser mht kjemisk sjiktning. Salt SMART prosjektet. Statens Vegvesen Rapport 120. 34 s.
- Hanslin, H. M. 2011. Short-term effects of alternative de-icing chemicals on tree sapling performance. *Urban forestry & urban greening*, 10, 53-59.
- Hellstén, P. P., Kivimäki, A.-L., Miettinen, I. T., Mäkinen, R. P., Salminen, J. M. & Nystén, T. H. 2005a. Degradation of potassium formate in the unsaturated zone of a sandy aquifer. *Journal of environmental quality*, 34, 1665-1671.
- Hellstén, P. P., Salminen, J. M., Jørgensen, K. S. & Nystén, T. H. 2005b. Use of potassium formate in road winter deicing can reduce groundwater deterioration. *Environmental science & technology*, 39, 5095-5100.
- Howard, K. W. & Maier, H. 2007. Road de-icing salt as a potential constraint on urban growth in the Greater Toronto Area, Canada. *Journal of contaminant hydrology*, 91, 146-170.
- Huber, M., Hilbig, H., Badenberg, S. C., Fassnacht, J., Drewes, J. E. & Helmreich, B. 2016. Heavy metal removal mechanisms of sorptive filter materials for road runoff treatment and remobilization under de-icing salt applications. *Water research*, 102, 453-463.
- Ingerslev, M., Skov, S., Bjerager, P. & Pedersen, L. B. 2014. Alternativ glatførebekæmpelse i København. Institut for Geovidenskab og Naturforvaltning, Københavns Universitet, Fredriksberg.
- Joutti, A., Schultz, E., Pessala, P., Nystén, T og Hellstén, P. 2003. Ecotoxicity of Alternative De-icers. *J Soils & Sediments* 3(4):221-292.
- Judd, J.H. 1970. Lake stratification caused by runoff from street deicing. *Water research* 4(8):521-530
- Kayama, M., Qureshi, A. M., Kitaoka, S., Kitahashi, Y., Sakamoto, Y., Maruyama, Y., Kitao, M. & Koike, T. 2003. Effects of deicing salt on the vitality and health of two spruce species, *Picea abies* Karst., and *Picea glehnii* Masters planted along roadsides in northern Japan. *Environmental Pollution*, 124, 127-137.
- Ke, C., Li, Z., Liang, Y., Tao, W. & Du, M. 2013. Impacts of chloride de-icing salt on bulk soils, fungi, and bacterial populations surrounding the plant rhizosphere. *Applied soil ecology*, 72, 69-78.

- Kelsey, P. D. & Hootman, R. G. 1992. Deicing salt dispersion and effects on vegetation along highways, case study: deicing salt deposition on the Morton arboretum. *In*: D'itri, F. M. (ed.) Chemical deicers and the environment. Chelsea, Michigan, U.S.A.: Lewis publishers.
- Kjensmo, J. 1997. The influence of road salts on the salinity and the meromictic stability of Lake Svinsjøen, southeastern Norway. *Hydrobiologia*, 347:151-158.
- Levitt, J. 1980a. Responses of plants to environmental stresses, Academic Press.
- Levitt, J. 1980b. Responses of plants to environmental stresses. Volume II. Water, radiation, salt, and other stresses.
- Lindroos, N. & Nystén, T. 2015. I Salpausselän pohjaveden kloridipitoisuuksien muutokset ja niihin vaikuttavia tekijöitä. Liikenneviraston tutkimuksia ja selvityksiä: 11/2015.
- Mahrosh, U., Teien, H.-C., Kleiven, M., Heier, L. S., Meland, S., Salbu, B. & Rosseland, B. O. (2011). Effect of road salt and copper on fertilization and early developmental stages of Atlantic salmon (*Salmo salar*), b. nr. 41. Oslo: Statens vegvesen. 23 s.
- Mahrosh, U., Kleiven, M., Meland, S., Rosseland, B. O., Salbu, B. & Teien, H.-C. (2014). Toxicity of road deicing salt (NaCl) and copper (Cu) to fertilization and early developmental stages of Atlantic salmon (*Salmo salar*). *Journal of hazardous materials*, 280: 331-339.
- Munns, R. & Tester, M. 2008. Mechanisms of salinity tolerance. *Annu. Rev. Plant Biol.*, 59, 651-681.
- Norrström, A.-C. & Jacks, G. 1998. Concentration and fractionation of heavy metals in roadside soils receiving de-icing salts. *Science of the Total Environment*, 218, 161-174.
- Norrström, A. C. 2005. Metal mobility by de-icing salt from an infiltration trench for highway runoff. *Applied Geochemistry*, 20, 1907-1919.
- Ordóñez-Barona, C., Sabetski, V., Millward, A. A. & Steenberg, J. 2018. De-icing salt contamination reduces urban tree performance in structural soil cells. *Environmental Pollution*, 234, 562-571.
- Pedersen, P. A. u.å. *Veisaltingens virkning på vegetasjonen* [Online]. Institutt for plante- og miljøvitenskap. Available: <https://www.vegvesen.no/attachment/182302/binary/350312>.
- Pedersen, P. A. & Fostad, O. 1996. Effekter av veisalting på jord, vann og vegetasjon. MITRA nr. 01/96. Statens vegvesen.
- 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.
- Rageaa NM & Korany R.M.S. 2016. Studying the effect of formic acid and potassium diformate on performance, immunity and gut health of broiler chickens *Animal Nutrition* 2(4):296-302. doi.org/10.1016/j.aninu.2016.08.003.
- Rimmer, A., Aota, Y., Kumagai, M. og Eckert, W. 2005. Chemical stratification in thermally stratified lakes: a chloride mass balance model. *Limnology and Oceanography* 50(1):147-157
- Rivett, M. O., Cuthbert, M. O., Gamble, R., Connon, L. E., Pearson, A., Shepley, M. G. & Davis, J. 2016. Highway deicing salt dynamic runoff to surface water and subsequent infiltration to groundwater during severe UK winters. *Science of the Total Environment*, 565, 324-338.

- Roseth, R. og Bjørnstad, H. 1996, Airport stormwater treatment in constructed soil filters - degradation of a new runway deicer; Aviform L50™, Eds. Nysten, T. And Suokko, T. Deicing and dustbinding - Risk to aquifers. Proceedings of an International Symposium, Helsinki, Oct. 14-16, p 145-154
- Roseth, R., Tveiti, G. & Johansen, Ø. 2016. Miljøovervåkingsprogram ved Torp Sandefjord lufthavn. Resultater for kalenderåret 2015. 2. Norsk institutt for bioøkonomi.
- Roseth, R., Tveiti, G. & Johansen, Ø. 2017. Miljøovervåkingsprogrammet ved Torp Sandefjord lufthavn. Resultater for kalenderåret 2016 NIBIO-rapport 3 (42). Norsk institutt for bioøkonomi.
- Sanzo, D. & Hecnar, S. J. 2006. Effects of road de-icing salt (NaCl) on larval wood frogs (*Rana sylvatica*). Environmental Pollution, 140, 247-256.
- Saunes, H. & Verøy, N. 2016. Undersøkelser av vegnære innsjøer i Norge - Vannkjemiske undersøkelser 2015/2016. Statens vegvesens rapporter. Statens vegvesen.
- Sivertsen, Å. 2012. Salt SMART - Sluttrapport. Statens vegvesens rapporter 92. Statens vegvesen.
- Skrutvold, J., Tveiti, G., Johansen, Ø. & Roseth, R. 2018. Miljøovervåkingsprogram ved Torp Sandefjord lufthavn. Resultater for kalenderåret 2017. NIBIO-rapport 4(27). Norsk institutt for bioøkonomi.
- Statens Vegvesen 2018. Vegkart.
- Sutherland, J., Norton, S., Short, J. & Navitsky, C. 2018. Modeling salinization and recovery of road salt-impacted lakes in temperate regions based on long-term monitoring of Lake George, New York (USA) and its drainage basin. Science of The Total Environment, 637, 282-294.
- Trenouth, W. R., Gharabaghi, B. & Perera, N. 2015. Road salt application planning tool for winter de-icing operations. Journal of Hydrology, 524, 401-410.
- Tromp, K., Lima, A.T., Barendregt, A. and Verhoeven, J.T. 2012. Retention of heavy metals and polycyclic aromatic hydrocarbons from road water in a constructed wetland and the effect of de-icing. Journal of hazardous materials, 203, pp.290-298.
- van de Voorde, H., Nijs M. og van Duck, P.J. 1973. Effects of road salt in winter. Environmental Pollution 5(3):213-218.
- Vann-Nett. 2018. Oslo kommune [Online]. <https://vann-nett.no/portal/#/area/0301/MunicipalityID:NVE>.
- Wu, J. & Kim, H. 2017. Impacts of road salts on leaching behavior of lead contaminated soil. Journal of hazardous materials, 324, pp.291-297.
- Young, Jane P. , Anna Rallings, P. Michael Rutherford, and Annie L. Booth, "The Effect of NaCl and CMA on the Growth and Morphology of *Arctostaphylos uva-ursi* (Kinnikinnick)," Journal of Botany, vol. 2012, Article ID 789879, 8 pages, 2012. <https://doi.org/10.1155/2012/789879>.
- Zehetner, F., Rosenfellner, U., Mentler, A. & Gerzabek, M. H. 2009. Distribution of road salt residues, heavy metals and polycyclic aromatic hydrocarbons across a highway-forest interface. Water, Air, and Soil Pollution, 198, 125-132.
- Øvstedal J, Wejden B (2007) Dispersion of de-icing chemicals to the areas along the runways at Oslo Airport Gardermoen. SAE International, 2007-01-3351.

Andre aktuelle publikasjoner fra prosjektet:

French, H.K, Skrutvold, J, Haaland, S. & 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). Norsk institutt for bioøkonomi.

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.