



Norges miljø- og
biovitenskapelige
universitet

Masteroppgave 2020 30 stp

Fakultet for miljøvitenskap og naturforvaltning

Akkumulering av metaller i en innsjø eksponert for avrenning fra høytrafikkert veg, landbruk, kommunalt avløpsnett og tette flater. Vertikal fordeling av metaller i en sedimentsøyle fra Østensjøvannet, Ås kommune

Accumulation of Metals in a Lake Exposed to
Runoff from High-Traffic Road, Agriculture,
Wastewater, and Impervious Surfaces. Vertical
Distribution of Metals in a Sediment Core From
Østensjøvannet, Ås Municipality

Kaja Baukhol Olsen

Master i Teknologi - Kjemi og bioteknologi

Forord

Denne masteroppgaven er det avsluttende arbeidet på den femårige sivilingeniørutdanningen Master i Teknologi – Kjemi og bioteknologi retning miljøkjemi. Arbeidet tilsvarer 30 studiepoeng og ble utført ved Fakultet for miljøvitenskap og naturforvaltning (MINA) ved Norges miljø- og biovitenskapelige universitet (NMBU) i samarbeid Statens vegvesen (SVV).

Jeg ønsker å rette en stor takk til hovedveileder Elin Gjengedal, førsteamanuensis ved NMBU, for god veiledning, beroligende ord og for å alltid stille opp på kort varsel i denne utfordrende perioden vi har vært igjennom. Videre vil jeg takke tilleggsveileder professor Gunnhild Riise for verdifulle innspill og tilbakemeldinger underveis i prosessen. Jeg er svært takknemlig for deres innsats og engasjement til å stille opp med hjelp og veiledning i arbeidet med masteroppgaven. Jeg vil også takke tilleggsveileder Lene Sørleie Heier i Statens vegvesen for at jeg fikk muligheten til å være en del av dette prosjektet, samt nyttige råd og faglige innspill. Statens vegvesen takkes for økonomisk støtte og finansiering av masteroppgaven.

Øyvind Enger, Marit Nandrup Pettersen, Pia Frostad og Irene E. Eriksen Dahl fortjener takk for all hjelp med analyser på laboratoriet, og Thomas Rohrlack for hjelp med feltarbeidet. En spesiell takk går til Solfrid Lohne for hjelp med planlegging og gjennomføring av laboratoriarbeidet og for at hun alltid stiller opp for å svare på alle mulige spørsmål.

Studietiden på Ås hadde ikke vært den samme uten den fantastiske støtten og kjærligheten jeg har opplevd fra mine flotte Rappkjefta Ryper. Dere vil alltid ha en spesiell plass i mitt hjerte, og jeg setter umåtelig stor pris på hver og en av dere.

En hjertelig stor takk går til min familie som har støttet meg og trodd på meg gjennom alle opp- og nedturer de siste fem årene selv i tider da jeg selv synes det så mørkt ut. Dette hadde ikke vært mulig uten dere. Spesielt betryggende har det vært å være på denne masteroppgaveferden sammen med min tvillingsøster Mari. Min families tålmodighet, oppmuntring, omtanke og betingelsesløse kjærlighet vil jeg for alltid være takknemlig for. Ord kan nesten ikke beskrive hvor glad jeg er i dere.

Kaja Baukhol Olsen

Sandefjord, 1.juli 2020

Sammendrag

Avrenning fra vegnettet kan være en viktig kilde til diffus forurensning, og kan inneholde flere metaller fra ulike vegtrafikkrelaterte kilder. Metaller er av spesiell interesse i tilknytning til vegavrenning grunnet deres toksisitet, utbredelse og lange oppholdstid i naturen. I forbindelse med Statens vegvesens prosjekt E18 Retvet-Vinterbro, ble sedimentprøver fra Østensjøvannet i Ås kommune, Viken fylke analysert. Formålet med arbeidet var å undersøke langtidsutviklingen av metallakkumulasjonen i innsjøen for å vurdere om vegavrenning er en viktig bidragsyter til metallkonsentrasjonene i Østensjøvannet.

En sedimentsøyle ble hentet opp fra innsjøens dypeste punkt og sjiktet i 64 1-cm tykke sjikt. Deretter ble sedimentprøvene frysetørket, og tørrstoffinnholdet (%), total karbon (total-C) og total nitrogen (total-N) i sedimentsjiktene bestemt. Sedimentasjonshastigheten (0,91 cm/år) og den estimerte tidsperioden innsjøsedimentene dekte (1949 – 2019) ble beregnet ut fra innhold av ^{137}Cs i sedimentsjiktene. For å rekonstruere tidsutviklingen av metallakkumuleringen i innsjøsedimentene ble lukket mikrobølgedekomponering med salpetersyre (HNO_3) utført etterfulgt av bestemmelse av kobolt (Co), nikkel (Ni), aluminium (Al), jern (Fe), kalsium (Ca), natrium (Na), kalium (K), magnesium (Mg), sølv (Ag), bly (Pb), kadmium (Cd), kobber (Cu), krom (Cr), sink (Zn) og mangan (Mn) i hvert sedimentsjikt ved bruk av induktivt koblet plasma massespektrometri (ICP-MS). For å undersøke om det hadde vært en signifikant økning i metallakkumuleringen fra referansesjiktet til overflatesedimentene ble en kontamineringsfaktor beregnet og en parat t-test gjennomført. En *Spearman rank order correlation*-analyse ble gjort for å undersøke om det var en signifikant sammenheng mellom årsdøgntrafikk (ÅDT) og metallakkumulering i perioden 2000 – 2019.

Resultatet fra arbeidet viste at det var en signifikant økning i metallakkumulasjonen fra referansesjiktet til overflatesedimentene på 5 % signifikansnivå for Mg, Al, Ca, Mn, Fe, Co, Ni, Cu, Zn, Ag og Cd. Geokjemiske prosesser og transport av mineralmateriale fra nedbørfeltet til innsjøen antas som viktige bidragsytere til de observerte konsentrasjonene av Al, Fe, Ni, Co, Mg, K, Na og Cr i innsjøsedimentene da flere av disse stoffene er viktige bestanddeler i løsmasser og berggrunnen i området. Det er grunn til å tro at for Ca, Cu, Zn, Mn, Ag, Cd og Pb vil avrenning fra høytrafikkert veg, landbruk, kommunalt avløpsnett og tette flater i Ski sentrum alle bidra til metallkonsentrasjonene i innsjøen. Basert på resultatene fra denne oppgaven er det derfor rimelig å anta at veg og trafikk kun er en av flere faktorer som kombinert påvirker akkumuleringen av metaller i Østensjøvannet.

Abstract

Road runoff can be an important non-point pollution source and may contain several different metals from various road related sources. Metals are of special interest in regard to road runoff due to their toxicity, vast presence and the fact that metals are nonbiodegradable and do not break down in the environment. In connection to The Norwegian Public Roads Administration's project E18 Retvet-Vinterbro, sediment samples from Østensjøvannet in Ås municipality, Viken county were analysed. The purpose of this work was to investigate the long-term development of metal accumulation in the lake and decided whether road runoff is an important contributor to the metal concentrations in Østensjøvannet.

A sediment core was collected from the deepest part of the lake and sectioned in 64 1-cm slices. The sediment samples were freeze-dried and the dry matter content (%), total carbon content and total nitrogen content in the sediment samples were determined. The sedimentation rate (0,91 cm/year) and estimated time period the sediments covered (1949 – 2019) were calculated based on the concentration of ^{137}Cs in the samples. The sediment samples used to reconstruct the long-term development of the metal accumulation were digested using nitric acid (HNO_3). The concentrations of cobalt (Co), nickel (Ni), aluminium (Al), iron (Fe), calcium (Ca), sodium (Na), potassium (K), magnesium (Mg), silver (Ag), lead (Pb), cadmium (Cd), copper (Cu), chromium (Cr), zinc (Zn) and manganese (Mn) were determined using inductively coupled plasma mass spectrometry (ICP-MS). A contamination factor was calculated, and paired t-test carried out to investigate if there had been a significant increase in metal concentration from the reference sediments to the surface sediments. A Spearman rank order correlation analysis was conducted to assess whether there was a significant relationship between annual average daily traffic and metal accumulation in the lake sediments for the time period 2000 – 2019.

The results showed that there had been a significant increase (5 % significance level) in the concentrations of Mg, Al, Ca, Mn, Fe, Co, Ni, Cu, Zn, Ag and Cd. Local geochemical sources and transport of mineral material may be important contributors to the concentrations of Al, Fe, Ni, Co, Mg, K, Na and Cr in the lake sediments as several of these elements are components of the bedrock and surficial deposits in the area. Runoff from roads, agriculture, wastewater, and impervious surfaces in Ski may be important contributors to the concentrations of Ca, Cu, Zn, Mn, Ag, Cd and Pb in Østensjøvannet. The catchment area of Østensjøvannet is complex, and this thesis has demonstrated that several important factors, with road runoff being one, may influence the metal accumulation in Østensjøvannet.

Ordforklaring og forkortelser

AA-EQS	<i>Annual average-environmental quality standard</i> . Satt for å beskytte mot negative effekter ved langtidseksponering (kronisk effekt). Brukes som øvre grenseverdi for tilstandsklasse II (Miljødirektoratet, 2014).
AF	<i>Assessment factor</i> . Se sikkerhetsfaktor.
Alloktont materiale	Materiale tilført innsjøen utenfra.
Autoktont materiale	Materiale dannet innad i innsjøen.
BIAS	Mål på riktighet. Gitt som prosentvis avvik fra sertifisert verdi.
Bioakkumulering	Opphoping av forbindelser i en organisme til en konsentrasjon som er høyere enn i omgivelsene rundt (Bjerregaard, 1998).
Biotilgjengelighet	Den andelen av et kjemisk stoff som er tilgjengelig for opptak av en organisme, og som en konsekvens kan føre til skadelige virkninger hos organismen.
CRM	Sertifiserte referansematerialer.
First flush-effekt	Forurensninger som er samlet opp siden forrige nedbørsfall som førers bort med den første strømmen av overvann fra nytt regnvær (Kolbenstvedt et al., 2000).
Forurensning	Stoffer som tilføres ved antropogen aktivitet slik at konsentrasjonen blir høyere enn den naturlige bakgrunnskonsentrasjonen (Bjerregaard, 1998).
Fremmedvann	Fremmedvann inkluderer grunnvannsinnelekking til avløpsledninger, drensvann fra drensledninger, overvann fra overflater og utlekket drikkevann til avløpsledning eller kum (Lindholm, 2012; Lindholm et al., 2012). Fremmedvann i ledningsnett medfører forurensningsutslipp, store driftskostnader og større investering i avløpsanleggene enn det er behov for (Lindholm et al., 2012). Fremmedvann kommer inn i ledningsnett via utette kummer, rørskjøter, overslag mellom overvann/spillvann og feilkoblinger mellom overvann/spillvann (Ski kommune, 2010).
Fulldyrka jord	Jordbruksareal som er dyrka til vanlig pløedybde, og kan benyttes til åkervekster eller til eng, og som kan fornyes ved pløying (NIBIO, 2017c).
Fv152	Fylkesveg 152.

Last flush-effekt	Partikler frigjøres og føres bort med overvannet i perioder med snøsmelting (Kolbenstvedt et al., 2000).
LMM	<i>Low molecular mass</i> . Forbindelser som er < 10 kDa.
MAC-EQS	<i>Maximum admissible concentration-environmental quality standard</i> . Satt for å beskytte mot negative effekter av korttids periodevis eksponeringer (akutte effekter). Brukes som øvre grenseverdi for tilstandsklasse III (Miljødirektoratet, 2014).
Marin grense	Høyeste havnivå etter siste istid. Marin grense angir det høyeste nivået for marine sedimenter som er hevet til tørt land (NGU, 2015).
Miljøgifter	Stoffer hvis spredning medfører utilsiktede skadevirkninger i naturen (Bjerregaard, 1998).
NO_x	Blanding av gasser som inneholder nitrogen: nitrogenmonoksid (NO), nitrogendioksid (NO ₂) og dinitrogentrioksid (N ₂ O ₃). NO _x bidrar til luftforurensning, og er en viktig del av fotokjemisk smog.
Overvann	Overflateavrenning som dannes av nedbør og dreneringsvann som ikke infiltrer ned til grunnvannet, men isteden renner av på harde overflater slik som eksempelvis tak, veier og parkeringsplasser (Rasmussen et al., 2003).
PAH	Polysykliske aromatiske hydrokarboner.
PM₁₀	Partikler med en diameter mindre enn 10 µm.
PNEC	<i>Predicted no effect concentration</i> . Konsentrasjoner mindre enn PNEC forventes ikke å føre til toksiske effekter hos den utsatte populasjonen (Forsvarets forskningsinstitutt, 2000).
PNEC_{akutt}	Synonym for MAC-EQS.
PNEC_{kronisk}	Synonym for AA-EQS.
POPer	Persistente organiske miljøgifter. Stoffer som kan føre til alvorlige helse- og miljøeffekter, som kan transporteres over store avstander, har lang levetid i miljøet, er giftige og oppkonsentreres i dyr (Miljødirektoratet, 2016b).
SD	Standardavvik.

Sikkerhetsfaktor	Faktor som legges til for å ta høyde for toksisiteten til organismer som er mer følsomme enn dem som er brukt for å utarbeide grenseverdiene (Miljødirektoratet, 2014).
SVV	Statens vegvesen.
Tette flater	Overflater som ikke har mulighet til å infiltrere vann. Finnes typisk i urbane områder. Ved kraftig nedbør kan store mengder tette flater føre til stor overflateavrenning og urbane flommer i ekstremnedbørsituasjoner. Eksempler på tette flater inkluderer parkeringsplasser, veier, fortau og hustak (NGU, 2019).
TS	Tørrstoff.
$\bar{X}$	Gjennomsnitt.
ÅDT	Årsdøgntrafikk. Den totale trafikken i et snitt eller på en trafikklenke i løpet av et kalenderår dividert med antall dager i året.

Innholdsfortegnelse

Forord

Sammendrag

Abstract

Ordforklaring og forkortelser

1	Innledning	1
1.1	Bakgrunn for oppgaven	1
1.2	Formål med oppgaven	2
2	Teori.....	4
2.1	Akkumulering i innsjøsedimenter og paleolimnologi	4
2.2	Faktorer som kan føre til variasjon i innsjøsedimentene.....	5
2.2.1	Veg- og trafikkutvikling	5
2.2.2	Endringer i landbruket.....	6
2.2.3	Nedbør og avrenning	7
2.2.4	Langtransporterte atmosfæriske avsetninger av metaller	8
2.2.5	Organisk materiale og oksygenforhold	9
2.2.6	Tilførsler fra tilløpsbekkene	10
2.3	Kjemiske forurensninger fra vegavrenning	12
2.3.1	Metaller	12
2.3.2	Vegsalt.....	14
2.4	Forurensningsprosesser knyttet til veg og vegtrafikk.....	15
2.5	Forurensningsregulering.....	18
2.5.1	Lover, direktiver og forskrifter.....	18
2.5.2	Tilstandsklasser for forurenset sediment.....	18
3	Områdebeskrivelse.....	21
3.1	Østensjøvannets lokasjon og nedbørfelt.....	21
3.2	Berggrunn- og løsmassesammensetning i nedbørfelt.....	23
3.3	Trafikkutvikling i nedbørfelt	24
4	Eksperimentelt.....	27
4.1	Feltarbeid og prøvetaking.....	27
4.2	Laboratoriarbeid og analyser	27
4.2.1	Frysetørring og knusing	27
4.2.2	Tørrstoffinnhold og mengde tørrstoff avsatt per areal	28

4.2.3	¹³⁷ Cs-datering	28
4.2.4	CN – analyse	28
4.2.5	Lukket mikrobølgedekomponering	29
4.2.6	ICP-MS.....	30
4.2.7	ICP-OES.....	31
4.3	Statistiske analyser	31
4.3.1	Korrelasjon mellom trafikkutvikling og metallakkumulering.....	31
4.3.2	Paret t-test.....	31
5	Resultater	33
5.1	Visuell observasjon av sedimentsøylen.....	33
5.2	Datering og sedimentasjonshastighet	34
5.3	Tørrestoffinnhold	34
5.4	Total karbon, total nitrogen, C/N-forhold, svovel og fosfor	35
5.5	Konsentrasjoner av metaller i sedimentene.....	37
5.5.1	Kobolt, nikkel, aluminium og jern	37
5.5.2	Kalsium, natrium, kalium og magnesium	38
5.5.3	Sølv, bly og kadmium	39
5.5.4	Kobber, krom, sink og mangan	40
5.6	Kontamineringsfaktor og statistiske analyser	41
5.6.1	Kontamineringsfaktor Kf og paret t-test	41
5.6.2	Korrelasjon mellom trafikkutvikling og metallakkumulering.....	42
6	Diskusjon.....	43
6.1	Datering, sedimentasjonshastighet og tørrestoffinnhold.....	43
6.2	Total-C, total-N, C/N-forhold, svovel og fosfor	45
6.3	Metallakkumulering i innsjøsedimentene	46
6.3.1	Kobolt, nikkel, aluminium og jern	46
6.3.2	Kalsium, natrium, kalium og magnesium	48
6.3.3	Kobber, krom, sink og mangan	50
6.3.4	Sølv, bly og kadmium	52
6.4	Metodesammenligning med hensyn på riktighet	54
7	Konklusjon.....	56
8	Referanser	57
	Vedlegg 1: Beregning av sedimentasjonshastighet og tidsperiode.....	I

Vedlegg 2: Oversikt over sertifiserte referansematerialer	II
Vedlegg 3: Gassmodus og masseskift ved ICP-MS og analyselinjer ved ICP-OES	III
Vedlegg 4: Paret t-test.....	V
Vedlegg 5: Historisk vegutvikling i Norge og ved Østensjøvannet.....	VIII
Vedlegg 6: Organisk materiale i nedbørfeltet.....	X
Vedlegg 7: Jordbruksarealer i nedbørfeltet.....	XII
Vedlegg 8: Nedbørsutvikling i Norge	XIII
Vedlegg 9: Metodesammenligning med hensyn på riktighet	XIV

1 Innledning

1.1 Bakgrunn for oppgaven

Avrenning fra vegnettet kan være en viktig kilde til diffus forurensning, og vegtrafikk og drift av veger kan føre til en økning av flere stoffer i miljøet i forhold til det naturlige bakgrunnsnivået (Arnold & Gibbons, 1996; Opher & Friedler, 2010). Avrenning fra veg og veggrofter kan inneholde flere forurensninger, både organiske og uorganiske, fra mange forskjellige vegtrafikkrelaterte kilder (Bækken & Bergan, 2012; Davis et al., 2001; Kayhanian et al., 2012; Thorpe & Harrison, 2008). Noen av de vanligste stoffene knyttet til vegavrenning er vegsalt, metaller og polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH). Forurensninger slik som sink og krom har blitt vist til å stamme fra forskjellige deler på bilen slik som bremses og dekk (Meland, 2010). Andre stoffer stammer derimot i større grad fra vegdekket og forbrenning, eksempelvis slik som jern og nikkel (Meland, 2010).

Flere studier har undersøkt sammenhengen mellom årsdøgntrafikk og forurensning i vegavrenning uten at en klar trend kan fastslås. Kayhanian et al. (2003) fant for eksempel ingen eller kun en svak korrelasjon mellom ÅDT og forurensningskonsentrasjoner. Driscoll et al. (1990) konkluderte på sin side med at konsentrasjonene av forurensningsstoffer er større i vegavrenningen fra urbane høytrafikkerte vegområder ($\text{ÅDT} > 30\,000$) sammenlignet med vegområder med mindre trafikkmengder ($\text{ÅDT} < 30\,000$). Andre faktorer i tillegg til ÅDT som kan ha en innvirkning på mengden forurensninger som transporteres til en innsjø, er nedbørmengder og intensitet, lange tørrværsperioder uten nedbør, trafikkarakteristikk slik som salting, asfalttype, bruk av piggdekk og hastighet samt andre lokale aktiviteter i nedbørfeltet (Helmreich et al., 2010; Kayhanian et al., 2003; Legret, 2001 henvist til av Fernandes & Barbosa, 2018; Snilsberg, 2008; Snilsberg et al., 2003).

Innsjøsystemene er sårbare for både naturlig og antropogen påvirkning i lokal og global skala. Vegavrenning og andre faktorer i nedbørfeltet kan ha stor påvirkning på vann- og sedimentmiljøet, og kan føre til redusert biologisk mangfold, redusert vann- og sedimentkvalitet, samt bioakkumulering av miljøgifter i planter og dyr (Arnold & Gibbons, 1996; Bækken & Færøvig, 2004; Van Hassel et al., 1980). Miljødirektoratet har utarbeidet et klassifiseringssystem for vann, sediment og biota som skal fungere som et felles verktøy for forvaltning, rådgivning og forskning. Det er forventet økende grad av akutt og kronisk toksisitet for organismene med økende tilstandsklasse. Det vil derfor være av interesse å kjenne til en

innsjøens miljøstatus og eventuelle endringer som har skjedd med tiden. Den historiske utviklingen i et nedbørfelt kan beskrives ved å undersøke en uforstyrret sedimentsøyle der den lagvise forandringen kan være et uttrykk for endringer som skyldes naturlige og antropogene tilførsler til vannsystemet fra nedbørfeltet (Smol, 2008).

Gjennom blant annet Vannforskriften settes det krav til Statens vegvesen om kontroll over utslipp til ulike vannforekomster ettersom Statens vegvesen har et sektoransvar for miljøet gjennom planlegging, bygging og drift av alle Europa- og riksveger i Norge (Lovdata, 2005; Statens vegvesen, 2016a). Vegen kan påvirke vannkvaliteten både mens vegen bygges og etter at den er tatt i bruk. Miljøvisjonen til Statens vegvesen er at transport ikke skal føre til alvorlig skade på menneske eller miljø (Statens vegvesen, 2013). Statens vegvesen har et ansvar for at virksomheten skjer innenfor lovpålagte rammer for miljø, samtidig som det skal bidra til å nå de nasjonale miljømålene som beskrives i stortingsvedtak og Nasjonal transportplan (Lovdata, 2005; Statens vegvesen, 2009).

1.2 Formål med oppgaven

Retvet-Vinterbro er en delstrekning på den nye E18 mellom Oslo og Stockholm. Strekningen går gjennom Ås og Nordre Follo kommuner, og er 16 km lang (Statens vegvesen, 2019a). Målsettingen for utbyggingen er å øke trafikksikkerheten, øke fremkommeligheten og å få en miljøgevinst ved at tung- og gjennomfartstrafikk ledes utenom Kråkstad for å unngå konflikt med lokaltrafikken (Statens vegvesen, 2019a). I forbindelse med prosjektet E18 Retvet-Vinterbro skulle miljøstatus for Østensjøvannet undersøkes. Innsjøen ligger på leirsletten nord for Åsmorenen i Østensjøvann naturreservat i Ås kommune, Viken fylke. Innsjøen er vegnær med E18 i sør og Fv152 i vest. Nedbørfeltet til Østensjøvannet er sammensatt, og i tillegg til vegavrenning er innsjøen i stor grad preget av avrenning fra landbruksarealer, kommunalt avløpsnett og tette flater da store deler av Ski sentrum drenerer til Østensjøvannet via Finnstadbekken/Skibekken, som er en av hovedbekkene som leder overvann ut fra Ski tettsted.

Formålet med dette mastergradsarbeidet var å undersøke langtidsutviklingen av metallakkumulasjonen i Østensjøvannet for å vurdere om vegavrenning er en viktig bidragsyter til metallkonsentrasjonene i denne innsjøen. Ved å rekonstruere tidsutviklingen av metallakkumuleringen for en tidsperiode der trafikkmengden har økt, vil det være mulig å

undersøke om vegavrenning er en viktig bidragsyter til metallkonsentrasjonene i denne vegnære innsjøen. Dette ble gjort ved å undersøke endret akkumulering av metaller over tid ved analyse av en sedimentsøyle og å vurdere analyseresultatene opp mot utviklingen i nedbørfeltet og spesielt trafikkutviklingen på den nærliggende vegstrekningen.

Arbeidet omfattet innhenting av en sedimentsøyle (indre diameter på 5,8 cm) som deretter skulle deles inn i 1-cm sjikt, frysetørkes og dekomponeres med lukket mikrobølgedekomponering før kvantitativ analyse. For å bestemme akkumuleringen av metaller over tid skulle konsentrasjonen av metaller i de respektive sedimentsjiktene bestemmes ved bruk av induktivt koblet plasma massespektrometri med Agilent 8800 QQQ ICP-MS. Totalinnholdet av karbon og nitrogen i sedimentene skulle også bestemmes ved bruk av instrumentet LECO CHN628. Datering av sedimentlagene og beregning av gjennomsnittlig sedimentasjonshastighet skulle utføres ved hjelp av identifisering av ^{137}Cs -toppen etter nedfall fra Tsjernobylulykken i 1986 ved bruk av NaI-detektor (Perkin Elmer Wallac 1480 Wizard 3'' gamma counter). For å undersøke om det har vært en signifikant økning i metallakkumuleringen i den aktuelle tidsperioden, skulle kontamineringsfaktor K_f beregnes og en paret t-test gjennomføres. En *Spearman rank order correlation*-analyse skulle gjennomføres for å undersøke om det var en signifikant sammenheng mellom trafikkutvikling i form av årsdøgntrafikk og akkumulering av metaller i innsjøsedimentene fra Østensjøvannet i perioden 2000 – 2019.

2 Teori

2.1 Akkumulering i innsjøsedimenter og paleolimnologi

Innsjøer er dynamiske økosystemer som er under konstant endring. Både globale og lokale prosesser vil påvirke innsjøen og dens sedimenter ettersom prosesser både i nedbørfeltet og utenfor vil kunne registreres på grunn av avrenning fra nedbørfeltet og langtransport av luftbårne forurensninger (Catalan et al., 2013). Innsjøer har en relativ rask sedimentasjonshastighet i forhold til for eksempel åpne havområder (Cohen, 2003). Grunnet innsjøens mindre størrelse, vil den i større grad responderer raskere på endringer som skyldes eksterne prosesser enn store åpne havområder. Hvert år avsettes et sedimentsjikt i innsjøen som inneholder ulike typer biologisk og kjemisk materiale som er karakteristisk for tiden og stedet det ble avsatt på (Haande et al., 2014). Ved kronologisk avsetning i uforstyrrede sedimentsøyler vil det oppstå et dybde-tid-forhold der de dypere sedimentene representerer en eldre tidsperiode enn de grunnere lagene i sedimentsøylen (Cohen, 2003; Smol, 2008). Innsjøsedimenter kan på denne måten fungere som kjemiske og biologiske arkiver over miljøutviklingen i det aktuelle økosystemet og nedbørfeltet innsjøen preges av ettersom sedimentene vil vise utviklingen både over lange tidsperioder, men også ha høy oppløsning (Cohen, 2003; Haande et al., 2014; Rognerud & Fjeld, 2001; Smol, 2008).

Paleolimnologi er studiet av innsjøers historiske miljøutvikling ved analyse av innsjøsedimenter og deres fysiske, kjemiske og biologiske egenskaper (Smol, 2008). Paleolimnologiske metoder benyttes i stor grad for å belyse den historiske utviklingen i innsjøen, og av spesiell interesse er paleolimnologiske undersøkelser som kan gi informasjon om menneskelig aktivitet i nedbørfeltet for å kunne belyse den antropogene påvirkningsgraden (Haande et al., 2014; Smol, 2008). Ved bruk av paleolimnologiske metoder vil det være mulig å undersøke om metallkonsentrasjonene i en sedimentsøyle har endret seg over tid som følge av naturlige og antropogene påvirkningsprosesser i nedbørfeltet.

Innsjøen og dens sedimenter er sammensatt av materiale fra mange forskjellige kilder. Både antropogene og naturlige prosesser i nedbørfeltet vil påvirke innsjøen og dens sedimenter. Dette inkluderer blant annet klimatiske forhold, den lokale berggrunnen, tektonisk og vulkansk aktivitet og menneskelig aktivitet (Cohen, 2003). Sedimentene kan deles i to typer: alloktont materiale, det vil si materiale som har oppstått et annet sted i nedbørfeltet eller atmosfæren for

så å ha blitt fraktet til innsjøen, og autoktont materiale, materiale som er dannet i innsjøen (Smol, 2008).

Ved en undersøkelse av tidsutviklingen i en innsjø ved bruk av innsjøsedimenter, er det viktig at sedimentene har vært uforstyrrede og avsatt kronologisk. Innsjøens bunnområde kan deles inn i tre soner: 1) erosjonssonen, 2) transportsonen og 3) akkumulasjonssonen (Rognerud et al., 1999). Sone 1 og 2 er de grunneste sonene i innsjøen, og her vil det være en veksling mellom sedimentasjon og resuspensjon. Dette betyr at undersøkelser av sedimentene i disse sonene ikke nødvendigvis er representative for de endringene av metallbelastningen innsjøen har opplevd. Den tredje sonen vil dekke innsjøens dypeste punkt, og her vil sedimentasjon være dominerende (Rognerud et al., 1999). Dette området er mindre utsatt for omrøring og oppvirvling av sedimentene sammenlignet med grunnere områder. I denne sonen er det forventet at sedimentene både er representative for de historiske endringene og er kronologisk avsatt, noe som gjør dem godt egnet for sedimentundersøkelser.

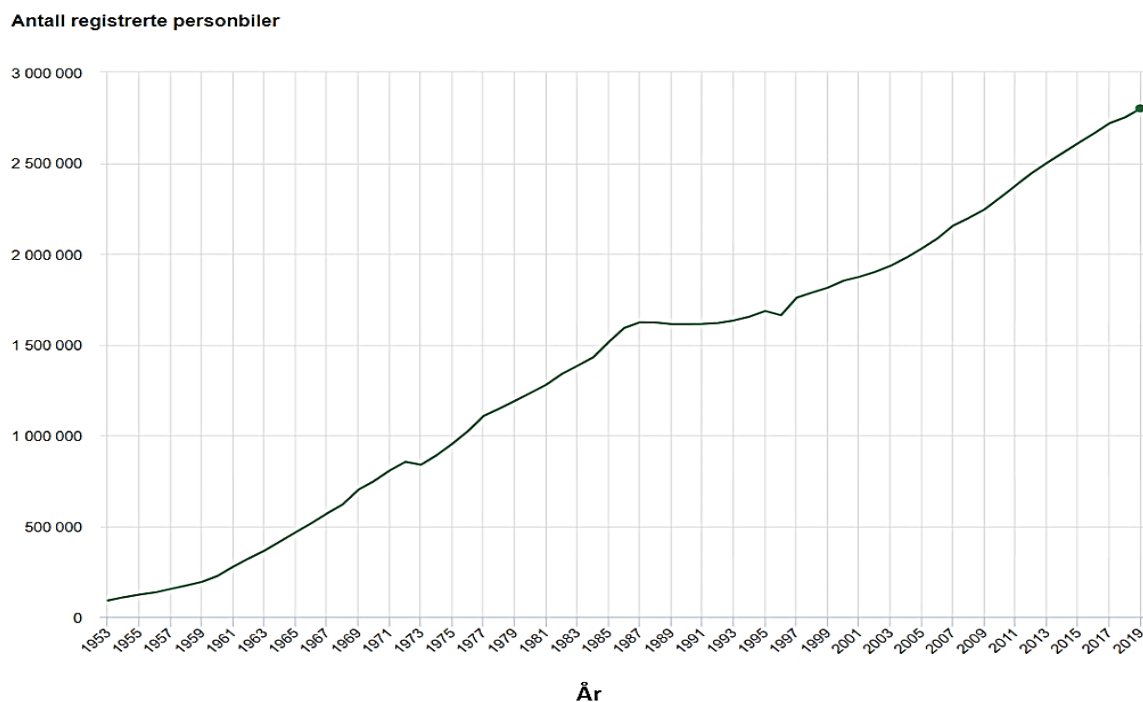
2.2 Faktorer som kan føre til variasjon i innsjøsedimentene

Sedimentsammensetningen i en innsjø vil være preget av partikler som tilføres alloktont og autoktont. Naturlige og antropogene aktiviteter i nedbørfeltet, samt prosesser innad i innsjøen vil være faktorer som er avgjørende for sedimentsammensetningen. Østensjøvannet har et svært sammensatt nedbørfelt hvor landbruk, tette flater, veg og kommunalt avløp alle spiller inn.

2.2.1 Veg- og trafikkutvikling

I Norge ble de første bilene registrert rundt århundreskiftet 1800-1900, og ved inngangen til 1900 var det registrert to biler i Norge (Monsrud, 1999). Etter andre verdenskrig innførte myndighetene kvoteordninger på bilimporten. Det er antatt at i 1950-årene ble mellom 3 % og 4 % av bilsøknadene innvilget på landsbasis (Monsrud, 1999). 11 000 person- og varebiler ble importert fra mai 1945 til 1. januar 1951, noe som tilsvarte den samlede bilimporten i 1938 alene (Monsrud, 1999). I 1960 ble rasjoneringen av personbilen opphevet, og bilen ble tilgjengelig for alle. Antall km dekket av offentlig veg økte fra rundt 15 000 km i 1840 til 50 000 km i 1960 (Statistisk sentralbyrå, 2000) (**Figur V3, vedlegg 5**). I perioden etter 1960 har størrelsen på det offentlige vegnettet økt tydelig, og i 1999 lå det på omkring 90 000 km

(Statistisk sentralbyrå, 2000) (**Figur V3, vedlegg 5**). Opphevelsen av rasjoneringsen, samt utviklingen og forbedringen av det offentlige vegenettet har trolig bidratt til en klar økning av antall registrerte personbiler i Norge. I løpet av perioden 1960 til 1965 doblet antallet seg fra 225 000 til 465 000 (**Figur 1**). Etter dette har antallet personbiler økt jevnt med tiden (**Figur 1**), og i 1976 var det registrert over 1 million personbiler i Norge. Ved utgangen av 2019 hadde antallet økt til over 2,8 millioner.

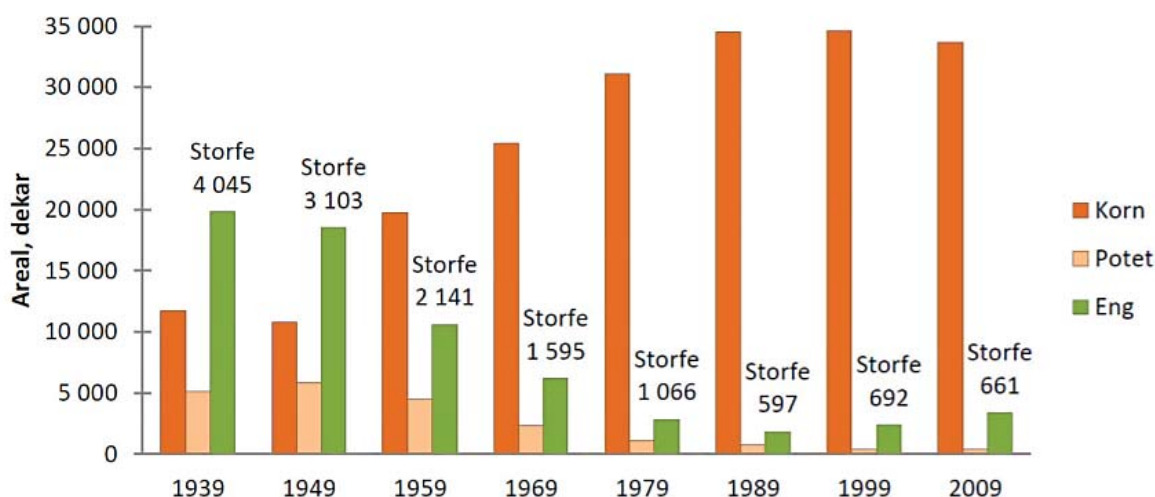


Figur 1. Antall registrerte personbiler i Norge i perioden 1953- 2019. Figuren er hentet fra Bilparken, Statistisk sentralbyrå (2019).

2.2.2 Endringer i landbruket

Landbruksområder utgjør omkring 45 % av Østensjøvannets totale nedbørfelt, se kapittel 3.1. Området rundt innsjøen er preget av fulldyrka jord (**Figur V5, Vedlegg 7**), det vil si jordbruksareal som er dyrka til vanlig pløedybde og som kan benyttes til åkervekst eller til eng og som kan fornyes ved pløying (NIBIO, 2017c). Snuggeruds (2013) oversikt over den historiske landbruksutviklingen i Ås kommune i perioden 1939 – 2009 (**Figur 2**) viser at det har skjedd store endringer i landbruket opp gjennom tiden. Kornproduksjonen har blitt stadig større siden 1940-tallet, og utgjorde den klart største delen av landbruket i kommunen med rundt 33 000 dekar i 2009. Både potet- og engarealet har blitt tydelig mindre i perioden, og i

2009 lå engarealet på omkring 2500 dekar. Totalt antall storfe har også sunket klart fra 4045 i 1939 til 661 i 2009.



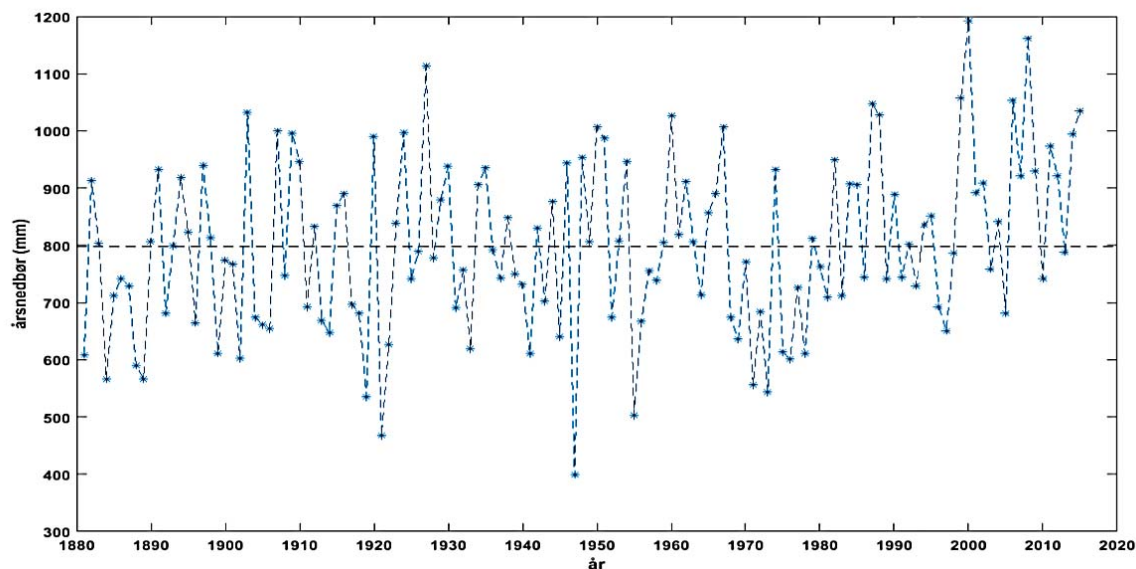
Figur 2. Historisk utvikling i landbruksarealet i Ås kommune i perioden 1939 – 2009 for korn, potet og eng, samt antall storfe angitt med tall. Figuren er hentet fra Snuggerud (2013).

Endringer i arealbruk, slik som ved omlegging fra permanent eng og beite til kornproduksjon, kan føre til økt erosjon på grunn av mer jordarbeiding og maskinbruk. Områder som tidligere i stor grad var preget av overflateavrenning av løste salter kan da få økt transport av næringsstoffer bundet til partikler (Riise et al., 2013). Erosjon grunnet jordbruk kan føre til økt utvasking og tilførsel av partikler fra nedbørfeltet til resipienten, og akkumuleringen av partikkelbundne metaller i sedimentene kan som en konsekvens øke.

2.2.3 Nedbør og avrenning

Økt erosjon kan også være et resultat av hyppigere og kraftigere nedbørsepisoder. Hovedtendensen i utviklingen av nedbør i Norge de siste 100 årene er at det har blitt stadig våtere, noe som er svært tydelig for de siste 20 årene (**Figur V6, vedlegg 8**) (Metrologisk institutt, 2019). I Ås kommune har det vært periodevis store variasjoner i nedbør, men langtidstrenden er at nedbørsmengden har økt (**Figur 3**). Ifølge Riise et al. (1994) kan store nedbørsmengder føre til endringer i avrenningsmønsteret og føre til større transport av metaller og organisk materiale fra nedbørfeltet til resipienten. Større avrenning som følge av økt nedbør kan ha en påvirkning på overflateerosjon og erosjon i bekke- og elvekanter. Finstadbekken/Skibekken, en av to tilløpsbækker til Østensjøvannet, er erosjonspåvirket, og ras kan forekomme ved sterke nedbørsepisoder. Problemer med erosjon og ras fører til at

vannstanden i bekken øker med opp mot en meter ved kraftige nedbørsepisoder (PURA, 2019b). Økt erosjon og ras kan på denne måten føre til at bekkene frakter med seg større mengder partikkelbundne forurensninger til resipienten.



Figur 3. Årsnedbør i mm i Ås kommune i perioden 1880 – 2015. Figuren er hentet fra PURA (2020).

2.2.4 Langtransporterte atmosfæriske avsetninger av metaller

I Norge er tilførsel av forurenset luft fra Europa en viktig kilde til nedfall av miljøgifter som metaller og POPer (Miljødirektoratet, 2019). Denne typen avsetning har en svært lang historie. Allerede for 2600 år siden førte gresk-romersk blyutvinning til atmosfærisk avsetning av forurensninger i Europa (Renberg et al., 1994).

Analyse av terrestrisk mose er en teknikk som kan anvendes for å studere avsetningen av stoffer fra atmosfæren. Landsomfattende kartlegging av denne typen er utført i Norge siden 1970-tallet som en del av Statlig program for forurensningsovervåking (Skjelkvåle et al., 2003). Målet med moseprogrammet er å anslå den atmosfæriske tilførselen og nedfallet av metaller og POPer, samt gi et bilde av endringer over tid og geografisk fordeling av nedfallet (Miljødirektoratet, u.å.). Grunnlaget for denne typen undersøkelser er at mose tar opp næring via bladverket ettersom mose generelt mangler rotsystem. Atmosfæriske avsetninger av metaller, radionuklider og organiske miljøgifter fra nedbør vil kunne bindes sterkt til mosen, og dermed vil mose være en god indikator på hvilke stoffer som finnes i nedbør og luft. Bladmosen *Hylocomium splendens* (etasjehusmose) brukes i kartlegging av regionale avsetningsmønstre og atmosfærisk langtransport fra kilder utenfor Norge.

Resultatene fra landsomfattende kartlegging av atmosfærisk nedfall av metaller utført av Steinnes et al. (2016) viser at luftforurensningen av flere metaller (vanadium (V), Cr, Fe, Ni, Cu, Zn, arsen (As), Cd, antimon (Sb) og Pb) har blitt redusert betraktelig fra 1977 til 2015. Størst nedgang er det for bly som i 2005 på Sørlandet lå på et nivå som tilsvarte rundt 5 % av nivået i 1977 (Steinnes et al., 2016). Vanadium, krom og nikkel ligger i dag på et nivå som samsvarer med rundt 30 % eller mindre av 1977 (Steinnes et al., 2016). For jern har konsentrasjonen i mose blitt tydelig redusert med tiden, og de landsomfattende nedfallskartleggingene viser at medianverdien (mg/kg) av jern i mose har gått ned fra 540 mg/kg i 1977 til 280 mg/kg i 2010 (Steinnes et al., 2011). Nedfallet av kadmium og sink avtok til under det halve mellom 1977 og 2015 (Steinnes et al., 2016). Årsaken til nedgangen i metallkonsentrasjonene kan komme av rensetiltak, overgang til mindre forurensende energikilder og nedleggelse av industri i Øst-Europa (Miljødirektoratet, 2019). På Sørlandet har antimonkonsentrasjonen gått ned med 85 % siden 1977, og Steinnes et al. (2016) anslår at biltrafikk og bruk av bremseslur er den største kilden til Sb i luft.

2.2.5 Organisk materiale og oksygenforhold

Organisk materiale (OM) er en viktig bestanddel i innsjøer, og finnes i både partikulær og løst form. Naturlig OM produseres i stor grad fra planter og mikroorganismer. Plantemateriale som blader og røtter i de øvre jordlagene og på jordoverflaten kan fraktes til bekker, innsjøer og hav med nedbør, og på den måten bidra til økte mengder organisk materiale (vanLoon & Duffy, 2017). Organisk materiale kan også produseres direkte i vann, hvilket som er en viktig prosess i næringsrike innsjøer slik som Østensjøvannet. På global skala er det estimert at omkring 10 % av aktiviteten til mikroorganismer i vann går med til å produsere løst organisk materiale (vanLoon & Duffy, 2017). I tillegg til de naturlige kildene til OM, finnes det antropogene aktiviteter som fører til økt mengde OM i vann. Dette inkluderer blant annet utslipp fra avløp og kloakk, industri og treforedling (vanLoon & Duffy, 2017). Mengden av OM i innsjøen vil derfor både være avhengig av autoktont materiale fra produksjon innad i innsjøen og det som transporteres til innsjøen alloktont.

Transporten av mange grunnstoff, og spesielt atmosfærisk avsatte metallforurensninger, er knyttet opp mot organisk materiale (Aiken et al., 2011; Rognerud et al., 1999; Schmitt et al., 2003). Organisk materiale kan inneholde flere funksjonelle grupper, slik som for eksempel karboksylgrupper, fenoler, aminer og tioler, som kan danne komplekser med metaller (Aiken et al., 2011; Rognerud & Fjeld, 2001; Skjelkvåle et al., 2001; vanLoon & Duffy, 2017).

Organisk materiale kan på den måten påvirke både biotilgjengeligheten og transporten av metaller (Aiken et al., 2011; Rognerud & Fjeld, 2001; Schmitt et al., 2003; Skjelkvåle et al., 2001). Playle (1998) har for eksempel vist at mengden kvikksølv (Hg) som bindes til fiskegjeller går ned med økende konsentrasjon av organisk materiale.

Klimatiske faktorer som påvirker mengden organisk materiale inkluderer blant annet nedbør. I en studie fra Sverige anslås det at organisk materiale med opphav i det terrestriske miljøet vil bli viktigere etter hvert som klimaet blir våtere (Kellerman et al., 2014). Større mengder nedbør kan føre til økt transport av OM fra det øverste jordlaget, som er rikt på organisk materiale. Riise et al. (1994) har vist at store nedbørsmengder kan føre til endringer i avrenningsmønsteret og større transport av metaller og organisk materiale.

Oksygenforholdene i sedimentene og nær bunnen vil i stor grad bli påvirket av tilførselen av organisk materiale da oksygen forbrukes når OM brytes ned (vanLoon & Duffy, 2017). Dersom oksygentilførselen til innsjøen er mindre enn forbruket vil det oppstå anaerobe forhold. Anaerobe forhold gir et lavt pE-miljø i innsjøen, noe som kan føre til endringer i kjemien for hele systemet. I tillegg kan lavt oksygennivå føre til endringer i den mikrobielle floraen, metaller kan bli bundet som sulfider og akvatiske organismer slik som for eksempel fisk kan oppleve større stress dersom oksygennivå blir kritisk lavt (vanLoon & Duffy, 2017).

2.2.6 Tilførsler fra tilløpsbekkene

Østensjøvannet har to tilløpsbekker, Finstadbekken/Skibekken fra nord og Skuterudbekken fra sør, se kapittel 3.1. I forbindelse med forundersøkelser av vassdrag i tilknytning til utbyggingen av ny E18, innhentet og analyserte NIBIO på oppdrag fra Statens vegvesen vannprøver fra Skuterudbekken hver måned fra april 2017 til desember 2018. Analysene viste at de gjennomsnittlige metallkonsentrasjonene i bekken var lave (**Tabell 1**). For alle de undersøkte metallene (As, Pb, Cd, Cu, Cr, Hg, Zn og Ni) tilsvarte konsentrasjonene tilstandsklasse II God etter Miljødirektoratets veileder «Grenseverdier for klassifisering av vann, sediment og biota» (Greipsland et al., 2019). Maksimalkonsentrasjonene registrert i bekken i den samme perioden tilsvarte også tilstandsklasse II God.

Bane NOR har i forbindelse med utbyggingen av Follobanen overvåket resipienter som kan motta avrenning fra anleggsarbeidet. En av disse resipientene er Finstadbekken/Skibekken som kan motta avrenning fra anleggsområdene ved Ski stasjon. I tillegg vil kloakk og overvann fra

det kommunale avløpsnett i Ski føres til Østensjøvannet via Finstadbekken/Skibekken (PURA, 2019a; Ski kommune, 2010; Ås kommune, 2001). Vannprøver fra Finstadbekken/Skibekken ble innhentet og analysert i perioden mai 2019 til desember 2019 av NIBIO på oppdrag fra Bane NOR. Analysene viste at den gjennomsnittlige konsentrasjonen av kadmium, kvikksølv, krom, kobber, nikkel og bly tilsvarte tilstandsklasse II God (Skrutvold et al., 2020) (**Tabell 1**). For sink og arsen havnet bekken innenfor tilstandsklasse III Moderat. Maksimalkonsentrasjonene registrert i bekken var for flere av metallene svært høye, og for sink og kobber såpass høyt at det var innenfor tilstandsklasse V Svært dårlig. Arsen, nikkel og bly hadde maksimalkonsentrasjoner tilsvarende tilstandsklasse III Moderat. Konsentrasjonene av kadmium, kvikksølv og krom holdt seg til tilstandsklasse II God gjennom hele prøveperioden.

Tabell 1. Gjennomsnittlig konsentrasjon (µg/L) og maksimalkonsentrasjon (µg/L) av arsen, kadmium, kvikksølv, krom, kobber, nikkel, sink og bly i vannprøver fra Skuterudbekken og Finstadbekken/Skibekken. Fargene i tabellen viser til Miljødirektoratets grenseverdier (Miljødirektoratet, 2016a) for tilstandsklasser (blå = tilstandsklasse I Bakgrunn, grønn = tilstandsklasse II God, gul = tilstandsklasse III Moderat, oransje = tilstandsklasse IV Dårlig og rød = tilstandsklasse V Svært dårlig), se kapittel 2.5.2.

Grunnstoff	Skuterudbekken ^a		Finstadbekken/Skibekken ^b	
	Gjennomsnittlig konsentrasjon (µg/L)	Maksimal-konsentrasjon (µg/L)	Gjennomsnittlig konsentrasjon (µg/L)	Maksimal-konsentrasjon (µg/L)
Arsen	0,3	0,5	0,59	1,18
Kadmium	0,03	0,07	0,03	0,05
Kvikksølv	0,005	0,007	0,005	0,007
Krom	0,4	2,7	0,46	1,16
Kobber	1,5	3,4	6,22	35,9
Nikkel	1,2	2,9	1,81	4,47
Sink	2,1	6,3	15,1	75,3
Bly	0,1	0,2	0,51	2,34

^aGreipsland et al. (2019).

^bSkrutvold et al. (2020).

2.3 Kjemiske forurensninger fra vegavrenning

2.3.1 Metaller

Noen metaller, slik som for eksempel kalsium, magnesium og kalium, er makronæringsstoffer som planter, dyr og mikroorganismer trenger i store mengder for å vokse, utvikle og reproducere seg (vanLoon & Duffy, 2017; Walker et al., 2012). Andre stoffer, slik som kobber, jern, mangan, nikkel og sink, er mikronæringsstoffer som kun er nødvendig i mindre konsentrasjoner (Walker et al., 2012). Dersom mengden av disse stoffene blir for stor, vil det være giftige for organismen. Noen stoffer, slik som kadmium og kvikksølv, vil være toksiske for de fleste organismer selv i små mengder (vanLoon & Duffy, 2017; Walker et al., 2012).

Vegavrenning kan inneholde en rekke forurensningsstoffer slik som suspendert materiale, næringsstoffer, salt, organiske miljøgifter og metaller som kan påvirke vannkvaliteten hos vann og vassdrag som mottar avrenningen (Kayhanian et al., 2012; Opher & Friedler, 2010; Rasmussen et al., 2003; Snilsberg et al., 2003). De vanligste metallene undersøkt i forbindelse med vegavrenning inkluderer bly, krom, sink, kobber, nikkel, kadmium og jern (Bäckström et al., 2003; Crabtree et al., 2006; Davis et al., 2001; Huber et al., 2016; Kayhanian et al., 2012; Opher & Friedler, 2010). Vegavrenning vil kunne bidra til økte konsentrasjoner av en rekke andre metaller i tillegg til disse mest undersøkte metallene, og **Tabell 2** viser en oversikt over noen metaller som kan være en del av vegavrenning og deres antatte vegtrafikkrelaterte kilder. Metaller er av spesiell interesse i tilknytning til vegavrenning på grunn av deres toksisitet, store utbredelse og lange oppholdstid i naturen (Davis et al., 2001; Walker et al., 2012). Jordsmonnet vil på et tidspunkt bli mettet på metaller, noe som kan forårsake grunnvannsforurensning som følge av utlekking til grunnvannet (Kolbenstvedt et al., 2000). I tillegg kan sprekker og strømningsmønstre føre til transport av forurensninger selv om jordsmonnet ikke er mettet.

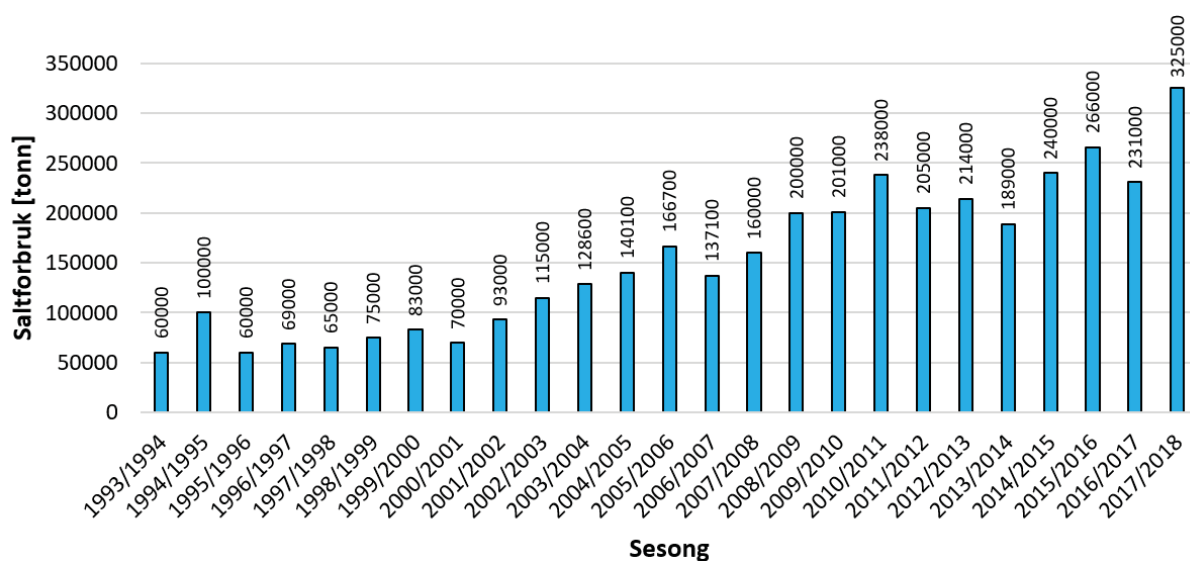
Forurensning fra trafikken er en blanding av blant annet forbrenningsprodukter fra drivstoff, slitasjeprodukter fra asfalt, bremseslag og bildekk og slitasje og korrosjon av materialer som frigjør tungmetaller, hydrokarboner og partikler. Drift og vedlikehold av vegen kan medføre utslipp av kjemiske stoffer, spesielt i forhold til salting mot glatt føre på vinterstid. I anleggsperioden kan også sprenging, utgraving og masseforflytning føre til partikkelavrenning (Amundsen & Roseth, 2004; Kolbenstvedt et al., 2000).

Tabell 2. Oversikt over forurensningsstoffer og aktuelle vegtrafikkrelaterte kilder. Tabellen er modifisert etter Meland (2010).

Vegtrafikkrelaterte kilder		Stoff	Referanser
Kjøretøy	Bremser	Ba, Cd, Cr, Cu, Fe, Mn, Mo, Na, Ni, Pb, Sb, Zn	(Adachi & Tainosho, 2004; Davis et al., 2001; Dongarrà et al., 2009; Hong et al., 2020; Hong et al., 2018; Karlsson, 2009; McKenzie et al., 2009; Opher & Friedler, 2010; Schlaepfer et al., 1996 henvist til av Piguet, 2007; Sternbeck et al., 2002; Thorpe & Harrison, 2008)
	Dekk (inkludert piggdekk)	Al, Ca, Cd, Co, Cu, Mn, Pb, W, Zn, Hydrokarboner, PAH	(Adachi & Tainosho, 2004; Davis et al., 2001; Glaser et al., 2005; Hjortenkrans et al., 2007; Hong et al., 2020; Hong et al., 2018; Karlsson & Viklander, 2008; Karlsson, 2009; Lindgren, 1998; McKenzie et al., 2009; Opher & Friedler, 2010; Ravindra et al., 2008; Sternbeck et al., 2002; Thorpe & Harrison, 2008)
	Katalysator	Pd, Pt, Rh	(Ek et al., 2004; Hwang et al., 2016; Opher & Friedler, 2010; Schlaepfer et al., 1996 henvist til av Piguet, 2007; Whiteley & Murray, 2005)
	Karosseri	Cr, Fe, Zn (stål)	(Taylor & Robertson, 2009)
	Forbrenning	Ag, Al, Ba, Br, Ca, Cd, Cr, Co, Cu, Fe, K, Li, Mg, Mo, Na, Ni, Pb, Pt, Sb, Se, Sr, Ti, V, Zn, PAH, nitrogenoksider (NO _x)	(Brown & Peake, 2006; Coufalík et al., 2019; Glaser et al., 2005; Hong et al., 2020; Hong et al., 2018; Karlsson, 2009; Kolbenstvedt et al., 2000; Lin et al., 2005; Marr et al., 1999; Opher & Friedler, 2010; Rasmussen et al., 2003; Ravindra et al., 2008; Schlaepfer et al., 1996 henvist til av Piguet, 2007; Wang et al., 2003; Weckwerth, 2001)
	Olje- og petroleumsøl, drypping, brukt smøremiddelolje	Ba, Cr, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb, Zn, PAH (LMM)	(Coufalík et al., 2019; Ravindra et al., 2008; Schlaepfer et al., 1996 henvist til av Piguet, 2007; Wang et al., 2000)
Annet	Vegoverflate (asfalt, bitumen)	Al, Ca, Fe, K, Mg, Na, Ni, Pb, Si, Sr, Ti, PAH	(Brandt & De Groot, 2001; Brown & Peake, 2006; Karlsson, 2009; Sternbeck et al., 2002; Thorpe & Harrison, 2008)
	Avisende og støvdempende kjemikalier	Ca, Cd, Cl, Cu, K, Mg, Na, Pb, Zn, cyanidforbindelser, bitumenmateriale	(Aldrin et al., 2008; Karlsson, 2009; Kolbenstvedt et al., 2000; Novotny et al., 2008; Opher & Friedler, 2010; Ramakrishna & Viraraghavan, 2005; Statens vegvesen, 2007; Viklander et al., 2003)
	Vegutstyr (trafikkskilt, midtrabatter, autovern ol.)	Cr, Fe, Ni, Zn	(Huber et al., 2016; Karlsson, 2009; Opher & Friedler, 2010; Schlaepfer et al., 1996 henvist til av Piguet, 2007; Thorpe & Harrison, 2008)

2.3.2 Vegsalt

I Norge er det vinterforhold som gjør det nødvendig å bruke store mengder avisende kjemikalier slik som vegsalt for å øke friksjonen i vegbanen og forbedre trafikksikkerheten for trafikantene. Vegsalt brukes for å smelte bort eller bryte ned bindinger i snø og is. Denne typen kjemiske metoder brukes sjelden alene, men i kombinasjon med mekaniske metoder som brøyting, fresing og høvling (Statens vegvesen, 2007). I Norge har salt blitt brukt i vinterdriften av vegnettet siden før 1970 (Statens vegvesen, 2007). Lange vintersesonger og gradvis utvidelse av det salta vegnettet har ført til at det totale saltforbruket i Norge har økt betraktelig de siste årene (**Figur 4**). I vintersesongen 1993/1994 var det totale saltforbruket i Norge på rundt 60 000 tonn, mens vinteren 2017/2018 hadde totalsaltforbruket økt til 325 000 tonn. En vinterdriftstrategi som bidrar til økt saltforbruk er strategi bar veg. Strategi bar veg omfatter at det skal være snø- og isfritt på den aktuelle vegstrekningen hele vinteren (Statens vegvesen, 2007). Strekningen av E18 som går forbi Østensjøvannet vinterdriftes etter denne strategien.



Figur 4. Totalt saltforbruk på riks- og fylkesveger i Norge fra vintersesongen 1993/1994 frem til vintersesongen 2017/2018. Figuren er modifisert etter Statens vegvesen (2019b) og Statens vegvesen (2007).

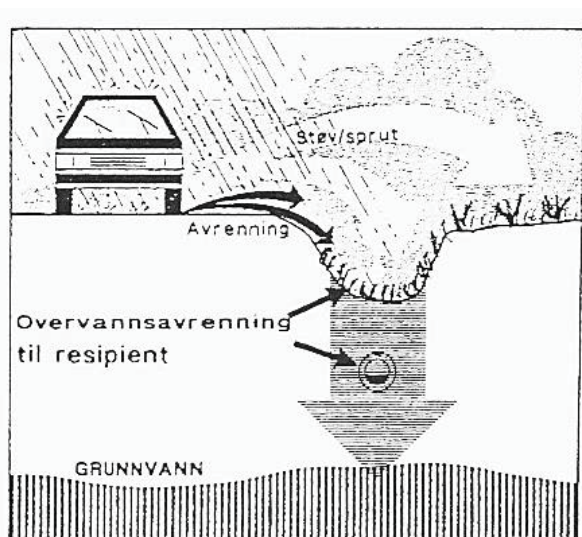
Senkning av frysepunktet til vann, endring av kornstrukturen, bindinger i snøen og smelting av is er viktige kjemiske egenskaper som avisende kjemikalier brukt på vinterføre må ha (Statens vegvesen, 2007). Kloridsalter slik som natriumklorid (NaCl), magnesiumklorid ($\text{MgCl}_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$) og kalsiumklorid ($\text{CaCl}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$) anvendes som avisende kjemikalier ved vinterdrift av vegnettet (Statens vegvesen, 2007). Natriumklorid er det vegsaltet som benyttes i størst grad (Statens vegvesen, 2018; Statens vegvesen, 2007). Salting fører til at snøen smelter og følgelig vil vegavrenningen øke i perioder der vegsalt benyttes. Salt øker løseligheten for metaller, og bruk

av vegsalt kan føre til mobilisering av metaller via ionebyttereaksjoner ved at metallene blir frigitt fra partikler, sedimenter og jord (Rasmussen et al., 2003). På denne måten kan transporten av metaller fra nedbørfeltet til innsjøer øke som følge av bruk av vegsalt (Crabtree et al. 2006; Legret, 2001 henvist til av Fernandes & Barbosa, 2018), noe som kan føre til en økt biotilgjengelighet av metallene (Fernandes & Barbosa, 2018; Meland et al., 2010; Rasmussen et al., 2003). Bruk av vegsalt kan også føre til en økning av forurensningsstoffer i vegavrenningen og miljøgifter i overvannet som følge av økt korrosjon av kjøretøy, broer og vegbanen (Karlsson, 2009; Rasmussen et al., 2003; Statens vegvesen, 2018). Frigjøring av Cu kan forekomme som følge av økt korrosjon av vannledninger og andre overflater ved salting (Rasmussen et al., 2003). For å unngå at saltet klumper seg tilsettes jerncyanid til saltet, noe som kan føre til dannelse av giftige former for cyanid (Rasmussen et al., 2003).

2.4 Forurensningsprosesser knyttet til veg og vegtrafikk

Avrenning fra vegnettets kan være en viktig kilde til diffus forurensning i vassdrag (Arnold & Gibbons, 1996; Opher & Friedler, 2010). For tette flater slik som veger, fortau, hustak og parkeringsplasser vil avrenningsprosessene skille seg fra de som finnes i naturlige vegetative områder. I et område med tett vegetasjon kan inntil 20 % av nedbøren renne på overflaten, mens for tette flater, slik som sterkt urbaniserte områder, renner opp mot 90 % av nedbøren på overflaten (Rasmussen et al., 2003). Tette flater gir også større og raskere avrenning, noe som medfører høyere og raskere flomtopper (Rasmussen et al., 2003).

Det er flere prosesser som styrer avsetningen eller utslipp av forurensninger fra veg og vegtrafikk. Dette inkluderer atmosfærisk transport, nedbør og fordamping, adsorpsjon til vegoverflaten, avrenning fra vegoverflaten til nærliggende grøfter, drenering til grunnvann og resipienter og avsetning i jord og sedimenter (**Figur 5**) (Amundsen & Roseth, 2004; Bækken, 2012; Kolbenstvedt et al., 2000; Meland, 2010; Rasmussen et al., 2003). Luftbårne forurensninger og spredning via avrenning fra vegoverflaten er spesielt sentrale avsetningsprosesser i forbindelse med forurensninger fra veg og kjøretøy (Amundsen & Roseth, 2004; Kolbenstvedt et al., 2000).



Figur 5. Prinsippskisse for forurensningsspredning fra veg. Figuren er hentet fra Kolbenstvedt et al. (2000).

Forurensningene som slippes ut fra veg og vegtrafikk kan spres til luften i form av partikler som avsettes i terrenget langs vegnettet eller i form av gasser (Storhaug & Åstebøl, 2015). Stoffer som spres gjennom luft kan enten transporteres over store avstander, avsettes ved vegbanen eller på vegbanen. Spredningen av partikkelbundne forurensninger avtar logaritmisk inntil cirka 20 meter på hver side av vegen, mens spredning som følge av sprut fra vegbanen avsettes innen cirka 10 meter fra vegbanen (Kolbenstvedt et al., 2000). Slitasje av bildekk og bremses, forbrenning av drivstoff og slitasje av vegbanen som følge av bruk av piggdekk kan føre til direkte utslipp av partikler til luft ved at asfaltstøv og andre partikler som er avsatt på vegbanen resuspenderes (Amundsen & Roseth, 2004; Kolbenstvedt et al., 2000; Opher & Friedler, 2010). Trafikkmengden og fordelingen av tunge og lette kjøretøy, kjøretøyenes motor- og renseteknologi, kjøretøyenes alder, kjøremåte, dekktype, type vegdekke og hastighet er faktorer som vil påvirke omfanget av vegtrafikkrelaterte utslipp og mengden partikler som til enhver tid er lagret på vegbanen og som kan resuspenderes (Kolbenstvedt et al., 2000; Meland, 2010; Snilsberg, 2008; Storhaug & Åstebøl, 2015). Produksjonen av svevestøv og partikler vil eksempelvis være avhengig av både bruk av piggdekk og hastigheten på vegen. Andelen av partikler med en diameter mindre enn $10\text{ }\mu\text{m}$ (PM_{10}) er vist til å øke med økende hastighet og større bruk av piggdekk (Snilsberg, 2008). Det har også blitt vist at vegbanen utsettes for ekstra slitasje som følge av bruk av piggdekk i kombinasjon med vegsalt på vinterstid (Bäcström et al., 2003).

En annen viktig hydrologisk egenskap som har stor betydning for mengden partikler som kan resuspenderes fra vegbanen er den såkalte *first flush*-effekten. Det vil si at forurensninger som

har samlet seg siden forrige nedbørsfall førers bort med den første strømmen av overvann fra nytt regnvær (Hewitt & Rashed, 1992; Kayhanian et al., 2012; Kayhanian et al., 2003; Kolbenstvedt et al., 2000; Meland, 2010; Rasmussen et al., 2003). Mengden av forurensende stoffer vil være større ved *first flush* enn for den øvrige vegavrenningen. Dette er fordi en større mengde partikler vil være tilgjengelig for resuspensjon eller avrenning dersom nedbørintensiteten er lav ettersom dette vil føre til liten avrenning fra vegbanen. Kayhanian et al. (2008) viste at toksisiteten, basert på dødeligheten av mikroorganismer og nedsatt reproduksjonsevne, var størst ved de tidlige fasene av en stormhendelse.

En studie fra Sverige har vist at mengden partikler er vesentlig større i avrenningen grunnet snøsmelting enn i avrenning som skylds regnfall (Westerlund & Viklander, 2006). Sansalone & Buchberger (1996) fant i en studie fra Cincinnati, Ohio, USA at metallinnholdet var vesentlig mer partikkelbundet ved snøsmelting enn i regnsesongen. Ved snøsmelting kan en oppleve en såkalt *last flush*-effekt når partikler frigjøres og føres bort med smeltevannet (Kolbenstvedt et al., 2000; Rasmussen et al., 2003). Smeltevannet inneholder ofte større forurensningsmengder enn regnvannet ettersom oppsamlingsperioden av forurensninger i snøen er lenger (Kolbenstvedt et al., 2000; Rasmussen et al., 2003). Glenn og Sansalone (2002) fant at innholdet av Pb, Cu, Cd og Zn ofte er mellom 10 og 100 ganger høyere i smeltevann fra snø enn i overvann fra regn.

En stor andel av forurensningstransporten ved vegavrenning vil være knyttet til partikler (Kayhanian et al., 2012; Legret, 2001 henviser til av Fernandes & Barbosa, 2018; Kolbenstvedt, 2000). Overvann kan føre med seg store mengder av både oppløste stoffer og partikler til en resipient som en innsjø, grunnvann eller hav via åpne grøfter eller lukkede rør- og ledningssystemer. Gjennom fortynning, binding, sedimentasjon og nedbrytning kan forurensningsinnholdet reduseres på vei til resipienten. Metaller og organiske forurensninger som PAH vil i stor grad være knyttet til partikler (Bækken, 2012). Partikkelbundne forurensninger vil kunne holdes igjen i grøfter og vegkanter. Forurensninger knyttet til partikler kan sedimentere etter at det har blitt fraktet til en resipient, slik som tjern og innsjøer. En betydelig andel vil sedimentere, mens en liten andel vil kunne holdes løst i vannfasen (Bækken & Færøvig, 2004). Sedimentering vil føre til at forurensninger festet til partikler bunnfelles i stedet for å bli transportert videre med vannet. Trafikkslam slik som sandfangslam og oppsop, kan få såpass høye konsentrasjoner av enkelte metaller og miljøgifter at det må håndteres som spesialavfall (Kolbenstvedt, 2000).

2.5 Forurensningsregulering

2.5.1 Lover, direktiver og forskrifter

Europaparlamentet og rådets direktiv 2000/60/EF om etablering av rammer for en felles vannpolitikk i EU (Vanndirektivet) trådte i kraft for EUs medlemsland 22. desember 2000 (EU, 2000). Direktivet stiller strenge krav om vannkvaliteten til medlemslandene. Vanndirektivet har som hovedformål å forbygge ytterligere forringelse og å beskytte og forbedre tilstanden i ferskvann, grunnvann og kystnære områder ved igangsettelse av forebyggende eller forbedrende tiltak for å sikre "god tilstand" i vannforekomstene (Det kongelige utenriksdepartement, 2008; EU, 2000; Vannportalen, 2019a). Vanndirektivet skal også sørge for bærekraftig bruk av vann for å sikre langtidsbeskyttelse av tilgjengelige vannressurser (Det kongelige utenriksdepartement, 2008; Vannportalen, 2019a). I vannforekomster med dårligere enn "god" miljøtilstand må miljøforbedrende tiltak slik som basisovervåking, tilstandsovervåking eller tidsavgrenset problemkartlegging iverksettes (Klima og forurensningsdirektoratet, 2010).

Vannforskriften ble innlemmet i norsk lov 1. januar 2007 for å gjennomføre EUs Vanndirektiv i norsk rett (Vannportalen, 2019b). Gjennom blant annet Vannforskriften settes det krav til Statens vegvesen om kontroll over utslipp til ulike vannforekomster ettersom Statens vegvesen har et sektoransvar for miljøet gjennom planlegging, bygging og drift av alle Europa- og riksveger i Norge, og vegen kan påvirke vannkvaliteten både mens vegen bygges og etter at vegen er tatt i bruk (Statens vegvesen, 2016a). Samferdselsdepartementets miljøhandlingsplan fra 1998 slår fast at både ved anleggsvirksomhet, drift og vedlikehold av veg må det tas hensyn til hav- og vannforurensning i tråd med nasjonale målsetninger på området (Samferdselsdepartementet, 1998). Påvirkning fra veg på vannforekomster og overvannsutslipp reguleres også gjennom Plan- og bygingsloven og Forurensningsforskriften i tillegg til Vannforskriften.

2.5.2 Tilstandsklasser for forurenset sediment

I 2015 ble Vannforskriften oppdatert med nye grenseverdier og stoffer, og inneholder nå 28 prioriterte miljøgifter i sediment, 45 prioriterte miljøgifter i vann og 23 prioriterte miljøgifter i biota (Miljødirektoratet, 2016a). Miljødirektoratet har utarbeidet et klassifiseringssystem for vann og sediment (**Tabell 3**) som skal fungere som et felles verktøy for forvaltning, rådgivning og forskning. Det er forventet økende grad av akutt og kronisk toksisitet for organismer i vann

og sediment med økende tilstandsklasse. Tilstandsklassegrensene baserer seg på laborietester og risikovurderinger om akutt og kronisk toksisitet (Miljødirektoratet, 2016a).

Tabell 3: Miljødirektoratets klassifiseringssystem for forurensning i vann og sediment. Modifisert etter Miljødirektoratet (2016a). AF = sikkerhetsfaktor.

Tilstands- klasse	I Bakgrunn	II God	III Moderat	IV Dårlig	V Svært dårlig
Forventede toksiske effekter	Bakgrunn	Ingen toksiske effekter	Kroniske toksiske effekter ved langtids- eksponering	Akutt toksiske effekter ved korttids- eksponering	Omfattende toksiske effekter
Øvre klassegrense baseres på	Bakgrunn	AA-EQS, PNEC	MAC-EQS, PNEC _{akutt}	PNEC _{akutt} * AF	

Tilstandsklasse I representerer bakgrunnsverdier. For de fleste antropogent tilførte miljøgifter vil det ikke foreligge en naturlig kilde. For slike stoffer vil øvre tilstandsklassegrense være satt til null (Miljødirektoratet, 2016a).

Øvre klassegrense for tilstandsklasse II og III er satt i samsvar med Vanndirektivets miljøkvalitetsstandarder. For tilstandsklasse II er dette AA-EQS, hvilket som er grenseverdien for kroniske effekter ved langtidseksponering (Miljødirektoratet, 2016a). MAC-EQS er øvre klassegrense for tilstandsklasse III. Denne grenseverdien er satt for å beskytte mot negative effekter ved akutt korttidseksponering (Miljødirektoratet, 2014).

For tilstandsklasse IV brukes akutt toksisitet uten sikkerhetsfaktor som øvre klassegrense, mens for tilstandsklasse V benyttes en sikkerhetsfaktor i tillegg til akutt toksisitet. Sikkerhetsfaktorer (AF) kan benyttes dersom det ikke foreligger nok data for å sikre en tilstrekkelig beskyttelse av de mest utsatte organismene. Ved å legge til en sikkerhetsfaktor vil man ta høyde for og tilpasse for de organismene som er mer følsomme enn de som er benyttet for å utarbeide klassegrensen på laboriet (Miljødirektoratet, 2016a).

Miljødirektoratet har utarbeidet konsentrasjonsgrenser for tilstandsklasser for prioriterte- og vannregionspesifikke stoffer i ferskvann, kystvann og sediment. **Tabell 4** viser tilstandsklassegrensene i mg/kg TS og forventede toksikologiske effekter for noen utvalgte metaller i sedimenter basert på Miljødirektoratets veileder «Grenseverdier for klassifisering av vann, sediment og biota» (Miljødirektoratet, 2016a).

Tabell 4: Tilstandsklassegrenser i sediment for konsentrasjoner i mg/kg TS av metallene kobber, sink, kadmium, bly, nikkel, arsen og kvikksølv, samt toksikologiske effekter på planter og dyr i vannmiljøet.

Grunnstoff	Effekt ^a	Tilstandsklasse ^b				
		I Bakgrunn	II God	III Moderat	IV Dårlig	V Svært dårlig
Kobber [mg/kg TS]	Giftig for planter og dyr ved høye konsentrasjoner. Spesielt giftig i vannmiljø, effekter på bunndyr og fisk. Bioakkumuleres.	20	210	210	400	>400
Sink [mg/kg TS]	Giftig ved høye konsentrasjoner for planter og dyr, effekt på reproduksjon. Effekt på fisk, lagres i skjell og kreps.	90	139	750	6690	>6690
Kadmium [mg/kg TS]	Giftig ved lave konsentrasjoner, forhindrer tilvekst av vannplanter. Giftig for akvatiske organismer. Bioakkumuleres.	0,2	1,5	16	157	>157
Bly [mg/kg TS]	Høy giftighet for mennesker og dyr. Kreftfremkallende i dyr, forstyrrelser i nervesystem og bloddannende system. Bioakkumuleres.	25	66	1480	2000	2000 – 2500
Nikkel [mg/kg TS]	Kreftfremkallende, effekter på reproduksjon i lavere plante- og dyregrupper. Bioakkumuleres.	30	42	271	533	>533
Arsen [mg/kg TS]	Akkumuleres i noen arter. Giftig og kreftfremkallende.	15	18	71	580	>580
Kvikksølv [mg/kg TS]	Giftig for vannlevende organismer og landdyr. Effekter på sentralnervesystemet.	0,05	0,52	0,75	1,45	>1,45

^aRasmussen et al. (2003).

^bMiljødirektoratet (2016a).

3 Områdebeskrivelse

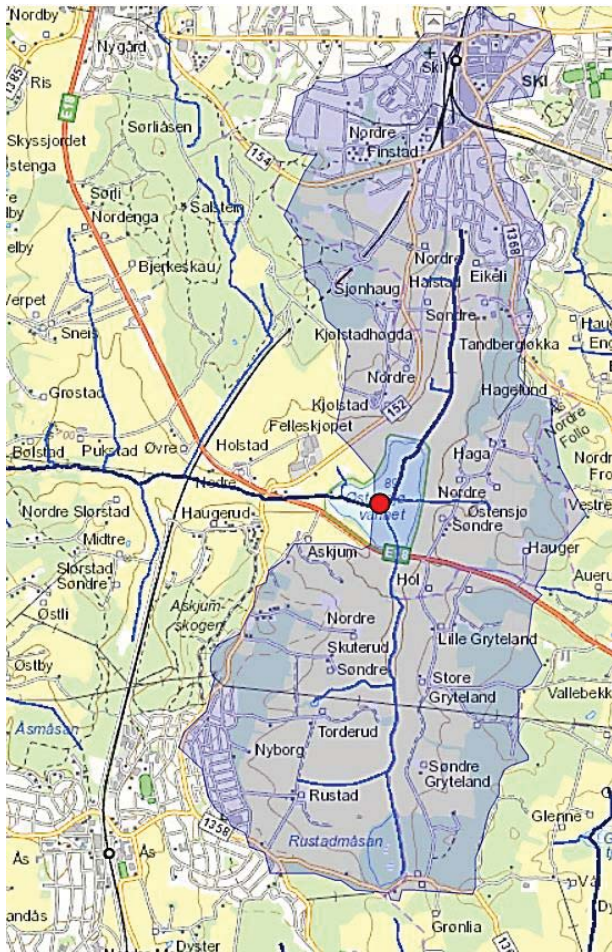
3.1 Østensjøvannets lokasjon og nedbørfelt

Østensjøvannet er en innsjø på 0,33 km² som ligger i Østensjøvann naturreservat i Ås kommune i Viken fylke (**Figur 6**). Østensjøvann naturreservat er fredet fordi det har en viktig funksjon som hvile- og rasteplass for vade- og andefugler under trekk og som hekke- og oppvekstområde for flere vannfuglarter (Kristoffersen, 2010). Særlig viktig er naturreservatet som rasteplass for gjess på høsttrekket. Innsjøen er omgitt av dyrket mark, E18 i sør og Fv152 i vest. Østensjøvannet er en del av Årungenvassdraget da innsjøen ligger i Bølstadbekkens nedbørfelt som er det største delnedbørfeltet til Årungen (Haugen et al., 2019). Årungen drenerer videre via Årungenelva til Bunnefjorden, en arm av Oslofjorden.



Figur 6: Oversiktskart over studieområdet med plassering av Østensjøvannet, Årungen, Ski, Ås, E18 og Fv152. Kartet er hentet fra Nasjonal Vegdatabank, NVDB (2020a).

Nedbørfeltet til Østensjøvannet er 15,3 km² stort, og ligger i Ås og Nordre Follo kommuner (Haugen et al., 2019) (**Figur 7**). Tilløpsbekkene til innsjøen er Finstadbekken/Skibekken fra nord og Skuterudbekken fra sør. Landbruksarealer utgjør omkring halvparten av det totale nedbørfeltet (48,9 %), men urbane områder med tette flater (13,6 %), slik som Ski tettsted, og skog (26,0 %) utgjør også en stor andel av nedbørfeltet (NVE, 2020). Det årlige tilsiget fra hele nedbørfeltet er på 7 200 000 m³/år ved normal nedbør (Haugen et al., 2019).



Figur 7: Nedbørfeltet til Østensjøvannet skravert i blått med tilløpsbekkene Finstadbekken/Skibekken fra nord og Skuterudbekken fra sør. Nedbørfeltet til Østensjøvannet domineres i stor av skog, dyrket mark og urbane områder. Kart over nedbørfeltet er frembrakt ved bruk av Norges vassdrags- og energidirektorats karttjeneste NEVINA (NVE, 2020).

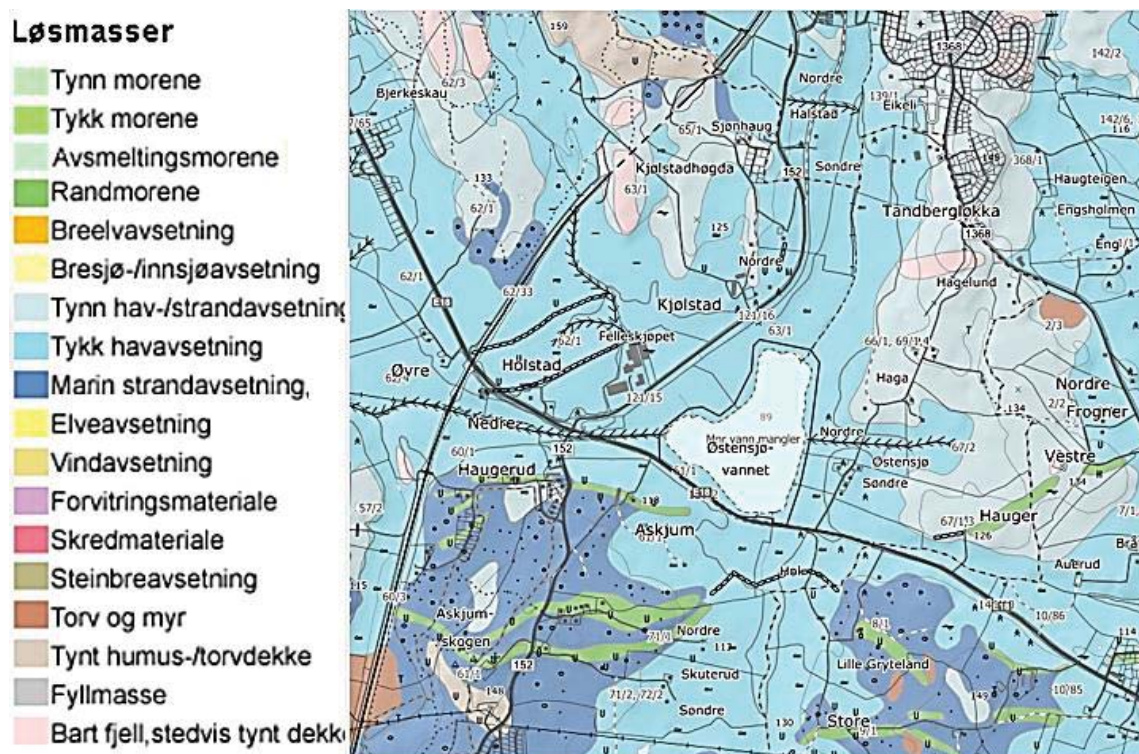
Finstadbekken/Skibekken er en av hovedbekkene som leder overvann ut fra Ski tettsted, og store deler av Ski sentrum drenerer til Østensjøvannet via Finstadbekken/Skibekken (PURA, 2019b; PURA, 2019a). Finstadbekken/Skibekken går gjennom jordbruksområder hvor leire utgjør en vesentlig andel av jordsmonnet (PURA, 2019b). Bekken er erosjonspåvirket ved sterke nedbørsperioder, og ras kan forekomme. Arealer med tette flater, Ski tettsted, utgjør en del av nedbørfeltet ettersom utbygging av Ski har ført til endret avrenning til Finstadbekken/Skibekken. Kloakk og overvann fra det kommunale avløpsnettet i Ski føres til Østensjøvannet via Finstadbekken/Skibekken grunnet feilkoblinger i ledningsnettet, inntrenging av fremmedvann og overløp ved store nedbørsepisoder (PURA, 2019a; Ski kommune, 2010; Ås kommune, 2001).

Skuterudbekkens nedbørfelt er flatt med små høydeforskjeller. Det består av i hovedsak dyrket mark (61 %) og skog (29 %), og er i tillegg preget av myr (2 %), gårdstun og veger (3 %) samt

et boligfelt (5%) i den sørvestlige delen av feltet (NIBIO, 2017a). Feltet består av marine avsetninger og noe morene. En dominerende jordart er siltig mellomleire. Skuterudbekken har to sidebekker der den ene er bekk med avrenning fra et skogsområde, og den andre er en bekk med avrenning fra Rustadfeltet boligområde (NIBIO, 2017a).

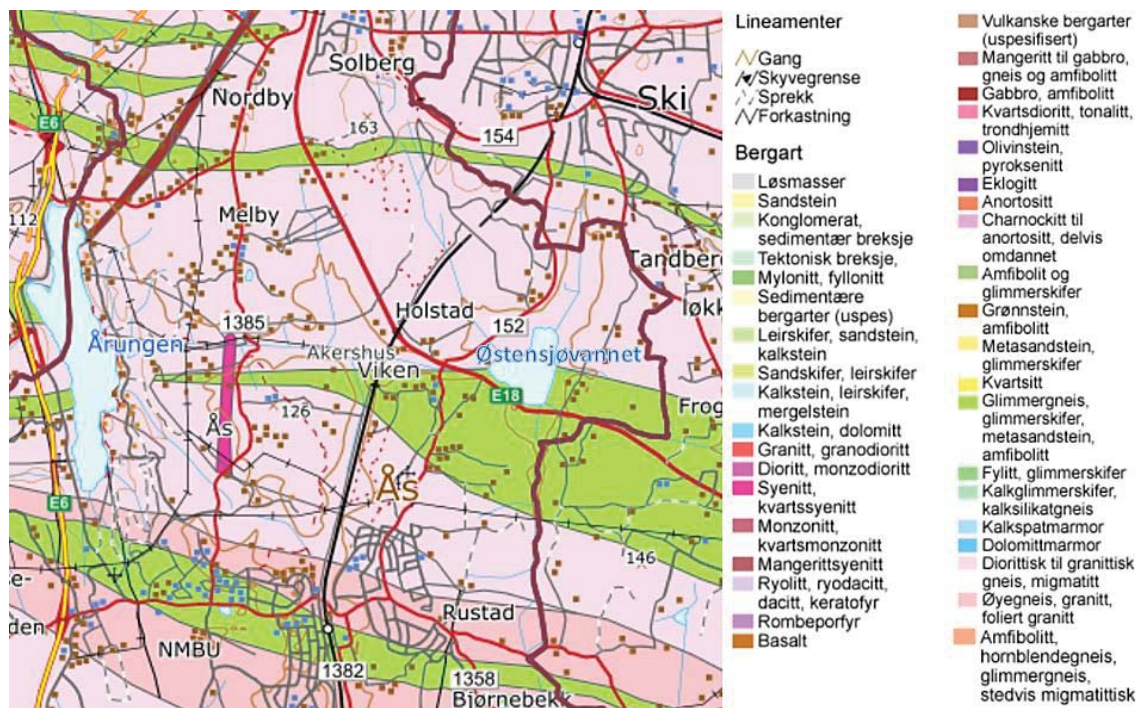
3.2 Berggrunn- og løsmassesammensetning i nedbørfeltet

Østensjøvannet er en grunn innsjø med gjennomsnittsdypde på 3,9 meter og maksimumsdypde omkring 7 meter (Haugen et al., 2019). Innsjøen ligger 89 meter over havet, og er under marin grense. Området rundt innsjøen domineres i svært stor grad av tykk havavsetning som strekker seg fra vest til norddelen av nedbørfeltet. Østsiden preges av tynn hav- og strandavsetning. Sør for innsjøen utgjør marin strandavsetning, randmorene og tykk havavsetning de største delene av løsmassene i området (**Figur 8**).



Figur 8: Avsetningskart over løsmasser i studieområdet med tegnforklaring. Figuren viser at studieområdet domineres av tynn- og tykk havavsetninger samt marin strandavsetning og delvis randmorene. Kartet er hentet fra Nasjonal løsmassedatabase, NGU (2020a)

Berggrunnen i området rundt Østensjøvannet er preget av diorittisk til granittisk gneis i området nordvestlig til nordøstlig for innsjøen (**Figur 9**). I området syd for innsjøen er berggrunnen kartlagt som glimmergneis, glimmerskifer, metasandstein, amfibolitt med overveiende granatmuskovittgneis, stedvis med disten og/eller sillimanitt, og med kalksilikatlinser (Lutro & Nordgulen, 2008; NGU, 2020b).



Figur 9. Berggrunnskart med tegnforklaring over området rundt Østensjøvannet med Ski, Ås og Årungen. Kartet er hentet fra NGUs berggrunnskart N250 M 1:250 000 (NGU, 2020b).

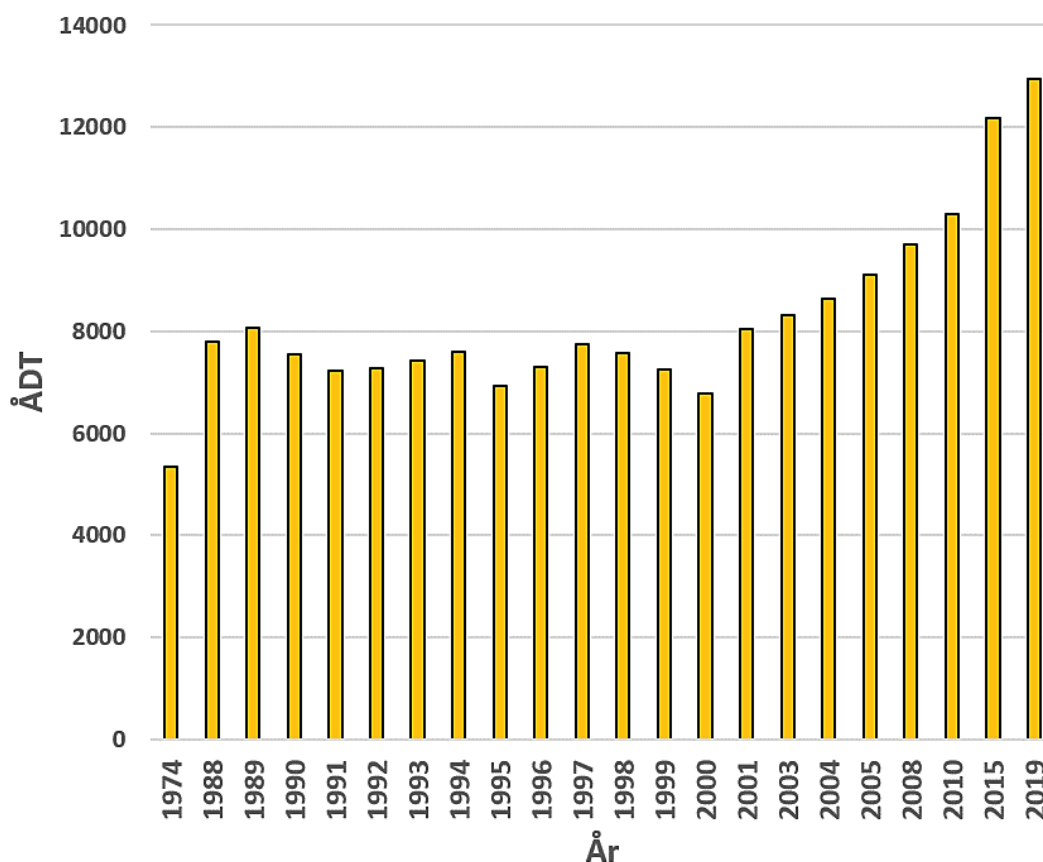
3.3 Trafikkutvikling i nedbørfeltet

Vegstrekingen av E18 som går forbi Østensjøvannet er en del av hovedvegforbindelsen mellom Oslo/Follo-området og flere kommuner i Viken ved svenskegrensen. Vegstrekingen er også viktig som en del av ferdsel til og fra Stockholm. Retvet-Vinterbro er en delstreking i prosjektet E18 Ørje-Vinterbro som går ut på å bygge ny motorveg mellom Riksgrensen og Vinterbro. Strekingen går gjennom Ås og Nordre Follo kommuner, og er 16 km lang (Statens vegvesen, 2019a). Etter utbygningen av nye E18 er det forventet en større trafikkmengde på vegstrekingen og hastighetsøkning til 110 km/t (Statens vegvesen, 2016b).

Historiske kart viser at området rundt Østensjøvannet har vært preget av veger og trafikk i lang tid. Kart fra 1888 viser etablerte veger som går tett inntil innsjøen (**Figur V1, vedlegg 5**). På

tiden kartet er fra er det rimelig å anta at vegen for det meste ble brukt av hest og kjerre som fremkomstmiddel i større grad enn noe annet. Etter hvert som biltrafikken tok seg opp utover det 20. århundre, kan man tenke seg at de allerede etablerte vegene ble benyttet i stor grad. Derfor kan det godt være at vegen forbi Østensjøvannet har vært brukt av biler i lang tid. For å overholde nye regler og standarder, har vegen blitt utbedret og utviklet frem til den standarden den har i dag. Eksempler på vegutvikling på strekningen av E18 som går forbi Østensjøvannet er masseutskiftninger og tilføring av nye masser som fant sted i tidsperioden 1974/75 ifølge data fra NVDB 123, og ombyggingen fra vanlig kryss til rundkjøring i 2003/04 i krysset mellom E18 og Fv152 (**Figur V2, vedlegg 5**).

Trolig har bedre veistandard og stadig flere personbiler i Norge bidratt til økt trafikkutvikling på den aktuelle vegstrekningen. I perioden 1974 – 2019 har årsdøgnetrafikken totalt sett økt på vegstrekningen av E18 som går forbi Østensjøvannet (**Figur 10**). Det er ingen tydelig økning fra år til år i perioden 1988 – 2000 da kurven holder seg relativt stabil i denne tidsperioden. Økningen har derimot vært stor de siste 20 årene da ÅDT har gått fra rundt 7000 i år 2000 til rundt 13 000 i 2019.



Figur 10. Årsdøgnetrafikk (ÅDT) for vegstrekningen av E18 i nærheten av Østensjøvannet i perioden 1974-2019. Data er hentet ut fra NVDB 123 med hjelp fra SVV.

På vestsiden av Østensjøvannet går Fv152. Dette er en viktig vegstrekning som går fra Drøbak via Ås til Holstad og videre til Ski. Deler av Fv152 også ligger innenfor innsjøens nedbørfelt, og følgelig vil vegavrenningen fra denne vegstrekningen også være viktig for innsjøen. I 2019 hadde denne vegstrekningen en ÅDT på 6380, det vil si at trafikkmengden er cirka halvparten av trafikkmengden på E18 (Nasjonal Vegdatabank, 2020c).

I tillegg til E18 og Fv152 vil også vegavrenning grunnet trafikk i Ski sentrum kunne påvirke innsjøen da store deler av Ski sentrum drenerer via Finstadbekken/Skibekken til Østensjøvannet. Dette er et sentrumsområde med mye trafikk, og på innfartsvegen fra Fv152 ned til Ski sentrum var ÅDT på over 10 000 i 2019 (Nasjonal Vegdatabank, 2020b). I tett trafikkerte områder slik som Ski sentrum kan trafikkbildet være preget av køkjøring, bremsing og mye start og stopp, noe som vil kunne gjenspeiles i overflateavrenningen fra de tette flatene.

4 Eksperimentelt

4.1 Feltarbeid og prøvetaking

En sedimentsøyle fra Østensjøvannet ble hentet opp med båt 16. august 2019 (59,68806N, 10,82911Ø). Sedimentsøylen ble tatt opp fra innsjøens dypeste punkt (6,9 meter).

Sedimentsøylen ble hentet opp ved bruk av en sedimentprøvetaker, Uwitec gravity corer 60 mm med indre diameter på 5,8 cm, som ble senket kontrollert ned i vannsøylen til den var nærme innsjøens bunn. Tauet ble da sluppet kontrollert og sedimentprøvetakeren boret seg loddrett ned gjennom sedimentene ved hjelp av tyngdekraften. Deretter ble den trukket sakte opp frem til den var rett ved vannoverflaten. Sedimentprøvetakeren ble tettet i hver ende med en propp før den ble tatt opp i båten. Tilbake på land ble sedimentsøylen satt i et stativ for å holde den loddrett og i ro slik at sedimentene ikke skulle blandes.

Sedimentsøylen ble sjiktet i lag på 1 cm i felt rett etter prøvetaking. Total ble sedimentsøylen delt i 64 sjikt, der sjikt 1 representerer de mest nylig avsatte sedimentene og sjikt 64 representerer de eldste sedimentene i søylen. Sedimentsjiktene ble overført til nummererte glidelåsposer av plast. Tilbake på laboratoriet ble prøvene veid for å bestemme våtvekt. Glidelåsposene med sedimentprøvene ble deretter lagret i en fryser (-18 °C) fram til videre analyser ble utført.

4.2 Laboratoriearbeid og analyser

4.2.1 Frysetørking og knusing

Frysetørking ble gjennomført for å fjerne vann fra sedimentprøvene av ansatte ved MINA-NMBU. Dette ble gjort ved bruk av instrumentet Benchtop Pro with Omitronics 9L. Fra frossen tilstand ble glidelåsposene med sedimentprøvene åpnet og plassert i en beholder. Kondensercoilen ble kjølt ned til cirka -50 °C. Ved hjelp av en vakuumpumpe ble trykket i kammeret holdt på 180 mTorr. Under disse forholdene gikk væsken i sedimentprøvene, i form av is, direkte over til vanddamp som deretter frøs på den nedkjølte kondensercoilen. For å oppnå en effektiv tørking, ble frysertørkerinstrumentet aviset underveis i prosessen. Når prøvene ikke lenger var kalde, men var blitt romtempererte, var tørkeprosessen ferdig.

4.2.2 Tørrstoffinnhold og mengde tørrstoff avsatt per areal

Etter tørking med frysetørker ble prøvene knust ved å presse hardt med baksiden av en skje mot sedimentprøvene som befant seg inni hver sin glidelåspose. De tørkede og knuste prøvene ble deretter veid på nytt for å bestemme tørrvekten. Mengden tørrstoff avsatt per areal (g/cm^2) ble regnet ut for hvert sedimentsjikt på følgende måte:

$$(1) \text{ Mengde tørrstoff avsatt per areal} = \frac{\text{tørrvekt i gram}}{\pi * r^2}$$

$$(2) \text{ Mengde tørrstoff avsatt per areal} = \frac{\text{tørrvekt i gram}}{\pi * \left(\frac{5,8 \text{ cm}}{2}\right)^2}$$

Tørrstoffinnholdet (%) i sedimentsjiktene ble beregnet på følgende måte:

$$(3) \text{ Tørrstoffinnhold} = \frac{\text{tørrvekt i gram}}{\text{våtvekt i gram}} * 100 \%$$

4.2.3 ^{137}Cs -datering

Datering av sedimentlagene fra Østensjøvannet ble utført ved hjelp av identifisering av ^{137}Cs -toppen etter nedfall fra Tsjernobylulykken i 1986 av ansatte ved Isotoplaboratoriet-NMBU. Sedimentprøvene ble veid inn i 20 mL scintillasjonsbeholdere, og ^{137}Cs ble målt i en NaI-detektor (Perkin Elmer Wallac 1480 Wizard 3'' gamma counter). Dette er en brønndetektor, så ulik geometri på prøvene, slik som mengde og tetthet, påvirker telleeffektiviteten i liten grad. Ettersom ^{137}Cs er en ren betaemitter, ble det målt på datteren $^{137\text{m}}\text{Ba}$ sin gammatopp på 662 keV. Telletiden var på 7200 sekunder (2 timer) for hver prøve. Som referanse ble ^{137}Cs målt i to referanser fra IAEA; IAEA373 og IAEA300. Målingene ble korrigert for halveringstiden på 30,0 år i henhold til referansedato gitt i sertifikatet, og telleeffektiviteten (16,9 %) i avgrenset energivindu ble beregnet ut fra disse målingene. Telleusikkerheten var $< 20 \%$ ved telletid på 7200 sekunder (2 timer).

4.2.4 CN – analyse

Bestemmelse av total karbon og total nitrogen ble utført av laboratoriepersonell ved MINA-NMBU. For å bestemme innholdet av total karbon og total nitrogen i sedimentprøvene ble

instrumentet LECO CHN628 benyttet. Cirka 200 mg av de tørkede og knuste sedimentprøvene ble brukt for hvert sedimentsjikt. Prøvematerialet ble plassert i en tinnkapsel, og ved tilførsel av oksyngengass og bruk av helium som en bæregass, ble prøvematerialet fullstendig forbrent ved 1050 °C. Karbon og nitrogen i prøvematerialet vil da gå over til gassformene karbondioksid (CO₂) og nitrogenoksider (NO_x). Mengden CO₂-gass som ble dannet etter forbrenningen ble målt med en infrarød (IR)-detektor. Totalinnholdet av nitrogen ble bestemt ved måling av termisk konduktivitet etter at nitrogenoksider hadde blitt redusert til N₂, og CO₂ og vann (H₂O) var blitt fjernet.

4.2.5 Lukket mikrobølgedekomponering

Det ble gjennomført tre forskjellige lukket mikrobølgedekomponeringer med Milestone Ultraclave, hver med sin karakteristiske syreblanding, for å kunne sammenligne ulike dekomponeringsmetoder med hensyn på riktighet. Samtidig analyse av sertifiserte referansematerialer gir sporbarhet i metoden og informasjon om hvilken dekomponeringsmetode som er den mest fullstendige når prøvematriksen er sedimenter.

Tabell 5 viser en samlet oversikt over viktige parametere ved de tre dekomponeringsmetodene. For samtlige dekomponeringsmetoder ble det veid ut en cirka nøyaktig mengde av hver av de 64 sedimentprøvene og sertifiserte referansematerialer (CRM) som deretter ble tilført hvert sitt teflonrør. Teflonrørene ble ført gjennom en elektrostatisk bue for å forhindre elektrostatiske forhold som kunne påvirke utveilingen. Deretter ble de respektive syreblandingene tilsatt før korken ble satt på og rørene ristet godt. Deretter ble prøvene plassert i 40-posisjonsbeholdere og dekomponert i Milestone Ultraclave ved 260 °C i 40 minutter.¹ Etter dekomponering ble prøvene overført fra teflonrør til merkede 50 mL sentrifugerør av polypropylen (Sarstedt AG & Co. KG).

For dekomponering med HNO₃, fosforsyre (H₃PO₄) og tetrafluorborsyre (HBF₄) ble deretter 5 mL HNO₃ 65 % (w/w) og 100 µl 10 mg/L rhodium tilsatt til hver prøve. Rhodium ble tilsatt for å fungere som internstandard. Prøvene ble videre fortynnet med ionebyttet vann til 50 mL. Prøvene ble deretter analysert.

¹ Ved ett tilfelle ble prøvene dekomponert ved 260 °C i 20 minutter som følge av en feil. Resultatene har imidlertid vist 20 minutter hadde vært tilstrekkelig da det ikke har hatt en tydelig påvirkning på resultatene.

For dekomponering med HNO₃ og flussyre (HF) ble prøvene fortynnet til 50 mL med ionebyttet vann etter dekomponering. Prøvene ble videre fortynnet ti ganger ved å ta ut 1,5 mL prøve fra de fortynnede dekomponerte prøvene til nye rør og fortynne til 15 mL med ionebyttet vann. Prøvene ble deretter analysert.

For dekomponering med HNO₃ ble prøvene fortynnet til 50 mL med ionebyttet vann etter dekomponering. Prøvene ble deretter analysert.

Tabell 5. Oversikt over syreblanding, utveid prøvemengde, antall blankprøver, antall CRM og analysemetode benyttet for hver av de tre dekomponeringsmetodene.

	HNO ₃ , H ₃ PO ₄ og HBF ₄	HNO ₃ og HF	HNO ₃
Syreblanding	2,0 mL HNO ₃ 65 % (w/w), 4,0 mL H ₃ PO ₄ 85 % (w/w), 2,0 mL HBF ₄ 48 % (w/w)	5,0 mL HNO ₃ 65 % (w/w), 1,0 mL HF 48 % (w/w)	5,0 HNO ₃ 65 % (w/w)
Prøvemengde [g]	0,2000 – 0,3000	0,2000 – 0,2500	0,2000 – 0,2500
Antall blankprøver	6	10	6
CRM^a	10	5	10
Analysemetode	ICP-MS, ICP-OES	ICP-MS	ICP-MS

^aOversikten over de benyttede sertifiserte referansematerialene er gitt i **vedlegg 2**.

4.2.6 ICP-MS

Konsentrasjonen til en rekke grunnstoff i de dekomponerte prøvene ble bestemt ved bruk av induktivt koblet plasma massespektrometri (Agilent 8800 QQQ ICP-MS) av laboratoriepersonell ved MINA-NMBU (**Vedlegg 3**). Flere forskjellige gassmodus ble benyttet for de forskjellige isotopene (**Vedlegg 3**) for å korrigere for eventuelle spektralinterferenser som måtte oppstå. No gas-gassmodus ble benyttet som en ioneuide, heliumgass ble benyttet som kollisjonsgass, og oksyngengass (O₂) og ammoniakk (NH₃) ble benyttet som reaksjonsgasser i reaksjonsmodus. Rhodium ble benyttet som internstandard for å begrense midlertidige variasjoner i intensiteten slik at man kan korrigere for drift i instrumentet og

eventuelle matriksinterferenser som påvirker signalet. Nøyaktigheten i metoden ble vurdert ut ifra bruk av sertifiserte referansematerialer, og riktighet ble bestemt ved utregning av prosentvis avvik fra sertifisert verdi (BIAS). Ved sammenligning av dekomponeringsmetodene ble det satt krav til BIAS på $\leq 20 \%$.

4.2.7 ICP-OES

Enkelte grunnstoff i prøvene dekomponert med syreblandingen HNO_3 , H_3PO_4 og HBF_4 ble bestemt ved bruk av induktivt koblet plasma optisk emisjonsspektrometri (ICP-OES) (**Vedlegg 3**). Prøvene ble analysert med Agilent 5110 VDV ICP-OES av laboratoriepersonell ved MINA-NMBU. En kvalitetskontroll (QC) ble benyttet for å sjekke for drift i kalibreringskurven. For alle grunnstoffene ble radiell avlesning benyttet. Agilent 5110 VDV ICP-OES-instrumentet korrigerer automatisk bakgrunnen ved bruk av funksjonen Fitted Background Correction (FBC) som erstatter behovet for å manuelt sette punkter for bakgrunnen ved å automatisk tilpasse bakgrunnskorreksjonen. Nøyaktigheten i metoden ble vurdert ut ifra analyse av sertifiserte referansematerialer, og riktighet ble bestemt ved utregning av avvik fra sertifisert verdi. BIAS på $\leq 20 \%$ ble akseptert som god nok for riktighet til metodesammenligning.

4.3 Statistiske analyser

4.3.1 Korrelasjon mellom trafikkutvikling og metallakkumulering

En *Spearman rank order correlation*-analyse ble utført av ansatte ved MINA-NMBU med programmet Sigmaplot. Analysen undersøkte korrelasjonen mellom variablene trafikkutvikling i form av ÅDT og akkumulering i innsjøsedimentene av metallene Na, Mg, Al, K, Ca, Cr, Mn, Fe, Co, Ni, Cu, Zn, Ag, Cd og Pb i perioden 2000 – 2019 ($n=8$). Par av variable med positive korrelasjonskoeffisienter R_s og p -verdier $< 0,05$ har en tendens til å øke med hverandre. Ved p -verdier $< 0,05$ ble sammenhengen mellom variablene ansett som signifikant.

4.3.2 Paret t-test

En paret t-test ble utført i programmet R for å undersøke om det hadde vært en signifikant økning i metallakkumuleringen med tiden. Metallkonsentrasjonene i de fem øverste sedimentlagene (overflatesedimentene) ble sammenlignet metallkonsentrasjonene i de fem nederste sedimentlagene (referansesjiktet). Overflatesedimentene representerte anslagsvis

tidsperioden 2015 – 2019, og referansesjiktet anslagsvis perioden 1949 – 1953 basert på utregninger av sedimentasjonshastighet og estimert tidsperiode (**Vedlegg 1**). En paret t-test ble utført i programmet R med følgende hypoteser og forventninger:

μ_x = forventet metallkonsentrasjon i perioden 2015 – 2019

μ_y = forventet metallkonsentrasjon i perioden 1949 – 1953

$\mu_D = \mu_x - \mu_y$

H0: Det er ingen forskjell mellom forventet metallkonsentrasjon i perioden 2015 – 2019 og perioden 1949 – 1953. $\mu_D = 0$, det vil altså si at $\mu_x = \mu_y$.

H1: Forventet metallkonsentrasjon er større i perioden 2015 – 2019 enn i perioden 1949 – 1953. $\mu_D > 0$, det vil altså si at $\mu_x > \mu_y$.

H0 forkastes og det hevdes at metallakkumuleringen er større på 5 % signifikansnivå i perioden 2015 – 2019 enn i perioden 1949 – 1953 dersom $T > t_{\alpha, df} \rightarrow T > t_{0,05, 4} \rightarrow T > 2,132$.

5 Resultater

5.1 Visuell observasjon av sedimentsøylen

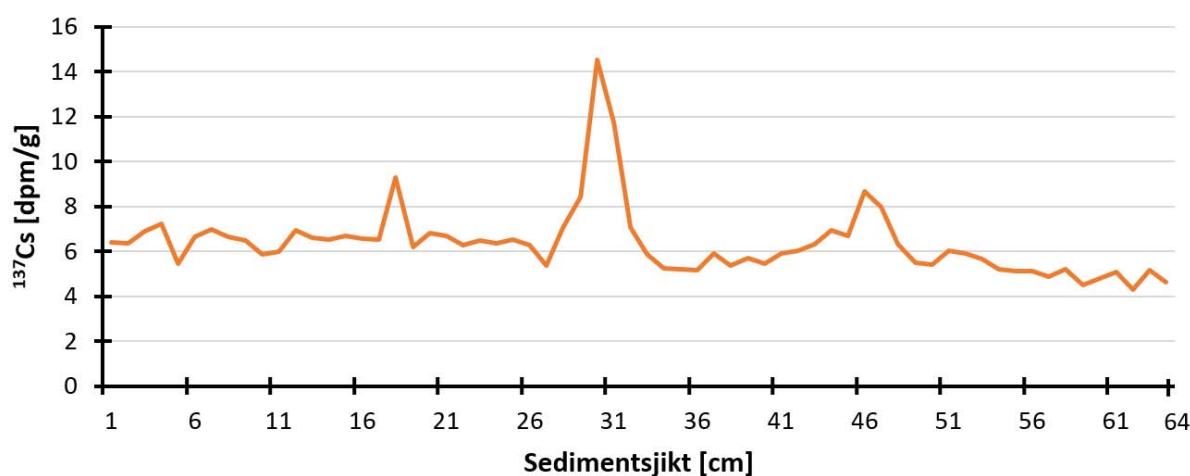
Sedimentsøylen fra Østensjøvannet var preget av lagdeling. Den øvre delen av sedimentsøylen var av en lysere grå-brun farge (**Figur 11**). Midtlaget var preget av en mørk sone som gikk over til en lysere farge igjen i bunnlaget av søylen.



Figur 11. Sedimentsøylen som ble hentet opp fra Østensjøvannet ved feltarbeidet 16.august 2019 med Uwitec sedimentprøvetaker. I den øvre delen av søylen var det et lag av lysere grå-brun farge. I midtdelen var det et felt av sedimenter med mørkere farge som gikk over til et lag med lysere fargetoner mot bunnlaget. Foto: K.B. Olsen, 2019.

5.2 Datering og sedimentasjonshastighet

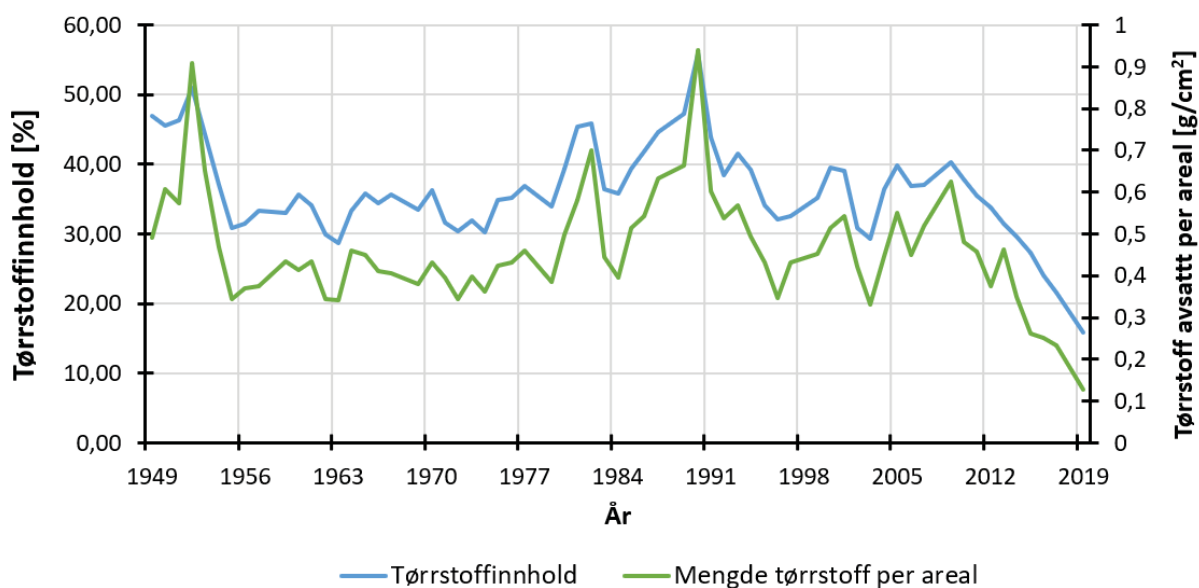
Analyse av radioaktivt cesium, ^{137}Cs , i sedimentsøylen fra Østensjøvannet viste at de høyeste verdiene var i sedimentsjiktet ved 30-31 cm dyp (**Figur 12**). Det antas at denne toppen skyldes Tsjernobylulykken, og sedimentsjikt 30 antas dermed å representere året 1986. Gjennomsnittlig sedimentasjonshastighet i Østensjøvannet fra 1986 frem til 2019 ble beregnet til å være tilnærmet 0,91 cm/år (**Vedlegg 1**). Det vil si at hver prøve på 1 cm tilsvarer tilnærmet 1,1 år. På bakgrunn av disse beregningene ble den omtrentlige tidsperioden sedimentsøylen dekte dermed estimert til å være 1949 – 2019.



Figur 12. Innhold av ^{137}Cs i dpm/g i hvert sedimentsjikt (fra 1 - 64 cm dyp) i sedimentsøylen fra Østensjøvannet.

5.3 Tørrstoffinnhold

Kurven over tørrstoffinnhold (%) og mengde tørrstoff avsatt per areal (g/cm^2) i sedimentsøylen (**Figur 13**) indikerer at vanninnholdet i sedimentene har variert i den estimerte tidsperioden. Tørrstoffinnholdet økte tydelig på starten av 1950-tallet frem til en verdi på rundt 50 %. Deretter gikk tørrstoffinnholdet ned frem mot midten av 1950-tallet, og etter dette har tørrstoffinnholdet holdt seg nokså stabilt frem mot 1980-tallet. På 1980-tallet økte mengden avsatt tørrstoff og tørrstoffinnholdet i sedimentene frem mot 1990 da en maksimumsverdi på rundt 55 % ble registrert. Deretter har andelen tørrstoff i sedimentene gått klart ned, spesielt i perioden etter cirka 2009 hvor tørrstoffinnholdet har vært jevnt nedadgående frem til en verdi på rundt 15 % i 2019.



Figur 13. Mengde avsatt tørrstoff i g/cm² og tørrstoffinnhold i % i sedimentene i den estimerte tidsperioden 1949-2019.

5.4 Totalkarbon, totalnitrogen, C/N-forhold, svovel og fosfor

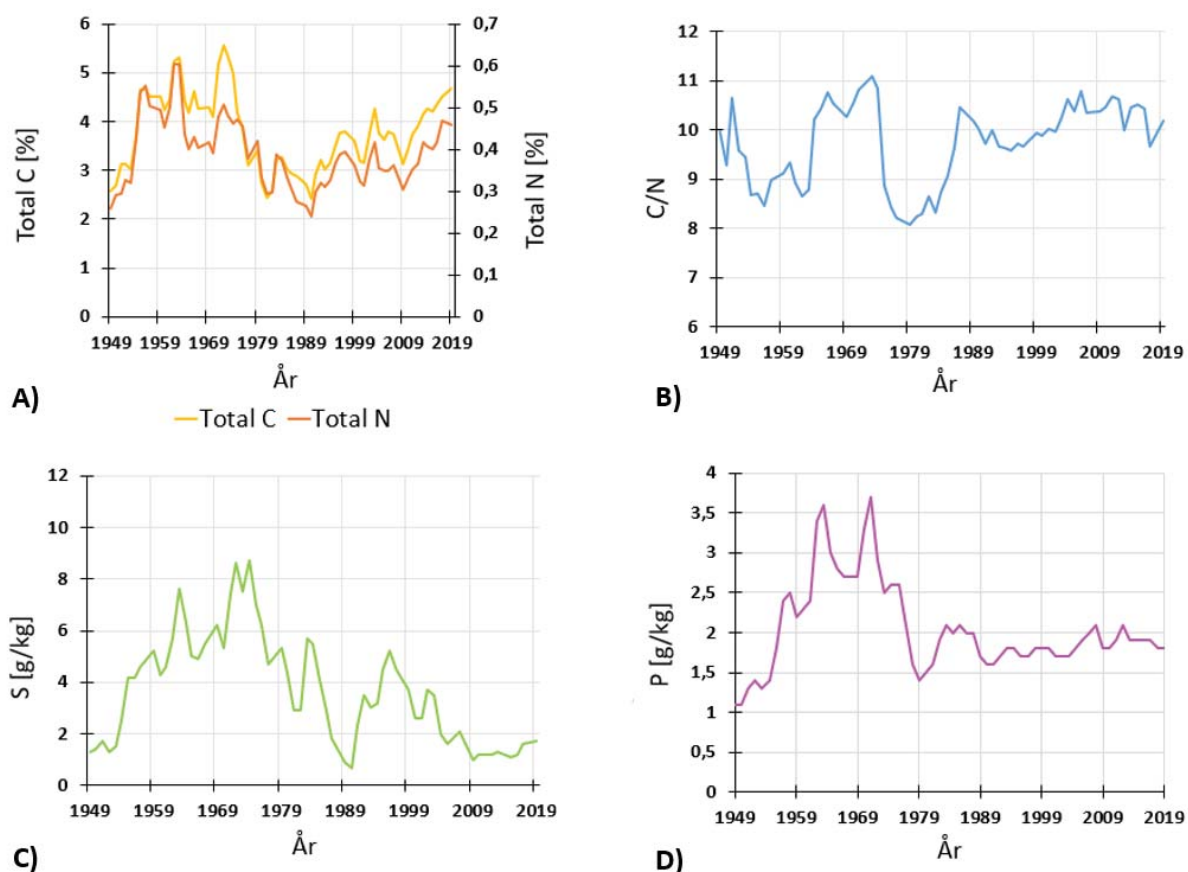
Både mengden av total karbon og total nitrogen i sedimentene har variert med tiden (**Figur 14A**). Variasjonen i total-N følger i stor grad total-C, hvor de høyeste verdiene ble registrert på 1960- og 70-tallet. Maksimalverdier for karbon og nitrogen var henholdsvis 5,5 % og 0,60 %, i denne tidsperioden. For både total-C og total-N har det vært en nedadgående trend etter denne maksimalperioden frem mot 1990-tallet. Fra 1990-tallet frem til i dag har det vært en økning i både total-C og total-N i innsjøen, og i dag ligger verdiene på 4,7 % og 0,46 %.

C/N-forholdet har variert gjennom den estimerte tidsperioden (**Figur 14B**). I perioden mellom 1949 og starten av 1960-tallet varierte C/N-forholdet mellom cirka 10 og 8,7. Etter denne perioden var det en økning til rundt 11 i forholdet mellom karbon og nitrogen, før det falt mot slutten av 1970-tallet. Spesielt fra cirka 1979-1988 var det igjen en økning fra cirka 8,0 på slutten av 1970-tallet til over 10 på slutten av 1980-tallet. Etter denne perioden har C/N-forholdet stabilisert seg med kun noen små variasjoner frem til i dag hvor det ligger på rundt 10.

Mengden svovel i innsjøen har også variert med tiden (**Figur 14C**). I perioden 1949 – 1975 var det en stor økning fra under 2 g/kg TS til cirka 9 g/kg TS. Etter denne perioden med den

registrerte maksimalverdien, avtok svovelkonsentrasjonen både klart og raskt. Minimumsverdien registrert i cirka 1990 er på 0,7 g/kg TS. Utover på 1990-tallet økte igjen mengden svovel, men ikke til de samme høye verdiene som tidligere. På slutten av 90-tallet og frem til cirka 2009 har svovelkonsentrasjonen vært nedadgående, men konsentrasjonen har i perioden etter dette stabilisert seg på et nivå rundt 1 g/kg TS.

Konsentrasjonen av fosfor (P) i innsjøen har til en viss grad fulgt utviklingen i total-C og total-N. Mengden fosfor økte fra mellom 1 g/kg TS og 2,5 g/kg TS på 1950-tallet til en maksimalverdi på over 3,5 g/kg TS i perioden 1960 til 1970 (**Figur 14D**). Deretter avtok fosforkonsentrasjonen klart, og etter cirka 1990 har mengden P vært relativt stabil på rundt 1,7 g/kg TS.



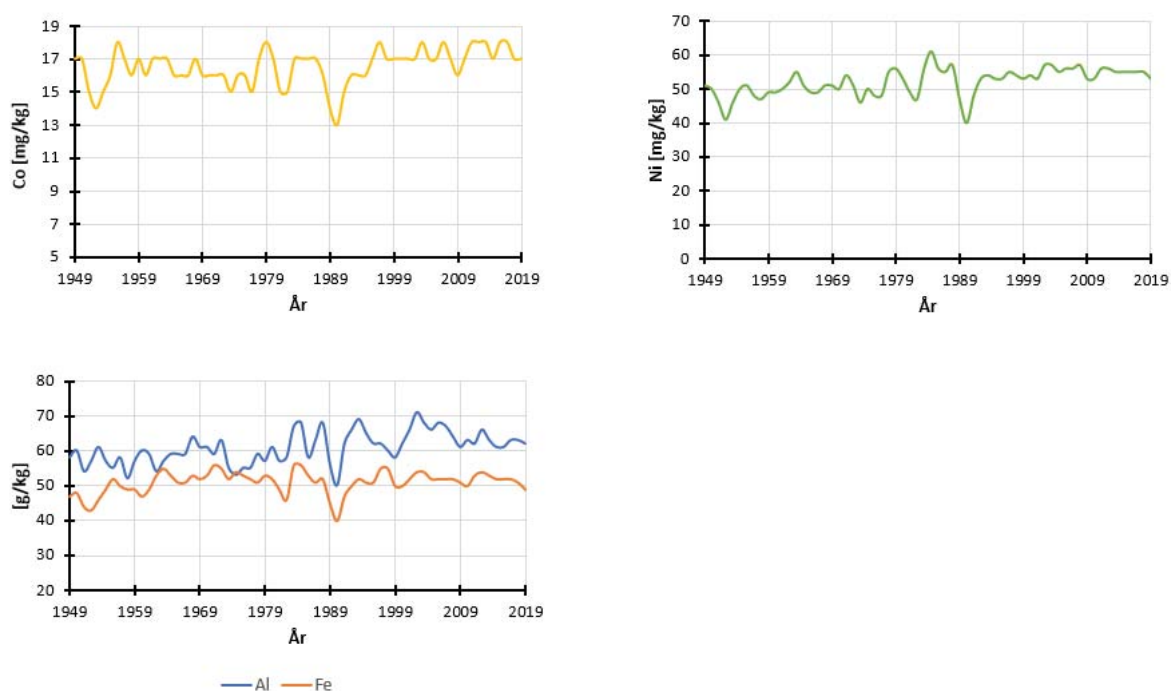
Figur 14. 14A: Mengden totalkarbon (total-C) og totalnitrogen (total-N) i % i den estimerte tidsperioden 1949-2019. 14B: Variasjoner i forholdet mellom totalkarbon og totalnitrogen i den estimerte tidsperioden. 14C: Svovelkonsentrasjonen i g/kg TS i sedimentene i den estimerte tidsperioden. 14D: Fosforkonsentrasjonen i g/kg TS i sedimentene i den estimerte tidsperioden.

5.5 Konsentrasjoner av metaller i sedimentene

Tidsutviklingen av metallakkumulering i innsjøsedimentene i Østensjøvannet for den estimerte tidsperioden 1949 – 2019 har blitt undersøkt for 15 grunnstoff (Figur 15-18). For å vurdere metallakkumuleringen over tid, brukes begrepene overflatesedimenter om de fem øverste sedimentsjiktene og referansesedimentene om de fem nederste sedimentsjiktene. Grunnstoff med sammenfallende trender har blitt gruppert sammen og vises derfor i samme figur. Metallkonsentrasjonene som presenteres her er resultatene fra analyse av prøver dekomponert med syreblanding bestående av HNO_3 .

5.5.1 Kobolt, nikkel, aluminium og jern

Avsetningstrenden er nokså lik for metallene kobolt, nikkel, aluminium og jern (Figur 15). For alle fire metallene var det totalt sett en svak økning gjennom hele den estimerte tidsperioden uten store svingninger i avsetningsmønsteret. Alle fire metallene opplevde en liten topp i avsetningen på 1980-tallet etterfulgt av et lite fall på 1990-tallet. Mengden av metallene er noe høyere i overflatesedimentene kontra referansesedimentene. Selv om alle fire metallene har svært like avsetningstrender, er det verdt å merke seg at jern- og aluminiumkonsentrasjonen (~ 50 g/kg TS og ~ 60 g/kg TS) er klart høyere enn kobolt- og nikkelkonsentrasjonen (~ 17 mg/kg TS og ~ 55 mg/kg TS).



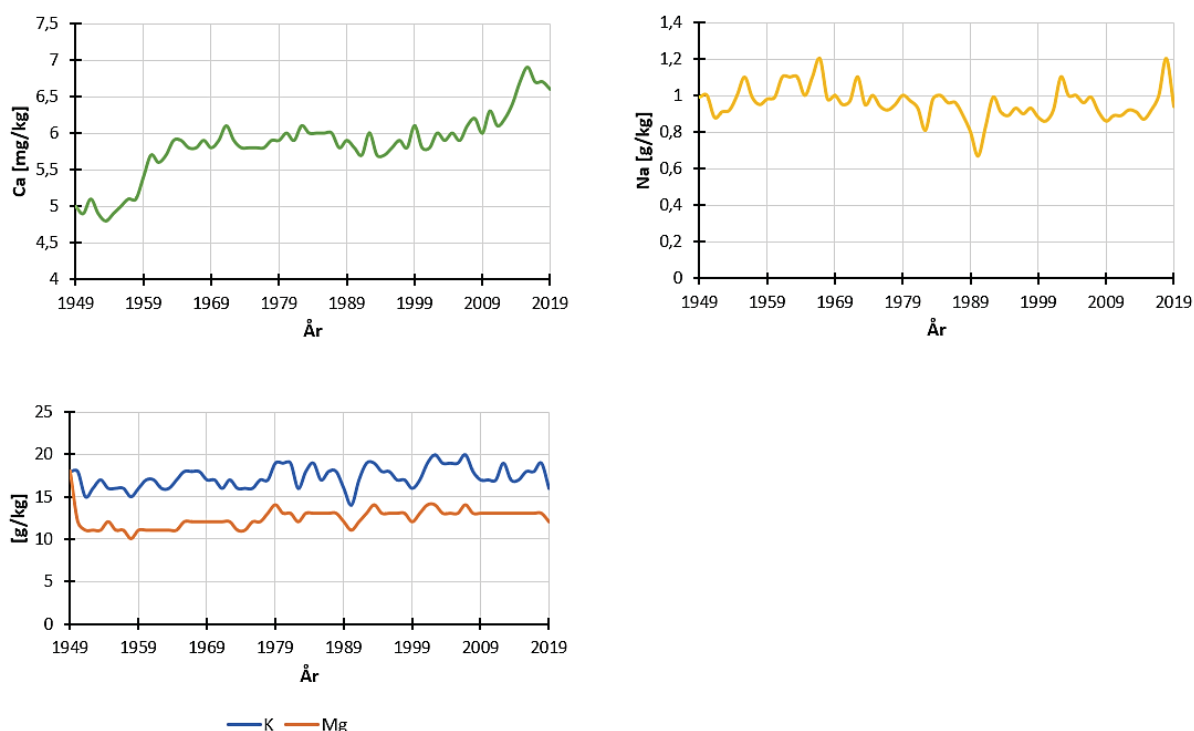
Figur 15. Konsentrasjon av metallene kobolt (mg/kg TS) i gult, nikkel (mg/kg TS) i grønt, aluminium (g/kg TS) i blått og jern (g/kg TS) i oransje i den estimerte tidsperioden 1949 – 2019.

5.5.2 Kalsium, natrium, kalium og magnesium

Avsetningstrenden for kalsium viser at det har vært en tydelig økning i konsentrasjonen av dette stoffet i den estimerte tidsperioden (**Figur 16**). Økningen i kalsiumkonsentrasjonen har vært jevn uten store variasjoner i konsentrasjonen fra ~ 5 mg/kg TS i referansesjiktet til ~ 7 mg/kg TS overflatesedimentene.

Natriumkonsentrasjonen varierte ikke tydelig over tid, men holder seg nokså stabil og svingte for det meste mellom 1,1 g/kg TS og 0,9 g/kg TS. Unntakene var et tydelig fall rundt 1990 og en topp registrert omkring 2018. Totalt sett ser det ikke ut til at natriumkonsentrasjonen er høyere i overflatesedimentene enn i referansesedimentene.

Konsentrasjonen av både magnesium og kalium ser ut til å ha holdt seg nokså stabil uten store svingninger i hele den estimerte tidsperioden. Kaliumkonsentrasjonen ser ut til å være nokså lik i både overflatesedimentene og referansesedimentene, mens for magnesium ser det ut til at det har stabilisert seg på et nivå i overflatesedimentene som er noe høyere enn i referansesedimentene.



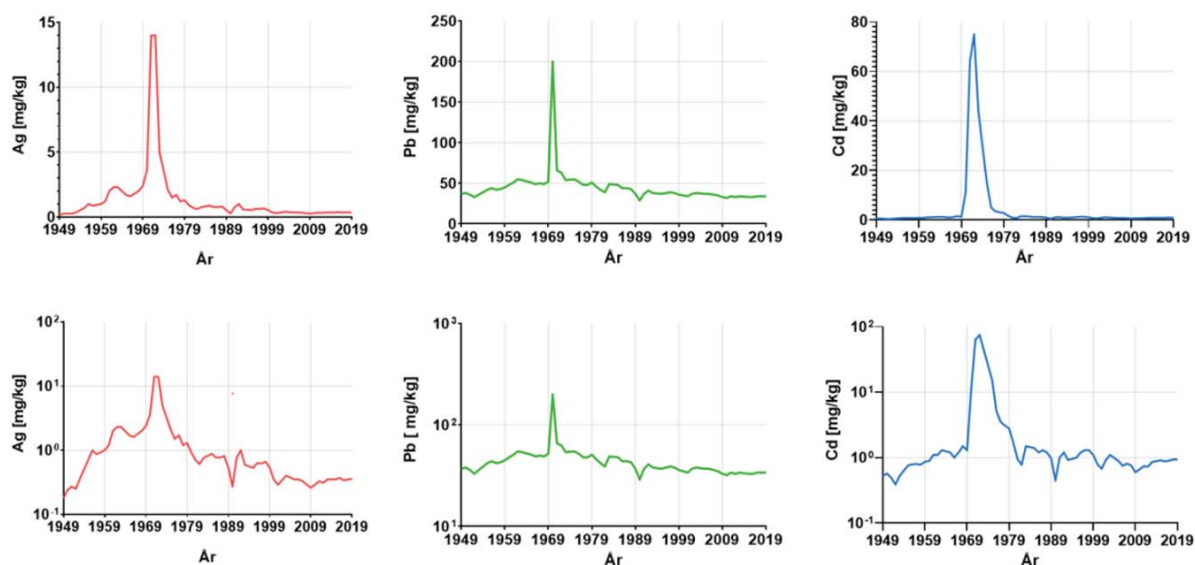
Figur 16. Konsentrasjon av kalsium (mg/kg TS) i grønn, natrium (g/kg TS) i gul, kalium (g/kg TS) i blå og magnesium (g/kg TS) i oransje i den estimerte tidsperioden 1949 – 2019.

5.5.3 Sølv, bly og kadmium

Metallene sølv, bly og kadmium hadde en akkumuleringstrend som skilte seg fra de øvrige metallene ved at kurvene indikerte en klar forskjell i avsetningen på 1970-tallet sammenlignet med tidsperioden ellers (**Figur 17**). **Figur 17** viser konsentrasjonsutviklingen både med en lineær og en logaritmisk y-akse slik at trendene utenom den tydelige økningen også kommer godt frem. Sølv viste en klar økning i metallkonsentrasjon i hele perioden fra det estimerte eldste tidspunktet 1949 frem mot maksimumsverdien på 1970-tallet. Etter denne perioden gikk sølvkonsentrasjonen ned frem mot 1990-tallet. Utover 1990-tallet var det en liten økning før konsentrasjonen igjen avtok og stabiliserte seg på rundt 0,35 mg/kg TS.

Konsentrasjonen av bly økte jevnt utover på 1950- og 60-tallet. På starten av 1970-tallet økte blykonsentrasjonen raskt før den like raskt gikk tilbake til et nivå før den tydelig økningen. I perioden etter den tydelige økningen gikk blykonsentrasjonene jevnt nedover, og ligger i dag på et nivå som er lavere enn i referansesedimentene.

Det var en jevn, liten økning i kadmiumkonsentrasjonen utover på 1950- og 60-tallet. På 1970-tallet var det en periode der metallkonsentrasjonen var klart høyere enn ellers i den estimerte tidsperioden (~75 mg/kg TS). Utover på 1980-tallet gikk kadmiumkonsentrasjonen ned igjen, og etter et fall rundt 1990 har konsentrasjonen holdt seg mer eller mindre stabil rundt 1 mg/kg, kun små variasjoner i konsentrasjon har forekommet etter dette.

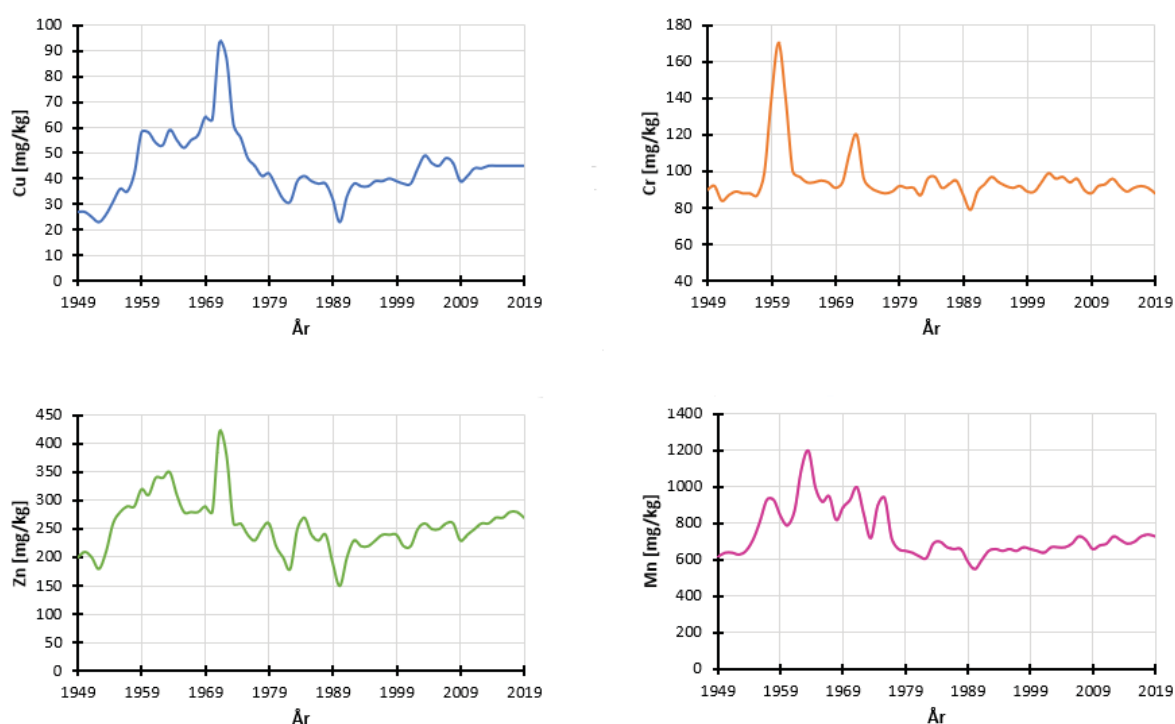


Figur 17. Konsentrasjon av sølv (Ag) i rød, bly (Pb) i grønn og kadmium (Cd) i blå i mg/kg TS i den estimerte tidsperioden. Den øverste raden viser akkumuleringsutviklingen med lineær y-akse, og den nederste raden viser akkumuleringsutviklingen med logaritmisk y-akse.

5.5.4 Kobber, krom, sink og mangan

Kobber, sink og mangan har nokså like avsetningsmønstre i den estimerte tidsperioden (**Figur 18**). Alle de tre metallene viste en klar økning i metallkonsentrasjon utover på 1950- og 60-tallet. For kobber og sink ble maksimalverdien registrert rundt 1970, mens for mangan ble den registrert noe tidligere, cirka 1960. Utover på 1970 og 80-tallet gikk metallkonsentrasjonene ned igjen. Etter cirka år 2000 ser det ut til at det har vært en svakt oppadgående trend igjen for kobber, sink og mangan.

Kromkonsentrasjonen ser totalt sett ut til å være nokså stabil i den estimerte tidsperioden. Unntaket er to markante topper registrert rundt 1960 og 1970, samt et fall omkring 1990. Det ser ikke ut til at kromkonsentrasjonen er høyere i overflatesedimentene kontra referansesedimentene.



Figur 18. Konsentrasjon av metallene kobber (mg/kg TS) i blått, krom (mg/kg TS) i oransje, sink (mg/kg TS) i grønt og mangan (mg/kg TS) i rosa i den estimerte tidsperioden 1949 – 2019.

5.6 Kontamineringsfaktor og statistiske analyser

5.6.1 Kontamineringsfaktor Kf og paret t-test

Forurensningsgraden i sedimentene kan indikeres ved beregning av kontamineringsfaktoren Kf som er forholdet mellom konsentrasjonen i overflatesedimentene og referansesjiktet. Her vil referansesjiktet være de fem nederst sedimentsjiktene (det vil si sedimenter tatt fra en dybde på 60-64 cm), og de fem mest nylig avsatte sedimentsjiktene (det vil si fra overflaten og ned til en dybde på 5 cm) vil omtales som overflatesedimenter. **Tabell 6** viser gjennomsnittskonsentrasjonen med standardavvik i overflatesedimentene og referansesjiktet, Kf og om nullhypotesen fra paret t-test i kapittel. 4.3.2 kunne forkastes, se **Tabell V3, vedlegg 4** for resultater fra paret t-test.

Tabell 6. Konsentrasjoner av metaller i referansesjiktet og overflatesedimentene, kontamineringsfaktoren Kf og om nullhypotesen (H0): Det er ingen forskjell mellom forventet akkumulering av metaller i perioden 2015 – 2019 og perioden 1949 – 1953, kunne forkastes basert på de statistiske analysene forklart i kapittel 4.3.2. Fargene i tabellen viser til Miljødirektoratets grenseverdier for tilstandsklasser (blå = tilstandsklasse I Bakgrunn, grønn = tilstandsklasse II God, gul = tilstandsklasse III Moderat, oransje = tilstandsklasse IV Dårlig og rød = tilstandsklasse V Svært dårlig).

Grunnstoff	Overflatesedimenter				Referansesjikt				Kf	Forkaster H0
	$\bar{X}$	$\pm$	SD		$\bar{X}$	$\pm$	SD			
Na	1,0	$\pm$	0,13	g/kg	0,94	$\pm$	0,052	g/kg	1,0	
Mg	12,8	$\pm$	0,45	g/kg	11,4	$\pm$	0,55	g/kg	1,1	X
Al	62	$\pm$	1,0	g/kg	58	$\pm$	2,7	g/kg	1,1	X
K	17,6	$\pm$	1,1	g/kg	17	$\pm$	1,3	g/kg	1,0	
Ca	6,7	$\pm$	0,11	mg/kg	4,9	$\pm$	0,11	mg/kg	1,4	X
Cr	90,2	$\pm$	1,6	mg/kg	88	$\pm$	3,0	mg/kg	1,0	
Mn	718	$\pm$	22	mg/kg	636	$\pm$	11	mg/kg	1,1	X
Fe	51	$\pm$	1,3	g/kg	46	$\pm$	2,1	g/kg	1,1	X
Co	17,4	$\pm$	0,55	mg/kg	16	$\pm$	1,3	mg/kg	1,1	X
Ni	54,6	$\pm$	0,89	mg/kg	47	$\pm$	4,0	mg/kg	1,2	X
Cu	45,0	$\pm$	0,00	mg/kg	26	$\pm$	1,7	mg/kg	1,8	X
Zn	274	$\pm$	5,5	mg/kg	200	$\pm$	12	mg/kg	1,4	X
Ag	0,35	$\pm$	0,011	mg/kg	0,26	$\pm$	0,065	mg/kg	1,4	X
Cd	0,91	$\pm$	0,026	mg/kg	0,50	$\pm$	0,069	mg/kg	1,8	X
Pb	33,6	$\pm$	0,55	mg/kg	36	$\pm$	1,9	mg/kg	0,9	

Tabell 6 viser at grunnstoffene Mg, Al, Ca, Mn, Fe, Co, Ni, Cu, Zn, Ag og Cd har de høyeste Kf-verdiene ($>1,0$). Resultatet viste at for alle grunnstoffene med Kf-verdi $>1,0$ kunne i tillegg også H_0 fra den statistiske analysen forkastes på 5 % signifikansnivå på bakgrunn av gjennomført paret t-test. Det kan derfor hevdes at akkumuleringen er signifikant større på 5 % signifikansnivå i perioden 2015 – 2019 enn i perioden 1949 – 1953 for Mg, Al, Ca, Mn, Fe, Co, Ni, Cu, Zn, Ag og Cd. Ingen signifikant økning i metallkonsentrasjon ble observert for Na, K, Cr og Pb.

Grunnstoff i **tabell 6** markert med farger er fargekodet etter Miljødirektoratets grenseverdier for tilstandsklasser, se kapittel 2.5.2. Ingen av de undersøkte grunnstoffene har hatt endring i tilstandsklasse med tiden. Kadmium, kobber og bly har verdier som sammenfaller med tilstandsklasse II God. Verdiene for nikkel og sink tilsvarer tilstandsklasse III Moderat.

5.6.2 Korrelasjon mellom trafikkutvikling og metallakkumulering

En *Spearman rank order correlation*-analyse med variablene trafikkutvikling i form av ÅDT (ÅDT på vegstrekningen er presentert i kapittel 3.3) og metallakkumulering i innsjøsedimentene for perioden 2000 – 2019 viste at det var en signifikant ($p\text{-verdi} < 0,05$) sammenheng mellom ÅDT og metallakkumulering for Ca, Mn og Zn (**Tabell 7**). For de øvrige grunnstoffene ble ingen signifikant sammenheng observert.

Tabell 7. *Spearman rank order correlation*-analyse med korrelasjonskoeffisienten R_s og p-verdier for sammenheng mellom variablene ÅDT og metallakkumulering i perioden 2000 – 2019 ($n=8$). Ved $p\text{-verdier} < 0,05$ anses sammenheng som signifikant, og stoffene det gjelder er markert med grønn farge.

Grunnstoff	R_s	p-verdi
Na	0,0359	0,885
Mg	-0,655	0,0716
Al	-0,494	0,182
K	-0,601	0,102
Ca	0,97	0,0000002
Cr	-0,455	0,233
Mn	0,898	0,0000002
Fe	-0,345	0,387
Co	-0,247	0,537
Ni	-0,136	0,705
Cu	0,255	0,498
Zn	0,8	0,0096
Ag	0,1	0,794
Cd	0,214	0,578
Pb	-0,53	0,16

6 Diskusjon

6.1 Datering, sedimentasjonshastighet og tørrstoffinnhold

De høyeste verdiene av ^{137}Cs i sedimentsøylen ble funnet i sedimentsjiktet ved 30-31 cm dyp, samt en mindre topp ved sedimentsjiktet ved cirka 45 cm dyp (**Figur 12**). Topper i ^{137}Cs henger sammen med radioaktivt nedfall, slik det ble observert etter Tsjernobylulykken i 1986, og atomprøvesprengninger på 1950- og 60-tallet frem til 1963 da Den delvise prøvestansavtalen som gjorde det forbudt å gjennomføre prøvesprengninger i atmosfæren, det ytre rom og under vann tredde i kraft (SNL, 2018). Ettersom toppen ved 30-31 cm dyp er markant større enn alle andre verdier, antas det at denne toppen skyldes nedfall fra Tsjernobylulykken, og dermed representerer dette sjiktet året 1986. Den mindre toppen ved cirka 45 cm dyp kan stamme fra atomprøvesprengninger frem til 1963.

1986-toppen kan brukes som grunnlag for å beregne en gjennomsnittlig sedimentasjonshastighet i innsjøen. Dette kan gjøres ved å regne ut den gjennomsnittlige akkumuleringsraten fra 1986 frem til 2019, og anta at den samme sedimentasjonshastigheten gjelder for perioden før 1986. Dersom en antar at sedimentasjonshastigheten har vært konstant i hele den aktuelle tidsperioden, kan en estimere den omtrentlige tidsperioden sedimentene dekker. Gjennomsnittlig sedimentasjonshastighet i Østensjøvannet fra 1986 frem til 2019 ble beregnet til å være tilnærmet 0,91 cm/år (**Vedlegg 1**). Det vil si at hver prøve på 1 cm tilsvarer tilnærmet 1,1 år, og den omtrentlige tidsperioden sedimentsøylen dekker ble dermed estimert til å være 1949 – 2019. Sedimentasjonshastigheten i Østensjøvannet er relativ høy, med en gjennomsnittlig hastighet på 0,91 cm/år siden 1986, sammenlignet med det tidligere studier har vist hvor sedimentasjonshastigheten i nordiske innsjøer varierte fra $0,05 \pm 0,03$ cm/år i subalpine områder til $0,12 \pm 0,05$ cm/år i skogsområder (Rognerud & Fjeld, 2001). Dette kan ha en sammenheng med økt transport til innsjøen som følge av erosjon og tilførsel av partikler fra nedbørfeltet.

Det anses som lite sannsynlig at forutsetningen om konstant sedimentasjonshastighet i hele den aktuelle perioden er møtt. Det er derfor en usikkerhet knyttet til dateringen av sedimentsjiktene. Sedimentlagene vil i tillegg komprimeres med tiden etter hvert som tyngden av de overliggende sedimentene øker. Det er derfor å forvente at årslagene blir mindre etter hvert som tiden går, og årstallene fremstilt i resultatkapittelet bør derfor anses som omtrentlige. På bakgrunn av dette

omtales den aktuelle perioden sedimentene er beregnet til å dekke som den estimerte tidsperioden.

Sedimentsøylen fra Østensjøvannet var preget av lagdeling. Inndelingen i disse fargelagene indikerer at det har vært liten grad av remobilisering av sedimentene etter avsetning ettersom søylen er relativt uforstyrret. Tørrestoffinnholdet (%) og mengde tørrstoff avsatt per areal (g/cm^2) kan si noe om hvordan sedimentene er satt sammen. Avsetningen av tørrstoff i g/cm^2 er større i de eldre sedimentsjiktene kontra de nylig avsatte sedimentene, noe som gir høyere tørrestoffinnhold i prosent i de eldre sedimentene kontra de nylig avsatte sedimentene (**Figur 13**). Dersom tørrestoffinnholdet varierer i sedimentsøylen, vil også tettheten i sedimentsjiktene (tørrvekt per sedimentsjikt/volum av tørt materiale per sedimentsjikt) kunne variere. Dersom det er mye organisk materiale i sedimentene vil det kunne holde på mer vann ettersom jordas vannlagringskapasitet øker med økende innhold av organisk materiale (NIBIO, 2017b). Dermed vil tørrestoffinnholdet og tettheten bli mindre dersom det er mye organisk materiale i sedimentene. Dersom sedimentene består av en større andel mineralsk materiale vil vanninnholdet gå ned, og tørrestoffinnholdet og sedimentenes tetthet vil øke.

De tydelige økningene i mengde avsatt tørrstoff på 1950-tallet og mellom 1980 og 1990 kan tyde på at det tidvis har vært en stor tilførsel av mineralsk materiale fra nedbørsfeltet til innsjøen. Dette kan være et resultat av økt aktivitet i nedbørsfeltet slik som for eksempel tekniske inngrep som vegarbeid, graving og utbygging eller økt erosjon som følge av omlegging av landbruket. I perioden etter 2009 har det vært en jevn nedadgående trend, noe som kan skyldes at det har vært større tilgang på organisk materiale, høyere vanninnhold og at overflatesedimentene er mindre komprimerte enn de dypere sedimentene.

Ettersom tørrestoffinnholdet, og følgelig tettheten, varierer tydelig i sedimentsøylen, kan det være mulig at årslagene endres med tiden og at de eldste årslagene er noe mindre enn de yngre årslagene. Det er derfor mulig at sedimentsøylen dekker en noe lenger tidsperiode enn det som er presentert her. På bakgrunn av dette samt forutsetningen om en konstant sedimentasjonshastighet for hele sedimentsøylen, må årstallene presentert i resultatkapittelet anses som en estimert, omtrentlig tidsperiode.

6.2 Total-C, total-N, C/N-forhold, svovel og fosfor

Ettersom det antas at organisk materiale inneholder omkring 58 % karbon, kan innholdet av total karbon i sedimentsjiktene brukes til å si noe om endringer i mengden organisk materiale i innsjøen (Broadbent, 1953; Nelson & Sommers, 1996). Fra **figur 14A** kommer det frem at mengden total karbon, og følgelig organisk materiale i sedimentene, har variert tydelig med tiden. Figuren viser også at variasjonen i nitrogen i stor grad følger karbon. Disse samsvarende trendene tyder på at mesteparten av nitrogenet i innsjøen er organisk bundet. Gjennom hele perioden holder mengden total-C seg på mellom 2 % og 6 %. Dette er nokså lave verdier, og det tyder på at mengden organisk materiale i sedimentene er liten totalt sett. Dette samsvarer godt med jordtypen i store deler av nedbørfeltet til innsjøen som i svært stor grad er preget av mineraljord med mindre enn 6 % organisk materiale i overflatesjiktet (**Figur V4, Vedlegg 6**).

C/N-forhold kan brukes for å si noe om opprinnelsen til det organiske materialet. Lave verdier for C/N tyder på et autoktont bidrag, mens høye verdier tilsier et alloktont opphav. Forholdstallet har endret seg med tiden, men er fremdeles såpass lavt at det tyder på at mye av det organiske materialet har sitt opphav innad i innsjøen. For næringsrike innsjøer slik som Østensjøvannet vil produksjonen av organisk materiale innad i innsjøen være en viktig prosess, og det autoktone bidraget blir dermed tydelig. Trenden tyder likevel på at det alloktone bidraget kan bli viktigere ettersom det har vært en økning i C/N-forholdet etter 1980-tallet. Selv om store deler av nedbørfeltet er preget av landbruksområder, utgjør skogsområder også en andel av nedbørfeltet, og kan bidra til økt transport av organisk materiale til innsjøen.

Svovelinholdet i sedimentene kan gi en indikasjon på atmosfærisk avsetning av svovel som følge av for eksempel utslipp av svoveldioksid til atmosfæren. Svoveldioksid kan oksideres fotokjemisk i gassfase ved hjelp av frie radikaler til H_2SO_4 og deretter avsettes med nedbør. Langtransport av svovel og atmosfærisk nedfall kan derfor ha en klar innvirkning på svovelkonsentrasjonene i innsjøer. Svovelkonsentrasjonen i sedimentene fra Østensjøvannet har gjennomgått tydelige endringer i den estimerte tidsperioden. I perioden etter 1980 har svovelutslippet i Europa blitt redusert som følge av internasjonale avtaler. Dette har bidratt til at sulfatkonsentrasjonen i nedbøren i Norge har gått ned med inntil 87 % fra 1980 til 2008 (Skjelkvåle et al., 2009). **Figur 14C** viser at perioden 1949 – 1975 har de høyeste verdiene for svovel, og at etter denne perioden avtar svovelkonsentrasjonen i sedimentene tydelig. Endringene i svovelkonsentrasjonen i sedimentene fra Østensjøvannet samsvarer dermed svært godt med trenden for avsetningen av langtransportert svovel i den samme tidsperioden. I tillegg

til dette vil også tilgangen på oksygen være avgjørende for hvilken form svovel foreligger på. Dersom det har oppstått anoksiske forhold i bunnvannet vil det være forventet at jern (III) reduseres til jern (II), og jernsulfid (FeS), som er svart i fargen, dannes. På denne måten kan dermed svovelet holdes igjen i sedimentene. Midtsjiktet av sedimentsøylen fra Østensjøvannet var preget av en mørk sone med svart farge. Dette kan muligens stamme fra dannelsen av jernsulfid som følge av anoksiske forhold i bunnvannet.

Fosforinnholdet i Østensjøvannet har gått tydelig ned siden maksimalverdiene ble registrert på 1960- og 70-tallet, og siden cirka 1990 har mengden P vært relativt stabil på rundt 1,7 g/kg TS. I 2007 ble vannkvaliteten i Østensjøvannet undersøkt av PURA, og fosfortilstanden ble bestemt til tilstandsklasse 5 Svært dårlig (PURA, 2009). I PURAs undersøkelser av fosfortilstanden i Østensjøvannet i 2018 ble totalfosfor tilstanden igjen klassifisert som svært dårlig (PURA, 2019a). Næringstilførselen til innsjøen kommer i stor grad fra jordbruksvirksomhet og utslipp av kommunal kloakk fra Ås og Nordre Follo kommuner (PURA, 2019a). Spesielt gjelder det utslipp fra Tandbergløkka og kloakkoverløp fra sentrumsområdene i Ski tettsted via Finstadbekken/Skibekken (Ås kommune, 2001). Andre forurensende aktiviteter i vassdraget kommer fra spredt bebyggelse og avrenning fra tette flater (Skovgaard et al., 2011). For mye fosfor i vannfase og sediment kan føre til eutrofiering av vannforekomstene, og masseoppblomstring av giftproduserende blågrønnalger i Østensjøvannet. Østensjøvannet er tillegg kilde til 50 % av fosfortilførselen i Årungen, og masseutvikling av blågrønnalger er et årlig fenomen som har ført til badeforbud i Årungen og som også påvirker vannkvaliteten i Bunnefjorden (Skovgaard et al., 2011). Ettersom innsjøen har stor tilførsel av fosfor som går utover den økologiske tilstanden, har PURA gjort tiltaksanalyser for å belyse mulighetene for å gjennomføre innsjørestaurerende tiltak slik at en god økologisk tilstand oppnås.

6.3 Metallakkumulering i innsjøsedimentene

6.3.1 Kobolt, nikkel, aluminium og jern

Metallene kobolt, nikkel, jern og aluminium hadde nokså sammenfallende akkumuleringstrender hvor en svak, men signifikant økning (forkaster H_0 for alle fire metallene) fra referansesjiktet til overflatesedimentene (Kf-verdi lik enten 1,1 eller 1,2 for alle fire metallene) ble observert (**Figur 15**).

Jern og aluminium er de grunnstoffene som det er aller mest av i sedimentene fra Østensjøvannet. Dette kan ha en sammenheng med at jern og aluminium er viktige bestanddeler i løsmassene og berggrunnen i området. Disse stoffene vil derfor kunne være dominerende i sedimentene. Økt erosjon og partikkeltransport fra nedbørfeltet som følge av for eksempel omleggingen fra permanent eng og beite til kornproduksjon, samt andre tekniske inngrep kan ha ført til økte konsentrasjoner av aluminium og jern i innsjøsedimentene med tiden. Ved anoksiske forhold i bunnvannet vil jernsulfid kunne dannes som følge av at Fe(III) reduseres til Fe(II). Dersom FeS felles ut, vil konsentrasjonen av jern i sedimentene kunne øke. Sedimentsøylen fra Østensjøvannet var preget av lagdeling med en mørk sone i midtlaget, noe som kan stamme fra dannelse av jernsulfid. Vegavrenning kan også ha ført til større transport av disse stoffene da de finnes i flere vegtrafikkrelaterte kilder slik som bremses, dekk, forbrenningsprodukter, olje, vegoverflaten og vegutstyr. Korrelasjonsanalysen viste imidlertid at det ikke var en signifikant sammenheng mellom ÅDT og metallakkumulering av aluminium (p-verdi = 0,182) og jern (p-verdi = 0,387). Det er rimelig å anta at bidraget som følge av vegavrenning vil være lite i forhold til bidraget grunnet geokjemiske prosesser og transport av mineralsk materiale ettersom jern og aluminium er viktige bestanddeler i løsmassene og berggrunnen i området.

Akkumuleringstrenden for kobolt og nikkel fulgte nokså tett trenden for jern og aluminium. Landsomfattende undersøkelser har vist at lokale, geokjemiske forhold er en viktigere kilde til nikkel enn langtransporterte atmosfæriske forurensninger i Norge (Rognerud & Fjeld, 2001; Rognerud et al., 1999; Skjelkvåle et al., 2008b; Steinnes et al., 2016). Trenden for nikkel i Østensjøvannet stemmer godt overens med det som tidligere har blitt observert i Årungen (Riise et al., 2013), og trolig er nikkel en viktig bestanddel i den geokjemiske sammensetningen av leirmineralene i området. En annen lokal kilde som kan ha en påvirkning på nikkelkonsentrasjonen i Østensjøvannet er for eksempel overvannsavrenning og kloakkutslipp fra Ski via Finstadbekken/Skibekken. Kartlegging av metallkonsentrasjonene i tilløpsbekkene (**Tabell 1**) har vist at den gjennomsnittlige konsentrasjonen av Ni i vannprøver fra både Skuterudbekken og Finstadbekken/Skibekken tilsvarte tilstandsklasse II God. Tidvis kan likevel tilførselen være større og i løpet av prøveperioden (mai 2019 til desember 2019) ble maksimalkonsentrasjonen av Ni i vannprøver stadfestet til tilstandsklasse III Moderat. Nikkelkonsentrasjonen i innsjøsedimentene fra 2019 tilsvarte også tilstandsklasse III Moderat. De forventede toksiske effektene ved tilstandsklasse III Moderat inkluderer kroniske effekter for mottagende organismer ved langtidseksponering (**Tabell 3**). Nikkel kan bioakkumuleres og

vil kunne ha negative effekter på reproduksjonen i lavere plante- og dyregrupper (Miljødirektoratet, 2016a; Rasmussen et al., 2003).

Vegavrenning kan bidra til økte konsentrasjoner av både kobolt og nikkel i innsjøen ettersom at bremses, dekk, forbrenningsprodukter, olje, vegoverflaten og vegutstyr er vist til å inneholde disse stoffene (**Tabell 2**). Differansen mellom overflatesedimentene og referansesedimentene av både Co og Ni var nokså liten ($K_f = 1,1$ og $1,1$), og *Spearman rank correlation*-analysen viste ingen signifikant sammenheng mellom ÅDT og metallakkumulasjonen i perioden 2000 – 2019 ($n=8$, Co p-verdi = 0,537 og Ni p-verdi = 0,705). Resultatene fra Østensjøvannet viste at akkumulasjonstrenden for Co og Ni sammenfalt nokså godt med avsetningstrenden for Fe og Al. Det er dermed tenkelig at Co og Ni kan ha noe sammenfallende opphav som Al og Fe, og at transport av mineralsk materiale til innsjøen er muligens en viktig bidragsyter til de observerte kobolt- og nikkelkonsentrasjonene i Østensjøvannet. Langtidstrenden for nedbør i Norge og Ås kommune har vist at nedbørsmengden totalt sett øker (**Figur V6, vedlegg 8 og Figur 3**). Større nedbørsmengder kan føre til endringer i avrenningsmønsteret og større partikkeltransport fra nedbørfeltet til innsjøen (Riise et al., 1994). Dermed kan økt transport fra landbruksområdene rundt innsjøen og erosjonspåvirkede bekker i nedbørfeltet være noe av forklaringen bak den observerte økningen i Al, Fe, Co og Ni i innsjøsedimentene.

6.3.2 Kalsium, natrium, kalium og magnesium

Kalsium, natrium, kalium og magnesium er stoffer som blant annet finnes i avisende og støvdempende kjemikalier (**Tabell 2**), og følgelig kan vegavrenning føre til økte konsentrasjoner av disse stoffene i innsjøsedimentene. Kalsium har hatt en signifikant økning i konsentrasjon på 40 % fra referansesjiktet til overflatesedimentene (**Tabell 6**). Kalking i landbruket vil kunne bidra til økte konsentrasjoner av Ca i Østensjøvannet ettersom landbruksarealer utgjør omkring halvparten av innsjøens totale nedbørfelt. Tilførsel av kalk (CaCO_3) til landbruksjord er et tiltak som brukes for å heve pH og øke kornavlingen i mineraljord der tilstedeværelse av positivt ladde aluminiumforbindelser kan føre til skade på røtter, hindre opptak av næringsstoffer og følgelig føre til nedsatte avlinger (Uhlen et al., 2017). Mattilsynets kalkstatistikk viser imidlertid at omsetningen av kalk til jordbruket i Akershus og Oslo fylker har gått tydelig ned de siste årene fra omkring 12 800 tonn i 2003 til omkring 8200 tonn i 2017 (Mattilsynet, 2009; Mattilsynet, 2019). På landsbasis har den totale omsetningen av kalk til landbruket avtatt, og sammenlignet perioden 1988-95 var salget mer enn halvert i 2009 (Mattilsynet, 2009). Det er derfor lite trolig at den tydelig økningen av Ca i sedimentene fra

Østensjøvannet i stor grad skyldes kalking av landbruksjord. Kalsium kan stamme fra en rekke vegtrafikkrelaterte kilder slik som dekk, forbrenningsprodukter og vegoverflaten, men av spesiell interesse er avisende og støvdempende kjemikalier til bruk i vinterdrift (**Tabell 2**). Korrelasjonsanalysen viste en tydelig signifikant ($p\text{-verdi} = 0,0000002$) sammenheng mellom ÅDT og metallakkumulasjonen i perioden 2000 – 2019. Trafikk, vegdrift og vedlikehold kan dermed muligens være en viktig bidragsyter til økte konsentrasjoner av Ca med tiden i Østensjøvannet.

Natriumklorid er det saltet som benyttes i størst grad som vegsalt ved vinterdrift. Ettersom bruken av vegsalt har økt tydelig med tiden (**Figur 4**), er det å forvente at også natriumkonsentrasjonen i innsjøsedimentene i Østensjøvannet øker klart i den estimerte tidsperioden. Resultatene fra analysene viser imidlertid at dette ikke er tilfelle da natriumkonsentrasjonen har holdt seg nokså stabil rundt 1 g/kg TS i store deler av den estimerte tidsperioden. Ingen signifikant øking i natriumkonsentrasjon fra referansesjiktet til overflatesedimentene ble observert (**Tabell 6**). Østensjøvannet ligger under marin grense og området rundt innsjøen er preget av marin leire hvor tykk havavsetning, strandavsetning, randmorene og tynn hav- og strandavsetning dominerer området (**Figur 8**). Natrium er et mobilt ion, men ved ionebytteprosesser kan kationen holdes igjen i jorda. Ingen markant økning i natriumkonsentrasjon i innsjøsedimentene i Østensjøvannet i den estimerte tidsperioden kan muligens indikere at bidraget fra vegsalt er lite i forhold til bakgrunnsnivåene av Na i området. Dette underbygges av korrelasjonsanalysen som viste at det ikke var en signifikant sammenheng mellom ÅDT og Na-konsentrasjonen i Østensjøvannet for perioden 2000 – 2019 ($n = 8$, $p\text{-verdi} = 0,885$).

Kalium og magnesium (17,6 g/kg TS og 12,8 g/kg TS i overflatesedimentene) forekommer i større mengder enn natrium og kalsium i sedimentsøylen (1,0 g/kg TS og 6,7 mg/kg TS i overflatesedimentene). Konsentrasjonene av både magnesium og kalium holder seg nokså stabile uten store endringer i hele den estimerte tidsperioden. For kalium er det ingen signifikant økning i akkumuleringen i perioden 2015 – 2019 kontra 1949 – 1953, og for magnesium er det kun en svak økning ($K_f = 1,1$). Hverken magnesium eller kalium viser en signifikant sammenheng mellom metallakkumulasjon og ÅDT ($p\text{-verdi} = 0,0716$ og $0,102$). Bidraget fra vegavrenningen av kalium og magnesium er trolig lite i forhold til bidraget fra geokjemiske prosesser og mineraltransport da K og Mg er viktige bestanddeler i leirmineralene i området. Avsetningstrenden for K og Mg sammenfaller nokså godt med avsetningstrenden for andre

stoffer som er viktige bestanddeler i løsmassene og berggrunnen i området, slik som for eksempel aluminium og jern. Trolig er derfor transport av mineralmateriale fra nedbørfeltet til innsjøen en av de viktigste bidragsyteren til kalium- og magnesiumkonsentrasjonene i innsjøsedimentene i Østensjøvannet.

6.3.3 Kobber, krom, sink og mangan

Avsetningsmønsteret for krom viser to tydelige topper i metallkonsentrasjon omkring 1960 og tidlig på 1970-tallet. Utenom disse toppene ser konsentrasjonen ut til å være nokså stabil i innsjøsedimentene gjennom den estimerte tidsperioden. Det er ingen signifikant økning i akkumulering i overflatesedimentene kontra referansesjiktet (**Tabell 6**). Flere rapporter konkluderer med at kromkonsentrasjonen i større grad preges av lokale kilder enn bidrag fra atmosfærisk langtransport (Rognerud & Fjeld, 2001; Skjelkvåle et al., 2003; Skjelkvåle et al., 2008b; Steinnes et al., 2011), noe også resultatene fra Østensjøvannet tyder på. I den Nordiske innsjøundersøkelsen i 1995 (Skjelkvåle et al., 1999) ble det konkludert med at kromkonsentrasjonen i innsjøer trolig styres av flere faktorer slik som både berggrunns sammensetning og innholdet av organisk materiale. Akkumuleringstrenden for Cr i Østensjøvannet, dersom man ser bort fra de registrerte ekstremtoppene, stemmer godt overens med trenden for andre stoffer som antas som viktige bestanddeler av leirmineraler og berggrunnen i området rundt Østensjøvannet (Fe, Al, Ni, Co, K og Mg). Ettersom tidspunktet for konsentrasjonstoppene i krom sammenfaller svært godt med toppene i total-C-avsetning (**Figur 14A**), kan det være at dette skyldes økt tilførsel av organisk materiale. Kromkonsentrasjonen i tilløpsbekkene har blitt kartlagt, og både den gjennomsnittlige konsentrasjonen og maksimalkonsentrasjonen for begge tilløpsbekkene ble stadfestet til tilstandsklasse II God (**Tabell 1**). Dermed er det lite trolig at disse bekkene bidrar stort til kromkonsentrasjonen i innsjøsedimentene. Det er i tillegg ikke observert noen signifikant sammenheng mellom ÅDT og kromakkumuleringen i Østensjøvannet (**Tabell 7**). Totalt sett tyder resultatene på at kromkonsentrasjonen i Østensjøvannet kan skyldes lokale geokjemiske forhold, transport av mineralsk materiale til innsjøen og muligens tilførsel av organisk materiale.

For kobber har et tidligere stort bidrag fra atmosfærisk langtransport avtatt tydelig med tiden, eksempelvis har kobberavsetningen på Sørlandet avtatt med 50 % siden 1977 (Steinnes et al., 2011; Steinnes et al., 2016). En økning i metallkonsentrasjonen i Østensjøvannet i nyere tid kan derfor komme av andre mer lokale kilder. Akkumuleringstrenden for kobber i Østensjøvannet

ligner på det som tidligere har blitt vist i Årungen (Riise et al., 2013). Det kan dermed tyde på at det er lokale variasjoner som i stor grad styrer nivået av kobber i innsjøsedimentene i Østensjøvannet. Slike lokale kilder kan for eksempel være geokjemiske forhold (Rognerud & Fjeld, 2001; Skjelkvåle et al., 2008b; Skjelkvåle et al., 2003), jordbruksavrenning grunnet bruk av Cu-holdig gjødsel (Rabben, 2015) og utslipp av kloakk og overvann til innsjøen via Finstadbekken/Skibekken som tidvis utgjør et svært stort og skadelig bidrag (**Tabell 1**). Vegavrenning kan også bidra til høyere konsentrasjoner av kobber i innsjøsedimentene da kobber er en viktig bestanddel i brems, dekk, forbrenningsprodukter, olje og avisende og støvdempende kjemikalier (**Tabell 2**). I tillegg kan salting føre til økte utslipp av Cu som følge av korrosjon av vannledninger, kjøretøy og andre overflater (Rasmussen et al., 2003). Det kan derfor ikke utelukkes at vegavrenning har bidratt til kobberkonsentrasjonene i Østensjøvannet. Selv om det har vært en stor økning i Cu-konsentrasjonen fra referansesjiktet til overflatesedimentene ($K_f = 1,8$), er kobberkonsentrasjonen fortsatt lav nok til å tilfredsstille tilstandsklasse II God i innsjøsedimentene fra Østensjøvannet.

Bidraget fra langtransporterte atmosfæriske avsetninger av sink i mose har i stor grad vært preget av nedgang i nyere tid, og det er anslått at dagens nivå samsvarer med et nødvendig grunnivå da Zn er et essensielt grunnstoff for mose (Steinnes et al., 2016; Steinnes et al., 2011). En økning i Zn-konsentrasjon i denne perioden i sedimentene i Østensjøvannet kan derfor komme av bidrag fra lokale kilder. Kartlegging av tilførselen fra tilløpsbekkene har vist at det tidvis er et stort bidrag tilsvarende tilstandsklasse V Svært dårlig fra Finstadbekken/Skibekken til innsjøen. Dette kan komme av at bekken fører med seg utslipp av kommunal kloakk og overflateavrenning fra store deler av Ski sentrum. Den gjennomsnittlige konsentrasjonen i Finstadbekken/Skibekken og i selve innsjøsedimentene ble stadfestet til tilstandsklasse III Moderat for sink, noe som er høyt og kan føre til kroniske toksiske effekter ved langtidseksposering. Det er observert en tydelig signifikant sammenheng mellom trafikkmengden og sinkkonsentrasjonen i innsjøsedimentene for perioden 2000 – 2019 ($p\text{-verdi} = 0,0096$) (**Tabell 7**). Det kan derfor ikke utelukkes at også vegavrenning har bidratt til høyere sinkkonsentrasjoner i Østensjøvannet i nyere tid da de aller fleste kartlagte vegtrafikkrelaterte kildene inneholdt sink (**Tabell 2**).

For mangan viser korrelasjonsanalysen at det er en signifikant sammenheng mellom ÅDT og konsentrasjonen i innsjøsedimentene i perioden 2000 – 2019 (**Tabell 7**). Trafikkrelaterte kilder som dekk, brems og olje er vist til å inneholde mangan. Det kan derfor være mulig at en

økning i mangankonsentrasjon i nyere tid kan komme av at større trafikkmengder på den nærliggende vegstrekningen og i Ski sentrum har ført til større avrenning og transport av Mn til Østensjøvannet. Utviklingen av Mn med tiden dersom man ser på hele den estimerte tidsperioden (**Figur 18**) tyder likevel på at det vil være andre kilder av viktigere betydning enn vegavrenning da Mn-konsentrasjonen i sedimentene går ned i samme periode som trafikkmengden øker (**Figur 10**). Hva den observerte manganakkumuleringstrenden skyldes er imidlertid noe usikkert. I tidligere undersøkelser av mangan i sediment og vann i Norge har det blitt vist at den dominerende kilden er naturlige geokjemiske kilder, men at observerte konsentrasjonsforskjeller ofte skyldes prosesser i nedbørfeltet og innad i innsjøen (Rognerud et al., 1999; Skjelkvåle et al., 2008b; Skjelkvåle et al., 2006). En prosess som muligens kan ha bidratt til de observerte Mn-konsentrasjonene er redoksforhold i bunnvannet. Under reduserende forhold kan mangan frigjøres fra uløselige manganhydroksider ved at Mn^{4+} reduseres til Mn^{2+} og går i løsning. På denne måten vil da redoksforhold kunne være avgjørende for om mangan ligger lagret i sedimentene eller løst i vannet. Ettersom perioden med høyest Mn-konsentrasjon i innsjøsedimentene sammenfaller godt med toppene i total-C-avsetning (**Figur 14A**), kan det være at økt tilførsel av organisk materiale til innsjøen også muligens kan påvirke metallkonsentrasjonen.

6.3.4 Sølv, bly og kadmium

Akkumuleringstrenden for bly i den estimerte tidsperioden er preget av en tydelig topp på begynnelsen av 1970-tallet. Denne toppen skyldes trolig en ekstrem enkelthendelse i nedbørfeltet eller innsjøen da toppen er registrert over et svært kort tidsintervall. Trenden ellers i perioden viser at blykonsentrasjonen i innsjøsedimentene økte utover 1950-, 60- og 70-tallet før det avtok utover 1980-tallet og frem til i dag. Resultatene viser at blykonsentrasjonen i overflatesedimentene er mindre enn i referansesjiktet, og tilsvarende tilstandsklasse II God (**Tabell 6**). Denne utviklingen kan i stor grad ses i sammenheng med nedgangen i blyutslipp grunnet den internasjonale og nasjonale utfasingen av blyholdig bensin. Bly kan spres over store områder fordi det er assosiert til små partikler med lang oppholdstid i atmosfæren (Alcamo et al., 1992 henviser til av Rognerud et al., 1999). Bidraget fra langtransporterte atmosfæriske forurensninger av bly har gått ned med 90 % siden 1977 i Oslofjordområdet (Steinnes et al., 2016). Bly i Østensjøvannet kan dermed stamme fra langtransporterte atmosfæriske avsetninger som i stor grad kommer fra bruk av blyholdigbensin, men også mer lokale kilder kan ha en påvirkning på konsentrasjonen i innsjøsedimentene. Kartlegging av tilløpsbekkene har vist at

bidraget fra Skuterudbekken er lite da både den gjennomsnittlige konsentrasjonen og maksimalkonsentrasjonen registrert i bekken tilsvarte tilstandsklasse II God (Greipsland et al., 2019). I Finstadbekken/Skibekken ble gjennomsnittskonsentrasjonen bestemt til tilstandsklasse II God og maksimalkonsentrasjonen til tilstandsklasse III Moderat (Skrutvold et al., 2020). Dette kan muligens komme av at det tidvis kan være et større bidrag fra for eksempel utslipp av kloakk og overvann som fraktes via bekken til innsjøen. Tidligere er det estimert at kommunal kloakk, renovasjon, sig fra fyllinger og avfallsforbrenning står for 9,5 % av det samlede nasjonale utslippet av bly (Skjelkvåle et al., 2003).

På samme måte som for bly, er det også for sølv registrert en ekstremtopp på begynnelsen av 1970-tallet. Det kan derfor være mulig at disse to toppene kommer fra samme kilde og de skyldes enkelthendelser i nedbørfeltet eller innsjøen. Den øvrige trenden for sølvakkumulering i innsjøsedimentene i Østensjøvannet ser ut til å stemme godt overens med påvirkning fra langtransporterte atmosfæriske avsetninger. En reduksjon i sølvavsetningen i innsjøen i nyere tid kan skyldes at langtransporterte forurensninger fra andre deler av Europa har avtatt i denne perioden. Tidligere undersøkelser i mose og innsjøer i Norge har vist at avsetning av sølv er knyttet til langtransporterte forurensninger, og i mindre grad også utslipp fra lokale kilder (Steinnes et al., 2016; Steinnes et al., 2011; Skjelkvåle et al., 2008a). Vegtrafikk og vegavrenning kan være en slik lokal kilde, men korrelasjonsanalysen viser ingen signifikant sammenheng mellom ÅDT og sølvakkumulering i nyere tid (p -verdi = 0,794). Det kan likevel ikke utelukkes at vegavrenning bidrar til sølvakkumulering i Østensjøvannet da et har blitt vist at forbrenningsprodukter kan inneholde Ag.

Kadmium viser også en ekstremtopp i samme tidsrom som Ag og Pb. Ved undersøkelser i Årungen, som er nedstrøms Østensjøvannet, fant Riise et al. (2013) en tilsvarende kadmiumtopp. Konsentrasjonstoppen i Østensjøvannet (~75 mg/kg TS) er imidlertid klart større enn det som ble observert i Årungen (~4 mg/kg TS), noe som kan tyde på at kilden til forurensningen ligger nærmere Østensjøvannet og dets nedbørfelt. En mulig årsak kan være økt partikkelavrenning som følge av masseforflytning da det i 1973/74 var masseutskiftninger og tilføring av nye masser på den nærliggende vegstrekningen ifølge data fra NVDB 123. Dersom det har vært deponert avfall i nedbørfeltet eller i selve innsjøen, kan dette være en annen årsak til den isolerte ekstremtoppen. Ettersom konsentrasjonstopkene av Pb, Ag og Cd er svært skarpe og kun dekker et kort tidsintervall, er det trolig en enkelthendelse i nedbørfeltet eller innsjøen som er årsaken til disse ekstremverdiene.

Kadmiumkonsentrasjonen i overflatesedimentene var tydelig større enn i referansesjiktet ($K_f = 1,8$). Selv med den klare økningen med tiden er konsentrasjonen av kadmium i innsjøsedimentene såpass lav at den tilsvarer tilstandsklasse II God. Samtidig har undersøkelser av langtransporterte atmosfæriske avsetninger vist at dette bidraget har avtatt med nærmere 50 % siden 1977, og siden år 2000 har det vært liten endring i kadmiumkonsentrasjonen i Oslofjordområdet registrert i de nasjonale moseundersøkelsene (Steinnes et al., 2011; Steinnes et al., 2016). Det lokale bidraget er derfor trolig av større viktighet i nyere tid i tilknytning til kadmiumkonsentrasjon i innsjøsedimentene i Østensjøvannet. Lokale kilder til Cd kan inkludere for eksempel vegtrafikk og tilførsler fra tilløpsbekkene. Kadmium er et av de vanligste metallene undersøkt i forbindelse med vegavrenning, og flere aktuelle vegtrafikkrelaterte kilder til kadmium er identifisert (**Tabell 2**). Ettersom kadmium finnes i flere kilder knyttet til veg og vegtrafikk, kan det ikke utelukkes at større trafikk tetthet på den nærliggende vegen kan ha bidratt til den observerte utviklingen på vegstrekningen. Kartlegging av tilløpsbekkene viser at det lokale bidraget av kadmium fra både Skuterudbekken og Finstadbekken/Skibekken er lavt og tilsvarer tilstandsklasse II God både når man ser på gjennomsnittlig konsentrasjon og maksimal konsentrasjon (**Tabell 1**).

6.4 Metodesammenligning med hensyn på riktighet

En metodesammenligning med hensyn på riktighet ble gjennomført for å sammenligne ulike dekomponeringsmetoder og undersøke hvilken dekomponeringsmetode som var den mest fullstendige når prøvematriksen var sedimenter.

Dersom det er av interesse å bestemme totalinnholdet av stoffer i en prøve kan dekomponering med HF alene eller i kombinasjon med HNO_3 benyttes. Bruk av en syreblanding med HNO_3 og HF regnes som en totaldekomponering da metaller bundet i krystallstrukturen også vil løses ut ettersom flussyre kan løse opp silikater. Dekomponering med HF kan imidlertid føre til noen problemer da det kan dannes fluorider av alkalimetaller, lantanoider og actinoider. Disse forbindelsene er uløselig og vil felle ut, noe som fører til negativ bestemmelse og underestimering av disse stoffene i prøven. **Tabell V5, vedlegg 9** viser at ved dekomponering med HF og HNO_3 var riktigheten ikke innenfor grensen på $\text{BIAS} \leq 20\%$ for flere grunnstoff i disse gruppene. Dette kan være som følge av dannelsen og utfelling av uløselig fluoridforbindelser som vil føre til at konsentrasjonen av disse stoffene underestimeres.

Den dekomponeringsmetoden som ga best resultater i form av best nøyaktighet og riktighet uttrykt som BIAS var syreblandingen bestående av HNO_3 , H_3PO_4 og HBF_4 (**Tabell V4, vedlegg 9**). Kun noen få grunnstoff ble bestemt med større avvik fra sertifisert verdi enn 20 %. HBF_4 vil på samme måte som HF løse opp silikater og gjøre metaller bundet i krystallstrukturen tilgjengelig, men uten å føre til utfelling av uløselig fluoridforbindelser da borholdige syrer kan kompleksbinde fluor (Krachler et al., 2002). Resultatene av analyse av sertifiserte referansematerialer i denne undersøkelsen tydet dermed på at dekomponering med en syreblanding bestående av HNO_3 , H_3PO_4 og HBF_4 vil være den mest fullstendige når prøvematriksen er sedimenter.

Ofte i forurensningsundersøkelser er det av interesse å bestemme det antropogene bidraget og den biotilgjengelig andelen av stoffer i det undersøkte miljøet for å vurdere tilstanden og påvirkningen stoffene kan ha da det er denne fraksjonen organismer eksponeres for. Bruk av HNO_3 , H_3PO_4 og HBF_4 vil kunne gi den mest fullstendige dekomponeringen, men bidraget fra bundne, mindre mobile og ikke nødvendigvis biotilgjengelige stoffer vil også inkluderes ved bruk av denne syreblandingen. Bruk av HNO_3 og HF kan føre til en underestimering av flere stoffer grunnet utfelling av uløselig fluoridforbindelser. Dekomponering med salpetersyre vil ikke løse opp silikater og krystallstrukturer. Metoden anses derfor for å gi et bedre bilde av det antropogene bidraget og den biotilgjengelig andelen av stoffene enn bruk av totaldekomponering hvor bidraget fra mineralpartikler fra den lokale berggrunnen blir mer dominerende. På grunn av dette er dekomponering med HNO_3 den mest brukte metoden ved bestemmelse av stoffer i innsjøsedimenter (Skjelkvåle et al., 2008a). Ved sammenligning med andre innsjøundersøkelser, for eksempel de nasjonale innsjøundersøkelsene og Årungenundersøkelsen (Riise et al., 2013), vil det være hensiktsmessig å benytte seg av samme syreblanding ved dekomponering som disse har brukt. På bakgrunn av disse punktene ble derfor resultatene fra dekomponering med HNO_3 brukt i dette arbeidet ved undersøkelse av metallakkumulering i Østensjøvannet.

Selv om resultatene fra denne sammenligningsundersøkelsen viste at dekomponering med HNO_3 , H_3PO_4 og HBF_4 ga de beste resultatene med hensyn på riktighet (**Tabell V6, vedlegg 9**), kan det være flere grunner til at det er mest hensiktsmessig å velge en syreblanding bestående av kun HNO_3 når sedimentprøver skal dekomponeres.

7 Konklusjon

Resultatene fra arbeidet viste at det har vært en signifikant økning i metallakkumulasjonen fra referansesjiktet til overflatesedimentene på 5 % signifikansnivå for Mg, Al, Ca, Mn, Fe, Co, Ni, Cu, Zn, Ag og Cd. For Na, K, Cr og Pb ble ingen signifikant økning fra referansesjiktet til overflatesedimentene observert. Ingen av de undersøkte metallene omfattet av Miljødirektoratets klassifiseringssystem for vann og sediment viste endring i tilstandsklasse med tiden selv om det har vært en signifikant økning i metallkonsentrasjonen for flere av dem. Konsentrasjonen av kobber, kadmium og bly i overflatesedimentene og referansesjiktet tilsvarte tilstandsklasse II God. Nikkel og sink tilsvarte tilstandsklasse III Moderat.

Resultatene tyder på at det er flere drivkrefter som har bidratt til de observerte metallakkumulasjonstrendene i innsjøsedimentene i Østensjøvannet. Metallene Al, Fe, Ni, Co, Mg, K, Na og Cr hadde nokså sammenfallende akkumulasjonstrender. Flere av disse stoffene er viktige bestanddeler i løsmasser og berggrunnen i området. Trolig vil derfor bidraget fra vegavrenning av disse stoffene være lite i forhold til bidraget fra geokjemiske prosesser og transport av mineralsk materiale fra nedbørfeltet.

Analyseresultatene tyder på at for Ca, Cu, Zn, Mn, Ag, Cd og Pb vil vegavrenning kunne være en viktig bidragsyter til metallkonsentrasjonene i Østensjøvannet. I tillegg til vegavrenning kan flere andre faktorer i nedbørfeltet også kunne påvirke konsentrasjonen av disse metallene i innsjøsedimentene. Landbruksavrenning, kloakkoverløp, langtransporterte atmosfæriske avsetninger og overvannsavrenning fra tette flater i Ski sentrum har trolig i samspill med vegavrenning bidratt til de observerte metallakkumulasjonstrendene for disse metallene i innsjøsedimentene i Østensjøvannet.

Oppgavens formål var å undersøke langtidsutviklingen av metallakkumulasjonen i Østensjøvannet for å vurdere om vegavrenning er en viktig bidragsyter til metallkonsentrasjonene i denne innsjøen. Østensjøvannets nedbørfelt er svært sammensatt, og sedimentsammensetningen i innsjøen vil derfor være preget av flere naturlige og antropogene prosesser og aktiviteter i nedbørfeltet. Trolig er veg og trafikk kun en av flere faktorer som kombinert påvirker akkumuleringen av metaller i Østensjøvannet. Avrenning fra landbruk, kommunalt avløpsnett og tette flater vil i tillegg til vegavrenning kunne ha en tydelig påvirkning på metallkonsentrasjonene i Østensjøvannet.

8 Referanser

- Adachi, K. & Tainosho, Y. (2004). Characterization of heavy metal particles embedded in tire dust. *Environment International*, 30 (8): 1009-1017 Tilgjengelig fra: <https://doi.org/10.1016/j.envint.2004.04.004>
- Aiken, G.R., Hsu-Kim, H. & Ryan, J.N. (2011). Influence of Dissolved Organic Matter on the Environmental Fate of Metals, Nanoparticles, and Colloids. *Environmental Science & Technology*, 45 (8): 3196-3201. Tilgjengelig fra: <https://pubs.acs.org/doi/pdf/10.1021/es103992s>
- Alcamo, J., Bartnicki, J., Olendrzynski, K. & Pacyna, J. (1992). Computing heavy metals in Europe's atmosphere – I. Model development and testing. *Atmospheric Environment. Part A. General Topics*, 26(18): 3355-3369.
- Aldrin, M., Haff, I.H. & Rosland, P. (2008). The effect of salting with magnesium chloride on the concentration of particular matter in a road tunnel. *Atmospheric Environment*, 42(8): 1762-1776. Tilgjengelig fra: <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2007.11.024>
- Amundsen, C.E & Roseth, R. (2004). *Utslippsfaktorer fra veg til vann og jord i Norge*, Rapport for Statens vegvesen. Tilgjengelig fra: https://www.vegvesen.no/_attachment/61708/binary/14707 (Lest 14.02.20).
- Arnold, C.L. & Gibbons, C.J. (1996). Impervious Surface Coverage: The Emergence of a Key Environmental Indicator. *Journal of the American Planning Association*, 62 (2): 243-258.
- Bäckström, M., Nilsson, U., Håkansson, K., Allard, B. & Karlsson, S. (2003) Speciation of heavy metals in road runoff and roadside total deposition. *Water, Air and Soil Pollution*, 147: 343-366. Tilgjengelig fra: <https://doi.org/10.1023/A:1024545916834>
- Bjerregaard, P. (1998). *Basisbog i økotoksikologi*. 2. utg. København, Danmark: Gads Forlag.
- Brandt, H.C.A. & de Groot, P.C. (2001). Aqueous leaching of polycyclic aromatic hydrocarbons from bitumen and asphalt. *Water Research*, 35 (17): 4200-4207. Tilgjengelig fra: [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(01\)00216-0](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(01)00216-0)
- Broadbent, F.E. (1953). The Soil Organic Fraction. *Advances in Agronomy*, 5: 153-183.
- Brown, J.N. & Peake, B.M. (2006). Sources of heavy metals and polycyclic aromatic hydrocarbons in urban stormwater runoff. *Science of The Total Environment*, 359 (1-3): 145-155. Tilgjengelig fra: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2005.05.016>
- Bækken, T. (2012). *Nordre og Søndre Brutjern ved E18. Kartlegging av saltforurensning og annen forurensning fra vei, og vurdering av tiltak*. Rapport for NIVA, 6312-2012. Tilgjengelig fra: <https://niva.brage.unit.no/niva-xmlui/handle/11250/215827> (Lest 15.02.20).
- Bækken, T. & Bergan, M. (2012). *Vegforurensning av innsjøer og vandringsmuligheter for laksefisk ved vegkulverter i Rogaland 2012*, Rapport for NIVA, 6334-2012. Tilgjengelig fra: https://www.vegvesen.no/_attachment/1056997/binary/1066056?fast_title=Vegforurensning+av+innsj%C3%B8er+i+Rogaland.pdf (Lest 15.02.20).
- Bækken, T. & Færøvig, P. J. (2004). *Effekter av vegforurensninger på vannkvalitet og biologi i Padderudvann*. Rapport for Statens Vegvesen, Publikasjon 106. Tilgjengelig fra: https://www.vegvesen.no/_attachment/61706/binary/14705?fast_title=Effekter+av+vegforurensning+p%C3%A5+vannkvalitet+og+biologi+i+Padderudvann.pdf (Lest 13.02.20).
- Catalan, J., Pla-Rabés, S., Wolfe, A.P., Smol, J.P., Rühland, K.M., Anderson, N.J., Kopáček, J., Stuchlík, E., Schmidt, R., Koinig, K.A., Camarero, L., Flower, R.J., Heiri, O., Kamenik, C., Korhola, A., Leavitt, P.R., Psenner, R & Renberg, I. (2013). Global change revealed by palaeolimnological records from remote lakes: a review. *Journal of Paleolimnology*, 49: 513-535. Tilgjengelig fra: <https://doi.org/10.1007/s10933-013-9681-2>
- China National Analysis Center for Iron and Steel. (2004). *Certificate of Certified Reference Materials*, NCS DC 73319- NCS DC 73326. Beijing, Kina.
- China National Analysis Center for Iron and Steel. (2003). *Certificate of Certified Reference Materials*, NCS ZC 73001 – NCS ZC 73007. Beijing, Kina.
- Cohen, A.S. (2003). *Paleolimnology: the history and evolution of lake systems*. Oxford, England: Oxford University Press.
- Coufalík, P., Matoušek, T., Krůmal, K., Vojtíšek-Lom, M., Beránek, V. & Mikuška, P. (2019). Content of metals in emissions from gasoline, diesel, and alternative mixed biofuels,

- Environmental Science and Pollution Research*, 26: 29012-29019. Tilgjengelig fra: <https://doi.org/10.1007/s11356-019-06144-4>
- Crabtree, B., Moy, F., Whitehead, M. & Roe, A. (2006). Monitoring pollutants in highway runoff. *Water and Environment Journal*, 20(4): 287-294. Tilgjengelig fra: <https://doi.org/10.1111/j.1747-6593.2006.00033.x>
- Davis, A.P., Shokouhian, M. & Ni, S. (2001). Loading estimates of lead, copper, cadmium, and zinc in urban runoff from specific sources. *Chemosphere*, 44 (5): 997-1009. Tilgjengelig fra: [https://doi.org/10.1016/S0045-6535\(00\)00561-0](https://doi.org/10.1016/S0045-6535(00)00561-0)
- Det kongelige utenriksdepartementet. (2008). *St.prp.nr. 75. Om samtykke til godkjenning av EØS-komiteens beslutning nr. 125 av 28. september 2007 om innlemmelse i EØS-avtalen av direktiv 2000/60/EF av 23. oktober 2000 om fastsettelse av rammer for Fellesskapets vannpolitikk (vanndirektivet)*. Tilgjengelig fra: <https://www.regjeringen.no/no/dokumenter/stprp-nr-75-2007-2008/id519840/?ch=1> (Lest 05.03.20).
- Dongarrà, G., Manno, E. & Varrica, D. (2009). Possible makers of traffic-related emissions. *Environmental Monitoring and Assessment*, 154 (1-4): 117-125. Tilgjengelig fra: <https://doi.org/10.1007/s10661-008-0382-7>
- Driscoll, E.D., Shelley, P.E. & Strecker, E.W. (1990). Pollutant loadings and impacts from highway stormwater runoff. Volume 3: Analytical investigation and research report. *FHWA US Department of Transportation*. Tilgjengelig fra: https://www.usgs.gov/centers/new-england-water/science/fhwa-1990-driscoll-model-pollutant-loadings-and-impacts-highway?qt-science_center_objects=0#qt-science_center_objects
- Ek, K.H., Morrison, G.M. & Rauch, S. (2004). Environmental routes for platinum group elements to biological materials – a review. *Science of The Total Environment*, 334-335: 21-38. Tilgjengelig fra: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2004.04.027>
- EU. (2000). *Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the council of 23 October 2000. Establishing a framework for Community action in the field of water policy*. Tilgjengelig fra: https://eur-lex.europa.eu/resource.html?uri=cellar:5c835afb-2ec6-4577-bdf8-756d3d694eeb.0004.02/DOC_1&format=PDF (Lest 05.03.2020).
- Fernandes, J.N. & Barbosa, A.E. (2018). *Proper Project WP1 – Prediction of pollutant loads and concentrations in road runoff. Task 1.1 Literature review on road runoff pollution on Europe*. Rapport for Conference of European Directors of Roads. Tilgjengelig fra: http://proper-cedr.eu/Deliverables/D1.1_Report.pdf (Lest 25.05.20).
- Forsvarets forskningsinstitutt. (2000). *En innføring i risikovurdering av miljøforurensninger*. Rapport av Forsvarets forskningsinstitutt. Tilgjengelig fra: <https://publications.ffi.no/nb/item/asset/dspace:3206/00-05294.pdf> (23.06.20).
- Glaser, B., Dreyer, A., Bock, M., Fiedler, Mehrling, M. & Heitmann, T. (2005). Source Apportionment of Organic Pollutants of a Highway-Traffic-Influenced Urban Area in Bayreuth (Germany) Using Biomarker and Stable Carbon Isotope Signatures. *Environmental Science and Technology*, 39 (11): 3911-3917. Tilgjengelig fra: <https://doi.org/10.1021/es050002p>
- Glenn, D., W. & Sansalone, J., J. (2002). Accretion and partitioning of heavy metals associated with snow exposed to urban traffic and winter storm maintenance activities II. *Journal of Environmental Engineering*, 128 (2): 167-185.
- Greipsland, I., Pettersen, R.A., Reinemo, J., Skrutvold, J., Roseth, R., Stabell, T., Saltveit, S., Bremnes, T. & Pavels, H. (2019). *E-18 Retvet-Vinterbro. Forundersøkelser av vannkjemi og biologiske kvalitetselementer i 2017 og 2018*. Rapport av NIBIO for SVV. Tilgjengelig fra: <https://nibio.brage.unit.no/nibio-xmlui/handle/11250/2626631> (Lest 27.05.20).
- Haande, S., Rohrlack, T & Kyle, M. (2014). *Utviklingen av vannkvaliteten i Haldenvassdraget. Sammenstilling av lange tidsserier (1968-2013). Paleolimnologiske undersøkelser i Bjørkelangen og Hemnessjøen*. Rapport for Vannområdet Haldenvassdraget. Tilgjengelig fra: https://niva.brage.unit.no/niva-xmlui/bitstream/handle/11250/224150/6652-2014_200dpi.pdf?sequence=3&isAllowed=y (Lest 03.03.20)
- Haugen, T.O., Riise, G., Rohrlack, T., Schneider, S., Kristiansen, J. & Haaland, S. (2019). *Interne tilførsler og omsetning av næringsstoffer i Østensjøvann, Ås kommune, 2017*, MINA fagrapport 59. Tilgjengelig fra: https://static02.nmbu.no/mina/publikasjoner/mina_fagrapport/pdf/mif59.pdf (Lest 18.02.20).

- Helmreich, B., Hilliges, R., Schriewer, A. & Horn, H. (2010). Runoff pollutants of a highly trafficked urban road – Correlation analysis and seasonal influences. *Chemosphere*, 80 (9): 991-997. Tilgjengelig fra: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2010.05.037>
- Hewitt, C.N. & Rashed, M.B. (1992). Removal rates of selected pollutants in the runoff waters from a major rural highway. *Water Research*, 26 (3): 311-319.
- Hjortenkrans, D.S.T., Bergbäck, B.G. & Häggerud, A.V. (2007). Metal Emissions from Brake Linings and Tires: Case Studies of Stockholm, Sweden 1995/1998 and 2005. *Environmental Science and Technology*, 41 (15): 5224-5230. Tilgjengelig fra: <https://doi.org/10.1021/es070198o>
- Hong, N., Guan, Y., Yang, B., Zhong, J., Zhu, P., Ok, Y.S., Hou, D., Tsang, D.C.W., Guan, Y. & Liu, A. (2020). Quantitative source tracking of heavy metals contained in urban road deposited sediments, *Journal of Hazardous Materials*, 393: 122362. Tilgjengelig fra: <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.122362>
- Hong, N., Zhu, P., Liu, A., Zhao, X. & Guan, Y. (2018). Using an innovative flag element ratio approach to tracking potential sources of heavy metals on urban road surfaces, *Environmental Pollution*, 243 Part A: 410-417. Tilgjengelig fra: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.08.098>
- Huber, M., Welker, A. & Helmreich, B. (2016). Critical review of heavy metal pollution of traffic area runoff: Occurrence, influencing factors, and partitioning. *Science of The Total Environment*, 541: 895-919. Tilgjengelig fra: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.09.033>
- Hwang, H.-M., Fiala, M.J., Park, D. & Wade, T.L. (2016). Review of pollutants in urban road dust and stormwater runoff: part 1. Heavy metals released from vehicles. *International Journal of Urban Sciences*, 20 (3): 334-360. Tilgjengelig fra: DOI: [10.1080/12265934.2016.1193041](https://doi.org/10.1080/12265934.2016.1193041)
- Karlsson, K. (2009). *Characterisation of Pollutants in Stormwater Treatment Facilities. Doctoral thesis*. Doktorgradsoppgave. Luleå: Luleå University of Technology. Tilgjengelig fra: <https://www.diva-portal.org/smash/get/diva2:990416/FULLTEXT01.pdf> (Lest 14.03.20).
- Karlsson, K. & Viklander, M. (2008). Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAH) in Water and Sediment from Gully Pots. *Water, Air and Soil Pollution*, 188 (1-4): 271-282. Tilgjengelig fra: <https://doi.org/10.1007/s11270-007-9543-5>
- Kayhanian, M., Rasa, E., Vichare, A. & Leatherbarrow, J.E. (2008). Utility of suspended solid measurements for storm-water runoff treatment. *Journal of Environmental Monitoring*, 134 (9): 712-721
- Kayhanian, M., Fruchtman, B. D., Gulliver, J. S., Montanaro, C., Ranieri, E. & Wuertz, S. (2012). Review of highway runoff characteristics: Comparative analysis and universal implications. *Water Research*, 46 (20): 6609-6624. Tilgjengelig fra: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2012.07.026>
- Kayhanian, M., Singh, A., Suverkropp, C. & Borroum, S. (2003). The impact of annual average daily traffic on highway runoff pollutant concentrations. *ASCE Journal of Environmental Engineering*, 45 (11): 975-990
- Kellerman, A.M., Dittmar, T., Kothawala, D.N. & Tranvik, L.J. (2014). Chemodiversity of dissolved organic matter in lakes driven by climate and hydrology. *Nature Communications*, 5:3804. Tilgjengelig fra: <https://doi.org/10.1038/ncomms4804>
- Klima og forurensningsdirektoratet. (2010). *Overvåking av miljøtilstand i vann. Veileder for vannovervåking iht. kravene i Vannforskriften*. Tilgjengelig fra: <https://www.miljodirektoratet.no/publikasjoner/publikasjoner-fra-dirnat/annet/overvaking-av-miljotilstand-i-vann/> (Lest 05.03.20).
- Kolbenstvedt, M., Solheim, T & Amundsen, A. (2000). *Miljøhåndboken: Trafikk og miljøtiltak i byer og tettsteder*. 1. utg. Oslo: Transportøkonomisk institutt.
- Krachler, M., Mohl, C., Emons, H. & Shotyk, W. (2002). Influence of digestion procedures on the determination of rare earth elements in peat and plant samples by USN-ICP-MS. *Journal of Analytical Atomic Spectrometry*, 17 (8): 844-851. Tilgjengelig fra: <https://doi.org/10.1039/B200780K>
- Kristoffersen, H.P. (2010). *Østensjøvann naturreservat, Ås. Kartlegging av fuglelivet, 2009-2010*. Rapport for fylkesmannen i Oslo og Akershus. Tilgjengelig fra: <https://felles.naturbase.no/api/dokument/hent/9164.PDF> (Lest 19.02.20).
- Legret, M. (2001). Pollution et impact d'eaux de ruissellement de chaussées. Technical Report LCPC Routes CR 27, 109 sider.

- LGC Group. (2009). *Certificate of measurement. River Sediment, Certified Reference Material LGC6187*. Middlesex, Storbritannia.
- Lin, C.-C., Chen, S.-J., Huang, K.-L., Hwang, W.-I., Chang-Chien, G.-P. & Lin, W.-Y. (2005). Characteristics of Metals in Nano/Ultrafine/Fine/Coarse Particles Collected Beside a Heavily Trafficked Road. *Environmental Science and Technology*, 39 (21): 8113-8122. Tilgjengelig fra: <https://doi.org/10.1021/es048182a>
- Lindgren, A.A. (1998). *Road Construction Materials as a Source of Pollutants*. Doktorgradsoppgave. Luleå, Sverige: Luleå tekniska universitet.
- Lindholm, O.G. (2012). *Fremmedvann i avløpsnettet, Norsk Vann 9. februar 2012*. Tilgjengelig fra: https://www.norskvann.no/images/pdf/fremmedvann_i_avlopsnettet.pdf (Lest 18.06.20).
- Lindholm, O.G., Bjerkholt, J.T. & Lien, O. (2012). Fremmedvann i nordiske avløpsledningsnett. *VANN*, 47 (1): 39-48. Tilgjengelig fra: https://vannforeningen.no/wp-content/uploads/2015/06/2012_847610.pdf
- Lovdata. (2005). *Instruks for Statens vegvesen av 27.mai 2005*. Tilgjengelig fra: <https://lovdata.no/dokument/LTI/forskrift/2005-05-27-473> (Lest 23.05.20).
- Lutro, O & Nordgulen, Ø. (2008). *Oslofeltet. Berggrunnskart M 1:250 000 NGU*. Rapport for NGU. Tilgjengelig fra <https://www.ngu.no/upload/Publikasjoner/Kart/B250/Oslofeltet.pdf> (Lest 19.02.20).
- Marr, L.C., Kirchstetter, T.W., Harley, R.A., Miguel, A.H., Hering, S.V. & Hammond, S.K. (1999). Characterization of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in Motor Vehicle Fuels and Exhaust Emissions. *Environmental Science and Technology*, 33 (18): 3091-3099. Tilgjengelig fra: <https://doi.org/10.1021/es981227l>
- Mattilsynet. (2009). *Kalkstatistikk 2009*. Tilgjengelig fra: https://www.mattilsynet.no/planter_og_dyrking/gjodsel_jord_og_dyrkingsmedier/mineralgjodsel_og_kalk/kalkstatistikk_2009.5270/binary/Kalkstatistikk%202009 (Lest 19.06.20).
- Mattilsynet. (2019). *Kalkstatistikk. Omsetning av kalk til jordbruksformål 2017*. Tilgjengelig fra: https://www.mattilsynet.no/planter_og_dyrking/gjodsel_jord_og_dyrkingsmedier/mineralgjodsel_og_kalk/kalkstatistikk_2017.32698/binary/Kalkstatistikk%202017 (Lest 19.06.20).
- McKenzie, E.R., Money, J.E. Green, P.G. & Young, T.M. (2009). Metals associated with stormwater-relevant brake and tire samples. *Science of The Total Environment*, 407 (22): 5855-5860. Tilgjengelig fra: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2009.07.018>
- Meland, S. (2010). *Ecotoxicological Effects of Highway and Tunnel Wash Water Runoff*, Doktorgradsoppgave. Ås: Norges miljø- og biovitenskapelige universitet. Tilgjengelig fra: https://nmbu.brage.unit.no/nmbu-xmlui/bitstream/handle/11250/2431910/2010-25_Sondre%20Meland_%28IMV%29.pdf?sequence=1&isAllowed=y (Lest 14.02.20).
- Meland, S., Borgstrøm, R., Heier, L.S., Rosseland, B.O., Lindholm, O. & Salbu, B. (2010). Chemical and ecological effects of contaminated tunnel wash water runoff to a small Norwegian stream. *Science of The Total Environment*, 408 (19): 4107-4117
- Metrologisk institutt. (2019). *Klima fra 1900 til i dag*. Tilgjengelig fra: <https://www.met.no/vaer-og-klima/klima-klima-siste-150-ar> (Lest 06.05.20)
- Miljødirektoratet. (2016a). Grenseverdier for klassifisering av vann, sediment og biota. Tilgjengelig fra: <https://www.miljodirektoratet.no/globalassets/publikasjoner/M608/M608.pdf> (Lest 05.03.20).
- Miljødirektoratet. (2016b). *POP-er – Persistente organiske miljøgifter*. Tilgjengelig fra: <https://www.miljodirektoratet.no/globalassets/publikasjoner/m571/m571.pdf> (Lest 08.05.20).
- Miljødirektoratet. (2014). Kvalitetssikring av miljøkvalitetsstandards. Tilgjengelig fra: <https://www.miljodirektoratet.no/globalassets/publikasjoner/M241/M241.pdf> (Lest 05.03.20).
- Miljødirektoratet. (u.å). *Moseprogrammet*. Tilgjengelig fra: <https://www.miljodirektoratet.no/om-oss/roller/miljoovervaking/overvakingssystemer/basisovervaking/moseprogrammet/> (Lest 08.05.20).
- Miljødirektoratet. (2019). *Miljøgifter i mose*. Tilgjengelig fra: <https://miljostatus.miljodirektoratet.no/tema/miljogifter/miljogifter-i-mose/> (Lest 08.05.20).
- Monsrud, J. (1999). *Bilen ble allemannseie i 1960*. Statistisk sentralbyrå. Tilgjengelig fra: <https://www.ssb.no/transport-og-reiseliv/artikler-og-publikasjoner/bilen-ble-allemannseie-i-1960> (Lest 22.04.20)

- Nasjonal Vegdatabank. (2020a). *Vegkart*. Tilgjengelig fra: <https://vegkart.atlas.vegvesen.no/#kartlag:geodata/@263600,6624630,11> (Lest 18.06.20).
- Nasjonal Vegdatabank. (2020b). *Vegkart*. Tilgjengelig fra: [https://vegkart-2019.atlas.vegvesen.no/#kartlag:geodata/hva:\(~\(farge:'0_0,id:540'\)\)/@266167,6626869,13/vegobjekt:83258552:40a744:540](https://vegkart-2019.atlas.vegvesen.no/#kartlag:geodata/hva:(~(farge:'0_0,id:540'))/@266167,6626869,13/vegobjekt:83258552:40a744:540) (Lest 22.06.20).
- Nasjonal Vegdatabank. (2020c). *Vegkart*. Tilgjengelig fra: [https://vegkart-2019.atlas.vegvesen.no/#kartlag:geodata/vegreferanse:265462.2809730086:6626261.006656381/hva:\(~\(farge:'0_0,id:540'\)\)/@265985,6626165,13/vegobjekt:237541614:40a744:540](https://vegkart-2019.atlas.vegvesen.no/#kartlag:geodata/vegreferanse:265462.2809730086:6626261.006656381/hva:(~(farge:'0_0,id:540'))/@265985,6626165,13/vegobjekt:237541614:40a744:540) (Lest 22.06.20).
- National Institute of Standards and Technology. (1982). *Standard Reference Material 1646, Estuarine Sediment*. Washington D.C., USA.
- National Research Council Canada. (1990). *BCSS-1, MESS-1, PACS-1, BEST-1. Marine Sediment Reference Materials for Trace Elements and Other Constituents*. Ottawa, Canada.
- National Institute of Standards and Technology. (2009a). *Standard Reference Material 2709a, San Joaquin Soil. Baseline Trace Element Concentrations*. Maryland, USA.
- National Institute of Standards and Technology. (2009b). *Standard Reference Material 2710a, Montana I Soil, Highly Elevated Trace Element Concentrations*. Maryland, USA.
- National Institute of Standards and Technology. (2009c). *Standard Reference Material 2711a, Montana II Soil, Moderately Elevated Trace Element Concentrations*. Maryland, USA.
- National Institute of Standards and Technology. (2016). *Standard Reference Material 2702. Inorganics in Marine Sediments*. Maryland, USA.
- Nelson, D.W. & Sommers, L.E. (1996). *Total Carbon, Organic Carbon, and Organic Matter: Methods of Soil Analysis: Part 3 Chemical Methods* 5.3, s. 961-1010. Madison, Wisconsin, USA: Soil Science Society of America Inc. American Society of Agronomy, Inc.
- NIBIO. (2017a). *Skuterud*. Tilgjengelig fra: <https://www.nibio.no/tema/miljo/jord-og-vannovervaking-i-landbruket/nedborfeltene/skuterud> (Lest 18.02.20).
- NIBIO. (2017b). *Organisk materiale*. Tilgjengelig fra: <https://www.nibio.no/tema/jord/jordkartlegging/jordsmonnkart/organisk-materiale> (Lest 30.06.20).
- NIBIO. (2017c). *Jordbruksareal*. Tilgjengelig fra: <https://www.nibio.no/tema/jord/arealressurser/arealressurskart-ar5/jordbruksareal> (Lest 06.05.20).
- NIBIO. (2020). *Kilden*. Tilgjengelig fra: https://kilden.nibio.no/?X=6624786.10&Y=264614.91&zoom=8.21521781356157&lang=nb&topic=jordsmonn&bgLayer=gratone_cache&layers_opacity=0.75,0.75,0.75,0.75&layers=jm_dekning,basis_utvalgte_veger,basis_utvalgte_bygg,jm_organisk_plogsjikt (Lest 05.05.20).
- Novotny, E.V., Murphy, D. & Stefan, H.G. (2008). Increase of urban lake salinity by road deicing salt. *Science of The Total Environment*, 406 (1-2): 131-144. Tilgjengelig fra: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2008.07.037>
- NGU. (2020a). *Nasjonal løsmassedatabase*. Tilgjengelig fra http://geo.ngu.no/kart/losmasse_mobil/ (Lest 19.02.20).
- NGU. (2020b). *Berggrun – Nasjonal berggrunnsdatabase*. Tilgjengelig fra: http://geo.ngu.no/kart/berggrunn_mobil/?map=Berggrunn.N250&extent=254905,6620140,273615,6628789 (Lest 14.05.20).
- NGU. (2015). *Nytt datasett: Marin grense*. Tilgjengelig fra <https://www.ngu.no/nyheter/nytt-datasett-marin-grense> (Lest 20.02.20).
- NGU. (2019). *Overvann*. Tilgjengelig fra: <https://www.ngu.no/fagomrade/overvann> (Lest 28.06.20)
- NVE. (2020). *NEVINA Nedbør-Vannføring-Indeks-Analyse*. Tilgjengelig fra <http://nevina.nve.no/> (Lest 19.02.20).
- Opher, T. & Friedler, E.(2010). Factors affecting highway runoff quality. *Urban Water Journal*, 7 (3): 155-172. DOI: 10.1080/15730621003782339
- Opplysningsvesenetsvesen. (2020). *Kart*. Tilgjengelig fra: <https://kart.1881.no/?query=%C3%B8stensi%C3%B8vannet,%20%C3%A5s> (Lest 30.06.20).
- Piguet, P. (2007). *Road runoff over the shoulder diffuse infiltration. Real-scale experimentation and optimization*. Doktorgradsoppgave. Lausanne: École Polytechnique Fédérale de Lausanne.

- Tilgjengelig fra: https://infoscience.epfl.ch/record/104949/files/EPFL_TH3858.pdf (Lest 25.05.20).
- Playle, R.C. (1998). Modelling metal interactions at fish gills. *The Science of the Total Environment*, 219(2-3): 147-163. Tilgjengelig fra: [https://doi.org/10.1016/S0048-9697\(98\)00232-0](https://doi.org/10.1016/S0048-9697(98)00232-0)
- PURA. (2019a). *Årsrapport 2018 PURA: Vannområdet Bunnefjorden med Årungen- og Gjersjøvassdraget*. Årsrapport for PURA 2018. Tilgjengelig fra https://pura.no/wp-content/uploads/2019/09/langversjon-aarsrapport-2018_ENDELIG-fra-NIVA_20190911.pdf. (Lest 18.02.20)
- PURA. (2019b). *Erosjonsreduserende tiltak i Skibekken*. Tilgjengelig fra: <https://pura.no/2018/11/08/prosjekt-med-utbedring-og-sikring-av-skibekken/> (Lest 18.02.20)
- PURA. (2009). *Faktaark Østensjøvann*. Tilgjengelig fra: https://pura.no/wp-content/uploads/2013/02/faktaark_015_%C3%98stensj%C3%B8vann.pdf.pdf (Lest 25.04.20)
- PURA. (2020). *Skuterud, JOVA*. Tilgjengelig fra: https://pura.no/wp-content/uploads/2020/02/pura_pres_NIBIO_Johannes-Deelstra-20200225.pdf (Lest 06.05.20)
- Rabben, L.M. (2015). *Avrenning av kobber (Cu) og potensiell påvirkning på primærprodusenter i et vassdrag med betydelig vegavrenning*. Masteroppgave. Ås: Norges miljø- og biovitenskapelige universitet. Tilgjengelig fra: <https://nmbu.brage.unit.no/nmbu-xmlui/handle/11250/295780> (Lest 02.06.20).
- Ramakrishna, D.M. & Viraraghavan, T. (2005). Environmental Impact of Chemical Deicers – A Review. *Water, Air and Soil Pollution*, 166: 49-63. Tilgjengelig fra: <https://doi.org/10.1007/s11270-005-8265-9>
- Rasmussen, G., Roseth, R. & Mæhlum, T. (2003). *Overvann fra veier og urbane områder – en oversikt over sammensetning og erfaring med naturbaserte rensetiltak*. Rapport av Jordforsk 28/02 for Lørenskog kommune.
- Ravindra, K., Sokhi, R. & Grieken, R.V. (2008). Atmospheric polycyclic aromatic hydrocarbons: Source attribution, emission factors and regulation. *Atmospheric Environment*, 42 (13): 2895-2921. Tilgjengelig fra: <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2007.12.010>
- Renberg, I., Persson, M. & Emteryd, O. (1994). Pre-industrial atmospheric lead contamination detected in Swedish lake sediments, *Nature*, 368: 323-326
- Riise, G., Krogstad, T. & Rohrlack, T. (2013). *Årungen trofiutvikling og eksponering for miljøgifter. Endringer med tiden studert ved sedimentanalyser*. Rapport for PURA og Fylkesmannen i Oslo og Akershus. Tilgjengelig fra: https://pura.no/wp-content/uploads/2015/06/Microsoft-Word-%C3%85rungen-trofiutvikling-og-eksponering-for-milj%C3%B8gifter_studert-ved-sedimenter.pdf (Lest 30.06.20).
- Riise, G., Salbu, B., Vogt, R.D., Rannekleiv, S.B. & Mykkelbost, T.C. (1994). Mobility of humic substances, major and minor elements in lake Skjervatjern and its catchment area. *Environment International*, 20(3): 287-298. Tilgjengelig fra: [https://doi.org/10.1016/0160-4120\(94\)90112-0](https://doi.org/10.1016/0160-4120(94)90112-0)
- Rognerud, S. & Fjeld, E. (2001). Trace Element Contamination of Norwegian Lake Sediments, *AMBIO*, 30(1): 11-19. Tilgjengelig fra: <https://doi.org/10.1579/0044-7447-30.1.11>
- Rognerud, S., Fjeld, E. & Løvik, J.E. (1999). *Landsomfattende undersøkelse av metaller i innsjøsedimenter*. Rapport av NIVA for SFT. Tilgjengelig fra: https://niva.brage.unit.no/niva-xmlui/bitstream/handle/11250/210321/4024_200dpi.pdf?sequence=1&isAllowed=y (Lest 16.05.20)
- Samferdselsdepartementet. (1998). *Miljøhandlingsplan for samferdselssektoren 1998*. Tilgjengelig fra: https://www.regjeringen.no/no/dokumenter/miljohandlingsplan-for-samferdselssektor/id101958/#P624_79246 (Lest 04.05.20).
- Sansalone, J.J. & Buchberger, S.C. (1996). Characterization of metals and solids in urban highway winter snow and spring rainfall-runoff. *Transport Research Record*, 1523 (1): 147-159
- Schlaepfer, D., Hugli, C. & Zysset, A. (1996). Gewässerschutzmassnahmen beim Strassenbau. Basler and Partner AG, OFEFP, Schriftreihe Umwelt no. 263.
- Schmitt, D., Saravia, F., Frimmel, F.H. & Schuessler, W. (2003). NOM-facilitated transport of metal ions in aquifers: importance of complex-dissociation kinetics and colloid formation. *Water Research*, 37 (15): 3541-3550. Tilgjengelig fra: [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(01\)00525-5](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(01)00525-5)
- Sigma-Aldrich RTC, Inc. (2011). *Trace Metals – Sandy Loam 8. CRM025-50G*. USA.

- Ski kommune. (2010). *Hovedplan vann og avløp 2011-2021 Ski kommune*. Tilgjengelig fra: <https://www.nordrefollo.kommune.no/globalassets/nordre-follo/tjenester/vann-og-avlop/dokumenter/planer/hovedplan-va-red-v-04092012.pdf> (Lest 18.06.20).
- Skjelkvåle, B.L., Christensen, G. N., Røyset, O., Rognerud, S. og Fjeld, E. (2008a). *Nasjonal, 2004-2006, Del 2: Sedimenter. Forurensning av metaller, PAH og PCB*. Rapport av NIVA for SFT. Tilgjengelig fra: https://niva.brage.unit.no/niva-xmlui/bitstream/handle/11250/213956/5549-2008_72dpi.pdf?sequence=1&isAllowed=y (Lest 03.06.20)
- Skjelkvåle, B.L., Rognerud, S., Fjeld, E., Christensen, E. & Røyset, O. (2008b). *Nasjonal innsjøundersøkelse 2004-2006, Del 1: Vannkjemi. Status for forsurening, næringssalter og metaller*. Rapport av NIVA for SFT. Tilgjengelig fra: https://niva.brage.unit.no/niva-xmlui/bitstream/handle/11250/213953/5548-2008_72dpi.pdf?sequence=1&isAllowed=y (Lest 30.05.20).
- Skjelkvåle, B.L., Schartau, A.K., Sjøeng, A.M.S., Fjellheim, A., Walseng, B., Halvorsen, G.A., Halvorsen, G., Skancke, L., Saksgård, R., Solberg, S., Høgåsen, T., Hestehagen, T. & Aas, W. (2009). *Overvåking av langtransportert forurenset luft og nedbør*. Rapport av NIVA for SFT. Tilgjengelig fra: <https://niva.brage.unit.no/niva-xmlui/handle/11250/214646> (Lest 25.04.20)
- Skjelkvåle, B.L., Steinnes, E., Berg, T. & Fjeld, E. (2003). *Relativ betydning av nasjonale metallutslipp i forhold til avsetning fra atmosfærisk langtransport og naturlige kilder*, Rapport av NILU for SFT. Tilgjengelig fra: <https://www.miljodirektoratet.no/globalassets/publikasjoner/klif2/publikasjoner/overvaking/1950/ta1950.pdf> (Lest 03.06.20)
- Skjelkvåle, B.L., Andersen, T., Fjeld, E., Mannio, J., Wilander, A., Johansson, K., Jensen, J.P. & Moiseenko, T. (2001). Heavy Metal Surveys in Nordic Lakes; Concentrations, Geographic Patterns and Relation to Critical Limits. *AMBIO*, 30(1): 2-10. Tilgjengelig fra: <https://doi.org/10.1579/0044-7447-30.1.2>
- Skjelkvåle, B.L., Mannio, J., Wilander, A., Johansson, K., Jensen, J.P., Fjeld, E., Andersen, T., Vuorenmaa, J. & Røyset, O. (1999). *Heavy metal surveys in Nordic lakes harmonised data for regional assessment of critical limits*. Rapport av NIVA for Nordic Council of Ministers. Tilgjengelig fra: <https://niva.brage.unit.no/niva-xmlui/handle/11250/210362> (Lest 02.06.20).
- Skjelkvåle, B.L., Steinnes, E., Rognerud, S., Fjeld, E., Berg, T. & Røyset, O. (2006). *Trace metals in Norwegian surface waters, soils, and lake sediments – relation to atmospheric deposition*. Rapport av NIVA for Norges forskningsråd. Tilgjengelig fra: <https://niva.brage.unit.no/niva-xmlui/handle/11250/213255> (Lest 21.06.20).
- Skovgaard, H., Åstebøl, S.O. & Løvstad, Ø. (2011). *Innsjørestaurering i Østensjøvann. PURA – vannområde Bunnefjorden med Årungen- og Gjersjøvassdraget*. Rapport for PURA av COWI AS. Tilgjengelig fra https://pura.no/wp-content/uploads/2013/02/Sluttrapport_innsj%C3%B8restaurering_%C3%98stensj%C3%B8vann_juni_2011.pdf (Lest 25.04.20).
- Skrutvold, J., Nytrø, T., Vikheim, V. & Johansen, Ø. (2020). *Utbygging av Follobanen. Overvåking av vannkvalitet. Årsrapport 2019*. Tilgjengelig fra: <https://nibio.brage.unit.no/nibio-xmlui/handle/11250/2650354> (Lest 27.05.20).
- Smol, J.P. (2008). *Pollution of lakes and rivers. A paleoenvironmental perspective*. 2. utg. Malden, Massachusetts, USA: Blackwell Publishing Ltd.
- Snilsberg, B. (2008). *Pavement wear and airborne dust pollution in Norway: characterization of the physical and chemical properties of dust particles*. Doktorgradsoppgave. Trondheim: Norges teknisk-naturvitenskapelige universitet. Tilgjengelig fra: <https://ntnuopen.ntnu.no/ntnu-xmlui/handle/11250/235839> (Lest 27.02.20)
- Snilsberg, P., Roseth, R. & Amundsen, C. E. (2003). *Naturbaserte behandlingsanlegg for vegavrennning – undersøkelse av rensegrad og anleggsfunksjon for tre anlegg langs ny E6 Korsegården-Vassum i Ås kommune i 2000 og 20001*. Rapport fra Jordforsk for Follo trafikkstasjon, Strategisk instituttprogram og Statens Vegvesen. Tilgjengelig fra: <https://vegvesen.brage.unit.no/vegvesen-xmlui/bitstream/handle/11250/191124/Jordforsk%20rapport%2013-02.pdf?sequence=1> (Lest 10.03.20).

- Snuggerud, T. (2013). *Miljøstatus i Årungen studert ved Cs-137 datering og sedimentanalyser av karbon, nitrogen, fosfor, svovel, kobber, jern, mangan, sink og bly*. Mastergradsoppgave. Ås: Universitetet for miljø- og biovitenskap.
- Statens vegvesen. (2019a). 9 Retvet- Vinterbro (16 km). Tilgjengelig fra: <https://www.vegvesen.no/vegprosjekter/el8orjevinterbro/Retvet-Vinterbro> (Lest 15.02.20)
- Statens vegvesen. (2019b). *Hvor mye salt brukes i Norge?* Tilgjengelig fra: <https://www.vegvesen.no/fag/veg+og+gate/drift+og+vedlikehold/Vinterdrift/salting/sporsmal-og-svar/hvor-mye-salt> (Lest 16.03.20)
- Statens vegvesen. (2009). *Miljøstrategi for Statens vegvesen Region sør*. Rapport for Statens vegvesen Region sør. Tilgjengelig fra: <https://www.vegvesen.no/attachment/110942> (Lest 14.02.20).
- Statens vegvesen. (2013). *Miljø*. Tilgjengelig fra: <https://www.vegvesen.no/fag/fokusomrader/miljo+og+omgivelser> (Lest 14.02.20)
- Statens vegvesen. (2016a). *Vannforurensning*. Tilgjengelig fra: <https://www.vegvesen.no/fag/fokusomrader/miljo+og+omgivelser/forurensning/vann> (Lest 05.03.20).
- Statens vegvesen. (2016b). Reguleringsplan planbeskrivelse Ås kommune E18 Retvet-Vinterbro. Rapport av Asplan Viak AS for Statens vegvesen. Tilgjengelig fra: https://www.vegvesen.no/attachment/1182406/binary/1090452?fast_title=Rapport+-+Planbeskrivelse+-+%C3%85s+kommune+-+Reguleringsplanforslag+E18+Retvet-Vinterbro+2016.pdf (Lest 30.06.20).
- Statens vegvesen. (2018). *Finnes det alternativer til salt?* Tilgjengelig fra: <https://www.vegvesen.no/fag/veg+og+gate/drift+og+vedlikehold/Vinterdrift/salting/sporsmal-og-svar/alternativer-til-salt> (Lest 16.03.20).
- Statens vegvesen. (2007). Salting av veger. En kunnskapsoversikt. Rapport av SINTEF for Statens vegvesen. Tilgjengelig fra: <https://www.vegvesen.no/attachment/70107/binary/35099> (Lest 23.05.20).
- Statistisk sentralbyrå. (2000). *Offentlig veier. 1840-1999. km*. Digitaliserte publikasjoner, Statistisk årbok 2000, figur 4. Tilgjengelig fra: <https://www.ssb.no/a/histstat/aarbok/hf-101220-411.html> (Lest 22.04.20).
- Statistisk sentralbyrå. (2019). *Fakta om bil og transport*. Tilgjengelig fra: <https://www.ssb.no/transport-og-reiseliv/faktaside/bil-og-transport> (Lest 22.04.20).
- Steinnes, E., Uggerud, H.T., Pfaffhuber, K.A. & Berg, T. (2016). *Atmospheric deposition of heavy metals in Norway. National moss survey 2015*, Rapport av NILU for Miljødirektoratet. Tilgjengelig fra: <https://ntnuopen.ntnu.no/ntnu-xmlui/handle/11250/2465001> (Lest 03.06.20).
- Steinnes, E. Berg, T., Uggerud, H.T. & Pfaffhuber, K.A. (2011). *Atmosfærisk nedfall av tungmetaller i Norge. Landsomfattende undersøkelse i 2010*. Rapport av NTNU for Klima- og forurensningsdirektoratet. Tilgjengelig fra: <https://www.miljodirektoratet.no/globalassets/publikasjoner/klif2/publikasjoner/2859/ta2859.pdf> (Lest 03.06.20).
- Sternbeck, J., Sjödin, Å. & Andréasson, K. (2002). Metal emissions from road traffic and the influence of resuspension – results from two tunnel studies. *Atmospheric Environment*, 36 (30): 4735-4744. Tilgjengelig fra: [https://doi.org/10.1016/S1352-2310\(02\)00561-7](https://doi.org/10.1016/S1352-2310(02)00561-7)
- Storhaug, R. & Åstebøl, S.O. (2015). *Avrenning av miljøgifter fra tette flater – Litteraturstudium*. Rapport for Fagrådet for vann- og avløpsteknisk samarbeid i indre Oslofjord. Tilgjengelig fra: <http://www.indre-oslofjord.no/uploads/RapportO-14073Avrenningavmiljgifterfratetteflater.pdf> (Lest 27.02.2020)
- Store norske leksikon (SNL). (2018). *Den delvise prøvestanseavtalen av 1963*. Tilgjengelig fra: https://snl.no/Den_delvise_pr%C3%B8vestanseavtalen_av_1963 (Lest 09.06.20).
- Taylor, K.G. & Robertson, D.J. (2009). Electron microbeam analysis of urban road-deposited sediment, Manchester, UK: Improved source discrimination and metal speciation assessment. *Applied Geochemistry*, 24 (7): 1261-1269. Tilgjengelig fra: <https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2009.03.011>
- Thorpe, A. & Harrison, R.M. (2008). Sources and properties of non-exhaust particulate matter from road traffic: A review. *Science of The Total Environment*, 400 (1-3): 270-282. Tilgjengelig fra: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2008.06.007>

- Uhlen, A.K., Børresen, T., Deelstra, J., Krogstad, T., Waalen, W., Strand, E., Bleken, M.A., Seehusen, T., Kværnø, S., Sundgren, T., Lillemo, M., Riley, H., Abrahamsen, U. & Øygarden, L. (2017). *Økt kornproduksjon gjennom forbedret agronomisk praksis. En vurdering av agronomiske tiltak som kan bidra til avlingsøkninger i kornproduksjonen*. Rapport av NIBIO for Norges Forskningsråd. Tilgjengelig fra: https://nibio.brage.unit.no/nibio-xmlui/bitstream/handle/11250/2446421/NIBIO_RAPPORT_2017_3_87.pdf?sequence=1&isAllowed=y (Lest 19.06.20).
- van Hassel, J.H., Ney, J.J. & Garlinger Jr, D.L. (1980). Heavy Metals in a Stream Ecosystem at Sites near Highways, *Transactions of the American Fisheries Society*, 109 (6): 636-643
- vanLoon, G.W. & Duffy, S.J. (2017). *Environmental Chemistry. A Global Perspective*. 4. utg. Oxford, UK: Oxford University Press.
- Vannportalen. (2019a). *Vanndirektivet*. Miljødirektoratet. Tilgjengelig fra: <https://www.vannportalen.no/regelverk/vanndirektivet/> (Lest 05.03.20).
- Vannportalen. (2019b). *Vannforskriften*. Miljødirektoratet. Tilgjengelig fra: <https://www.vannportalen.no/regelverk/vannforskriften/> (Lest 05.03.20).
- Viklander, M., Marsalek, J., Malmquist, P.-A. & Watt, W.E. (2003). Urban drainage and highway runoff in cold climates: conference overview. *Water Science and Technology*, 48 (9): 1-10. Tilgjengelig fra: <https://doi.org/10.2166/wst.2003.0479>
- Walker, C.H., Sibly, R.M., Hopkin, S.P. & Peakall, D.B. (2012). *Principles of Ecotoxicology*. 4. utg. Boca Raton, Florida, USA: CRC Press Taylor & Francis Group.
- Wang, J., Jia, C.R. Wong, C.K. & Wong, P.K. (2000). Characterization of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons Created in Lubricating Oils. *Water, Air and Soil Pollution*, 120: 381-396. Tilgjengelig fra: <https://doi.org/10.1023/A:1005251618062>
- Wang, Y.-F., Huanf, K.-L., Li, C.-T., Mi, H.-H., Luo, J.-H. & Tsai, P.-J. (2003). Emissions of fuel metals content from a diesel vehicle engine. *Atmospheric Environment*, 37 (33): 4637-4643. Tilgjengelig fra: <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2003.07.007>
- Weckwerth, G. (2001). Verification of traffic emitted aerosol components in the ambient air of Cologne (Germany). *Atmospheric Environment*, 35 (32): 5525-5536. Tilgjengelig fra: [https://doi.org/10.1016/S1352-2310\(01\)00234-5](https://doi.org/10.1016/S1352-2310(01)00234-5)
- Westerlund, C. & Viklander, M. (2006). Particles and associated metals in road runoff during snowmelt and rainfall. *Science of the Total Environment*, 362 (1-3): <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2005.06.031>
- Whiteley, J.D. & Murray, F. (2005). Autocatalyst-derived platinum, palladium and rhodium (PGE) in infiltration basin and wetland sediments receiving urban runoff. *Science of The Total Environment*, 341 (1-3): 199-209. Tilgjengelig fra: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2004.09.030>
- Ås kommune. (2001). *Hovedplan for avløp og vannmiljø 2001-2012*. <https://www.as.kommune.no/getfile.php/1113282.746.vqqdepsduc/Hovedplan+for+avl%C3%B8p+og+vannmilj%C3%B8.doc.as.pdf> (Lest 25.04.20).

Vedlegg 1: Beregning av sedimentasjonshastighet og tidsperiode

Sedimentlagene ble datert ved å beregne den gjennomsnittlige akkumuleringsraten fra 1986 til 2019. Det blir brukt samme sedimentasjonshastighet for perioden før 1986. Analyse av ^{137}Cs i sedimentprøvene tydet på at 1986-toppen lå i sjikt 30, det vil si ved en dybde på 30 cm. Gjennomsnittlig sedimentasjonshastighet ble beregnet på følgende måte:

$$(4) \text{ Avsetning per år} = \frac{\text{Dybde sedimentsjik for 1986}}{\text{Tid siden 1986}}$$

Tid siden 1986 (per august 2019) = 33 år

Topp for 1986 = 30 cm

$$(5) \text{ Avsetning per år} = \frac{30 \text{ cm}}{33 \text{ år}}$$

$$(6) \text{ Avsetning per år} \approx \underline{0,91 \text{ cm/år}}$$

$$(7) \text{ Totaltid sedimentsøylen dekker ved konstant sedimentasjonshastighet} = \frac{64 \text{ cm}}{0,91 \frac{\text{cm}}{\text{år}}}$$

$$(8) \text{ Totaltid sedimentsøylen dekker ved konstant sedimentasjonshastighet} = \underline{70 \text{ år}}$$

Det vil si at sedimentsøylen dekker en omtrentlig tidsperiode fra 1949 til 2019.

Vedlegg 2: Oversikt over sertifiserte referansematerialer

Analyse av sertifiserte referansematerialer (CRM) ble brukt som et mål på nøyaktighet, og brukt som basis for utregning av BIAS slik at en metodesammenligning med hensyn på riktighet kunne utføres. **Tabell V1** under viser hvilke CRM som ble benyttet ved de forskjellige dekomponeringsmetodene.

Tabell V1. Oversikt over hvilke sertifiserte referansematerialer som ble benyttet ved de tre forskjellige dekomponeringene med henvisning til kilden for sertifikatet for hver CRM.

Dekomponering	CRM	Sertifikat
Dekomponering 1: HNO_3 , H_3PO_4 og HBF_4 og dekomponering 3: HNO_3	River Sediment, Certified Reference Material LGC76187	(LGC Group, 2009)
	Standard Reference Material 1646 Estuarine Sediment	(National Institute of Standards and Technology, 1982)
	BCSS-1, MESS-1, PACS-1, BEST-1. Marine Sediment Reference Materials for Trace Elements and Other Constituents	(National Research Council Canada, 1990).
	Standard Reference Material 2702. Inorganics in Marine Sediments	(National Institute of Standards and technology, 2016).
	Trace Metals – Sandy Loam 8. CRM025-50G	(Sigma-Aldrich RTC, Inc., 2011)
	NCS ZC 73007 Soil	(China National Analysis Center for Iron and Steel, 2003).
	NCS DC 73325	(China National Analysis Center for Iron and Steel, 2004).
	Standard Reference Material 2709a, San Joaquin Soil.	(National Institute of Standards and Technology, 2009a)
	Standard Reference Material 2710a, Montana I Soil.	(National Institute of Standards and Technology, 2009b)
	Standard Reference Material 2711a, Montana II Soil.	(National Institute of Standards and Technology, 2009c)
Dekomponering 2: HNO_3 og HF	NCS DC 73325	(China National Analysis Center for Iron and Steel, 2004).
	Standard Reference Material 1646 Estuarine Sediment	(National Institute of Standards and Technology, 1982)
	BCSS-1, MESS-1, PACS-1, BEST-1. Marine Sediment Reference Materials for Trace Elements and Other Constituents	(National Research Council Canada, 1990).
	Standard Reference Material 2709a, San Joaquin Soil.	(National Institute of Standards and Technology, 2009a)
	NCS ZC 73007 Soil	(China National Analysis Center for Iron and Steel, 2003).

Vedlegg 3: Gassmodus og masseskift ved ICP-MS og analyselinjer ved ICP-OES

Etter dekomponering med de respektive syreblandingene ble prøvene analysert med ICP-MS (alle dekomponeringene). I tillegg ble prøvene dekomponert med syreblanding HNO₃, H₃PO₄ og HBF₄ analysert med bruk av ICP-OES for enkelte grunnstoff. **Tabell V2** viser hvilke analyselinjer som ble benyttet ved analyse med ICP-OES for prøver dekomponert med syreblanding HNO₃, H₃PO₄ og HBF₄, og hvilke gassmodus og eventuelle masseskift som ble benyttet ved analyse med ICP-MS for alle de tre metodene.

Tabell V2. Oversikt over hvilke gassmodus og masseskift som ble benyttet ved analyse med ICP-MS for alle tre metodene, og oversikt over hvilke analyselinjer som ble benyttet ved analyse med ICP-OES for enkelte grunnstoff i prøver dekomponert med syreblanding HNO₃, H₃PO₄ og HBF₄.

Grunnstoff	Analyse etter dekomponering med HNO ₃ , H ₃ PO ₄ og HBF ₄		Analyse etter dekomponering med HNO ₃ og HF	Analyse etter dekomponering med HNO ₃
	ICP-MS gassmodus og masseskift	ICP-OES analyselinje i nm	ICP-MS gassmodus og masseskift	ICP-MS gassmodus og masseskift
Li	7 → 7 (No Gas)		7 → 7 (No Gas)	7 → 7 (No Gas)
Be	9 → 9 (No Gas)		9 → 9 (No Gas)	9 → 9 (No Gas)
Na		589.592	23 → 23 (He)	23 → 23 (He)
Mg		285.213	25 → 25 (He)	24 → 24 (He)
Al		237.312	27 → 27 (He)	27 → 27 (He)
S	32 → 48 (O ₂)		32 → 48 (O ₂)	32 → 48 (O ₂)
K	39 → 39 (He)		39 → 39 (He)	39 → 39 (He)
Ca		317.933	44 → 60 (O ₂)	44 → 60 (O ₂)
Sc	45 → 130 (NH ₃)		45 → 61 (O ₂)	45 → 130 (NH ₃)
Ti	47 → 63 (O ₂)		47 → 63 (O ₂)	47 → 63 (O ₂)
V	51 → 67 (O ₂)		51 → 67 (O ₂)	51 → 67 (O ₂)
Cr	52 → 52 (He)	267.716	52 → 52 (He)	52 → 52 (He)
Mn		257.610	55 → 55 (He)	55 → 55 (He)
Fe		238.204	56 → 56 (He)	57 → 57 (He)
Co	59 → 59 (NH ₃)		59 → 59 (O ₂)	59 → 59 (NH ₃)
Ni	60 → 60 (NH ₃)		60 → 60 (He)	60 → 60 (NH ₃)
Cu	63 → 63 (NH ₃)		65 → 65 (He)	65 → 65 (NH ₃)
Zn	64 → 64 (NH ₃)		66 → 66 (He)	66 → 66 (NH ₃)
Ga	71 → 71 (NH ₃)		71 → 71 (O ₂)	71 → 71 (NH ₃)
Ge	72 → 88 (O ₂)		72 → 88 (O ₂)	72 → 88 (O ₂)
As	75 → 91 (O ₂)		75 → 91(O ₂)	75 → 91 (O ₂)
Rb	85 → 85 (NH ₃)		85 → 85 (He)	85 → 85 (NH ₃)
Sr		407.771	88 → 104 (O ₂)	88 → 104 (O ₂)
Y	89 → 89 (He)		89 → 105 (O ₂)	89 → 191 (NH ₃)

Zr	90 → 90 (NH ₃)		90 → 106 (O ₂)	90 → 90 (NH ₃)
Mo	95 → 95 (NH ₃)		95 → 127 (O ₂)	95 → 95 (NH ₃)
Ag	107 → 107 (NH ₃)		109 → 109 (O ₂)	107 → 107 (NH ₃)
Cd	111 → 111 (NH ₃)		111 → 111 (O ₂)	111 → 111 (NH ₃)
In	115 → 115 (O ₂)		115 → 115 (O ₂)	115 → 115 (O ₂)
Sn	118 → 118 (O ₂)		118 → 118 (O ₂)	118 → 118 (NH ₃)
Sb	121 → 121 (O ₂)		121 → 137 (O ₂)	121 → 121 (NH ₃)
Cs	133 → 133 (NH ₃)		133 → 133 (No gas)	133 → 133 (NH ₃)
Ba		233.527	135 → 135 (O ₂)	137 → 153 (O ₂)
La	139 → 155 (O ₂)		139 → 139 (NH ₃)	139 → 155 (O ₂)
Ce	140 → 156 (O ₂)		140 → 156 (O ₂)	140 → 140 (NH ₃)
Pr	141 → 157 (O ₂)		141 → 157 (O ₂)	141 → 157 (O ₂)
Nd	143 → 159 (O ₂)		146 → 162 (O ₂)	143 → 159 (O ₂)
Sm	147 → 163 (O ₂)		147 → 163 (O ₂)	147 → 163 (O ₂)
Eu	151 → 167 (O ₂)		151 → 167 (O ₂)	153 → 153 (NH ₃)
Gd	157 → 173 (O ₂)		157 → 173 (O ₂)	155 → 171 (O ₂)
Tb	159 → 175 (O ₂)		159 → 175 (O ₂)	159 → 159 (NH ₃)
Dy	163 → 179 (O ₂)		163 → 179 (O ₂)	163 → 179 (O ₂)
Ho	165 → 181 (O ₂)		165 → 181 (O ₂)	165 → 181 (O ₂)
Er	166 → 182 (O ₂)		166 → 182 (O ₂)	166 → 182 (O ₂)
Tm	169 → 185 (O ₂)		169 → 185 (O ₂)	169 → 185 (O ₂)
Yb	172 → 172 (O ₂)		172 → 172 (O ₂)	172 → 172 (O ₂)
Lu	175 → 175 (NH ₃)		175 → 191 (O ₂)	175 → 175 (NH ₃)
Hf	178 → 194 (O ₂)		178 → 194 (O ₂)	177 → 193 (O ₂)
Ta	181 → 213 (O ₂)		181 → 213 (O ₂)	181 → 213 (O ₂)
W	182 → 214 (O ₂)		182 → 214 (O ₂)	182 → 214 (O ₂)
Hg	202 → 202 (O ₂)		202 → 202 (O ₂)	202 → 202 (O ₂)
Tl	205 → 205 (NH ₃)		205 → 205 (O ₂)	205 → 205 (NH ₃)
Pb	208 → 208 (NH ₃)		208 → 208 (No Gas)	208 → 208 (NH ₃)
Bi	209 → 209 (O ₂)		209 → 209 (No Gas)	209 → 209 (No Gas)
U	238 → 238 (NH ₃)		238 → 238 (NH ₃)	238 → 238 (NH ₃)

Vedlegg 4: Paret t-test

For å undersøke om det var en signifikant økning, 5 % signifikansnivå, i metallkonsentrasjonen i overflatesedimentene kontra referansesjiktet, ble en paret t-test med de fem øverste sedimentlagene og de fem nederste sedimentlagene gjennomført. Det valgte toppsjiktet av sedimentsøylen representerer anslagsvis tidsperioden 2015 – 2019, og bunnsjiktet representerer anslagsvis perioden 1949 – 1953. **Tabell V3** viser resultatet fra paret t-test fra programmet R med T-verdi, p-verdi og 95 % konfidensintervall (KI) for de utvalgte grunnstoffene. T-testene ble gjennomført med variabel 1: metallakkumulering i 2015 – 2019 (X) og variabel 2: metallakkumulering i 1949 – 1953 (Y) for hypotesene H_0 : Det er ingen forskjell mellom forventet akkumulering av metaller i perioden 2015 – 2019 og perioden 1949 – 1953. $\mu_D = 0$ ($\mu_X = \mu_Y$) og H_1 : Forventet akkumulering av metaller i perioden 2015 – 2019 er større enn i perioden 1949 – 1953. $\mu_D > 0$ ($\mu_X > \mu_Y$). H_0 forkastes og det hevdes at akkumuleringen er større for perioden 2015 – 2019 enn perioden 1949 – 1953 dersom $T > t_{\alpha, df}$ det vil si $T > t_{0,05, 4}$ som vil si $T > 2,132$.

Tabell V3. Resultater fra statistikkanalyse i programmet R. Paret t-test med variabel 1: metallakkumulering i 2015 – 2019 (X) og variabel 2: metallakkumulering i 1949 – 1953 (Y). Utklippene fra R viser T-verdi, p-verdi og 95 % KI for de utvalgte grunnstoffene. Tabellen viser i tillegg om H_0 kunne forkastes eller måtte beholdes. For å kunne forkaste H_0 måtte $T > 2,132$.

Stoff	Resultat fra paret t-test	Forkaste H_0
Ag	<pre>> t_test(Akkumulering_20Ag.2019.2015, Akkumulering_20Ag.1949.1953, alternative='greater', mu=0.0, conf.level=.95, paired=TRUE) Paired t-test data: Akkumulering_20Ag.2019.2015 and Akkumulering_20Ag.1949.1953 t = 2.9936, df = 4, p-value = 0.0201 alternative hypothesis: true difference in means is greater than 0 95 percent confidence interval: 0.02705865 Inf sample estimates: mean of the differences std.dev. of the differences 0.09400000 0.07021396</pre>	X
Pb	<pre>> t_test(Akkumulering_20Pb.2019.2015, Akkumulering_20Pb.1949.1953, alternative='greater', mu=0.0, conf.level=.95, paired=TRUE) Paired t-test data: Akkumulering_20Pb.2019.2015 and Akkumulering_20Pb.1949.1953 t = -3.5386, df = 4, p-value = 0.988 alternative hypothesis: true difference in means is greater than 0 95 percent confidence interval: -3.845889 Inf sample estimates: mean of the differences std.dev. of the differences -2.400000 1.516575</pre>	
Cd	<pre>> t_test(Akkumulering_20Cd.2019.2015, Akkumulering_20Cd.1949.1953, alternative='greater', mu=0.0, conf.level=.95, paired=TRUE) Paired t-test data: Akkumulering_20Cd.2019.2015 and Akkumulering_20Cd.1949.1953 t = 19.553, df = 4, p-value = 0.00002017 alternative hypothesis: true difference in means is greater than 0 95 percent confidence interval: 0.3670792 Inf sample estimates: mean of the differences std.dev. of the differences 0.41200000 0.04711688</pre>	X

Cu	<pre>> t_test(Akkumulering_20Cu.2019.2015, Akkumulering_20Cu.1949.1953, alternative='greater', mu=0.0, conf.level=.95, paired=TRUE) Paired t-test data: Akkumulering_20Cu.2019.2015 and Akkumulering_20Cu.1949.1953 t = 25.924, df = 4, p-value = 0.000006576 alternative hypothesis: true difference in means is greater than 0 95 percent confidence interval: 17.80467 Inf sample estimates: mean of the differences std.dev. of the differences 19.40000 1.67332</pre>	X
Cr	<pre>> t_test(Akkumulering_20Cr.2019.2015, Akkumulering_20Cr.1949.1953, alternative='greater', mu=0.0, conf.level=.95, paired=TRUE) Paired t-test data: Akkumulering_20Cr.2019.2015 and Akkumulering_20Cr.1949.1953 t = 0.97049, df = 4, p-value = 0.1934 alternative hypothesis: true difference in means is greater than 0 95 percent confidence interval: -2.153987 Inf sample estimates: mean of the differences std.dev. of the differences 1.800000 4.147288</pre>	
Zn	<pre>> t_test(Akkumulering_20Zn.2019.2015, Akkumulering_20Zn.1949.1953, alternative='greater', mu=0.0, conf.level=.95, paired=TRUE) Paired t-test data: Akkumulering_20Zn.2019.2015 and Akkumulering_20Zn.1949.1953 t = 14.513, df = 4, p-value = 0.00006554 alternative hypothesis: true difference in means is greater than 0 95 percent confidence interval: 63.12967 Inf sample estimates: mean of the differences std.dev. of the differences 74.00000 11.40175</pre>	X
Mn	<pre>> t_test(Akkumulering_20Mn.2019.2015, Akkumulering_20Mn.1949.1953, alternative='greater', mu=0.0, conf.level=.95, paired=TRUE) Paired t-test data: Akkumulering_20Mn.2019.2015 and Akkumulering_20Mn.1949.1953 t = 6.6077, df = 4, p-value = 0.001359 alternative hypothesis: true difference in means is greater than 0 95 percent confidence interval: 55.54448 Inf sample estimates: mean of the differences std.dev. of the differences 82.00000 27.74887</pre>	X
Ca	<pre>> t_test(Akkumulering_20Ca.2019.2015, Akkumulering_20Ca.1949.1953, alternative='greater', mu=0.0, conf.level=.95, paired=TRUE) Paired t-test data: Akkumulering_20Ca.2019.2015 and Akkumulering_20Ca.1949.1953 t = 22.25, df = 4, p-value = 0.00001208 alternative hypothesis: true difference in means is greater than 0 95 percent confidence interval: 1.609452 Inf sample estimates: mean of the differences std.dev. of the differences 1.7800000 0.1788854</pre>	X
Na	<pre>> t_test(Akkumulering_20Na.2019.2015, Akkumulering_20Na.1949.1953, alternative='greater', mu=0.0, conf.level=.95, paired=TRUE) Paired t-test data: Akkumulering_20Na.2019.2015 and Akkumulering_20Na.1949.1953 t = 0.9301, df = 4, p-value = 0.2025 alternative hypothesis: true difference in means is greater than 0 95 percent confidence interval: -0.05949486 Inf sample estimates: mean of the differences std.dev. of the differences 0.0460000 0.1105893</pre>	

K	<pre>> t_test(Akkumulering_25K.2019.2015, Akkumulering_25K.1949.1953, alternative='greater', mu=0.0, conf.level=.95, paired=TRUE) Paired t-test data: Akkumulering_25K.2019.2015 and Akkumulering_25K.1949.1953 t = 0.92998, df = 4, p-value = 0.2025 alternative hypothesis: true difference in means is greater than 0 95 percent confidence interval: -1.033884 Inf sample estimates: mean of the differences std.dev. of the differences 0.800000 1.923538</pre>	
Mg	<pre>> t_test(Akkumulering_25Mg.2019.2015, Akkumulering_25Mg.1949.1953, alternative='greater', mu=0.0, conf.level=.95, paired=TRUE) Paired t-test data: Akkumulering_25Mg.2019.2015 and Akkumulering_25Mg.1949.1953 t = 3.5, df = 4, p-value = 0.01245 alternative hypothesis: true difference in means is greater than 0 95 percent confidence interval: 0.5472613 Inf sample estimates: mean of the differences std.dev. of the differences 1.4000000 0.8944272</pre>	X
Co	<pre>> t_test(Akkumulering_25Co.2019.2015, Akkumulering_25Co.1949.1953, alternative='greater', mu=0.0, conf.level=.95, paired=TRUE) Paired t-test data: Akkumulering_25Co.2019.2015 and Akkumulering_25Co.1949.1953 t = 2.25, df = 4, p-value = 0.04382 alternative hypothesis: true difference in means is greater than 0 95 percent confidence interval: 0.09452257 Inf sample estimates: mean of the differences std.dev. of the differences 1.8000000 1.788854</pre>	X
Ni	<pre>> t_test(Akkumulering_25Ni.2019.2015, Akkumulering_25Ni.1949.1953, alternative='greater', mu=0.0, conf.level=.95, paired=TRUE) Paired t-test data: Akkumulering_25Ni.2019.2015 and Akkumulering_25Ni.1949.1953 t = 3.8335, df = 4, p-value = 0.009281 alternative hypothesis: true difference in means is greater than 0 95 percent confidence interval: 3.462333 Inf sample estimates: mean of the differences std.dev. of the differences 7.800000 4.549725</pre>	X
Al	<pre>> t_test(Akkumulering_25Al.2019.2015, Akkumulering_25Al.1949.1953, alternative='greater', mu=0.0, conf.level=.95, paired=TRUE) Paired t-test data: Akkumulering_25Al.2019.2015 and Akkumulering_25Al.1949.1953 t = 2.7603, df = 4, p-value = 0.02842 alternative hypothesis: true difference in means is greater than 0 95 percent confidence interval: 0.9106605 Inf sample estimates: mean of the differences std.dev. of the differences 4.000000 3.24037</pre>	X
Fe	<pre>> t_test(Akkumulering_25Fe.2019.2015, Akkumulering_25Fe.1949.1953, alternative='greater', mu=0.0, conf.level=.95, paired=TRUE) Paired t-test data: Akkumulering_25Fe.2019.2015 and Akkumulering_25Fe.1949.1953 t = 4.1061, df = 4, p-value = 0.007389 alternative hypothesis: true difference in means is greater than 0 95 percent confidence interval: 2.692549 Inf sample estimates: mean of the differences std.dev. of the differences 5.600000 3.04959</pre>	X

Vedlegg 5: Historisk vegutvikling i Norge og ved Østensjøvannet

Vegutvikling ved Østensjøvannet

Figur V1 og **Figur V2** viser historiske kart og flyfoto over Østensjøvannet og deler av innsjøens nedbørfelt. **Figur V1** viser Østensjøvannet med tilførselsbekken Skuterudbekken og store deler av det sørlige nedbørfeltet fra 1888. **Figur V2** viser hvordan vegen i nedbørfeltet ble utbedret ved ombyggingen fra vanlig kryss til rundkjøring i krysset mellom E18 og Fv152 i 2003/04.



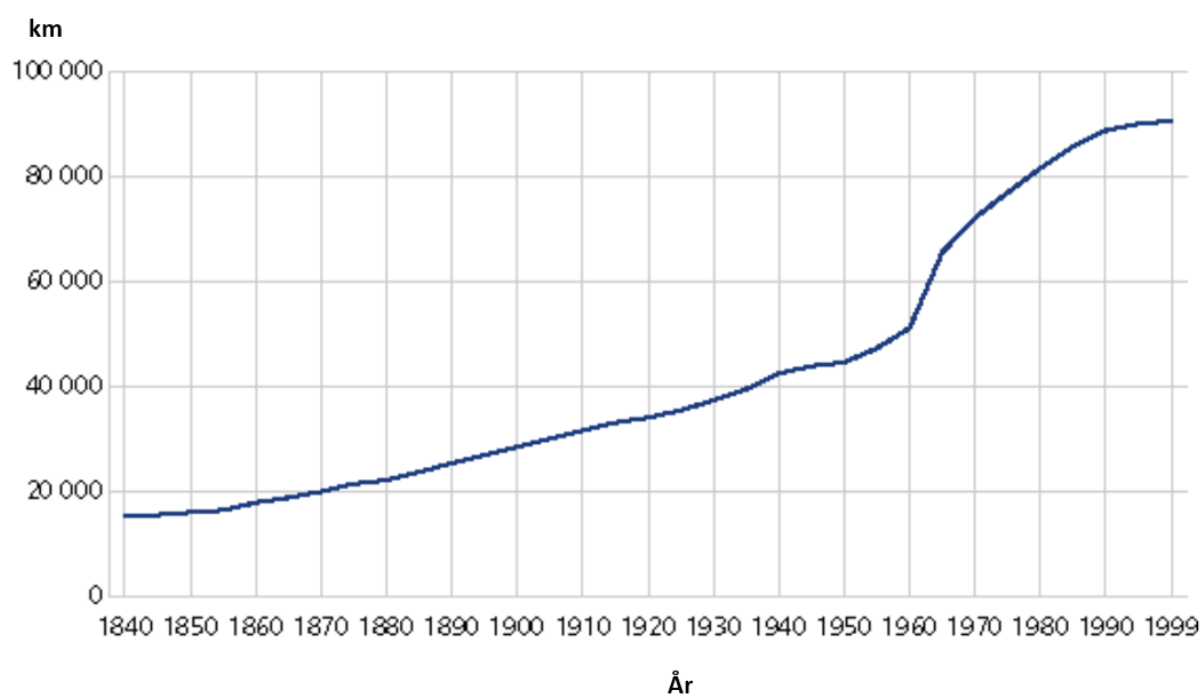
Figur V1. Historisk kart fra 1888 med Østensjøvannet øverst i figuren med en veg gående tett inntil innsjøen. Kartet viser også tilførselsbekken Skuterudbekken fra sør og store deler av det sørlige nedbørfeltet. Kartet er hentet fra historiske kart på karttjenesten til Opplysningen 1881 (2020).



Figur V2. Flyfoto over området rundt Østensjøvannet tatt i 2003. Fotoet viser at arbeidet med ombygging fra vanlig kryss til rundkjøring i krysset E18 – Fv152 var påbegynt i 2003. Flyfotoet her hentet fra historiske kart på karttjenesten til Opplysningen 1881 (2020).

Vegutvikling i Norge

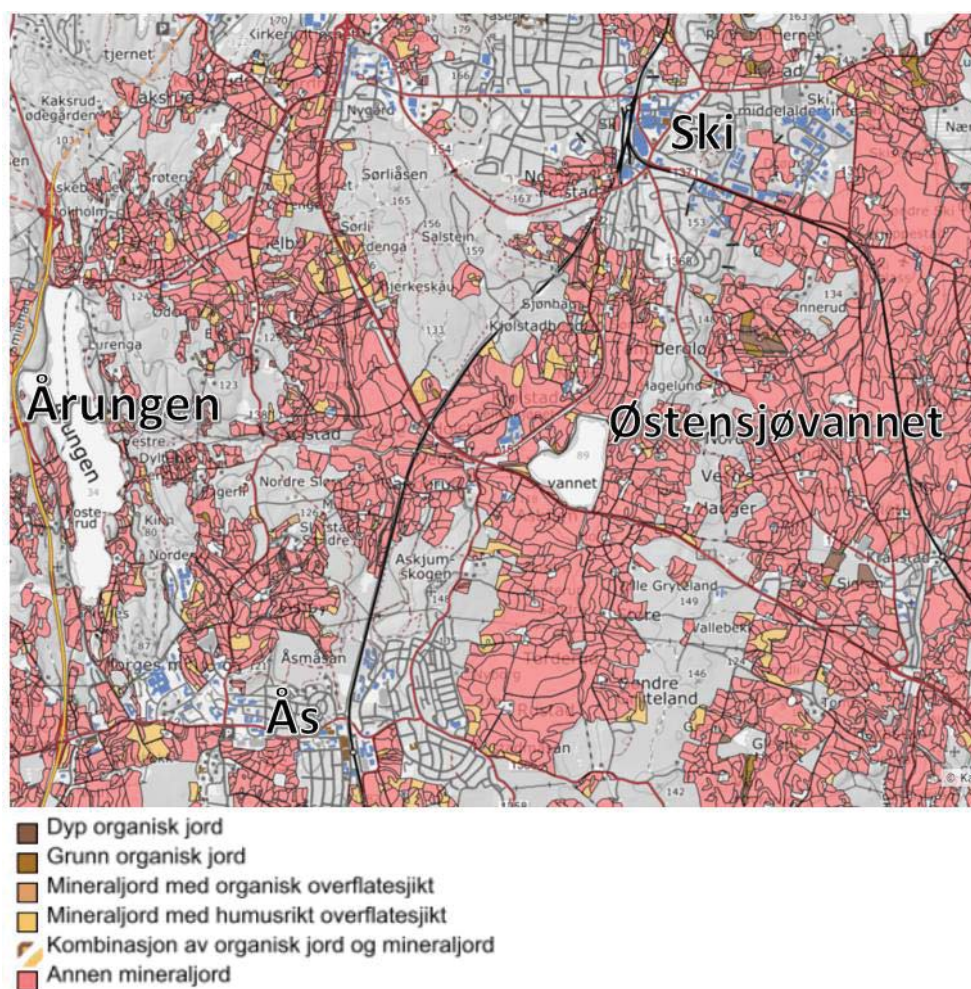
Antall km som offentlig veger dekker i Norge har hatt en tydelig økning, spesielt etter 1960 (**Figur V3**). I perioden 1840 - 1960 økte antall km fra i underkant av 20 000 km til cirka 50 000 km. Etter 1960 økte lengden på den offentlige vegen betraktelig. På 20 år økte antall km med cirka 30 000, samme lengde som de forrige 120 årene totalt.



Figur V3. Antall km dekket av offentlig veg i perioden 1840 – 1999. Figuren er hentet fra Statistisk sentralbyrå (2000).

Vedlegg 6: Organisk materiale i nedbørfeltet

Store deler av nedbørfeltet til Østensjøvannet er preget av jord av typen annen mineraljord, det vil si mineraljord med mindre enn 6 % organisk materiale i overflatesjiktet (**Figur V4**) (NIBIO, 2017b). Kun små områder i nedbørfeltet er klassifisert i en annen klasse enn annen mineraljord. Innholdet av organisk materiale er viktig fordi jordas vannlagringskapasitet øker med økende innhold av organisk materiale (NIBIO, 2017b).



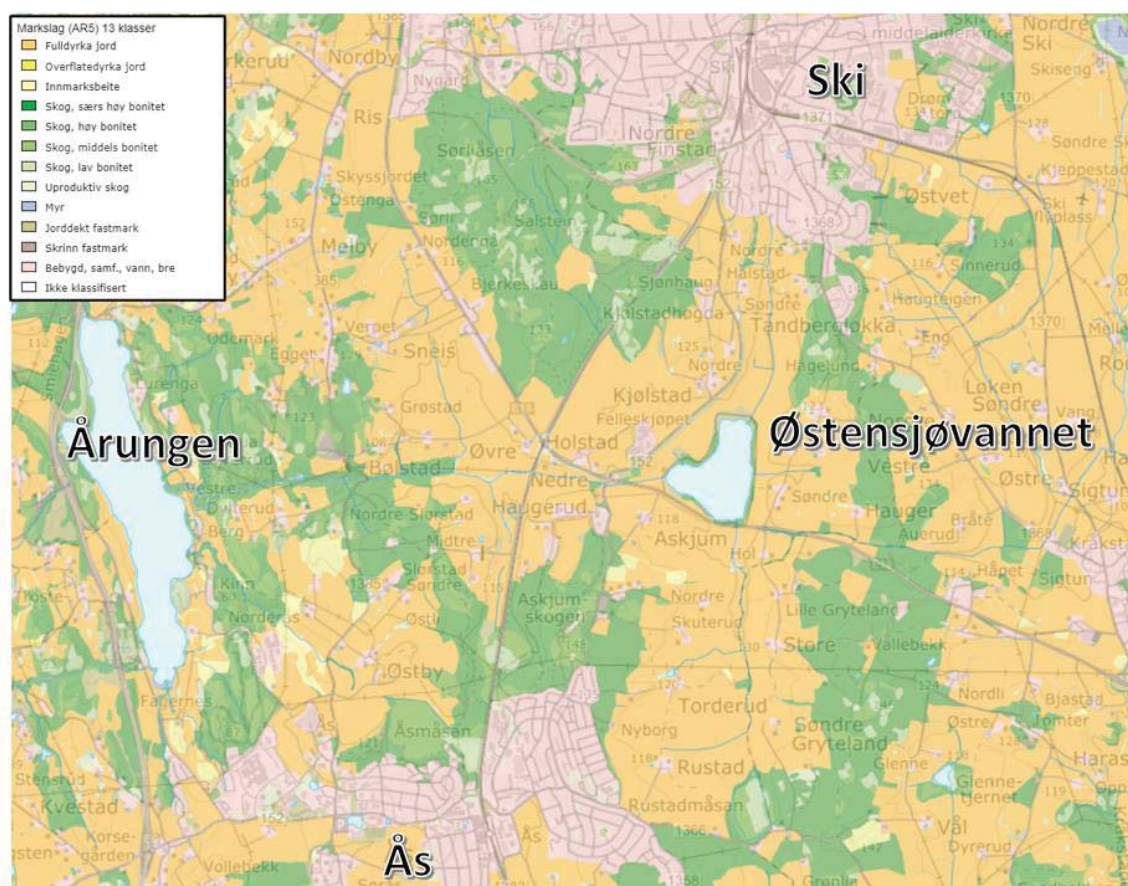
Figur V4. Kart over innhold av organisk materiale i jorda i området rundt Østensjøvannet. Kartet er fremstilt ved bruk av NIBIOs kartløsning Kilden (NIBIO, 2020).

Ved jordsmonnkartlegging inndeler NIBIO innholdet av organisk materiale i følgende klasser (NIBIO, 2017b):

- Dyp organisk jord: innhold av organisk materiale er over 34 % i hele dybden ned til 1 meter.
- Grunn organisk jord: innhold av organisk materiale er over 34 %. Den organiske jorda har en tykkelse på minimum 40 cm (60 cm hvis det organiske materialet er dårlig omdannet). Mineraljord innen 1 meter fra overflaten.
- Mineraljord med organisk overflatesjikt: innhold av organisk materiale i overflatesjiktet er over 34 %, men tykkelsen er mindre enn 40 cm.
- Mineraljord med humusrikt overflatesjikt: innhold av organisk materiale er mellom 6 % og 34 %.
- Kombinasjon av organisk og mineraljord: arealet er sammensatt av én av de tre øverste klassene og klassen Annen mineraljord.
- Annen mineraljord: mineraljord med mindre enn 6 % organisk materiale i overflatesjiktet.

Vedlegg 7: Jordbruksarealer i nedbørfeltet

Jordbruksarealer er sterkt kulturpåvirket mark med permanent vegetasjonsdekke slik som eng og beite, eller periodisk vegetasjonsdekke slik som åker (NIBIO, 2017c). Det brukes tre klasser for å skille mellom jordarealet: fulldyrka jord, overflatedyrka jord og innmarksbeite. **Figur V5** viser at området rundt Østensjøvannet stort sett er preget av fulldyrka jord, og ellers noe skog.



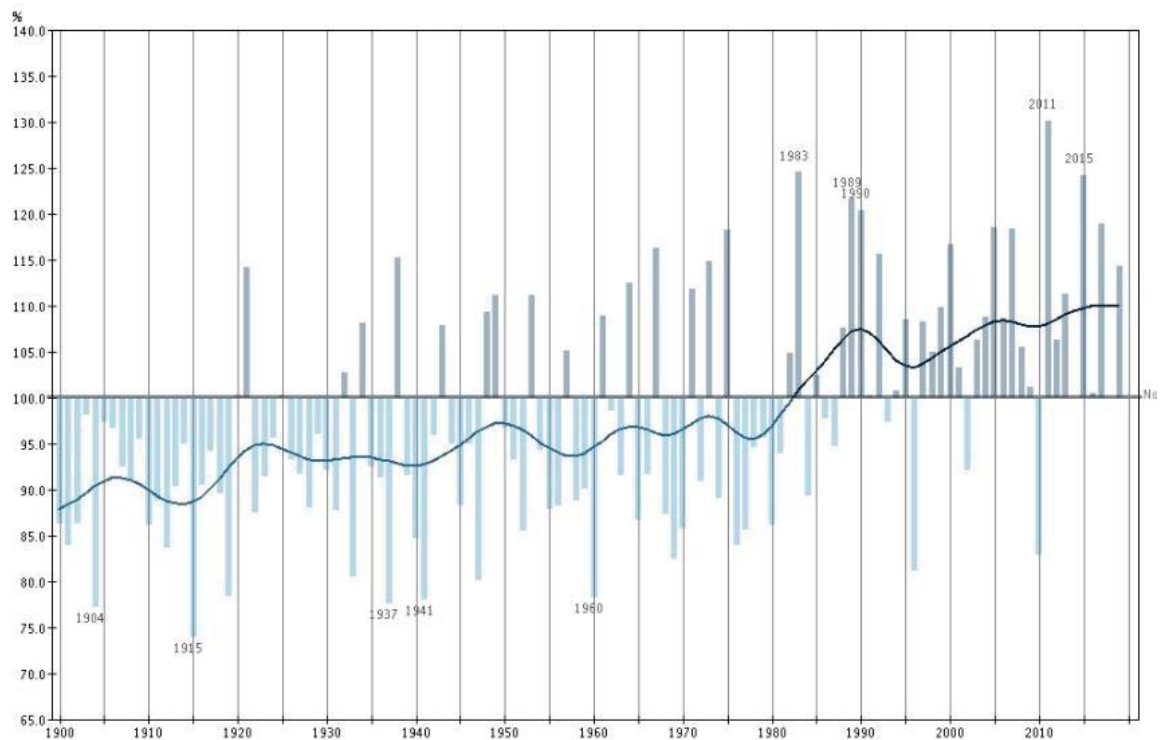
Figur V5. Oversikt over markslaget rundt Østensjøvannet med tegnforklaring i øverst i venstre hjørne. Kartet er fremstilt ved bruk av NIBIOs kartløsning Kilden (NIBIO, 2020).

Ifølge NIBIO skilles det mellom tre klasser for jordbruksareal (NIBIO, 2017c):

- Fulldyrka jord: Jordbruksareal som er dyrka til vanlig pløvedybde, og som kan benyttes til åkervekster eller til eng, og som kan fornyes ved pløying.
- Overflatedyrka jord: Jordbruksarealer som for det meste er rydda og jevna i overflaten slik at maskinell høsting er mulig.
- Innmarksbeite: Jordbruksareal som kan benyttes som beite, men som ikke kan høstes maskinelt. Minst 50 % av arealet skal være dekt av kulturgras eller beitetålende urter.

Vedlegg 8: Nedbørsutvikling i Norge

Figur V6 viser nedbør i % av normalen i Norge for perioden 1900 – 2019. Hovedtendensen i nedbørsutviklingen i Norge de siste hundre årene er at det blir våtere. Dette er en trend som er gjennomgående for hele perioden, og som er spesielt tydelig for de siste 20 årene.



Figur V6. Nedbør i % av normalen i Norge i perioden 1900 – 2019. Figuren er hentet fra Metrologisk institutt (2019).

Vedlegg 9: Metodesammenligning med hensyn på riktighet

BIAS-verdier for CRM dekomponert med HNO₃, H₃PO₄ og HBF₄ gitt som prosentvis avvik fra sertifisert verdi er vist i **Tabell V4**.

Tabell V4. Prosentvis avvik fra sertifisert verdi for CRM ved dekomponering med HNO₃, H₃PO₄ og HBF₄. BIAS-grense er satt ved 20 %, og grønn bakgrunnsfarge indikerer at avviket er mindre eller lik 20 % og rød bakgrunnsfarge indikerer at avviket er på mer enn 20 %.

Grunnstoff	Enhet	River Sediment, LGC76187	1646 Estuarine Sediment	BCSS-1 Marine Sediment	2702. Inorganics in Marine Sediments	Sandy Loam 8. CRM025-50G ²	NCS ZC 73007	NCS DC 73325	2709a, San Joaquin Soil.	2710a, Montana I Soil.	2711a, Montana II Soil.
Li	%						-1,57	10,77			
Be	%			23,85		342,42	-2,89	-11,79			
Na	%				1,32	4053,35	-4,17	-30,00	-1,64	-0,45	0,00
Mg	%		0,92			50,68	-4,00	-18,75	-4,11	-4,63	-7,48
Al	%		-2,40		-2,50	528,27	-0,64	-3,29	-3,66	-0,84	-1,79
S	%			11,67			-72,80	-72,32			
K	%			-2,78	-6,52	859,80	-6,73	-20,59	-8,06	-5,99	-4,35
Ca	%		1,20	4,97		41,34	-6,90	-20,91	-0,52	-0,41	-0,83
Sc	%				-6,56		4,57	4,29			
Ti	%			-6,83	-2,49			-35,64	-9,52	-4,18	-4,10
V	%	100,26	-0,11	5,67	2,63	125,91	2,86	8,16	-2,73		3,10
Cr	%	46,43	2,37	2,44	-1,42	25,17	3,88	8,54	-1,54		-1,53
Mn	%	12,90	-1,33	31,00	2,45	90,75	2,04	6,74	2,08	2,80	0,74
Fe	%	18,64	-1,49	0,61		80,08	0,00	-0,84	-1,79	-0,46	-0,71
Co	%		-7,71	-0,88	-3,82	32,68	-1,47	12,37	-7,03	-2,00	-92,79
Ni	%	13,26	-10,31	-5,97	-4,24	113,93	0,36	11,96			5,99
Cu	%	6,22	3,89	-9,73		30,15	1,56	6,19		2,92	
Zn	%	10,25	-3,62	-5,88	-2,33	40,73	4,00	7,04		-5,74	1,69
Ga	%						0,00	4,10			
Ge	%						-3,53	31,88			
As	%	20,83	-12,07	85,59	3,31	17,40	8,33	22,08		4,55	0,93
Rb	%				0,23		-2,31	-33,13			
Sr	%				0,25		2,94	3,85	-3,77	-1,96	-4,96
Y	%						-1,05	0,74			
Zr	%						-52,00	-11,95	-72,21		
Mo	%						-11,30	13,45			
Ag	%					78,79	52,86	-4,21			
Cd	%	9,26	0,00	-6,00	-2,82	22,22	29,60	9,50	-5,93	-4,07	-0,55
In	%						-5,26	-4,40			
Sn	%	36,47		2,16			-7,26	-13,06			
Sb	%				-2,50			<LOQ ³	-16,77	-5,52	-0,42
Cs	%						-2,16	-22,22			
Ba	%				-1,86	95,65	-2,68	0,00	-0,92	-0,25	-1,23
La	%				-2,86		-4,18	-7,17		-7,19	
Ce	%				-1,94		2,26	6,12			
Pr	%						-3,42	-12,00			
Nd	%						-5,61	-2,67			
Sm	%						-2,88	-1,94			2,87
Eu	%						0,60	1,47			
Gd	%						-1,41	-7,19			
Tb	%						-9,85	-12,00			
Dy	%						-1,62	-3,48			
Ho	%						-7,09	-6,36			
Er	%						2,37	-1,11			
Tm	%						-4,56	-16,19			
Yb	%						-5,00	-10,00			
Lu	%						-12,76	-17,14			
Hf	%						-54,27	-23,25			
Ta	%						-25,00	-54,87			
W	%						3,97	7,50			
Hg ⁴	%	-54,00			-59,77	-56,01	-27,39	<LOQ ⁵		-52,23	-52,70
Tl	%				-4,56		0,00	-16,67			
Pb	%	14,64	-1,06	1,32	-8,13	8,97	4,26	-12,86	-4,62	-8,33	-8,57
Bi	%						11,39	-2,70			
U	%						5,08	-3,64		-7,68	0,00

² Sandy Loam 8. CRM025-50G: Høye BIAS-verdier her kan komme av at CRM ikke ble totalt dekomponert.

³ Sb: LOQ = 1 mg/kg, LOD = 0,3 mg/kg.

⁴ Hg: Høye BIAS-verdier kan skyldes en mulig feil i standarden.

⁵ Hg: LOQ = 0,12 mg/kg, LOD = 0,03 mg/kg.

BIAS-verdier for CRM dekomponert med HNO₃ og HF gitt som prosentvis avvik fra sertifiserte verdi er vist **Tabell V5**.

Tabell V5. Prosentvis avvik fra sertifisert verdi for CRM ved dekomponering med HNO₃ og HF. BIAS-grense er satt ved 20 %, og grønn bakgrunnsfarge indikerer at avviket er mindre eller lik 20 % og rød bakgrunnsfarge indikerer at avviket er på mer enn 20 %.

Grunnstoff	Enhet	NCS DC 73325	1646 Estuarine Sediment	BCSS-1 Marine Sediment	2709a, San Joaquin Soil.	NCS ZC 73007
Li	%	-61,03				-11,76
Be	%	-39,29		0,00		-18,42
Na	%	-34,00			-23,77	-16,67
Mg	%	-88,75	-87,16		-65,75	-97,40
Al	%	-98,77	-89,60		-75,58	-96,41
S	%	-8,00		5,56		-0,38
K	%	-17,65		-65,00	-53,08	-42,31
Ca	%	-45,45	-20,48	-26,34	-10,99	-58,62
Sc	%	-98,93				-94,86
Ti	%	-20,79	0,23	-11,16	-16,67	
V	%	-6,12	-5,32	-1,50	-9,09	-6,67
Cr	%	-53,66	-22,37	-21,95	-15,38	-28,36
Mn	%	-10,11	-14,67	-8,30	-9,26	-16,10
Fe	%	-74,83	-31,34	-29,88	-25,60	-44,74
Co	%	3,09	-8,57	-3,51	-6,25	-11,76
Ni	%	-5,80	-15,63	-11,39		-12,41
Cu	%	2,06	-11,11	-2,70		-6,25
Zn	%	-1,41	-13,04	-15,97		-5,00
Ga	%	-64,10				-40,24
Ge	%	12,50				11,76
As	%	14,58	-13,79	-0,90		0,00
Rb	%	-31,25				-93,64
Sr	%	-46,15			-37,24	-52,94
Y	%	-99,04				-99,37
Zr	%	-5,66			-63,08	-30,91
Mo	%	6,90				4,35
Ag	%	8,77				35,71
Cd	%	-1,25	-5,56	16,00	2,43	20,00
In	%	0,00				15,79
Sn	%	13,89		8,11		-3,23
Sb	%	16,67		40,68	-3,23	
Cs	%	-14,81				-66,91
Ba	%	-44,44			-47,91	-29,44
La	%	-95,65				-99,69
Ce	%	-88,78				-98,05
Pr	%	-94,45				-99,50
Nd	%	-94,44				-99,46
Sm	%	-95,24				-99,04
Eu	%	-95,88				-98,49
Gd	%	-96,56				-98,82
Tb	%	-96,77				-98,54
Dy	%	-96,97				-98,24
Ho	%	-97,09				-98,16
Er	%	-97,04				-97,87
Tm	%	-97,38				-97,72
Yb	%	-97,13				-97,50
Lu	%	-97,86				-97,76
Hf	%	-2,60				-28,05
Ta	%					-10,71
W	%	16,67				18,97
Hg	%	<LOD ⁶				-6,52
Tl	%	-4,76				-1,79
Pb	%	-7,14	2,84	5,73	4,05	8,20
Bi	%	5,00				25,00
U	%	9,09				-6,78

⁶ Hg: LOQ = 0,2 mg/kg, LOD = 0,05 mg/kg.

BIAS-verdier for CRM dekomponert med HNO₃ gitt som prosentvis avvik fra sertifisert verdi er vist **Tabell V6**.

Tabell V6. Prosentvis avvik fra sertifisert verdi for CRM ved dekomponering med HNO₃. BIAS-grense er satt ved 20 %, og grønn bakgrunnsfarge indikerer at avviket er mindre eller lik 20 % og rød bakgrunnsfarge indikerer at avviket er på mer enn 20 %.

Grunnstoff	Enhet	River Sediment, LGC76187	1646 Estuarine Sediment	BCSS-1 Marine Sediment	2702. Inorganics in Marine Sediments	Sandy Loam 8. CRM025- 50G	NCS ZC 73007	NCS DC 73325	2709a, San Joaquin Soil.	2710a, Montana I Soil.	2711a, Montana II Soil.
Li	%						-3,92	2,56			
Be	%			-15,38		60,61	-15,79	-7,14			
Na	%				-33,92	53,35	-79,58	-58,00	-93,28	-90,04	-95,92
Mg	%		-11,01			23,29	-18,00	-45,63	-10,96	-40,05	-26,17
Al	%		-40,80		-12,01	96,34	-6,99	3,16	-44,37	-51,26	-52,38
S	%			5,56			3,45	-8,00			
K	%			-33,33	-31,84	121,11	-37,50	-35,29	-68,25	-49,31	-62,85
Ca	%		-99,94	-99,92		-99,89	-99,91	-99,93	-99,92	-99,98	-99,93
Sc	%				-15,06		-14,29	0,00			
Ti	%			-96,13	-95,14			-97,92	-93,75	-93,25	-92,43
V	%	40,99	-28,72	-26,12	-18,90	60,62	-30,48	-46,94	-24,55		-26,89
Cr	%	30,95	-11,84	-21,95	-11,93	8,84	-14,93	2,44	-15,38		-23,52
Mn	%	4,84	-22,67	-8,30	2,45	32,95	-11,56	6,74	-9,26	-20,56	-20,00
Fe	%	10,17	1,49	-2,44		37,71	-2,63	-0,84	-4,76	-14,35	-14,89
Co	%		-16,19	-3,51	-9,94	8,11	-4,41	3,09	-6,25	-16,53	-93,36
Ni	%	12,39	-15,63	-4,16	-7,16	63,93	-1,46	8,70			-3,23
Cu	%	4,07	-11,11	-18,92		9,54	-3,13	0,00		2,34	0,00
Zn	%	7,06	-13,04	-7,56	-3,15	189,58	0,00	-1,41		-16,27	-5,80
Ga	%						-12,35	0,00			
Ge	%						-95,47	-89,38			
As	%	4,17	-18,97	-17,12	-13,91	-2,65	-11,11	-37,50		-2,60	-9,35
Rb	%				-21,69		-24,86	0,00			
Sr	%				-41,52		-29,41	-7,69	-53,97	-73,73	-77,27
Y	%						-23,68	-7,41			
Zr	%						-89,82	-59,12	-92,82		
Mo	%						-86,96	-97,45			
Ag	%					13,64	14,29	-19,30			
Cd	%	7,41	-5,56	0,00	-2,08	-2,44	12,00	-3,75	-0,27	-10,57	-9,43
In	%						-9,47	-6,00			
Sn	%	-69,12		-59,46			-94,44	-95,28			
Sb	%			-96,10	-99,66			<LOD ⁷	-99,23	-99,26	-98,91
Cs	%						-28,06	-14,81			
Ba	%				-37,09	41,30	-31,87	-5,56	-49,95	-29,29	-61,59
La	%				-33,33		-13,43	-4,35		-34,64	
Ce	%				-33,55		-9,77	2,04			
Pr	%						-10,96	0,00			
Nd	%						-12,28	0,00			
Sm	%						-8,65	-5,83			-7,25
Eu	%						-9,64	0,00			
Gd	%						-11,76	-8,33			
Tb	%						0,00	0,00			
Dy	%						-21,62	-9,09			
Ho	%						-29,08	-11,82			
Er	%						-28,95	-11,11			
Tm	%						-36,84	-28,57			
Yb	%						-42,11	-25,00			
Lu	%						-44,83	-31,43			
Hf	%						-90,61	-63,64			
Ta	%						<LOD ⁸	<LOD ⁹			
W	%						-99,72	-99,88			
Hg	%	-14,29			-24,01	-24,85	182,61	1063,93		-9,92	-4,31
Tl	%				-21,37		-22,32	-14,29			
Pb	%	4,92	-4,26	1,32	-9,64	3,45	-3,28	7,14	-13,29	5,07	0,00
Bi	%						11,11	0,00			
U	%						-23,73	-36,36		-16,58	-46,84

⁷ Sb: LOQ = 0,0098 mg/kg, LOD = 0,003 mg/kg.

⁸ Ta: LOQ = 0,01 mg/kg, LOD = 0,003 mg/kg.

⁹ Ta: LOQ = 0,01 mg/kg, LOD = 0,003 mg/kg.



Norges miljø- og biovitenskapelige universitet
Noregs miljø- og biovitenskapelige universitet
Norwegian University of Life Sciences

Postboks 5003
NO-1432 Ås
Norway