



Norges miljø- og
biovitenskapelige
universitet

Masteroppgave 2020 60 stp

Fakultet for miljøvitenskap og naturforvaltning

Mobilisering av metaller og sirkulasjonsforhold i meromiktiske vegnære innsjøer

Mobilization of metals and circulation patterns in
meromictic lakes adjacent to roads

Eirik André Fredheim

Miljø og naturressuser

Forord

Denne oppgaven er min avsluttende masteroppgave i miljø og naturressurser ved Norges miljø og biovitenskapelige universitet (NMBU). Oppgaven tilsvarer en 60 studiepoengs oppgave og er skrevet ved Fakultet for miljøvitenskap og naturforvaltning. Oppgaven er støttet økonomisk av Statens Vegvesen og jeg vil derfor gjerne takke Statens Vegvesen for denne støtten.

Først vil jeg takke mine veiledere Gunnhild Riise og Thomas Rohrlack for all støtte og gode tilbakemeldinger under skrivefasen. Jeg vil gjerne takke for at jeg fikk muligheten for å skrive for dere og for at jeg fikk mulighet til å skrive oppgave om et så spennende og aktuelt tema.

Feltarbeid og labarbeid hadde ikke vært mulig å gjennomføre uten Pia Frostad. Tusen hjertelig takk for all hjelp og tålmodighet du har vist under krevende turer i gummibåt og på lab. Du har virkelig stått på og vært til stor hjelp. Vil også takke Valentina Zivanovic og Solfrid Lohne for hjelp med analyser.

Jeg vil også takke alle andre som har skrevet master på lesesalen. Takk for gode lunsjer, morsomme stunder, tilbakemeldinger og alt som er. Vil rette en spesiell takk til Tiril Barland som har utført feltarbeidet med meg og har vært veldig god å ha under diskusjoner og skrivefasen.

Til slutt må jeg takke min samboer og kjæreste Regina Sørensen. Vi har begge har vært opptatt med masterskriving i år og du har virkelig stått på. Hadde ikke kommet meg gjennom dette uten deg.

Eirik André Fredheim

Hamarøy, 12.05.2020

Sammendrag

Forurensning fra veg er vist i flere studier å påvirke innsjøer ved å tilføre tungmetaller og vegsalt. Tilførsel av metaller kan ha potensielle toksiske effekter på biota, og vegsalt kan føre til endrede sirkulasjonsforhold i veinære innsjøer. Flere veinære innsjøer i Norge og andre land har fått forhøyede konsentrasjoner av vegrelaterte metaller som kobber, kadmium og bly. Søndre Brutjern er en innsjø i Østfold som ligger tett på E18 og FV128 og har i en lang periode vært utsatt for veiavrenning. I denne oppgaven har det vært forsøkt å finne ut om det er tilførsel av metaller fra E18 og om metaller kan mobiliseres på grunn av de meromiktiske forholdene skapt som følge av saltbrukt. Ved å bruke loggere som målte kontinuerlig konduktivitet og temperatur fra februar til august ble det undersøkt om det var tilførsel av salt fra E18 og undersøkt hvordan konduktivitet og temperatur varierte. Det ble valgt ut et punkt i den sørlige delen av Søndre Brutjern for å undersøke eventuelle tilførsler og hvordan sirkulasjonsforholdene var. Feltarbeidet ble utført fra april til august hvor det ble tatt 7 vannprøver annenhver uke fra 0,5-11,5 meters dyp. Prøvene ble undersøkt for metaller, farge, DOC og anioner. Det ble målt oksygenkonsentrasjon, temperatur og konduktivitet in situ under feltarbeid ved alle dyp. PCA analyse ble gjort for å undersøke korrelasjonen og variasjonen mellom de ulike variablene og t-test ble utført for å undersøke ulikhetene. Resultatene fra feltarbeidet viste at innsjøen var meromiktisk med påfølgende oksygenvinn under hele perioden som følge av saltsjiktning. Konsentrasjonen av de ulike vegrelaterte metallene som kobber, kadmium og bly var relativt lave, men det var økte konsentrasjoner i monimolimnion. Det var tilførsel av kobber og kadmium tidlig på våren, noe som antyder korrelasjon med snøsmelting. Resultatene viste også at det var tilførsel av vegsalt tidlig på våren, selv om vegen var blitt flyttet for å unngå dette problemet. Enkelte metaller ble holdt i løsning og konsentrasjonen av disse metallene økte utover sommeren. Kobolt, mangan og bly var i høyere konsentrasjoner i øvre vannlag enn i bunn utover sesongen. Selv om innsjøen er meromiktisk er det noe kontakt mellom mixolimnion og monimolimnion som kan føre til delvis utveksling av metaller og salt. Det var relativt lave konsentrasjoner av metaller og ingen metaller hadde konsentrasjoner som oversteg tilstandsklasse 2. Toksisiteten av disse metallene er derfor ansett å være lave og ikke et stort problem for biota.

Abstract

Road runoff have been shown in several studies to affect lakes by being a source of heavy metals and road salt. Input of metals can have potential toxic effects on biota and road salt can lead to a change in the circulation pattern in lakes adjacent to roads. Several lakes in Norway and other countries close to roads have increased concentration of metals associated to roads like copper, cadmium and lead. Søndre Brutjern, a lake in Østfold, lies in close proximity to E18 and FV128 and have for a long time been exposed to runoff from roads. This thesis has tried to investigate if there is runoff of metals from E18 and if metals can be mobilized because of the meromictic conditions as a result of salt usage. Measurements by continuous logging that measured conductivity and temperature from February until August were used to investigate if there is a supply of salt from E18 and to see how temperature and conductivity varied. A point in the south end of Søndre Brutjern were selected to investigate the possibility of a supply of metals and how the circulation patterns were. The field work was conducted between April and August, were 7 water samples between 0,5- 11 m depth were taken every time. The samples were analyzed for metals, color, DOC and anions. Oxygen concentration, temperature and conductivity were also measured in situ at every depth. A PCA analysis was performed to estimate the correlation and variation in the dataset and a t-test was performed to find significant differences. The results from the field work showed that the lake was meromictic and had anoxic conditions during the whole period as a result of salt stratification. The concentration of road related metals like copper, cadmium and lead was relatively low, however there were higher concentrations in monimolimnion. There were a supply of copper and cadmium during spring, which indicates correlation with snow melting. The results also showed a supply of road salt to the lake during spring, even though the road previously was moved to prevent this problem. Some metals stayed dissolved and the concentrations of these increased during summer and were found in higher concentrations at low depths. Cobalt, manganese and lead were found in higher concentrations in the top part and middle part than the lower part late in the season. Even though the lake is meromictic there is some contact between mixolimnion and monimolimnion which can lead to an exchange of metals and salt between these two zones. The concentrations of metals were generally low and none of the metals were in concentrations that exceeded class 2 according to an Environmental index system. The toxicity of these metals is therefore considered low and not a problem for biota.

Innholdsfortegnelse

1. Innledning.....	1
1.1 Forurensning fra vei	1
1.2 Saltbruk i Norge	2
1.3 Saltsjiktning.....	3
1.4 Utlekking av metaller i jord og vann	4
1.5 Vegnære innsjøer i Norge.....	7
1.6 Søndre Brutjern	8
1.7 Oppgavens innhold og formål	8
2. Områdebeskrivelse og påvirkningsfaktorer	10
3. Material og metode.....	13
3.1 Feltarbeid	13
3.1.1 Undersøkelser av dybde og konduktivitet.....	13
3.1.2 Vannprøver fra Søndre Brutjern	13
3.2 Kontinuerlig overvåkning med sensorer	14
3.3 Analyser på laboratoriet	15
3.3.1 Analyse av metaller og kationer	15
3.3.2 Analyse av anioner	16
3.3.3 Analysering av DOC.....	16
3.3.4 Måling av farge.....	16
3.4 Statistiske analyser – PCA og T-test	17
3.5 Usikkerhet og feilkilder	17
3.6 Værdata.....	18
3.7 Dybdekart og konduktivitetsdifferansekart	18
4. Resultater.....	20
4.1 Dybdeforhold.....	20
4.2 Konduktivitetskart.....	21
4.3 Feltobservasjoner.....	21
4.4 Værdata, temperatur, oksygen og pH.....	22
4.5 Konduktivitet kontinuerlige loggere	25
4.6 Konduktivitet, klorid, natrium, DOC og farge fra vannprøver	27
4.7 Svovel og sulfat.....	29
4.8 Resultater metaller.....	30
4.9 PCA	35
4.9.1 PCA 0,5- 6 meter	35
4.9.2 PCA 6-12 meter	36

5. Diskusjon.....	37
5.1 Meromiksis og sirkulasjon.....	37
5.2 Tilførsel av metaller og salt.....	39
5.3 Mobilisering av metaller	40
5.4 Mulige årsaker til lave konsentrasjoner av metaller.....	44
5.5 Toksisitet av metaller	47
5.6 Andre påvirkningsfaktorer i innsjøen.....	49
5.7 Relasjon til andre innsjøer	50
6. Konklusjon og videre forskning.....	50
7. Litteraturliste	52
Vedlegg	58

1. Innledning

Nordiske og internasjonale undersøkelser har vist at avrenning fra vei kan føre til skader på miljøet, både ved at miljøgifter spres og ved direkte påvirkning av salt (Amundsen & Roseth, 2004; Bækken & Færøvig, 2004; Davis et al., 2001; Hwang et al., 2016; Norrström & Jacks, 1998). Statens Vegvesen har ansvaret for vedlikehold av norske veier og har ansvar for miljøpåvirkning fra veiene. Vanddirektivet ble implementert i Norge i 2007 ved norsk lov (Vannforskriften, 2007). Fra dette følger det et stort ansvar for både etater som Statens Vegvesen, men også entreprenører og byggherrer for å unngå forurensning av vann og vannressurser. Når det skal bygges nye veier er vannmiljø en viktig faktor som må tas i betraktning.

1.1 Forurensning fra vei

Avrenning fra vei kan inneholde en rekke tungmetaller og andre forurensninger (Meland, 2010). Mengden forurensning er avhengig av blant annet slitasje fra vei og bildeler, noe som er korrelert med årsgjennstrømmen på veien (Hares & Ward, 1999; Klimaszewska et al., 2007). Ved høyere trafikkbelastning, er det mer slitasje fra vei og bildeler, noe som fører til høyere konsentrasjoner av metaller og PAH'er i avrenningsvann fra veg (Amundsen & Roseth, 2004). De vanligste metallene å finne i vegavrenning er bly (Pb), kobber (Cu), krom (Cr), sink (Zn), nikkel (Ni) og kadmium (Cd), men flere andre metaller er også å finne i veirelatert forurensning (Hjortenkrans et al., 2006; Meland, 2010; Norrström & Jacks, 1998). Det er også disse metallene det har vært mest fokus på tidligere. Spesielt kobber, bly, sink og kadmium har det vært mye fokus på, på grunn av deres giftighet, hvorav kobber er det metallet som anses som mest giftig i akvatisk miljø (Amundsen & Roseth, 2004).

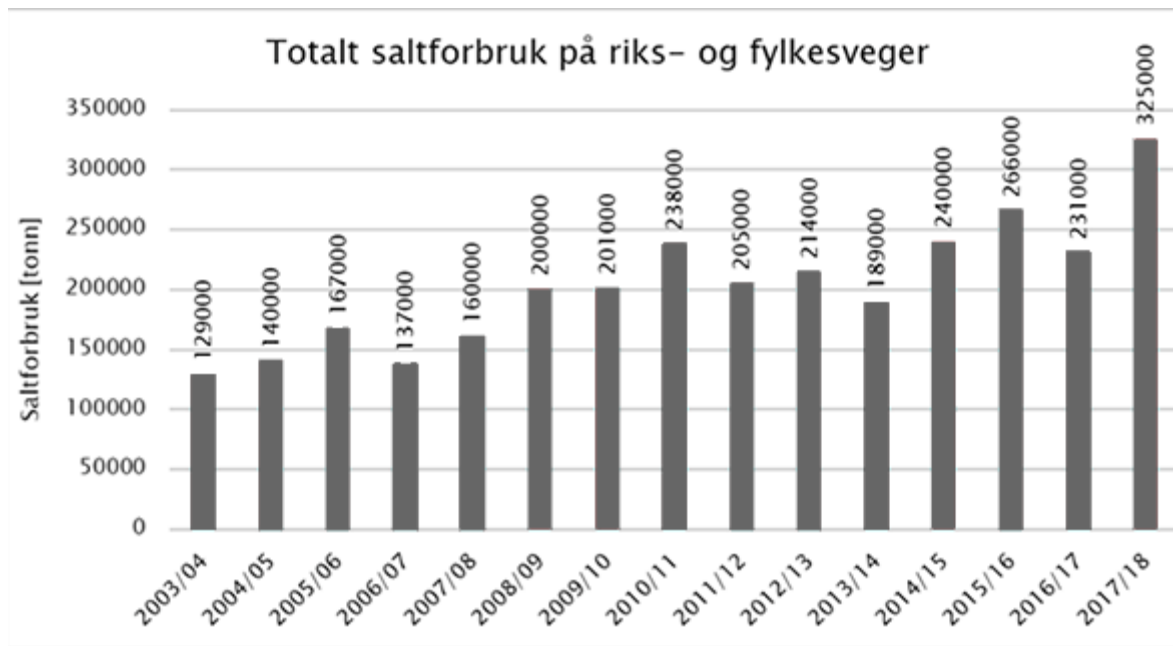
Generelt ved vegforurensning, ser man en rask nedgang i konsentrasjon av metaller med økende distanse fra veg. Flere undersøkelser har vist at ved mellom 5-15 meters avstand fra veg er konsentrasjonen av metaller lik bakgrunnskonsentrasjonen (Akbar et al., 2006; Bäckström et al., 2004; Zehetner et al., 2009). Årsaken til dette er tilbakeholdelse av metaller i jordsmonnet langs vegen. Vegforurensning består ikke bare av metaller, men også vegsalt som blir brukt i stor grad i nordiske land. Hovedsakelig brukes NaCl som avvisningsmiddel, men også andre salter som MgCl₂ har blitt brukt i mindre grad (Amundsen et al., 2008). NaCl er et salt som løses lett i vann og vil da være et enverdig kation; Na⁺ og et enverdig anion; Cl⁻. På grunn av den enverdige ladningen vil både natrium og klorid bindes generelt dårlig i jord, men hvor godt de bindes avhenger av jordas egenskaper (Amundsen et al., 2008). Klorid bindes særdeles dårlig i jord og følger oftest vannstrømmen gjennom jorda. I jord er det

generelt negative ladningsplasser, noe som gir få bindingsplasser til klorid. Natrium bindes sterkere enn klorid på grunn av sin positive ladning, men med enverdig ladning bindes det ikke i så stor grad (Labadia & Buttle, 1996; Rhodes et al., 2001). Jordas egenskaper som er viktig for binding av både salt og metaller er blant annet kationbyttekapasiteten.

Kationbyttekapasiteten for jord er et mål på mengden kationer som kan bindes og dermed et mål på mengden metaller og natrium som også kan binde seg (Rhoades, 1983). Denne egenskapen avhenger av jordtypen i jorda, og kan direkte påvirkes av vegsalt. Ved tilførsel av vegsalt vil det kunne byttes ut kationer som stabiliserer jorda og dermed vil det kunne løses ut kolloider av både organisk og uorganisk karakter. Dette vil dermed kunne påvirke bindingskraften i jorda og utvasking av forurensninger (Norrström & Bergstedt, 2001; Norrström, 2005).

1.2 Saltbruk i Norge

Ved drift og vedlikehold av veier brukes blant annet salt for å opprettholde sikkerheten. På norske veier er 99,5 % av kjemiske avvisningsmidler vanlig NaCl (Sivertsen et al., 2007). I løpet av denne oppgaven vil NaCl derfor bli omtalt som vegsalt eller vanlig salt. Vegsalt inneholder i tillegg små mengder med sulfat, kalsium og magnesium (Bækken & Færøvig, 2004). Saltingen av veier startet i Norge før 1970 tallet og siden den gang har trafikkmengden økt, vegnettet har blitt utvidet og kravene til vegstandard har blitt høyere. Med dette har også bruken av salt økt veldig (Sivertsen et al., 2007). I vintersesongen 2003/2004 ble det brukt 129 000 tonn salt, noe som har økt til 325 000 tonn i sesongen 2017/2018, som sett i figur 1 (Wählin, 2018). Dette har skjedd til tross for at Statens Vegvesen har hatt programmer som SaltSMART og Norwat. Bruken av vegsalt forsvarer bla. av dets evner til å senke smeltepunktet til is og snø og gjøre snøen mindre kompakt, noe som gjør veiene mer trafikksikre (Bjørnskau, 2011). Andre grunner til høyere forbruk av vegsalt er mer ustabile vintre, lengre vegnett og høyere krav til drift og sikkerhet (Statens Vegvesen, 2019b). Vegsalt fører derimot til mer vegslitasje ved at vegen blir isfri og bløt, noe som kan generere mer forurensning fra vegen (Amundsen & Roseth, 2004).



Figur 1: Utviklingen av totalt saltforbruk på riks og fylkesveger i Norge fra 2003/04 - 2017/18. (Wåhlin, 2018)

1.3 Saltsjiktning

Tempererte innsjøer har vanligvis to sirkulasjonsperioder i løpet av ett år. Når isen smelter om våren vil temperaturen være lik i hele vannsøylen, ved rundt 4 grader, og det er derfor små forskjeller i tetthet mellom topp og bunn. Under slike forhold kan vind føre til sirkulasjon av vannet i en innsjø som transporterer eventuelle metaller, fosfor, nitrogen og andre næringsstoffer opp til epilimnion og dermed gjøre det tilgjengelig for fytoplankton (Kalff, 2002). Under sirkulasjon vil også oksygen i toppen bli blandet inn med bunnvannet som da får tilført nytt oksygen. Det samme kan skje under høsten når temperaturen senkes i overflaten i innsjøen og det er lave forskjeller i tetthet som fører til fullsirkulasjon av innsjøen (Bækken & Haugen, 2010). Slike innsjøer kalles for holomiktiske innsjøer. Disse innsjøene er lagdelte under sommer- og vinterperioden på grunn av temperaturforskjeller. Under sommerperioden er det ett lag med høyere temperatur i topp (epilimnion) og ett lag med lavere temperatur i bunn (hypolimnion). Det kalde vannet legger seg i bunnen av innsjøen på grunn av høyere tetthet. Mellom disse lagene er det en overgang (termoklin) som kan være veldig smal eller gå over flere meter. Enkelte innsjøer sirkulerer hele året og har ikke to spesifikke perioder med sirkulasjon. Hvordan sirkuleringen foregår er avhengig av ionekonsentrasjoner, vindforhold, temperatur, dybde i innsjøen, nedbørsfelt, oppholdstid, islegging og form (Boehrer & Schultze, 2008; Haaland et al., 2012).

Ved spesielle forhold vil en innsjø kunne gå fra å være en holomiktisk til en meromiktisk innsjø. Meromiktiske innsjøer er innsjøer som ikke gjennomgår en fullsirkulasjon gjennom

året. Definisjonen på en meromiktisk innsjø er «En innsjø hvor (kjemisk ulikt) vann (delvis eller permanent) ikke blandes med hoveddelen av vannmassene i sirkulasjonsperiodene» (Gulati et al., 2017; Hutchhinson, 1957). Denne typen innsjø har to separate lag som kalles miksolimnion og monimolimnion. Miksolimnion er det øvre laget hvor vannet kan sirkulere og blandes, mens monimolimnion er i bunn av innsjøen hvor det er ingen sirkulasjon gjennom året (Gulati et al., 2017). Meromiktiske innsjøer kan skapes av flere årsaker. Hovedsakelig kan man dele årsakene inn i to grupper; naturlige og antropogene meromiktiske innsjøer. Naturlige meromiktiske innsjøer er bla. innsjøer hvor saltholdig vann fra istiden har blitt lagret i hypolimnion, men disse er sjeldne (Bækken & Haugen, 2006). Antropogene meromiktiske innsjøer kan skapes av blant annet vevsalt. Ved tilførsel av saltholdig vann vil det kalles en ektogen meromiktisk innsjø (Wetzel, 2001). Vann med høy tetthet av ioner vil være tyngre og ha høyere tetthet enn omliggende vann og vil derfor synke til bunns.

I en meromiktisk innsjø vil det være spesielle kjemiske forhold i monimolimnion. Ved nedbrytning av organisk materiale vil det forbrukes oksygen i monimolimnion og på grunn av manglende tilførsel av oksygen, vil det bli anoksiske forhold, med tilhørende lavt redokspotensial. Under anoksiske forhold vil mikroorganismer gå fra å bruke oksygen som elektron donor til å bruke andre forbindelser som nitrat, jern, mangan og sulfat. Dette vil deretter føre til reduserte forbindelser av jern som Fe (II) mangan som Mn (II) og sulfat vil kunne bli redusert og omgjort til hydrogensulfid (H₂S) (Wetzel, 2001).

1.4 Utlekking av metaller i jord og vann

I det periodiske system er det ulike klassifiseringer av metaller. Tungmetaller er en uspesifikk klassifisering, men regnes ofte som metaller med tetthet høyere enn 5 g/cm³ (Holleberg & Wiberg, 1985). Andre metaller er blant annet halvmetaller som arsen og antimon. Disse halvmetallene har spesielle egenskaper som gjør at de i jord og vann ofte er bundet som oksygenforbindelser og er derfor ofte oksyanioner, noe som gir dem en negativ ladning i motsetning til de fleste andre metaller (Almås & Singh, 2017). Andre metaller som ikke hører til tungmetallene er jordalkalimetaller og alkalimetaller som natrium, kalsium, magnesium og kalium. Under en uspesifikk betegnelse kan alle klassifiseres som metaller og i denne oppgaven er betegnelsen metaller brukt om de fleste.

I naturlig vann er metaller hovedsakelig i tre ulike fraksjoner. Metaller kan enten være labilt og tilgjengelig, bundet eller kompleksert til organiske eller uorganiske fraksjoner mindre enn 2 nanometer, eller bundet til større kolloider eller partikler (Ramamoorthy & Rust, 1978).

Tungmetaller er i hovedsak partikkelbundet i avrenning fra veg, hvor de minste partiklene med størst spesifikt overflateareal har mulighet for å binde mest metaller (Sansalone & Buchberger, 1997; Shinya et al., 2000). Derfor holdes ofte tungmetaller tilbake i grøfter og kanter langs vegen, og på grunn av tyngden vil de ofte sedimentere til bunnen når forurensingene kommer ut i innsjøen (Bækken & Færøvig, 2004). Hvordan dette skjer og faktorer som påvirker denne prosessen varierer ut fra fysiske og kjemiske egenskaper til metallene (Saunes et al., 2017). I vann er det flere forbindelser som kan kompleksere metaller. Jern (Fe) og mangan (Mn) hydroksider er viktige kompleksbindere for nesten alle metaller, bortsett fra kobber og kadmium og kan være viktig i både komplekseringsprosesser, men også mobilisering (Sundaray et al., 2011). Ulike typer ligander og kompleksbindere vil konkurrere om å binde spormetaller. For flere metaller er vanligvis jernhydroksider den viktigste kompleksbinderen, men dette er stedsspesifikt. I akvatiske systemer er det konstant konkurranse mellom jernhydroksider, manganhydroksider, sulfider og organiske komponenter om å binde og kompleksere spormetaller (Balistrieri et al., 1994). Hva de ulike metallene bindes til varierer ut fra tilstandsform, noe som er avhengig av forhold som pH, redokspotensiale osv (Taillefert & Gaillard, 2002).

I en meromiktisk innsjø vil det være flere faktorer som kan påvirke metallenes mobilisering og kompleksing. I monimolimnion er det anoksiske forhold og i tillegg mye klorid tilstede hvis den er påvirket av vegsalt. Anoksiske forhold vil føre til redusering av jern og manganhydroksider som binder metaller i mixomolimnion. Dette vil videre føre til en mobilisering av metaller som er bundet til disse hydroksidene noe som kan gi forhøyede konsentrasjoner av metaller i monimolimnion (Taillefert & Gaillard, 2002). Et meromiktisk innsjøsystem kan være komplekst, hvor det skjer ulike prosesser. Innsjøen er delt inn i to soner, hvorav den ene er anoksiske og den andre oksiske. Dette gjør at disse to sonene er radikalt forskjellige og har veldig ulik kjemi. Mellom disse to sonene er det en kjemoklin og en oksygengradient hvor det ofte er store forskjeller over små avstander i vannsøylen (Gulati et al., 2017). Denne sonen kan sammenlignes med sonen mellom anoksiske sedimenter og vannsøylen i en innsjø med oksygenrikt bunnvann. Her vil det derfor være hyppige redoksreaksjoner med gjentagende redusering og oksidering avhengig av hvilken sone en forbindelse befinner seg i.

Klorid vil kunne føre til mobilisering av metaller ved kompleksing (Heier et al., 2013; Norrström, 2005). Et metall som er bundet til f.eks partikulært organisk materiale vil kunne sedimentere på grunn av tyngden av det organiske materialet. Over tid vil partiklene kunne

aggregere noe som vil øke tyngden og dermed bidra til sedimentering. Ved binding med klorid vil det være en forbindelse som er nøytralt ladet. Dette gjør at metallet ikke vil bindes til andre negative ladningsplasser og den kolloidale løsningen blir mindre stabil med økende ledningsevne. Kloridets mobile egenskaper vil i tillegg kunne være med å gjøre komplekset mer toksisk, sammenlignet med andre komplekser. I en meromiktisk innsjø kan også svovel være en viktig faktor og kan føre til både immobilisering av jern som FeS som i tillegg også kan binde bly og andre metaller (Taillefert et al., 2000) Svovel kan i enkelte tilfeller også være en mobilisator ved at det dannes mobile sulfidkomplekser som kan skje med både Cu, Pb, Ni og Zn (Balistrieri et al., 1994). Enkelte metaller som kobber har veldig høy affinitet for løst organisk materiale (DOM) og mye DOM kan derfor være med på å mobilisere kobber i vann og jord (Stead-Dexter & Ward, 2004).

Metaller fra veier vil kunne både bindes i jorda eller lekkes ut, noe som er avhengig av både jordfysikk, jordkolloider, pH, kompleksbindere osv. Effekten av vegsalt på mobilisering av metaller kan være flere, hvor både natrium og klorid spiller en rolle i prosessene. Ved mye natrium i jorda som følge av salting av veier, vil natrium kunne bytte ut protoner ved ionebytte. Dette vil kunne føre til lavere pH i jorda noe som vil føre til økt mobilitet av metaller (Bäckström et al., 2004). På grunn av økt ionestyrke i jorda med tilførsel av natrium og kalsium, vil mobiliteten av organisk materiale gå ned. Hvis jorda i tillegg får lavere pH vil det ytterligere redusere mobiliteten til organisk materiale. Ut fra dette kan man egentlig anta at metaller som bindes sterkt til organisk materiale vil ha mindre mobilitet i jord påvirket av vegsalt (Bäckström et al., 2004). En annen studie har derimot vist det motsatte. Bruk av vegsalt vil mobilisere organisk materiale og med det mobilisere Cr, Pb, Ni, Fe og Cu (Amrhein et al., 1992). Ved tilførsel av vegsalt til jordsmonn nær veger vil konsentrasjonen av klorid øke. Klorid kan kompleksbinde metaller og gjøre dem mer mobile ved at det dannes en nøytral forbindelse. Spesielt kadmium bindes sterkt til klorid og mobiliseres lett i jord med høye kloridkonsentrasjoner, men også bly og kobber kan mobiliseres av klorid (Acosta et al., 2011; Li et al., 2015).

Når man skal vurdere biotilgjengeligheten og toksisiteten av et metall, er det ikke tilstrekkelig å måle totalkonsentrasjonen av metallet. Toksisiteten til ulike fraksjoner og spesier av metallene varierer mye (Fairbrother et al., 2007). Tilstandsformen vil avgjøre hvordan et metall oppfører seg og derfor hvor toksisk og mobilt det er (Stead-Dexter & Ward, 2004; Teien et al., 2004). I denne oppgaven ble det bare målt konsentrasjonen av metaller som løser seg i syre. For å vurdere påvirkningsfaktorer, har jeg derfor diskutert hvordan

påvirkningsfaktorer som DOC, oksygennivå, Fe- hydroksider, pH og andre ligander og kompleksbindere kan påvirke metallene.

1.5 Vegnære innsjøer i Norge

I Sør Norge finnes det minst 1200 innsjøer i en avstand av 200 meter til en av hovedvegene og kan derfor betraktes som vegnære innsjøer (Bækken & Haugen, 2006). Det er gjort flere undersøkelser for å vurdere hvordan veger kan påvirke vann og vassdrag. Blant annet har Statens Vegvesen gjennom 3 år overvåket 67 vegnære innsjøer i midt-, vest og Sør- Norge. Mange av disse innsjøene hadde både oksygen og kloridgradienter (Saunes et al., 2019). En måte å skille mellom upåvirkede og påvirkede innsjøer av vegsalt er ved å se på klorid og oksygengradienter. Et kriterie brukt av bla. Statens Vegvesen for å identifisere innsjøer med saltgradient er hvis det er større forskjell enn 10 mg/ L mellom topp og bunnvann (Saunes et al., 2019). En saltgradient kan påvirkes av flere ting bla. morfologi av innsjøen, nedbørsfeltet, vind og andre ting, noe som vil si at grensen ved 10 mg/l er en veldig generell betegnelse. En differanse på 10 mg/l vil ikke kunne føre til en saltgradient hvis det f.eks er en veldig grunn og vindutsatt innsjø (Haaland et al., 2012).

En oksygengradient er definert som en forskjell på 6 mg/ l mellom topp og bunnvann. En oksygengradient kan likevel ikke alene bestemme om en innsjø er påvirket av salt, da oksygenvinn kan komme fra andre årsaker som bla eutrofiering (Saunes et al., 2019). Flere andre studier er gjort av innsjøer i Norge påvirket av veger. Kjensmo (1997) har undersøkt Svinsjøen. Svinsjøen er en innsjø som er påvirket av vegsalt. Den har tidligere utviklet meromiksis på grunn av biogeniske og krenogeniske årsaker, men har blitt tydelig påvirket av vegsalt noe som har påvirket saltholdigheten og den kjemiske stabiliteten i innsjøen (Kjensmo, 1997). Bækken (2012) har blant annet undersøkt Søndre Brutjern. Søndre Brutjern er en innsjø som i en lengre periode har vært påvirket av vegsalt. Tidligere undersøkelser har vist at denne innsjøen har en tydelig saltgradient (Bækken, 2012). Det er også undersøkt 63 vegnære innsjøer i 2005 og 2010. I disse undersøkelsene ble det konkludert med at 28 av 63 innsjøer var påvirket av vegsalt. Påvirkningen resulterte i varierende konsekvenser som besto av både oksygenvinn, saltsjiktning og forhøyede konsentrasjoner av kobber (Bækken & Haugen, 2010). De fleste norske innsjøer har kloridkonsentrasjoner mellom 1-10 mg/l (Haaland et al., 2012).

1.6 Søndre Brutjern

Statens Vegvesen har siden 1998 planlagt oppgradering av E18 mellom Riksgrensen mot Sverige til Vinterbro. Vegstrekningen var tidligere flere steder ikke bygget for dagens trafikkmengde, og det var stedvis dårlig standard og problemer med trafikkavvikling. (Norris, 2012). I forbindelse med dette, var det behov for å utbedre strekningen forbi Søndre og Nordre Brutjern og Stormosen. Under planleggingen ble det tatt hensyn til de sjeldne øyenstikkerne rundt Stormosen og Brutjerna, men også at Søndre Brutjern er saltpåvirket. Vegen ble derfor flyttet sør for Søndre Brutjern og det ble anlagt en bru over Stormosen. I planbeskrivelsen til Statens Vegvesen er det også oppgitt at veien forbi Søndre Brutjern ikke skal saltes, og at vegsalt ikke skal være et problem i fremtiden. Overvann fra vegstrekningen forbi Søndre Brutjern skal samles opp og ledes til et oppsamlingsbasseng og/ eller sedimenteringsdam, noe som fører til mindre problem med forurensning fra vei. (Norris, 2012). Ved bygging av ny E18 mellom Ørje og riksgrensen ble det tatt hensyn til både det akvatiske og terrestriske miljøet. Stormosen bru som ligger rett ved Brutjerna ble bygd høyere for å ha en trasé for øyenstikkere og veien ble flyttet slik at den skulle ha minst mulig miljøpåvirkning (Norris, 2012). Ved planlegging av veien ble det også skrevet en bachelor oppgave av studenter ved HiOA for å vurdere løsninger for å unngå saltavrenning til Søndre Brutjern (Hansen et al., 2013). Ny E18 mellom riksgrensen og Ørje ble offisielt åpnet 9. desember 2017.

1.7 Oppgavens innhold og formål

I denne oppgaven undersøkes effekter av vegsalt på vegnære innsjøer. Mer spesifikt skal oppgaven fokusere på effekter av vegsalt på metaller og hvordan metaller kan mobiliseres i meromiktiske innsjøer. For å gjøre dette, har jeg valgt Søndre Brutjern som en modell for vegnære innsjøer. Søndre Brutjern er valgt ut på grunn av tidligere undersøkelser hvor det har blitt konkludert med at innsjøen har vært spesielt utsatt for avrenning fra vei. Dette har ført til at innsjøen er sterkt påvirket av vegsalt og har utviklet kjemisk sjiktning med påfølgende oksygenvinn (Bækken, 2012; Lööv, 2018; Rishatt, 2018; Saunes et al., 2019). Søndre Brutjern ligger ved siden av FV 128 (gamle E18) i tillegg til E18 og har i mange år vært utsatt for avrenning fra vei. Tidligere undersøkelser av Søndre Brutjern ble gjort i det nordlige bassenget hvor det har vært akkumulering av salt og metaller. Det var derfor interessant å studere det sørlige bassenget som nå ligger nært E18. Tidligere undersøkelser av Bækken (2012) av dette bassenget viste at det ikke var saltsjiktning, men 16-18 mg/l med klorid i hele vannsøylen. Innledningsvis i masteroppgaven, ble det vist at det nordlige og det sørlige

bassenget var kjemisk sjiktet i januar 2019. Statens Vegvesens mål med å flytte E18 var blant annet å redusere tilførselen av salt til Søndre Brutjern. Målinger gjort i januar 2019 indikerte at det hadde vært en tilførsel siden 2012. Det ble derfor bestemt at studien skulle utføres i det sørlige bassenget for å undersøke eventuell kjemisk sjiktning, akkumulering av metaller og tilførsler av vegsalt. Det skulle også vurderes om det var andre påvirkningsfaktorer på biota i innsjøen. Ved bruk av loggere som måler konduktivitet og temperatur samt vannprøvetaking hver 14. dag, ble sjiktingsforhold, konsentrasjon av metaller, pH, konduktivitet og oksygen undersøkt. Tidligere undersøkelser av vegnære innsjøer, har i stor grad vært av kortere varighet og med færre målinger enn det som er gjennomført i denne oppgaven.

Videre er det undersøkt om vegsalt kan føre til utlekking av metaller og om de kan mobiliseres. Følgende metaller er analysert; bly (Pb), kadmium (Cd), kobolt (Co), kobber (Cu), nikkel (Ni), sink (Zn), arsen (As), antimon (Sb), cesium (Cs), uran (U), aluminium (Al), kalsium (Ca), jern (Fe), kalium (K), magnesium (Mg), mangan (Mn), natrium (Na) og svovel (S).

Ved å se på relevant litteratur, metoder i felt og analyser av vannprøver har oppgaven vurdert følgende problemstilling: Kan vegsalt føre til utlekking av metaller i vegnære innsjøer som kan forårsake potensielle toksiske effekter for biota?

Hypoteser:

H_0 : Saltsjiktning fører til anrikning av tungmetaller og andre metaller som kan blandes inn i overflatevann, og på denne måten føre til metallkonsentrasjoner som potensielt kan gi toksiske effekter.

- *Prediksjon*: Saltsjiktning, som følge av vegsalt, fører til forhøyede konsentrasjoner av metaller og tungmetaller i hypolimnion og epilimnion som potensielt har toksiske effekter.

H_1 : Saltsjiktning fører ikke til anrikning av metaller som potensielt har toksiske effekter.

- *Prediksjon*: Saltsjiktning har ikke påvirket konsentrasjonen av metaller og fører derfor ikke til toksiske effekter.

For å svare på disse hypotesene er det:

- Undersøkt om metaller blir oppkonsentrert i hypolimnion på grunn av saltsjiktning

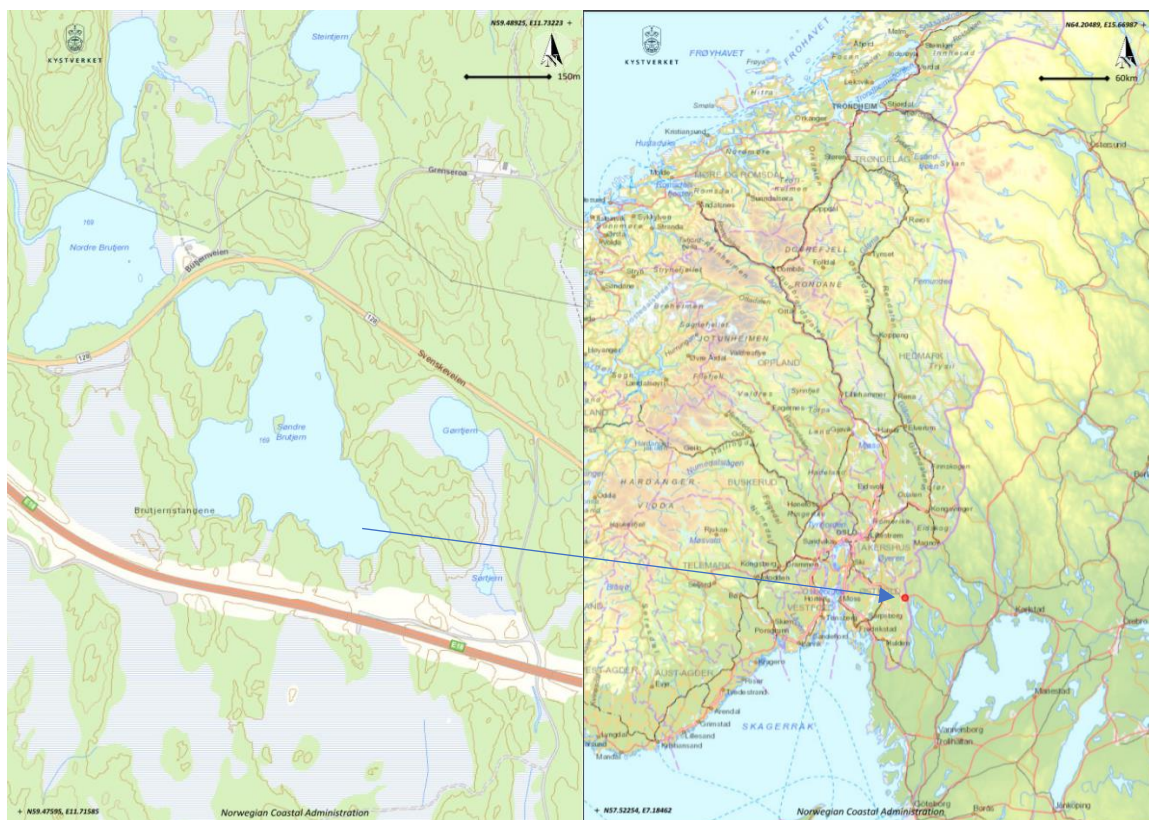
- Undersøkt om metaller kan blandes inn i overflatevann og potensielt føre til toksiske effekter
- Undersøkt om Søndre Brutjern får tilførsel av salt og metaller fra E18
- Vurdert om den kjemiske sjiktningen i Søndre Brutjern er stabil

2. Områdebeskrivelse og påvirkningsfaktorer

Søndre Brutjern ligger i Marker kommune i Viken. Søndre Brutjern ligger sør for Nordre brutjern og de to vannene blir delt av gamle E18 (Nå FV 128). S. Brutjern er en relativt liten innsjø med et areal på 0,11 km² og ligger 169 meter over havnivå som er under marin grense. Nedbørsfeltet til Søndre Brutjern er vanskelig å definere, og det er flere motstridende kilder til størrelsen på nedbørsfeltet. Statens Vegvesen oppgir at nedbørsfeltet er på 0,7 km² (Saunes et al., 2019) men andre kilder viser til noe annet. På grunn av usikkerhet i forhold til avgrensning, ble det gjort en egen vurdering av nedbørsfeltet ut fra høydekurver, observasjoner i felt og nedbørsfeltet beregnet i Nevina (NVE, 2020) noe som førte til et nedbørsfelt på 0,99 km² vist i figur 3. Et teoretisk volum av innsjøen basert på areal og dybde gir at volumet av innsjøen er på 581 350 m³. (Saunes et al., 2019). Innsjøen er karakterisert som kalkfattig og humøs, på grensen til svært humøs (Bækken, 2012; Saunes & Værøy, 2016). Vannet drenerer videre til Nordre Brutjern og Braneselva, til Gjølssjøen og videre til Haldenvassdraget. Søndre Brutjern er moderat vindutsatt, noe som er av betydning for sirkulasjonsforholdene i innsjøen.

Tabell 1: Tabell over geografiske og morfologiske forhold. Data hentet fra (Bækken, 2012; Saunes & Værøy, 2016; Saunes et al., 2019)

Navn på innsjø	Søndre Brutjern
Kommune/fylke	Marker kommune/ Østfold
Koordinat	N 59.48169, E 11.724343
Dybde prøvepunkt/ maks dybde innsjø	12 m/ 12 m
Moh	169
Areal	0,11 km ²
Nedbørsfelt	0,99 km ²
Nærmeste vei	FV 128 / E18
Vanntype	L106: Humøs/ svært humøs, kalkfattig

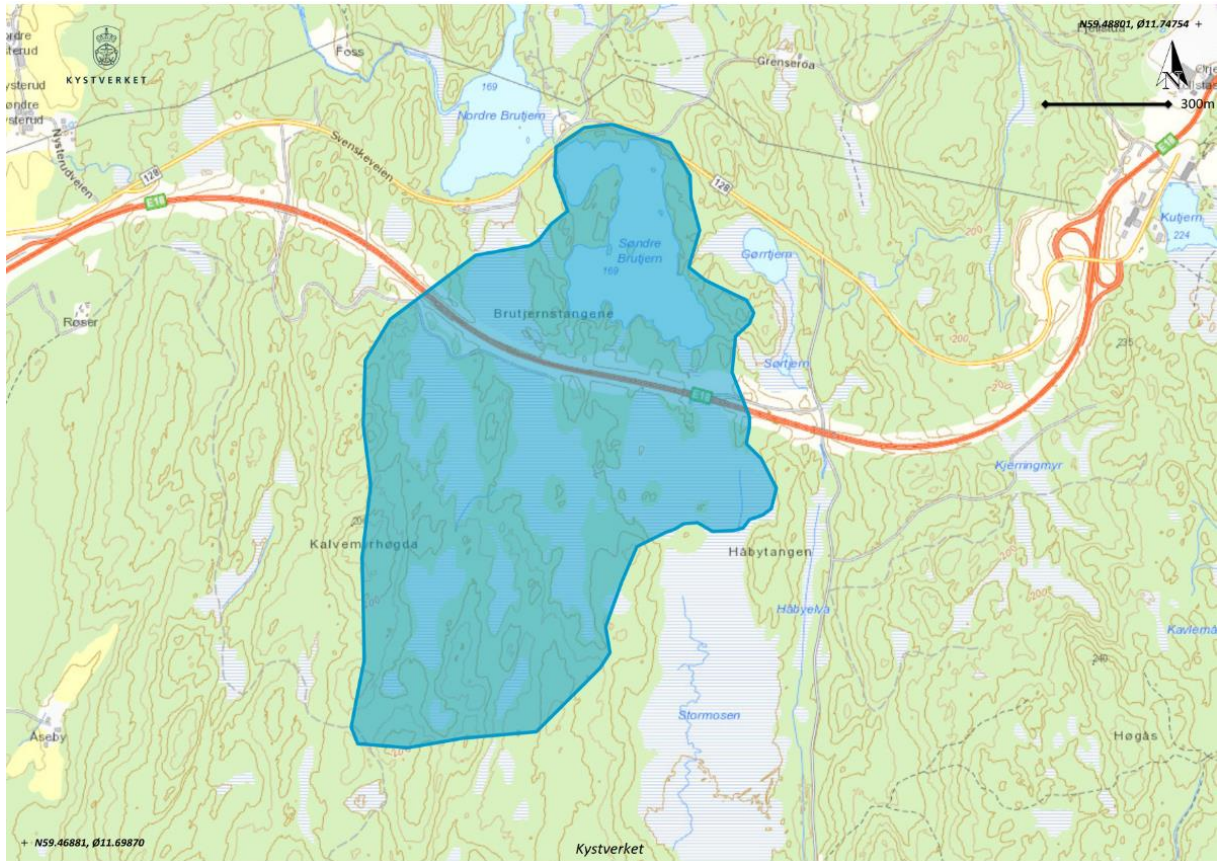


Figur 2: Kart over Søndre Brutjern, Marker kommune, Viken fylke (Kystverket, 2020).

Området har en spesiell geologi hvor hovedbergarten er mylonitt og blastomylonitt vist i vedlegg 3. Mylonitt er en metamorf gneisbergart som er noe mykere enn andre gneisbergarter som kan føre til økende tilførsel av forvitningsmateriale til innsjøen (Norris, 2012).

Mylonitten preger store deler av nedbørsfeltet og er en del av Ørje- mylonittsonen. Mylonitten øker pH i innsjøene ved forvitring og gjør at det er flere sjeldne arter i området. S. Brutjern er derfor klassifisert som en viktig naturtype og har verdi A. Både abbor, gjedde, ørret, ørekyt og mort er registrert i innsjøen. Området rundt brutjernene og sør for brutjernet er et viktig habitat for øyenstikkere og det er registrert 21 forskjellige arter. Det er i tillegg registrert edelkreps som er sterkt truet i tjernet. Edelkreps ble sist registrert i tjernet i 1992 og forekomsten virker derfor noe usikker. (Wergeland Krog, 2012).

Terrenget rundt S. Brutjern er preget av barskog med unntak av de to strekningene hvor E18 ligger. Området rundt innsjøen er preget av et tynt løsmassedekke, blandet barskog med innslag av bjørk og andre treslag, berg og myr. Løsmassene i området er ifølge NGU's kart karakterisert som tynt morenedekke (vedlegg 2).



Figur 3: Kart over Søndre Brutjern med nedbørsfelt, generert med GIS funksjon i Kystverket.

Området rundt er preget av skog og den eneste forurensningskilden i området er gamle E18 og eventuelt nye E18. Nye E18 som ble offisielt åpnet 9. desember 2017 ble bygd på sørsiden, delvis for å begrense mengden veisalt som kom til innsjøen. Fra sørsiden av Søndre Brutjern er det tre små innløpsbekker. To av bekkene drenerer fra Stormosen og går under brua ved E18. Den siste bekken, som er den største, går under E18 i en kulvert og videre ned til Søndre Brutjern. Alle disse bekkene kan bli påvirket av E18 i form av vegsalt og andre forurensninger som kommer med vegavrenning. Gamle E18 som nå heter FV128 har en årstdøgntrafikk (ÅDT) på 567 og nye E18 har en ÅDT på 6152 (Statens Vegvesen, 2019a). I nedbørsfeltet er det beregnet at det er 1668 meter med veg og at gjennomsnittlig saltforbruk i nedbørsfeltet har vært 16047 kg per sesong i perioden 2015- 2018 (Saunes et al., 2019). I forhold til veglengden er det 9,62 tonn vegsalt per km veg i nedbørsfeltet. Både veglengde, saltbruk og innsjøens vindeksponering, er viktige for utviklingen av meromiksis (Haaland et al., 2012; Saunes et al., 2019). Søndre Brutjern er moderat vindutsatt noe som gjør at forholdene ligger til rette for meromiksis i forhold til vind.

3. Material og metode

Denne oppgaven baserer seg på feltarbeid gjort i perioden fra 17. januar til 26. august i 2019, hvorav prøvetaking foregikk fra april til august. Prøvetakingen ble gjort over en lengre periode for å med eventuelle variasjoner fra isløsning til sent på sommeren. Alle laboratorieanalyser er gjort ved Norges miljø- og biovitenskapelige universitet, Fakultet for miljøvitenskap og naturforvaltning i løpet av høsten 2019.

3.1 Feltarbeid

3.1.1 Undersøkelser av dybde og konduktivitet

Feltarbeidet startet 17. januar 2019 mens Søndre Brutjern var dekket av is. For å undersøke dybdeforhold i innsjøen og konduktivitet ved forskjellige dyp ble det boret 59 hull spredt utover innsjøen. Prøvepunktene ble valgt ut for å få et mest mulig representativt bilde av hele



innsjøen med tanke på dybde og konduktivitet ved ulike dyp. Dybde av stasjonen ble målt før konduktiviteten ble målt hver meter helt til bunn. For å måle dybde ble det brukt et målebånd med et lodd nederst som ble senket helt til bunn. For å kartlegge posisjon av stasjonene ble det brukt en håndholdt Garmin GPS. Konduktivitet og temperatur ble målt med en håndholdt WTW ledningsevne sensor.

Figur 4: Bilde tatt 17. januar 2019 ved dybde og konduktivitetsmåling.

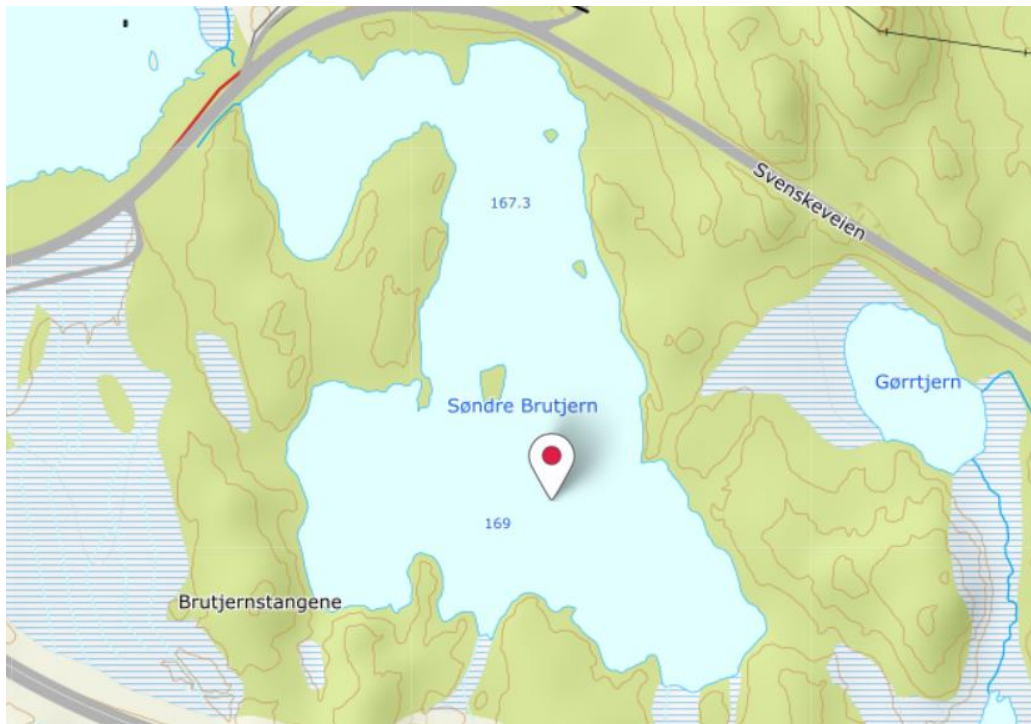
3.1.2 Vannprøver fra Søndre Brutjern

Prøvetakingen startet 10. april 2019 og foregikk hver andre uke fram til 26. august 2019. Stasjonen hvor prøvetakingen skjedde vises i figur 5. Prøvetakingen foregikk ved bruk av båt med elmotor. Det ble målt oksygenkonsentrasjon, oksygenmetning og temperatur in situ for hver meter ned til mellom 11 og 12 meter ved å senke to sensorer fra båten. Sensorer var av typen YSI Pro Odo for å måle oksygenmetning, oksygenkonsentrasjon og temperatur.

Det ble brukt en Rüttner vannhenter av plast for å ta vannprøve fra 0,5 m, 2 m, 4 m, 6 m, 8 m, 10 m og mellom 11 og 12 meters dyp. Vannhenteren var av plast for å unngå kontaminering av metaller og vannhenteren ble skylt før bruk. Før hver prøve ble prøveflasken skylt tre ganger før flasken ble fylt med 0,5 liter prøvevann. Vann fra vannhenteren ble fylt i en sylinder og i sylindere ble det målt pH og konduktivitet. Det ble brukt en MU6100 H med en pHenomenal CO11 elektrode for å måle konduktivitet og en pHenomenal 111 elektrode for å måle pH. Sylindere ble skylt med prøvevann for hver gang. Prøvevannet ble filtrert gjennom et glassfiberfilter og et mikrofilter med en porestørrelse på 0,45 µm. Prøvene ble deretter fylt på egnede flasker og nedfrost for senere analyser. 50 ml ufiltrert prøve ble oppløst med 2,5 ml 5 % ultraren HNO₃ ved ankomst tilbake på laboratoriet og lagret i romtemperatur for senere analyser av metaller. For hver prøverunde ble det også tatt en blank prøve som kontroll for kontaminering.

3.2 Kontinuerlig overvåking med sensorer

For å kartlegge kontinuerlige konduktivitets- og temperaturdata ble det satt ut en sensorrekke på 12 meters dyp den 06.02.19. Det ble satt ut 6 egne loggere for å måle temperatur og 5 loggere som målte både konduktivitet og temperatur. Sensorene var av typen HOBO og målte konduktivitet og temperatur hver time. Målingen av konduktivitet ble korrigert for temperatur til 25 °C. Etter bestemmelse av konduktivitet og dyp i hele Søndre Brutjern 17.01.19 ble det oppdaget at det er tre forskjellige basseng i innsjøen som vist i figur 6. For å oppdage eventuell saltpåvirkning fra E18 ble det bestemt å plassere sensorkjeden i det sørligste bassenget vist i figur 5. Her var det 12 meter dypt og høy ledningsevne, i tillegg til at det var nært E18. Ved plassering av sensorene var det viktig å få med eventuelle endringer over tid i tillegg til endringer ved ulike dyp. Konduktivitetsloggere ble derfor plassert på 3, 6, 7, 8 og 11 meters dyp. For å få med eventuell temperatursjiktning ble temperaturloggere plassert både i epilimnion og hypolimnion på henholdsvis 2, 4, 5, 9, 10 og 12 meters dyp. Plasseringen av sensorkjeden er ved samme lokasjon hvor det ble prøvetatt gjennom sesongen og punktet som ble brukt vises i figur 5. Sensorkjeden var utplassert fra 06.02.19 til 26.08.19.



Figur 5: Kart Søndre Brutjern med punkt hvor sensorkjeden ble satt ut. Koordinater: N 59.48169, E11.724343 (WGS 84 UTM sone 32).

3.3 Analyser på laboratoriet

3.3.1 Analyse av metaller og kationer

For å analysere metaller og andre sporelementer ble det brukt en Agilent 8800 triple quad instrument som analyserte ved ICP – MS (Inductive coupled plasma mass spectrometry) og ICP-OES (Inductive coupled plasma optical emission spectrometry). Analysen målte den syreoppløselige delen av metallene fra vannprøvene. Ved bruk av ICP- MS ble det målt konsentrasjoner av K, Cr, Mn, Ni, Zn, Cd, Pb, Cu og Sb. Metaller med antatt høye konsentrasjoner ble målt ved ICP- OES. Det ble derfor målt konsentrasjoner av Al, Mg, Ca, Fe, Mn, Na og S ved ICP- OES. Ved analyse med ICP – OES blir prøvematerialet injisert i analyseapparatet som en aerosol. Denne aerosolen av prøvematerialet blir deretter ført inn til en plasma med temperatur på 6000-8000 grader celsius som brukes til å eksitere atomene som har en karakteristisk elektromagnetisk stråling. Denne karakteristiske strålingen brukes deretter for å identifisere metallene og styrken på strålene brukes for å bestemme mengden. Analysen var i henhold til norsk standard (ISO 17294-2:2016) og utført av kompetent personell ved laboratoriet ved Fakultet for miljøvitenskap og naturforvaltning.

Ved analyse med ICP- MS følger samme metode hvor prøven går inn til plasma. Denne metoden er derimot mer nøyaktig og brukes for lavere konsentrasjoner. Etter prøvematerialet

har gått gjennom plasmaet vil ionene gå gjennom et massespektrometer som bestemmer type ioner og mengde. Analysen var i henhold til norsk standard (NS-EN-ISO 11885:2009) og utført av kompetent personell ved laboratoriet ved fakultet for miljøvitenskap og naturforvaltning.

For de ulike metallene følger det en viss kvantifikasjonsgrense og en deteksjonsgrense som er lagt til som vedlegg 1.

3.3.2 Analyse av anioner

Analysering av klorid og sulfat ble gjort med ionekromatograf (XYZ auto sampler ASX-500 series, Zellweger analytics IC 5000). Den filtrerte prøven ble først sendt gjennom en kolonne med resin. I kolonnen vil alle anionene i prøven binde seg. En mobilfase bestående av karbonater og bikarbonat ble deretter sendt gjennom kolonnen som ionebyttet anionene i kolonnen. Prinsippet ved ionekromatografi går ut på at maskinen registrerer tiden det tar før anionene blir sendt ut av kolonnen. Etter kolonnen er det montert en supressor som senker bakgrunnsnivået av konduktivitet forårsaket av karbonat og bikarbonat. Det er deretter en detektor som måler konduktiviteten av eluatet. En programvare vil deretter lage en kurve med en topp som registrerer anionene. For å beregne konsentrasjonen av anionene beregnes arealet under kurven og dette blir sammenlignet med en standardkurve. Analysen ble utført av kompetent personell ved fakultet for miljøvitenskap og naturforvaltning. Metoden følger norsk standard NS- EN- ISO 10304-1.

3.3.3 Analysering av DOC

Analysering av DOC (løst organisk karbon) ble gjort på filtrerte prøver. Analyse av DOC ble utført med en Shimadzu organisk karbon analysator (ASI-V og TOC-V CPN) med en deteksjonsgrense på 0,2 mg/l. Før måling ble prøven tilsatt HCl og boblet gjennom med syntetisk luft. Dette ble gjort for å fjerne uorganisk karbon i prøvene. Prøven ble deretter forbrent med en platinakatalysator ved 680 °C. Ved å gjøre dette ble alt av organisk karbon omgjort til CO₂. Mengden CO₂ ble deretter målt infrarødt og man kunne fastslå mengden DOC i prøven. Metoden er i henhold til den norske standarden NS-EN 1484 IR. Analysen ble gjort av kompetent personell ved laboratoriet ved NMBU fakultet for miljøvitenskap og naturforvaltning.

3.3.4 Måling av farge

Måling av farge ble utført ved bruk av filtrerte prøver. Prøven ble helt over i en 5 cm glasskyvette og målt ved spektrofotometeret Shimadzu UV-1201 ved 410 nm. Metoden følger

norsk standard NS-4787. Vannets farge ble målt opp mot en referanseløsning av kaliumheksaklorplatinat og koboltklorid i destillert vann. Fargen er derfor oppgitt som fargeenheter tilsvarende konsentrasjon av platina og er uttrykt som mg/l Pt. Konsentrasjon av standard er en standard platinaløsning på 100 mg /l Pt hvor absorbansen av denne er 0,266 ved 410 nm.

3.4 Statistiske analyser – PCA og T-test

Microsoft Office Excel ble brukt for å organisere data og for å lage grafer fra loggere og enkelte andre grafer. For å lage isopletdiagrammer over metaller, temperatur, konduktivitet og anioner som sulfat og klorid ble den statistiske programvaren Minitab brukt. Minitab ble også brukt for å gjøre en principal component analysis (PCA). En PCA-analyse er en multivariat analyse hvor man undersøker statistisk hvordan parametere korrelerer og hva som forklarer variasjonen i datasettet. Ved en PCA-analyse får man flere akser. Den første aksen (PC1) viser den største variasjonen i datasettet, PC2 viser den nest største osv. Antallet akser er likt antall variabler man bruker. I PCA analysen ble det undersøkt korrelasjonen mellom de ulike metallene og andre mulige forklaringsvariabler som DOC, konduktivitet, farge, Cl, SO₄, oksygenmetning og pH. Dette ble gjort for alle analysedata. Det ble også gjort flere ulike PCA analyser, både for hele vannsøylen, 0,5 – 6 m og for 6- 11,5 (12m). For å unngå ekstremverdier ved bruk av de ulike parameterens måleenheter ble alle data normalisert ved å log transformere de med formel ($\log x+1$).

For å teste om det var signifikante forskjeller i konsentrasjoner av metaller mellom topp og bunn av innsjøen ble det gjort en paret t- test. T- testen ble utført for alle prøvetakinger og sammenligningen ble utført mellom konsentrasjoner fra 0-4 meter som første gruppe og 8- 11,5 meters (12) dyp som andre gruppe. Ved å bruke en paret t- test var det mulig å se om det var statistisk signifikant forskjell ($P < 0.05$) i konsentrasjoner av metaller mellom topp og bunn.

3.5 Usikkerhet og feilkilder

Ved prøvetaking av vann for metallanalyser kan det alltid oppstå kontaminering av prøveflasker, prøvetakingsutstyr osv. som fører til for høye metallkonsentrasjoner. Under prøvetaking kan også prøven bli tatt ved litt forskjellige dyp. Dette kan føre til varierende verdier, spesielt ved prøvetaking ned mot bunn og i kjemoklin. Her kan det være brå endringer både rett over sediment og i kjemoklin, noe som kan påvirke resultatene. Sensorkjeden lå som et referansepunkt for prøvetakingen, og båten som prøvetakingen skjedde fra var alltid hektet i sensorkjeden. I løpet av sesongen måtte batterier på sensorene

byttes 4 ganger. Da var vi nødt til å ta opp sensorene og sensorkjeden kan ha blitt flyttet litt. Dette kan ha påvirket resultatene noe, men ikke i veldig stor grad, da det ble målt dybde for hver gang, og punktet ble sjekket med GPS. Under opptaking av sensorer ble det feilmålinger. Data fra timen før og etter ble derfor fjernet fra datasettet til loggerne.

Ved konservering av prøver kan det være forurensning av syre og av prøveflasker. Ved lagring over lengre tid kan det muligens utløse kobber fra lokket i prøveflaskene. Et annet alternativ kan være at det er kobberforurensning fra vannrør inne på NMBU. Ved bruk av destillert vann skal det ikke være forurensning fra noen ioner, men det kan skje, og dette er en mulighet til kobberforurensningen. Det er knyttet usikkerhet til mengden kobber i prøvene og årsaken til feilkilden er usikker.

En av feltdagene (02.05) ble det bare tatt prøver ned til 10 meter på grunn av dårlig vær. Dette påvirker ikke resultatene nevneverdig. 01.07 og 29.07 ble pH målt på lab istedenfor i felt på grunn av forglemt utstyr i felt. Dette skal heller ikke påvirke resultatene i særlig grad. 10.04 ble pH målt i felt, men pH måleren er antatt å være feilkalibrert. Disse dataene er derfor tatt bort fra datasettet.

3.6 Værddata

Værddata ble hentet fra eklime.net som er en tjeneste levert av meteorologisk institutt (Met, 2019). Nedbørdata ble hentet fra værstasjon 1950 ved Ørje som er den nærmeste værstasjon til Søndre Brutjern. Data ble hentet fra 01.01.19 til 31.08.19, noe som dekker hele perioden for forsøket. For å sammenligne data fra denne perioden med normalperioden ble det hentet nedbørdata fra normalperioden 1961-1990. Det var ikke mulig å finne temperaturdata til denne værstasjonen, og det ble derfor benyttet den nest nærmeste værstasjon som ligger i Rakkestad. Her ble det også hentet data fra 01.01.19 til 31.08.19. Det ble innhentet normaldata fra perioden 1961-1990 for sammenligning.

3.7 Dybdekart og konduktivitetsdifferansekart

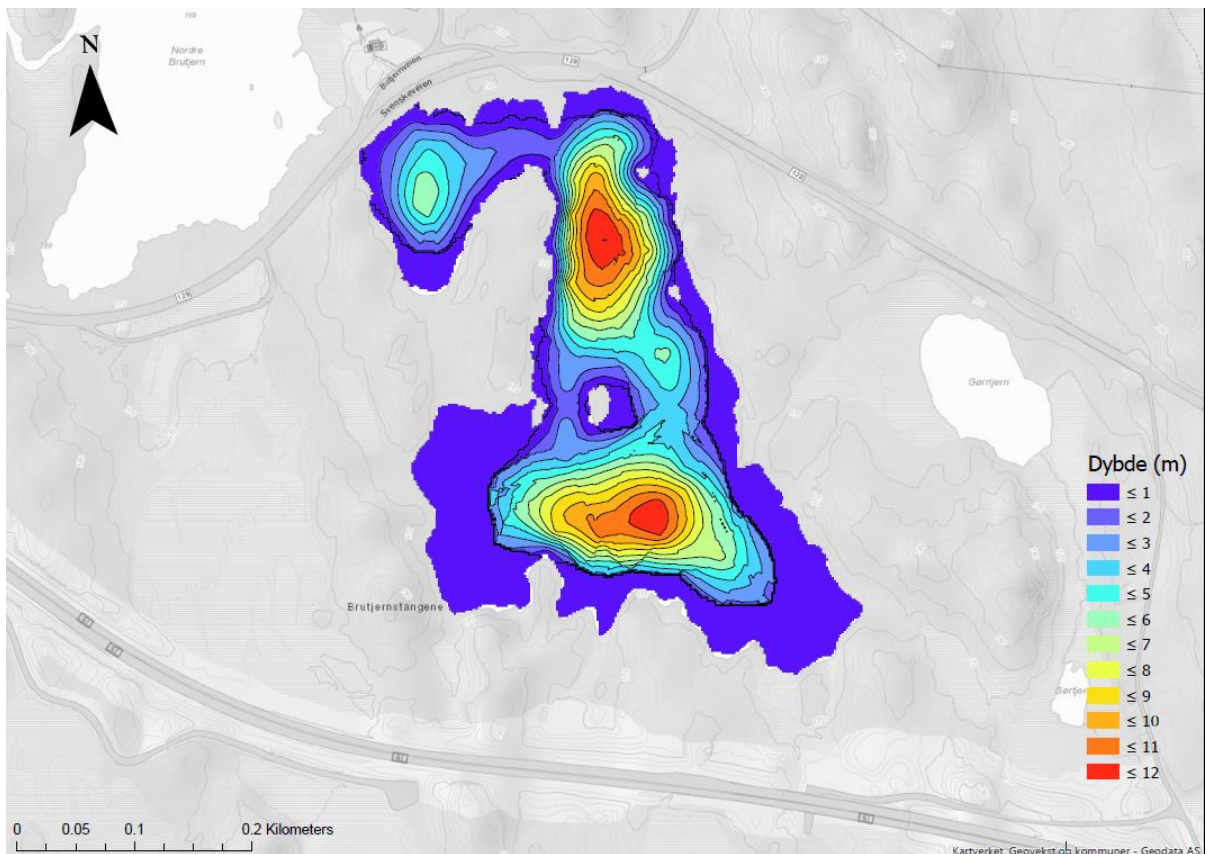
Dybdekart og konduktivitetsdifferansekart ble utformet ved å bruke Gis programmet ArcGIS Pro. Data lagt til grunn for kartet ble uthentet 17. januar 2019 som tidligere beskrevet. I ArcGIS Pro ble disse 59 punktene plassert over Søndre Brutjern ved å bruke GPS lokasjoner. Dybden av punktene ble brukt for å lage dybdekartet ved å interpolere dybden mellom punktene for å lage overganger mellom punktene. Interpoleringsmetoden som ble brukt var Kriging «nearest neighbour» metoden. For å lage konduktivitetsdifferansekartet ble

konduktiviteten i topp trukket fra konduktiviteten i bunn ved de 59 punktene. For å lage overganger mellom punktene ble det også interpolert mellom disse punktene ved å bruke Kriging. Utformingen av kartene ble gjort i samarbeid med Vebjørn Hagen som er GIS medarbeider ved NMBU.

4. Resultater

4.1 Dybdeforhold

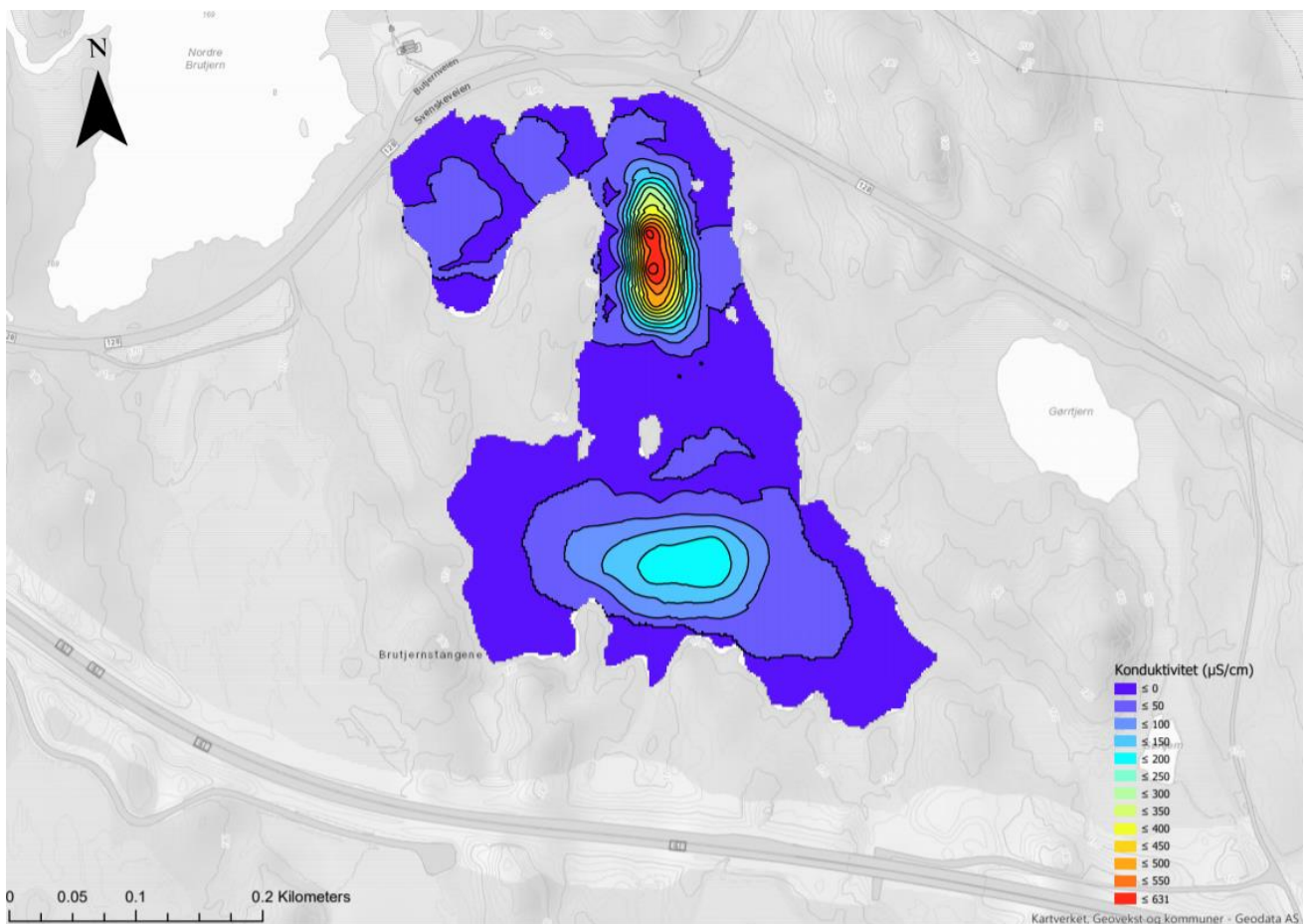
Dybdekart over Søndre Brutjern vises i figur 6. Kartet viser at det er tre bassenger i innsjøen, hvor det er to bassenger som er opptil 12 meter dype. Mellom bassengene er det veldig grunt, noe som fører til at det er terskler mellom de tre bassengene som reduserer transporten av vann mellom dem. Bassenget hvor det er 12 meter dypt helt i sør er det området hvor vi bestemte oss for å ha prøvetakingsstasjon.



Figur 6: Dybdekart over Søndre Brutjern. Kartet er laget i ArcGIS pro ved bruk av interpolering med kriging ut fra 59 dybdepunkt.

4.2 Konduktivitetskart

Differansen mellom konduktivitet mellom topp og bunn vises som et kart i figur 7. Kartet viser at det er to adskilte basseng som skiller seg ut fra resten av innsjøen. Bassengene med høyest differanse i konduktivitet er også bassengene hvor det er dypest med omtrent 12 meter ned til bunn. Bassenget viser høyest differanse i konduktivitet med opptil 631 $\mu\text{S}/\text{cm}$ i forskjell mellom topp og bunn. Dette gir høye forskjeller i tetthet mellom bunn og topp. Bassenget i sør er samme sted hvor vi har tatt vannprøver som også viser stor forskjell i konduktivitet mellom topp og bunn med opp til 180 $\mu\text{S}/\text{cm}$ i differanse.



Figur 7: Fordeling av konduktivitet ($\mu\text{S}/\text{cm}$) som differanse mellom topp og bunn i S Brutjern 17. januar 2019.

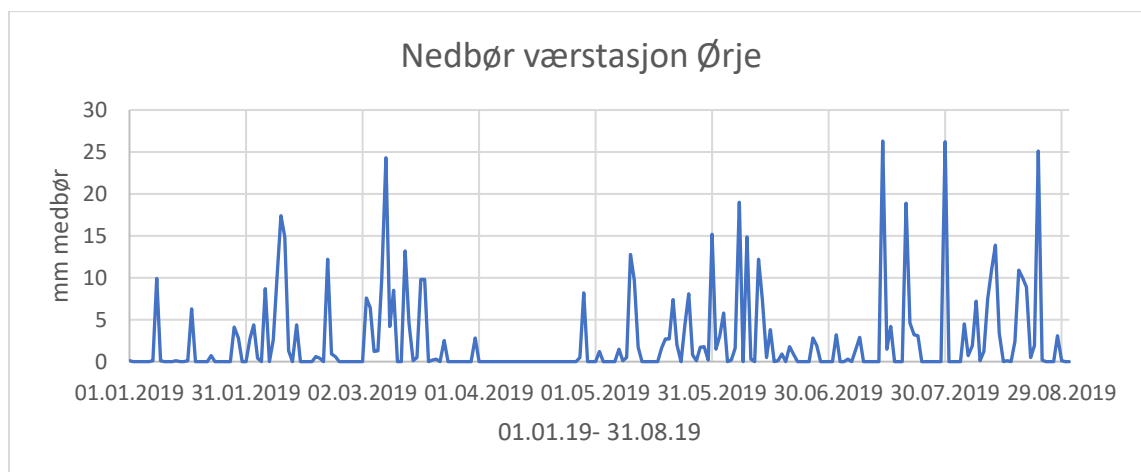
4.3 Feltobservasjoner

Ved 11,5-12 meters dyp ble det under alle prøvetakingene registrert lukt av H_2S . Lukten var ganske sterk og økende i løpet av perioden. I løpet av prøvetakingsperioden ble lukten av H_2S registrert ved minkende dyp, og ved siste prøvetaking ble det registrert lukt fra 6 meter og nedover. Dette kan sammenfalle med den økende graden av anoksiske forhold. Under feltarbeid ble det også observert i vannhenteren det som antas å være jernbakterier under alle

prøvetakingene ved 11,5-12 meters dyp. På samme måte som ved lukten av H₂S ble det observert jernbakterier ved minkende dyp i løpet av perioden. Ved siste prøvetaking ble det også observert mørkere vann enn tidligere i tillegg til små bobler av gass ved 11,5 meters dyp.

4.4 Værdata, temperatur, oksygen og pH

Nedbørdata fra værstasjon 1950 som er nærmeste værstasjon til Søndre Brutjern er vist i figur 8. Figuren viser nedbør under perioden med feltarbeid og andre analyser fra 01.01.19 til 31.08.19. Figuren viser at nedbøren varierer en del og at det er enkelte topper med opp mot 26,3 mm nedbør på ett døgn. Totalt ble det målt 587,2 mm nedbør i løpet av perioden. Sammenlignet med normalen er det en del forskjeller. I februar og mars var det opp til dobbelt så mye nedbør som normalen, mens i januar og april var det henholdsvis bare 44 og 20 % av normalen. I juni, juli og august var det gjennomsnittlig 120 % av normalen (Grinde et al., 2019). Nedbørdata kan sammenlignes med konduktivitetsdata fra Søndre Brutjern for å undersøke om det er en korrelasjon med nedbør og konduktivitet.

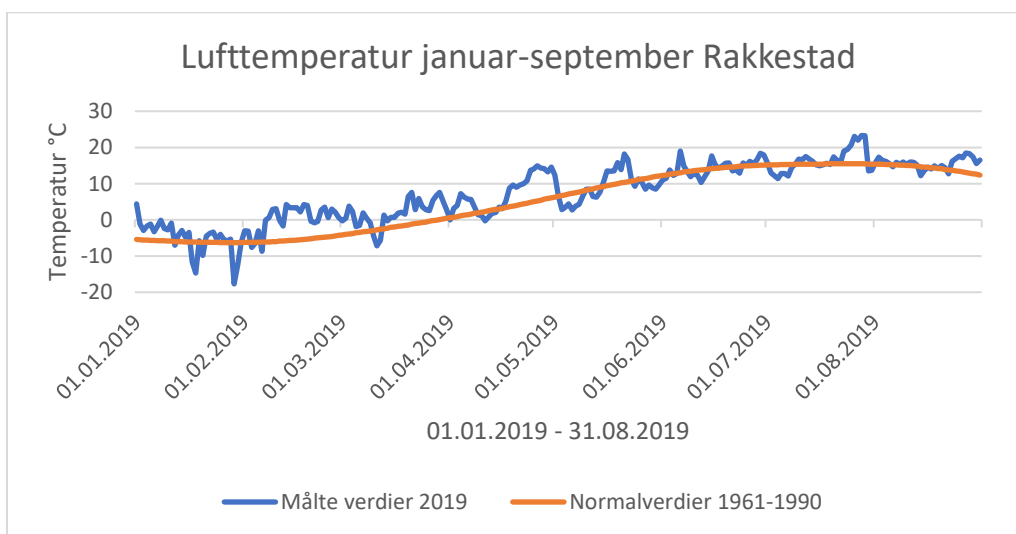


Figur 8: Nedbør i mm fra værstasjon 1950. Værdataene er fra 01.01.19 til 31.08.19 og viser døgnverdier (Met, 2019).

Tabell 2: Nedbør Ørje oppgitt i mm og normaldata fra 1961-1990 oppgitt i mm. Avvik fra normalen i % er oppgitt i høyre kolonne. Data til tabellen er hentet fra Grinde et al. (2019).

Måned	Nedbør Ørje (mm)	Normalen 1961-1990 (mm)	Avvik fra normalen %
Januar	24,3	55,23	44
Februar	81,7	44,89	82
Mars	107,2	48,07	123
April	8,7	43,5	20
Mai	77	55,8	138
Juni	78,7	69,04	114
Juli	95,9	n.d	n.d
August	114,5	92,34	124

Målt lufttemperatur sammenlignet med normalverdier fra perioden 1961- 1990 vises i figur 9. Temperaturen viser en relativ jevn stigning fra slutten av januar og ut august. Laveste temperatur ble målt 29.01.19 med $-17,7\text{ }^{\circ}\text{C}$ og høyeste temperatur målt var $23,3\text{ }^{\circ}\text{C}$ den 29.07.19. Middeltemperatur i denne perioden var $7,5\text{ }^{\circ}\text{C}$. Temperaturen er sammenlignet med normaltemperaturen i Rakkestad. Generelt ser det ut som temperaturen har vært noe høyere enn normalen i måleperioden. Spesielt i februar/ mars er det høyere, noe som korrelerer med en god del nedbør. Høy temperatur og nedbør førte til at isen i Søndre Brutjern gikk ca 8. april. Videre utover mai- juni har temperaturen fortsatt å stige, noe som førte til en temperatursjiktning i innsjøen.

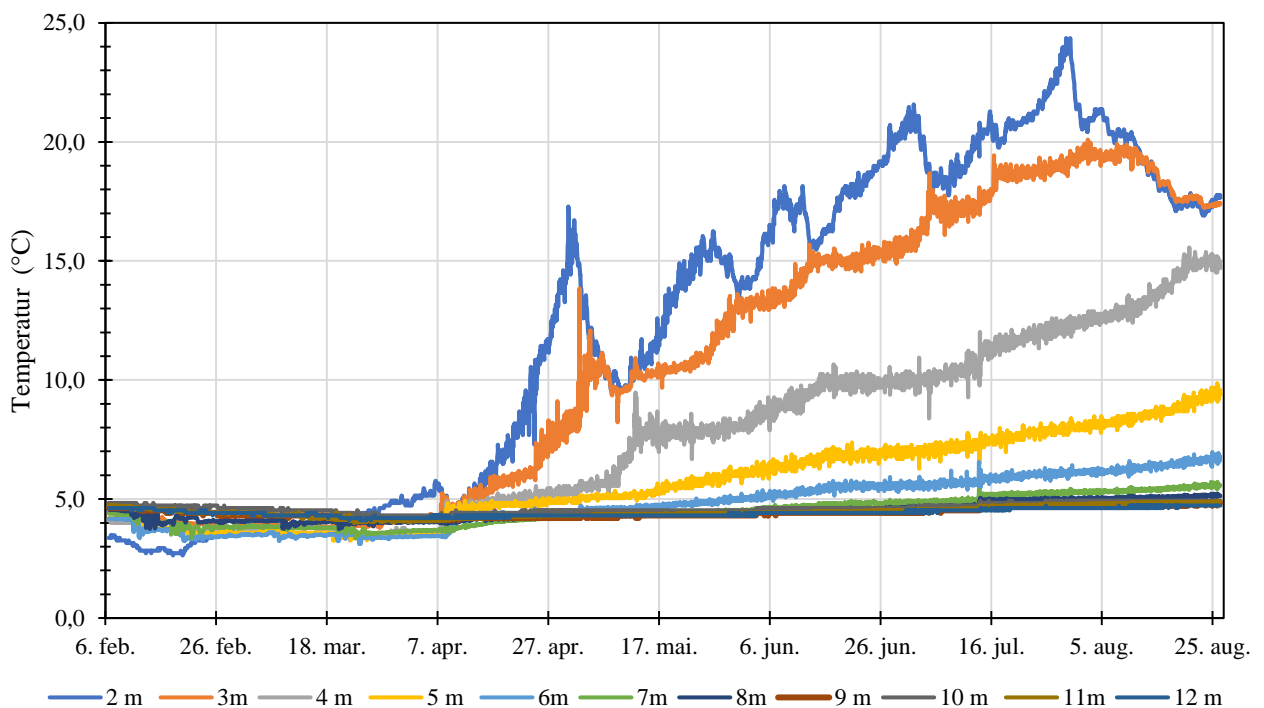


Figur 9: Temperatur fra Rakkestad i $^{\circ}\text{C}$. Måleperioden er fra 01.01.2019 - 31.08.2019 og viser gjennomsnittlige døgnmålinger (Met, 2019).

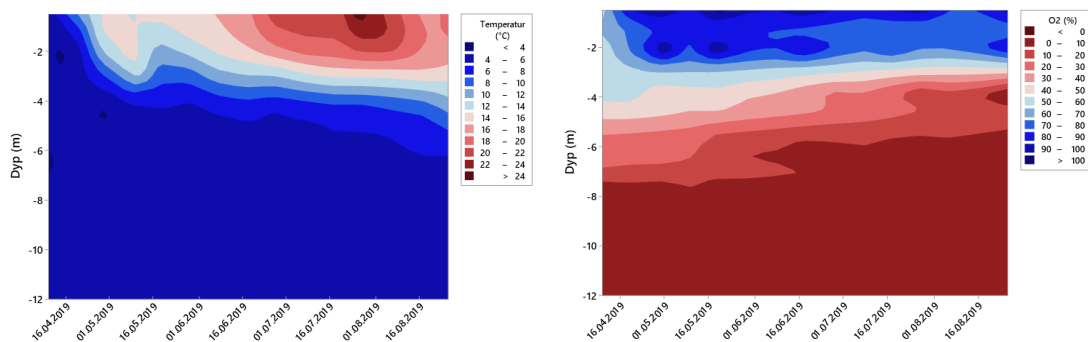
Temperaturen i innsjøen, vist i figur 10 og 11, viser at det er tydelige forskjeller mellom epilimnion og hypolimnion. Ved første prøvetaking var det lik temperatur i hele innsjøen på rundt 4 grader. Utover våren og sommeren har det utviklet seg en tydelig temperatursjiktning mellom topp og bunn ved ca 4-5 m meter. Temperaturdata fra loggerne plassert ved samme sted som prøvetaking foregikk viser samme trend. Rundt 8.04.19 er det lik temperatur ved alle dyp i innsjøen. Dette kommer antageligvis fra isløsning som foregikk i denne perioden og muliggjorde det. Det er tydelig at det er en temperatursjiktning i innsjøen utover sommeren. Ved 8,9,10,11 og 12 meter er det lik temperatur i løpet av hele sesongen og fra 2-6 meter er det en klar økning fra isløsning og utover sesongen. Ved 7 meter ser man også en svak økning i temperatur utover sommeren. Temperaturdata fra loggeren ved 2 meters dyp korrelerer med lufttemperaturen vist i figur 8. Fra 10.04 er det en rask stigning i temperatur, noe som vises

både i lufta og vannet. Den raske stigningen i vanntemperatur i de øvre vannlag er muliggjort på grunn av isløsningsen.

Oksygenivået målt i % metning viser en tydelig trend (figur 11). Generelt ser vi at i de nederste 6 meterne er det anoksiske forhold og rundt 4-5 m under overflaten er det oksiske forhold. Ved begynnelsen av prøvetakingsperioden var det anoksiske forhold fra 8-12 meter og suboksiske forhold fra ca 6-8 meter. Ved bruk av måleinstrumentet vil det være noe usikkerhet rundt om det er anoksiske forhold og man vil bare kunne si at det er det mest sannsynlig. På grunn av utviklingen av H₂S vil man kunne bekrefte de anoksiske forholdene. Utover sesongen har det blitt mindre oksygen i høyere vannlag og andelen av innsjøen med anoksiske forhold øker betraktelig utover sesongen. I slutten av august er det ikke oksygen fra 5 meter og nedover. Det betyr at i løpet av sommeren har andelen anoksiske sone i innsjøen nesten fordoblet seg. Ut fra figur 11 ser man også at det er antydning til en viss korrelasjon mellom økt temperatur og lavere metning av oksygen.



Figur 10: Temperaturdata fra loggere ved 2,3,4,5,6,7,8,9,10,11 og 12 meters dyp. Data fra 06.02.19-26.08.19. Loggere ble plassert ved N 59.48169, E11.724343 (WGS 84 UTM sone 32).



Figur 11: Isoplet diagram med tid og dyp som viser temperatur til venstre og oksygenmetning til høyre.

pH i innsjøen varierte mellom 6,2 og 7,4. Det var tegn til noe høyere pH i overflaten, spesielt tidlig i sesongen, men det var ingen klar trend. Høyeste pH ble målt ved 2 meters dybde 02.05 til 7,4 og laveste pH var 6,2 12.08 ved 4 meters dyp.

4.5 Konduktivitet kontinuerlige loggere

Konduktivitet ble målt hver time ved bruk av loggere fra 06.02.19 til 26.08.19 ved 5 ulike dyp. Konduktivitet ved 3 meter er ganske stabilt fram mot juli måned og holder seg rundt 150-160 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Det er en liten nedgang rundt 08.04 da konduktiviteten går ned til 117 $\mu\text{S}/\text{cm}$ som sammenfaller med isløsnning. I juli og august måned varierer konduktiviteten mer, med minimum og maksimum verdier fra 160 $\mu\text{S}/\text{cm}$ til 300 $\mu\text{S}/\text{cm}$ den 19.09.08.

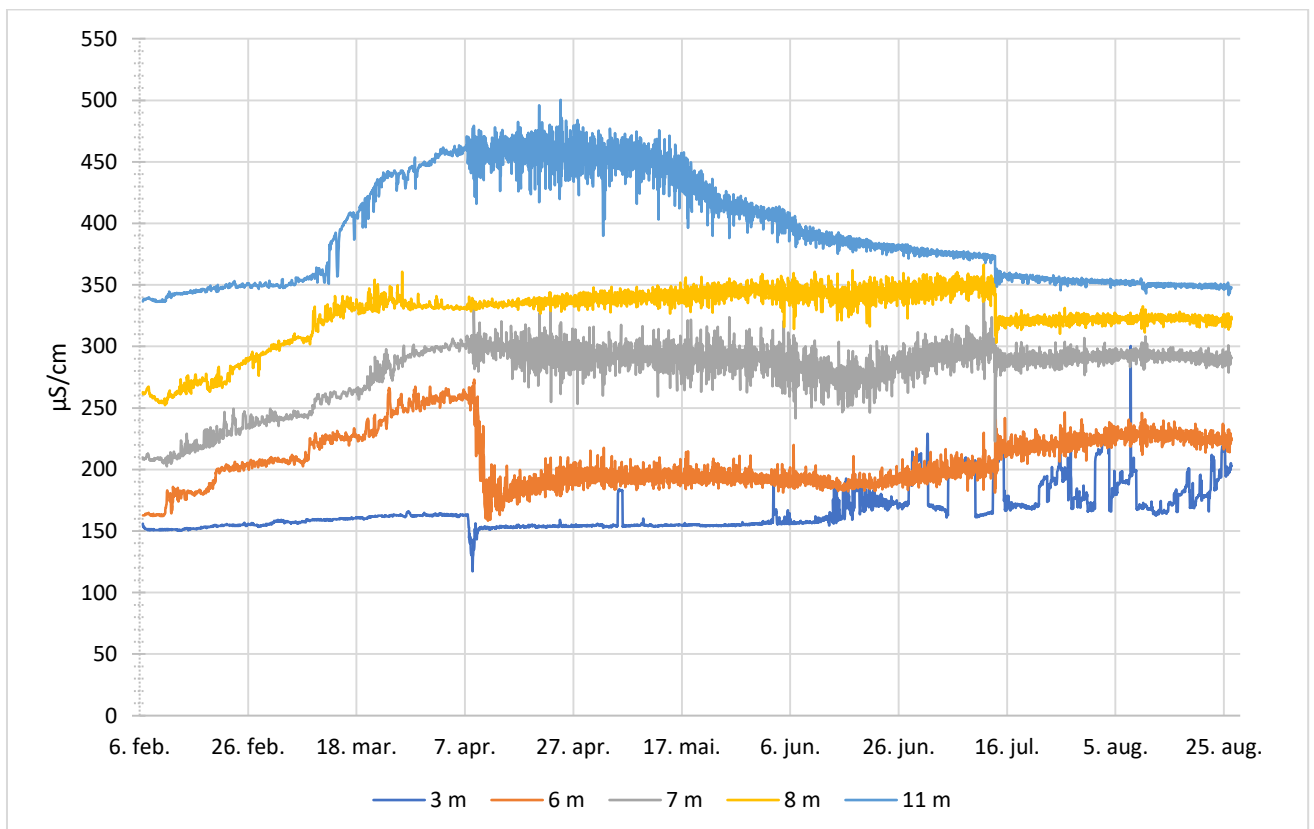
Konduktiviteten ved 6 meters dyp viser større variasjon enn ved 3 meters dyp. Den 06.02 var konduktiviteten på ca 160 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Fram mot 08.04 er det en jevn stigning opp til 280 $\mu\text{S}/\text{cm}$, før den synker raskt ved isløsnning og går ned mot ca 170 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Etter dette er konduktiviteten jevn og holder seg stabil før det er en liten stigning fra rundt 20.06. 13.07 er det en markant økning i konduktivitet fra ca 200 $\mu\text{S}/\text{cm}$ til rundt 220 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Denne økningen holder seg stabil fram til 26.08.

Ved 7 meters dyp er det samme trend som den ved 6 meter fram mot 08.04 hvor det er en jevn stigning fra 210 $\mu\text{S}/\text{cm}$ 06.02 til ca 300 $\mu\text{S}/\text{cm}$ 08.04. Etter 08.04 er den relativt stabil med noen daglige svingninger. Det er et fall i konduktivitet 13.07 som sammenfaller med nedgangen vi ser ved 8 meter. Denne nedgangen er relativt kortvarig og konduktiviteten stabiliserer seg på samme nivå som tidligere i etterkant.

Resultater ved 8 meters dyp viser samme trend som for 6 og 7 meter med en stigende konduktivitet fram mot 08.04, dog ikke like stor økning. Konduktiviteten ser ut til å stabilisere seg tidligere ved 8 meter enn ved 6 og 7 meter. Her ser man også et dropp 13.07 hvor

konduktiviteten etter dette ligger jevnt lavere ved ca. 315 $\mu\text{S}/\text{cm}$ mot ca. 340 $\mu\text{S}/\text{cm}$ som det var tidligere i sesongen.

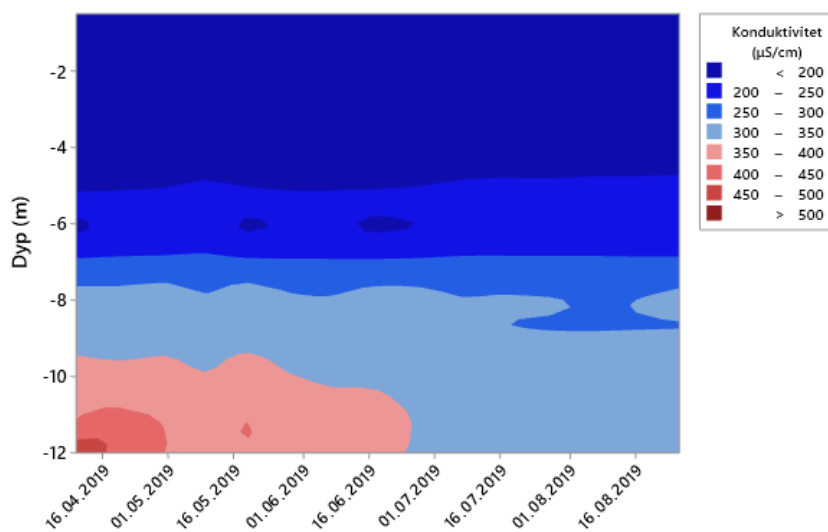
Ved 11 meter ser man de største variasjonene. Fra 06.02 til 12.03 stiger konduktiviteten jevnt fra 336 til 351 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Fra 12.03 er det derimot en markant økning fram mot isløsning hvor den stabiliserer seg på ca. 450 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Fra midten av mai er det en nedgang helt fram til 26.08 hvor den tilslutt ender på den samme konduktiviteten 26.08 som var opprinnelig 06.02 på ca. 340 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Man ser samme fallet her som ved 8 meter 13.07 hvor det er en nedgang som holder seg stabilt.



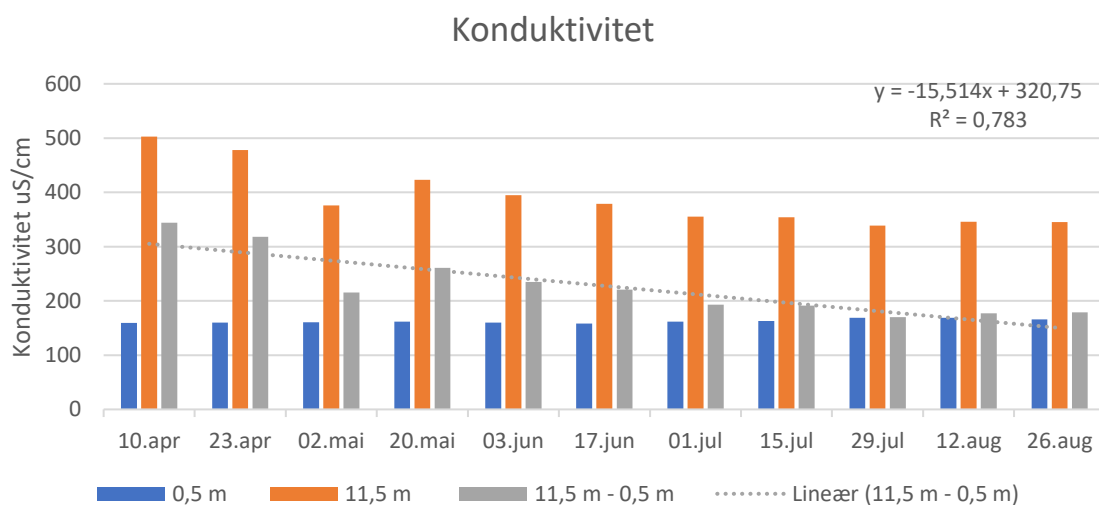
Figur 12: Konduktivitet målt i $\mu\text{S}/\text{cm}$ fra loggere ved 3, 6, 7, 8 og 11 meters dyp. Data er fra 06.02.19 – 26.08.19. Loggere ble plassert ved N 59.48169, E11.724343 (WGS 84 UTM sone 32).

4.6 Konduktivitet, klorid, natrium, DOC og farge fra vannprøver

Målinger av konduktivitet fra prøvetakingen vises i figur 13. Disse dataene viser samme trend som for loggerdata. Det er tydelig høyest konduktivitet i bunn, og konduktiviteten minker i bunn i løpet av sesongen. Både loggerdata og data fra prøvetakingen støtter antagelsen om at innsjøen er meromiktisk. Det er et tydelig kjemisk skille mellom topp og bunn i innsjøen, noe som illustreres godt i figur 13. Det er også indikasjoner på tilførsel av vegsalt vist i figur 15 som natrium og klorid tidlig i sesongen. Vist i figur 14 er en lineær regresjon av differansen i konduktivitet mellom topp og bunn utover sesongen. Denne viser at forskjellen i konduktivitet er størst på våren når det er tilførsel, for deretter å reduseres utover sommeren.

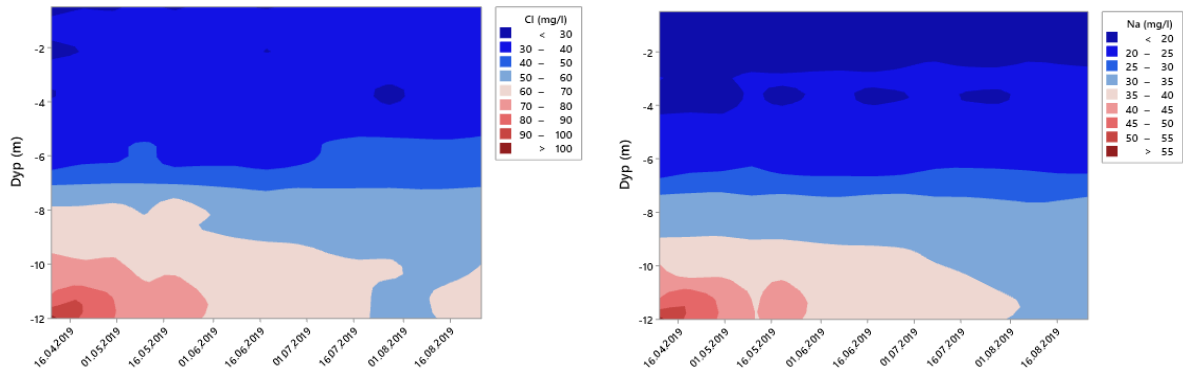


Figur 13: Isopleth diagram tid-dyp. Viser konduktivitet målt i uS/cm fra 10.04.19 – 26.08.19.



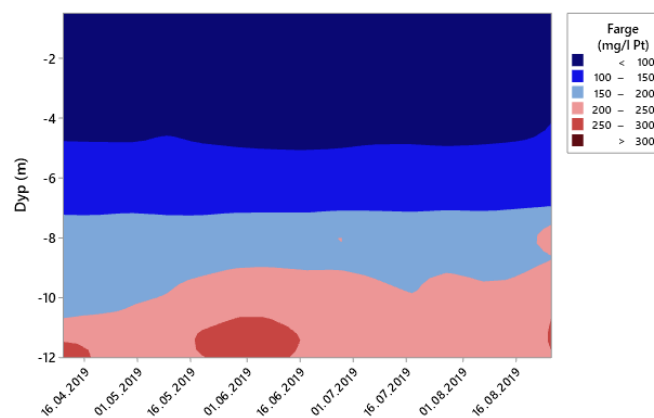
Figur 14: Viser de ulike målingene av konduktivitet fra 10.04 til 26.08. Figuren viser konduktivitet ved 0,5m, 11,5 m og differansen mellom 11,5 og 0,5 m.

Både natrium og klorid har høyest verdi i begynnelsen av prøvetakingsperioden vist i figur 15. Begge parameterne har høyest konsentrasjon 10.04 med verdier på henholdsvis 105 mg/l og 57 mg/l, noe som korrelerer med de høyeste målingene av konduktivitet. For både natrium og klorid ser man at det er høyest konsentrasjon i bunn i løpet av hele perioden. Dette samsvarer også med det man ser i figur 12 og 13 som viser konduktiviteten. På samme måte kan man også anta at det er tilsig fra en ekstern kilde av NaCl tidlig i sesongen.



Figur 15: Isopleth diagram av tid- dyp av Cl (mg/l) og tid- dyp av Na (mg/l) for alle prøver tatt fra 10.04.19 – 26.08.19. Dyp er oppgitt i negative verdier fra 0 til -12 meter.

Figur 16 viser konsentrasjon, sesong og dybdevariasjoner av farge oppgitt i mg/l Pt. Det er tydelig at det er mest farge i bunn av innsjøen. Det er også en tydelig lagdeling mellom bunn og topp noe som korrelerer med blant annet jern. Hvis man ser på figur 22 som er et isopleth diagram av mengden jern i innsjøen vil man se at farge og jern korrelerer godt. Høyeste fargetall som er målt i innsjøen var 324, 81mg/l Pt som ble målt i en prøve tatt 03.06 ved 11,5 meters dyp.

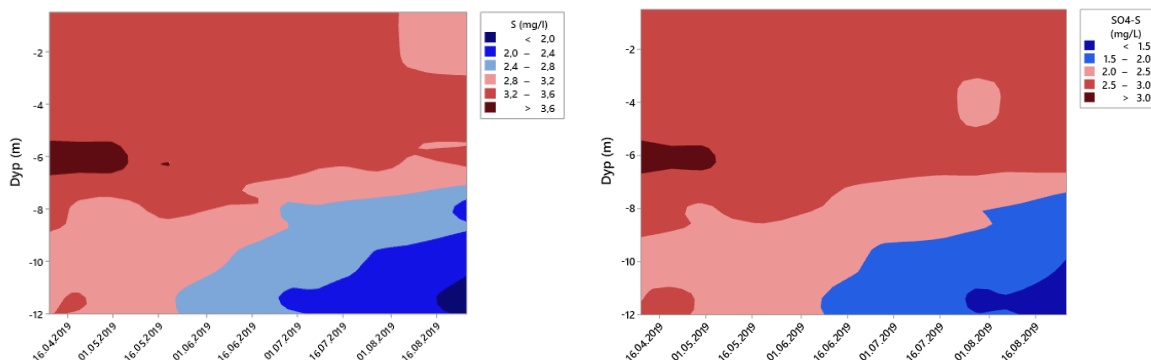


Figur 16: Isopleth diagram tid-dyp over farge oppgitt i mg/l Pt.

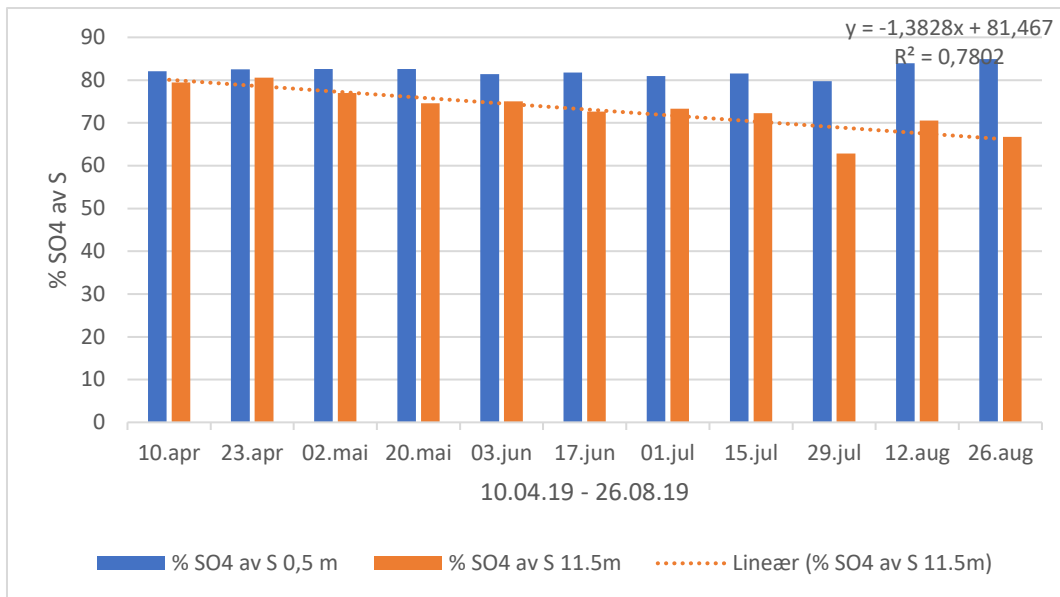
Verdiene for DOC varierte mellom 12 og 15 mg/l. Det var ingen klar trend for DOC og verdiene korrelerte ikke med farge. Gjennomsnittskonsentrasjon var 12,6 (± 1) mg/l for hele vannsøylen noe som vil tilsvare en humøs innsjø i henhold til klassifiseringsveilederen (Vanndirektivet, 2018).

4.7 Svovel og sulfat

Mengden av svovel og sulfat korrelerer veldig som sett i figur 17. Det er tydelig høyest nivå rundt 6 meter i begynnelsen av måleperioden og generelt høyest nivå i de øvre vannlagene. Høyeste verdi målt var 3,9 mg/l for svovel og 3,3 mg/l for SO₄-S ved 6 meters dyp 10.04. Utover i sesongen ser man at mengden svovel og sulfat minker i bunn. Figur 18 viser den prosentvise mengden av SO₄-S i forhold til totalmengden svovel. Figuren viser en nedgang av SO₄-S på 11,5 meters dyp utover sesongen. Det er likevel store mengder SO₄-S ved både 0,5 og 11,5 meters dyp til tross for anoksiske forhold. Ut fra de høye nivåene i begynnelsen av sesongen, ser det ut som en mulighet for tilførsel i vintersesongen. Figur 18 viser en lineær regresjon av mengden sulfat i forhold til svovel i tillegg til nivåene av sulfat ved 0,5 og 11,5 m. Den viser at mengden sulfat i forhold til svovel er høy ved 11,5 m gjennom hele perioden, men at det minker noe. Det er likevel fortsatt mye sulfat ved 11,5 m i slutten av august.



Figur 17: Isopleth diagram tid- dyp av svovel (mg/l) til venstre og SO₄-S (mg/l) til høyre.

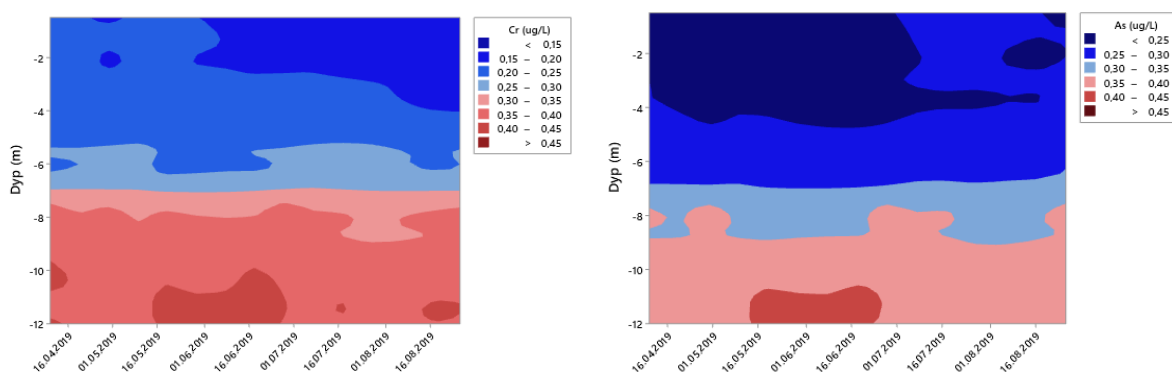


Figur 18: Viser prosentvis mengden SO₄-S av total mengden svovel ved 0,5 og 11 meters dyp for alle prøver gjennom sesongen.

4.8 Resultater metaller

Krom og arsen viser relativt like trender med høyest konsentrasjon i hypolimnion vist i figur 19. Konsentrasjonsforskjellen mellom topp og bunn var statistisk signifikant ($P < 0,01$).

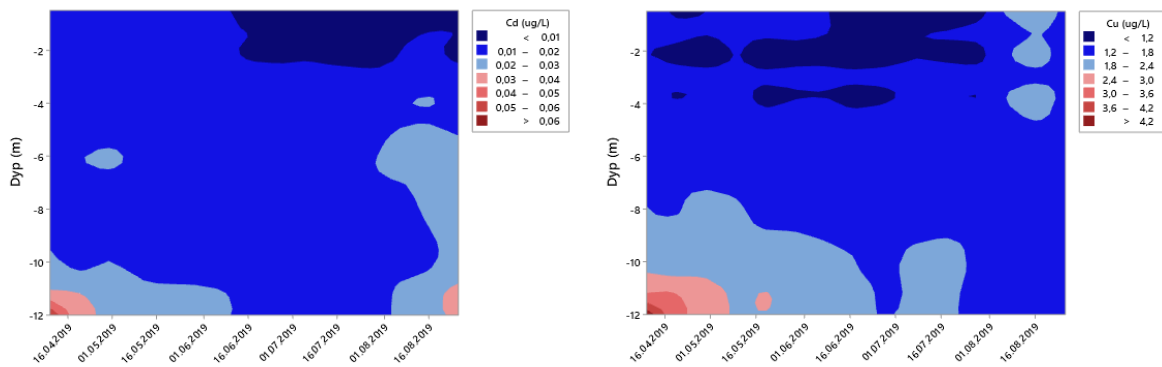
Høyeste konsentrasjon målt for krom var 17. juni med 0,45 µg/l og for arsen var høyeste konsentrasjon målt 20. mai med 0,45 µg/l. For begge metallene var høyeste konsentrasjon målt på 11,5 meters dyp.



Figur 19: Isopleth diagram med tid- dyp som viser Cr (µg/l) og As (µg/l).

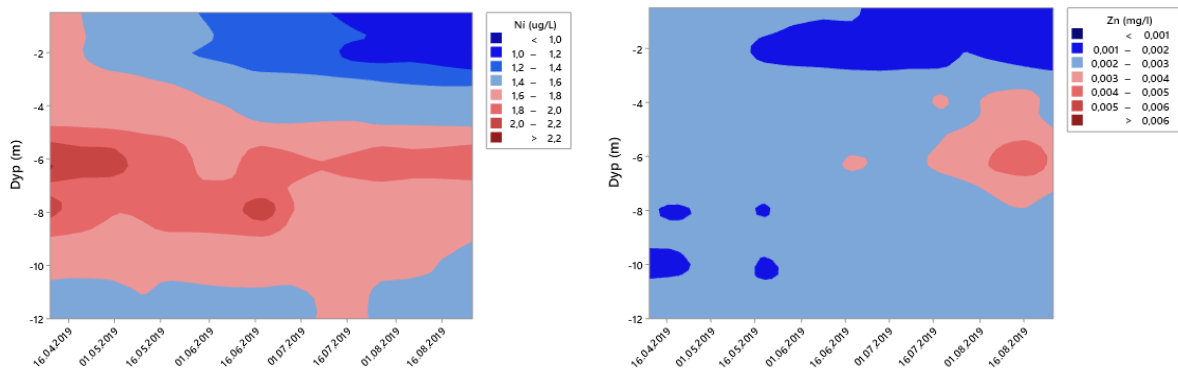
Kadmium og kobolt har en relativt lik trend med høyest konsentrasjon i begynnelsen av prøvetaksperioden vist i figur 20. Det er indikasjoner på at det er tilførsel av metallene tidlig i perioden og at denne tilførselen opphører ganske tidlig etter isløsningen. Høyeste

konsentrasjon for kadmium og kobber ble målt ved 12 meters dyp den 10. april. Kadmium hadde da en konsentrasjon på 0,061 $\mu\text{g/l}$ og kobber en konsentrasjon på 4,7 $\mu\text{g/l}$.



Figur 20: Isopletdiagram tid-dyp med Cd ($\mu\text{g/l}$) til venstre og Cu ($\mu\text{g/l}$) til høyre.

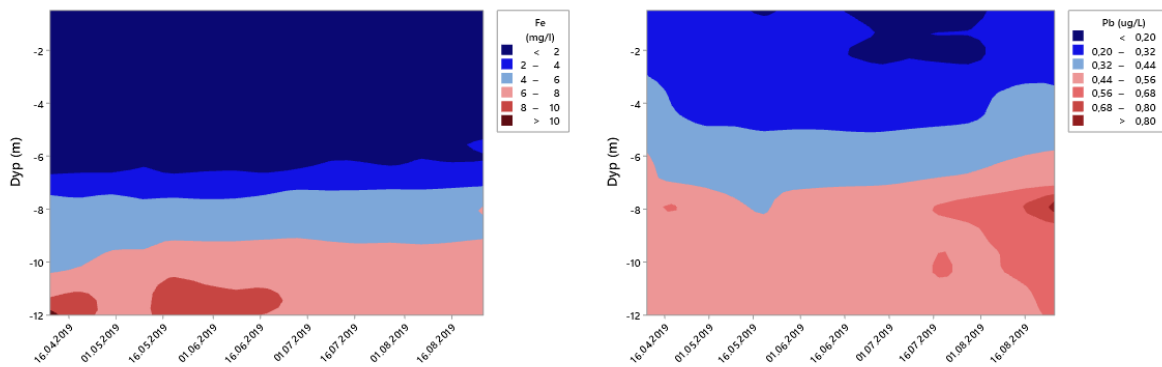
Sink og nikkel har en ulik trend i forhold til flere av de andre metallene vist i figur 21. Nikkel har høyest konsentrasjon ved 6-8 meters dyp og gjennom hele perioden. Den høyeste konsentrasjonen ble målt til 2,3 $\mu\text{g/l}$ ved 6 meters dyp den 10.april. Sink har generelt lave konsentrasjoner i hele perioden, men man ser en økning i august hvor den høyeste konsentrasjonen ble målt til 0,0064 mg/l ved 6 meters dyp 12. august. Nikkel og sink har en unik trend i forhold til de andre metallene ved at det er relativt lav konsentrasjon i bunn i forhold til ved 6 meters dyp.



Figur 21: Isopletdiagram tid-dyp med Ni ($\mu\text{g/l}$) til venstre og Zn (mg/l) til høyre.

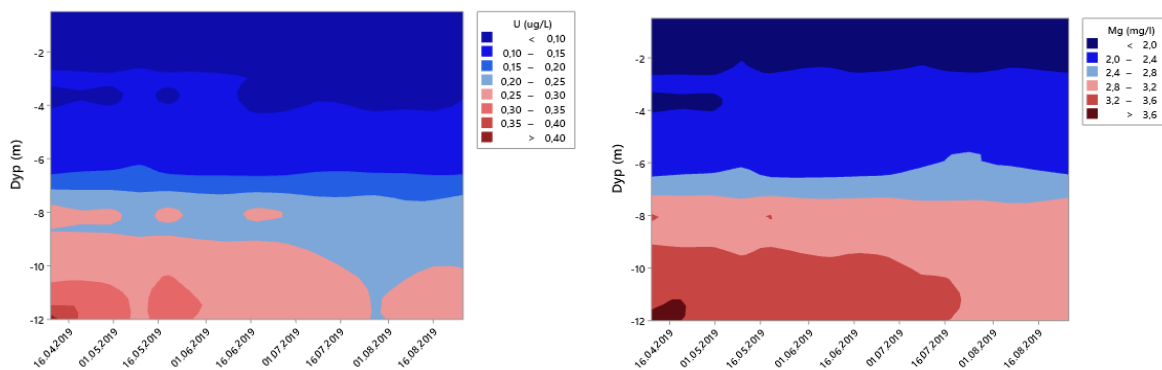
Konsentrasjoner, dybdevariasjoner og sesongvariasjoner av jern og bly vises i isopletdiagrammer i figur 22. Begge metallene har høyest konsentrasjoner i bunn, men viser litt ulike sesongvariasjoner. De høyeste konsentrasjonene av jern ble målt ved 12 meters dyp og 11,5 meters dyp. Dette skjedde 10. april og 20. mai hvor konsentrasjonen ved begge anledninger var 11 mg/l. Bly har høyeste konsentrasjon i slutten av perioden og ikke på bunn av innsjøen.

Høyeste konsentrasjon ble målt 8. august på 8 meters dyp hvor det var 0,85 $\mu\text{g/l}$. Det er antydning til at konsentrasjonen av bly øker i øvre vannlag utover sesongen.



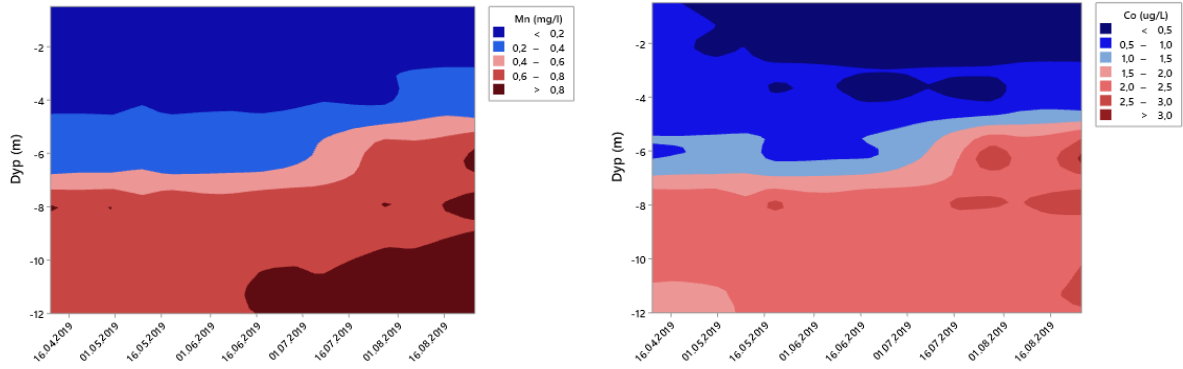
Figur 22: Isopleth diagram tid-dyp med Fe (mg/l) til venstre og Pb ($\mu\text{g/l}$) til høyre.

Sesongvariasjoner og dybdevariasjoner i konsentrasjoner av uran og magnesium vises i figur 23. Metallene viser relativt like variasjoner hvor begge har høyeste konsentrasjon i bunn tidlig i sesongen og det er mest metaller i bunn av innsjøen gjennom hele perioden. Høyeste konsentrasjon av uran og magnesium ble registrert 10. april på 12 meters dyp. Uran ble målt til 0,43 $\mu\text{g/l}$ og magnesium hadde en konsentrasjon på 3,9 mg/l.



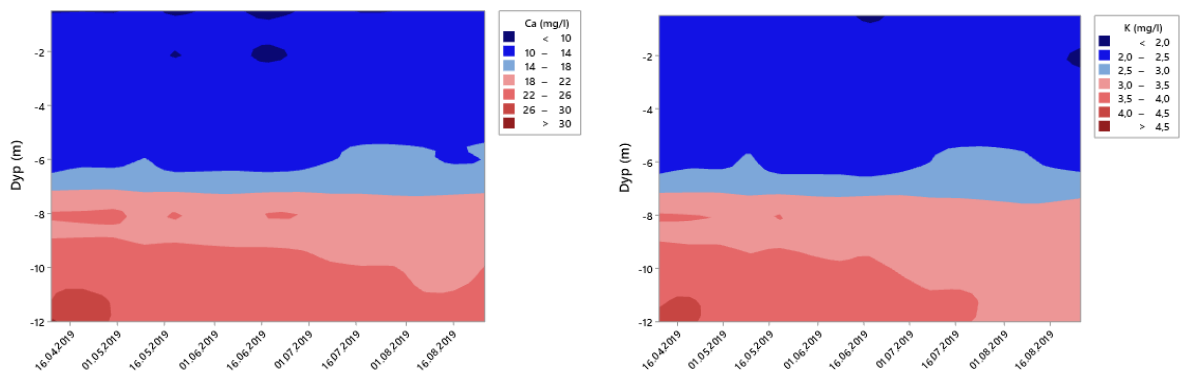
Figur 23: Isopleth diagram tid-dyp med U ($\mu\text{g/l}$) til venstre og Mg (mg/l) til høyre.

Kobolt og mangan har en veldig lik trend gjennom hele perioden vist i figur 24. De høyeste konsentrasjonene er sett i de nederste 6 meterne og det er tydelig at konsentrasjonsgradienten går oppover i vannlagene utover sesongen. Høyeste konsentrasjon av mangan og kobolt ble registrert 29. august på 6 meters dyp. Konsentrasjon av mangan og kobolt var da henholdsvis på 0,95 mg/l og 3,4 $\mu\text{g/l}$.



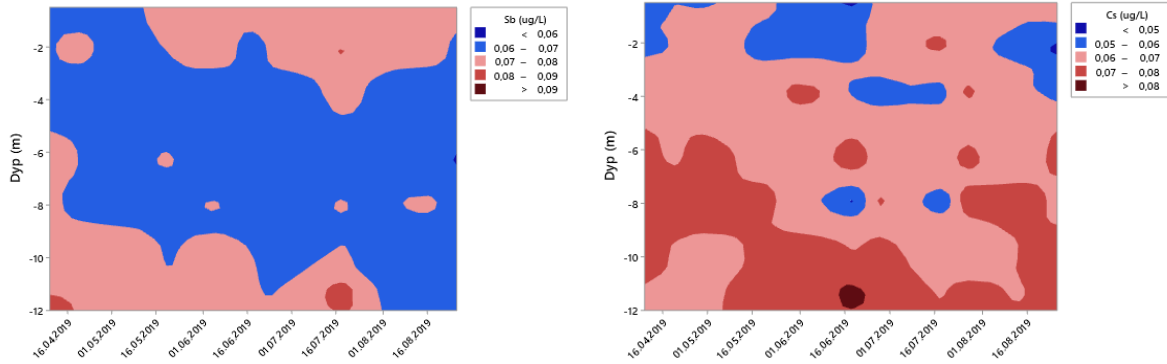
Figur 24: Isopleth diagram tid-dyp med Mn (mg/l) til venstre og Co (µg/l) til høyre.

Kalium og kalsium har en lik trend gjennom hele perioden. Det er en tydelig konsentrasjonsgradient mellom topp og bunn som holder seg stabil gjennom hele perioden vist i figur 25. Man ser for begge metallene at høyeste konsentrasjon er i bunn av innsjøen og at det avtar noe i løpet av prøvetakingsperioden. Høyeste konsentrasjon for begge metallene ble målt 10.april ved 12 meters dyp. Konsentrasjonen av kalsium og mangan var da henholdsvis på 31 mg/l og 4,5 mg/l.



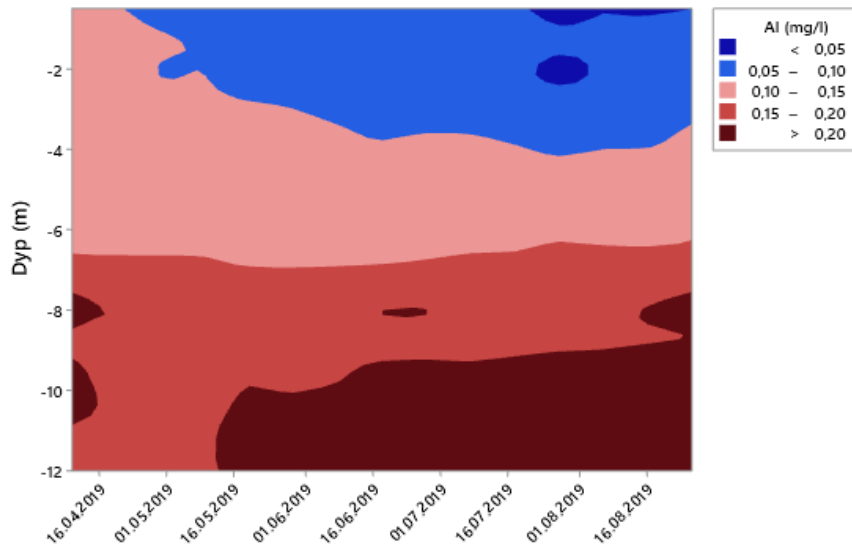
Figur 25: Isopleth diagram tid- dyp med Ca (mg/l) til venstre og K (mg/l) til høyre.

For cesium og antimon er det vanskelig å se et spesielt mønster eller trend i konsentrasjoner vist i figur 26. Konsentrasjonen av både antimon og cesium er ganske lave. Høyeste konsentrasjon målt for antimon ble målt til 0,095 µg/l den 15. juli ved 11,5 m dyp. For cesium ble høyeste konsentrasjon målt til 0,082 µg/l 17.juni ved 11,5 m dyp.



Figur 26: Isopleth diagram tid- dyp med Sb ($\mu\text{g/l}$) til venstre og Cs ($\mu\text{g/l}$) til høyre.

Isopleth diagram over aluminium vises i figur 27. Generelt ser man at de høyeste konsentrasjonene er målt i hypolimnion, men at det likevel er en del aluminium i topp, spesielt i begynnelsen av prøvetakingsperioden. Det er en økning i konsentrasjonen i bunn i løpet av sesongen og denne økningen vises også i øvre vannlag ved slutten av prøvetakingsperioden. Høyeste konsentrasjon ble målt til 0,24 mg/l 29. august på 11,5 meters dyp.

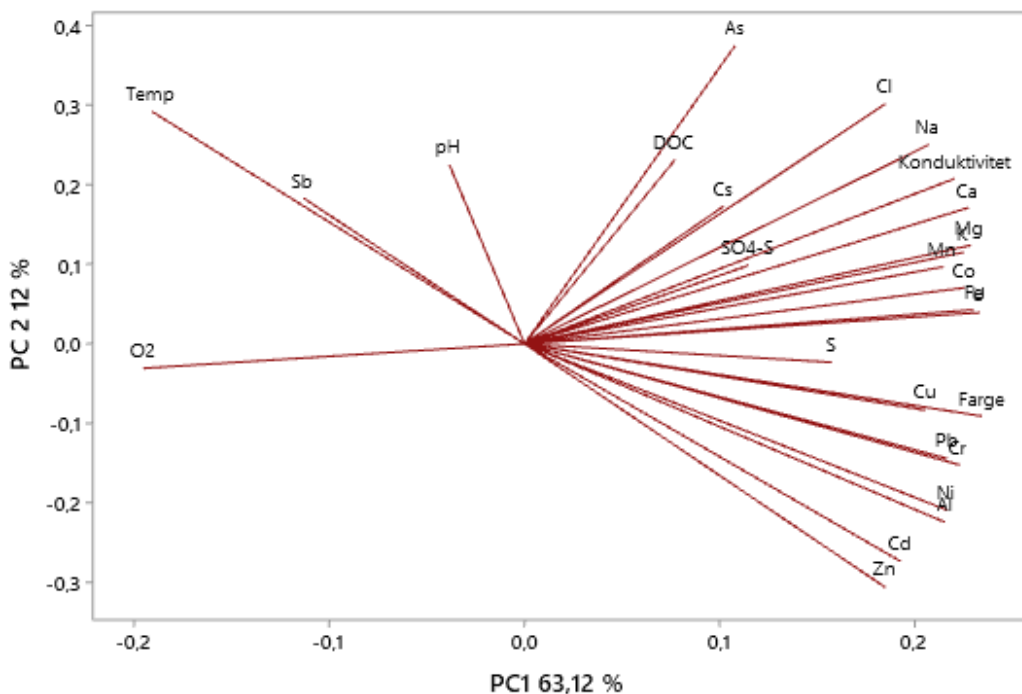


Figur 27: Isopleth diagram tid-dyp over aluminium (Al) i (mg/l).

4.9 PCA

4.9.1 PCA 0,5- 6 meter

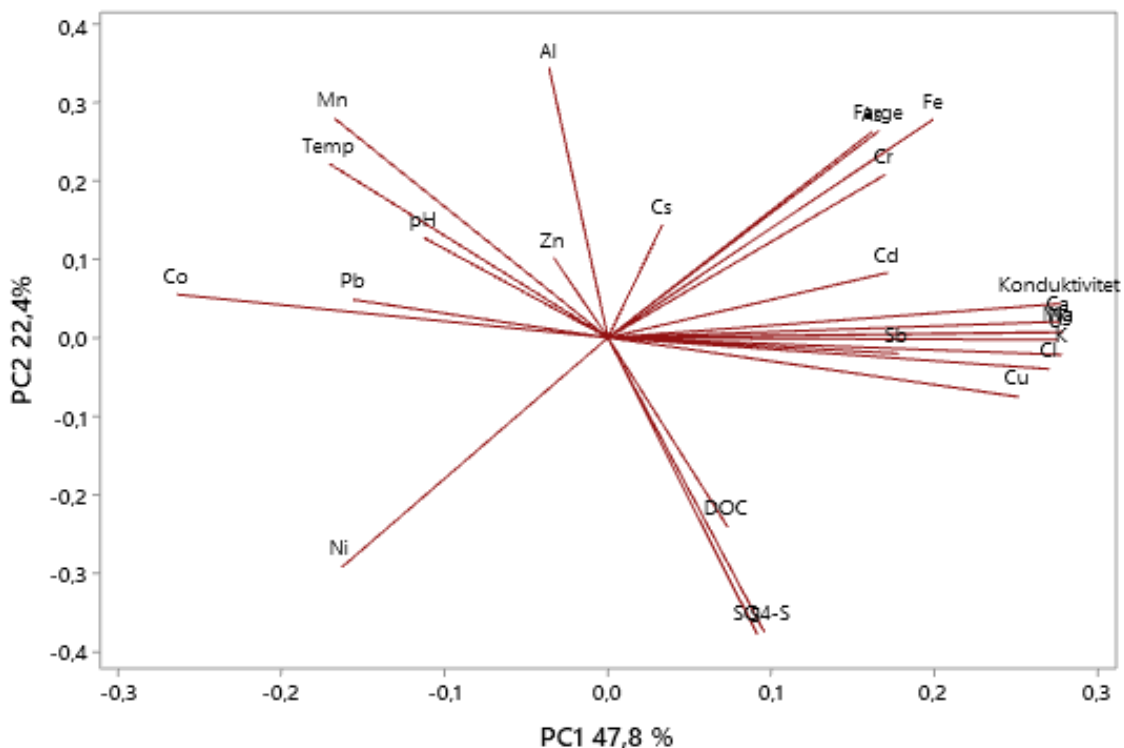
Principal component analysis (PCA) ble kjørt for alle parameterne som ble målt fra 0,5 – 6 meters dybde i Søndre Brutjern vist i figur 28. PCA analysen viser at første akse (PC1) forklarer mye av variasjonen i datasettet, totalt 63,12 % og PC2 som er den andre akse forklarer 12 % av variasjonen. Resultatene viser at det er mange ulike parametere som korrelerer. Temperatur og antimon (Sb) korrelerer med hverandre og PC1 og PC2. Kobber (Cu) og farge, bly (Pb) og krom (Cr), nikkel (Ni) og aluminium (Al), kadmium (Cd) og sink (Zn) korrelerer parvis med hverandre. Alle disse parametere korrelerer med PC1. Mangan (Mn), magnesium (Mg), og kalium (K), jern (Fe), uran (U) og kobolt (Co), mangan (Mn), cesium (Cs) og klorid (Cl), sulfat (SO₄-S) og konduktivitet korrelerer parvis sammen og med PC1. Arsen (As) og løst organisk karbon (DOC) korrelerer med hverandre og med PC2. Det er fire parametere som skiller seg ut i denne PCA- analysen. pH, oksygenmetning (O₂ %), temperatur og antimon (Sb) er alle negativt korrelert med PC1 i motsetning til de andre. Dette kan tyde på at disse parametere er viktige for alle de resterende parametere, da spesielt oksygen.



Figur 28: Principal component analysis (PCA) av variablene konduktivitet, klorid (Cl), pH, temperatur, løst organisk karbon (DOC), farge, sulfat (SO₄-S), krom (Cr), kobolt (Co), nikkel (Ni), sink (Zn), kobber (Cu), arsen (As), kadmium (Cd), antimon (Sb), cesium (Cs), bly (Pb), uran (U), aluminium (Al), kalsium (Ca), jern (Fe), kalium (K), magnesium (Mg), mangan (Mn), natrium (Na) og svovel (S). PC1 og PC2 representerer første og andre akse og viser hva som forklarer variasjonen i datasettet.

4.9.2 PCA 6-12 meter

Principal component analysis (PCA) ble kjørt for alle parameterne som ble målt fra 6-12 meter i denne analysen vist i figur 29. Resultatene viser at PC1 som er den første aksene forklarer 47,8 % av variasjonen i datasettet, og PC2 som er den andre aksene forklarer 22,4 %. I denne analysen viser det seg at det er tre grupper som er korrelert med hverandre, i tillegg til noen andre parametere utenom gruppene. Konduktivitet, kadmium (Cd), klorid (Cl), kalium (K), uran (U), kalsium (Ca), natrium (Na), magnesium (Mg), antimon (Sb), kobber (Cu) er parametere som er korrelerte med hverandre og korrelert med PC1. Gruppe nummer 2 er farge, jern (Fe), krom (Cr) og arsen (As) som er korrelert med hverandre i tillegg til PC1 og PC2. Den siste gruppen er parameterne ikke like korrelert som de to første, men det er en tydelig trend. pH, mangan (Mn), temp, kobolt (Co) og bly (Pb) er alle korrelerte med hverandre og negativt korrelert med PC1. Sink (Zn), aluminium (Al) og cesium (Cs) er korrelerte med PC2. Nikkel (Ni) er negativt korrelert med PC1 og positivt korrelert med PC2. Løst organisk karbon (DOC), sulfat ($\text{SO}_4\text{-S}$) og svovel (S) er korrelerte med hverandre og negativt korrelert med PC2.



Figur 29: Principal component analysis (PCA) av variablene konduktivitet, klorid (Cl), pH, temperatur, løst organisk karbon (DOC), farge, sulfat ($\text{SO}_4\text{-S}$), krom (Cr), kobolt (Co), nikkel (Ni), sink (Zn), kobber (Cu), arsen (As), kadmium (Cd), antimon (Sb), cesium (Cs), bly (Pb), uran (U), aluminium (Al), kalsium (Ca), jern (Fe), kalium (K), magnesium (Mg), mangan (Mn), natrium (Na) og svovel (S). PC1 og PC2 representerer første og andre akse og viser hva som forklarer variasjonen i datasettet.

5. Diskusjon

5.1 Meromiksis og sirkulasjon

Resultatene fra feltarbeidet og data fra loggere viser at det er antydning til at Søndre Brutjern er en meromiktisk innsjø. Helt fra 08. februar til 28. august var det et klart skille i konduktiviteten mellom topp og bunn i innsjøen. Dette viser høyere konsentrasjon av ioner i bunnvannet, noe som vil føre til tyngre vann med høyere tetthet (Kalff, 2002).

Sammenligning mellom konduktivitetsdata fra sensorene og data fra prøvetaking viser også at det er samme trend. Det er et klart skille mellom konduktiviteten i topp og bunn av innsjøen, med et skille som går ved 6-8 meter. Årsaken til den høye konduktiviteten finner man ved å se på konsentrasjonen av ionene. Både for klorid, natrium, magnesium, kalium, kalsium og jern ser man fra resultatene at det er betydelig høyere konsentrasjoner i bunn enn i toppen av innsjøen som alle var statistisk signifikante ($P < 0,01$), hvorav natrium og klorid har størst gradient. Disse ionene vil derfor bidra til den store forskjellen i konduktivitet, og dermed tetthet mellom topp og bunnvann. Et indisidie på en saltgradient som kan føre til meromiktiske innsjøer brukt av bla Statens Vegvesen er en differanse i kloridkonsentrasjon på 10 mg/l mellom topp og bunnvann (Saunes et al., 2019). I Søndre Brutjern er gjennomsnittskonsentrasjon av klorid 30,09 ($\pm 1,088$) mg/l ved 0,5 m og 73,9 ($\pm 15,4$) mg/l ved 11,5 m noe som gir en differanse på 43,81 mg/l. I bakgrunn av dette kan man konkludere med at det er et kjemisk skille mellom topp og bunnvannet som er betydelig, men for å være sikker på at innsjøen er meromiktisk må man se på andre faktorer i tillegg.

I begynnelsen av prøveperioden 8-10. april er temperaturen lik i hele innsjøen, rundt 4 grader. Når hele innsjøen har lik temperatur vil den normalt sirkulere og føre med seg oksygenrikt vann ned til hypolimnion (Boehrer & Schultze, 2008). Hvis man ser på oksygenmålingene fra felt ville man da kunne sett en økning fra 0 % oksygenmetning i bunnvannet. Dette er ikke tilfelle og man ser ingen økning i oksygenmetningen i bunnvannet gjennom hele feltperioden. Dette forsterker antydningen om at innsjøen er meromiktisk. Ved å se på de andre parameterne som er målt ser det ikke ut som det er noe som har sirkulert opp i de øvre vannmassene på denne tiden heller. Bækken (2012) observerte at konduktiviteten var mellom 10-15 mS/m og kloridkonsentrasjonen var 16-18 mg/l ved 11 m. Dette betyr at siden 2012 har konduktiviteten 2-3 doblet seg og mengden klorid har 4 doblet seg fram til 2019. Dette kan tyde på at det er, og har vært tilførsel av vegsalt fra nye E18. Ved å se på eldre data ser man samme trender som vi har oppdaget, og at den nordlige delen av innsjøen har vært i samme tilstand minimum siden 2010 (Bækken, 2012; Lööv, 2018; Rishatt, 2018; Saunes et al., 2019).

Tilførselen av vegsalt har ført til at den sørlige delen av Søndre Brutjern nå også er meromiktisk.

På grunn av den reduserte sirkulasjonen som følge av meromiksis vil det være begrenset med utveksling av vann mellom topp og bunnvann. Ut fra resultatene kan man etablere en grense for mixolimnion som er den delen av innsjøen som sirkulerer og monimolimnion som er den avgrensede delen. Blant annet farge, krom, arsen, kalsium, kalium og magnesium kan brukes for å etablere hvor kjemoklin er. Alle disse parameterene har en konsentrasjonsgradient ved ca 7 meters dybde, noe som kan tyde på en stabil kjemoklin ved ca 7 meters dybde.

Mixolimnion vil dermed være over 6-7 meter og monimolimnion under 7 meter. Ut fra de andre parametere kan det derimot se ut som en noe varierende kjemoklin. Hvis man ser på figurene for bly, mangan og kobolt ser det ut som i løpet av sesongen at kjemoklinen forflytter seg oppover i vannlagene. Oksygendata og konduktivitetsdata støtter også disse antagelsene. Tidlig om våren er det anoksiske forhold fra 8 meter og nedover. Jo lenger utover sommeren man kommer, jo høyere opp går grensen for anoksiske forhold og i slutten av august er det anoksisk fra 6 meter og nedover.

Størrelsen på den anoksiske sonen påvirker kjemien i innsjøen ved at det er et større areal med reduserende forhold. Dette muliggjør reduksjon av metaller fra 6 meters dyp og nedover, noe som kan føre til mobilisering og frigjøring av metaller (Balistreri et al., 1992). Årsaken til den økende delen av anoksisk sone er antageligvis at innsjøen er dobbeltsjiktet. I mixolimnion er det en tydelig temperatursjiktning ved ca 4 meter. Dette fører til at området under temperatursjiktningen og ned til kjemoklinen vil være det som i en holomiktisk innsjø er hypolimnion. I hypolimnion vil det være nedbrytning av organisk materiale, noe som vil forbruke oksygen. Utover sommeren vil temperaturen stige, noe som igjen fører til mer produksjon og mer organisk materiale. Ved nedbrytning av dette vil det føre til mer anoksiske forhold og den anoksiske sonen vil derfor kunne øke i størrelse.

Hvis tilfellet er at det mobiliseres metaller fra sedimenter i innsjøen er det viktig å kunne bestemme om noe av metallene har mulighet for å blande seg med resten av vannet i innsjøen. Ved mobilisering vil metallene kunne være i den anoksiske sonen som nå er etablert å være 6-8 meter og ned til 12 meter, alt ut fra når på sesongen det er. Hvis metallene skal kunne blandes opp i øvre vannlag må man se på flere parametere som styrer sjiktningen i innsjøen. Temperatursjiktning og den kjemiske sjiktningen er to viktige faktorer for dette. Ut fra dataene kan det se ut som sjiktningen er noe ustabil og at det er utveksling mellom mixolimnion og monimolimnion. Ut fra dataene kan det se ut som metaller og andre

stoffer kan ha blitt transportert lenger opp den 13.07. På denne dagen ser man ut fra konduktivitetsdata ved 11,5 og 7 meter at det har vært en nedgang i konduktivitet, og ved 6 m og 3 m har det vært en økning. Følgelig kan det virke som noe av det saltholdige vannet har blitt presset oppover og kommet i kontakt med mixolimnion. Hvis man ser på grafen til temperaturloggerne kan det se ut som sprangsjiktet har beveget seg nedover rundt 13.07. Dette gjør at det er mulig for vannet å sirkulere lengre ned. Under sirkulasjon vil noe av vannet kunne erodere på monimolimnion og føre til bevegelser her. Dette kan forklare nedgangen i konduktivitet ved dypere vann 13.07 og økningen ved 3 og 6 meter. Dette tyder på at det er en viss kontakt mellom monimolimnion og mixolimnion og muliggjør transport av ulike forbindelser ved enkelte anledninger når forholdene ligger til rette for det. Ved å se på trenden for konduktiviteten utover sesongen ser man at differansen i konduktivitet mellom topp og bunn er lavere utover sesongen. Dette gjør at sjiktningen ikke er like stabil i august som i april og gjør at transport av metaller og andre stoffer går lettere mellom mixolimnion og monimolimnion. Sjiktningen opphører derimot ikke, den er bare mindre stabil.

5.2 Tilførsel av metaller og salt

Sjiktningen i Søndre Brutjern kommer av tilførsel av vegsalt over lengre tid noe som også har forårsaket permanente anoksiske forhold. Vegsaltet har tidligere kommet hovedsakelig fra FV128, men nå kan det være indikasjoner på at det kommer salt fra nye E18. I løpet av vintersesongen var det en generell stabil konduktivitet ved 11 meters dyp. 12.03 ser man at konduktiviteten stiger jevnt og at den tilslutt når en topp i slutten av april. Økningen i konduktivitet henger sammen med økende lufttemperatur og dermed snøsmeltning. Etter 12.03 var det en lengre periode med varmere vær, hvor det antageligvis var mye snøsmeltning. Høyere verdier av konduktivitet i innsjøer under snøsmeltning er observert bla. i Canada hvor innsjøene ble påvirket av vegsalt (Collins & Russell, 2009). Det er en tydelig rask respons på konduktivitet ved 11 meter av snøsmeltningen. Ved en så rask respons som man ser her er det mest sannsynlig ikke fra FV128, men en nærmere kilde som da er E18. Økningen i konduktivitet korrelerer også med den høye nedbøren man ser i mars måned. Ved mye nedbør blir det transportert mye overvann fra veg ned til Søndre Brutjern, noe som kan føre med seg salt og metaller (Meland, 2010). Fra utplasseringen av sensorene til begynnelsen av april er det en jevn økning i konduktivitet ved 6,7 og 8 meter som er rundt kjemoklinen. Årsaken til økningen ved 6,7 og 8 meter fram til mars/april og ikke ved 3 og 11 meter er vanskelig å forklare uten mer data, men en mulig forklaring er at saltholdig vann som kommer

inn holder seg rundt kjemoklinen, og at det bare er derfor man ser en økning her, men det er usikkert.

Fra 12. mars og utover våren er det en veldig tydelig økning i konduktivitet ved 11 meter, men ikke ved 3 meter. I og med at økningen er så tydelig ved 11 meter og ikke ved 3 meter kan kilden til vannet være vann i sprekkesystemer som strømmer inn. Denne tilførselen av saltrikt vann vil muligens kunne føre med seg oksygenrike forbindelser i tillegg til forurensning fra veg som metaller, PAH'er og andre forbindelser. Vannet kan også komme fra de tre elvene som går fra E18 ned til S.B. Mye nedbør vil gjøre disse elvene større, noe som gjør at de kan føre med seg mer vann. Kilden til vannet med høy konduktivitet er usikkert, men det er sikkert at det er en kilde til vann som inneholder vegsalt og da i tillegg mest sannsynlig andre forurensninger. I og med at E18 er nærliggende, vil det være naturlig å anta at E18 er kilden.

5.3 Mobilisering av metaller

Ut fra resultatene ser det ut som det er tilførsel av salt og metaller til Søndre Brutjern, men de ulike metallene har ulike egenskaper, toksisitet og konsentrasjoner, noe som gjør at det må diskuteres i mer detalj. Tidlig i april ser man de høyeste konsentrasjonene av flere metaller i monimolimnion. Ut fra tidligere diskusjon er det etablert at det er indikasjoner på tilførsel av saltholdig vann på grunn av snøsmeltning og/ eller mye nedbør. Ved høy vannføring med vann med høy konduktivitet fra vegavrenning kan det også føre med seg metaller og forurensninger. Fra isopletdiagrammenene og PCA analysen ser man en trend for en del metaller. Kobber (Cu), kadmium (Cd), uran (U), magnesium (Mg), kalsium (Ca), kalium (K), natrium (Na), klorid (Cl) og konduktivitet er parametere med lik trend, i tillegg til å være korrelert i PCA analysen (6-12 m) med hverandre og med PC1. Klorid og natrium er de to viktigste bestanddelene i vegsalt og det tyder derfor på at de andre metallene også har sammenheng med vegsalt og vegavrenning. Kobber er et metall som har lenge vært en kjent forurensning fra veger. Kobber brukes bla. i bremsklosser som det er stor slitasje på og følgelig vil det kunne føre til mye kobber i vegavrenning (Hulskotte et al., 2007). Generelt er ca 60-80 % av kobber bundet til organisk materiale i jord, i tillegg til 20-30 % som $\text{Cu}(\text{OH})_2$ og rundt 5 % som CuCO_3 . Mobiliteten av organisk materiale er ofte derfor avgjørende for mobiliteten av kobber (Davis, 1984). Ved senkning av pH ved bruk av vegsalt vil mer av kobber bli løst ut som Cu^{2+} . (Bäckström et al., 2004). Ved ionebytte og senkning av pH vil dette kunne mobilisere organisk materiale i jordsmonnet og dermed mobilisere kobber. Ut fra dataene fra resultatene ser man at det er en tilførsel av kobber tidlig i sesongen. Denne

tilførselen korrelerer med tilførsel av salt og andre metaller. Det ser derfor ut som kobberet vil følge vannstrømmen og gå ned til monimolimnion. Konsentrasjonen av kobber minker raskt i monimolimnion etter tilførsel. Dette kan forårsakes av dannelsen av uløselig kobbersulfider som vil sedimenteres (Balistrieri et al., 1992).

Kadmium er et metall som brukes i flere bilkomponenter, blant annet dekk og er ofte funnet i vegavrenning. Kadmium er også et metall som har blitt vist i flere studier å bli mobilisert av vegsalt både på grunn av ionebytting, lavere pH, men spesielt på grunn av dannelsen av mobile kloridkomplekser (Acosta et al., 2011; Bäckström et al., 2004; Li et al., 2015). Den forhøyede konsentrasjonen av kadmium i begynnelsen av prøvetakingsperioden kan derfor komme av mobilisering av kadmium i jordsmonnet langs vegen. Kadmiumet følger vannstrømmen, kompleksert med klorid og blir akkumulert i monimolimnion som sett i resultatene.

Kalsium er et naturlig næringsstoff i jord som også kan bli påvirket av vegsalt og dermed også påvirke laddningsbalansen i jorda. Ved høye konsentrasjoner av NaCl kan kalsium bli ionebyttet av natrium for å vedlikeholde laddningsbalansen i jorda (Bäckström et al., 2004). Dette fører til mobilisering av kalsium og kan være en av kildene til de høye konsentrasjonene av kalsium observert i monimolimnion. Den samme effekten kan også føre til forhøyede konsentrasjoner av magnesium som det er observert forhøyede konsentrasjoner av i monimolimnion (Norrström & Bergstedt, 2001).

Andre metaller viser derimot en veldig annerledes trend. Bly (Pb), kobolt (Co) og mangan (Mn) og delvis aluminium (Al) er korrelerte med temperatur, pH og hverandre i PCA analysen for 6-12 meter. Ut fra isopleth diagrammene er det tydelig at disse metallene har en økning i konsentrasjon utover sommeren, noe som også korrelerer med lavere konsentrasjoner av oksygen. Kobolt og mangan er de to metallene som ifølge isoplethdiagrammene og PCA virker å være mest korrelerte, noe som også stemmer overens med tidligere studier i meromiktiske innsjøer hvor det ble oppdaget (Havig et al., 2015; Lienemann et al., 1997). De økende konsentrasjonene av mangan kan forårsakes av remobilisering fra sediment på grunn av anoksiske forhold (Robbins & Callender, 1975). Manganet som blir mobilisert kan også holde seg i løsning hvis oksygenmetningen er under 50 % (Burns & Nriagu, 1976). Dette kan forklare at konsentrasjonen av mangan øker høyere i vannsøylen med minkende konsentrasjoner av oksygen utover sesongen. Siden mangan og kobolt følger hverandre tett som vist i flere studier får man den samme effekten hos kobolt med økende konsentrasjon høyere i vannsøylen utover sesongen.

Resultatene viser at både aluminium og bly akkumuleres i monimolimnion. Forskjellen mellom topp og bunnkonsentrasjonene for både aluminium og bly er statistisk signifikant ($P < 0,01$). Trenden gjennom sesongen er ganske lik for disse to metallene, men ikke helt. Begge metallene har høyest konsentrasjon siste dagen i prøveperioden hvor aluminium har en konsentrasjon på 0,24 mg/l og bly 0,85 $\mu\text{g/L}$. Både bly og aluminium er metaller som kan bindes til organisk materiale (Nierop et al., 2002; Town & Filella, 2002). Aluminium er et metall som ikke særlig påvirket av endringer i redoksforhold, men er sterkt påvirket av pH. pH i de ulike vannlagene endres ikke særlig gjennom sesongen, så metallene blir nok ikke veldig påvirket av dette. Det er heller ingen stor endring i konsentrasjonen av aluminium gjennom sesongen på samme måte som bly, men det holder seg relativt stabilt, med høyere nivåer i monimolimnion enn i mixolimnion. Det er litt høyere nivåer mot slutten av sesongen som også er observert for bly. Årsaken til de økte nivåene av bly og aluminium på slutten av sesongen er usikre da det mest sannsynlig ikke er mer tilførsler da. De økte konsentrasjonene av bly kan ha sammenheng med lavere redokspotensial og mobilisering fra andre forbindelser eller sediment.

En tredje gruppe av metaller som er korrelert er jern (Fe) krom (Cr) og arsen (As) som alle er korrelert med farge. Jern er et metall som har en naturlig opprinnelse og er derfor ikke en forurensning, men spiller en nøkkelrolle for de andre metallene. Jernverdiene i Søndre Brutjern er veldig ulike i mixolimnion og i monimolimnion. Gjennomsnittsverdiene ved 0,5 m er 0,25 ($\pm 0,083$) mg/l og ved 11,5 meter er gjennomsnittet 8,92 ($\pm 1,4$) mg/l. Sammenlignet med SFT's utdaterte versjon av miljøkvalitet i ferskvann er begge verdiene ganske høye (Andersen et al., 1997). Verdiene må sammenlignes med SFT's versjon, da den oppdaterte versjonen ikke har med jern. For 0,5 m vil gjennomsnittskonsentrasjonen på 0,25 mg/l være mindre god, og 11,5 meter vil være svært dårlig. Grenseverdien for svært dårlig er 0,6 mg/l så verdien på 8,92 mg/l er meget høy (Andersen et al., 1997). Sammenlignet med drikkevannsforskriften vil jernverdiene være over grenseverdien på 0,2 mg/l (Drikkevannsforskriften, 2016) ved både 0,5 og 11,5 meter. Ved anoksiske forhold som det er ved 11 meters dyp vil jern (III) være redusert til jern (II) som er løselig i vann. Man kan derfor anta at det er jern fra blant annet sediment som er blitt redusert og dermed løselig i vann. Under anoksiske forhold vil noe av jernet derimot kunne bli sedimentert som FeS (Taillefert et al., 2000). Konsentrasjonene av jern er likevel mye høyere enn svovel og sulfat og det muligens ikke nok svovel for å sedimentere all jernet. Jernbakteriene som vi observerte under felt er muligens årsaken til reduksjon av jern til jern (II). Mye av jernet kan dermed

også være i slike fnokker med jernbakterier. Fargeverdiene er stigende jo dypere man kommer i innsjøen. Ved 11,5 meter er gjennomsnittlig farge 235 (± 82). Farge er ofte korrelert med konsentrasjonen av DOC, men i Søndre Brutjern er ikke dette tilfellet. Det er høye konsentrasjoner av DOC i alle vannlag, men det er ingen trend med høyere konsentrasjoner i topp eller bunn som det er for mange andre parametere. Fargeverdiene i Søndre Brutjern er korrelert med verdiene av jern og delvis mangan. Begge disse parameterne kan forårsake økning i fargeverdier (Kritzberg & Ekström, 2012), og det er nok det som forårsaker de høye fargeverdiene her i kombinasjon med generelt høye verdier av DOC.

Arsen og dens mobilitet er sterkt avhengig av jernhydroksider (Bowell, 1994). I oksiderende forhold er arsen vanligvis funnet i oksidert form, hovedsakelig som As(V) og i noen tilfeller As (III). Oksidert arsen er ofte bundet til ulike hydroksider av jern. Arsen i sin mest oksiderte form As (V) binder seg sterkere til jernhydroksider enn As (III). Under reduserende forhold vil arsen og jernhydroksider reduseres, noe som kan føre til mobilisering av arsen. Under oksiderende forhold vil arsen mest bindes til jernhydroksider, men kan også mobiliseres ved oksidasjon av pyritt (Casiot et al., 2007). Ved reduserende forhold vil dermed arsen følge reduksjon av jern og bli mobilt. Konsentrasjonen av arsen er jevnt stabilt gjennom sesongen og er akkumulert i monimolimnion med statistisk signifikant forskjell mellom topp og bunn ($P < 0,01$).

Resultatene for krom viser at konsentrasjonen er jevnt stabil gjennom perioden med akkumulering i monimolimnion hvor konsentrasjonsforskjellene er statistisk signifikant ($P < 0,01$). Under reduserende forhold vil krom bli redusert fra Cr (VI) til Cr (III) (Balistrieri et al., 1994). Cr (III) er mer reaktivt enn Cr (VI) og en studie i Lake Sammanish viste at Cr (III) ble bundet og sedimentert til bunn under anoksiske forhold (Balistrieri et al., 1992). Det er akkumulering av krom under anoksiske forhold i Søndre Brutjern og konsentrasjonen er høyere her. Det ser derfor ikke ut som at alt av krom blir sedimentert. En mulig forklaring er at krom binder seg til DOC som er løst og dermed holdes krom i løsning.

Nikkel og sink viser ulike trender i forhold til de andre metallene. De høyeste konsentrasjonene av nikkel og sink finner man på 6 meters dybde, som er rundt kjemoklin.. Trenden vi ser for nikkel i Søndre Brutjern er ganske interessant og ikke det man typisk ser for meromiktiske innsjøer. I andre meromiktiske system er det ikke observert en slik endring i nikkelkonsentrasjon mellom oksiske og anoksiske forhold (f.eks i Fayetteville Green Lake (Havig et al., 2015), Drammensfjorden (Öztürk, 1995). I Drammensfjorden var det ikke et maksima ved den oksisk/anoksiske overgangen, men det var en nedgang i den anoksiske

sonen. Denne nedgangen ble forklart med dannelse av nikkelsulfid (Öztürk, 1995). Dette kan være årsaken til nedgangen i nikkelkonsentrasjon i Søndre Brutjern også. Nikkel kan bli mobilisert fra Fe og Mn hydroksider ved varierende reduserende og oksiderende forhold (Viollier et al., 1995), noe som kan være forklaringen til den økte konsentrasjonen ved 6 meter, men det er usikkert. Sink binder seg ikke like godt til sedimenterende komplekser og er ofte i ioneform eller bundet som svake komplekser (Wetzel, 2001). Trenden man ser her er ulikt det man har sett i f.eks Drammensfjorden hvor det var økende konsentrasjoner av sink jo dypere man kom (Öztürk, 1995). Studier i holomiktiske innsjøer har vist at den biogeokjemiske syklusen til sink er sterkt påvirket av biologiske prosesser, hvorav sink blir tatt opp som mikronæringsstoff og deretter mobilisert i hypolimnion ved nedbrytning av organisk materiale (Achterberg et al., 1997; Balistrieri et al., 1992). Sink ble deretter vist i samme studier å bli kompleksert som uløselige sulfider og sedimentert, noe som reduserte konsentrasjonen betydelig under anoksiske forhold. I Søndre Brutjern som er dobbeltsjiktet vil muligens noe av det samme skje. Sinken blir tatt opp i øvre vannlag av plankton og deretter mobilisert under nedbrytning i «hypolimnion» over kjemoklin. Dette kan forklare økningen i sink konsentrasjon ved 6 meter sent i sesongen og at det dypere enn det i monimolimnion vil bli sedimentert.

På grunn av de meromiktiske forholdene i Søndre Brutjern er det flere fysiske og kjemiske faktorer som er viktige for tilstandsformene for metallene. Som resultatene viste er det ikke oksygen i de nedre vannlagene, noe som fører til anoksiske forhold. Under slike forhold vil flere av metallene kunne bli redusert og mobilisert. Oksygen spiller en viktig rolle for tilstandsformen og mobiliseringen av metaller ved at det øker eller senker redokspotensialet. Oksygenets viktige rolle ser man også i PCA analysen for 0,5-6 meter hvor nesten alle metallene er negativt korrelert med oksygen, noe som viser at alle metallene blir påvirket av tilstedeværelsen av oksygen.

5.4 Mulige årsaker til lave konsentrasjoner av metaller

Ut fra teori og tidligere studier var det sannsynlig å finne en del metaller i Søndre Brutjern, spesielt i monimolimnion. Metallkonsentrasjonene som ble funnet gjennom sesongen var noe lavere enn forventet sammenlignet med andre meromiktiske innsjøer. Årsaken til dette er nok kompleks og sammensatt, men det kan være flere grunner til dette. En årsak kan være det som tidligere er diskutert at det er en kilde med overflatevann som kommer fra et sprekkesystem. Ved tilførsel av oksygenrike forbindelser kan det føre til oksidasjon av jern og mangan hydroksider som kan felles ut. Jernhydroksidene kan sedimentere, binde metaller

under sedimentasjon og dermed føre til mindre metaller i vannfasen. En annen forklaring kan være at det generelt kommer lite metaller fra vegen. Flere artikler viser til at det ved 5-15 meters avstand fra veg er metallkonsentrasjonene i jord lik bakgrunnskonsentrasjon (Bäckström et al., 2004; Zehetner et al., 2009). Klorid fra vegsalt vil ofte følge hastigheten til vannet på grunn av sine restriktive bindingsegenskaper. Ved tilførsel av vann fra nedbørsfeltet hvor det også saltes vil kloridet fra saltet kunne følge med vannet både ved overflatevann og grunnvann (Howard & Beck, 1993). Dette gjør at det er høye konsentrasjoner av salt i vannet. Metaller derimot har andre egenskaper som gjør at de ofte bindes til jordsmonnet. Fra E18 og ned til Søndre Brutjern er det ganske stor avstand, noe som vanskeliggjør transport gjennom jordsmonnet. Muligheten for transport av vegforurensning begrenses derfor enten til overflatevann gjennom bekker eller gjennom et sprekkesystem. Elvene fra E18 ned til Søndre Brutjern er relativt små og muligheten for transport av forurensning her er derfor begrenset. Et mulig sprekkesystem er derfor en mulighet metaller har for å komme seg fra veg til vann. Hvis ikke et slikt sprekkesystem eksisterer er det derfor vanskelig for forurensninger å komme seg til vegen, da mye av metallene vil binde seg til jord. En mulighet til at det er så lave konsentrasjoner av metaller i Søndre Brutjern er nettopp at metallene muligens ikke kommer seg fra E18 og ned til vannet, men blir bundet i nedbørsfeltet.

Fra tidligere undersøkelser av vegnære innsjøer i Norge er det flere innsjøer som er påvirket av vegsalt, men likevel ikke har høye konsentrasjoner av metaller. Det er derfor ikke overraskende at det er lite metaller også i Søndre Brutjern. Et annet perspektiv er et nye E18 er en relativt nyåpnet vei. Veien ble åpnet i 2017 og den hadde derfor bare vært åpen i 2 år når denne studien ble utført. Det har derfor ikke vært veldig lang tid for metaller å akkumuleres i bunnvannet. Det er tydelig at det er tilførsel av enkelte metaller og det kan derfor være mulig at det over tid vil akkumuleres flere metaller i monimolimnion. Metaller som kommer enten gjennom et sprekkesystem eller med overflatevann vil antageligvis følge vann med høy salinitet. Vannet med høy salinitet vil antageligvis synke raskt til bunns, men holde seg i løsning. Dette vannet vil muligens samle seg i området hvor det er dypest som også er hvor vi har tatt vannprøver. Metallene som følger vannstrømmen er ofte bundet partikulært fra vegforurensning. En mulighet for lave metallkonsentrasjoner er at partiklene med metaller sedimenterer før de kommer helt ned til det dypeste punktet eller at de blir veldig fortynnet før de kommer til det dypeste punktet.

I Søndre Brutjern er det målt høye konsentrasjoner av jern i monimolimnion. Jern spiller en viktig rolle i den biogeokjemiske syklusen til metaller i vann og det er nok også tilfelle her.

Hvordan dette i praksis skjer i denne innsjøen er ikke kjent, men noen teorier finnes. Under slike forhold som vi finner i Søndre Brutjern vil jern hovedsakelig være i redusert form i monimolimnion. Man ser av de høye konsentrasjonene at det har skjedd en akkumulering av jern i bunnvannet. En av årsakene til de høye jernkonsentrasjonene er nok at det er en del myrområder i nedbørsfeltet. Ved tilførsel av jern fra myr vil jernet være oksidert når det har blitt transportert i en elv og ha form som et hydroksid eller oksid. Dette oksidet vil mest sannsynlig også være kompleksert til organiske forbindelser. De organiske forbindelsene i form av ulike humussyrer vil ha negativ ladning som gjør dem godt egnet til å binde positivt ladet metaller (Viollier et al., 1995). Når dette komplekset da kommer inn i innsjøen vil det på grunn av tyngden sedimentere og under sedimentasjon vil det da kunne binde enkelte metaller og transportere dem ned til monimolimnion og videre til sediment (Balistrieri et al., 1992). Dette vil da føre til en akkumulering av metaller i sedimentet og i monimolimnion. Noe av disse metallene vil da kunne frigjøres, men enkelte vil kunne være fortsatt bundet, eventuelt gjennomgå ulike prosesser som gjør at de blir bundet med ulike jernsulfidforbindelser. Dannelse av pyritt i innsjøen kan ha følger for metallenes form og toksisitet. Under anoksiske forhold vil det dannes H_2S ved reduksjon av sulfat som vi luktet av vannprøvene vi tok. En del av svovelet i FeS_2 vil deretter kunne bindes til jernforbindelser og danne pyritt. Under slike forhold vil også andre metaller ha mulighet for å binde seg til sulfider, i tillegg til at metallene kan binde seg videre til jernsulfidet (Morse & Luther Iii, 1999). Selv ved anoksiske forhold i monimolimnion ble det observert en del sulfat i løpet av prøvetakingsperioden. Antageligvis kommer sulfatet via et sprekkesystem som transporter sulfat ned til monimolimnion. Når det er tilførsel av sulfat er det ikke mulig for svovelreducerende bakterier å redusere alt til H_2S og det er antageligvis derfor det fortsatt er sulfat der etter lang tid med anoksiske forhold, noe som er tidligere observert i Transjøen (Bremmang & Kloster, 1976).

Siden metallkonsentrasjonene som ble funnet ble så lave er det interessant å sammenligne med tidligere studier for å se hvordan det har utviklet seg over tid. Bækken (2012) gjorde undersøkelser av Søndre Brutjern på vegne av Statens Vegvesen i 2011. Den ene prøvetakingsstasjonen han brukte var på nesten samme plass som prøvene her ble tatt og han analyserte for en del av de samme metallene i tillegg til klorid. Prøvetakingen skjedde 01.07.2011 og 16.11.2011. For Ni, Cu, Mn og Cl ser man at det har vært en økning i konsentrasjonen siden 2011, mens for Cr, Zn, Cd, Sb, Pb og Fe har det vært en nedgang. Altså det har vært en nedgang i konsentrasjoner for de fleste tungmetallene og en liten økning for

tre metaller i tillegg til en stor økning i klorid. Økningen i mengden klorid og da også konduktivitet har ikke betydd en økning i mengden metaller. Selv om dette er en interessant sammenligning kan man ikke si at dette betyr klart at mengden klorid ikke har noen betydning for mengden metaller, men det kan være en antydning til det i dette tilfellet.

Tabell 3: Sammenligning mellom konsentrasjoner av utvalgte metaller fra Bækken (2012) og resultater fra prøvetaking. Økning i konsentrasjon er markert rødt og nedgang er markert grønt.

Stoff	Cr	Ni	Zn	Cu	Cd	Sb	Pb	Fe	Mn	Cl
Enhet	µg/L	µg/L	µg/L	µg/L	µg/L	µg/L	µg/L	µg/L	µg/L	mg/l
01.07.2011	0,48	1,14	3,67	1,65	0,02	0,1	2,94	14800	640	16
01.07.2019	0,41	1,5	1,8	1,7	0,018	0,069	0,46	8400	860	66
Differanse	-0,07	0,36	-1,87	0,05	-0,002	-0,031	-2,48	-6400	220	50

For metaller som har høyeste konsentrasjon i monimolimnion og har en relativt stabil konsentrasjon gjennom sesongen vil man kunne anta at det er kontinuerlige kjemiske prosesser som foregår. Flere av metallene er antageligvis i en slags likevekt med sediment og det er nok utveksling av metaller med sedimentet med frigjøring og binding som varierer. Spesielt jern er påvirket av slike prosesser med veksling mellom binding til sulfider og organisk materiale og frigjøring som ion, noe som ofte kan påvirke andre metaller.

5.5 Toksisitet av metaller

Ved vurdering av toksisitet av metaller er konsentrasjon av de enkelte metaller i tillegg til tilstandsformer viktig å vurdere. De ulike metallene ble vist å opptre i ulike konsentrasjoner, men generelt var konsentrasjonene lave. For å ha et sammenligningsgrunnlag er metallene sammenlignet med tilstandsklasser utarbeidet av Miljødirektoratet vist i vedlegg A. (Miljødirektoratet, 2016). I veilederen er det oppgitt 5 ulike tilstandsklasser som rangerer fra svært god til svært dårlig. I Søndre Brutjern ble de høyeste konsentrasjonene funnet av både Cr, Zn, Cu, Ni, As, Cd og Pb funnet å være i tilstandsklasse 2. Tilstandsklasse 2 er en god tilstand i henhold til veilederen. Ut fra klassifiseringsveilederen vil ikke konsentrasjonene av disse metallene ha toksiske effekter på biota i Søndre Brutjern. I denne oppgaven er det også analysert for metaller som ikke er oppgitt i klassifiseringsveilederen til Miljødirektoratet, men som likevel kan ha toksiske effekter. Kobolt, antimon, cesium, uran og aluminium er andre metaller som ble funnet i Søndre Brutjern. Kobolt har ikke en verdi i klassifiseringsveilederen på grunn av manglende toksiskologiske data, men et studie utført på ulike indikatorarter viste akutt toksisitet ved en konsentrasjon på 288 µg/l (Diamond et al., 1992). Denne verdien er usikker, og brukes ikke i veiledere, men kan være en indikator. Den høyeste verdien av kobolt som ble oppdaget var 3,4 µg/l noe som er veldig mye lavere enn dette, og toksisiteten er antageligvis lav. Antimon er et halvmetall hvor toksisitet og utlekking er veldig avhengig av

pH. Høyeste verdi av antimon som ble funnet i Søndre Brutjern var 0,095 µg/l, noe som er veldig lavt. Slike verdier av antimon vil derfor ikke være en trussel for biota og toksisiteten av antimon vil derfor ikke bli videre diskutert.

Cesium kan være et radioaktivt grunnstoff (^{137}Cs) med lang halveringstid, er lett oppløselig i vann og enkelte isotoper utstråler gammastråling (Sangvanich et al., 2010). Det er derimot utført få studier av toksisitet av cesium i vann. Gjennomsnittskonsentrasjonen av cesium i sjøvann er 2 µg/l (Universitetet i Oslo, 2020) og det høyeste nivået av cesium i Søndre Brutjern var 0,087 µg/l. Cesium bindes også sterkt til partikler og toksisiteten av cesium er nok derfor ikke relevant for biota. Uran er i tillegg til cesium et grunnstoff som kan være radioaktivt som ikke har en tilstandsklasse eller grenseverdi i ferskvann. WHO opererer derimot med en grenseverdi på 30 µg/l som har blitt justert opp fra 15 µg/l (World Health Organization, 2004). I bakgrunnsdokumentet som ble utformet for denne verdien ble det målt 130 ulike vannkilder hvor gjennomsnittskonsentrasjonen av uran var 0,40 µg/l i Canada (OMEE, 1996). Høyeste konsentrasjon av uran målt i Søndre Brutjern var 0,43 µg/l og man kan derfor anta at dette er naturlig bakgrunnskonsentrasjon og ikke relevant for toksistetsvurderinger.

Aluminium er et metall som kan ha toksiske effekter på biota. Toksisiteten til aluminium er avhengig av blant annet pH og kompleksereende ligander. Ved lav eller høy pH (under 6 eller over 8) og lave konsentrasjoner av organisk materiale vil toksisiteten til aluminium være størst (Gensemer & Playle, 1999). I Søndre Brutjern varierer pH mellom 6,2 og 7,4 og konsentrasjonen av organisk materiale er relativt høy. Det meste av aluminiumet vil da antageligvis være bundet og ha lite toksiske effekter på biota.

Toksisitet av metaller er vist å være høyest når metallene er på sin enkleste form som frie metallioner. Det ble funnet høyest konsentrasjoner av både metaller og salter i monimolimnion, noe som igjen fører til høy salinitet og ionestyrke. Ved høy salinitet vil det ofte dannes kloridkomplekser av metaller, noe som gjør at metallene er mindre biotilgjengelige. Flere studier har vist at toksisitet av metaller er inverst korrelert med salinitet (Wright, 1995). Bakgrunn for dette er flere, men det er ofte relatert til kalsium og mindre biotilgjengelighet av metaller. I Søndre Brutjern er det høy salinitet og høye konsentrasjoner av kalsium som derfor kan fungere som en beskytter mot toksisitet av metaller. For at metaller skal være toksiske er de derimot avhengig av å kunne være i kontakt med biota.

Hvis sjiktningen i Søndre Brutjern skulle bli mer ustabil enn nå ville det kunne føre til en mulig fullsirkulasjon av innsjøen om høst eller vår. Ved en slik situasjon vil de akkumulerte metallene og saltene kunne bli transportert til øvre vannmasser. Dette ville kunne føre til forhøyede konsentrasjoner av flere ulike metaller i tillegg til forhøyede konsentrasjoner av salter som klorid og kalsium. Siden konsentrasjonene av metallene er såpass lave vil det mest sannsynlig ikke føre til toksiske effekter. Det er mye jern akkumulert i monimolimnion. Ved en brå endring med forhøyning av oksidert jern i monimolimnion kan dette muligens føre til konsekvenser for fisk ved at jern akkumuleres på gjeller. Dette er observert i blandingssoner, men ved høye konsentrasjoner av organisk materiale vil jernet være kompleksbundet og være lite toksisk (Peuranen et al., 1994; Teien et al., 2008).

5.6 Andre påvirkningsfaktorer i innsjøen

Ved vurdering av metallers toksisitet er det tydelig at det er for lave konsentrasjoner til at metaller skal ha nevneverdig påvirkning på biota i innsjøen. Forholdene i Søndre Brutjern forårsaket av meromiksis kan likevel føre til utfordringer for biota og toksistet på andre måter.

NaCl kan føre til både akutte og kronisk toksisk effekter på biota. Ulike typer biota har forskjellig tålegrense for NaCl og ulike grenseverdier. En studie utført på amfibier viste deformasjon i utviklingen av salamandere ved konsentrasjoner på 1 mg NaCl/l i tillegg til å forstyrre osmosereguleringen i eggene (Hopkins et al., 2013). Flere studier er blitt utført på toksisitet av NaCl på ulike arter av zooplankton og bentiske invertebrater. *Cyclops serrulatus* som er en saghalekreps ble vist å ha en tålegrense på 397 mg/l i en studie (Evans & Frick, 2001). *Daphnia Magna* er en art som har blitt studert i ulike studier og som er vist å ha en LC₅₀ mellom 4746 mg/l – 7754 mg/l (Arambašić et al., 1995; Cowgill & Milazzo, 1990). Dette er gjort som akutte toksisitetstester over 48 timer og en kronisk test på en lignende art; *Daphnia Pulex* viste subletale effekter ved 372 mg/l ved en test på 21 dager (Evans & Frick, 2001). Alle disse konsentrasjonene sett bort fra studien på salamandere er høyere enn observasjonene i Søndre Brutjern. Man kan derfor anta at NaCl alene ikke vil ha særlig stor betydning for biota alene.

Oksygenmangel er en åpenbar faktor som kan føre til problemer for biota. I Søndre Brutjern har store deler av innsjøen lite eller ingen oksygen gjennom hele året. I sommersesongen hvor det er høyest produksjon i mixolimnion er det oksygenfritt fra 6 meter og nedover. Dette betyr at 50 % av volumet av innsjøen er oksygenfritt og ubeboelig for de fleste arter. De eneste artene som kan leve her er bakterier og arkeer som kan leve i anoksiske forhold som f.eks

reduserende jernbakterier. Fisk kan blant annet ikke overleve i vann hvor verdier av oksygen synker under 2 mg/l, uavhengig av temperatur (Wetzel, 2001).

I Søndre Brutjern er det ulike parametere som kan påvirke biota. Ulike påvirkningsfaktorer på samme tid kan føre til mer stress og dermed få større effekt enn enkelteffekter. I innsjøen kan biota bli påvirket av både NaCl, oksygenmangel, H₂S og til dels metaller. Ved lave oksygenkonsentrasjoner kan blant annet zooplankton bli mer utsatt for NaCl. Den samlede effekten av flere stress faktorer som det er i Søndre Brutjern kan muligens føre til toksistet som ikke ville oppstått med disse faktorene alene.

5.7 Relasjon til andre innsjøer

I Norge og resten av verden er det mange innsjøer som er påvirket av vegsalt hvor forholdene er veldig forskjellige fra innsjø til innsjø. Flere vegnære innsjøer i Norge er blitt vist å være saltsjiktet med varierende konsentrasjoner av tungmetaller i bunnsjikt. Påvirkning av innsjøer og elver på grunn av veger har vært et stort fokus hos Statens Vegvesen ved bygging av veger, noe som også var viktig ved bygging av E18 Ørje- Riksgrensen. Tidligere undersøkelser viste at Søndre Brutjern var sterkt påvirket av vegsalt og påvirkning fra E18 skulle derfor minimeres på innsjøen. Selv ved fokus på dette viser det seg i denne oppgaven at Søndre Brutjern får tilførsel av vegsalt og forurensning fra nye E18. Videre i vegbyggingsprosjekter vil det derfor være nødt til å gjøre bedre forundersøkelser ved nybygg av veg hvor undersøkelser har vist at det er påvirkning på miljø.

6. Konklusjon og videre forskning

Ut fra resultatene funnet under i løpet av dette studiet er det tydelig at sørlige del av Søndre Brutjern er meromiktisk og antageligvis har vært det over lengre tid. Resultatene viser at de meromiktiske forholdene sannsynligvis skyldes tilførsel av vegsalt både fra FV128 og nye E18. Tilførselen av vegsalt fra E18 var uventet siden Statens Vegvesen flyttet E18 og hadde et særskilt mål om å unngå dette. Sjukningen i innsjøen påvirker både kjemi og biota i stor grad. Anoksiske forhold kombinert med høye konsentrasjoner av klorid og høy konduktivitet gjør at det er høyest konsentrasjon av de fleste elementene i monimolimnion som ble etablert til å være under ca 7 meters dyp. Innsjøen har i stor grad blitt påvirket av vegsalt, men nivåene av flere vegrelaterte metaller er ikke spesielt høye. De høyeste konsentrasjonene som ble oppdaget er klassifisert til tilstandsklasse 2, noe som tilsier at de ikke har toksiske effekter på biota. En videre vurdering ut fra tilstandsklassene tilsa at dette var riktig. En fullsirkulasjon av

innsjøen vil derfor ikke kunne føre til toksiske effekter av metaller på biota. Det er heller andre faktorer som oksygenmangel som har størst påvirkning på biota i innsjøen.

Andre undersøkelser har vist andre trender enn det som er blitt vist for Søndre Brutjern i denne omgang. Tidligere undersøkelser har bla. vist at andre deler av Søndre Brutjern har vært sterkt påvirket av metaller og har hatt konsentrasjoner av kobber tilsvarende tilstandsklasse 4 og 5 (Saunes & Værøy, 2016; Saunes et al., 2017). Søndre Brutjern er en delt innsjø med flere ulike bassenger. Ved en ulik tilnærming til denne oppgaven hvor det hadde blitt tatt prøver et annet sted ville resultatene antageligvis vært annerledes. Det hadde nok derfor vært hensiktsmessig å ta prøver andre steder i innsjøen for å undersøke hvordan utviklingen har vært de siste årene. Bassenget i nord hvor det har vært tatt flest prøver har vært påvirket av vegsalt fra FV 128 i mange år, mens bassenget i sør hvor denne oppgaven har vært fokusert på har vært mest påvirket av nye E18 som ble åpnet i 2017. Det som kan være utviklingen i bassenget i sør er at det blir mer likt bassenget i nord. Da vil antageligvis sjiktningen bli sterkere og det vil muligens bli høyere konsentrasjoner av tungmetaller som er observert i nord. Videre overvåking av bassenget i sør er derfor anbefalt for å følge med på utviklingen.

I løpet av denne oppgaven har det vært forsøkt å finne kilden til metaller, sulfat, klorid og andre stoffer. Ved å finne kilden til disse stoffene ville man nok kunne funnet ut mer om årsaken til endringene man ser i løpet av året i innsjøen. Ved å sette ned bla. grunnvannsbrønner kunne man undersøkt strømmingen av vann i grunnen, både hastighet, retning og mengden som transporteres fra veg til Søndre Brutjern.

7. Litteraturliste

- Achterberg, E. P., Van Den Berg, C. M., Boussemart, M. & Davison, W. (1997). Speciation and cycling of trace metals in Esthwaite Water: a productive English lake with seasonal deep-water anoxia. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 61 (24): 5233-5253. doi: [https://doi.org/10.1016/S0016-7037\(97\)00316-5](https://doi.org/10.1016/S0016-7037(97)00316-5).
- Acosta, J., Jansen, B., Kalbitz, K., Faz, A. & Martínez-Martínez, S. (2011). Salinity increases mobility of heavy metals in soils. *Chemosphere*, 85 (8): 1318-1324.
- Akbar, K. F., Hale, W. H., Headley, A. D. & Athar, M. (2006). Heavy metal contamination of roadside soils of Northern England. *Soil Water Res*, 1 (4): 158-163.
- Almás, Å. R. & Singh, B. R. (2017). Trace Metal Contamination. I: *Encyclopedia of Soil Science*, s. 2364-2368: CRC Press.
- Amrhein, C., Strong, J. E. & Mosher, P. A. (1992). Effect of deicing salts on metal and organic matter mobilization in roadside soils. *Environmental Science & Technology*, 26 (4): 703-709.
- Amundsen, C., French, H., Haaland, S., Pedersen, P., Riise, G. & Roseth, R. (2008). *Salt SMART Miljøkonsekvenser ved salting av veger-en litteraturgjennomgang*. Statens Vegvesen rapport, 92. Oslo: Statens Vegvesen.
- Amundsen, C. E. & Roseth, R. (2004). *Utslippsfaktorer fra veg til vann og jord i Norge*, UTB 2004/08. Oslo: Vegdirektoratet.
- Andersen, J., Bratli, J., Fjeld, E., Faafeng, B., Grande, M., Hem, L. & Holtan, H. K. (1997). *Klassifisering av miljøkvalitet i ferskvann.–SFT-veiledning 97: 04*, TA-1468/1997. Oslo: Statens forurensningstilsyn.
- Arambašić, M. B., Bjelić, S. & Subakov, G. (1995). Acute toxicity of heavy metals (copper, lead, zinc), phenol and sodium on *Allium cepa* L., *Lepidium sativum* L. and *Daphnia magna* St.: Comparative investigations and the practical applications. *Water Research*, 29 (2): 497-503.
- Balistrieri, L. S., Murray, J. W. & Paul, B. (1992). The biogeochemical cycling of trace metals in the water column of Lake Sammamish, Washington: Response to seasonally anoxic conditions. *Limnology and Oceanography*, 37 (3): 529-548.
- Balistrieri, L. S., Murray, J. W. & Paul, B. (1994). The geochemical cycling of trace elements in a biogenic meromictic lake. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 58 (19): 3993-4008.
- Bjørnskau, T. (2011). *Sikkerhetseffekter av salting*, 1171/2011. Oslo: Transportøkonomisk institutt.
- Boehrer, B. & Schultze, M. (2008). Stratification of lakes. *Reviews of Geophysics*, 46 (2).
- Bowell, R. (1994). Sorption of arsenic by iron oxides and oxyhydroxides in soils. *Applied geochemistry*, 9 (3): 279-286.
- Bremmang, G. & Kloster, A. (1976). Transjøen, a groundwater influenced lake with special redox and sulphate conditions. *Hydrology Research*, 7 (5): 307-320.
- Burns, N. & Nriagu, J. (1976). Forms of iron and manganese in Lake Erie waters. *Journal of the Fisheries Board of Canada*, 33 (3): 463-470.
- Bäckström, M., Karlsson, S., Bäckman, L., Folkesson, L. & Lind, B. (2004). Mobilisation of heavy metals by deicing salts in a roadside environment. *Water research*, 38 (3): 720-732.
- Bækken, T. & Færøvig, P. J. (2004). *Effekter av vegforurensninger på vannkvalitet og biologi i Padderudvann*, 106. Oslo: Statens Vegvesen.
- Bækken, T. & Haugen, T. (2006). *Kjemisk tilstand i vegnære innsjøer*, UTB 2006/06. NIVA: Statens Vegvesen.

- Bækken, T. & Haugen, T. (2010). *Vegsalt og tungmetaller i innsjøer langs veier i Sør-Norge 2010*, L.nr 6220-2011. Oslo: Statens Vegvesen.
- Bækken, T. (2012). *Nordre og Søndre Brutjern ved E18. Kartlegging av saltforurensning og annen forurensning fra vei, og vurdering av tiltak*, 11323. Oslo: NIVA.
- Casiot, C., Ujevic, M., Munoz, M., Seidel, J. & Elbaz-Poulichet, F. (2007). Antimony and arsenic mobility in a creek draining an antimony mine abandoned 85 years ago (upper Orb basin, France). *Applied Geochemistry*, 22 (4): 788-798.
- Collins, S. J. & Russell, R. W. (2009). Toxicity of road salt to Nova Scotia amphibians. *Environmental Pollution*, 157 (1): 320-324.
- Cowgill, U. & Milazzo, D. (1990). The sensitivity of two cladocerans to water quality variables: salinity and hardness. *Archiv fuer Hydrobiologie*, 120 (2): 185-196.
- 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.
- Davis, J. A. (1984). Complexation of trace metals by adsorbed natural organic matter. *Geochimica et Cosmochimica acta*, 48 (4): 679-691.
- Diamond, J. M., Winchester, E. L., Mackler, D. G., Rasnake, W. J., Fanelli, J. K. & Gruber, D. (1992). Toxicity of cobalt to freshwater indicator species as a function of water hardness. *Aquatic toxicology*, 22 (3): 163-179.
- Drikkevannsforskriften. (2016). *Forskrift om vannforsyning og drikkevann*.
- Evans, M. & Frick, C. (2001). *The effects of road salts on aquatic ecosystems*, WSTD Contribution No.02-308. Water Science and Technology Directorate: Environment Canada.
- Fairbrother, A., Wenstel, R., Sappington, K. & Wood, W. (2007). Framework for metals risk assessment. *Ecotoxicology and environmental safety*, 68 (2): 145-227.
- Gensemer, R. W. & Playle, R. C. (1999). The bioavailability and toxicity of aluminum in aquatic environments. *Critical reviews in environmental science and technology*, 29 (4): 315-450.
- Grinde, L., Mamen, J., Tunheim, K., Heiberg, H., Skaland, R. G. & Tajet, H. T. T. (2019). *Været i Norge, klimatologisk månedsoversikt*. Meteorologisk institutt. Tilgjengelig fra: <https://www.met.no/vaer-og-klima/maanedens-vaer-vs-klima> (lest 22.11).
- Gulati, R. D., Zadereev, E. S. & Degermendzhi, A. G. (2017). *Ecology of Meromictic Lakes*: Springer. Tilgjengelig fra: <https://link.springer.com/book/10.1007/978-3-319-49143-1>.
- Haaland, S., Turtumøygard, S., Gjemplstad, L. J. & Nytrø, T. E. (2012). *Salt Smart, vegsalt i innsjøer. Tålegrenser mht kjemisk sjiktning*, 120. Oslo: Statens Vegvesen.
- Hansen, K. S., Yven, E. & Emir, M. (2013). *Overvannshåndtering og saltpåvirkning ved Stormosen Bru og Søndre Brutjern*. Oslo: Høgskolen i Oslo og Akershus.
- Hares, R. & Ward, N. (1999). Comparison of the heavy metal content of motorway stormwater following discharge into wet biofiltration and dry detention ponds along the London Orbital (M25) motorway. *Science of the Total Environment*, 235 (1-3): 169-178.
- Havig, J. R., McCormick, M. L., Hamilton, T. L. & Kump, L. R. (2015). The behavior of biologically important trace elements across the oxic/euxinic transition of meromictic Fayetteville Green Lake, New York, USA. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 165: 389-406.
- Heier, L. S., Nyheim, M. T., Skipperud, L. & Meland, S. (2013). Mobility and Uptake of Antimony, Cadmium and Cobalt in Dragonfly Larvae (Odonata, Anisoptera) as a Function of Road Salt Concentrations—a Tracer Experiment. I: *Urban Environment*, s. 507-516: Springer.
- Hjortenkrans, D., Bergbäck, B. & Häggerud, A. (2006). New metal emission patterns in road traffic environments. *Environmental Monitoring and Assessment*, 117 (1-3): 85-98.

- Holleberg, A. & Wiberg, E. (1985). *Lehrbuch der Anorganischen Chemie*. Berlin De Gruyter.
- Hopkins, G. R., French, S. S. & Brodie Jr, E. D. (2013). Increased frequency and severity of developmental deformities in rough-skinned newt (*Taricha granulosa*) embryos exposed to road deicing salts (NaCl & MgCl₂). *Environmental Pollution*, 173: 264-269.
- Howard, K. W. & Beck, P. J. (1993). Hydrogeochemical implications of groundwater contamination by road de-icing chemicals. *Journal of Contaminant Hydrology*, 12 (3): 245-268.
- Hulskotte, J., Denier van der Gon, H., Visschedijk, A. & Schaap, M. (2007). Brake wear from vehicles as an important source of diffuse copper pollution. *Water science and technology*, 56 (1): 223-231.
- Hutchinson, G. (1957). A treatise on Limnology I. Geography, Physics and Chemistry. *John Wiley and Sons Inc. New York*, 1: 1011.
- 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.
- Kalff, J. (2002). *Limnology: inland water ecosystems* Upper Saddle River, New Jersey: McGill University.
- Kjensmo, J. (1997). The influence of road salts on the salinity and the meromictic stability of Lake Svinsjøen, southeastern Norway. *Hydrobiologia*, 347 (1-3): 151-159.
- Klimaszewska, K., Polkowska, Ż. & Namieśnik, J. (2007). Influence of Mobile Sources on Pollution of Runoff Waters from Roads with High Traffic Intensity. *Polish journal of environmental studies*, 16 (6).
- Kritzberg, E. & Ekström, S. (2012). Increasing iron concentrations in surface waters-a factor behind brownification? *Biogeosciences*, 9 (4): 1465.
- Kystverket. (2020). *Kystinfo*. Tilgjengelig fra: <https://a3.kystverket.no/> (lest 07.01.2020).
- Labadia, C. F. & Buttle, J. (1996). Road salt accumulation in highway snow banks and transport through the unsaturated zone of the Oak Ridges Moraine, southern Ontario. *Hydrological Processes*, 10 (12): 1575-1589.
- Li, F., Zhang, Y., Fan, Z. & Oh, K. (2015). Accumulation of de-icing salts and its short-term effect on metal mobility in urban roadside soils. *Bulletin of environmental contamination and toxicology*, 94 (4): 525-531.
- Lienemann, C.-P., Taillefert, M., Perret, D. & Gaillard, J.-F. (1997). Association of cobalt and manganese in aquatic systems: chemical and microscopic evidence. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 61 (7): 1437-1446.
- Lööv, H. (2018). *Langtidsutvikling for veinære innsjøer utsatt for veisaltavrenning, studert med paleolimnologiske metoder*. Masteroppgave. Ås: Norges miljø- og biovitenskapelige universitet.
- Meland, S. (2010). *Ecotoxicological effects of highway and tunnel wash water runoff*. PhD. Ås: Norwegian University of Life Sciences.
- Met. (2019). *eklima*. Norges meteorologiske institutt. Tilgjengelig fra: http://sharki.oslo.dnmi.no/portal/page?_pageid=73,39035,73_39049&_dad=portal&_schema=PORTAL (lest 18.11.2019).
- Miljødirektoratet. (2016). *M-608, Grenseverdier for klassifisering av vann, sediment og biota*. Miljødirektoratet.
- Morse, J. & Luther Iii, G. (1999). Chemical influences on trace metal-sulfide interactions in anoxic sediments. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 63 (19-20): 3373-3378.
- NGU. (2019a). *Nasjonal Berggrunnsdatabase*. Tilgjengelig fra: <http://geo.ngu.no/kart/berggrunn/> (lest 12.11).

- NGU. (2019b). *Nasjonal løsmassedatabase*. Tilgjengelig fra: <http://geo.ngu.no/kart/losmasse/> (lest 12.11).
- Nierop, K. G., Jansen, B. & Verstraten, J. M. (2002). Dissolved organic matter, aluminium and iron interactions: precipitation induced by metal/carbon ratio, pH and competition. *Science of the Total Environment*, 300 (1-3): 201-211.
- Norris, W. e. a. (2012). *E18 Riksgrensen- Ørje og lokalvegnett Braarudveien- Ås*, 122570/2. Region Øst: Statens Vegvesen.
- Norrström, A.-C. & Jacks, G. (1998). Concentration and fractionation of heavy metals in roadside soils receiving de-icing salts. *Science of the Total Environment*, 218 (2-3): 161-174.
- Norrström, A.-C. & Bergstedt, E. (2001). The impact of road de-icing salts (NaCl) on colloid dispersion and base cation pools in roadside soils. *Water, Air, and Soil Pollution*, 127 (1-4): 281-299.
- Norrström, A. C. (2005). Metal mobility by de-icing salt from an infiltration trench for highway runoff. *Applied Geochemistry*, 20 (10): 1907-1919.
- NVE. (2020). *NEVINA- Nedbørfelt vannføring indeks analyse*. Tilgjengelig fra: <http://nevina.nve.no/> (lest 10.01).
- OMEE. (1996). *Monitoring data for uranium 1990-1995*. Ontario Drinking Water Surveillance Program. Toronto, Ontario: Ontario Ministry of Environment and Energy.
- Peuranen, S., Vuorinen, P. J., Vuorinen, M. & Hollender, A. (1994). *The effects of iron, humic acids and low pH on the gills and physiology of brown trout (Salmo trutta)*. *Annales Zoologici Fennici*: JSTOR.
- Ramamoorthy, S. & Rust, B. (1978). Heavy metal exchange processes in sediment-water systems. *Environmental Geology*, 2 (3): 165-172.
- Rhoades, J. (1983). Cation exchange capacity. *Methods of Soil Analysis: Part 2 Chemical and Microbiological Properties*, 9: 149-157.
- Rhodes, A. L., Newton, R. M. & Pufall, A. (2001). Influences of land use on water quality of a diverse New England watershed. *Environmental Science & Technology*, 35 (18): 3640-3645.
- Rishatt, A. (2018). *Anrikning og omsetting av metaller i innsjøer utsatt for veiavrenning, studert med paleolimnologiske metoder*. Masteroppgave. Ås: Norges miljø- og biovitenskapelige universitet.
- Robbins, J. A. & Callender, E. (1975). Diagenesis of manganese in Lake Michigan sediments. *American journal of science*, 275 (5): 512-533.
- Sangvanich, T., Sukwarotwat, V., Wiacek, R. J., Grudzien, R. M., Fryxell, G. E., Addleman, R. S., Timchalk, C. & Yantasee, W. (2010). Selective capture of cesium and thallium from natural waters and simulated wastes with copper ferrocyanide functionalized mesoporous silica. *Journal of hazardous materials*, 182 (1-3): 225-231.
- Sansalone, J. J. & Buchberger, S. G. (1997). Characterization of solid and metal element distributions in urban highway stormwater. *Water science and technology*, 36 (8-9): 155.
- Saunes, H. & Værøy, N. (2016). *Undersøkelse av vegnære innsjøer i Norge*. Vannkjemiske og biologiske undersøkelser, 565. Oslo: Statens Vegvesen.
- Saunes, H., Værøy, N. & Åstebøl, S. O. (2017). *Undersøkelse av vegnære innsjøer i Norge*. Vannkjemiske og biologiske undersøkelser, 564. Oslo Statens Vegvesen.
- Saunes, H., Jørgensen, N. E., Værøy, N., Konieczny, R. M. & Åstebøl, S. O. (2019). *Sluttrapport–Undersøkelse av veinære innsjøer 2015-2018: vannkvalitet og statistiske analyser av data for 2005-2018*. Vannkjemiske og biologiske undersøkelser. Oslo: Statens Vegvesen.

- Shinya, M., Tsuchinaga, T., Kitano, M., Yamada, Y. & Ishikawa, M. (2000). Characterization of heavy metals and polycyclic aromatic hydrocarbons in urban highway runoff. *Water science and technology*, 42 (7-8): 201-208.
- Sivertsen, Å., Sakshaug, K. & Vaa, T. (2007). *Salting av veger-En kunnskapsoversikt*. Statens vegvesen-Rapport, 2493. Oslo: Statens Vegvesen.
- Statens Vegvesen. (2019a). *Vegkart*. Statens Vegvesen. Tilgjengelig fra: <https://www.vegvesen.no/nvdb/vegkart/v2/#kartlag:geodata/@314542,6598517,12> (lest 18.11).
- Statens Vegvesen. (2019b). *Årsrapport 2018. Årsrapporter*. Oslo: Vegdirektoratet.
- Stead-Dexter, K. & Ward, N. (2004). Mobility of heavy metals within freshwater sediments affected by motorway stormwater. *Science of the total environment*, 334: 271-277.
- Sundaray, S. K., Nayak, B. B., Lin, S. & Bhatta, D. (2011). Geochemical speciation and risk assessment of heavy metals in the river estuarine sediments—a case study: Mahanadi basin, India. *Journal of hazardous materials*, 186 (2-3): 1837-1846.
- Taillefert, M., Lienemann, C.-P., Gaillard, J.-F. & Perret, D. (2000). Speciation, reactivity, and cycling of Fe and Pb in a meromictic lake. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 64 (2): 169-183.
- Taillefert, M. & Gaillard, J.-F. (2002). Reactive transport modeling of trace elements in the water column of a stratified lake: iron cycling and metal scavenging. *Journal of Hydrology*, 256 (1-2): 16-34.
- Teien, H.-C., Garmo, Ø. A., Åtland, Å. & Salbu, B. (2008). Transformation of iron species in mixing zones and accumulation on fish gills. *Environmental science & technology*, 42 (5): 1780-1786.
- Teien, H. C., Salbu, B., Kroglund, F. & Rosseland, B. O. (2004). Transformation of positively charged aluminium-species in unstable mixing zones following liming. *Science of the Total Environment*, 330 (1-3): 217-232.
- Town, R. M. & Filella, M. (2002). Implications of natural organic matter binding heterogeneity on understanding lead (II) complexation in aquatic systems. *Science of the Total Environment*, 300 (1-3): 143-154.
- Universitetet i Oslo. (2020). *Periodesystemet*. Tilgjengelig fra: <https://www.periodesystemet.no/grunnstoffer/cesium/> (lest 05.03.2020).
- Vanddirektivet, D. (2018). *Klassifisering av miljøtilstand i vann*. Veileder 02:2018, 02. Oslo: Miljødirektoratet.
- Vannforskriften. (2007). *Forskrift om rammer for vannforvaltningen*.
- Viollier, E., Jézéquel, D., Michard, G., Pèpe, M., Sarazin, G. & Alberic, P. (1995). Geochemical study of a crater lake (Pavin Lake, France): trace-element behaviour in the monimolimnion. *Chemical Geology*, 125 (1-2): 61-72.
- Wergeland Krog, O. (2012). *E18 Ørje- Svenskegrensen. Kartlegging av naturtyper*. Notat 2012-1. Oslo: Wergeland Krog Naturkart.
- Wetzel, R. G. (2001). *Limnology: lake and river ecosystems*: Gulf professional publishing.
- World Health Organization. (2004). *Uranium in drinking-water: background document for development of WHO guidelines for drinking-water quality*: World Health Organization.
- Wright, D. A. (1995). Trace metal and major ion interactions in aquatic animals. *Marine Pollution Bulletin*, 31 (1-3): 8-18.
- Wåhlin, J. (2018). *Mengderapportering vinteren 2017/2018*. Statens Vegvesens rapporter, 100. Vegavdelingen: Statens Vegvesen.
- Zehetner, F., Rosenfellner, U., Mentler, A. & Gerzabek, M. H. (2009). Distribution of road salt residues, heavy metals and polycyclic aromatic hydrocarbons across a highway-forest interface. *Water, Air, and Soil Pollution*, 198 (1-4): 125-132.

Öztürk, M. (1995). Trends of trace metal (Mn, Fe, Co, Ni, Cu, Zn, Cd and Pb) distributions at the oxic-anoxic interface and in sulfidic water of the Drammensfjord. *Marine chemistry*, 48 (3-4): 329-342.

Vedlegg

Vedlegg 1. Kvantifiseringsgrenser og grenseverdier

Tabell 1.1 LOD (Limit of detection) og LOQ (Limit of quantification) for metaller som er analysert ved bruk av ICP- MS og ICP- OES.

Grunnstoff	Cr	Co	Ni	Zn	Cu	As	Cd	Sb	Cs
Enhet	µg/L	µg/L	µg/L	mg/L	µg/L	µg/L	µg/L	µg/L	µg/L
Deteksjonsgrense (LOD)	0,00960915	0,0015727	0,04809586	0,00027217	0,16414649	0,00423312	0,00078272	0,00204583	0
Kvantifikasjonsgrense (LOQ)	0,03203049	0,00524234	0,16031953	0,00090722	0,54715496	0,01411041	0,00260908	0,00681945	0

Grunnstoff	Pb	U	Al	Ca	Fe	K	Mg	Mn	Na	S
Enhet	µg/L	µg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L
Deteksjonsgrense (LOD)	0,02546392	0,00018195	0,01434	0,00374	0,00212	0,06688	0,00126	0,00000	0,01391	0,01180447
Kvantifikasjonsgrense (LOQ)	0,08487973	0,00060652	0,04780	0,01247	0,00707	0,22293	0,00422	0,00000	0,04637	0,03934825

Tabell 1.2 Grenseverdier for klassifisering av vann, sediment og biota (M-608) fra Miljødirektoratet for utvalgte metaller som er blitt analysert.

	I Bakgrunn	II God	III Moderat	IV Dårlig	V Svært dårlig
Kadmium	0,003	Fotnote 1	Fotnote 2	Fotnote 3	Fotnote 3
Bly	0,02	1,2	14	57	> 57
Nikkel	0,5	4	34	67	> 67
Kobber	0,3	7,8	7,8	15,6	> 15,6
Sink	1,5	11	11	60	> 60
Arsen	0,15	0,5	8,5	85	> 85
Krom	0,1	3,4	3,4	3,4	> 3,4

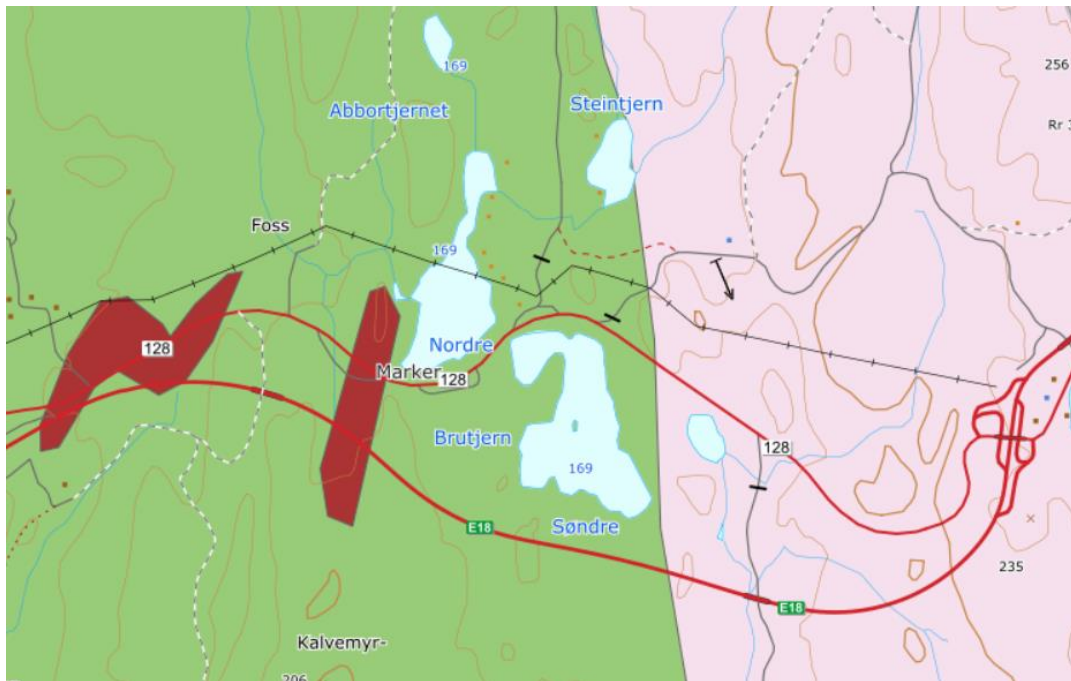
1) Klasse II Cd verdier avhengig av vannets hardhet: ≤ 0.08 (< 40 mg CaCO₃/L); 0.08 (40 -<50mg CaCo₃/L); 0,09 (50-<100 mg CaCO₃/L) 0,09 (50-<100 mg CaCO₃/L); 0,15 (100-<200mg CaCO₃/L) ; 0,25 (>200 mg CaCO₃/L)

2) Klasse III Cd verdier avhengig av vannets hardhet:≤ 0.45 (< 40 mg CaCO₃/L); 0.45 (40 -50 mg CaCo₃/L); 0,60 (50-<100 mg CaCO₃/L) 0,9 (100-<200mg CaCO₃/ L); 1,5 (>200 mg CaCO₃/L)

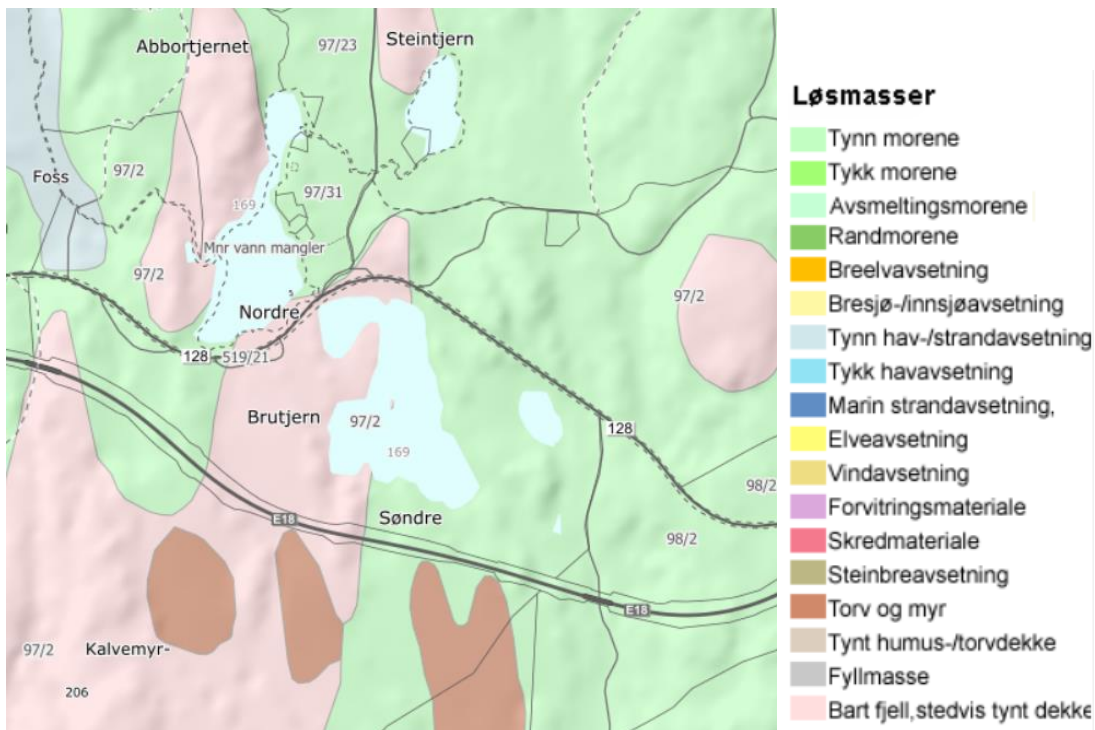
3) Klasse IV Cd verdier avhengig av vannets hardhet:≤ 4.5 (< 40 mg CaCO₃/L); 4.5 (40 -<50mg CaCO₃/L); 6,0 (50- <100 mgCaCO₃/L) 9,0 (100-<200 mg CaCO₃/L); 15 (>200 mg CaCO₃/L) Verdier over tilhører til klasse V.

Vedlegg 2. Berggrunnskart og løsmassekart

Berggrunnskart hentet fra NGU (2019a).



Løsmassekart hentet fra NGU (2019b).



Vedlegg 3. Rådata felt

Dato	Dyp	Temp	Cond	pH	O2	O2 metning
	m	C	uS/cm		mg/l	%
10.04.2019	0,5	4,6	159,2	*	7,2	55,8
10.04.2019	2	4,4	162	*	7,0	54,0
10.04.2019	4	4,3	160,6	*	6,9	53,3
10.04.2019	6	3,8	190,1	*	3,5	26,8
10.04.2019	8	4,1	316	*	0,0	0,0
10.04.2019	10	4,3	375	*	0,0	0,0
10.04.2019	12	4,3	503	*	0,0	0,0
23.04.2019	0,5	12	160	7	10,5	97,7
23.04.2019	2	6,8	160	6,9	9,1	74,4
23.04.2019	4	5	162	6,8	7,3	57,1
23.04.2019	6	4,4	194	6,6	3,2	24,5
23.04.2019	8	4,3	325	6,7	0,0	0,0
23.04.2019	10	4,3	365	6,7	0,0	0,0
23.04.2019	11,5	4,3	478	6,7	0,0	0,0
02.05.2019	0,5	14,5	160,5	7,3	10,5	102,7
02.05.2019	2	13,5	159,8	7,4	10,2	102,4
02.05.2019	4	5,2	165	6,8	6,8	43,7
02.05.2019	6	4,4	204	6,6	3,2	25,2
02.05.2019	8	4,3	333	6,6	0,0	0,0
02.05.2019	10	4,3	376	6,7	0,0	0,0
20.05.2019	0,5	14,8	162	7,2	10,6	104,2
20.05.2019	2	11,3	163	7,1	10,6	96,0
20.05.2019	4	6,5	166	6,5	6,0	48,5
20.05.2019	6	4,7	191	6,4	1,0	7,4
20.05.2019	8	4,4	330	6,4	0,0	0,0
20.05.2019	10	4,4	389	6,5	0,0	0,0
20.05.2019	11,5	4,4	423	6,6	0,0	0,0
03.06.2019	0,5	15,7	160	7,3	10,2	102,7
03.06.2019	2	13,5	160,8	7,3	9,6	92,4
03.06.2019	4	6,7	167	6,5	4,8	38,9
03.06.2019	6	4,7	172,3	6,4	0,0	0,0
03.06.2019	8	4,4	316	6,5	0,0	0,0
03.06.2019	10	4,4	370	6,5	0,0	0,0
03.06.2019	11,5	4,4	395	6,6	0,0	0,0
17.06.2019	0,5	17,5	158	6,9	9,4	98,0
17.06.2019	2	15,4	158	6,9	8,9	89,0
17.06.2019	4	7,9	165	6,3	4,1	34,8
17.06.2019	6	5	189	6,3	0,0	0,2
17.06.2019	8	4,5	322	6,5	0,0	0,0

17.06.2019	10	4,5	362	6,6	0,0	0,0
17.06.2019	11,5	4,5	379	6,6	0,0	0,0
01.07.2019	0,5	20,9	162	7	8,6	95,8
01.07.2019	2	17,6	160	7	8,0	83,5
01.07.2019	4	7,6	165	6,4	2,9	24,4
01.07.2019	6	5,1	187	6,3	0,0	0,0
01.07.2019	8	4,5	331	6,5	0,0	0,0
01.07.2019	10	4,5	355	6,6	0,0	0,0
01.07.2019	11,5	4,5	355	6,6	0,0	0,0
15.07.2019	0,5	20,1	163	6,8	8,6	95,4
15.07.2019	2	18,8	162	6,8	7,7	83,2
15.07.2019	4	8,7	170	6,3	2,3	19,8
15.07.2019	6	5,5	215	6,3	0,0	0,0
15.07.2019	8	4,9	309	6,5	0,0	0,0
15.07.2019	10	4,7	345	6,5	0,0	0,0
15.07.2019	11,5	4,6	354	6,6	0,0	0,0
29.07.2019	0,5	24,4	169	6,9	8,1	96,9
29.07.2019	2	20,1	166	6,9	6,4	70,5
29.07.2019	4	8,9	167	6,3	1,3	10,9
29.07.2019	6	5,5	216	6,3	0,0	0,0
29.07.2019	8	4,8	302	6,5	0,0	0,0
29.07.2019	10	4,7	332	6,6	0,0	0,0
29.07.2019	11,5	4,6	339	6,6	0,0	0,0
12.08.2019	0,5	18,8	169	6,7	7,9	85,0
12.08.2019	2	18,8	166	6,8	7,9	84,6
12.08.2019	4	9,7	171	6,2	0,5	4,6
12.08.2019	6	6	205	6,3	0,0	0,0
12.08.2019	8	5	308	6,5	0,0	0,0
12.08.2019	10	4,9	334	6,6	0,0	0,0
12.08.2019	11,5	4,8	346	6,6	0,0	0,0
26.08.2019	0,5	18,8	166	6,9	9,0	96,4
26.08.2019	2	17,1	165	6,9	8,3	86,3
26.08.2019	4	11,5	177	6,4	0,1	1,1
26.08.2019	6	6,3	214	6,4	0,0	0,0
26.08.2019	8	5	313	6,6	0,0	0,0
26.08.2019	10	4,8	336	6,7	0,0	0,0
26.08.2019	11,5	4,7	345	6,8	0,0	0,0

Vedlegg 4. Rådata farge, DOC og IC

Dato	Dyp	Farge	Farge	DOC	SO4	Cl
	m	mg/l Pt	ABS410	mg/l	mg/l	mg/l
10.04.2019	0,5	80,83	0,215	12	2,7	28
10.04.2019	2	80,83	0,215	12	2,7	29
10.04.2019	4	81,20	0,216	12	2,7	29
10.04.2019	6	106,02	0,282	14	3,3	34
10.04.2019	8	175,19	0,466	14	2,7	61
10.04.2019	10	188,35	0,501	15	2,4	75
10.04.2019	12	306,02	0,814	14	2,5	105
23.04.2019	0,5	74,06	0,197	12	2,7	29
23.04.2019	2	75,56	0,201	12	2,7	29
23.04.2019	4	80,45	0,214	12	2,8	30
23.04.2019	6	103,76	0,276	14	3,2	36
23.04.2019	8	173,31	0,461	15	2,5	63
23.04.2019	10	187,59	0,499	14	2,3	72
23.04.2019	11,5	252,26	0,671	14	2,7	99
02.05.2019	0,5	74,06	0,197	12	2,7	29
02.05.2019	2	74,44	0,198	12	2,8	29
02.05.2019	4	82,71	0,220	12	2,8	30
02.05.2019	6	107,52	0,286	14	3,2	38
02.05.2019	8	187,59	0,499	13	2,5	64
02.05.2019	10	205,64	0,547	14	2,3	75
20.05.2019	0,5	69,17	0,184	12	2,7	29
20.05.2019	2	71,43	0,190	12	2,8	30
20.05.2019	4	80,08	0,213	12	2,9	31
20.05.2019	6	98,12	0,261	14	3,1	36
20.05.2019	8	169,17	0,450	14	2,6	67
20.05.2019	10	222,56	0,592	13	2,2	72
20.05.2019	11,5	268,80	0,715	12	2,1	81
03.06.2019	0,5	65,79	0,175	12	2,7	30
03.06.2019	2	66,17	0,176	12	2,7	30
03.06.2019	4	76,32	0,203	12	2,8	31
03.06.2019	6	81,95	0,218	13	2,9	32
03.06.2019	8	204,14	0,543	14	2,6	63
03.06.2019	10	279,70	0,744	13	2,1	68
03.06.2019	11,5	324,81	0,864	12	2,0	73
17.06.2019	0,5	64,29	0,171	12	2,6	30
17.06.2019	2	63,91	0,170	13	2,6	29
17.06.2019	4	72,56	0,193	12	2,8	31
17.06.2019	6	92,11	0,245	13	3,0	35
17.06.2019	8	177,07	0,471	13	2,3	54
17.06.2019	10	237,22	0,631	12	2,0	66
17.06.2019	11,5	257,14	0,684	13	1,7	68
01.07.2019	0,5	61,65	0,164	13	2,7	31

01.07.2019	2	62,78	0,167	13	2,7	29
01.07.2019	4	72,18	0,192	12	2,8	32
01.07.2019	6	93,61	0,249	13	3,0	35
01.07.2019	8	213,16	0,567	13	2,0	63
01.07.2019	10	236,47	0,629	14	1,7	65
01.07.2019	11,5	256,39	0,682	13	1,6	66
15.07.2019	0,5	56,39	0,150	12	2,6	31
15.07.2019	2	57,89	0,154	12	2,6	31
15.07.2019	4	73,31	0,195	13	2,8	32
15.07.2019	6	114,29	0,304	13	2,7	41
15.07.2019	8	169,55	0,451	12	2,1	58
15.07.2019	10	197,74	0,526	12	1,9	63
15.07.2019	11,5	213,53	0,568	12	1,6	65
29.07.2019	0,5	57,89	0,154	12	2,6	31
29.07.2019	2	61,28	0,163	13	2,7	32
29.07.2019	4	68,80	0,183	7,4	1,9	24
29.07.2019	6	106,39	0,283	13	2,8	42
29.07.2019	8	196,62	0,523	12	2,0	58
29.07.2019	10	235,71	0,627	12	1,6	63
29.07.2019	11,5	247,74	0,659	11	1,3	55
12.08.2019	0,5	57,52	0,153	12	2,6	32
12.08.2019	2	57,14	0,152	12	2,6	32
12.08.2019	4	72,56	0,193	11	2,8	32
12.08.2019	6	97,37	0,259	12	2,9	38
12.08.2019	8	174,44	0,464	12	1,8	57
12.08.2019	10	201,13	0,535	12	1,5	61
12.08.2019	11,5	213,53	0,568	12	1,3	63
26.08.2019	0,5	67,29	0,179	13	2,6	31
26.08.2019	2	66,17	0,176	12	2,6	32
26.08.2019	4	96,62	0,257	13	3,0	33
26.08.2019	6	112,78	0,300	12	2,8	40
26.08.2019	8	228,57	0,608	12	1,6	60
26.08.2019	10	266,17	0,708	15	1,3	62
26.08.2019	11,5	272,18	0,724	13	1,1	63

Vedlegg 5. Rådata ICP- MS

Dato	Dyp	Cr	Co	Ni	Zn	Cu	As
	m	µg/L	µg/L	µg/L	mg/L	µg/L	µg/L
10.04.2019	0,5	0,21	0,51	1,7	0,0025	1,6	0,24
10.04.2019	2	0,21	0,52	1,7	0,0024	1,2	0,23
10.04.2019	4	0,21	0,52	1,7	0,0024	1,3	0,25
10.04.2019	6	0,24	0,9	2,3	0,0027	1,4	0,27
10.04.2019	8	0,39	2,5	2,1	0,0021	1,8	0,36
10.04.2019	10	0,43	2,2	1,6	0,0018	2,4	0,38
10.04.2019	12	0,41	1,8	1,4	0,0030	4,7	0,39
23.04.2019	0,5	0,20	0,47	1,6	0,0024	1,1	0,24
23.04.2019	2	0,23	0,49	1,6	0,0023	1,1	0,23
23.04.2019	4	0,20	0,52	1,7	0,0024	1,1	0,24
23.04.2019	6	0,24	0,89	2,2	0,0029	1,6	0,26
23.04.2019	8	0,36	2,6	1,9	0,0018	1,7	0,35
23.04.2019	10	0,41	2,4	1,6	0,0018	2,2	0,38
23.04.2019	11,5	0,40	1,7	1,4	0,0025	3,3	0,39
02.05.2019	0,5	0,19	0,37	1,5	0,0023	1,2	0,23
02.05.2019	2	0,18	0,36	1,5	0,0021	1,1	0,23
02.05.2019	4	0,22	0,51	1,7	0,0026	1,2	0,22
02.05.2019	6	0,25	0,98	2,2	0,0030	1,8	0,26
02.05.2019	8	0,38	2,6	1,8	0,0021	2,2	0,38
02.05.2019	10	0,40	2,3	1,6	0,0020	2,4	0,38
20.05.2019	0,5	0,22	0,26	1,6	0,0021	1,3	0,22
20.05.2019	2	0,21	0,24	1,4	0,0018	1,1	0,22
20.05.2019	4	0,21	0,42	1,7	0,0026	1,1	0,24
20.05.2019	6	0,23	0,81	2,0	0,0028	1,3	0,25
20.05.2019	8	0,36	2,6	2,0	0,0019	1,6	0,34
20.05.2019	10	0,41	2,4	1,6	0,0018	2,0	0,39
20.05.2019	11,5	0,43	2,2	1,5	0,0023	2,6	0,45
03.06.2019	0,5	0,19	0,18	1,3	0,0021	1,2	0,22
03.06.2019	2	0,18	0,17	1,3	0,0014	1,1	0,22
03.06.2019	4	0,20	0,34	1,6	0,0025	1,1	0,22
03.06.2019	6	0,21	0,46	1,7	0,0026	1,2	0,22
03.06.2019	8	0,37	2,6	2,0	0,0030	1,9	0,36
03.06.2019	10	0,40	2,4	1,6	0,0019	1,9	0,39
03.06.2019	11,5	0,43	2,3	1,5	0,0019	2,2	0,44
17.06.2019	0,5	0,17	0,12	1,2	0,0022	1,1	0,23
17.06.2019	2	0,18	0,13	1,2	0,0015	1,1	0,23
17.06.2019	4	0,20	0,22	1,5	0,0026	1,1	0,22
17.06.2019	6	0,24	0,84	2,0	0,0033	1,3	0,24
17.06.2019	8	0,35	2,5	2,2	0,0021	1,6	0,34
17.06.2019	10	0,43	2,5	1,7	0,0020	1,8	0,41
17.06.2019	11,5	0,45	2,5	1,5	0,0020	1,9	0,43
01.07.2019	0,5	0,19	0,11	1,2	0,0014	1,1	0,25

01.07.2019	2	0,18	0,10	1,2	0,00099	1,1	0,24
01.07.2019	4	0,21	0,16	1,5	0,0025	1,1	0,22
01.07.2019	6	0,24	1,1	1,9	0,0031	1,3	0,25
01.07.2019	8	0,42	2,6	1,8	0,0020	1,6	0,39
01.07.2019	10	0,41	2,5	1,6	0,0018	1,7	0,41
01.07.2019	11,5	0,41	2,4	1,5	0,0018	1,7	0,41
15.07.2019	0,5	0,16	0,094	1,1	<0,00091	0,99	0,25
15.07.2019	2	0,17	0,10	1,1	0,0011	1,1	0,25
15.07.2019	4	0,21	0,20	1,6	0,0033	1,2	0,24
15.07.2019	6	0,26	2,1	1,9	0,0032	1,4	0,28
15.07.2019	8	0,36	2,7	1,8	0,0024	1,5	0,36
15.07.2019	10	0,40	2,6	1,7	0,0030	2,5	0,39
15.07.2019	11,5	0,42	2,5	1,7	0,0031	2,1	0,39
29.07.2019	0,5	0,15	0,085	1,0	<0,00091	0,96	0,26
29.07.2019	2	0,16	0,085	1,1	<0,00091	0,99	0,26
29.07.2019	4	0,20	0,15	1,5	0,0028	1,1	0,24
29.07.2019	6	0,26	3,3	2,0	0,0035	1,5	0,27
29.07.2019	8	0,34	2,6	1,8	0,0025	1,5	0,33
29.07.2019	10	0,38	2,5	1,6	0,0022	1,6	0,37
29.07.2019	11,5	0,38	2,5	1,5	0,0020	1,5	0,39
12.08.2019	0,5	0,14	0,12	1,0	0,0014	2,6	0,25
12.08.2019	2	0,14	0,12	1,0	0,0014	2,3	0,23
12.08.2019	4	0,18	0,52	1,5	0,0040	2,5	0,23
12.08.2019	6	0,23	2,6	2,0	0,0064	1,8	0,27
12.08.2019	8	0,38	2,8	1,8	0,0031	1,6	0,35
12.08.2019	10	0,37	2,5	1,6	0,0028	1,6	0,37
12.08.2019	11,5	0,43	2,6	1,5	0,0030	1,5	0,40
26.08.2019	0,5	0,15	0,11	1,0	0,00097	1,5	0,24
26.08.2019	2	0,15	0,12	0,97	0,00095	1,4	0,25
26.08.2019	4	0,19	0,56	1,5	0,0022	1,5	0,28
26.08.2019	6	0,25	3,4	2,0	0,0036	1,6	0,30
26.08.2019	8	0,37	2,7	1,6	0,0027	1,6	0,37
26.08.2019	10	0,39	2,6	1,5	0,0026	1,7	0,39
26.08.2019	11,5	0,41	2,6	1,5	0,0028	1,6	0,39

Vedlegg 6. Rådata metaller

Dato	Dyp	Cd	Sb	Cs	Pb	U	Al
	m	µg/L	µg/L	µg/L	µg/L	µg/L	mg/L
10.04.2019	0,5	0,017	0,069	0,053	0,30	0,086	0,11
10.04.2019	2	0,016	0,069	0,057	0,32	0,087	0,11
10.04.2019	4	0,013	0,067	0,066	0,38	0,087	0,10
10.04.2019	6	0,019	0,073	0,077	0,48	0,11	0,14
10.04.2019	8	0,019	0,074	0,076	0,52	0,27	0,22
10.04.2019	10	0,020	0,077	0,076	0,54	0,30	0,22
10.04.2019	12	0,061	0,089	0,068	0,54	0,43	0,20
23.04.2019	0,5	0,014	0,070	0,060	0,26	0,088	0,10
23.04.2019	2	0,017	0,073	0,060	0,26	0,085	0,12
23.04.2019	4	0,017	0,065	0,062	0,29	0,092	0,11
23.04.2019	6	0,021	0,070	0,067	0,36	0,12	0,13
23.04.2019	8	0,015	0,066	0,076	0,61	0,26	0,20
23.04.2019	10	0,017	0,070	0,068	0,49	0,30	0,20
23.04.2019	11,5	0,033	0,079	0,065	0,43	0,37	0,19
02.05.2019	0,5	0,017	0,064	0,059	0,20	0,082	0,087
02.05.2019	2	0,012	0,068	0,070	0,22	0,082	0,094
02.05.2019	4	0,014	0,067	0,064	0,24	0,088	0,11
02.05.2019	6	0,023	0,067	0,077	0,34	0,13	0,14
02.05.2019	8	0,012	0,068	0,077	0,48	0,26	0,20
02.05.2019	10	0,021	0,079	0,064	0,55	0,30	0,20
20.05.2019	0,5	0,010	0,075	0,061	0,18	0,077	0,079
20.05.2019	2	0,010	0,070	0,054	0,21	0,081	0,08
20.05.2019	4	0,011	0,067	0,063	0,24	0,091	0,10
20.05.2019	6	0,016	0,071	0,066	0,33	0,12	0,12
20.05.2019	8	0,015	0,061	0,076	0,43	0,26	0,18
20.05.2019	10	0,013	0,068	0,072	0,49	0,32	0,21
20.05.2019	11,5	0,026	0,081	0,076	0,44	0,35	0,22
03.06.2019	0,5	0,011	0,071	0,057	0,22	0,075	0,07
03.06.2019	2	0,011	0,074	0,055	0,21	0,075	0,074
03.06.2019	4	0,015	0,069	0,081	0,22	0,11	0,095
03.06.2019	6	0,015	0,067	0,067	0,38	0,089	0,098
03.06.2019	8	0,018	0,072	0,055	0,57	0,25	0,20
03.06.2019	10	0,019	0,072	0,082	0,55	0,29	0,21
03.06.2019	11,5	0,022	0,078	0,072	0,42	0,32	0,22
17.06.2019	0,5	0,006	0,070	0,047	0,19	0,075	0,074
17.06.2019	2	0,0084	0,068	0,052	0,19	0,074	0,075
17.06.2019	4	0,014	0,068	0,058	0,25	0,077	0,098
17.06.2019	6	0,016	0,063	0,077	0,33	0,11	0,12
17.06.2019	8	0,017	0,066	0,048	0,55	0,26	0,20
17.06.2019	10	0,017	0,070	0,069	0,48	0,29	0,22
17.06.2019	11,5	0,019	0,070	0,087	0,52	0,30	0,22
01.07.2019	0,5	0,0074	0,071	0,064	0,14	0,076	0,053

01.07.2019	2	0,0071	0,074	0,069	0,13	0,074	0,049
01.07.2019	4	0,013	0,059	0,053	0,20	0,077	0,10
01.07.2019	6	0,019	0,064	0,067	0,34	0,10	0,13
01.07.2019	8	0,020	0,067	0,074	0,55	0,26	0,21
01.07.2019	10	0,017	0,065	0,076	0,47	0,29	0,22
01.07.2019	11,5	0,018	0,069	0,081	0,46	0,29	0,23
15.07.2019	0,5	0,0049	0,070	0,068	0,16	0,068	0,053
15.07.2019	2	0,0052	0,084	0,074	0,16	0,075	0,055
15.07.2019	4	0,021	0,075	0,054	0,22	0,091	0,096
15.07.2019	6	0,019	0,065	0,065	0,39	0,13	0,14
15.07.2019	8	0,017	0,071	0,049	0,59	0,23	0,20
15.07.2019	10	0,021	0,071	0,063	0,63	0,26	0,22
15.07.2019	11,5	0,017	0,095	0,068	0,52	0,28	0,22
29.07.2019	0,5	0,0041	0,074	0,068	0,15	0,074	0,031
29.07.2019	2	0,0033	0,071	0,064	0,14	0,071	0,030
29.07.2019	4	0,018	0,069	0,074	0,22	0,083	0,089
29.07.2019	6	0,020	0,066	0,075	0,40	0,13	0,15
29.07.2019	8	0,014	0,067	0,076	0,61	0,24	0,20
29.07.2019	10	0,018	0,067	0,055	0,56	0,25	0,23
29.07.2019	11,5	0,015	0,070	0,079	0,50	0,25	0,22
12.08.2019	0,5	0,0071	0,076	0,061	0,23	0,069	0,035
12.08.2019	2	0,011	0,074	0,052	0,22	0,068	0,035
12.08.2019	4	0,025	0,060	0,059	0,40	0,074	0,089
12.08.2019	6	0,031	0,065	0,054	0,45	0,11	0,14
12.08.2019	8	0,021	0,073	0,079	0,76	0,22	0,21
12.08.2019	10	0,017	0,068	0,071	0,60	0,27	0,23
12.08.2019	11,5	0,026	0,064	0,067	0,56	0,27	0,23
26.08.2019	0,5	0,0086	0,071	0,070	0,24	0,064	0,05
26.08.2019	2	0,0078	0,068	0,047	0,22	0,068	0,053
26.08.2019	4	0,012	0,070	0,058	0,34	0,099	0,11
26.08.2019	6	0,024	0,057	0,082	0,45	0,13	0,15
26.08.2019	8	0,022	0,066	0,065	0,85	0,24	0,22
26.08.2019	10	0,023	0,065	0,081	0,59	0,26	0,23
26.08.2019	11,5	0,043	0,063	0,08	0,60	0,26	0,24

Vedlegg 7. Rådata metaller

Dato	Dyp	Ca	Fe	K	Mg	Mn	Na	S
	m	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L
10.04.2019	0,5	9,9	0,44	2,0	1,9	0,12	18	3,3
10.04.2019	2	9,9	0,44	2,1	1,9	0,12	18	3,4
10.04.2019	4	9,8	0,44	2,0	1,9	0,12	18	3,3
10.04.2019	6	12	0,64	2,3	2,2	0,19	20	3,9
10.04.2019	8	22	4,8	3,5	3,2	0,8	33	3,4
10.04.2019	10	26	5,9	4,0	3,5	0,78	42	3,0
10.04.2019	12	31	11	4,5	3,9	0,7	57	3,2
23.04.2019	0,5	9,7	0,36	2,0	1,9	0,11	18	3,3
23.04.2019	2	9,7	0,40	2,0	1,9	0,12	18	3,3
23.04.2019	4	9,9	0,45	2,0	1,9	0,12	18	3,3
23.04.2019	6	13	0,67	2,4	2,2	0,2	22	3,9
23.04.2019	8	23	4,6	3,6	3,2	0,83	35	3,1
23.04.2019	10	25	6,0	3,7	3,4	0,83	39	3,0
23.04.2019	11,5	30	9,2	4,3	3,8	0,63	54	3,3
02.05.2019	0,5	9,8	0,29	2,1	1,9	0,09	18	3,3
02.05.2019	2	9,7	0,29	2,0	1,9	0,089	18	3,3
02.05.2019	4	9,9	0,42	2,0	1,9	0,12	18	3,4
02.05.2019	6	13	0,73	2,4	2,3	0,23	23	3,9
02.05.2019	8	23	5,2	3,5	3,2	0,83	35	3,1
02.05.2019	10	25	6,7	3,8	3,4	0,8	41	3,0
20.05.2019	0,5	9,7	0,26	2,1	1,9	0,065	18	3,3
20.05.2019	2	9,8	0,27	2,1	1,9	0,063	18	3,3
20.05.2019	4	9,8	0,36	2,1	2,0	0,1	19	3,4
20.05.2019	6	12	0,63	2,3	2,2	0,2	22	3,7
20.05.2019	8	22	4,5	3,5	3,2	0,79	34	3,3
20.05.2019	10	25	8,2	3,8	3,5	0,83	41	2,9
20.05.2019	11,5	26	11	4,0	3,6	0,79	45	2,8
03.06.2019	0,5	9,6	0,26	2,1	1,9	0,047	18	3,3
03.06.2019	2	9,6	0,26	2,0	1,9	0,045	18	3,3
03.06.2019	4	9,8	0,34	2,1	2,0	0,093	19	3,4
03.06.2019	6	11	0,40	2,1	2,0	0,12	19	3,5
03.06.2019	8	22	4,6	3,5	3,2	0,76	34	3,3
03.06.2019	10	25	7,9	3,7	3,4	0,82	39	2,8
03.06.2019	11,5	25	9,7	3,8	3,4	0,82	41	2,6
17.06.2019	0,5	9,4	0,23	1,9	1,9	0,03	18	3,2
17.06.2019	2	9,4	0,24	2,0	1,9	0,032	18	3,2
17.06.2019	4	9,8	0,34	2,1	2,0	0,082	19	3,5
17.06.2019	6	12	0,62	2,2	2,2	0,23	21	3,6
17.06.2019	8	22	4,7	3,4	3,1	0,75	34	3,2
17.06.2019	10	24	7,8	3,7	3,4	0,84	38	2,6
17.06.2019	11,5	25	8,9	3,8	3,4	0,86	40	2,4
01.07.2019	0,5	9,8	0,20	2,1	1,9	0,029	19	3,3

01.07.2019	2	9,8	0,20	2,0	1,9	0,027	19	3,3
01.07.2019	4	9,9	0,33	2,0	2,0	0,091	19	3,3
01.07.2019	6	12	0,73	2,3	2,2	0,30	21	3,5
01.07.2019	8	23	6,3	3,6	3,2	0,82	36	2,6
01.07.2019	10	24	7,9	3,6	3,4	0,86	38	2,3
01.07.2019	11,5	25	8,4	3,7	3,4	0,86	38	2,2
15.07.2019	0,5	9,7	0,19	2,0	1,9	0,023	19	3,2
15.07.2019	2	9,7	0,19	2,0	1,9	0,024	19	3,2
15.07.2019	4	9,9	0,38	2,1	2,0	0,10	19	3,4
15.07.2019	6	14	1,7	2,5	2,4	0,56	24	3,3
15.07.2019	8	21	5,3	3,3	3,0	0,80	33	2,7
15.07.2019	10	23	6,9	3,5	3,3	0,85	36	2,4
15.07.2019	11,5	24	7,6	3,7	3,3	0,87	37	2,2
29.07.2019	0,5	9,9	0,17	2,0	1,9	0,023	19	3,3
29.07.2019	2	9,9	0,18	2,0	1,9	0,025	19	3,3
29.07.2019	4	9,9	0,33	2,1	2,0	0,10	19	3,3
29.07.2019	6	14	1,4	2,5	2,4	0,87	24	3,4
29.07.2019	8	20	5,4	3,2	3,0	0,82	32	2,7
29.07.2019	10	23	7,0	3,5	3,2	0,86	35	2,2
29.07.2019	11,5	23	7,6	3,5	3,2	0,87	36	2,0
12.08.2019	0,5	10	0,20	2,0	1,9	0,054	19	3,1
12.08.2019	2	10	0,21	2,0	1,9	0,054	19	3,1
12.08.2019	4	11	0,48	2,1	2,0	0,34	19	3,4
12.08.2019	6	13	1,3	2,4	2,3	0,75	22	3,3
12.08.2019	8	21	5,7	3,2	3,0	0,85	32	2,5
12.08.2019	10	22	7,0	3,4	3,1	0,87	34	2,1
12.08.2019	11,5	23	8,0	3,5	3,2	0,90	36	1,8
26.08.2019	0,5	10	0,19	2,0	1,9	0,036	19	3,1
26.08.2019	2	10	0,20	1,9	1,9	0,045	19	3,1
26.08.2019	4	11	0,50	2,1	2,0	0,25	20	3,5
26.08.2019	6	14	1,9	2,4	2,3	0,95	23	3,3
26.08.2019	8	21	6,1	3,3	3,1	0,89	33	2,2
26.08.2019	10	23	7,2	3,4	3,2	0,91	35	1,9
26.08.2019	11,5	23	7,8	3,5	3,2	0,92	35	1,7

Vedlegg 8. Rådata Principal component analysis PCA 0,5 – 6 meter

Eigenanalysis of the Correlation Matrix

Eigenvalue	17,040	3,241	2,263	1,316	0,980	0,641	0,402	0,296	0,205	0,114	0,095
Proportion	0,631	0,120	0,084	0,049	0,036	0,024	0,015	0,011	0,008	0,004	0,004
Cumulative	0,631	0,751	0,835	0,884	0,920	0,944	0,959	0,970	0,977	0,981	0,985
Eigenvalue	0,089	0,079	0,064	0,048	0,037	0,024	0,017	0,016	0,012	0,006	0,005
Proportion	0,003	0,003	0,002	0,002	0,001	0,001	0,001	0,001	0,000	0,000	0,000
Cumulative	0,988	0,991	0,994	0,995	0,997	0,998	0,998	0,999	0,999	0,999	1,000
Eigenvalue	0,003	0,002	0,002	0,001	0,000						
Proportion	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000						
Cumulative	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000						

Eigenvectors

Variable	PC1	PC2	PC3	PC4	PC5	PC6	PC7	PC8	PC9	PC10
Konduktivitet	0,221	0,208	-0,079	0,015	-0,024	0,013	0,108	-0,092	0,014	-0,113
Cl	0,185	0,302	0,173	-0,178	0,040	0,007	-0,073	-0,071	0,063	0,020
O2	-0,195	-0,031	0,244	0,117	-0,005	-0,200	0,173	0,654	-0,211	-0,341
pH	-0,039	0,226	-0,209	-0,499	-0,585	-0,153	-0,000	0,099	-0,247	0,210
Temp	-0,191	0,292	-0,069	-0,095	-0,004	-0,160	0,128	0,147	0,155	-0,233
DOC	0,077	0,231	0,541	-0,163	0,039	0,013	-0,180	0,062	-0,005	0,159
Farge	0,235	-0,091	0,075	0,007	-0,000	0,033	0,012	0,070	-0,148	-0,024
SO4-S	0,115	0,099	0,551	-0,116	-0,117	0,091	-0,179	-0,007	-0,014	0,028
Cr	0,223	-0,152	0,001	-0,063	-0,037	-0,161	-0,040	0,012	0,059	-0,083
Co	0,226	0,071	-0,047	-0,103	0,219	-0,090	-0,219	0,172	-0,018	-0,139
Ni	0,217	-0,209	0,079	0,075	-0,116	0,007	-0,015	0,083	-0,108	0,006
Zn	0,185	-0,306	-0,089	-0,113	-0,102	-0,189	-0,038	-0,038	-0,012	0,113
Cu	0,206	-0,084	0,125	0,106	0,040	-0,250	0,294	0,264	0,623	0,429
As	0,108	0,375	-0,080	0,318	0,283	0,096	0,304	0,117	-0,474	0,363
Cd	0,193	-0,273	-0,088	0,042	-0,132	-0,145	0,143	0,096	-0,207	0,176
Sb	-0,113	0,183	0,086	0,410	-0,099	-0,756	-0,249	-0,322	-0,101	0,035
Cs	0,102	0,173	-0,259	0,442	-0,318	0,272	-0,551	0,348	0,195	0,058
Pb	0,217	-0,144	0,077	0,123	0,152	0,080	-0,157	-0,221	-0,146	-0,102
U	0,234	0,039	-0,005	0,034	-0,085	-0,054	-0,054	0,188	-0,140	0,065
Al	0,216	-0,224	0,017	-0,060	0,002	-0,103	-0,103	0,111	-0,183	-0,031
Ca	0,228	0,171	-0,036	0,009	-0,002	0,020	0,106	-0,083	0,083	-0,005
Fe	0,230	0,043	-0,089	-0,097	0,201	-0,091	-0,046	0,026	-0,116	-0,037
K	0,225	0,115	-0,073	0,018	-0,072	-0,121	0,181	-0,006	0,131	-0,478
Mg	0,229	0,124	-0,103	-0,015	-0,062	0,011	0,118	-0,116	0,040	-0,124
Mn	0,215	0,097	-0,154	-0,143	0,236	-0,118	-0,188	0,109	0,046	-0,186
Na	0,207	0,251	-0,111	-0,007	-0,055	0,003	0,173	-0,059	0,086	0,045
S	0,158	-0,023	0,257	0,307	-0,467	0,189	0,304	-0,177	-0,038	-0,238
Variable	PC11	PC12	PC13	PC14	PC15	PC16	PC17	PC18	PC19	PC20
Konduktivitet	-0,023	0,007	-0,132	0,013	-0,087	-0,022	0,331	0,052	0,313	-0,086
Cl	-0,055	0,128	-0,115	0,065	-0,064	-0,076	0,107	-0,164	0,319	-0,041
O2	-0,100	-0,054	-0,180	-0,078	-0,116	-0,165	-0,088	-0,053	0,193	-0,139
pH	0,180	-0,310	-0,017	-0,045	0,013	-0,028	-0,141	-0,075	0,084	-0,011
Temp	0,342	0,232	0,312	-0,321	0,159	-0,057	0,390	0,221	-0,124	0,096
DOC	0,005	0,134	0,117	0,031	0,117	0,011	-0,235	0,349	-0,246	-0,112
Farge	-0,050	-0,207	-0,057	-0,092	0,231	0,149	0,290	-0,227	-0,296	-0,281

SO4-S	0,029	0,146	0,139	0,057	-0,020	-0,070	0,137	-0,343	0,132	0,108
Cr	-0,375	-0,311	0,521	0,187	-0,006	-0,108	0,085	0,417	0,309	-0,042
Co	0,225	-0,135	-0,009	0,034	-0,184	0,305	-0,069	0,042	-0,160	0,056
Ni	-0,039	-0,179	0,229	-0,099	0,020	0,205	0,210	-0,303	-0,100	0,446
Zn	-0,097	0,430	0,196	-0,519	0,008	0,210	-0,200	-0,050	0,124	-0,338
Cu	0,170	-0,190	-0,088	-0,077	-0,009	-0,041	-0,042	-0,093	0,070	0,014
As	0,020	-0,010	0,345	-0,083	-0,015	0,061	-0,125	-0,054	0,093	0,025
Cd	0,349	0,453	-0,008	0,561	0,044	-0,114	0,133	0,077	0,034	-0,010
Sb	-0,030	-0,047	-0,055	0,021	-0,036	0,022	0,039	-0,070	-0,061	0,007
Cs	0,018	0,072	0,105	0,009	0,042	-0,131	-0,016	-0,032	0,009	-0,129
Pb	0,467	-0,212	-0,144	-0,296	0,221	-0,306	-0,235	0,106	0,342	0,079
U	-0,253	0,142	-0,456	-0,117	0,350	0,285	0,103	0,371	0,093	0,341
Al	0,010	0,015	0,020	-0,122	-0,294	-0,461	-0,026	0,105	-0,376	0,203
Ca	0,144	-0,192	-0,047	0,016	0,059	-0,063	0,121	0,195	-0,232	-0,093
Fe	-0,078	-0,068	-0,109	0,046	0,156	-0,181	0,179	-0,125	-0,133	-0,507
K	0,001	0,074	0,174	0,221	0,462	0,024	-0,432	-0,246	-0,064	0,095
Mg	-0,171	0,204	-0,018	-0,226	-0,165	-0,303	0,123	-0,128	-0,001	0,181
Mn	0,181	0,055	-0,003	0,088	-0,428	0,330	-0,085	-0,021	0,127	0,020
Na	-0,285	0,094	-0,160	-0,000	-0,191	-0,152	-0,292	0,011	-0,220	0,079
S	0,164	-0,051	-0,026	-0,048	-0,309	0,245	-0,027	0,194	-0,054	-0,214
Variable	PC21	PC22	PC23	PC24	PC25	PC26	PC27			
Konduktivitet	-0,249	-0,365	0,036	-0,082	0,282	0,579	-0,074			
Cl	0,045	-0,257	0,220	0,267	0,135	-0,559	0,300			
O2	0,157	-0,059	-0,091	-0,126	0,030	0,013	0,129			
pH	-0,057	0,062	0,014	-0,045	-0,007	0,016	-0,028			
Temp	0,151	0,099	0,085	0,210	0,053	-0,023	-0,096			
DOC	-0,072	0,026	0,188	-0,354	0,288	0,095	0,056			
Farge	-0,115	0,228	-0,342	0,176	0,486	-0,132	0,014			
SO4-S	0,065	0,092	-0,333	0,170	-0,356	0,224	-0,245			
Cr	0,060	0,154	-0,077	0,112	-0,008	-0,045	0,028			
Co	-0,124	0,089	0,028	0,269	-0,239	0,286	0,556			
Ni	0,356	-0,175	0,377	-0,254	0,118	0,044	0,064			
Zn	0,071	-0,207	-0,102	0,000	-0,050	0,054	0,090			
Cu	-0,139	0,072	0,061	0,019	-0,022	-0,001	-0,073			
As	-0,122	-0,011	-0,031	0,050	-0,076	-0,051	-0,056			
Cd	0,127	0,100	-0,038	-0,022	0,092	0,020	0,136			
Sb	-0,003	0,010	-0,026	-0,012	0,018	-0,006	0,012			
Cs	0,005	-0,016	0,009	-0,014	0,032	-0,015	0,007			
Pb	0,182	0,146	0,001	0,031	0,127	0,039	-0,005			
U	-0,066	0,067	-0,009	0,075	-0,197	-0,092	-0,162			
Al	-0,333	-0,312	0,042	0,221	0,001	-0,116	-0,225			
Ca	0,293	-0,424	-0,465	-0,325	-0,282	-0,165	0,124			
Fe	0,140	0,136	0,475	-0,070	-0,370	0,057	-0,221			
K	-0,216	-0,131	0,013	0,006	-0,016	-0,026	-0,083			
Mg	-0,230	0,469	-0,073	-0,435	-0,081	-0,071	0,298			
Mn	0,076	0,132	-0,113	-0,242	0,152	-0,215	-0,472			
Na	0,547	0,127	-0,040	0,310	0,213	0,246	-0,039			
S	-0,061	0,099	0,207	0,107	-0,126	-0,125	-0,061			

Vedlegg 9. Rådata Principal component analysis (PCA) 6-12 meter

Eigenanalysis of the Correlation Matrix

Eigenvalue	12,434	5,814	2,452	1,384	0,928	0,623	0,492	0,412	0,351	0,314	0,177
Proportion	0,478	0,224	0,094	0,053	0,036	0,024	0,019	0,016	0,013	0,012	0,007
Cumulative	0,478	0,702	0,796	0,849	0,885	0,909	0,928	0,944	0,957	0,969	0,976
Eigenvalue	0,153	0,127	0,095	0,068	0,061	0,032	0,030	0,017	0,014	0,007	0,007
Proportion	0,006	0,005	0,004	0,003	0,002	0,001	0,001	0,001	0,001	0,000	0,000
Cumulative	0,982	0,987	0,991	0,993	0,996	0,997	0,998	0,999	0,999	0,999	1,000
Eigenvalue	0,005	0,002	0,001	0,000							
Proportion	0,000	0,000	0,000	0,000							
Cumulative	1,000	1,000	1,000	1,000							

Eigenvectors

Variable	PC1	PC2	PC3	PC4	PC5	PC6	PC7	PC8	PC9	PC10
Konduktivitet	0,278	0,043	-0,030	-0,088	0,069	-0,025	-0,005	-0,047	0,021	0,088
Cl	0,271	-0,040	-0,071	-0,014	0,133	-0,070	0,162	-0,081	0,005	0,088
pH	-0,113	0,127	0,109	-0,603	0,225	-0,156	0,485	0,151	-0,079	-0,120
Temp	-0,171	0,221	-0,301	-0,139	0,120	-0,069	-0,026	-0,226	-0,005	0,100
DOC	0,074	-0,241	0,118	0,420	0,279	0,232	0,516	0,105	-0,347	-0,214
Farge	0,166	0,263	0,025	-0,049	0,187	0,061	-0,158	0,361	0,142	-0,623
SO4-S	0,096	-0,374	0,039	-0,026	-0,070	-0,122	0,074	-0,030	0,283	-0,121
Cr	0,170	0,207	0,199	0,135	-0,347	0,021	0,357	-0,103	0,290	0,279
Co	-0,264	0,055	0,088	0,061	-0,116	-0,098	0,218	0,077	0,251	-0,008
Ni	-0,163	-0,293	0,029	0,042	-0,242	0,056	-0,006	0,354	0,230	-0,013
Zn	-0,033	0,102	-0,547	0,047	-0,132	-0,151	0,288	0,401	-0,092	0,236
Cu	0,252	-0,075	-0,189	0,035	-0,063	-0,126	0,129	-0,033	0,021	-0,046
As	0,162	0,262	0,220	-0,086	-0,228	0,028	0,196	0,087	0,276	-0,119
Cd	0,172	0,083	-0,356	0,231	0,247	0,136	-0,045	0,356	0,308	0,148
Sb	0,178	-0,020	-0,212	-0,001	-0,579	-0,304	-0,025	0,035	-0,426	-0,341
Cs	0,034	0,144	0,308	0,384	0,236	-0,743	-0,142	0,151	-0,040	0,105
Pb	-0,156	0,048	-0,383	0,225	0,117	-0,170	0,182	-0,501	0,328	-0,401
U	0,276	-0,003	-0,026	-0,014	0,041	0,013	-0,068	0,025	0,066	0,033
Al	-0,036	0,343	0,042	0,288	-0,207	0,347	-0,079	-0,023	-0,068	-0,131
Ca	0,277	0,020	0,025	-0,006	0,057	0,048	0,068	-0,122	-0,109	0,049
Fe	0,200	0,278	-0,007	-0,132	-0,009	-0,043	-0,121	0,033	0,082	-0,051
K	0,278	-0,022	0,033	0,016	-0,033	0,042	0,037	-0,094	-0,025	0,049
Mg	0,277	0,007	0,053	-0,004	0,024	0,029	0,080	-0,100	0,018	0,020
Mn	-0,168	0,279	0,141	0,185	-0,051	-0,055	0,185	-0,084	-0,049	-0,033
Na	0,279	0,007	-0,045	-0,073	0,079	-0,003	-0,008	-0,139	-0,007	0,050
S	0,091	-0,378	0,049	-0,049	-0,076	-0,131	-0,022	-0,005	0,267	-0,148
Variable	PC11	PC12	PC13	PC14	PC15	PC16	PC17	PC18	PC19	PC20
Konduktivitet	0,030	0,056	-0,063	-0,149	0,035	-0,048	-0,038	0,153	0,172	-0,051
Cl	-0,088	0,074	0,226	-0,084	-0,186	0,470	0,215	-0,174	-0,043	0,213
pH	0,095	-0,037	-0,319	-0,070	0,176	0,190	0,142	0,083	0,018	0,046
Temp	-0,343	-0,168	0,377	-0,313	0,116	-0,260	0,402	-0,084	0,161	0,012
DOC	-0,183	-0,117	0,184	-0,155	0,129	-0,109	-0,052	0,060	-0,051	-0,053
Farge	-0,047	-0,110	0,111	0,092	-0,436	-0,143	0,076	0,073	0,163	0,071
SO4-S	-0,166	0,137	0,091	-0,000	-0,068	0,254	0,223	-0,122	0,085	-0,139

Cr	-0,058	-0,417	0,010	0,036	-0,258	0,019	0,075	0,413	0,025	0,097
Co	0,230	0,076	0,214	-0,093	-0,099	-0,187	0,097	-0,290	-0,007	-0,354
Ni	0,005	-0,052	-0,294	-0,447	0,098	-0,289	0,172	-0,001	0,046	0,270
Zn	-0,288	0,206	-0,135	0,086	-0,294	-0,019	-0,243	-0,083	0,061	-0,135
Cu	0,126	0,470	0,086	0,323	0,211	-0,337	0,325	0,322	0,100	0,246
As	-0,232	0,069	0,208	0,217	0,473	-0,093	-0,295	-0,322	-0,004	0,037
Cd	0,395	-0,243	0,047	0,040	0,328	0,218	0,157	-0,054	-0,137	-0,050
Sb	0,195	-0,268	0,107	-0,109	0,131	0,120	0,061	-0,042	-0,098	-0,023
Cs	-0,153	-0,037	-0,157	-0,010	0,106	-0,016	0,069	-0,024	0,031	0,027
Pb	0,022	-0,091	-0,302	-0,033	0,041	0,008	-0,221	0,017	-0,039	0,071
U	0,027	0,222	0,076	-0,522	0,075	0,045	-0,391	0,177	0,225	0,018
Al	-0,284	0,264	-0,369	-0,062	0,157	0,298	0,332	-0,006	0,093	-0,091
Ca	0,142	-0,074	-0,253	0,055	-0,019	-0,247	0,188	-0,041	0,170	-0,624
Fe	-0,103	0,072	0,033	-0,327	0,052	0,017	-0,023	0,129	-0,348	-0,231
K	0,116	-0,120	-0,193	-0,053	-0,099	-0,026	0,010	-0,532	0,466	0,223
Mg	-0,000	0,165	-0,180	-0,116	-0,240	-0,254	0,126	-0,289	-0,648	0,153
Mn	0,481	0,375	0,187	-0,220	-0,159	0,090	-0,002	0,011	0,105	0,028
Na	0,009	-0,079	-0,061	-0,022	0,056	-0,159	-0,136	-0,030	0,016	-0,024
S	-0,130	0,091	0,033	-0,034	-0,018	0,146	0,032	0,125	0,015	-0,318
Variable	PC21	PC22	PC23	PC24	PC25	PC26				
Konduktivitet	0,123	0,765	0,152	0,324	-0,117	0,254				
Cl	0,029	0,056	0,333	-0,480	0,113	0,219				
pH	0,022	-0,060	-0,152	0,028	0,009	0,002				
Temp	0,177	-0,027	-0,098	0,067	0,009	-0,153				
DOC	-0,112	0,059	-0,029	0,042	-0,065	-0,046				
Farge	0,066	-0,008	0,001	-0,003	0,064	0,025				
SO4-S	-0,137	-0,235	0,145	0,633	0,128	0,010				
Cr	0,003	-0,084	-0,093	0,039	-0,026	-0,014				
Co	-0,224	0,115	-0,261	-0,143	0,014	0,498				
Ni	0,006	0,047	0,330	-0,162	0,137	-0,046				
Zn	0,004	0,016	0,015	0,036	0,026	-0,108				
Cu	-0,173	-0,087	-0,075	-0,104	-0,102	0,054				
As	0,197	0,020	0,199	-0,035	0,015	-0,079				
Cd	0,081	-0,021	-0,111	0,096	-0,004	-0,087				
Sb	0,072	0,016	-0,051	0,046	0,029	0,071				
Cs	0,026	-0,022	-0,033	0,002	0,024	0,019				
Pb	-0,007	-0,001	0,116	-0,048	-0,055	0,059				
U	0,209	-0,405	-0,235	-0,014	-0,039	0,271				
Al	0,005	0,052	-0,209	-0,014	0,118	0,114				
Ca	0,231	-0,248	0,371	-0,145	-0,001	-0,010				
Fe	-0,609	-0,016	0,184	-0,053	-0,266	-0,204				
K	-0,282	0,012	-0,208	-0,016	-0,324	-0,219				
Mg	0,309	-0,021	-0,206	0,151	-0,044	-0,005				
Mn	0,122	0,069	0,153	0,115	0,156	-0,456				
Na	-0,289	0,104	-0,181	-0,040	0,830	-0,098				
S	0,210	0,268	-0,372	-0,346	-0,080	-0,424				

Vedlegg 10. Paret T- test

Stoff	Mean concentration 0-4 m	Mean concentration 8-12 m	P- verdi
Klorid (Cl)	30,17 (\pm 1,63)	67,06 (\pm 10,96)	0,000
Krom (Cr)	0,18656 (\pm 0,02431)	0,39625 (\pm 0,02744)	0,000
Kobolt (Co)	0,2648 (\pm 0,17)	2,4625 (\pm 0,2311)	0,000
Nikkel (Ni)	1,3772 (\pm 0,2526)	1,6719 (\pm 0,2004)	0,000
Sink (Zn)	0,002090 (\pm 0,000713)	0,002300 (\pm 0,000485)	0,193
Kobber (Cu)	1,292 (\pm 0,413)	1,984 (\pm 0,642)	0,000
Arsen (As)	0,23750 (\pm 0,01437)	0,38344 (\pm 0,02766)	0,000
Kadmium (Cd)	0,01172 (\pm 0,00512)	0,02103 (\pm 0,00940)	0,000
Antimon (Sb)	0,07009 (\pm 0,00468)	0,07128 (\pm 0,00743)	0,448
Cesium (Cs)	0,06094 (\pm 0,00800)	0,07097 (\pm 0,00944)	0,000
Bly (Pb)	0,2284 (\pm 0,0657)	0,5456 (\pm 0,0899)	0,000
Uran (U)	0,07984 (\pm 0,00994)	0,28125 (\pm 0,04256)	0,000
Aluminium (Al)	0,07825 (\pm 0,02648)	0,21313 (\pm 0,01378)	0,000
Kalsium (Ca)	9,869 (\pm 0,333)	23,750 (\pm 2,342)	0,000
Jern (Fe)	0,301 (\pm 0,100)	7,028 (\pm 1,775)	0,000
Kalium (K)	2,0344 (\pm 0,0602)	3,6250 (\pm 0,2851)	0,000
Magnesium (Mg)	1,9250 (\pm 0,0440)	3,3 (\pm 0,2095)	0,000
Mangan (Mn)	0,0833 (\pm 0,0665)	0,8253 (\pm 0,0592)	0,000
Natrium (Na)	18,594 (\pm 0,560)	37,750 (\pm 5,640)	0,000
Svovel (S)	3,2906 (\pm 0,1027)	2,6406 (\pm 0,4858)	0,000

Vedlegg 11. Rådata til konduktivitetsdifferansekart og dybdekart

Konduktivitet oppgitt i $\mu\text{S}/\text{cm}$ og maksdybde i meter.

Punkt	Maksdybde	0,5 m	1m	2 m	3m	4 m	5 m	6m	7 m	8 m	9 m	10m	11 m	12 m	Lengdegrad	Breddegrad
1	1,5	160	159												59.484520000	11.720610000
2	3	160	159	155	155										59.484393000	11.720767000
3	5,4	159	158	155	155	160	165								59.484254000	11.720967000
4	5,33	158	157	155	155	161	170								59.484156000	11.721195000
5	4,07	157	157	155	155	155									59.484031000	11.721334000
6	2,9	161	160	156	155										59.484153000	11.721583000
7	3,7	161	159	156	156										59.484272000	11.721431000
8	4,35	158	156	155	155	157									59.484333000	11.721298000
9	4,15	160	157	155	155	157									59.484463000	11.721111000
10	2,35	160	157	155											59.484606000	11.720935000
11	5,45	160	159	156	155	156	174								59.484049000	11.720903000
12	1,9	157	157												59.484274000	11.720530000
13	3,7	158	157	155	155										59.484178000	11.720706000
14	5,05	160	158	155	156	158	161								59.483956000	11.721069000
15	2,5	162	158	156											59.484294000	11.721891000
16	2,83	160	159	156											59.484362000	11.721727000
17	2,78	158	157	156											59.484464000	11.721581000
18	2,68	157	156	155											59.484552000	11.721419000
19	2,22	150	152	154											59.484430000	11.722036000
20	1,78	161	151												59.484457000	11.722384000
21	1,78	159	158												59.484474000	11.722703000
22	1,92	160	158												59.484471000	11.723102000
23	3,98	160	157	156	156	185									59.484465000	11.723345000
24	7,06	159	158	156	156	156	156	157	167						59.484193000	11.723284000
25	8,35	157	156	156	156	155	156	156	156	161					59.483927000	11.723233000
26	8,45	158	158	156	156	156	156	156	158	160					59.483675000	11.723214000
27	8,48	158	158	156	156	156	155	156	158	162					59.483404000	11.723156000
28	5,65	162	159	156	156	156	156								59.483126000	11.723141000
29	2,7	162	159	156											59.482870000	11.723077000
30	2,8	160	158	156											59.482625000	11.723070000
31	2,9	159	158	157											59.482324000	11.723015000
32	2,78	160	159	156											59.482054000	11.723015000
33	7,7	158	156	156	155	155	157	180	226						59.481797000	11.722924000
34	8,3	158	158	155	155	155	160	183	229	260					59.481515000	11.722807000
35	10,35	158	156	155	155	155	158	180	230	292	314	324			59.481468000	11.723464000
36	9,03	161	158	156	155	155	158	181	230	301	305				59.481718000	11.723599000
37	5,5	162	159	156	156	156	157								59.481989000	11.723622000
38	6,85	160	159	156	155	155	159	174							59.481961000	11.724234000
39	11,6	158	158	156	155	155	158	186	229	301	316	326	338		59.481691000	11.724343000
40	11	159	157	156	156	156	157	184	239	303	316	323	335		59.481445000	11.724371000
41	6,15	158	157	155	155	155	155	166							59.481249000	11.725246000
42	7,1	158	157	156	155	155	158	180	225						59.481448000	11.724929000
43	7,85	158	157	156	155	155	156	182	220						59.481706000	11.724782000
44	4,2	160	159	157	156	156									59.481954000	11.724762000
45	4,4	159	160	157	156	156									59.482595000	11.724610000
46	3,5	163	157	157	156										59.482855000	11.723622000
47	7,6	160	159	156	156	156	156	156	155						59.483144000	11.723619000
48	5,25	158	157	156	156	156	156								59.482856000	11.724596000
49	2,6	159	158	157											59.483105000	11.724511000
50	5,2	159	160	156	156	155	158								59.483370000	11.724390000
51	10,2	159	159	157	156	156	156	156	159	169	240	650			59.483396000	11.723673000
52	11,9	159	158	156	156	156	156	155	158	166	255	702	791	789	59.483642000	11.723622000
53	8,2	161	159	157	156	156	156	156	156	173					59.483632000	11.724363000
54	6,84	161	159	157	156	156	155	155							59.483891000	11.724296000
55	11,6	162	160	157	156	156	156	156	161	170	238	708	793		59.483911000	11.723610000
56	9,85	162	160	157	156	156	155	156	156	161	255	456			59.484204000	11.723654000
57	2,4	162	162	157											59.484159000	11.724188000
58	4,92	161	160	157	156	156									59.484418000	11.724122000
59	6,05	161	160	157	156	156	156								59.484452000	11.723805000



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

Postboks 5003
NO-1432 Ås
Norway