



Norges miljø- og
biovitenskapelige
universitet

Masteroppgave 2018 60 stp

Fakultet for miljøvitenskap og naturforvaltning

Langtidsutvikling for veinære innsjøer utsatt for veisaltavrenning, studert med paleolimnologiske metoder

Long-term development for roadside lakes exposed
to road salt runoff, studied with paleolimnological
methods

Hanna Lööv

Miljø og naturressurser

Forord

Dette er avsluttende oppgave for min mastergrad i miljø og naturressurser med spesialisering i limnologi og vannressurser ved Norges miljø- og biovitenskapelige universitet (NMBU). Oppgaven er skrevet og finansiert i samarbeid med Statens vegvesen.

Stor takk til mine hovedveiledere Gunnhild Riise og Thomas Rohrlack som har veiledet og hjulpet meg gjennom hele prosessen. Takk for gode råd, faglige tilbakemeldinger og hjelp med struktur og språk i oppgaven. Jeg vil også takke Ståle Haaland for hjelp ved feltarbeid og beregning av nedbørfelt. Tusen takk til Sondre Meland for hjelp med statistiske analyser. Gode forklaringer og rask respons gjorde det arbeidet mye enklere. Takk til de ansatte ved laboratoriet på MINA-fakultetet for utførelse av måling av Cs-137.

Videre ønsker jeg å takke Statens vegvesen for muligheten å skrive oppgave i samarbeid med dem. Jeg retter en stor takk til de ansatte i Statens vegvesen som har hjulpet meg via mail med diverse spørsmål. Spesielt takk til Marthe Vaseng Arntsen og Terje Arnesen for rask respons og god hjelp med å finne tall over trafikkmengde. Jeg ønsker også å takke Turid Vongraven for god hjelp med informasjon om veisalting. Takk til medstudent Andrea Rishatt for godt samarbeid, gode diskusjoner og støttende ord.

Jeg ønsker også å takke skriveveilederne ved skrivesenteret på NMBU. Deres tilbakemeldinger og tips på struktur og språk har vært til stor hjelp og motivasjon.

Til sist vil jeg takke min samboer, familie og venner som har oppmuntret og støttet meg hele veien.

Ås, 12.05.2018

Hanna Lööv

Sammendrag

Veisalt brukes for å sikre gode kjørevilkår på veiene under vinteren i Norge, men veisaltavrenning kan føre til fysiske, kjemiske og biologiske konsekvenser i innsjøer. Veisaltavrenning kan føre til permanente saltsjiktninger i innsjøer på grunn av saltvannets høye tetthet. Dette kan påvirke primærproduksjonen i innsjøer på grunn av endrede vekstforhold. Denne oppgaven fokuserer på om veisaltavrenning til veinære innsjøer har ført til økt eller minket primærproduksjon. Ved hjelp av paleolimnologisk metode er langtidsutviklingen i tre veinære innsjøer undersøkt: Søndre Brutjern, Kutjern og Tussetjern. Vannkvaliteten i innsjøene har tidligere blitt undersøkt av Statens Vegvesen som målte sterkt utviklede oksygen- og saltgradienter i innsjøene. Langtidsutviklingen i innsjøene ble undersøkt ved å analysere en sedimentsøyle fra hver innsjø, som ble samlet inn i august 2017. Sedimentsøylene ble estimert datert ut fra målt cesium-137 og pigmenter ble målt for å bestemme total klorofyll a i sedimentet som er et mål på primærproduksjonen i innsjøer. Dry bulk density ble bestemt fra tørrstoffinnhold og volum og gir informasjon om sedimentet domineres av organisk eller mineralsk materiale. Principal component analysis (PCA) ble utført for å sammenligne pigmentsammensetningen i innsjøene og forklare variasjonen mellom de ulike variablene. Ledningsevne, oksygen og temperatur ble målt gjennom vannsøylen under feltarbeidet. Resultatene viste at innsjøene var saltsjiktet med anoksisk bunnvann, trolig på grunn av veisaltavrenning. Primærproduksjonen har totalt sett økt i alle innsjøer gjennom de estimerte tidsperiodene. Flere ulike faktorer kan ha påvirket dette så det er vanskelig å skille ut en klar årsak til endringer i langtidsutviklingen for primærproduksjon i innsjøer. For Kutjern er sannsynligvis klima og humus viktige faktorer for endring i vekstforhold for algene. I Søndre Brutjern samsvarer økning i primærproduksjon med økt temperatur i de to varmere klimaperiodene 1930-1950 og 1990-2016. I Tussetjern samsvarer økning i primærproduksjon med økt tilgang til næringsstoffer. Hvorvidt veisaltavrenning har påvirket primærproduksjonen er usikkert. Det bør derimot ikke utelukkes at veisalt har påvirket innsjøene da det ble målt høye ledningsevner og saltgradienter ved feltarbeid. Statens vegvesen bør fortsette sine undersøkelser i innsjøene for å følge utviklingen i vannkvalitet fremover. Fremtidig forskning kan undersøke om det er et skifte i artssammensetning til mer salttolerante arter i innsjøene.

Abstract

Road salt is used to ensure safe driving conditions on the roads during winter in Norway, but road salt runoff may lead to chemical, physical and biological consequences in lakes. Road salt runoff can cause a permanent salt gradient in lakes because of the high density of saltwater. This may affect the primary production in lakes because of changes in growing conditions. This thesis is focusing on if the road salt runoff to roadside lakes has caused an increase or decrease in primary production. This is studied with paleolimnological methods in three roadside lakes: Søndre Brutjern, Kutjern and Tussetjern. The water quality in these lakes were previously examined by the Norwegian Public Roads Administration, who measured strongly developed oxygen- and salt gradients in the lakes. The long-term development was examined by analysing a sediment core collected in August 2017 from each lake. The sediment cores were estimated dated from measured cesium-137 and pigments were measured to determine the amount of total chlorophyll a, which is a measure of primary production in lakes. Dry bulk density was determined from dry weight and volume, and gives information about the sediment composition. Principal component analysis (PCA) was used to compare the pigment composition in the lakes and illustrate the variations for the different variables. Conductivity, oxygen and temperature were measured in the water column during the fieldwork. The results showed that the lakes had developed a salt gradient and the bottom water was anoxic, possibly because of road salt runoff. The primary production has increased in all lakes through the estimated time periods. Several different factors may have affected this and therefore it is difficult to define a specific cause to changes in the long-term development of primary production. Climate and humus are probably important factors for altering the growing conditions for algae in Kutjern. In Søndre Brutjern the increases in primary production correspond to increasing temperature in the two warmer climate periods of 1930-1950 and 1990-2016. In Tussetjern the increases in primary production correspond to increasing access to nutrients. Whether road salt runoff has affected the primary production in the lakes is uncertain. It should however not be excluded that road salt has affected the lakes since high conductivity was measured and the lakes had developed a salt gradient during the field work. The Norwegian Public Roads Administration should continue their research in the lakes to monitor the development in water quality. Future research may examine if there has been a shift in the species composition to more salt tolerant species in the lakes.

Innholdsfortegnelse

Forord	1
Sammendrag	2
Abstract	3
1. Innledning	6
1.1 Salting av veier i Norge.....	6
1.2 Miljøkonsekvenser ved veisalting.....	7
1.2.1 Saltsjiktning av innsjøer.....	7
1.2.2 Interngjødsling.....	8
1.2.3 Fytoplanktons toleranse for veisalt.....	9
1.3 Paleolimnologi.....	10
1.4 Oppgavens innhold og formål.....	10
2. Områdes beskrivelse og påvirkningsfaktorer	12
2.1 Søndre Brutjern.....	12
2.2 Kutjern.....	14
2.3 Tussetjern.....	15
2.4 Veisalting i områdene.....	17
2.5 Trafikkmengde.....	18
2.6 Klima.....	21
3. Materiale og metode	24
3.1 Feltarbeid.....	24
3.1.1 Sedimentprøvetaking.....	24
3.1.2 Oksygen, ledningsevne og temperatur.....	26
3.2. Laboratoriearbeid- og analyser.....	27
3.2.1 Frysetørring og dry bulk density.....	27
3.2.2 Pigmentanalyse.....	27
3.2.3. Datering av sediment ved måling av cesium-137.....	28
3.3 Klima.....	28
3.4 Veisalt og trafikkmengde.....	29
3.5 Statistiske analyser.....	29
3.6 Feilkilder og usikkerhet.....	29
4. Resultater	31
4.1 Beskrivelse av sedimentsøylen.....	31
4.1.1 Søndre Brutjern.....	31
4.1.2 Kutjern.....	31
4.1.3 Tussetjern.....	32
4.2 Feltnålinger: oksygen, ledningsevne og temperatur.....	33
4.2.1 Søndre Brutjern.....	33
4.2.2 Kutjern.....	34
4.2.3 Tussetjern.....	35
4.3 Datering ved hjelp av Cs-137.....	36
4.3.1 Søndre Brutjern.....	36
4.3.2 Kutjern.....	36
4.3.3 Tussetjern.....	37
4.4 Dry bulk density (DBD).....	38
4.4.1 Søndre Brutjern.....	38
4.4.2 Kutjern.....	38

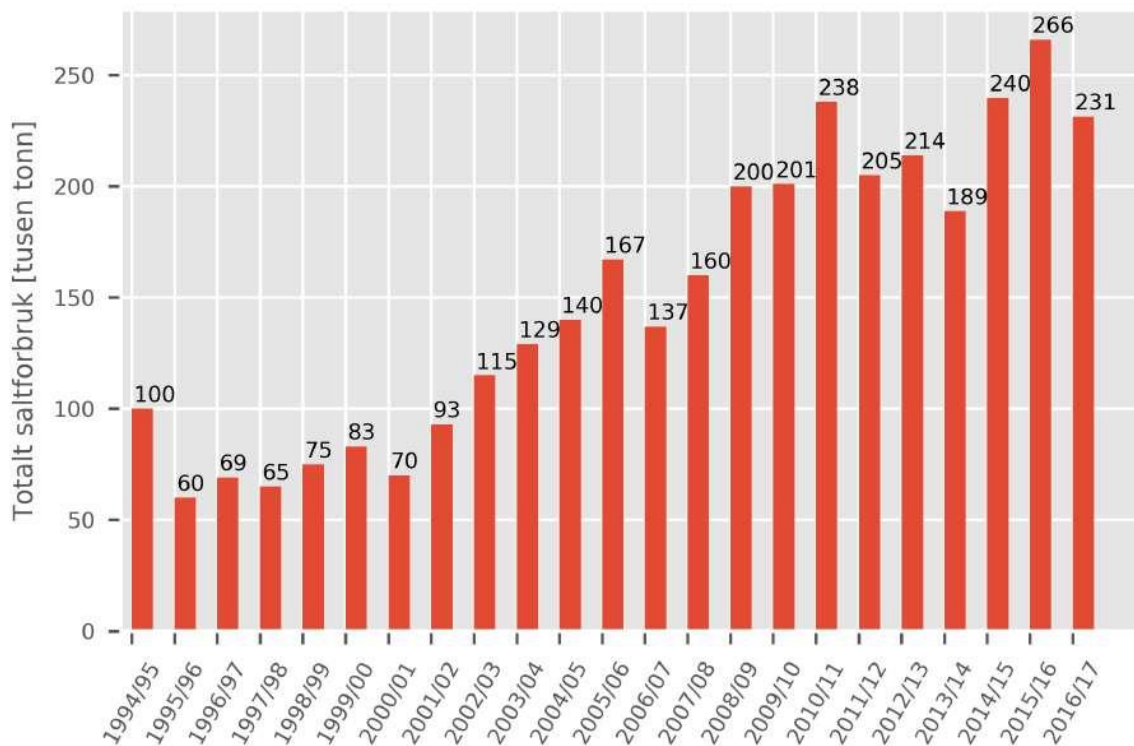
4.4.3 Tussetjern	39
4.5 Pigmentanalyser	40
4.5.1 Søndre Brutjern.....	40
4.5.2 Kutjern	42
4.5.3 Tussetjern	44
4.6 Statistiske analyser	46
4.6.1 Principal component analysis (PCA) – pigmentfordeling i innsjøene	46
4.6.2 Principal component analysis (PCA) - Søndre Brutjern.....	47
4.6.3 Principal component analysis (PCA) - Kutjern	49
4.6.4 Principal component analysis (PCA) - Tussetjern.....	50
5. Diskusjon	52
5.1 Ledningsevne, oksygen- og temperatursjiktning.....	52
5.1.1 Søndre Brutjern.....	52
5.1.2 Kutjern	53
5.1.3 Tussetjern	53
5.2 Dry bulk density – organisk materiale i sedimentet	54
5.2.1 Søndre Brutjern.....	54
5.2.2 Kutjern	54
5.2.3 Tussetjern	55
5.3 Endringer i primærproduksjon	56
5.3.1 Søndre Brutjern.....	56
5.3.2 Kutjern	57
5.3.3 Tussetjern	59
5.4 Endring i algesammensetning.....	60
5.5 Anbefalinger og forslag til videre arbeid.....	62
6. Konklusjon	64
7. Referanser	65
8. Vedlegg	71
Vedlegg 1. Nedbørfeltkart Søndre Brutjern & Tussetjern.....	71
Vedlegg 2. Nedbørfeltkart Kutjern.....	72
Vedlegg 3. Løsmassekart	73
Vedlegg 4. ÅDT rundt Tussetjern	74
Vedlegg 5. Natrium i sediment fra Søndre Brutjern & Kutjern	75
Vedlegg 6. Rådata klima	76
Vedlegg 7. Rådata feltmålinger	78
Vedlegg 8. Rådata tørrvekt og dry bulk density	79
Vedlegg 9. Rådata datering	81
Vedlegg 10. Rådata pigmentanalyse Søndre Brutjern.....	83
Vedlegg 11. Rådata pigmentanalyse Kutjern	86
Vedlegg 12. Rådata pigmentanalyse Tussetjern.....	89
Vedlegg 13. Score plot fra PCA med årstall	91
Vedlegg 14. Rådata Principal component analysis (PCA) - pigmentfordeling i innsjøene.....	92
Vedlegg 15. Rådata Principal component analysis (PCA) - Søndre Brutjern	93
Vedlegg 16. Rådata Principal component analysis (PCA) - Kutjern.....	94
Vedlegg 17. Rådata Principal component analysis (PCA) - Tussetjern	95

1. Innledning

For å sikre gode kjørevilkår på veiene under vinteren i Norge brukes veisalt, men veisaltavrenning kan føre til fysiske, kjemiske og biologiske konsekvenser i innsjøer (Novotny et al., 2008). Behovet for veisaltning øker i takt med klimaendringer med økt nedbør i kaldere regioner, og urbanisering av områder som øker mengden impermeable overflater (Coldsnow et al., 2017). Veisaltet følger veiavrenningen til innsjøen og kan føre til permanente saltsjiktninger i innsjøer (Bækken & Færøvig, 2004; Kjensmo, 1997). Dette kan påvirke primærproduksjonen i form av endrede vekstforhold som for eksempel økt lystilgang, økt temperatur og intern gjødsling.

1.1 Salting av veier i Norge

Salting av veier i Norge startet på europaveier i 1972 og på riksveier i 1974 (Vongraven, 2017). I Norge står natriumklorid (NaCl) for 99,5 % av andelen veisalt som brukes på veier (Meland, 2010). Andre kilder til salt i innsjøer er nedbør (sjøsalt) og marine sedimenter, men for veinære innsjøer er veisalt hovedkilde (Wike, 2006). Historiske veisaltmengder spredt på veier i Norge er ikke nøyaktig dokumentert siden man startet å salte veiene. Etter hvert som fokuset har økt på miljøkonsekvensene av veisalt er dokumentering forbedret. Saltforbruket på norske veier har økt betraktelig de siste 25 årene. I vintersesongen 2015/2016 var forbruket det høyeste noensinne med 266 000 tonn i hele Norge (figur 1). På landsbasis er dette en økning fra 100 000 tonn på midten av 1990-tallet. Utvidelse av det saltede veinettet og flere flerfeltsveier har bidratt til økningen av veisaltforbruket (Statens vegvesen, 2017a). Skiftende værforhold og høyere driftsstandard antas også å være hovedårsakene til det økte saltforbruket (Statens vegvesen, 2017b). Vekslede temperaturer rundt null grader og nedbør som fryser på bakken øker også behovet for salting i flere perioder (Statens vegvesen, 2017b).



Figur 1. Utviklingen i totalt saltforbruk (tusen tonn) i Norge i perioden 1994-2017 (Wåhlin, 2017).

1.2 Miljøkonsekvenser ved veisaltning

Forurensninger fra trafikken og veibanen følger avrenningsvannet fra veien til veinære resipienter, og en stor del av forurensningen består av veisalt (NaCl). NaCl er meget mobilt (Aghazadeh et al., 2012) og løses lett i vann som natrium- (Na^+) og kloridioner (Cl^-) som følger veiavrenningen til innsjøen (Statens vegvesen, 2012). Mengden veisaltforurensning avhenger av lengde på veistrekning i nedbørfelt, trafikkmengde, forbruk av salt og avstanden til innsjøen (Bækken & Haugen, 2006; Saunes & Værøy, 2016). Konsentrasjonen av veisalt i veinære innsjøer avhenger i tillegg av innsjøens og nedbørfeltets størrelse (totale årlige avrenning til innsjøen) (Aghazadeh et al., 2012).

1.2.1 Saltsjiktning av innsjøer

Problemet med veisaltforurensning i innsjøer er fremst at saltvannet har høy tetthet og synker til bunnen av innsjøen, hvilket kan føre til en saltsjiktning av vannmassene. Under sommer- og vintersesongen har innsjøer vært beskyttet mot sirkulasjon på grunn av et lettere overflatelag og isdekke (Oredalen et al., 2004). Denne naturlige prosess kan medføre lave oksygenkonsentrasjoner i bunnvannet. Normalt sirkulerer innsjøer vår og høst når tetthetsforskjellen mellom topp og bunnvann er liten på grunn av liten temperaturforskjell, og

hovedsakelig er det vinden som setter i gang sirkulasjonen. Ved saltsjiktning oppstår et tyngre saltsjikt i bunnen som forhindrer sirkulasjonen og kan forårsake en permanent sjiktning i innsjøen.

Oksygen tilføres innsjøer ved innblanding av atmosfærisk oksygen fra overflatelaget, fra planter og algers fotosyntese samt fra ellevann (Oredalen et al., 2004). I en sjiktet innsjø vil oksygenet snart brukes opp i bunnvannet ved bakteriell nedbrytning, og vil ikke fylles på når sirkulasjonen uteblir ved saltsjiktning. Bunnområdet blir derfor utilgjengelig for dyr og planter (Bækken & Haugen, 2006). Reduserende forhold i bunnvannet og høye konsentrasjoner av klorid kan også føre til mobilisering av metaller fra bunnsedimentene (Statens vegvesen, 2012). I tillegg øker veisalt mobiliteten til tungmetaller i nedbørfeltet og gjør at de lettere transporteres til innsjøer med avrenningen (Saunes & Værøy, 2016).

Innsjøer hvor det ikke foregår sirkulasjon av hele vannmassen kalles for meromiktiske innsjøer (Wetzel, 2001). Kun det øvre vannlaget (miksolimnion) sirkulerer vår og høst, mens det nedre vannlaget (hypolimnion) ikke sirkulerer (Wetzel, 2001). Årsaken til meromiksis kan være ektogen, krenogen eller biogen. Ved ektogen meromiksis kommer salttilførselen utenfra, for eksempel gjennom antropogen påvirkning med veisalt (Wetzel, 2001). Ved krenogen meromiksis kommer salttilførselen fra grunnvannet og ved biogen meromiksis er det biologiske prosesser som øker saltkonsentrasjonen (Wetzel, 2001). Det finnes naturlige meromiktiske innsjøer, men disse er meget uvanlige i Norge (Bækken & Haugen, 2006). Det finnes derimot eksempler på innsjøer som har utviklet meromiksis i Norge og utlandet. Padderudvann i Akershus fylke er et eksempel på en innsjø som tidligere fullsirkulerte, men har utviklet meromiksis på grunn av veisalt (Bækken & Færøvig, 2004). I Minnesota, USA er det også observert endrede sirkulasjonsforhold i innsjøer på grunn av høye veisaltkonsentrasjoner (Tiwari & Rachlin, 2018).

1.2.2 Interngjødsling

Algesammensetningen påvirkes av flere faktorer hvorav saltpåvirkning er kun en av disse (Saunes & Værøy, 2017). Utslipp av næringsstoffer fra sedimentene kan være en sekundær virkning av saltsjiktning i innsjøen (Saunes & Værøy, 2017). Reduserende forhold i hypolimnion kan føre til frigjøring av fosfat bundet til treverdige jernhydroksider i sedimentet (interngjødsling), og akselererer eutrofieringsprosessen (Tollan & Keeping, 2002). Ved

meromiktiske forhold blir fosforet utilgjengelig da det akkumuleres i bunnvannet og blir normalt ikke transportert oppover i vannsøylen (Saunes & Værøy, 2017).

Når salter akkumuleres i bunnvannet vil sirkulasjonsdypet reduseres (Bækken & Færøvig, 2004). Ved lite vind vil bare vannmassene over sirkulasjonsdypet sirkulere. I en situasjon med mer vind vil vannmassene under sirkulasjonsdypet blandes med vannmassene over. Da vil store mengder akkumulerte stoffer i dypvannet blandes inn i hele vannmassen (Bækken & Færøvig, 2004). Utslipp av fosfat transporteres da til de øvre vannmassene og kan drastisk øke primærproduksjonen med økt tilgang til næringsstoffer (Kjensmo, 1997; Novotny et al., 2008). Økt primærproduksjon medfører mer organisk materiale som sedimenterer og krever mer oksygen ved nedbrytning (Tollan & Keeping, 2002). Dette kan føre til anoksiske forhold i hypolimnion enda raskere. En sårn forurensningssituasjon kan få alvorlige konsekvenser for vannkvaliteten og de vannlevende organismene.

1.2.3 Fytoplanktons toleranse for veisalt

Høye veisaltkonsentrasjoner kan gi giftige effekter på dyr og planter som lever i vannet (Statens vegvesen, 2012). Veisalt akkumuleres ofte i grøfter og snøkanter og kan ved smelteperioder gi høye konsentrasjoner i innsjøer (Bækken & Færøvig, 2004). De fleste alger kan anpasse seg til moderate mengder av veisalt, men algeveksten er begrenset av mengden veisalt (Tollan & Keeping, 2002). Økte NaCl konsentrasjoner kan føre til minket biodiversitet i våtmarker og vassdrag og et skifte til mer salttolerante arter (Hintz et al., 2017; Novotny et al., 2008). Det kan også lede til endringer i algesamfunnet og prosesser som fotosyntese, respirasjon og reproduksjon (Bartolomé et al., 2009; Coldsnow et al., 2017).

Høye konsentrasjoner av NaCl kan også redusere forekomsten av zooplankton ved direkte toksisk effekt (Jones et al., 2017). Dette kan gi økning i fytoplankton som er mer tolerante for NaCl og utsatt for mindre predasjon (Coldsnow et al., 2017; Dugan et al., 2017; Hintz et al., 2017; Jones et al., 2017). Tålegrensen for salt er høyere for cyanobakterier, og høyere saltkonsentrasjoner i en innsjø kan dermed føre til økt vekst og dominans av cyanobakterier (Bartolomé et al., 2009; Duval et al., 2018; Haugen et al., 2010).

1.3 Paleolimnologi

For å stadfeste når miljøendringer i innsjøer har foregått kan paleolimnologiske metoder benyttes. Hvert år avsettes et sjikt av sediment i innsjøer som inneholder ulike biologisk og biogent materiale (Haande et al., 2014). Paleolimnologi er studiet av den fysiske, kjemiske og biologiske informasjon som er lagret i sedimentene (Smol, 2008). Biologiske forhold i sedimentene kan undersøkes med blant annet algepigmenter. Pigmenter produseres av alger og andre fotosyntetiserende organismer, og representerer dermed det fototrofiske samfunnet (Reuss, 2005). Pigmentene transformeres ved nedbrytning til ulike nedbrytningsprodukter som er relativt stabile og kan brukes for å representere algepigmenter (Wetzel, 2001), og få informasjon om primærproduksjonen over tid (Wolfe et al., 2006). For å vite hvordan tilstanden i innsjøen var før antropogen påvirkning, brukes informasjonen til å rekonstruere historiske miljøforhold i det akvatiske miljøet (Frey, 1988; Smol, 2008). Resultatene av paleolimnologiske undersøkelser i kombinasjon med menneskelig aktivitet i nedbørsfelt kan benyttes for å trekke konklusjoner om graden av antropogen påvirkning i innsjøer (Haande et al., 2014).

1.4 Oppgavens innhold og formål

De undersøkte innsjøene ble valgt på bakgrunn av rapporten ”Undersøkelse av veinære innsjøer i Norge – vannkjemiske undersøkelser 2015/2016” fra Statens Vegvesen. Tre veinære innsjøer med sterkt utviklede oksygen- og saltgradienter ble valgt ut: Søndre Brutjern, Kutjern og Tussetjern. Statens vegvesen er delt inn i fem geografiske regioner. De undersøkte innsjøene ligger i region øst som omfatter fylkene Østfold, Oslo, Akershus, Hedmark og Oppland (Statens vegvesen, u.å). Vannkjemiske undersøkelser ble tidligere utført i innsjøene i 2010 og 2015. Innsjøene er sterkt påvirket av veisalt med verdier over grenseverdi for salt- og oksygengradient mellom topp- og bunnvann på 10 mg/L klorid og 6 mg/L oksygen. (Saunes & Værøy, 2016). Høsten 2017 kom en ny rapport ut med vannkjemiske undersøkelser hvor Søndre Brutjern og Kutjern ble undersøkt igjen (Saunes & Værøy, 2017).

Formålet med oppgaven er å undersøke langtid utviklingen for tre veinære innsjøer utsatt for veisaltavrenning ved hjelp av paleolimnologiske metoder. Utviklingen i primærproduksjon i de tre innsjøene rekonstrueres ved hjelp av sedimentanalyser. Analyseresultater vurderes opp mot innhentet informasjon om klima, veisaltmengder, trafikkmengder og andre menneskelige

påvirkninger i nedbørfeltet. Dette ses i sammenheng for å vurdere om primærproduksjonen i innsjøene har blitt påvirket av veisaltavrenning. Problemstillingen oppgaven skal besvare er: Har veisaltavrenning til veinære innsjøer økt eller minket primærproduksjonen? Hypotesene som skal testes i oppgaven er følgende:

- Hypotese 1: Veisaltavrenning til veinære innsjøer bidrar til saltindusert sjiktning som øker primærproduksjonen på grunn av økt lystilgang, temperatur og næringsstoffer for fytoplankton.
- Hypotese 2: Veisaltavrenning til veinære innsjøer har en toksisk effekt for fytoplankton, hvilket reduserer primærproduksjonen.

2. Områdesbeskrivelse og påvirkningsfaktorer

2.1 Søndre Brutjern

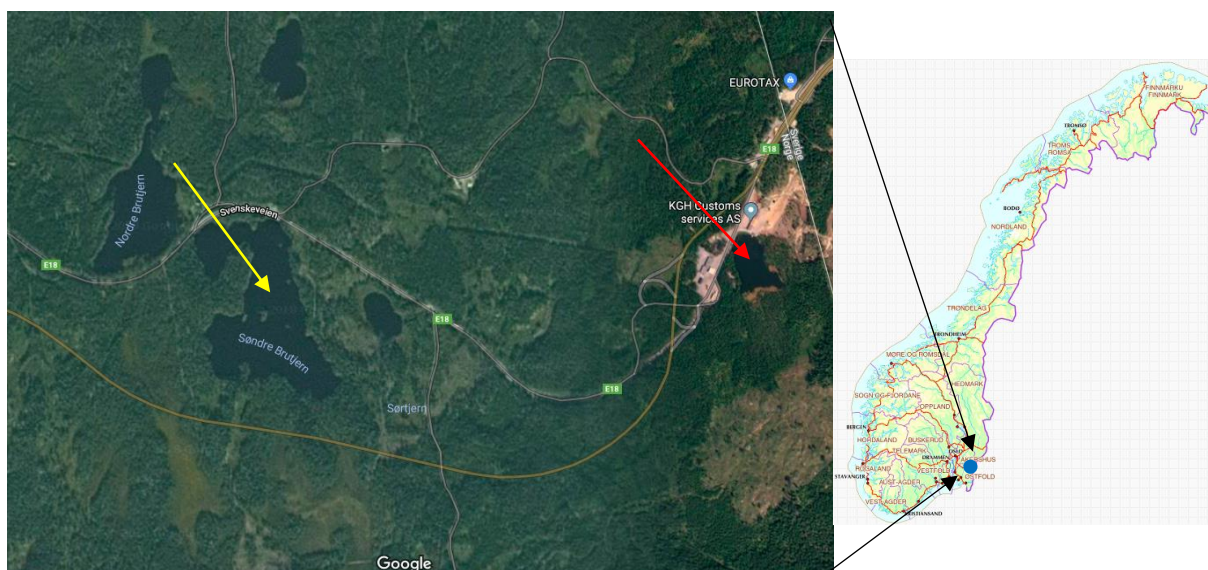
Søndre Brutjern ligger i Marker kommune i Østfold fylke, nærme Riksgrensen mot Sverige inntil europavei 18 (E18) (figur 2). Innsjøen defineres som humøs og kalkfattig (Bækken, 2012), og drenerer via Nordre Brutjern og videre til Haldenvassdraget (Statens vegvesen, 2012). Innsjøen ligger under marin grense på 169 meter over havet, har et areal på 0,099 km² og et nedbørfeltareal på 0,54 km² (tabell 1) (NVE Atlas, u.å). Beregning av nedbørfelt ble også gjort i NEVINA ved å bruke Nordre Brutjern som utgangspunkt siden Søndre Brutjern ikke har definert inn- eller utløp (vedlegg 1). I NEVINA ble nedbørfeltarealet beregnet til 6,4 km², men dette er sannsynligvis en overestimering i forhold til Søndre Brutjern. Nedbørfeltet domineres av skog og myrområder i tillegg til vei (Statens vegvesen, 2012).

Tabell 1. Geografiske og morfometriske data for Søndre Brutjern (Informasjon hentet fra NVE Atlas, u.å; Saunes & Værøy, 2016).

Navn innsjø	Søndre Brutjern
Kommune/Fylke	Marker/Østfold
Vanntype	Humøs, kalkfattig
Nærmeste vei	E18
Dybde prøvepunkt (m)	11
Høyde over havet (m)	169
Innsjøareal (km²)	0,099
Nedbørfeltareal (km²)	0,54

Søndre Brutjern er et skogstjern med høy pH på grunn av geologien (Statens vegvesen, 2012). Løsmassekartet (vedlegg 3) viser at morenemateriale og bart fjell dominerer områdene rundt, i tillegg til myrområdene litt sør for innsjøen. Geologien består av mylonitt som er en mindre hard bergart enn gneis som er vanlig i området, hvilket gir flere uvanlige arter (Krog, 2012). Det er registrert 21 arter av øyestikkere i området hvorav tre er rødlistearter, og i tillegg er edelkreps registrert i innsjøen. (Statens vegvesen, 2012). Søndre Brutjern er dermed vurdert som en nasjonalt viktig lokalitet for øyestikkere, og vurderes som naturtype svært viktig (Krog, 2012). Derfor er innsjøen ekstra sårbar og viktig å beskyttes mot forurensning.

I den nordre delen av innsjøen ligger det en rasteplass (Statens vegvesen, 2012). Ellers er det ingen bebyggelse eller andre tekniske installasjoner som berører innsjøen (Krog, 2012). Vei er derfor sannsynligvis eneste mulige forurensningskilde i nedbørsfeltet (Saunes & Værøy, 2016). På veistrekningen Ørje-Riksgrensen har det funnets veier i lang tid. Gamlevegen (også kalt Kongeveien) fra 1823 ble til riksvei 6 i 1887 og sist til dagens E18 i 1961 (Statens vegvesen, 2012). E18 ble forflyttet i 2016 til å gå sør for Søndre Brutjern istedenfor mellom Nordre og Søndre Brutjern (figur 2). I forbindelse med ombyggingen av E18 vil avstanden til den nye veistrekningen øke og salttilførselen reduseres (Statens vegvesen, 2012).



Figur 2. Kart over Søndre Brutjern (gul pil) og Kutjern (rød pil) i Marker kommune i Østfold fylke (blå prikk i Norgeskart). Den gamle E18 er merket i kartet og den nye E18 er merket med gul linje. Kartet er orientert mot nord (Google maps, u.å-a; NIBIO, u.å).

2.2 Kutjern

Kutjern ligger i Marker kommune i Østfold fylke (tabell 2). Innsjøen ligger ved riksgrensen mot Sverige inntil E18, cirka 1,5 km fra Søndre Brutjern (figur 2). Kutjern er et sterkt humøst og kalkfattig myrtjern som er lite eksponert for vind (Saunes & Værøy, 2016). Tjernet ligger over marin grense på 222 meter over havet og er relativt dypt i forhold til innsjøarealet (Saunes & Værøy, 2016). Nedbørfeltet er beregnet fra høydekurver og estimeres til å være 1,8 km² (vedlegg 2). Dette er en omtrentlig beregning da det er usikkert hvor langt nedbørfeltet strekker seg over landegrensen til Sverige, men det antas at nedbørfeltet er relativt lite. Siden Kutjern har et lite innsjøvolum og lite nedbørfelt har vannet lang oppholdstid. Ifølge løsmassekartet dominerer morenemateriale området rundt tjernet (vedlegg 3). Nedbørfeltet domineres av skog og myrområder, men det finnes også finnes noen bygninger i tillegg til E18. Ved siden av innsjøen ligger et skistadionanlegg bygget i 2006 (Kjølen Sportcenter, 2006) med klubbhus og et gammelt veiserviceanlegg som nå brukes av tollstasjonen som ligger litt lenger opp i veien (Statens vegvesen, 2012). Kutjern er historisk påvirket av kloakkforurensning fra 1960-80 tallet. Butikk, kafeteria, bensinstasjon, to bolighus og tollstasjonen som ligger rundt tjernet hadde naturlig avrenning til innsjøen før de ble tilknyttet det kommunale renseanlegget på Grensen i 1987/1988 (Gaarder, 2017). Til tross for dette er det fortsatt en bolig som ikke er tilkoblet renseanlegget, men har en egen slamavskiller og dermed fortsatt avrenning til tjernet (Gaarder, 2017).

Tabell 2. Geografiske og morfometriske data for Kutjern (Informasjon hentet fra Finn.no, u.å; Saunes & Værøy, 2016).

Navn innsjø	Kutjern
Kommune/Fylke	Marker/Østfold
Vanntype	Sterkt humøst, kalkfattig myrtjern
Nærmeste vei	E18
Dybde prøvepunkt (m)	8
Høyde over havet (m)	222
Innsjøareal (km²)	0,01
Nedbørfeltareal (km²)	1,8

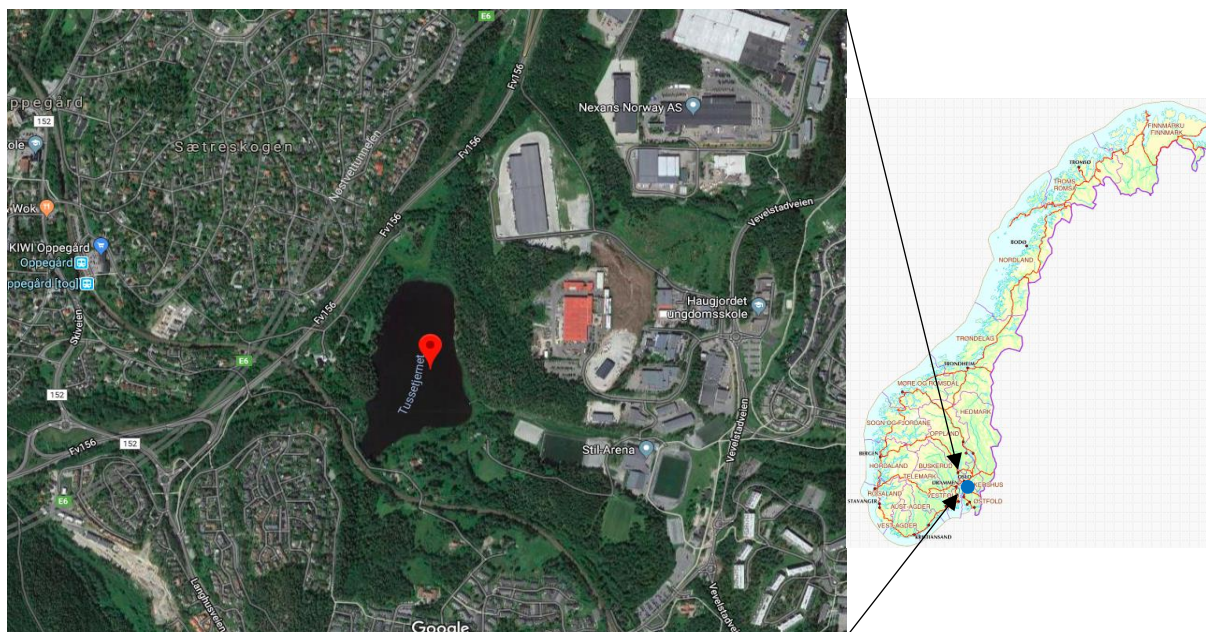
2.3 Tussetjern

Tussetjern ligger i Ski og Oppegård kommune i Akershus fylke (tabell 3). Innsjøen tilhører vannregion Glomma og vannområde Bunnefjorden med Årungen- og Gjersjøvassdraget (Vann-Nett, u.å). Vanntypen er bestemt som liten, moderat kalkrik og humøs (Vann-Nett, u.å). Innsjøen er lite eksponert for vind, ligger under marin grense på 91 meter over havet og har et areal på 0,1 km² (Saunes & Værøy, 2016). Den økologiske tilstanden i forhold til planteplankton (klorofyll a) er klassifisert som moderat etter vanndirektivet (Vann-Nett, u.å). Området rundt innsjøen består av sterkt trafikkerte veier, industriområder og boligbebyggelse (Saunes & Værøy, 2016). Nedbørfeltet har et areal på 19,8 km² og består fremst av skog og noe myr, men også mye urban bebyggelse og dyrket mark (vedlegg 1). Løsmassekartet (vedlegg 3) viser at området rundt består av bart fjell, tynt dekke og fyllmasser.

Tabell 3. Geografiske og morfometriske data for Tussetjern (Informasjon hentet fra NVE Atlas, u.å; Saunes & Værøy, 2016).

Navn innsjø	Tussetjern
Kommune/Fylke	Ski, Oppegård/Akershus
Vanntype	Liten, moderat kalkrik og humøs
Nærmeste vei	E6/Fv. 156
Dybde prøvepunkt (m)	16
Høyde over havet (m)	91
Innsjøareal (km²)	0,1
Nedbørfeltareal (km²)	19,8

Vest for Tussetjern ligger europavei 6 (E6) i tunnel (Nøstvedttunnelen) så fylkesvei 156 er derfor nærmeste åpne vei (figur 3). Nord for tjernet er det en strekning hvor E6 ikke ligger i tunnel og det vil være veiavrenning herfra til Tussetjern. Veiavrenning til Tussetjern kommer også fra nord via Assurbekken som har utløp fra innsjøen Assuren (Bækken & Åstebøl, 2012). Sør for tjernet ligger jernbanen som ble bygget i 1870 (Østberg, 2015). Nedbørfeltet til Tussetjern er relativt stort i forhold til tjernet areal hvilket tilsier stor vanngjennomstrømning i tjernet (Kitterød et al., 2010).



Figur 3. Kart over Tussetjern (rød markering) i Ski/Oppegård kommune i Akershus fylke (blå prikk i Norgeskart). Fylkesvei 156 og E6 er merket ut vest for tjernet på kartet. Kartet er orientert mot nord (Google maps, u.å-b; NIBIO, u.å).

Tussebekken har innløp fra Tussetjern og drenerer mot Gjersjøen (Haande et al., 2016). Gjersjøen er drikkevannskilde til Oppegård og Ås kommune og vannkvaliteten har blitt overvåket av NIVA (Norsk institutt for vannforskning) fra 1972. I perioden 1984-2015 ble fosforkonsentrasjonen målt, og Tussebekken var en av tilførselsbekkene til Gjersjøen som hadde lavest konsentrasjoner (Haande et al., 2016). Mye av det biotilgjengelige fosforet tas opp i Tussetjern av alger og vil medføre variasjoner i Tussebekken (PURA, 2016). Avløp og tettstedsarealer gir størst tilførsel av fosfor til Tussetjern (PURA, 2016).

Vannkvaliteten i Gjersjøen vil sannsynligvis gjenspeile vannkvaliteten i Tussetjern siden vannet drenerer mot Gjersjøen. I 1950-årene førte store tilførsler av fosfor fra urensset husholdningskloakk til massiv oppblomstring av cyanobakterier i Gjersjøen (Oredalen et al., 2004). I forbindelse med stor satsing på boligbygging i Oppegård kommune i perioden 1960-1977 ble vann og avløpsproblematikken derfor løst i dette tidsrommet (Østberg, 2015). Oppegård vannverk på Stangåsen ble bygget 1968 og utvidet i 1975 og leverer drikkevann til Oppegård og Ås kommune (Oppegård Kommune, 2015). Renseanlegget Nordre Follo ble satt i drift i 1971 som fjernet mye fosfor og organisk stoff fra kloakkvannet (Oredalen et al., 2004). I løpet av de første 4-5 årene stabiliserte fosforkonsentrasjonen seg i Gjersjøen (Oredalen et al., 2004). Utløpet fra renseanlegget ble også overført direkte til Bunnefjorden, hvilket reduserte

fosforkonsentrasjonen og mengden kraftig i Gjersjøen (Oredalen et al., 2004). Ikke før midten av 1980-tallet ble det registrert ytterligere avtak i fosforkonsentrasjonen i Gjersjøen, til tross for tiltak for å tilkoble resterende boliger til det kommunale avløpsnett og redusere lekkasjer (Oredalen et al., 2004). Fra 1995-2016 har den totale fosforkonsentrasjonen ligget på et lavere nivå (PURA, 2016).

2.4 Veisalting i områdene

Statens vegvesen opererer med ulike vinterdriftsklasser for veier i Norge. Disse brukes for å sikre egnet bruk av vegnettet for trafikantene (Statens vegvesen, 2014). Saltmengden som tilføres veiene bestemmes av saltstrategien, hvor det er høyest saltforbruk på veier som klassifiseres som bar vei (Vegdirektoratet & Statens vegvesen, 2012). Valg av driftsklasse gjøres med utgangspunkt i årsdøgnetrafikken (ÅDT) (Statens vegvesen, 2014). I tillegg tas det hensyn til flere forhold som trafikksammensetning, klima, miljøforhold med flere (Vegdirektoratet & Statens vegvesen, 2012).

Driftsklasse A (dkA) benyttes som preventivt tiltak, for å opprettholde og gjenopprette bar vei og tilstanden på veien skal være bar (Statens vegvesen, 2014). Driftsklasse B (dkB) benytter samme metode som dkA, men kravene for veien er senket. Veien skal være bar eller snø og isfri i hjulspor på minst 2/3 av kjørefeltsbredden (Statens vegvesen, 2014). I perioder hvor salt ikke kan brukes, skal sand benyttes (Statens vegvesen, 2014). Ulike driftsklasser benyttes på veiene rundt de undersøkte innsjøene, men veisalt brukes i samtlige driftsklasser.

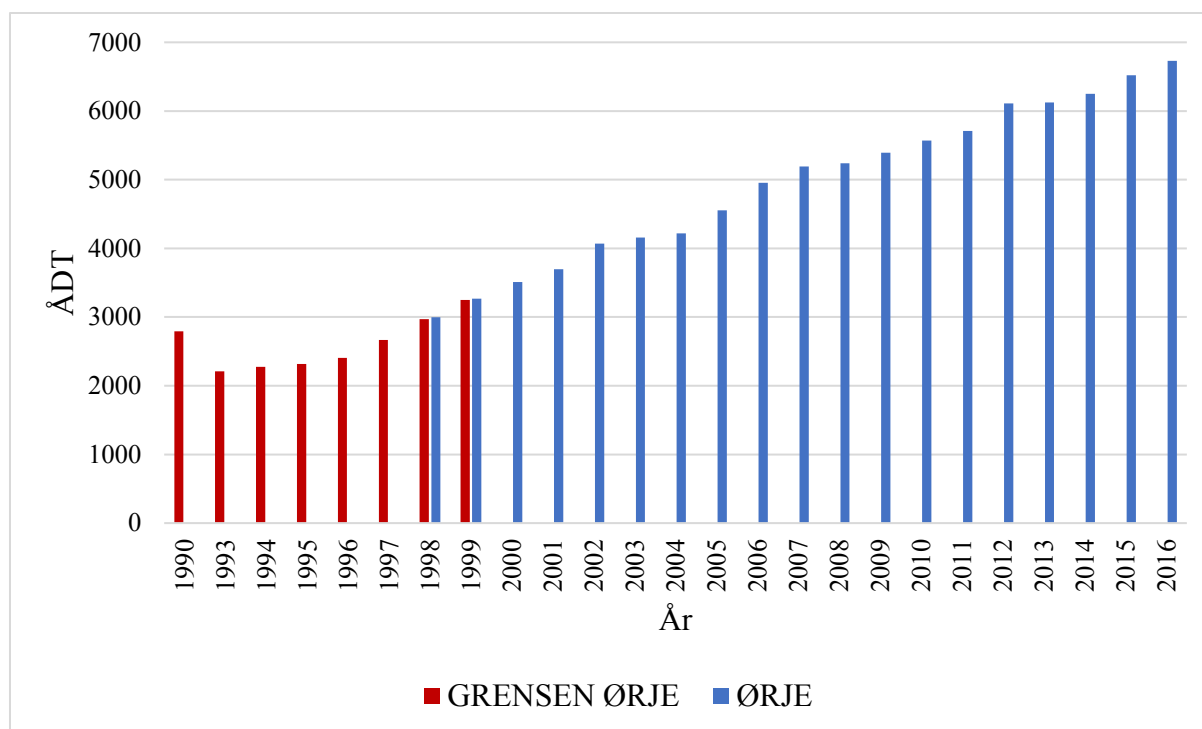
E18 ligger inntil Søndre Brutjern og Kutjern. Både gamle E18 som går rett forbi begge innsjøene, og den nye E18 bruker driftsklasse dkB middels (Statens vegvesen, 2018). Fremover skal den gamle E18 kun brukes som avlastningsvei og vil ikke saltes lenger (Statens vegvesen, 2012). Overvann fra den nye veien ledes til oppsamlingsbasseng hvor salt kan sedimentere før utslipp i vassdragene (Statens vegvesen, 2012). Ved Tussetjern går det flere veier forbi, men den største er E6 og der benyttes driftsklasse dkA (Statens vegvesen, 2018). Det ligger også to fylkesveier (156 og 32) nærme innsjøen hvor driftsklasse dkB benyttes (Statens vegvesen, 2018). Det totale saltforbruket i region øst i vintersesongen 2016/2017 var 61 286 tonn (Sivertsen et al., 2016). I region Østfold nord hvor Søndre Brutjern og Kutjern ligger har veisaltforbruket i vintersesongene 2012-2017 variert mellom 4793-6449 tonn (Sivertsen et al., 2016). I region Follo hvor Tussetjern ligger var veisaltforbruket mellom 7000-8000 tonn fra

2012-2015, mens i sesongen 2016/2017 var veisaltforbruket 3517 tonn (Sivertsen et al., 2016). Mengden veisalt som tilføres veier er avhengig av flere faktorer, fremst været og trafikkmengde. Derfor er variasjonen stor og gjør det vanskelig å fastsette mengden veisalt tilført veier for ulike år og sesonger. På grunn av manglende langtidsdata over veisalting i områdene antas det at veisaltforbruket har fulgt den nasjonale utviklingen av saltforbruket og trafikkmengden i områdene rundt innsjøene.

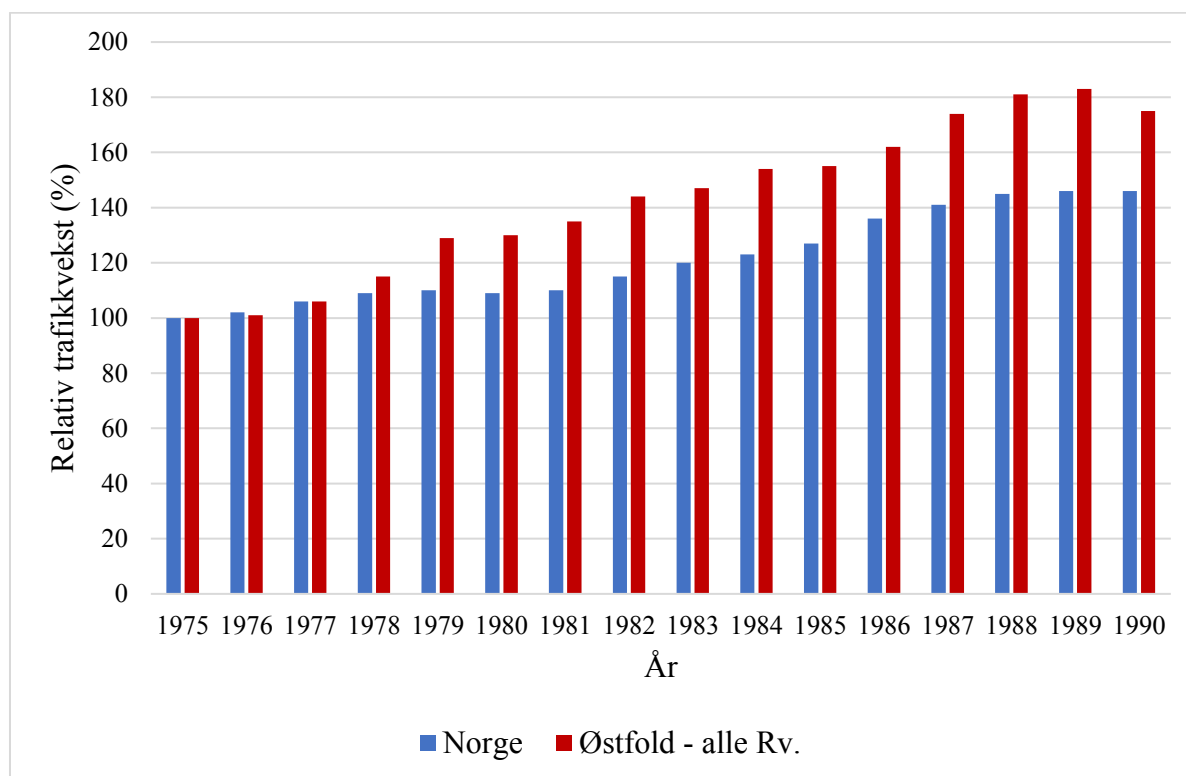
2.5 Trafikkmengde

Når det ikke finnes eksakte tall over mengden veisalt som har blitt tilført veistrekningene rundt innsjøen, kan trafikkmengden være et indirekte mål på saltbelastningen til innsjøen. Trafikkmengden er utgangspunktet for valg av driftsklasse som bestemmer hvor mye som skal saltes på veiene (Vegdirektoratet & Statens vegvesen, 2012). ÅDT kan sannsynligvis relateres til brukt saltmengde på veier (Amundsen et al., 2008; Bækken & Haugen, 2006). Utviklingen i ÅDT er vist i figur 4 og gjelder for veistrekningen E18 fra Riksgrensen til Ørje i perioden 1990-2016. De første årene lå tellepunktet ved riksgrensen, men ble senere erstattet med et tellepunkt som ligger nærmere Ørje. De to årene hvor begge tellepunkt var i drift (1998-1999) viser ingen større forskjeller, så dermed vil de være representative for trafikken på strekningen. Utviklingen viser over en dobling i ÅDT i perioden 1990-2016. Det er forventet at ÅDT vil stige til 8500 i år 2041 på veistrekningen (Statens vegvesen, 2012).

Før 1990 finnes det ikke telldata på strekningen så en generell trafikkvekst for riksveinettet i Østfold kan være en indikasjon på trafikkmengden (figur 5). Tallene viser utviklingen i trafikkvekst og ikke absolutte trafikktall. Disse telldata er fremst preget av tellepunkter på E6 så trafikkveksten på E18 ved Ørje vil sannsynligvis være litt lavere (Arnesen, 2017). Tas dette i betraktning så har den relative trafikkveksten økt fra 100 til cirka 160, altså litt mer enn halvparten i perioden 1975-1990.

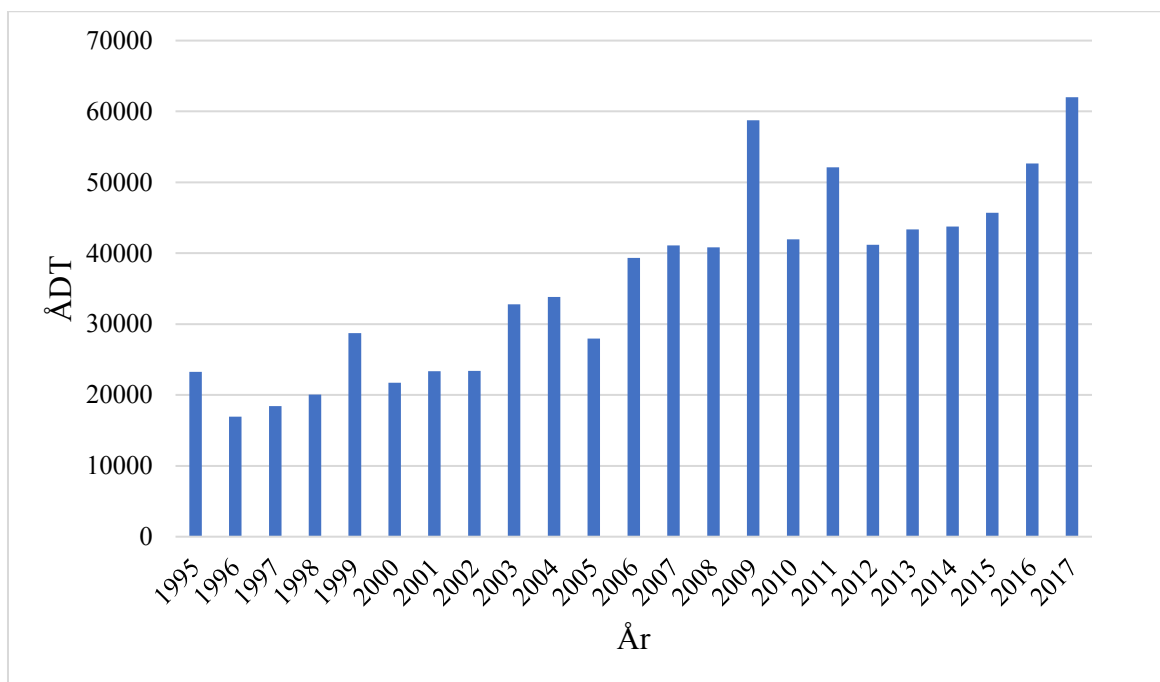


Figur 4. Utviklingen i ÅDT (årsdøgntrafikk) for veistrekningen E18 fra Riksgrensen til Ørje. Fra 1990-1999 lå tellepunktet ved riksgrensen som ble erstattet med et tellepunkt nærmere Ørje fra 1998-2016. Det mangler målinger for årene 1991 og 1992. (Arnesen, 2017).



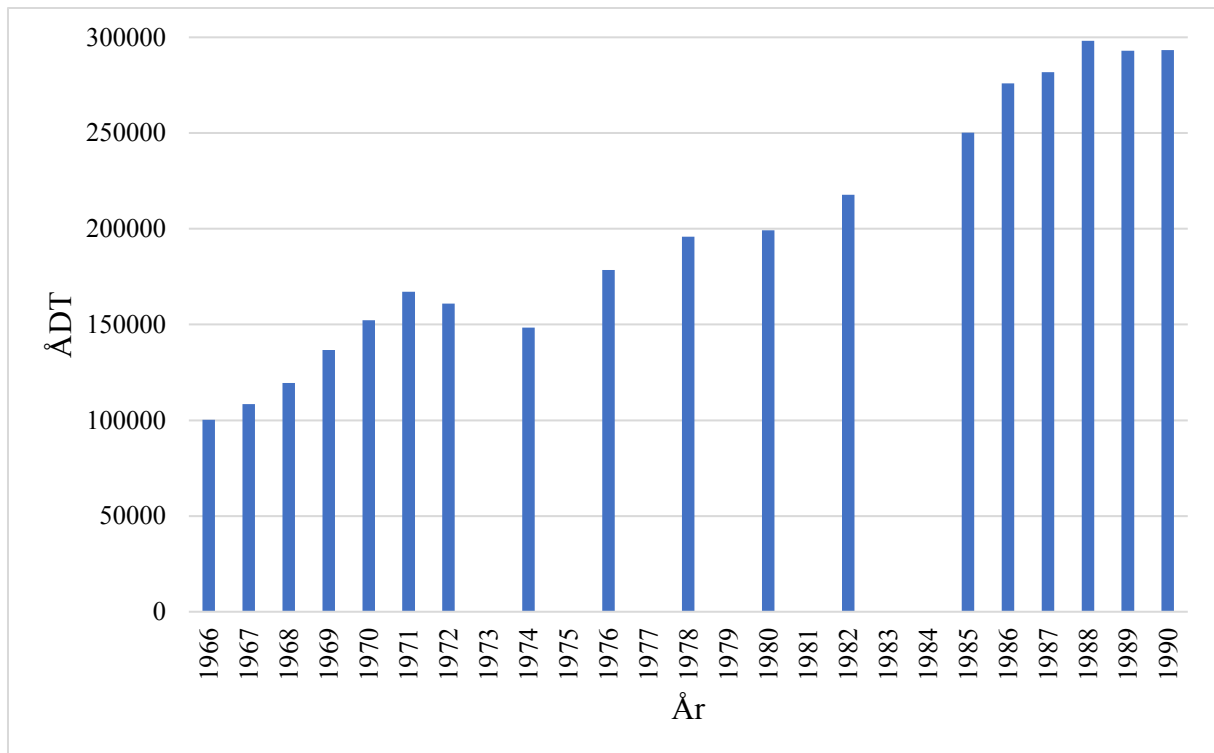
Figur 5. Utviklingen i relativ trafikkvekst (%) med år 1975 som utgangspunkt for riksveinettet i Østfold fylke og på landsbasis fra 1975-1990 (Arnesen, 2017).

Rundt Tussetjern har ÅDT blitt registrert ved fire tellepunkter i perioden 1995-2017 (vedlegg 4). Disse har registrert telledata i ulike tidsrom gjennom perioden, men samtlige er summert i figur 6. På grunn av manglende kontinuitet i registreringer ved alle tellepunktene er det variasjon i ÅDT. Før 2009 ble det ikke registrert telledata ved to av tellepunktene (med unntak fra 2007) og få registreringer ved den tredje. Nøstvedtunnelen (E6) ble åpnet i september 2009 og har også påvirket trafikflyten i området (Arntsen, 2018). I 2011 og 2017 ble det registrert telledata ved alle tellepunkter, derav de høye verdiene for ÅDT. Den totale utviklingen viser cirka en tredobling i ÅDT i perioden.



Figur 6. Utviklingen i ÅDT (årsdøgnetrafikk) ved fire tellepunkter rundt Tussetjern på E6, fylkesvei 156 samt fylkesvei 152 i perioden 1995-2017 (Arntsen, 2018).

Før 1995 fantes det ikke tellepunkter i området, men ÅDT har blitt målt i det nærliggende geografiske området ved bygrensen til Oslo i perioden 1966-1990 (figur 7) (Arntsen, 2018; PROSAM, 1991). ÅDT har ikke blitt målt kontinuerlig gjennom perioden, men den generelle utviklingen viser en nesten tredobling i ÅDT gjennom perioden.

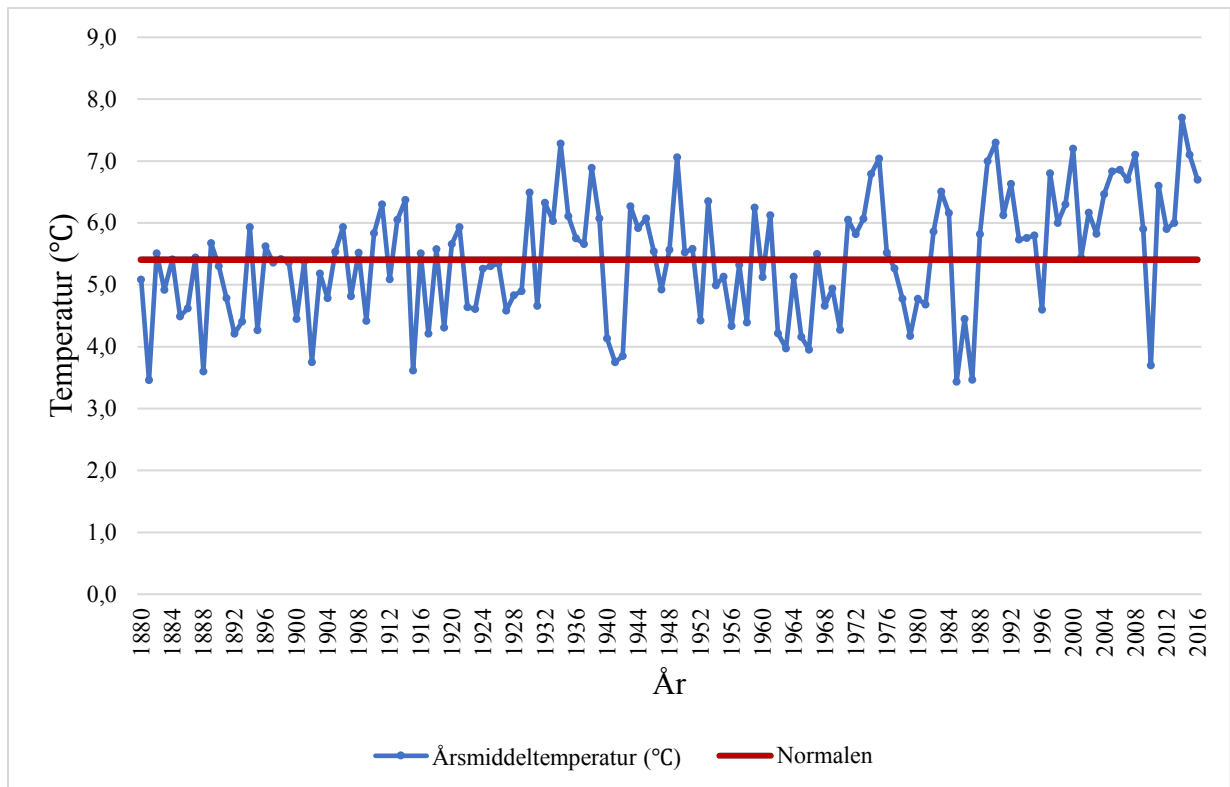


Figur 7. Utviklingen i ÅDT (årsdøgntrafikk) ved bygrensen til Oslo i perioden 1966-1990. Det mangler målinger for noen av årene (PROSAM, 1991).

2.6 Klima

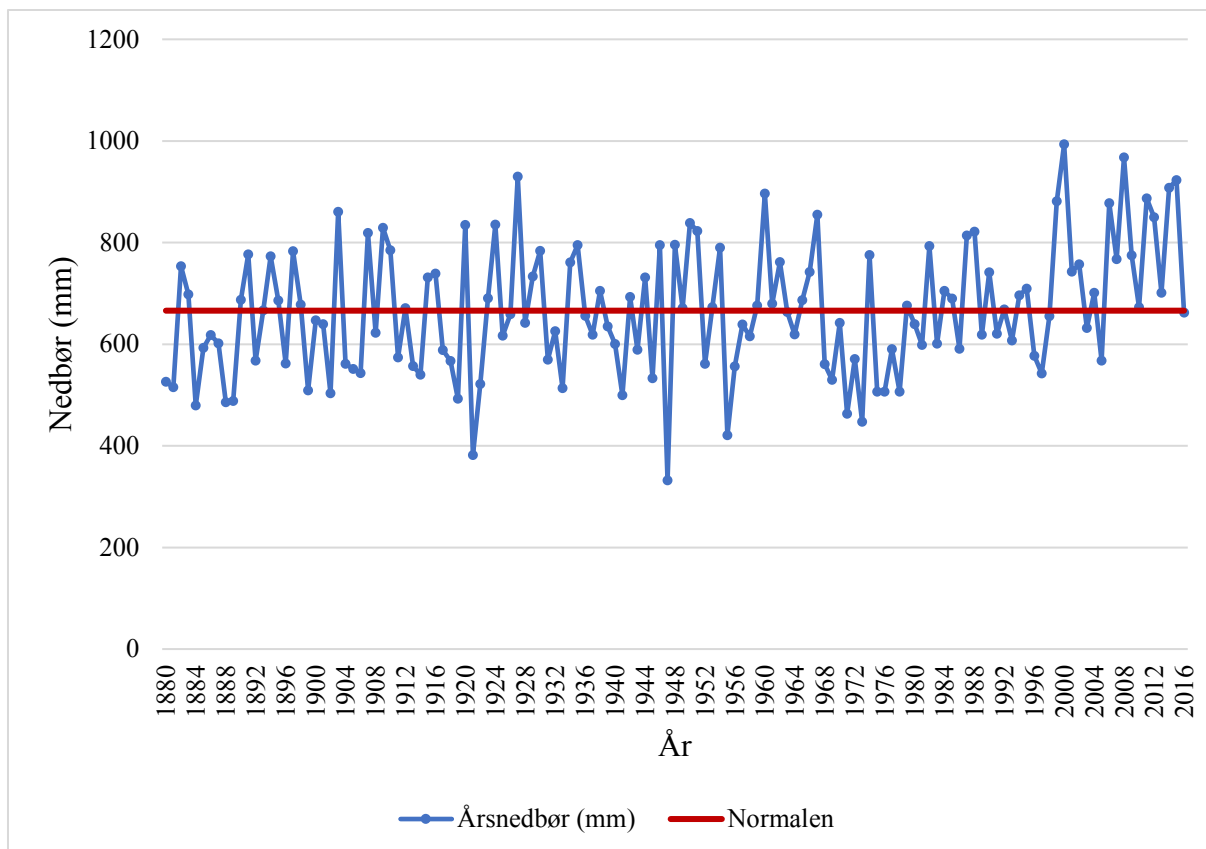
Klima er en viktig drivkraft til variasjon i vannkvalitet fordi klimaendringer kan påvirke temperatur, oksygen- og næringstilgangen i innsjøer. Vind og temperatur er viktige faktorer for sjiktforhold i innsjøer, hvilket har stor betydning for innsjøers respons på forurensninger (Sygna & O'Brien, 2001). Nedbør har stor betydning siden det påvirker oppholdstiden til vannet, og kan derfor endre innsjøers tålegrenser for forurensninger (Sygna & O'Brien, 2001).

Årsmiddeltemperaturen ved Ås målestasjon har variert mye i perioden 1880-2016. Fra 1880 og frem til 1930-tallet var det en forholdsvis kald periode med de fleste verdiene under normalen (5,4 °C). Deretter var det en varmere periode frem til 1950-tallet fulgt av en kaldere periode igjen frem til slutten av 1990-tallet. Etter 1990 har årsmiddeltemperaturen økt frem til i dag med de fleste verdiene over normalen (figur 8).

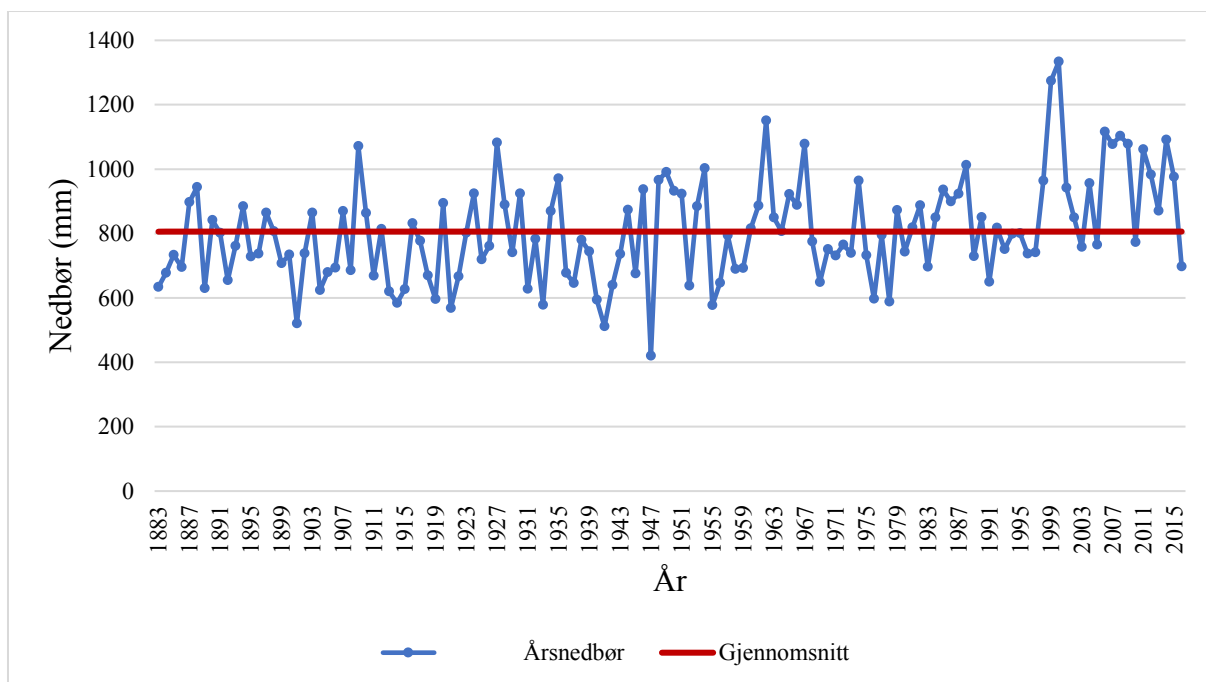


Figur 8. Årsmiddeltemperatur (°C) (blå linje) og normalen (rød linje) i perioden 1880-2016 ved Ås målestasjon i Akershus fylke (Kroken, 2017).

De årlige nedbørsmålingene fra Ås målestasjon viser store variasjoner med verdier over og under normalen (666 mm) i perioden 1880-2016 (figur 9). I slutten av 1900-tallet er det derimot en overvekt av verdier over normalen og etter 2006 er det kun verdier over normalen. Utviklingen viser en økende nedbørsmengde frem til i dag. Nedbørsmålingene ved Ørje målestasjon følger samme mønster som ved Ås, men noe høyere mengder (figur 10).



Figur 9. Nedbør (mm per år) (blå linje) og normalen (rød linje) i perioden 1880-2016 ved Ås målestasjon i Akershus fylke (Kroken, 2017).



Figur 10. Nedbør (mm per år) (blå linje) og gjennomsnittlig nedbør (rød linje) i perioden 1883-2016 ved feltstasjon 1950 i Ørje, Østfold fylke. Data er innhentet fra Meteorologisk institutts vær- og klimadatatjeneste (Meteorologisk institutt, u.å).

3. Materiale og metode

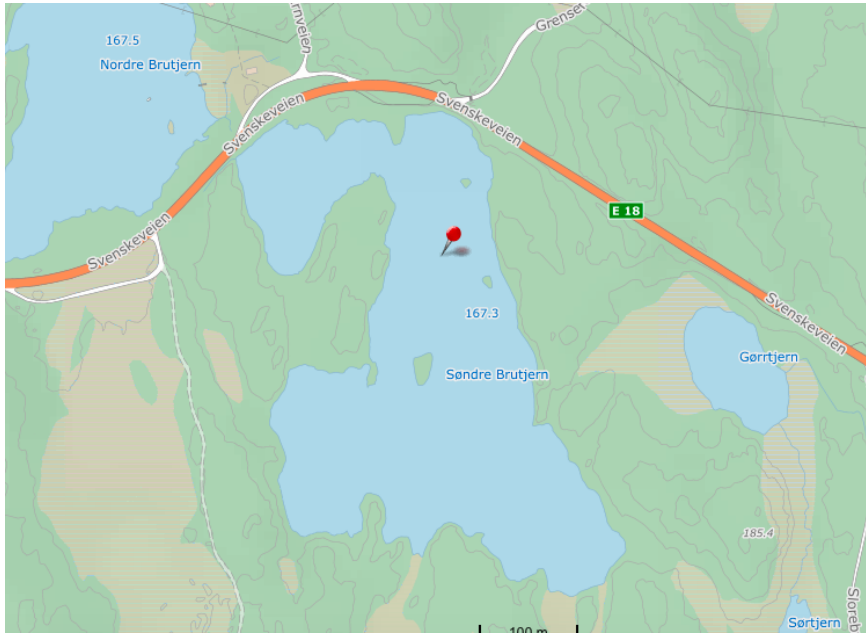
I denne masteroppgaven er paleolimnologisk metode brukt i felt- og laboratoriearbeidet ved analyse av sedimentsøylene. Opprinnelig ble det tatt sedimentprøver fra fem innsjøer hvorav tre ble analysert videre. Alle analyser av sedimentsøylene ble utført ved Fakultetet for miljøvitenskap og naturforvaltning ved Norges miljø- og biovitenskapelige universitet (NMBU). Historisk informasjon om veisalt og trafikkmengde er innhentet i samarbeid med Statens Vegvesen. Det er også innhentet klimadata fra BIOKLIM og Meteorologisk institutt.

3.1 Feltarbeid

3.1.1 Sedimentprøvetaking

Sedimentsøyler fra de tre innsjøene ble tatt fra båt 4 og 22 august 2017 og er grunnlaget for analysene. Prøvene ble tatt i midten av innsjøene i det dypeste området som ble målt med et ekkolodd. Sedimentet i det dypeste området er mindre utsatt for bioturbasjon sammenliknet med grunnere områder. Figur 11-13 gir en oversikt over prøvetakingspunktene og dyp i de tre innsjøene. Sedimentprøvetakeren Uwitec gravity corer 60 mm (figur 14) med indre diameter på 5,8 cm, ble brukt for å hente opp søylene. Prøvetakeren ble senket ned i vannet med tau til rett over bunnen, og sluppet raskt og loddrett ned i sedimentet ved hjelp av tyngdekraften. Deretter ble den trukket opp og tettet med propper i begge ender før bunnen av røret kom over vannoverflaten. For å unngå at sedimentsøylen skulle blandes ble den transportert i en loddrett posisjon.

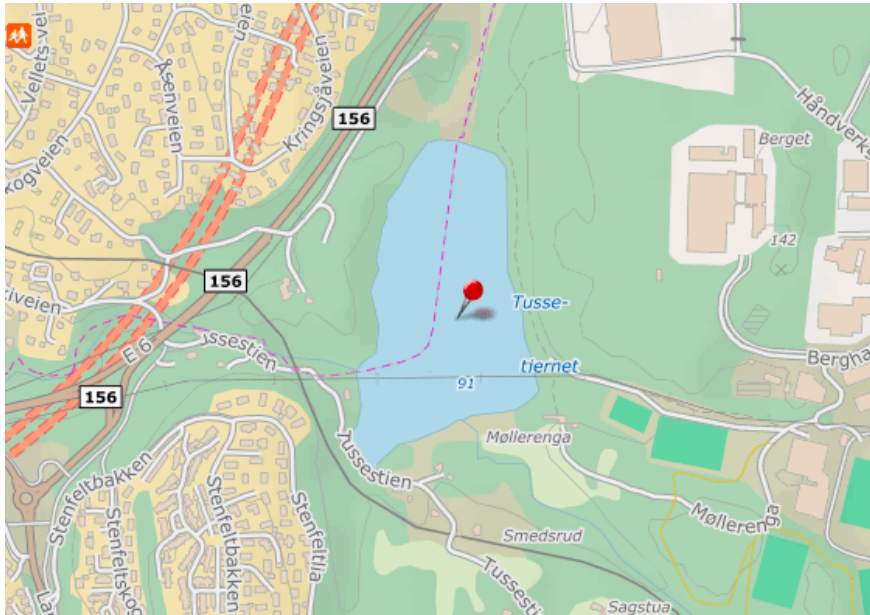
Søylene ble så studert visuelt for å se eventuelle fargesjikt. Dette gir informasjon om endringer som har skjedd i vannet over tid. Søylene ble delt i 1 cm tykke skiver med en sedimentkniv (figur 14), og overført til merkede poser. Kniven ble skyllet med vann mellom hver deling for å redusere kontaminering eller blanding av de ulike sjiktene. Søylene fra Kutjern og Tussetjern ble sjiktet på land, men på grunn av høy gassutvikling i sedimentet i Søndre Brutjern måtte sedimentsøylen deles raskt, og sjiktningen ble derfor gjort direkte i båten. Posene med sedimentprøvene ble lagret mørkt og kjølig og transportert inn til lagring i fryseren.



Figur 11. Prøvetakingspunkt i Søndre Brutjern, Marker kommune på 11 meters dyp. Kartet er orientert mot nord (Finn.no, u.å).



Figur 12. Prøvetakingspunkt i Kutjern, Marker kommune på 8 meters dyp. Kartet er orientert mot nord (Finn.no, u.å).



Figur 13. Prøvetakingspunkt i Tussetjern, Ski/Oppegård kommune på 17 meters dyp. Kartet er orientert mot nord (Finn.no, u.å).



Figur 14. Sedimentprøvetaker Uwitec gravity corer (til venstre) og sedimentkniv lagt oppå stativ (til høyre) (Foto: Lööv, 2017).

3.1.2 Oksygen, ledningsevne og temperatur

Oksygen, ledningsevne og temperatur ble målt fra båt ved hjelp av en oksygensonde med integrert temperaturmåler og en konduktivitetssonde. Sondene var festet på en kabel, og ble senket ned og målte parameterne på hver meters dyp i innsjøene.

3.2. Laboratoriearbeid- og analyser

3.2.1 Frysetørring og dry bulk density

Sedimentprøvene ble oppbevart i fryser ved $-18\text{ }^{\circ}\text{C}$ før analysene. Delprøvene ble så preparert ved å frysetørkes for å fjerne vann. Deretter ble prøvene veid for å finne tørrvekten (gram). Forholdet mellom tørrvekten og volum av prøven gir informasjon om tettheten (dry bulk density). Volum ble beregnet med formelen $\pi r^2 h$ (volum av sylinder). Høyde for hver prøve er 1 cm og radien 2,9 cm. Enheten til dry bulk density er dermed g/cm^3 .

3.2.2 Pigmentanalyse

Pigmentanalysen ble utført med den modifiserte Gauss-peak spectra metoden beskrevet i Thrane et al. (2015). Fordelen med denne i forhold til andre metoder er at den er rask, sensitiv og billig (Thrane et al., 2015). For pigmentanalysen ble cirka 0,2 gram frysetørket sedimentprøve overført til plastrør og veid nøyaktig med fire desimaler. Deretter ble 5 ml etanol (96 %) tilsatt, og prøvene ble satt i kjøleskap over natten for å få en fullstendig ekstraksjon av pigmentene. Neste dag ble prøvene sentrifugert i 15 minutter for å separere væske- og partikkelfasene. For å bestemme pigmentene ble absorpsjonsmålt i et spektrofotometer (UH5300 HITACHI). Først ble instrumentet kalibrert ved å måle en kyvette med etanol, for å finne absorpsjonsspektret for etanol. Dette resultatet trekkes fra målingene av pigmentspektrene. Etter kalibrering ble kyvettene fylt med fem prøver om gangen blandet med etanol. Pipette ble brukt for å fylle kyvettene og byttet mellom hver prøve, men for etanol ble samme pipette brukt. Etter hver måling ble prøvene sugd ut med en vannstrålepumpe.

Etanol brukes for å fortynne prøvene og det er derfor ulik fortynningsfaktor avhengig av hvor mye pigmenter prøven inneholder. For prøvene fra Kutjern ble fortynningsfaktor ti brukt (0,3 ml prøve og 2,7 ml etanol) fordi prøvene inneholdt mye pigmenter. Fortynning var også nødvendig for å kunne si noe om konsentrasjonen, det vil si å komme innenfor lineært område. Prøvene fra Søndre Brutjern hadde mindre pigmenter og fortynningsfaktor fem (0,6 ml prøve og 2,4 ml etanol) var derfor tilstrekkelig. Prøvene fra Tussetjern hadde lite pigmenter og fortynning var derfor ikke nødvendig. Pigmenter er sensitive for lys, og for å unngå å sette i gang nedbrytningsprosesser ble prøvene holdt mørkt i en pappeske under hele analysen.

Spektrofotometeret målte absorpsjon mellom 400 nm og 700 nm med en nm oppløsning, hvilket er spekteret for synlig lys. Som en funksjon av målt absorpsjon ble 19 pigmenter identifisert i

henhold til en matematisk metode beskrevet i Thrane et al. (2015). Pigmentet klorofyll a finnes i alle alger og fotosyntetiserende bakterier (cyanobakterier), så den totale mengden klorofyll a er en indikasjon på den totale mengden fotoautotrofe fytoplankton. På grunn av nedbrytning estimeres den totale mengden klorofyll a til summen av klorofyll a og nedbrytningsproduktet feofytin a. Pigmentet myxoxanthophyll finnes i cyanobakterier så disse pigmentmålingene indikerer mengden cyanobakterier i innsjøene.

3.2.3. Datering av sediment ved måling av cesium-137

Resultatene for måling av radioaktivt cesium (Cs-137) i sedimentsøyler fra Søndre Brutjern og Kutjern ble bestemt av Andrea Rishatt i forbindelse med hennes masteroppgave. På grunn av sammenfallende tid og sted er hennes resultater ansett å være representative for denne oppgaven. Fra disse ble det kun målt Cs-137 i de 30 øverste prøvene fordi det ble ansett tilstrekkelig for å besvare problemstillingen i oppgaven. Klargjøring av sedimentprøvene for Cs-137 analysen for Tussetjern ble utført av undertegnede, og alle prøvene ble analysert. Prøvene ble overført til egne prøverør for Cs-137 analysen. Prøverør ble satt på vekt som ble nullstilt før sedimentet ble lagt oppi og veid. Cs-137 målingene ble utført på isotoplaboratoriet ved NMBU ved hjelp av en NaI detektor som brukte to timer for hver prøve.

Dateringsmetoden baseres på å finne historiske hendelser med utslipp av isotopen cesium-137, fremst atmosfæriske prøvesprengninger av atomvåpen rundt 1964 og atomkraftverkulykken i Tsjernobyl i 1986 (Van Metre et al., 2004). Radioaktivt nedfall ble ved begge tilfeller transport med vinden og falt ned med nedbøren. Cs-137 har en halveringstid på 30,2 år og dermed finnes omtrent halvparten fortsatt i naturen (Gjesvik et al., 2014). Estimert tidsperiode for dateringsanalysen tar utgangspunkt i de kjente historiske hendelsene og dybde (cm) til prøven. Utregningen ble gjort på følgende måte med utgangspunkt i 1986 (Tsjernobylulykken): År for historisk hendelse = Antall år siden hendelsen dividert med dybde til prøven. Dette gir informasjon om hvor mange år hver prøve (cm) representerer og tidsperioden kan estimeres.

3.3 Klima

For å vurdere effekten av klima er meteorologiske data for temperatur og nedbør innhentet fra BIOKLIM, i samarbeid med avdelingsingeniør Signe Kroken. Meteorologiske observasjoner er gjort på Feltstasjon for bioklimatiske studier, BIOKLIM, tilhørende NMBU. Stasjonen ligger på 93,3 meter over havet på Søråsfeltet ved Ås sentrum, med koordinatene N 59° 39' 37", Ø

10° 46' 54" (Redaksjonen, 2017). Ås målestasjon ble brukt fordi den har lange tidsserier med meteorologiske data og ligger i samme geografiske område som innsjøene. Det ble også innhentet nedbørsdata fra feltstasjon 1950 i Ørje for perioden 1883-2016. Data ble hentet fra Meteorologisk institutts vær- og klimadatabase eKlima.

3.4 Veisalt og trafikkmengde

Historisk informasjon om trafikkmengde og veisaltforbruket ble innhentet i samarbeid med Statens vegvesen via mail og mengderapporter.

3.5 Statistiske analyser

Microsoft Office Excel ble brukt for å organisere data og lage grafer over resultatene. Principal component analysis (PCA) ble brukt for å analysere dataene samlet. PCA ble utført i Minitab (versjon 18) i samarbeid med Sondre Meland. PCA er et multivariat analyseverktøy som brukes for å sammenlikne mange variabler med ulike enheter. Resultatet av en PCA viser hvilke variabler som forklarer mest variasjon i datasettet og hvilke variabler som korrelerer eller ikke. Analysen gir en akse for hver variabel hvor første akse (PC1) forklarer mest variasjon og den andre (PC2) forklarer nest mest variasjon og så videre. PCA ble utført for pigmentene målt i alle prøver fra innsjøene for å sammenligne fordelingen. Pigmentene ble delt på total klorofyll a for å få forholdsvis riktig konsentrasjon. Pigmentene som ikke påviste konsentrasjoner eller veldig lite er ikke tatt med i PCA. Det ble også utført PCA for total klorofyll a, nedbør, temperatur, veisalt og trafikkmengde for hver innsjø. Nedbørsdata fra Ås målestasjon ble brukt i analysen for Tussetjern og nedbørsdata fra Ørje ble brukt i analysene for de to andre innsjøene. Trafikkmengde og veisaltdata er begrenset og veisaltdata er det nasjonale veisaltforbruket og strekker seg derfor kun tilbake til 1994. Dermed er det et begrenset antall prøver som er tatt med i PCA hvor veisalt og trafikkmengde er inkludert. Natrium ble også tatt med i PCA for Søndre Brutjern og Kutjern hvor dette ble målt tidligere. Før analysen ble dataene normalisert ved å bruke følgende formel: $\text{Log}(x+1)$.

3.6 Feilkilder og usikkerhet

Ved feltarbeid er det knyttet feilkilder til prøvetaking av sedimentkjernen. Ved opptak kan gassbobler som er dannet i sedimentet ekspandere på grunn av trykkforskjellen og røre om sedimentsjiktene. En annen feilkilde er eksponering for lys som kan sette i gang nedbrytning av pigmentene i sedimentet.

Dateringen av sedimentsøylen er mest nøyaktig for høyeste målte konsentrasjon av cesium, men før og etter dette punktet øker usikkerheten med avstanden fra punktet fordi sedimentasjonshastigheten varierer. For dateringen kan det også stilles spørsmål om nedbørfeltet er heterogent. På grunn av binding i nedbørfeltet vil cesium kunne fordeles over mange år. Toppen som representerer høyeste konsentrasjon av cesium kan dermed forskyves eller bli veldig bred og dateringen er derfor kun et estimat på tidsperiode. Telleusikkerhet ved måling av cesium i sediment fra Søndre Brutjern og Kutjern er oppgitt ved analysen til 8% telleusikkerhet ved >76 DPM (Desintegrasjoner Per Minutt), <10% usikkerhet ved >50 DPM og >50% telleusikkerhet ved <12 DPM. Telleusikkerhet ved måling av cesium i sediment fra Tussetjern er oppgitt til <10% ved >50 DPM og >15% ved <30 DPM. Dateringen av sedimentsøylen fra Søndre Brutjern ga to topper og flere småtopper i Cs-137 konsentrasjonen. To år var det også svært lave verdier under deteksjonsgrensen (vedlegg 9). Dermed anses dateringen av Cs-137 i Søndre Brutjern som noe usikker (Rishatt, 2018). Deteksjonsgrensen for pigment i forbindelse med pigmentanalyse er ikke oppgitt i den brukte metoden.

4. Resultater

4.1 Beskrivelse av sedimentsøylen

4.1.1 Søndre Brutjern

Sedimentsøylen fra Søndre Brutjern var homogen og løs i konsistensen med mye organisk materiale og utvikling av gass. Det ble registrert noe lukt av hydrogensulfid (H_2S) ved opptak av sedimentsøylen. På grunn av oppdeling direkte i båten ble det ikke tatt bilde av sedimentsøylen.

4.1.2 Kutjern

Sedimentsøylen fra Kutjern var relativt homogen med mye organisk materiale (brun farge) (figur 15). I de øverste cirka 10 cm av søylen var det et fluffy lysbrunt lag og litt lenger nede også svart farge.



Figur 15. Sedimentsøyle fra Kutjern tatt ved feltarbeid 22 august 2017 (Foto: Lööv, 2017).

4.1.3 Tussetjern

Sedimentsøylen fra Tussetjern hadde tydelige sjikt og fargeforskjeller (figur 16). I den nedre delen av søylen var det et cirka 15 cm grått lag av leire etterfulgt av et cirka 10 cm sort farget lag. Øverste delen av søylen hadde et cirka 20 cm lag med grå og sorte sjikt.

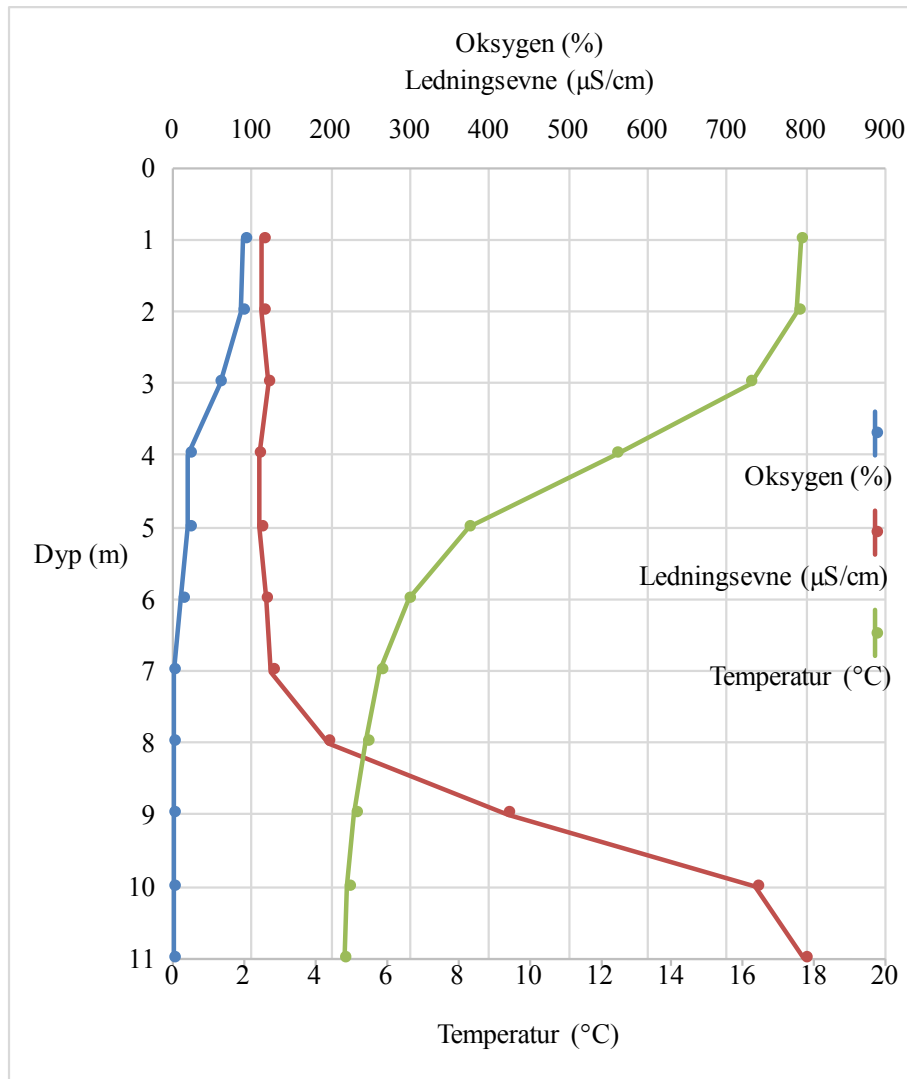


Figur 16. Sedimentsøyle fra Tussetjern tatt ved feltarbeid 4 august 2017 (Foto: Lööv, 2017).

4.2 Feltnmålinger: oksygen, ledningsevne og temperatur

4.2.1 Søndre Brutjern

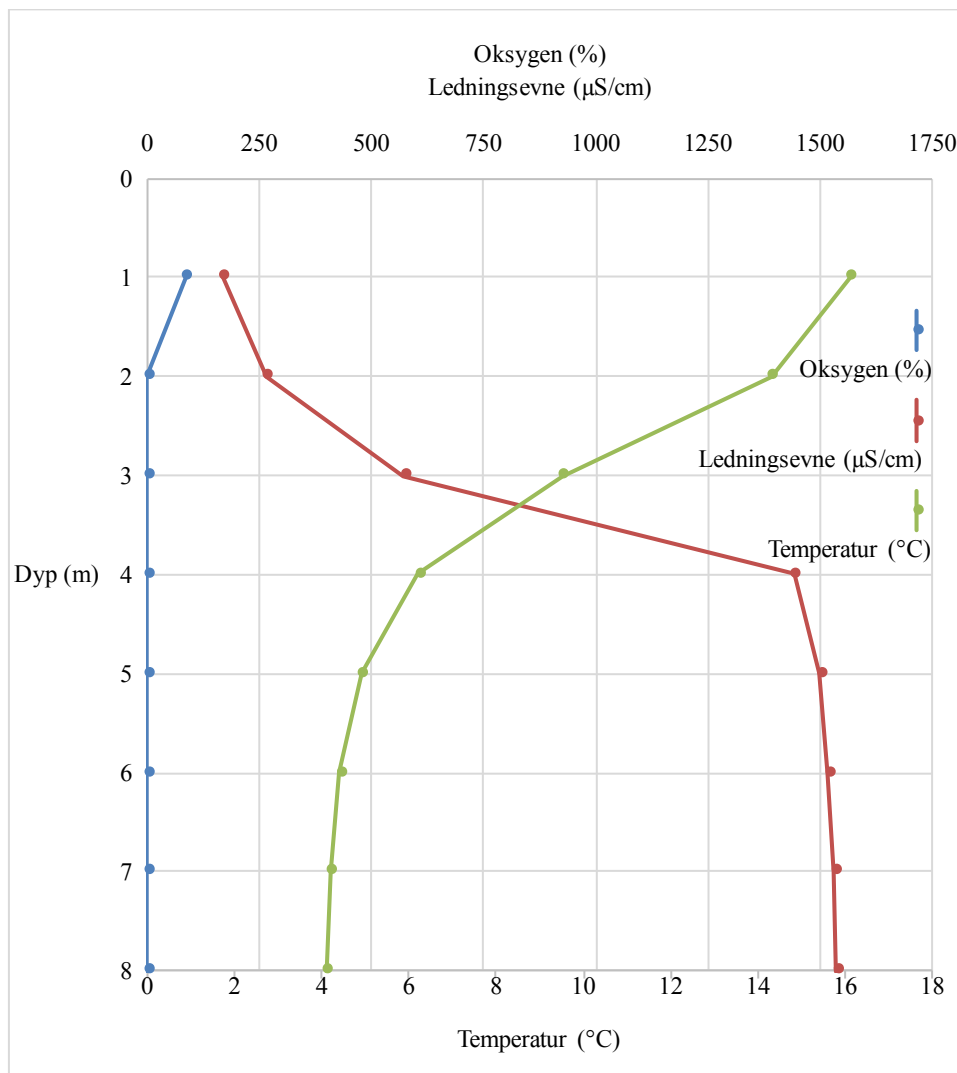
I Søndre Brutjern var det oksygenfritt fra 7 meters dyp (figur 17). Ledningsevnen holdt seg relativt stabil mellom 112-125 $\mu\text{S}/\text{cm}$ fra 1-7 meters dyp. Deretter økte ledningsevnen kraftig fra 7-11 meters dyp hvor ledningsevnen var 797 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Innsjøen var temperatursjiktet ved 4-5 meters dyp.



Figur 17. Målt oksygen (%), ledningsevne ($\mu\text{S}/\text{cm}$) og temperatur ($^{\circ}\text{C}$) gjennom vannsøylen fra 1-11 meters dyp i Søndre Brutjern ved feltarbeid 22 august 2017.

4.2.2 Kutjern

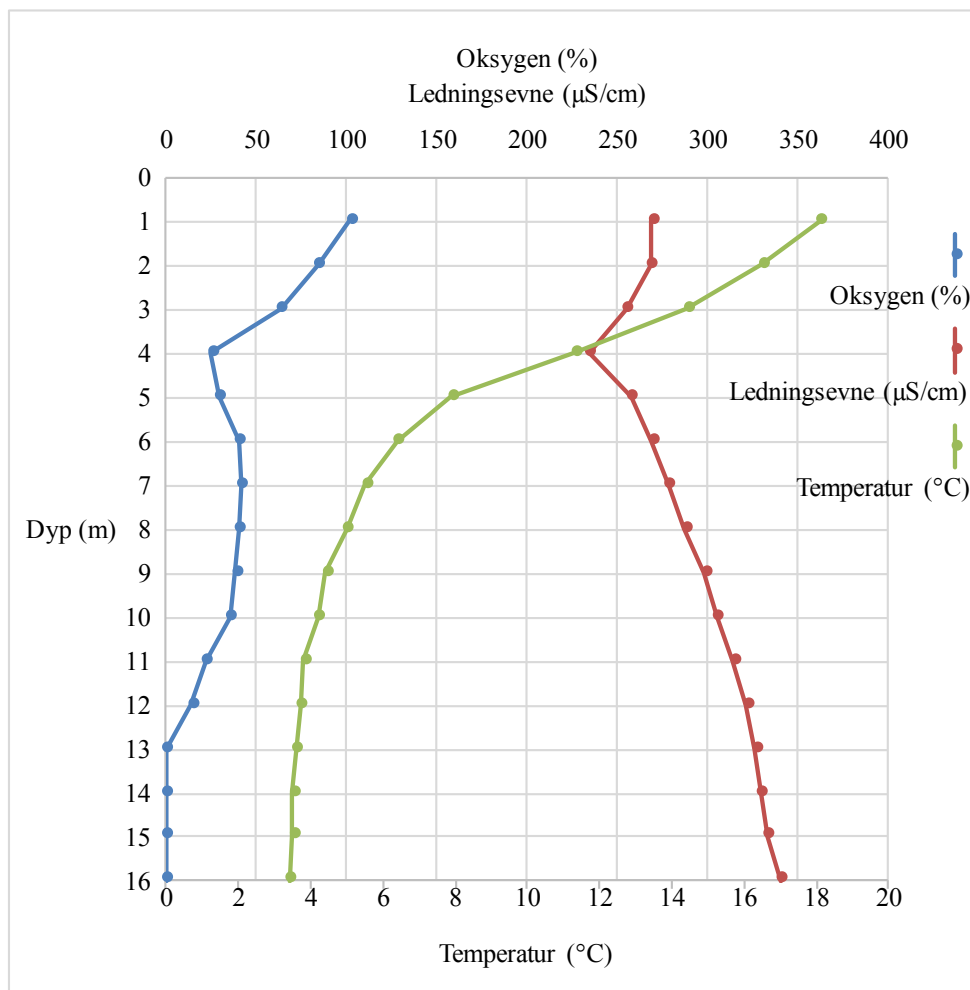
I Kutjern var det oksygenfritt fra 2 meters dyp (figur 18). Ledningsevnen økte fra 169 $\mu\text{S}/\text{cm}$ til 571 $\mu\text{S}/\text{cm}$ nedover vannsøylen til 3 meters dyp. Fra 3 til 4 meters dyp økte ledningsevnen kraftig til 1441 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Deretter økte ledningsevnene ytterligere til høyeste måling på 1535 $\mu\text{S}/\text{cm}$ ved 8 meters dyp. Innsjøen var temperatursjiktet ved 2-3 meters dyp.



Figur 18. Målt oksygen (%), ledningsevne ($\mu\text{S}/\text{cm}$) og temperatur ($^{\circ}\text{C}$) gjennom vannsøylen fra 1-8 meters dyp i Kutjern ved feltarbeid 22 august 2017.

4.2.3 Tussetjern

Tussetjern var overmettet med oksygen ved 1 meters dyp med en konsentrasjon på 101,5 % (figur 19). Oksygenkonsentrasjonen minket så nedover vannsøylen til 4 meters dyp. Fra 4-8 meters dyp økte oksygenkonsentrasjonen, men minket igjen ned til 13 meters dyp hvor det var oksygenfritt. Ledningsevnen i Tussetjern minket fra 269 $\mu\text{S}/\text{cm}$ til 25 $\mu\text{S}/\text{cm}$ fra 1-4 meters dyp. Ledningsevnen økte så fra 4-16 meters dyp hvor den var høyest med 340 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Innsjøen var temperatursjiktet ved 4-5 meters dyp.

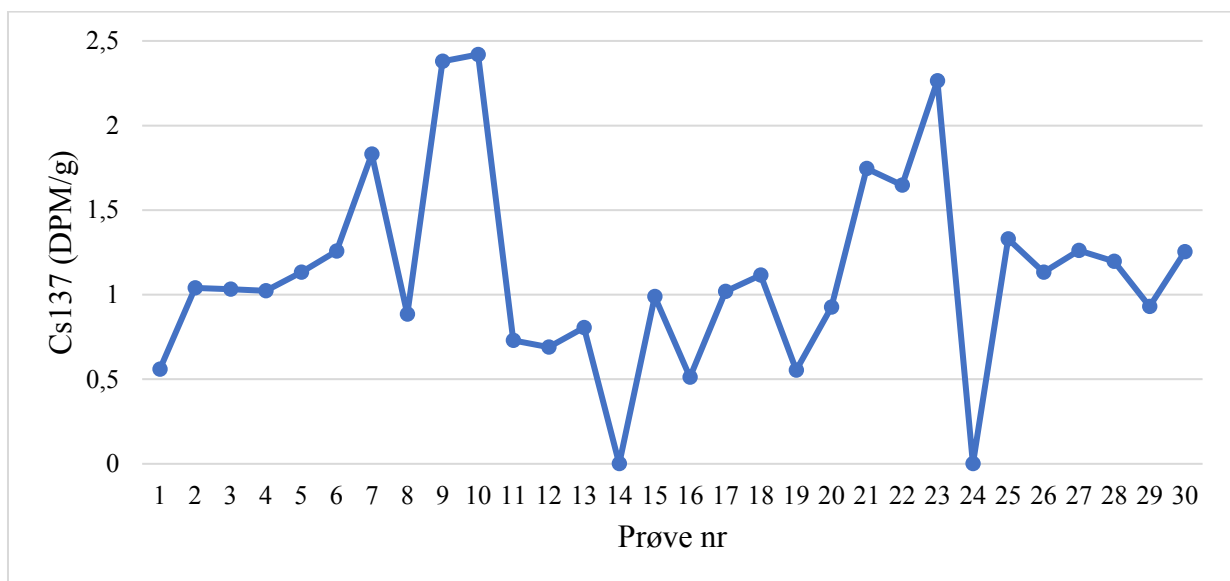


Figur 19. Målt oksygen (%), ledningsevne ($\mu\text{S}/\text{cm}$) og temperatur ($^{\circ}\text{C}$) gjennom vannsøylen fra 1-16 meters dyp i Tussetjern ved feltarbeid 4 august 2017.

4.3 Datering ved hjelp av Cs-137

4.3.1 Søndre Brutjern

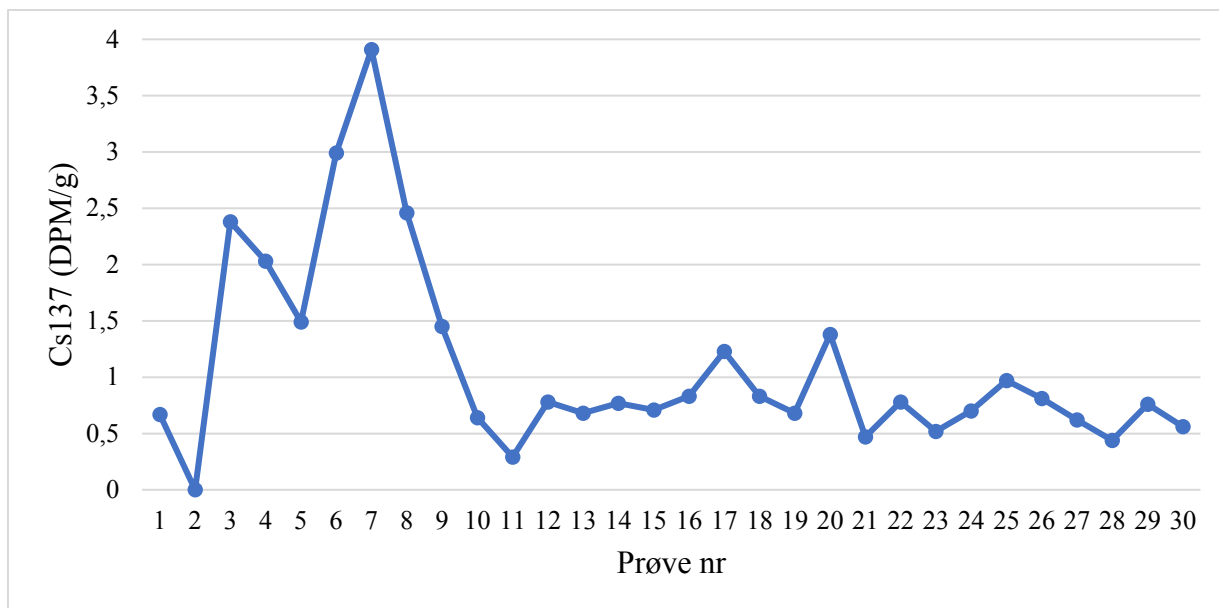
Høyeste mengde radioaktivt cesium (Cs-137) ble målt cirka 9-10 cm (prøve 9-10) ned i sedimentsøylen fra Søndre Brutjern (figur 20). Gjennomsnittet 9,5 cm tas derfor som utgangspunkt til estimeringen til å tilsvare år 1986 (Tsjernobylulykken). Sedimentasjonshastigheten kan beregnes ved å ta dybden til prøven som tilsvarer år 1986 og dele på antall år siden 1986. For Søndre Brutjern ble sedimentasjonshastigheten beregnet til 0,31 cm/år (3,1 mm). Dette betyr at hver prøve (1 cm) tilsvarer 3,26 år. På bakgrunn av dette ble sedimentsøylen estimert datert til tidsperioden 2017-1922 (prøve 1-30).



Figur 20. Innhold av radioaktivt cesium (Cs-137) målt som DPM (Desintegrasjoner Per Minutt) per gram i prøvene 1-30 (tilsvarende 1-30 cm) i sedimentsøylen fra Søndre Brutjern.

4.3.2 Kutjern

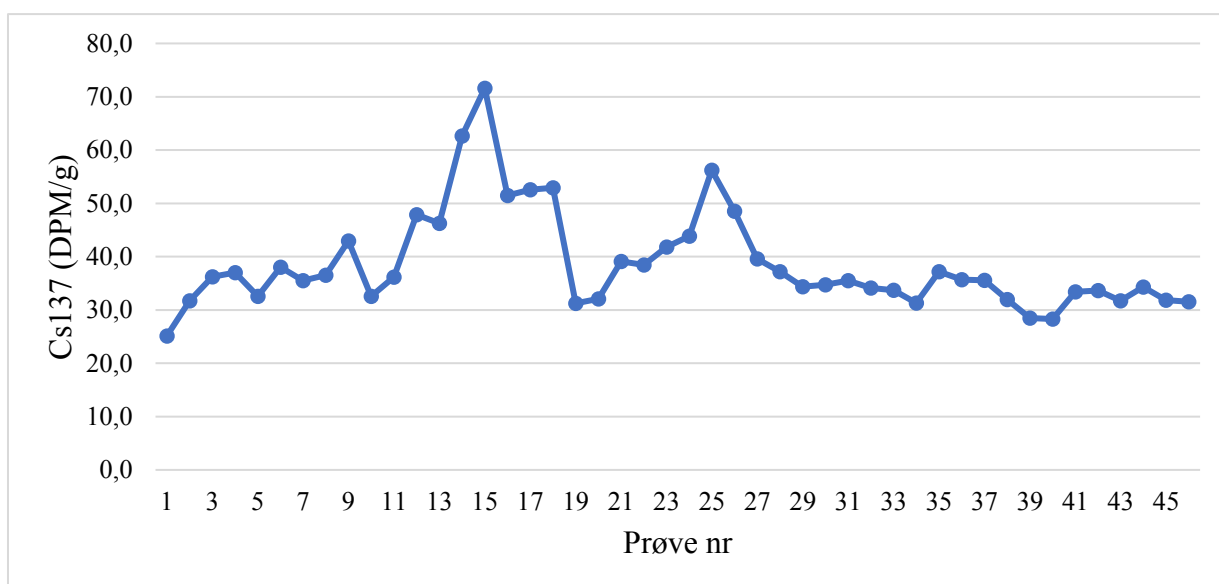
Høyeste mengde radioaktivt cesium (Cs-137) ble målt 7 cm (prøve 7) ned i sedimentsøylen fra Kutjern (figur 21). Dermed estimeres denne prøven til å tilsvare år 1986 da Tsjernobylulykken fant sted. For Kutjern ble sedimentasjonshastigheten beregnet til 0,22 cm/år (2,2 mm). Dette betyr at hver prøve (1 cm) tilsvarer 4,43 år. På bakgrunn av dette ble sedimentsøylen estimert datert til tidsperioden 2017-1889 (prøve 1-30).



Figur 21. Innhold av radioaktivt cesium (Cs-137) målt som DPM (Desintegrasjoner Per Minutt) per gram i prøvene 1-30 (tilsvarende 1-30 cm) i sedimentsøylen fra Kutjern.

4.3.3 Tussetjern

Høyeste mengde radioaktivt cesium (Cs-137) ble målt 15 cm (prøve 15) ned i sedimentsøylen fra Tussetjern (figur 22). Dermed estimeres denne prøven til å tilsvare år 1986 da Tsjernobylulykken fant sted. For Tussetjern ble sedimentasjonshastigheten beregnet til 0,48 cm/år (4,8 mm). Dette betyr at hver prøve (1 cm) tilsvarer 2,08 år. På bakgrunn av dette ble sedimentsøylen estimert datert til perioden 2017-1924 (prøve 1-46).

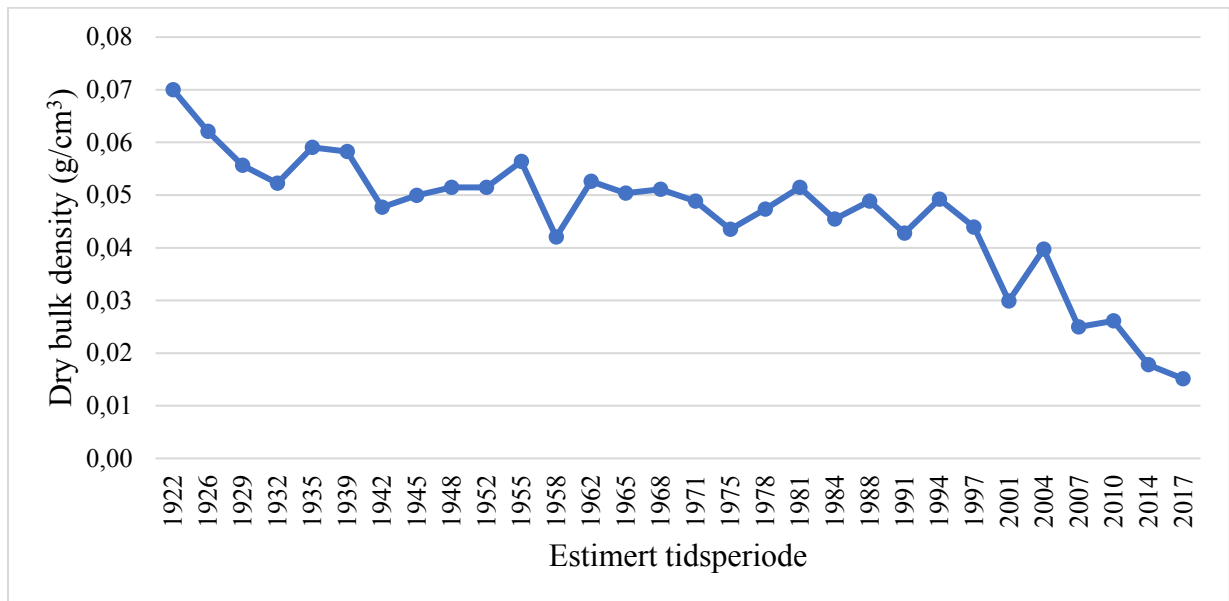


Figur 22. Innhold av radioaktivt cesium (Cs-137) målt som DPM (Desintegrasjoner Per Minutt) per gram i prøvene 1-46 (tilsvarende 1-46 cm) i sedimentsøylen fra Tussetjern.

4.4 Dry bulk density (DBD)

4.4.1 Søndre Brutjern

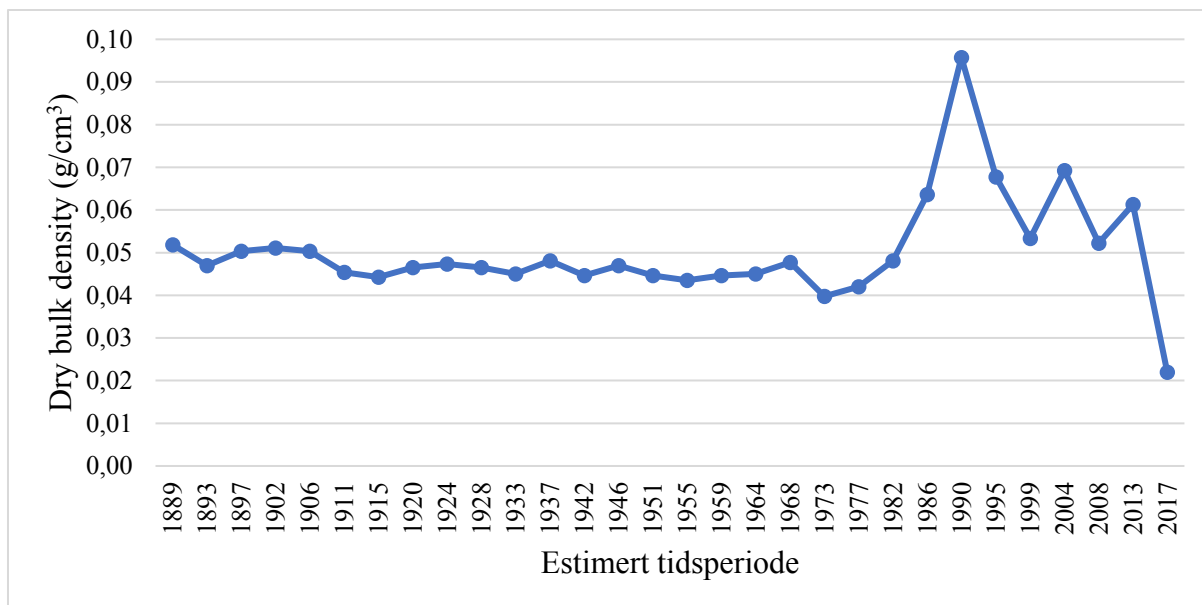
Dry bulk density (DBD) i Søndre Brutjern viser en trend med nedgående verdier med små variasjoner gjennom hele perioden 1922-2017 (figur 23). Høyeste måling var i 1922 med 0,07 g/cm³. DBD har siden 1922 avtatt fra 0,07 g/cm³ til laveste verdi 0,02 g/cm³ i 2017.



Figur 23. Dry bulk density (g/cm³) i sedimentsøylen fra Søndre Brutjern i estimert tidsperiode 1922-2017.

4.4.2 Kutjern

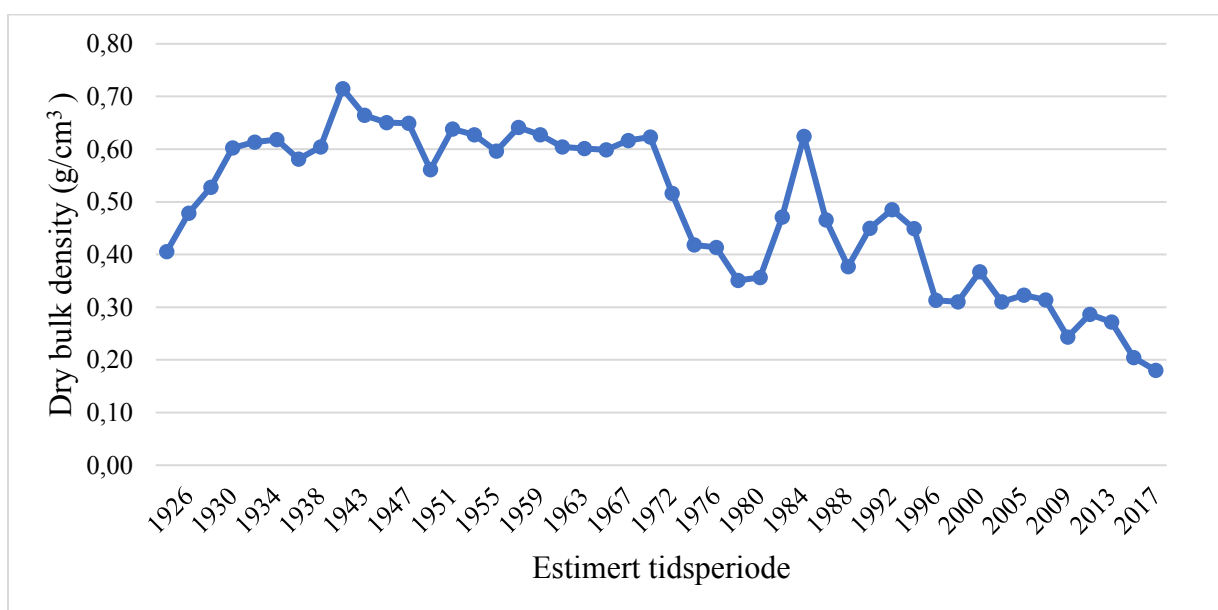
DBD i Kutjern var ganske stabil og lå rundt 0,05 g/cm³ fra starten av perioden frem til slutten av 1970-tallet (figur 24). Fra 1973 steg DBD til høyeste måling 0,10 g/cm³ rundt 1990. Deretter minket DBD igjen, men forble fortsatt på noe høyere nivå (0,05-0,07 g/cm³) enn tidligere i tidsperioden. Laveste DBD var 0,02 g/cm³ i 2017 (prøve 1).



Figur 24. Dry bulk density (g/cm³) i sedimentsøylen fra Kutjern i estimert tidsperiode 1889-2017.

4.4.3 Tussetjern

DBD i Tussetjern har variert en del gjennom hele tidsperioden. Fra 1924-1941 økte DBD fra 0,41 g/cm³ til høyeste måling 0,71 g/cm³ i 1941 (figur 25). Deretter holdt seg DBD relativt stabil rundt 0,60 g/cm³, men deretter minket den til 0,36 g/cm³ rundt 1980. Ved 1984 var neste topp på 0,62 g/cm³. Deretter minket DBD med noen topper frem til i dag. Laveste DBD var 0,18 g/cm³ i 2017.

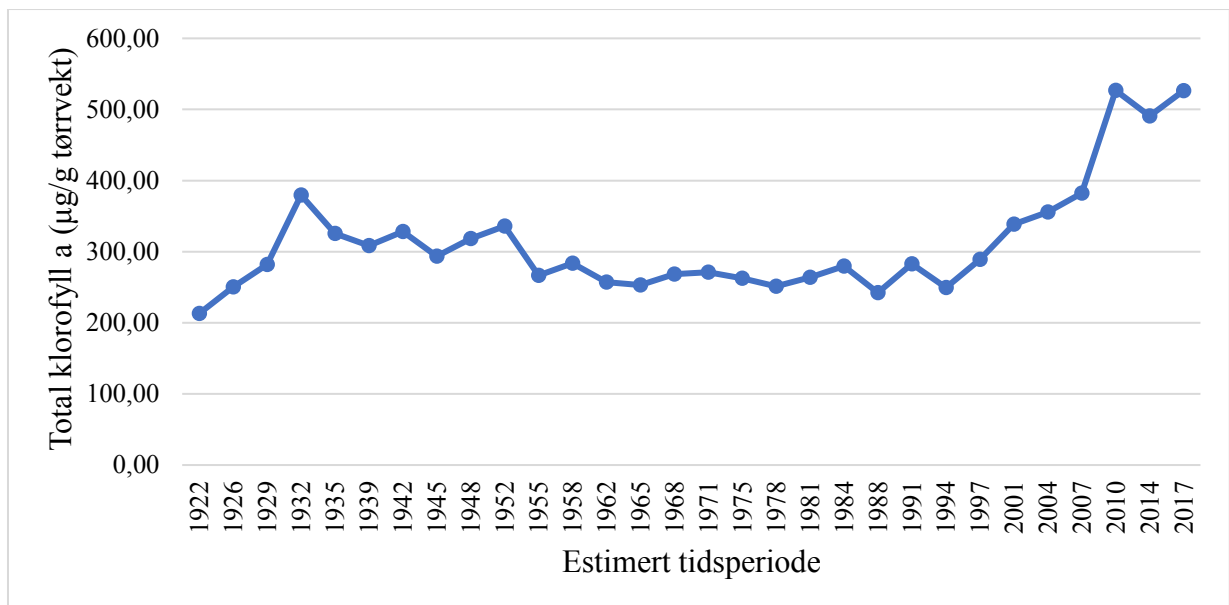


Figur 25. Dry bulk density (g/cm³) i sedimentsøylen fra Tussetjern i estimert tidsperiode 1924-2017.

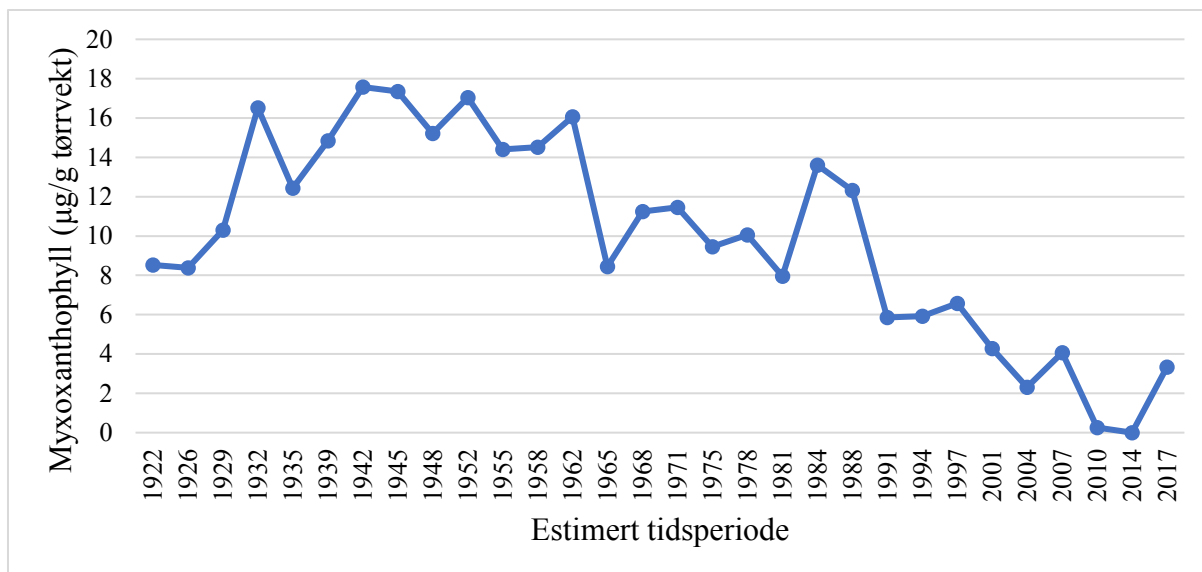
4.5 Pigmentanalyser

4.5.1 Søndre Brutjern

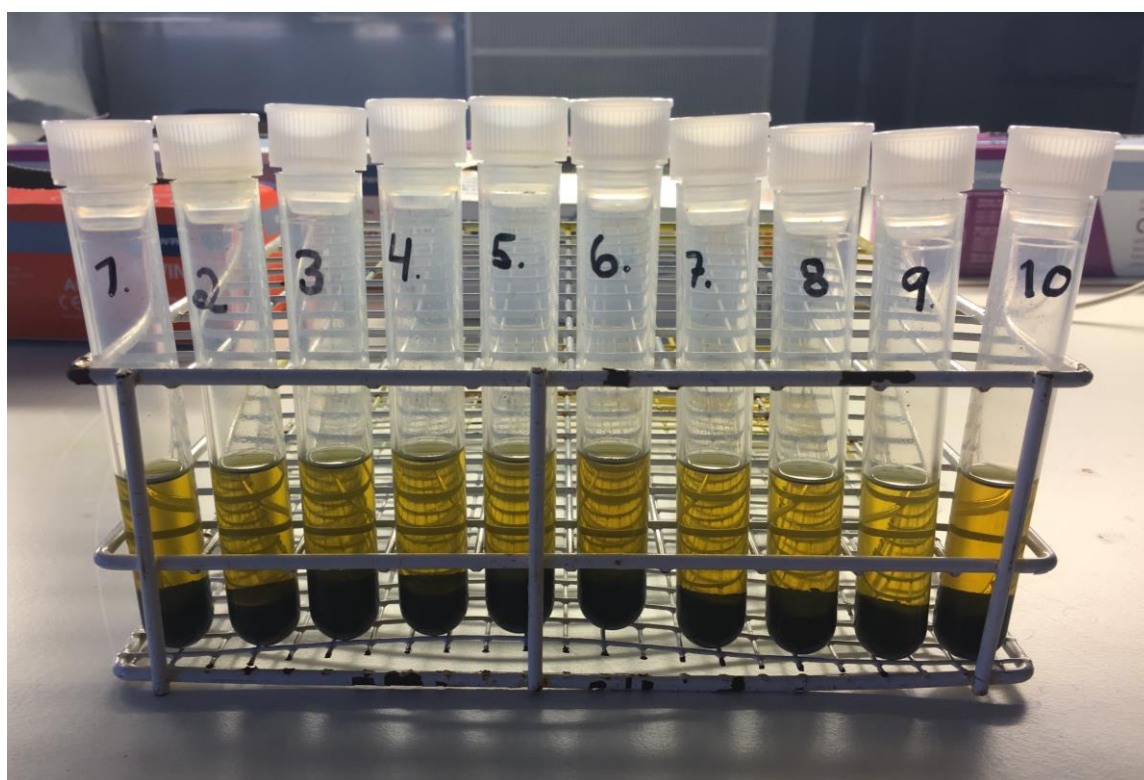
Konsentrasjonen av klorofyll a i Søndre Brutjern har vært relativt stabil i perioden 1922-1994 med konsentrasjoner i området 212-249 $\mu\text{g/g}$ tørrvekt (figur 26). Unntaket er i perioden 1932-1952 hvor konsentrasjonen økte til over 300 $\mu\text{g/g}$ tørrvekt. Fra 1994 og frem til i dag har konsentrasjonen økt og den høyeste på 526 $\mu\text{g/g}$ tørrvekt var i 2010. Konsentrasjonen av myxoxanthophyll har variert mye med verdier opptil 17 $\mu\text{g/g}$ tørrvekt i den estimerte tidsperioden (figur 27). Perioden 1932-1962 hadde de høyeste konsentrasjonene av myxoxanthophyll. Høyeste konsentrasjon var rundt 1942 med 17,6 $\mu\text{g/g}$ tørrvekt og laveste konsentrasjonen var i 2014 da det ikke ble påvist myxoxanthophyll. I figur 28 er prøvene 1-10 (estimert siste 29 årene) med ekstraherte pigmenter vist. Fargen på prøvene er relativt like.



Figur 26. Total klorofyll a ($\mu\text{g/g}$ tørrvekt) i sedimentsøylen fra Søndre Brutjern i estimert tidsperiode 1922-2017.



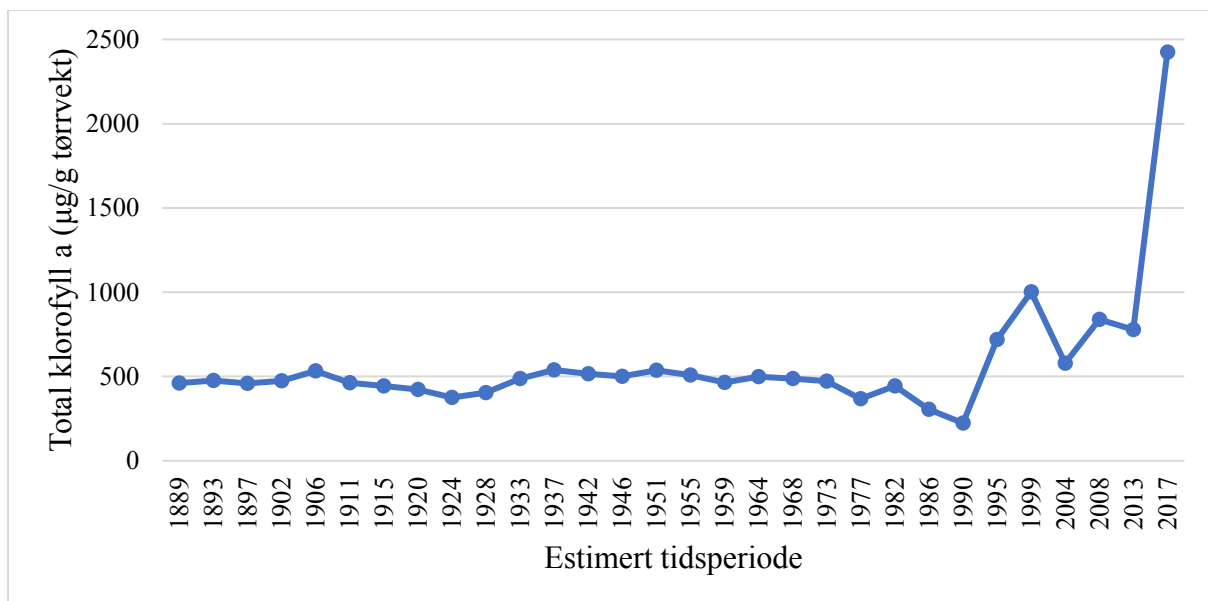
Figur 27. Myxoxanthophyll ($\mu\text{g/g}$ tørrvekt) i sedimentsøylen fra Søndre Brutjern i estimert tidsperiode 1922-2017.



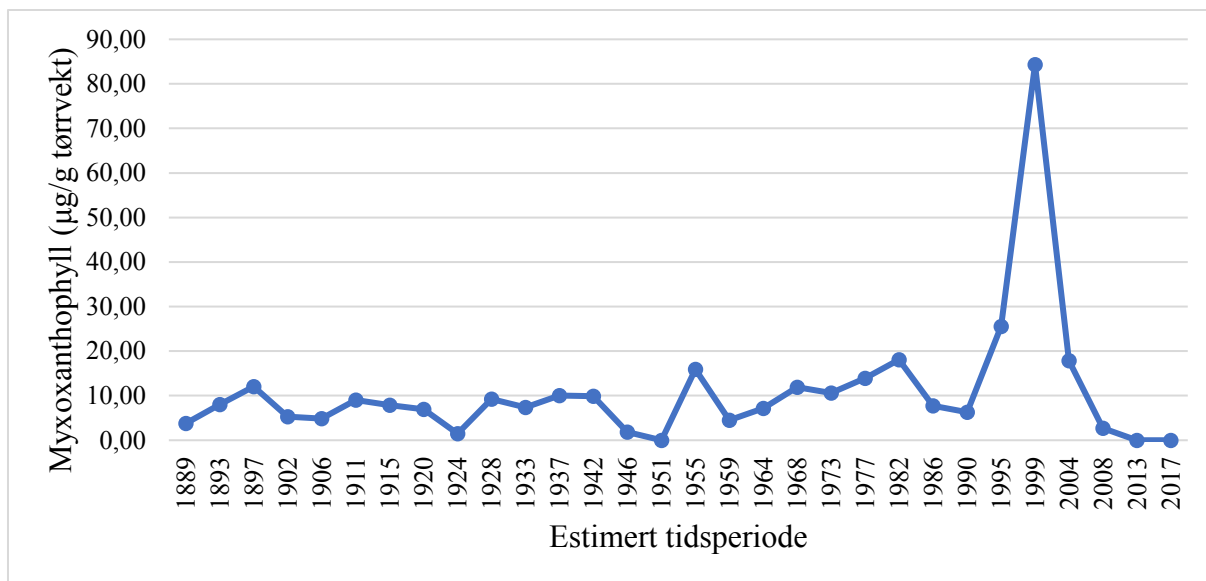
Figur 28. Sedimentprøve 1-10 (estimert tidsperiode 2017-1988) fra Søndre Brutjern med ekstraherte pigmenter i forbindelse med pigmentanalyse (Foto: Lööv, 2017).

4.5.2 Kutjern

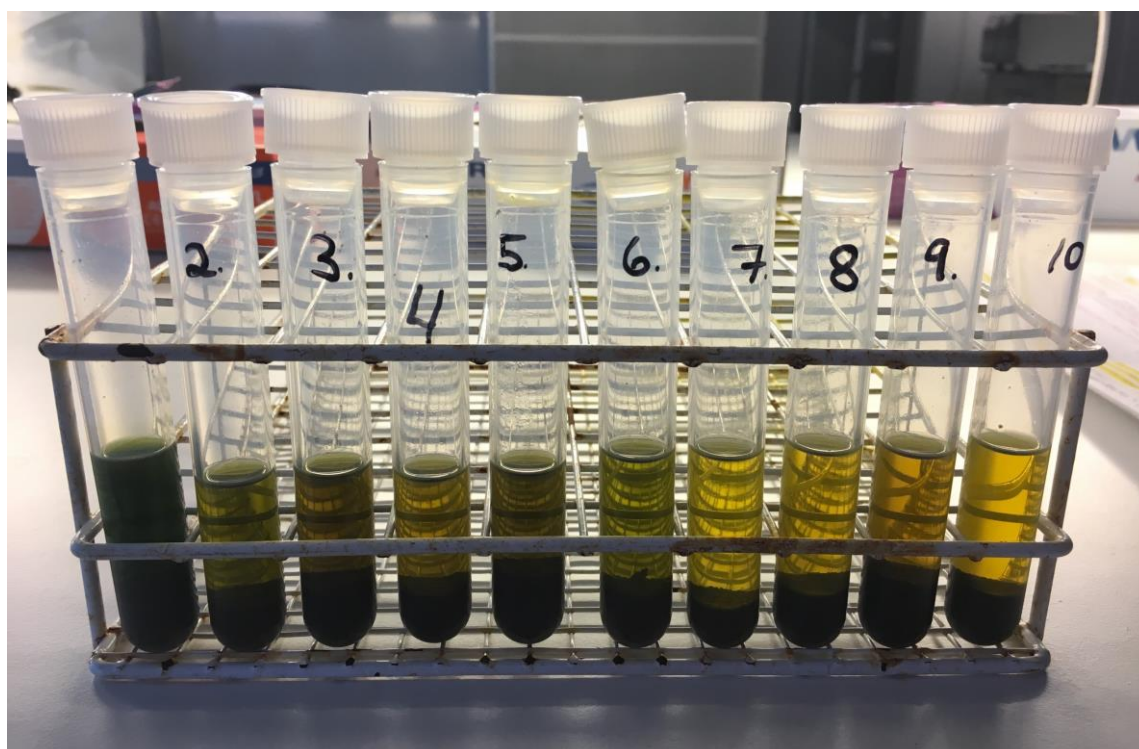
Kutjern inneholdt høye verdier av klorofyll a. Konsentrasjonen har vært relativt stabil frem til 1990 da den var lavest. Deretter økte konsentrasjonen kraftig til 1002 $\mu\text{g/g}$ tørrvekt rundt 1999 (figur 29). Så minket konsentrasjonen, men den var fortsatt på et høyere nivå enn perioden før 1990. Høyeste målte verdi av klorofyll a i Kutjern var i 2017. Konsentrasjonen av myxoxanthophyll har hatt jevne periodiske variasjoner fra 1889 til 1990 (figur 30). Konsentrasjonen har i det tidsrommet variert med verdier opptil 18 $\mu\text{g/g}$ tørrvekt. Høyeste målte konsentrasjon på 84,3 $\mu\text{g/g}$ tørrvekt var rundt 1999, men den minket raskt til en lavere konsentrasjon på 17,84 $\mu\text{g/g}$ tørrvekt rundt 2004. I 1951 og 2013-2017 ble det ikke påvist myxoxanthophyll i prøvene. I figur 31 er prøvene 1-10 (estimert siste 30 årene) med ekstraherte pigmenter vist. Prøve 1 inneholdt mest klorofyll hvilket var synlig ved sterk grønn farge. Prøve nummer 5 hvor det også var sterk grønn farge tilsvarer den høye konsentrasjonen av total klorofyll a rundt 1999. Lenger ned i sedimentet inneholdt prøvene mer jevn konsentrasjon av klorofyll a.



Figur 29. Total klorofyll a ($\mu\text{g/g}$ tørrvekt) i sedimentsøylen fra Kutjern i estimert tidsperiode 1889-2017.



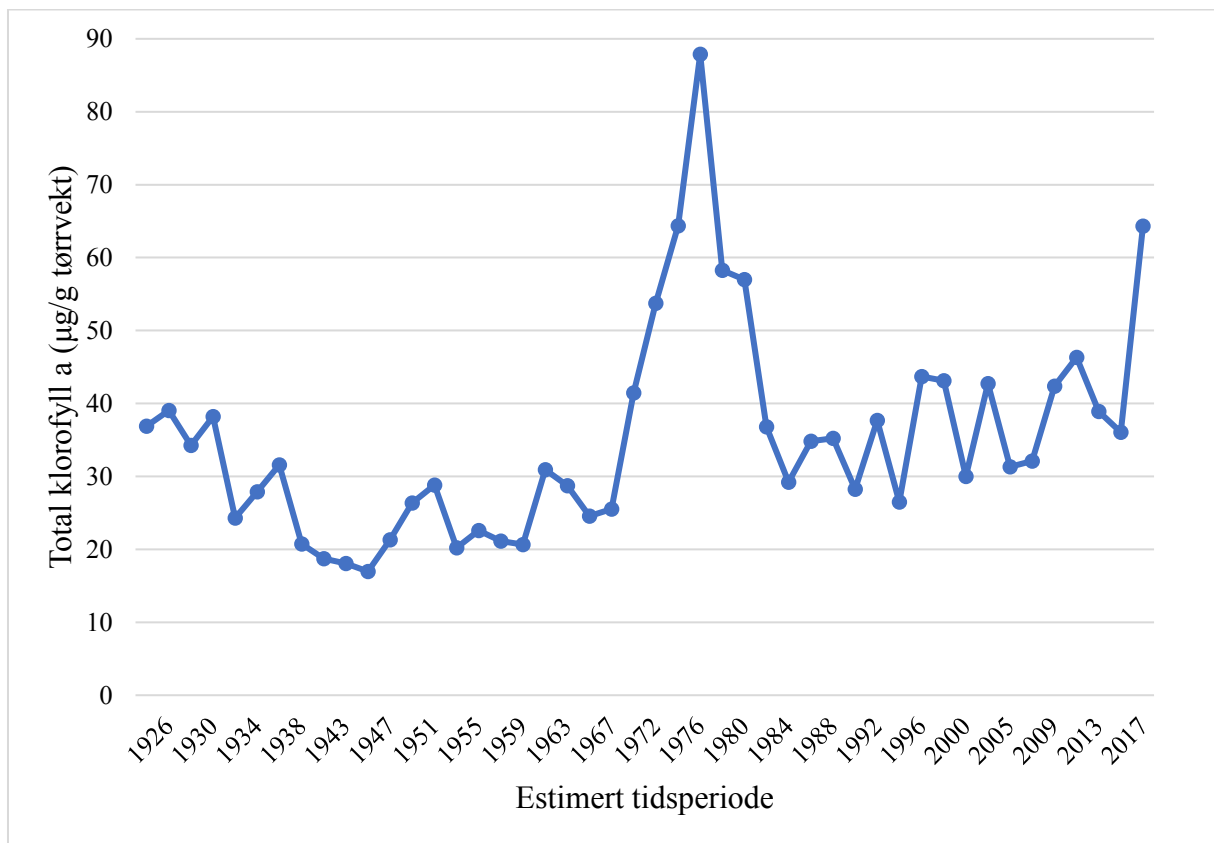
Figur 30. Myxoxanthophyll ($\mu\text{g/g}$ tørrvekt) i sedimentsøylen fra Kutjern i estimert tidsperiode 1889-2017.



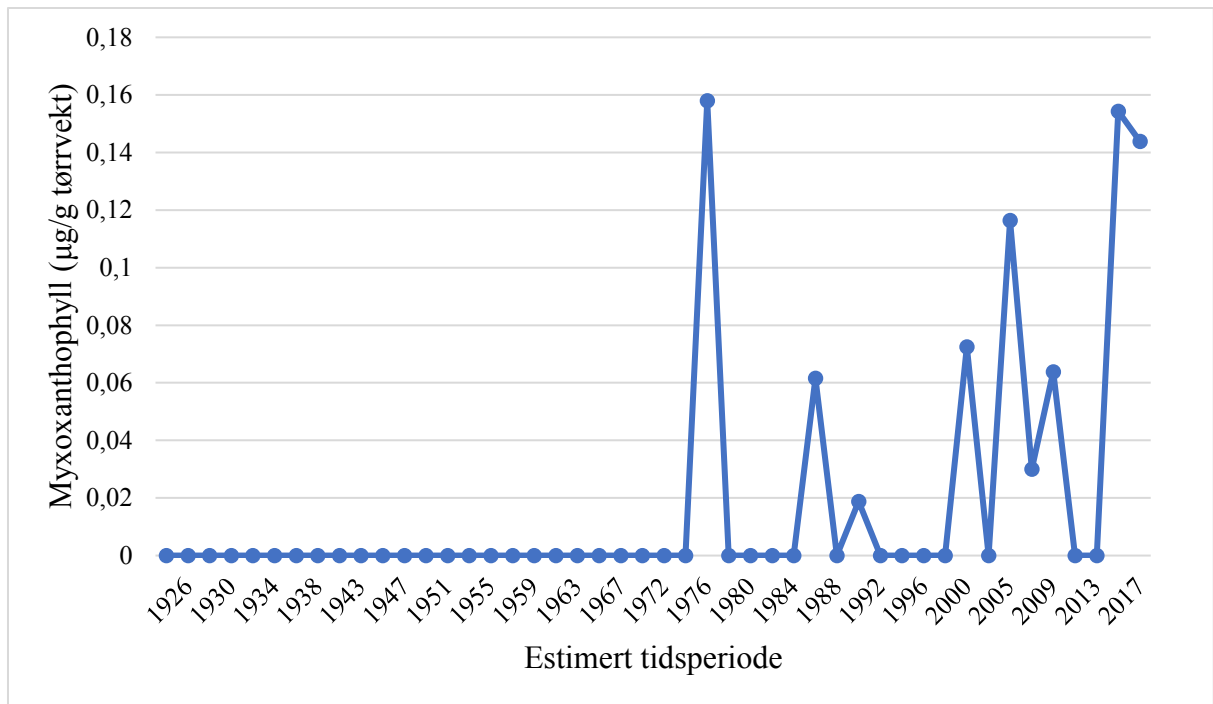
Figur 31. Sedimentprøve 1-10 (estimert tidsperiode 2017-1977) fra Kutjern med ekstraherte pigmenter i forbindelse med pigmentanalyse (Foto: Lööv, 2017).

4.5.3 Tussetjern

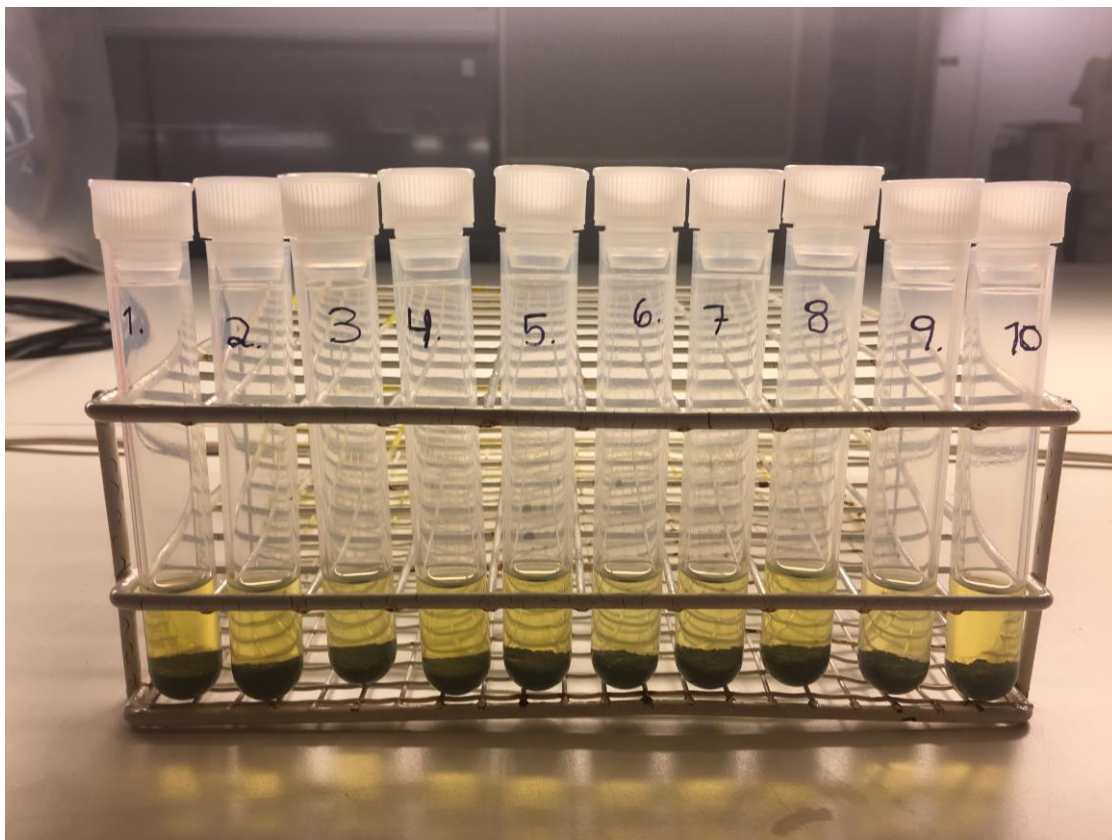
Høyeste målte konsentrasjon av klorofyll a i Tussetjern var rundt 1976 (figur 32). I perioden 1924-1967 har konsentrasjonen generelt gått ned, men den begynte så å øke frem til toppen i 1976. Deretter minket konsentrasjonen frem til 1984 hvor det begynte å bli periodiske variasjoner med økende og minkende konsentrasjoner. Fra starten av den estimerte tidsperioden frem til 1976 ble det ikke påvist myxoxanthophyll (figur 33). I 1976 ble den høyeste konsentrasjonen målt til 0,16 $\mu\text{g/g}$ tørrvekt og så ble det ikke påvist noe myxoxanthophyll før 1986. Deretter har konsentrasjonen variert med konsentrasjoner opptil 0,12 $\mu\text{g/g}$ tørrvekt frem til 2015 da konsentrasjonen var nesten like høy som høyeste konsentrasjonen i 1976. I figur 34 er prøvene 1-10 (estimert siste 19 årene) med ekstraherte pigmenter vist. Fargen på prøvene var relativt like.



Figur 32. Total klorofyll a ($\mu\text{g/g}$ tørrvekt) i sedimentsøylen fra Tussetjern i estimert tidsperiode 1924-2017.



Figur 33. Myxoxanthophyll ($\mu\text{g/g}$ tørrvekt) i sedimentsøylen fra Tussetjern i estimert tidsperiode 1924-2017.

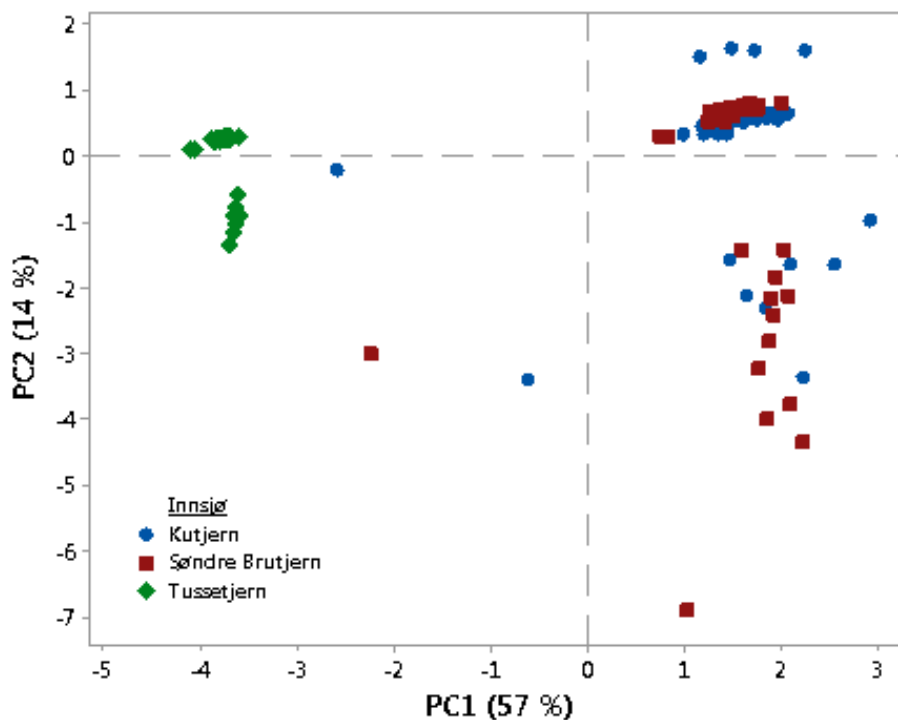


Figur 34. Sedimentprøve 1-10 (estimert tidsperiode 2017-1998) fra Tussetjern med ekstraherte pigmenter i forbindelse med pigmentanalyse (Foto: Lööv, 2017).

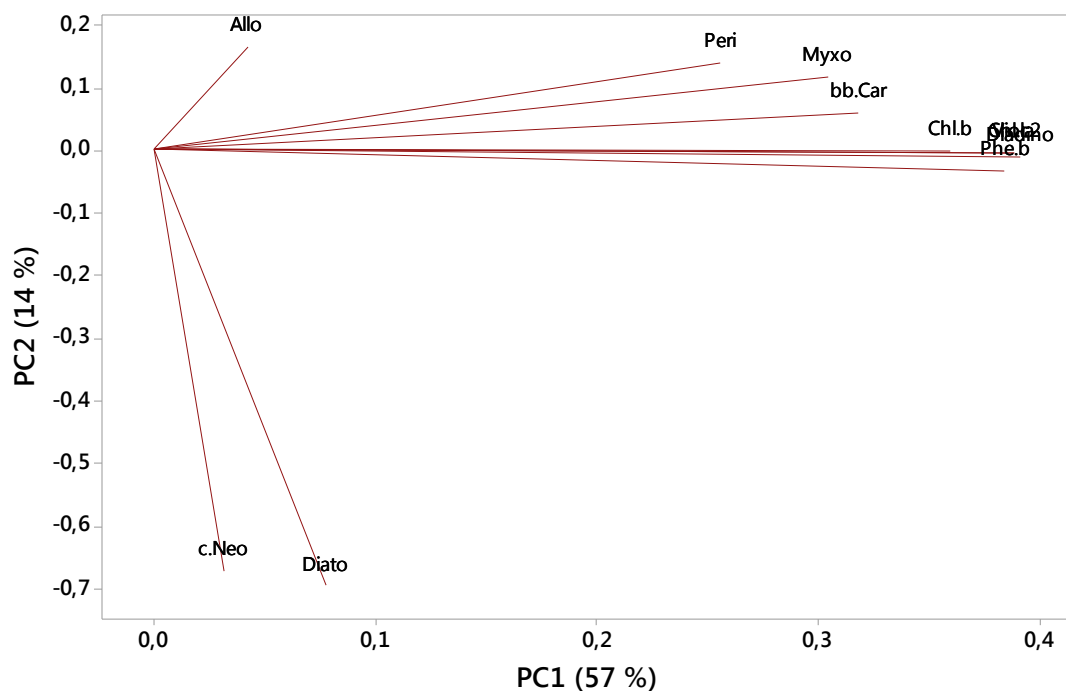
4.6 Statistiske analyser

4.6.1 Principal component analysis (PCA) – pigmentfordeling i innsjøene

Principal component analysis (PCA) ble utført for pigmentene fra de tre innsjøene (vedlegg 14). PC1 forklarer mest av variasjonen med 57 % og PC2 forklarer 14 % (figur 35). Pigmentene som dominerer i innsjøene kan sees ut fra score plot (figur 35) i kombinasjon med loading plot (figur 36). Pigmentet alloxanthin (allo) viste svak positiv korrelasjon med PC2 mens neoxanthin (c.Neo) og diatoxanthin (diato) viste sterk negativ korrelasjon med PC2. De øvrige pigmentene viste sterk positiv korrelasjon med PC1. Myxoxanthophyll (myxo), peridinin (peri) og β -carotene (bb.Car) viste også svak positiv korrelasjon med PC2. PC2 forklarer mest variasjon i pigment fra Tussetjern. For Søndre Brutjern og Kutjern forklarer PC1 det meste av variasjonen i pigmentene, men det er også grupperinger av pigmenter som PC2 forklarer variasjonen til.



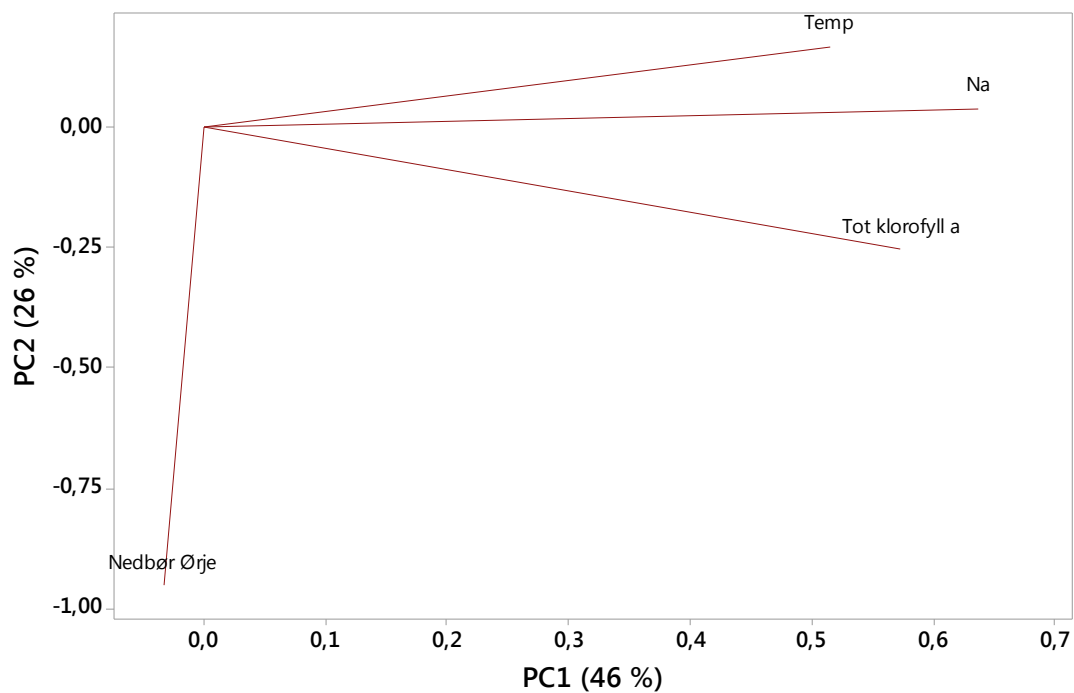
Figur 35. Score plot fra PCA over pigmenter sortert for hver innsjø. PC1 og PC2 representerer første og andre akse som forklarer variasjonen i datasettet. PC1 forklarer mest av variasjonen (57 %) og PC2 forklarer 14 %.



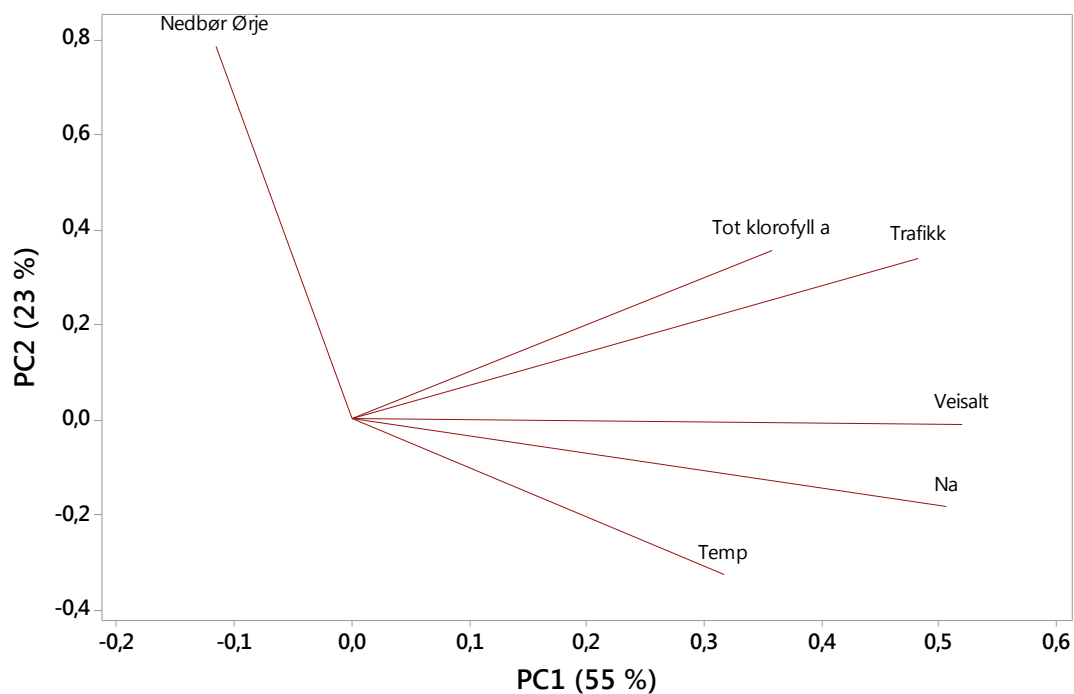
Figur 36. Loading plot fra PCA over hvilke pigmenter som forklares av PC1 og PC2 i alle innsjøene. PC1 og PC2 representerer første og andre akse som forklarer variasjonen i datasettet. PC1 forklarer mest av variasjonen (57 %) og PC2 forklarer 14 %.

4.6.2 Principal component analysis (PCA) - Søndre Brutjern

PCA for Søndre Brutjern viste at PC1 forklarer mest av variasjonen med 46 % og PC2 forklarer 26 % (vedlegg 15). Resultatene viste at natrium, temperatur og total klorofyll a korrelerte positivt med PC1 (figur 37). Nedbør korrelerte sterkt negativt med PC2. I tillegg viste total klorofyll a svak negativ korrelasjon med PC2 og temperatur og natrium viste svak positiv korrelasjon med PC2. Trafikkmengde, nasjonale veisaltmengder og natrium målt i sediment ble inkludert i en separat PCA for prøve 1-8 (figur 38). Her forklarte PC1 55 % av variasjonen og PC2 forklarte 23 %. Resultatene viste høy positiv korrelasjon av total klorofyll a, veisalt, natrium og trafikkmengde med PC1. Nedbør viste i denne PCA høy positiv korrelasjon med PC2. Temperatur viste negativ korrelasjon med PC2 men linjen til temperatur strekker seg ikke like langt som de andre variablene så temperatur forklarer kun deler av variasjonen til de andre variablene.



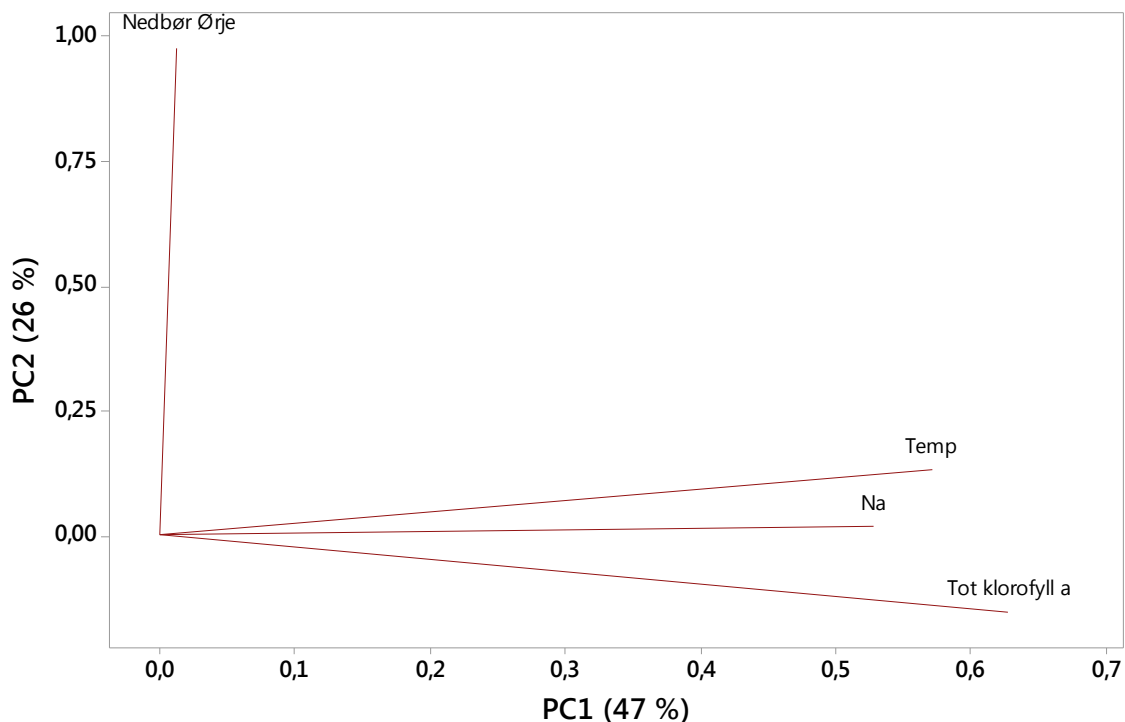
Figur 37. Loading plot fra PCA for Søndre Brutjern over hvilke variabler som forklares av PC1 og PC2 i alle innsjøene. PC1 og PC2 representerer første og andre akse som forklarer variasjonen i datasettet. PC1 forklarer mest av variasjonen (49 %) og PC2 forklarer 24 %.



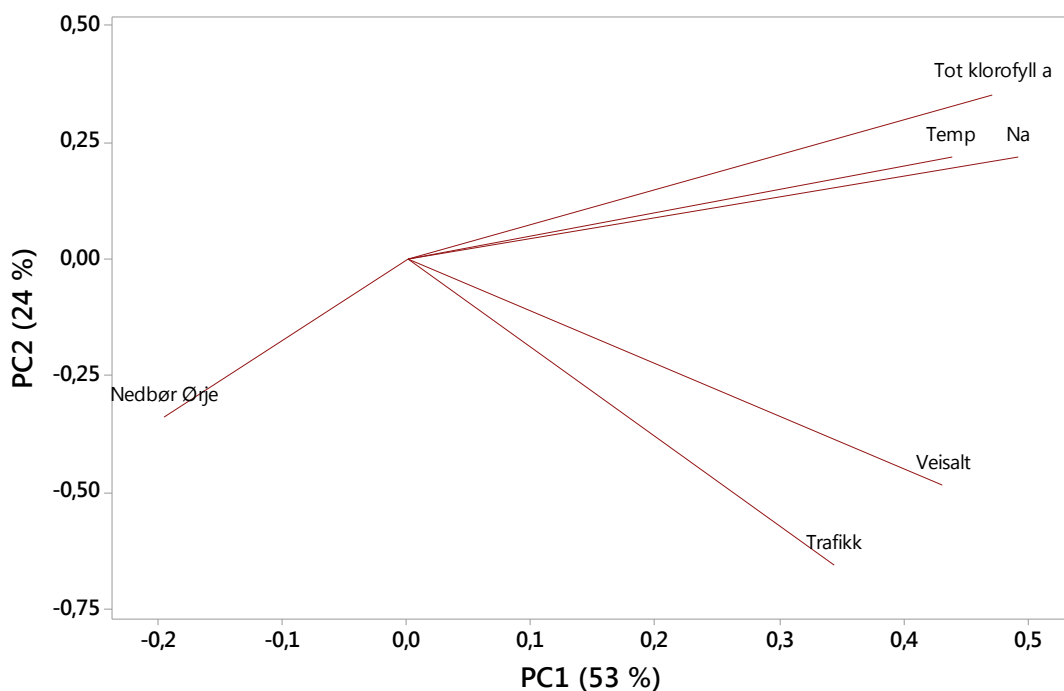
Figur 38. Loading plot fra PCA for Søndre Brutjern (prøve 1-8) over hvilke variabler som forklares av PC1 og PC2 i alle innsjøene. PC1 og PC2 representerer første og andre akse som forklarer variasjonen i datasettet. PC1 forklarer mest av variasjonen (56 %) og PC2 forklarer 23 %.

4.6.3 Principal component analysis (PCA) - Kutjern

PCA for Kutjern viste at PC1 forklarer mest av variasjonen med 47 % og PC2 forklarer 26 % (vedlegg 16). Resultatene viste positiv korrelasjon av natrium, temperatur og total klorofyll a med PC1 (figur 39). Nedbør viste sterk positiv korrelasjon med PC2. Trafikkmengde, nasjonale veisaltmengder og natrium målt i sediment ble inkludert i en separat PCA for prøve 1-6 (figur 40). Her forklarte PC1 53 % av variasjonen og PC2 forklarte 24 %. Disse resultat viste at trafikk og veisalt korrelerte til en viss grad med hverandre og viste positiv korrelasjon med PC1 og negativ korrelasjon med PC2. Natrium, temperatur og total klorofyll a viste positiv korrelasjon med PC1 (svak positiv med PC2). Natrium og temperatur korrelerte, og også til en viss grad med total klorofyll a. Linjen til temperatur strekker seg ikke like langt som de andre variablene så temperatur forklarer kun deler av variasjonen til de andre variablene.



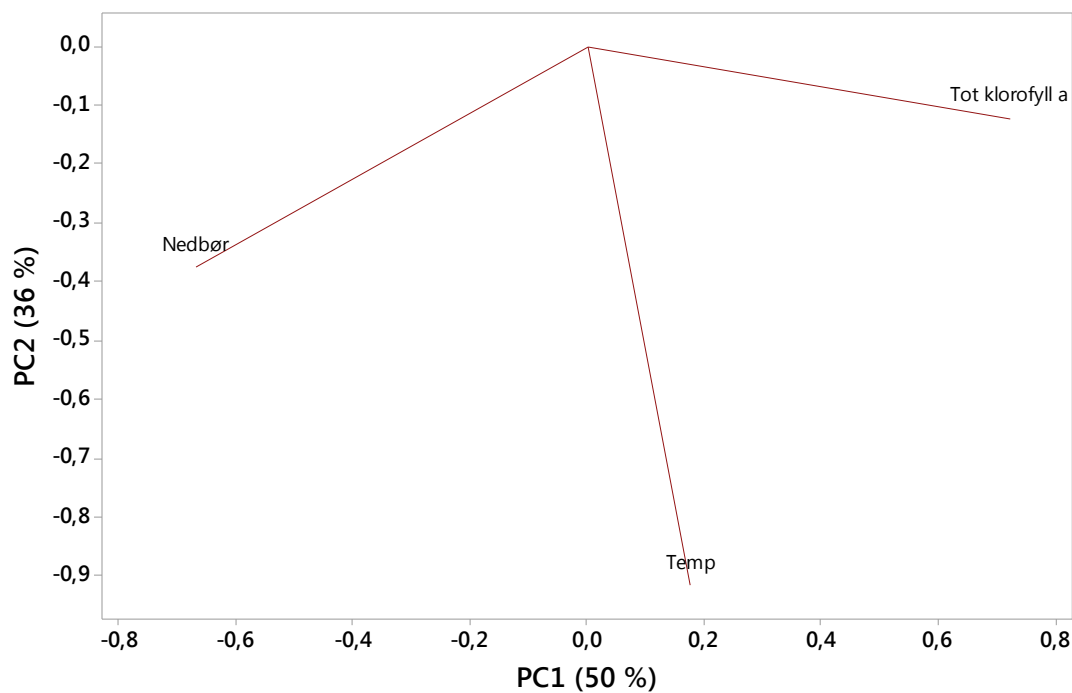
Figur 39. Loading plot fra PCA for Kutjern over hvilke variabler som forklares av PC1 og PC2 i alle innsjøene. PC1 og PC2 representerer første og andre akse som forklarer variasjonen i datasettet. PC1 forklarer mest av variasjonen (47 %) og PC2 forklarer 26 %.



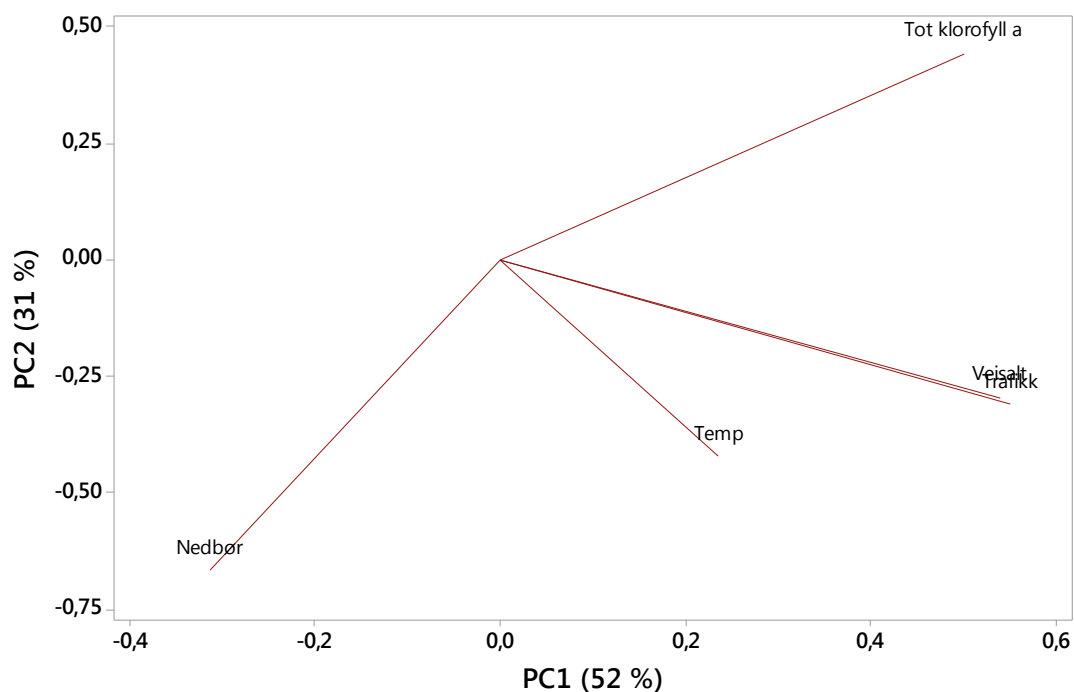
Figur 40. Loading plot fra PCA for Kutjern (prøve 1-6) over hvilke variabler som forklares av PC1 og PC2 i alle innsjøene. PC1 og PC2 representerer første og andre akse som forklarer variasjonen i datasettet. PC1 forklarer mest av variasjonen (56 %) og PC2 forklarer 23 %.

4.6.4 Principal component analysis (PCA) - Tussetjern

PCA for Tussetjern viste at PC1 forklarer mest av variasjonen med 50 % og PC2 forklarer 36 % (vedlegg 17). Resultatene viste ingen tydelige korrelasjoner mellom variablene (figur 41). Total klorofyll a viste høy positiv korrelasjon med PC1 (svak negativ med PC2), temperatur viste høy negativ korrelasjon med PC1 (svak positiv med PC1) og nedbør viste negativ korrelasjon med PC1 og PC2. Veisalt og trafikkmengde korrelerte sterkt med hverandre i separat PCA utført for prøve 1-12 (figur 42) Her forklarte PC1 52 % av variasjonen og PC2 forklarte 31 %. I denne analysen viste total klorofyll a positiv korrelasjon med PC1 og PC2, temperatur viste positiv korrelasjon med PC1 og negativ med PC2 og nedbør viste negativ korrelasjon med PC1 og PC2.



Figur 41. Loading plot fra PCA for Tussetjern over hvilke variabler som forklares av PC1 og PC2 i alle innsjøene. PC1 og PC2 representerer første og andre akse som forklarer variasjonen i datasettet. PC1 forklarer mest av variasjonen (50 %) og PC2 forklarer 36 %.



Figur 42. Loading plot fra PCA for Tussetjern (prøve 1-12) over hvilke variabler som forklares av PC1 og PC2 i alle innsjøene. PC1 og PC2 representerer første og andre akse som forklarer variasjonen i datasettet. PC1 forklarer mest av variasjonen (52 %) og PC2 forklarer 31 %.

5. Diskusjon

5.1 Ledningsevne, oksygen- og temperatursjiktning

5.1.1 Søndre Brutjern

Ledningsevne er et mål på mengden oppløste salter i en innsjø (Bækken & Færøvig, 2004). Høyere ledningsevne betyr mer løste salter i vannet. Ledningsevnen økte kraftig i Søndre Brutjern fra 7 meters dyp ned til 11 meters dyp hvor ledningsevnen var 797 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (figur 17). Innsjøen er humøs og nedbørfeltet består mest av skog så det er forventet en lav ledningsevne. Skogstjern har oftest en ledningsevne mellom 20-50 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (Urset, 2016). Det er få andre mulige kilder til veisalt enn fra vei i nedbørfeltet så den høye ledningsevnen skyldes trolig dette. Innsjøen var temperatursjiktet ved 4-5 meters dyp. Saltsjiktning og temperatursjiktning fører til at sirkulasjonsdypet reduseres og vannmassene over blir derfor fortere oppvarmet. Dette kan gi økt primærproduksjon ved økt lystilgang og økt temperatur.

Det var anoksiske forhold fra 7 meters dyp i innsjøen, hvilket også indikerer en saltindusert sjiktning. Hvis det ikke er sirkulasjon av vannmassene blir ikke oksygen tilført de nedre vannlagene. Sedimentsøylen hadde gassutvikling og det ble registrert lukt av hydrogensulfid (H_2S) ved prøvetaking. Ved akkumulering av organisk materiale og næringsstoffer sammen med reduserende forhold, produseres H_2S gjennom anaerobisk nedbrytning ved hjelp av sulfat-reduserende bakterier (Diaz & Rosenberg, 2008; Kanaya et al., 2015). Dette indikerer at det også tidligere har vært anoksiske forhold i bunnvannet. Utseendet på sedimentsøylen var homogen med brun farge, hvilket tyder på høyt innhold av organisk materiale. Nedbørfeltet består mest av skog så trolig er det høy andel allokton tilførsel av organisk materiale.

Tidligere undersøkelser av innsjøen viser at Søndre Brutjern hadde utviklet saltgradient i 2015 og 2016 (Saunes & Værøy, 2016; Saunes & Værøy, 2017). Vannet var da anoksiske fra 8 meters dyp i november 2015 og juni 2016. I 2016 ble vannmassene også målt i november og da var vannet anoksiske fra 9 meters dyp. Ledningsevnen økte kraftig fra 8 meters dyp begge årene hvilket det også gjorde ved feltarbeidet i august 2017. Resultatene fra tidligere undersøkelser sammen med de nye tyder på at det ikke har skjedd en sirkulasjon av hele vannmassen under høsten. Innsjøen kan ha utviklet en permanent saltsjiktning, trolig på grunn av høy tilførsel av veisalt fra veiavrenning.

5.1.2 Kutjern

I Kutjern økte ledningsevnen kraftig fra 2 meters dyp ned til 4 meters dyp hvor den forble på cirka samme nivå ned til bunnen (figur 18). Vanligvis er det forventet en lav ledningsevne i et humøst skogstjern, men her var ledningsevnen 1535 $\mu\text{S}/\text{cm}$ på det høyeste. Den ekstremt høye ledningsevnen er trolig på grunn av veisaltavrenning da det er få andre kilder til salt i nedbørfeltet. Kutjern er også et lite og dypt tjern og veisalt vil derfor ikke fortynnes like mye som i større innsjøer.

Sedimentsøylen fra Kutjern var nokså lik søylen fra Søndre Brutjern, men hadde mindre gassutvikling og det ble ikke registret lukt av H_2S . Derimot var det sterk lukt av H_2S ved tidligere undersøkelser av bunnvannet (Saunes & Værøy, 2016; Saunes & Værøy, 2017). Svarte lag som var synlige i sedimentsøylen kan tyde på utfelling av svovel og jernsulfid ved reduserende forhold. I Kutjern var vannet anoksisk allerede fra 2 meters dyp ved prøvetakingen. Den høye ledningsevnen som økte på samme dyp tyder på at saltsjiktningen er en sterk påvirkningsfaktor for vannkvaliteten. Innsjøen var også temperatursjiktet ved 2-3 meters dyp. Saltsjiktning og temperatursjiktning i innsjøen kan lede til økt primærproduksjon ved økt lystilgang og økt temperatur.

Tidligere undersøkelser av innsjøen viser at Kutjern hadde utviklet saltgradient i 2015 og 2016 (Saunes & Værøy, 2016; Saunes & Værøy, 2017). Vannet var da anoksisk fra 4 meters dyp (november 2015) og 2 meters dyp (juni 2016). I 2016 ble vannmassene også målt i november og da var vannet anoksisk fra 3 meters dyp. Disse resultat tyder på at det ikke har skjedd en sirkulasjon av hele vannmassen under høsten, og innsjøen kan ha utviklet en permanent saltsjiktning, trolig på grunn av høy tilførsel av veisalt fra veiavrenning.

5.1.3 Tussetjern

Ledningsevnen i Tussetjern minket ned til 4 meters dyp, og økte derfra ned til 16 meters dyp hvor den var 340 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (figur 19). Ved måling av oksygen i vannsøylen var vannet overmettet med oksygen ved 1 meters dyp, hvilket tyder på høy primærproduksjon i det øverste vannlaget. Oksygenkonsentrasjonen minket så ned til 4 meters dyp hvor den økte litt igjen, og ved 13 meters dyp var det anoksisk. Trolig var det en saltsjiktning ved 13 meters dyp da vannet var anoksisk. Innsjøen var temperatursjiktet ved 4-5 meters dyp og der var det trolig oksygen igjen fra forrige sirkulasjonsperiode.

Sedimentsøylen fra Tussetjern skiller seg fra de andre innsjøene da den hadde tydelige sjikt og fargeforskjeller. Tussetjern er et leirepåvirket vassdrag, noe som var synlig i nederste del av søylen hvor det var et tykt grått sjikt. Leire kan adsorbere fosfor og øke næringstilgangen i innsjøen (Guenther & Bozelli, 2004). Høyere opp i søylen var det lag med mørkere grå og sort farge hvilket kan tyde på periodiske reduserende forhold i bunnvannet. Reduserende forhold i bunnen kan føre til interngjødsling og økt tilgang til næringsstoffer og kan forbedre vekstforholdene for alger.

Resultatene fra feltmålingene i Tussetjern tyder på at innsjøen er saltsjiktet med anoksisk bunnvann. Temperatursjiktningen var ved 4-5 meters dyp og her var det fortsatt en del oksygen så trolig har innsjøen nylig sirkulert. Ledningsevnen var ikke like høy som i Søndre Brutjern og Kutjern hvilket kan bero på et større nedbørfelt og høyere vanngjennomstrømning så veisaltet blir mer fortynnet i innsjøen.

5.2 Dry bulk density – organisk materiale i sedimentet

5.2.1 Søndre Brutjern

DBD gir informasjon om sedimentet domineres av organisk eller mineralisk materiale. Resultatene for DBD i Søndre Brutjern viser en reduksjon gjennom hele estimerte perioden (1922-2017) (figur 23). DBD i sedimentet er generelt lavt hvilket tyder på et høyt innhold av organisk materiale. Som tidligere nevnt indikerte utseendet på sedimentsøylen høyt innhold av organisk materiale. Det er også tidligere rapportert at sedimentet i Søndre Brutjern inneholder en høy andel organisk materiale (Bækken, 2012). Lave verdier av DBD kan tyde på dannelse av hydrogensulfid (H_2S) (Rishatt, 2018), noe som ble observert ved feltarbeid i form av lukt og gassutvikling i sedimentet. Nedbørfeltet domineres av skog og myrområder, så trolig er det en høy alloktion tilførsel av organisk materiale. Den minkende DBD i slutten av perioden kan forklares av at nyere sediment høyere opp i søylen er mindre tettpakket, og medfører at sedimentet rommer mer vann (større porevolum).

5.2.2 Kutjern

DBD i Kutjern var relativt stabil og lav i estimerte perioden 1889-1973 (figur 24). Det lave nivået tyder på at sedimentet inneholder mye organisk materiale. Rundt 1973 økte DBD til høyeste nivå i cirka 1990 og da var det også lavest konsentrasjon av total klorofyll a (figur 29). Det var nesten en dobling i DBD hvilket tyder på økt tilførsel av mineralisk materiale fra nedbørfeltet, hvor en viktig kilde kan ha vært veiavrenning. Trafikkutviklingen målt ved

riksgrensen (figur 4) viser en høyere trafikkmengde i 1990 i forhold til årene etter på 1990-tallet. Før 1990 finnes det ikke telldata på veistrekningen, men relativ trafikkvekst for riksveinettet i Østfold fylke (figur 5) viser en økning i trafikkmengden fra 1975 og frem til 1990-tallet. Årsaken til økningen i DBD rundt 1990 er usikker, men det er ikke funnet andre inngrep i nedbørfeltet som kan ha ført til økt mineralsk tilførsel.

Etter 1990 minket DBD frem til 2017 da den var lavest. DBD var da trolig veldig lav på grunn av at prøvene ble tatt i slutten av vekstsesongen når det er mye organisk materiale i øverste del av sedimentet som ikke har hatt tid å bli nedbrutt enda. Alternativt kan det også forklares som for Søndre Brutjern, med at de nyere sedimentene er mindre tettpakket og derfor rommer mer vann. Siden Kutjern ligger i samme område som Søndre Brutjern og har liknende nedbørfelt, antas det at sedimentene inneholder lignende materiale og mye organisk materiale. Utseendet på sedimentsøylen, og at Kutjern er et humøst skogstjern, støtter også antagelsen at sedimentet inneholder mye organisk materiale.

5.2.3 Tussetjern

I Tussetjern er det høyere verdier av DBD enn i de andre to innsjøene (figur 25). Tussetjern har høyest sedimentasjonshastighet blant innsjøene, noe som kan forklares med at det finnes landbruksarealer i nedbørfeltet som øker erosjon og tilførsel av partikulært materiale slik som leire. Nedbørfeltet består av 12,2 % urbane områder (vedlegg 1) som består av mye impermeable overflater hvilket også øker partikkelavrenningen til innsjøen. Økt tilførsel av mineralsk materiale øker tettheten til sedimentet og kan forklare de høyere verdiene av DBD.

Gjennom hele estimerte perioden (1924-2017) har DBD variert en del i Tussetjern med høyeste verdi rundt 1941 og laveste i 2017 (figur 25). En periode som utmerker seg er mellom 1969-1984 da DBD minker for å så øke til omtrent samme nivå igjen. Store mengder fosfor ble sluppet ut med husholdningskloakk i området fra 1950-tallet (Oredalen et al., 2004). Dette førte til store algeoppblomstringer (Oredalen et al., 2004) og samsvarer sannsynligvis med den lave DBD på 1970-tallet. Tiltak mot fosforutslipp ble utført på 1970-tallet (Oredalen et al., 2004; Østberg, 2015), derav den observerte økningen i DBD igjen på 1980-tallet da også total klorofyll a konsentrasjonen minket (figur 32). Sediment høyere opp i søylen kan være mindre tettpakket og medfører at sedimentet rommer på mer vann (større porevolum). Det kan forklare den minkende DBD etter 1980-tallet.

5.3 Endringer i primærproduksjon

5.3.1 Søndre Brutjern

Primærproduksjonen i Søndre Brutjern har totalt sett økt gjennom hele estimerte perioden (1922-2017) (figur 26). I perioden 1932-1952 er det en økning i klorofyll a konsentrasjonen som deretter reduseres til omtrent samme nivå som før perioden. Rundt 2000 er konsentrasjonen oppe i samme nivå som i perioden 1932-1952, men den høyeste var i 2010. Resultatene for cyanobakterier viser en liknende trend med en økning i cirka samme tidsrom (1932-1962), men minker deretter frem til i dag med lavere konsentrasjoner enn i starten av den estimerte tidsperioden. Unntaket er på 1980-tallet hvor det var forhøyede konsentrasjoner igjen.

I periodene 1930-1950 og 1990-2016 var det et varmere klima med høyere årsmiddeltemperaturer (figur 8). Disse periodene samsvarer med periodene når total klorofyll a økte i Søndre Brutjern så temperatur kan være faktoren som fremmet algeveksten i disse periodene. Det EU-finansierte prosjektet CLIMEX (Climate Change Experiment) undersøkte effekten av klimaendringer i naturlige skogøkosystemer (Sygna & O'Brien, 2001). Resultatene viste at økt temperatur og CO₂ konsentrasjon økte nedbrytningen av organisk materiale (Sygna & O'Brien, 2001). Dette økte næringsstoffer i form av nitrat og ammonium i avrenningsvannet til innsjøer (Sygna & O'Brien, 2001). Nedbørfeltet til Søndre Brutjern består mest av skog så det vil fremst være avrenning med organisk materiale i tillegg til veiavrenning til innsjøen. Dermed kan klimaendringer med mer nedbør og høyere temperatur ha økt avrenningen av organisk materiale til innsjøen, og medført høyere næringstilgang, som kan ha økt primærproduksjonen. Årsmiddeltemperaturen har også økt totalt sett gjennom hele perioden. Dette kan ha økt tilgang til næringsstoffer og økt vanntemperaturen, hvilket fremmer algeveksten og kan forklare den totale økningen i klorofyll a. Pigmentet myxoxanthophyll (cyanobakterier) minket derimot mot slutten av perioden, muligens på grunn av endrede vekstvilkår som ikke foretrekkes av disse cyanobakterier. Derimot var det høye mengder av pigmentet echinenone i de to øverste prøvene hvilket også representerer cyanobakterier (vedlegg 10).

Rundt 1994 økte total klorofyll a i Søndre Brutjern hvilket sammenfaller med økt trafikkmengde i området. Trafikkmengden i området har økt betydelig fra 1990-tallet frem til i dag (figur 4). Med økt trafikkmengde øker sikkerhetskrav til veien og dermed også veisaltning vinterstid. Under smelteperioder på våren kommer veisalt som impulser med høye

konsentrasjoner fra veiavrenning og via bekker til innsjøer (Hintz et al., 2017). Disse impulsene kan da forårsake en saltsjiktning i innsjøen som kan ha vært en bidragende faktor til økt primærproduksjon gjennom forbedrede vekstforhold som økt temperatur og økt lystilgang. Nordre Brutjern som ligger ved siden av Søndre Brutjern ligger også inntil samme vei, men er i mindre grad påvirket av veisaltforurensning på grunn av et større nedbørfelt og større vanngjennomstrømming (Statens vegvesen, 2012).

Natrium ble målt i sedimentet fra Søndre Brutjern av medstudent Andrea Rishatt (vedlegg 5) og kan være en indikasjon på veisaltforbruket i området. Natriumkonsentrasjonen var stabil fra 1922-90 tallet, hvor konsentrasjonen økte frem til i dag. Veisaltmengdene kan ha økt i dette tidsrom siden trafikkmengden også økte i samme periode. Ved veisaltavrenning vil natrium bytte ut metaller i nedbørfeltet ved kationbytteprosesser (Amundsen et al., 2008). Natrium vil da kunne holdes igjen i nedbørfeltet og bli vasket ut på et senere tidspunkt, for eksempel ved snøsmelting eller høstregnflommer (Amundsen et al., 2008). Total klorofyll a konsentrasjonen økte fra midten av 1990-tallet. Veisaltning startet på 1970-tallet (Vongraven, 2017), men effekten av veisalt kan være forsinket på grunn av bindingen av natrium i nedbørfeltet. Naturen har ofte en tålegrense for ytre påvirkninger, og en eventuell virkning er derfor ikke synlig før tålegrensen er overskredet. Dateringen av sedimentsøylen er også usikker så det er usikkert i hvilket tidsrom endringer har skjedd. I PCA for Søndre Brutjern så korrelerer variablene med PC1 men de er ganske spredt og korrelerer ikke i stor grad med hverandre (figur 37 & 38). Dermed er det usikkert hvilke variabler som påvirker primærproduksjonen i større grad enn andre og usikkert om økt temperatur eller veisalt er hovedfaktoren som har påvirket primærproduksjonen.

5.3.2 Kutjern

Resultatene for klorofyll a og cyanobakterier viser en liknende trend i Kutjern. Konsentrasjonen av klorofyll a og cyanobakterier var relativt stabil i estimerte perioden 1889-1990 og da var det sannsynligvis kun naturlige variasjoner (figur 29 & 30). Denne perioden kan ses som referansetilstand til innsjøen. Etter 1990 skjer det en endring med forhøyede konsentrasjoner. Høyeste målte konsentrasjon av klorofyll a i Kutjern var i 2017, men dette vil sannsynligvis ikke være helt representativt. Prøvetakingen foregikk i slutten av vekstsesongen (august) og alt klorofyll a vil ikke være helt nedbrutt hvilket gir en overestimert av pigmentet i øverste del av sedimentet. Hvis en ser bort fra prøve 1 (2017) var det høyest konsentrasjon rundt 1999, og det var også da cyanobakterier hadde høyest konsentrasjon.

Kutjern var påvirket av avløpsforurensning fra 1960-80 tallet (Gaarder, 2017), men konsentrasjonen av klorofyll a viser ingen større endring i denne perioden i forhold til tidligere periode. Derfor virker det som at den totale primærproduksjonen er lite påvirket av disse avløpsforurensningene. Derimot økte konsentrasjonen av cyanobakterier noe mellom 1955 og 1982, så det kan ha skjedd en endring i algesammensetning hvor cyanobakterier fikk et lite overtak. I slutten av 1980-tallet var konsentrasjonen av både klorofyll a og cyanobakterier på det laveste. Trolig var dette på grunn av tilknytning av bygg og boliger til det kommunale renseanlegget i 1987/1988 (Gaarder, 2017) som gav mindre tilgang til næringsstoffer i innsjøen.

Store og intensive nedbørsmengder innebærer økt avrenning, og kan øke utvasking av humus fra nedbørfeltet og gi høyt fargetall i innsjøen. Humus absorberer lys hvilket øker vanntemperaturen og kan øke algeveksten. I 1999-2000 var det store nedbørsmengder i Ørje (figur 10). Fra cirka 1990-1999 økte konsentrasjonen av total klorofyll a og cyanobakterier kraftig i Kutjern (figur 29 & 30). På grunn av usikkerheten knyttet til dateringen antas det at den høye konsentrasjonen av pigment er i samme tidsrom som de store nedbørsmengdene. PCA viste at temperatur korrelerer til en viss grad med total klorofyll a, men forklarer ikke hele variasjonen (figur 39). Nedbør viste ikke korrelasjon med de andre variablene. Primærproduksjonen økte derimot ikke i Kutjern i perioden 1930-1950 da det var en varmere klimaperiode. Derfor er temperaturpåvirkningen usikker for Kutjern.

Alternativt kan den økte primærproduksjonen være på grunn av en kombinasjon av økt temperatur og saltsjiktning i innsjøen. De store nedbørsmengdene rundt 2000 kan ha økt utvasking av veisalt fra nedbørfeltet. Høy tilførsel av veisalt kan da ha ført til saltsjiktning i innsjøen. Dette kan ha ført til den høye algeveksten i perioden rundt 1999. Etter 1999 er primærproduksjonen redusert noe, men ikke tilbake til referansenivåene som var før 1980-tallet (figur 29). Dermed kan veisalt være en medvirkende årsak til permanent saltsjiktning i innsjøen.

Innsjøer med lang oppholdstid og som ligger i områder med lav avrenning er mest utsatt for veisaltforurensning (Saunes & Værøy, 2016). Kutjern har et lite innsjøvolum og lite nedbørfelt hvilket medfører lang oppholdstid for vannet, så veisaltet som kommer inn i innsjøen vil ikke bli fortynnet i like stor grad som for større innsjøer. I tillegg er innsjøen lite eksponert for vind så den er ekstra utsatt for saltsjiktning (Saunes & Værøy, 2016). Kutjern er særlig utsatt for veisaltforurensning siden den gamle E18-veistrekningen lå helt inntil Kutjern, så direkte saltsprut til innsjøen er derfor sannsynlig. Natrium ble også tidligere målt i Kutjern, men disse

resultatene er ikke like tydelige som for Søndre Brutjern (vedlegg 5). Det er store variasjoner i konsentrasjonen og den viser ikke en tydelig trend. Derfor er det vanskeligere her å trekke konklusjoner om påvirkning fra veisalt fra disse data. PCA viste til en viss grad korrelasjon mellom total klorofyll a og natrium målt i sedimentet (figur 39). På grunn av de store variasjonene i natriumkonsentrasjon (vedlegg 5) er det usikkert i hvilken grad natrium har påvirket primærproduksjonen.

PCA viste at de nasjonale veisaltmengdene korrelerte til en viss grad med trafikkmengden i området (figur 40). Dette er en indikasjon på at veisaltmengden øker når trafikkmengden øker men det er usikkert hvor representativt det er for dette området siden det er nasjonale veisaltdata. Det antas at Kutjern og Søndre Brutjern har liknende påvirkning fra veisalt siden de ligger inntil samme vei og trafikkmengden er den samme på strekningen. I 2016 ble E18 flyttet lenger bort fra Kutjern og tilførsel av veisalt minket (Statens vegvesen, 2012). Dette vil antagelig føre til redusert tilførsel av veisalt til innsjøen, men veisalt (natrium) kan være akkumulert i nedbørfeltet og følge avrenningen på et senere tidspunkt.

5.3.3 Tussetjern

I den estimerte perioden 1924-1967 har klorofyll a konsentrasjonen generelt minket i Tussetjern (figur 32). Fra 1967-1984 økte konsentrasjonen betraktelig hvilket sammenfaller med den minkende DBD i samme tidsrom (1969-1984) (figur 25). Høyere primærproduksjon vil gi økt sedimentering av organisk materiale og dermed en lavere DBD. Mengden cyanobakterier samsvarer med total klorofyll a med høyeste konsentrasjon rundt 1976 (figur 33). Rundt denne perioden var det økt tilgang på næringsstoffer på grunn av utslipp av urensset avløpsvann i nedbørfeltet (Oredalen et al., 2004). I tillegg var det en dobling i befolkningen i Oppegård kommune fra 1960-70 tallet (Statistisk sentralbyrå, 2017a; Statistisk sentralbyrå, 2017b), så mengden avløpsvann har trolig også økt i samme periode. Økt næringstilgang fra avløp er en sannsynlig drivkraft for den høye algeveksten i denne perioden.

I sedimentsøylen fra Tussetjern var det lite pigmenter fra cyanobakterier, antageligvis med verdier rett over deteksjonsgrensen som er indikert av de plutselige toppene som ble registrert (figur 33). Det er derimot en økning i cyanobakterier fra 2000-tallet sammenliknet med perioden før 1976 da det ikke ble påvist noe av pigmentet myxoxanthophyll. Dette kan skyldes økende temperatur fra klimaendringer som forbedrer vekstforholdene for cyanobakterier. I 2012 er det tidligere rapportert en økning i fosfor i innsjøen, trolig på grunn av stor

utbyggingsaktivitet og sprengningsarbeid som foregikk i nedbørfeltet (Haande et al., 2016; Strand, 2015). I forhold til total klorofyll a konsentrasjonen i sedimentene er dette ikke markant synlig. Total klorofyll a er på et stabilt nivå fra 1985 og fremover, og det er en svak økning rundt 2012, men ikke i nærheten av de høye konsentrasjonene rundt 1976 (figur 32). Cyanobakterier ble ikke påvist mellom 2011-2013 så trolig var mengden av tilført næringsstoffer ikke like stor som på 1960-70 tallet, og dette førte dermed ikke til en veldig høy algevekst.

En annen medvirkende årsak til forhøyede næringsstoffer i innsjøen kan være jordbruket. Fra 1950-tallet skjedde det endringer i jordbruket i Norge med omlegging til kornproduksjon, hvilket kan øke erosjonen (Rognstad & Steinset, 2012). Ved økt erosjon vil tilgang til næringsstoffer i innsjøen kunne øke via avrenning. Overgjødning av næringsstoffer fra jordbruk eller husholdninger kan da øke primærproduksjonen, og føre til oksygenvinn i bunnvannet (Tollan & Keeping, 2002). Oksygenvinn kan forårsake interngjødning og akselerere eutrofieringseffekten, og gi høyere primærproduksjon. Tiltak mot fosforutslipp på 1970-tallet (Oredalen et al., 2004; Østberg, 2015) har trolig ført til den minkede total klorofyll a konsentrasjonen etter 1984. Sannsynligvis er næringsstoffer en viktig begrensende faktor i Tussetjern siden endringer i primærproduksjon sammenfaller med endrede forhold i tilgang til næringsstoffer. PCA for Tussetjern viste ikke noen tydelige korrelasjoner unntatt for veisalt og trafikkmengde som viste korrelasjon (figur 42). Dette kan tyde på at andre faktorer spiller en større rolle for primærproduksjonen, for eksempel tilgang til næringsstoffer.

5.4 Endring i algesammensetning

PCA viste at PC1 forklarer mest av variasjonen i Søndre Brutjern og Kutjern hvor de fleste pigmentene er i loading plot (figur 36). Ulike fytoplanktongrupper er representert i disse pigmentene, blant annet grønnalger, gullalger, kiselalger, og dinoflagellater (Reuss, 2005). Cyanobakterier er også representert med pigmentet myxoxanthophyll. Det er to grupperinger av pigmentprøver fra Søndre Brutjern og Kutjern i score plot (figur 35). De ligger på cirka samme sted for begge innsjøene så de tolkes sammen. Den øvre grupperingen viser positiv korrelasjon med PC1 (bb.Car, chl.b, chl.c2, diadino, myxo, peri, phe.b, viola) og positiv korrelasjon med PC2 (allo). Alloxanthin (allo) finnes i cryptomonader (Reuss, 2005). Den nedre grupperingen viste positiv korrelasjon med PC1 og negativ korrelasjon med PC2 (c.Neo og Diato). Disse pigmentene representerer blant annet kiselalger og grønnalger (Reuss, 2005).

Denne grupperingen av pigmentprøver inneholder flest prøver fra de siste tiårene hvilket kan tilsi at det har skjedd en endring i algesammensetningen (vedlegg 13).

PC2 forklarer mest av variasjonen i Tussetjern i PCA (figur 35). De dominerende pigmentene er neoxanthin, diatoxanthin og alloxanthin (PC2). Dermed er blant annet kiselalger, grønnalger og cryptomonader representert her (Reuss, 2005). Sannsynlig er det fremst disse algegruppene som har dominert vannmiljøet i Tussetjern. Det er to små grupperinger av pigmentprøver i score plot (figur 35). Den øvre grupperingen viser svak positiv korrelasjon med PC2 (allo). I tillegg viste pigmentene myxo, peri og bb.Car også svak positiv korrelasjon med PC2. Den nedre gruppen viser svak negativ korrelasjon med PC2 (diato og c.Neo). Prøvene i den nedre gruppen er fra rundt 2000-tallet så grupperingene kan tyde på at det har skjedd en liten endring i algesammensetningen (vedlegg 13). PCA viser også at Tussetjern skiller seg fra de andre to innsjøene. De fleste av prøvene fra Søndre Brutjern og Kutjern i PCA ligger i samme område hvilket tyder på en regional sammenheng mellom disse, hvilket er forventet siden de ligger i samme geografiske område og har liknende nedbørfelt. Tussetjern derimot har et større nedbørfelt med mer vanngjennomstrømning og ligger i et urbant område med andre påvirkningsfaktorer som husholdning, industri og landbruk. Dette gir ulike vekstforhold for alger i de ulike områdene.

Hvorvidt veisaltavrenning har påvirket algesammensetningen i innsjøene er usikkert, men på bakgrunn av rapporten fra 2016 fulgte Statens vegvesen opp innsjøer som hadde utviklet saltgradient og utførte biologiske undersøkelser i 2017 (Saunes & Værøy, 2017). Tussetjern var ikke inkludert i undersøkelsen i 2017 men Kutjern og Søndre Brutjern ble undersøkt. Søndre Brutjern var innsjøen med flest registrerte taksa og hadde størst diversitet, men hadde ikke målbart biovolum av blågrønnalger (Saunes & Værøy, 2017). Dette kan tyde på at algesammensetningen i Søndre Brutjern ikke har skiftet til kun salttolerante arter. Kutjern var innsjøen med høyest biomasse hvor den salttolerante blågrønnalgen *Aphanocapsa reinboldi* dominerte (Saunes & Værøy, 2017). Dette kan tyde på at det har skjedd en endring i algesammensetningen til flere salttolerante alger i Kutjern på grunn av veisalt.

Lys er en viktig begrensende faktor for primærproduksjonen i humusrike innsjøer (Arvola, 1984). Kutjern mottar mye organisk materiale fra nedbørfeltet og vanntypen er definert som sterkt humøs (Saunes & Værøy, 2016). En humusrik innsjø har lavt siktedyp og algeveksten kan derfor være lysbegrenset (PURA, 2016). Derfor er det forventet en minkende

primærproduksjon i perioden rundt år 2000 da det kom store mengder nedbør og sannsynlig økt utvasking av humus fra nedbørfeltet, men det motsatte var tilfelle. En mulig forklaring til dette er et skifte til fytoplankton som foretrekker disse vekstforhold.

Gonyostomum semen (heretter *G. semen*) er definert som en invasiv fytoplanktonart som ofte finnes i humusrike innsjøer og kan gi store oppblomstringer (Rengefors et al., 2012). Den er ofte uønsket i bade- og drikkevann siden oppblomstringer kan gi kløe og utslett til badegjester (Hagman et al., 2015) eller tette filter for drikkevannsinntak samt gi dårlig smak og lukt til vannet (Rengefors et al., 2012). *G. semen* kan vandre ved hjelp av flageller mellom de øvre vannlagene til de nedre (Rengefors et al., 2012), hvor den tar opp fosfor og unnviker predatorer (Hagman et al., 2015; Sassenhagen et al., 2014). Dette kan hjelpe til å utkonkurrere andre alger ved sjiktningsforhold (Pearre, 2003). Første observasjon av *G. semen* i Norge var på 1970-tallet, og siden da har den både økt og ekspandert til nye områder (Hagman et al., 2015; Rengefors et al., 2012), men forekommer fremst på Østlandet i Norge, inkludert Østfold og Akershus fylke (Hagman et al., 2015) hvor de undersøkte innsjøene ligger. Algen kan ha kommet fra Sverige hvilket kan forklare hvorfor den forekommer fremst på Østlandet (Hagman et al., 2015).

Klimaendringer de siste tiårene kan være en medvirkende årsak til økende forekomst av *G. semen*. En faktor som påvirker algevekst er temperatur, og det er tidligere funnet sammenheng mellom økt temperatur og mengden *G. semen* (Hagman et al., 2015). Humus absorberer lys hvilket øker temperaturen i vannet og påvirker temperatursjiktningen. Hvis temperaturen og tilførsel av organisk materiale til innsjøer fortsetter å øke, kan forekomsten av denne algen fortsette å øke og ekspandere (Hagman et al., 2015). Denne algen kan være en påvirkningsfaktor til den høye pigmentkonsentrasjonen rundt år 2000 i Kutjern. Gunstige vekstforhold i form av økt humus og temperatur på grunn av klimaendringer kan ha gitt økt vekst av denne algen.

5.5 Anbefalinger og forslag til videre arbeid

Statens vegvesen bør fortsette sine undersøkelser i innsjøene for å følge utviklingen i vannkvalitet fremover. Fremtidige undersøkelser kan undersøke hvilke fytoplanktonarter som er tilstede og om det er et skifte i artssammensetning til mer salttolerante arter i innsjøene. Siden veisalt kan være toksisk for zooplankton (Jones et al., 2017) kan forekomsten av salttolerante fytoplankton øke siden de er mindre utsatt for predasjon.

E18 ble i 2016 flyttet lenger bort fra Søndre Brutjern og Kutjern. Derfor er det interessant å undersøke fremover om dette har gitt en effekt for vannkvaliteten i innsjøene. Selv om veisaltning opphører vil det trolig være mye salt akkumulert i nedbørfeltet som på et senere tidspunkt vil følge avrenningen til innsjøen. Når saltkonsentrasjonen i innsjøer har overskredet tålegrensen, vil det økologiske samfunnet utsettes for effekter i lang tid fremover. Lang oppholdstid for vannet i innsjøen, kan gjøre at saltsjiktningen varer flere år (Hintz et al., 2017). Tiltak mot veisaltforurensning kan dermed ta år før effekten er synlig.

6. Konklusjon

Langtidsutvikling i primærproduksjon er undersøkt i tre veinære innsjøer ved hjelp av paleolimnologisk metode. Det har blitt undersøkt i hvilken grad veisalt har påvirket denne utviklingen. Oppgaven viser hvordan paleolimnologiske metoder gir informasjon om langtidsdata for innsjøer, noe som ofte er utilgjengelig.

Resultatene fra feltarbeidet viser at samtlige innsjøer hadde utviklet en saltgradient i vannet. Tussetjern er sannsynlig minst påvirket da innsjøen trolig har sirkulert nylig. Søndre Brutjern og Kutjern har trolig utviklet permanent saltsjiktning. Nærheten til vei, høy trafikkmengde og økende veisaltforbruk tyder på at veisaltavrenning er en viktig faktor til utviklingen. I tillegg er det få andre kilder til veisalt enn fra vei i nedbørfeltene.

Resultatene fra studien tyder på at det er flere ulike faktorer som har påvirket primærproduksjonen i de ulike innsjøene. Et ensidig fokus er ofte for enkelt i forståelsen av algevekst da det er et komplekst bilde med flere påvirkningsfaktorer. Derimot kan det være noen faktorer som påvirker i større grad enn andre, eller en kombinasjon av flere. For Kutjern er sannsynligvis klima og humus viktige faktorer for endring i vekstforhold for algene. I Søndre Brutjern samsvarer endringer i primærproduksjon med økende temperatur i de to varmere klimaperiodene 1930-1950 og 1990-2016. I Tussetjern samsvarer endringer i primærproduksjon med endringer i tilgang til næringsstoffer.

Primærproduksjonen har totalt sett økt i alle innsjøer gjennom de estimerte tidsperiodene. Hvorvidt veisaltavrenning har påvirket denne utviklingen er usikkert. Det er vanskelig å skille ut en klar årsak til langtidsutviklingen for primærproduksjon i innsjøer siden mange faktorer påvirker. Resultatene indikerte ikke at veisalt er toksisk for alle alger siden den totale primærproduksjonen har økt. Det bør derimot ikke utelukkes at veisalt har påvirket vannkvaliteten da det ble målt høy ledningsevne og saltgradient i innsjøene ved feltarbeid. Basert på resultatene svekkes både hypotese 1: veisaltavrenning til veinære innsjøer bidrar til saltindusert sjiktning som øker primærproduksjonen på grunn av økt lystilgang, temperatur og næringsstoffer for fytoplankton, og hypotese 2: veisaltavrenning til veinære innsjøer har en toksisk effekt for fytoplankton, hvilket reduserer primærproduksjonen.

7. Referanser

- Aghazadeh, N., Nojavan, M. & Mogaddam, A. A. (2012). Effects of road-deicing salt (NaCl) and saline water on water quality in the Urmia area, northwest of Iran. *Arabian Journal of Geosciences*, 5 (4): 565-570. doi: 10.1007/s12517-010-0210-6.
- Amundsen, C. E., French, H., Haaland, S., Pedersen, P. A., Riise, G. & Roseth, R. (2008). *Salt SMART: miljøkonsekvenser ved salting av veiger: en litteraturgjennomgang*. Teknologirapport nr. 2535. Tilgjengelig fra: https://www.vegvesen.no/_attachment/70108/binary/35100 (lest 28.04.2018).
- Arnesen, T. (2017). *Kontakt oss: Andrea Rishatt* (e-post til Terje Arnesen 08.10.2017).
- Arntsen, M. V. (2018). *Trafikkmengde veier rundt Tussetjern* (e-post til Marthe Vaseng Arntsen 15.02.2018).
- Arvola, L. (1984). Vertical distribution of primary production and phytoplankton in two small lakes with different humus concentration in southern Finland. *Ecography*, 7 (4): 390-398.
- Bartolomé, M., D'ors, A. & Sánchez-Fortún, S. (2009). Toxic effects induced by salt stress on selected freshwater prokaryotic and eukaryotic microalgal species. *Ecotoxicology*, 18 (2): 174-179. doi: 10.1007/s10646-008-0269-y.
- Bækken, T. & Færøvig, P. J. (2004). *Effekter av vegforurensninger på vannkvalitet og biologi i Padderudvann*. Publikasjon nr. 106. Tilgjengelig fra: https://www.vegvesen.no/_attachment/61706/binary/14705 (lest 28.04.2018).
- Bækken, T. & Haugen, T. (2006). *Kjemisk tilstand i vegnære innsjøer: påvirkning fra avrenning av vegsalt, tungmetaller og PAH*. Rapport nr. UTB 2006/06. Tilgjengelig fra: <https://brage.bibsys.no/xmlui/handle/11250/192512> (lest 28.04.2018).
- Bækken, T. (2012). *Nordre og Søndre Brutjern ved E18: kartlegging av saltforurensning og annen forurensning fra vei, og vurdering av tiltak*. Rapport L.nr. 6312-2012. Tilgjengelig fra: <https://brage.bibsys.no/xmlui/handle/11250/215827> (lest 28.04.2018).
- Bækken, T. & Åstebøl, S. O. (2012). *Overvåking av vannkvalitet og vurdering av tiltak for vann langs E6 i Oslo, Oppegård, Ås og Ski*. Rapport L.nr. 6314-2012. Tilgjengelig fra: <https://brage.bibsys.no/xmlui/handle/11250/215833> (lest 28.04.2018).
- Coldsnow, K. D., Mattes, B. M., Hintz, W. D. & Relyea, R. A. (2017). Rapid evolution of tolerance to road salt in zooplankton. *Environmental pollution*, 222: 367-373. doi: 10.1016/j.envpol.2016.12.024.
- Diaz, R. J. & Rosenberg, R. (2008). Spreading dead zones and consequences for marine ecosystems. *Science (New York, N.Y.)*, 321 (5891): 926. doi: 10.1126/science.1156401.
- Dugan, H. A., Bartlett, S. L., Burke, S. M., Doubek, J. P., Krivak-Tetley, F. E., Skaff, N. K., Summers, J. C., Farrell, K. J., McCullough, I. M. & Morales-Williams, A. M. (2017). Salting our freshwater lakes. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 114 (17): 4453-4458. doi: 10.1073/pnas.1620211114.
- Duval, C., Thomazeau, S., Drelin, Y., Yéprémian, C., Bouvy, M., Couloux, A., Troussellier, M., Rousseau, F. & Bernard, C. (2018). Phylogeny and salt-tolerance of freshwater Nostocales strains: contribution to their systematics and evolution. *Harmful algae*, 73: 58-71. doi: 10.1016/j.hal.2018.01.008.

- Finn.no. (u.å). *Karttjeneste*. Tilgjengelig fra: <https://kart.finn.no/> (lest 24.10.2017).
- Frey, D. (1988). What is paleolimnology? *Journal of Paleolimnology*, 1 (1): 5-8. doi: 10.1007/BF00202189.
- Gaarder, G. (2017). *Masterstudent Andrea Rishatt ved NMBU* (e-post til Gro Gaarder 30.08.2017).
- Gjesvik, R., Komperød, M., Brittain, J. E., Eikermann, I. M., Gaare, E., Gwynn, J., Holmstrøm, F., Jensen, L. K., Kålås, J. A., Møller, B., et al. (2014). *Radioaktivt cesium i norske landområder og ferskvannssystemer: resultater fra overvåkning i perioden 1986–2013*. StrålevernRapport 2014:9. Tilgjengelig fra: <http://docplayer.me/2342177-Stralevernrapport-2014-9-radioaktivt-cesium-i-norske-landomrader-og-ferskvannssystemer.html> (lest 27.04.2018).
- Google maps. (u.å-a). *Søndre Brutjern og Kutjern*. Tilgjengelig fra: <https://www.google.se/maps/place/S%C3%B8ndre+Brutjern/@59.4825541,11.7191568,886m/data=!3m2!1e3!4b1!4m5!3m4!1s0x46438de153616035:0xd2aa48f4500633d!8m2!3d59.4823482!4d11.7239425> (lest 19.03.2018).
- Google maps. (u.å-b). *Tussetjern*. Tilgjengelig fra: <https://www.google.se/maps/place/Tussetjern/@59.7638282,10.8280807,1800m/data=!3m1!1e3!4m3!1m7!3m6!1s0x46415d58313b08cf:0x4cb31f0c89c68fd!2sTussetjern!3b1!8m2!3d59.7628393!4d10.828907!3m4!1s0x46415d58313b08cf:0x4cb31f0c89c68fd!8m2!3d59.7628393!4d10.828907> (lest 19.03.2018).
- Guenther, M. & Bozelli, R. (2004). Factors influencing algae–clay aggregation. *Hydrobiologia*, 523 (1-3): 217-223. doi: 10.1023/B:HYDR.0000033127.05034.32.
- Haande, S., Rohrlack, T. & Kyle, M. (2014). *Utvikling av vannkvalitet i Haldenvassdraget: sammenstilling av lange tidsserier (1968-2013): paleolimnologiske undersøkelser i Bjørkelangen og Hemnessjøen*. Rapport L.nr. 6652-2014. Tilgjengelig fra: <https://brage.bibsys.no/xmlui/handle/11250/224150> (lest 27.04.2018).
- Haande, S., Hostyeva, V., Skogan, O. A. S. & Haande, S. P. M. (2016). *Overvåking av Gjersjøen og Kolbotnvannet med tilløpsbekker 1972-2015: med vekt på resultater fra 2015: datarapport*. Rapport L.nr. 7026-2016. Tilgjengelig fra: <https://brage.bibsys.no/xmlui/handle/11250/2389508> (lest 27.04.2018).
- Hagman, C. H. C., Ballot, A., Hjermann, D. Ø., Skjelbred, B., Brettum, P. & Ptacnik, R. (2015). The occurrence and spread of *Gonyostomum semen* (Ehr.) Diesing (Raphidophyceae) in Norwegian lakes. *Hydrobiologia*, 744 (1): 1-14. doi: 10.1007/s10750-014-2050-y.
- Haugen, T., Bækken, T., Heiaas, H., Skjelbred, B. & Bækken, T. P. M. (2010). *Tålegrenser for planktonalger i innsjøer: statistiske analyser og laborietester av planktonalger og salt*. Rapport L.nr. 6014-2010. Tilgjengelig fra: https://www.vegvesen.no/_attachment/198062/binary/385552 (lest 09.05.2018).
- Hintz, W. D., Mattes, B. M., Schuler, M. S., Jones, D. K., Stoler, A. B., Lind, L. & Relyea, R. A. (2017). Salinization triggers a trophic cascade in experimental freshwater communities with varying food-chain length. *Ecological Applications*, 27 (3): 833-844. doi: 10.1002/eap.1487.
- Jones, D. K., Mattes, B. M., Hintz, W. D., Schuler, M. S., Stoler, A. B., Lind, L. A., Cooper, R. O. & Relyea, R. A. (2017). Investigation of road salts and biotic stressors on

- freshwater wetland communities. *Environmental Pollution*, 221: 159-167. doi: 10.1016/j.envpol.2016.11.060.
- Kanaya, G., Nakamura, Y., Koizumi, T. & Yamada, K. (2015). Seasonal changes in infaunal community structure in a hypertrophic brackish canal: effects of hypoxia, sulfide, and predator-prey interaction. *Marine Environmental Research*, 108: 14-23. doi: 10.1016/j.marenvres.2015.04.006.
- Kitterød, N.-O., Turtumøygard, S., Aakerøy, P. A. & Haaland, S. I. (2010). *Salt SMART Estimering av gjennomsnittlig saltfluks fra veg til vannforekomst*. Teknologirapport nr. 2589. Tilgjengelig fra: <https://brage.bibsys.no/xmlui/handle/11250/193660> (lest 27.04.2018).
- Kjensmo, J. (1997). The influence of road salts on the salinity and the meromictic stability of Lake Svinsjøen, southeastern Norway. *The International Journal of Aquatic Sciences*, 347 (1): 151-159. doi: 10.1023/A:1003035705729.
- Kjølen Sportcenter. (2006). *Prosjektbeskrivning*. Tilgjengelig fra: http://www.overkolen.com/om_prosjektet.html (lest 16.11.2017).
- Krog, O. M. W. (2012). *E18 Ørje – svenskegrensen: kartlegging av naturtyper*. Wergeland Krog Naturkart Notat: 2012-1. Tilgjengelig fra: http://www.wkn.no/Publikasjoner/WKN_Notat_2012_4.pdf (lest 10.05.2018).
- Kroken, S. (2017). *Klimadata Ås*. Ås: BIOKLIM, NMBU.
- Meland, S. (2010). *Økotoksikologiske effekter av vegavrenning og tunnelvaskevann*. PhD. Ås: Norges miljø- og biovitenskapelige universitet.
- Meteorologisk institutt. (u.å). *eKlima: gratis tilgang til Meteorologisk institutts vær- og klimadata fra historiske data til sanntidsobservasjoner*. Tilgjengelig fra: http://sharki.oslo.dnmi.no/portal/page?_pageid=73,39035,73_39049&_dad=portal&_schema=PORTAL (lest 07.05.2018).
- NGU. (u.å). *Løsmasser: nasjonal løsmassedatabase*. Tilgjengelig fra: <http://geo.ngu.no/kart/losmasse/> (lest 15.02.2018).
- NIBIO. (u.å). *Kilden*. Tilgjengelig fra: https://kilden.nibio.no/?X=6655985.39&Y=261291.60&zoom=5&lang=nb&topic=arealinformasjon&bgLayer=farger_cache (lest 07.03.2018).
- Novotny, E. V., Murphy, D. & Stefan, H. G. (2008). Increase of urban lake salinity by road deicing salt. *Science of the Total Environment*, 406 (1): 131-144. doi: 10.1016/j.scitotenv.2008.07.037.
- NVE Atlas. (u.å). *Lavvannskart*. Tilgjengelig fra: <https://atlas.nve.no/Html5Viewer/index.html?viewer=nveatlas> (lest 31.10.2017).
- Oppegård Kommune. (2015). *Oppegård Vannverk*. Tilgjengelig fra: <https://www.oppegard.kommune.no/oppegaard-vannverk.440019.no.html> (lest 15.01.2018).
- Oredalen, T. J., Brettum, P., Løvik, J., Mortensen, T. & Oredalen, T. J. P. M. (2004). *Overvåking av Gjersjøen og Kolbotnvannet m/tilløpsbekker 1972-2003 med hovedvekt på resultater fra sesongen 2003*. Rapport L.nr. 4855-2004. Tilgjengelig fra: https://brage.bibsys.no/xmlui/bitstream/handle/11250/212481/4855_72dpi.pdf?sequence=2 (lest 09.05.2018).

- Pearre, S. (2003). Eat and run? The hungersatiation hypothesis in vertical migration: history, evidence and consequences. *Biol. Rev.*, 78 (1): 1-79. doi: 10.1017/S146479310200595X.
- PROSAM. (1991). *Bilag til rapport nr 22: trafikkutvikling i Oslo 1966-1990: trafikkundersøkelser i Oslo 1990*. Oslo: Oslo Byplankontor.
- PURA. (2016). *Årsrapport 2016: vannområdet Bunnefjorden med Årungen- og Gjersjøvassdraget*. Tilgjengelig fra: https://pura.no/wp-content/uploads/2016/09/langversjon-aarsrapport-2016_utkast-20170612_20170621_endelig-for-web.pdf (lest 27.04.2018).
- Redaksjonen. (2017). *Meteorologiske data for Ås*: NMBU. Tilgjengelig fra: <https://www.nmbu.no/fakultet/realtek/laboratorier/bioklim/meteorologiske-data> (lest 15.02.2018).
- Rengefors, K., Weyhenmeyer, G. A. & Bloch, I. (2012). Temperature as a driver for the expansion of the microalga *Gonyostomum semen* in Swedish lakes. *Harmful algae*, 18: 65-73. doi: 10.1016/j.hal.2012.04.005.
- Reuss, N. (2005). *Sediment pigments as biomarkers of environmental change*. PhD. National Environmental Research Institute, Roskilde, Denmark. Tilgjengelig fra: http://www2.dmu.dk/1_viden/2_Publikationer/3_ovrige/rapporter/phd_NIR.pdf (lest 26.03.2018).
- Rishatt, A. (2018). *Anrikning og omsetning av metaller i innsjøer utsatt for veiavrenning, studert med paleolimnologiske metoder*. Masteroppgave. Ås: Norges miljø- og biovitenskapelige universitet.
- Rognstad, O. & Steinset, T. A. (2012). *Landbruket i Norge 2011: jordbruk, skogbruk, jakt*. Statistiske analyser 132: Statistisk sentralbyrå. Tilgjengelig fra: <https://www.ssb.no/a/publikasjoner/pdf/sa132/sa132.pdf> (lest 07.05.2018).
- Sassenhagen, I., Rengefors, K., Richardson, T. L. & Pinckney, J. L. (2014). Pigment composition and photoacclimation as keys to the ecological success of *Gonyostomum semen* (Raphidophyceae, Stramenopiles). *Journal of phycology*, 50 (6): 1146-1154. doi: 10.1111/jpy.12246.
- Saunes, H. & Værøy, N. (2016). *Undersøkelse av vegnære innsjøer i Norge: vannkjemiske undersøkelser: 2015/2016*. Rapport nr. 344. Tilgjengelig fra: https://www.vegvesen.no/_attachment/1968195/binary/1199270?fast_title=Unders%C3%B8kelse+av+vegn%C3%A6re+innsj%C3%B8er+i+Norge+2015%2F2016.pdf (lest 27.04.2018).
- Saunes, H. & Værøy, N. (2017). *Undersøkelse av vegnære innsjøer i Norge: vannkjemiske og biologiske undersøkelser: 2016*. Rapport nr. 565. Tilgjengelig fra: https://www.vegvesen.no/_attachment/1968201/binary/1199272?fast_title=Unders%C3%B8kelser+av+vegn%C3%A6re+innsj%C3%B8er+i+Norge+2016.pdf (lest 27.04.2018).
- Sivertsen, Å., Skoglund, M. R. & Jensen, M. (2016). *Mengderapportering vinteren 2015/2016*. Rapport nr. 419. Tilgjengelig fra: <http://docplayer.me/37428193-Mengderapportering-vinteren-2015-2016.html> (lest 27.04.2018).
- Smol, J. P. (2008). *Pollution of lakes and rivers: a paleoenvironmental perspective*. 2 utg. Oxford: Blackwell Publ.

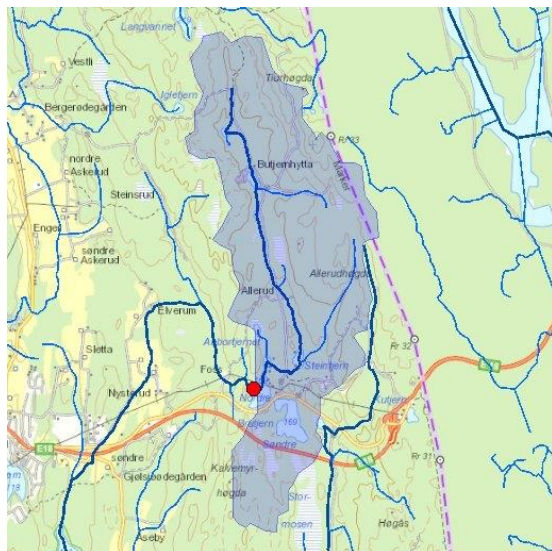
- Statens vegvesen. (2012). *E18 Riksgrensen–Ørje og lokalvegnett Braarudveien–Ås: planbeskrivelse detaljreguleringsplaner med konsekvensutredning*. Rapport nr. 4855-2004. Tilgjengelig fra: <http://webhotel3.gisline.no/GisLinePlanarkiv/0119/20110003/Dokumenter/20110003Planbeskrivelse.pdf> (lest 27.04.2018).
- Statens vegvesen. (2014). *Standard for drift og vedlikehold av riksveger* Håndbok R610. Tilgjengelig fra: https://www.vegvesen.no/_attachment/61430/binary/964067 (lest 27.04.2018).
- Statens vegvesen. (2017a). *Hvor mye salt brukes i Norge?* Tilgjengelig fra: <https://www.vegvesen.no/fag/veg+og+gate/Drift+og+vedlikehold/Vinterdrift/salting/spor-smal-og-svar/hvor-mye-salt/hvor-mye-salt-brukes-i-norge> (lest 01.03.2018).
- Statens vegvesen. (2017b). *Årsrapport 2016*. Tilgjengelig fra: https://www.vegvesen.no/_attachment/1830282/binary/1185563?fast_title=%C3%85rsrapport+for+Statens+vegvesen+2016.pdf (lest 27.04.2018).
- Statens vegvesen. (2018). *Vegkart*. Inneholder data under norsk lisens for offentlige data (NLOD) tilgjengeliggjort av Statens vegvesen. Tilgjengelig fra: [https://www.vegvesen.no/vegkart/vegkart/-kartlag:geodata/hva:\(~\(id:810,filter:\(~\),farge:'0_0,category:\(type:'enum,id:9260\)\)\)/@251697,6643223,8](https://www.vegvesen.no/vegkart/vegkart/-kartlag:geodata/hva:(~(id:810,filter:(~),farge:'0_0,category:(type:'enum,id:9260)))/@251697,6643223,8) (lest 05.02.2018).
- Statens vegvesen. (u.å). *Veghistorie i Region øst*. Tilgjengelig fra: <https://www.vegvesen.no/om+statens+vegvesen/om+organisasjonen/Veghistorie/Region+ost> (lest 12.03.2018).
- Statistisk sentralbyrå. (2017a). *Folke- og bolig telling 2001*. Tilgjengelig fra: http://www.ssb.no/a/fob2001/kommunehefte/0217/fob_0217_tabeller.pdf (lest 06.04.2018).
- Statistisk sentralbyrå. (2017b). *Folkemengde og endringer, etter region, statistikkvariabel og år*. Tilgjengelig fra: <https://www.ssb.no/statbank/table/06913/chartViewColumn/?rxid=99e5ae1e-f693-4752-9be5-42486a3e192a> (lest 06.04.2018).
- Strand, D. A. (2015). *Overvåking av Gjersjøen og Kolbotnvannet med tilløpsbekker 1972-2014: med vekt på resultater fra 2014: datarapport*. Rapport L.nr. 6820-2015. Tilgjengelig fra: <https://brage.bibsys.no/xmlui/handle/11250/283044> (lest 27.04.2018).
- Sygna, L. & O'Brien, K. (2001). *Virkninger av klimaendringer i Norge: oppsummeringsrapport fra seminaret i Oslo, 30. og 31 oktober 2000*. CICERO Report 2001:1. Tilgjengelig fra: https://brage.bibsys.no/xmlui/bitstream/handle/11250/192050/CICERO_Report_2001-01.pdf?sequence=1 (lest 27.04.2018).
- Thrane, J.-E., Kyle, M., Striebel, M., Haande, S., Grung, M., Rohrlack, T. & Andersen, T. (2015). Spectrophotometric analysis of pigments: a critical assessment of a high-throughput method for analysis of algal pigment mixtures by spectral deconvolution. *PLoS one*, 10 (9): 1-24. doi: 10.1371/journal.pone.0137645.
- Tiwari, A. & Rachlin, J. W. (2018). A Review of Road Salt Ecological Impacts. *Northeastern Naturalist*, 25 (1): 123-142. doi: 10.1656/045.025.0110.
- Tollan, A. & Keeping, D. (2002). *Vannressurser*. Oslo: Universitetsforl.

- Urset, G. T. (2016). *Veisalts påvirkning på kloridkonsentrasjoner i sjørretførende elver og bekker i Østfold og Akershus*. Masteroppgave. Ås: Norges miljø- og biovitenskapelige universitet.
- Van Metre, P., Wilson, J. T., Fuller, C. C., Callender, E. & Mahler, B. J. (2004). *Collection, analysis, and age-dating of sediment cores from 56 US lakes and reservoirs sampled by the US Geological Survey, 1992-2001*. Scientific Investigations Report 2004-5184. Tilgjengelig fra: <https://pubs.usgs.gov/sir/2004/5184/pdf/sir2004-5184.pdf> (lest 09.05.2018).
- Vann-Nett. (u.å). *Tussetjern*. Tilgjengelig fra: <http://vann-nett.no/portal/Water?WaterbodyID=005-5611-L> (lest 09.10.2017).
- Vegdirektoratet & Statens vegvesen. (2012). *Standard for drift og vedlikehold av riksveger*. Håndbok 111. Tilgjengelig fra: https://www.vegvesen.no/_attachment/128300/binary/251177 (lest 27.04.2018).
- Vongraven, T. (2017). *Telefonsamtale med Turid Vongraven ved Statens Vegvesen* (31.10.2017).
- Wetzel, R. G. (2001). *Limnology: lake and river ecosystems*. 3 utg. San Diego: Academic Press.
- Wike, K. J. (2006). *Effekter av vegsalt på vannkjemien i et grunnvannspåvirket tjern på Gardermoen*. Masteroppgave. Ås: Universitetet for miljø- og biovitenskap.
- Wolfe, A. P., Vinebrooke, R. D., Michelutti, N., Rivard, B. & Das, B. (2006). Experimental calibration of lake-sediment spectral reflectance to chlorophyll a concentrations: methodology and paleolimnological validation. *Journal of Paleolimnology*, 36 (1): 91-100. doi: 10.1007/s10933-006-0006-6.
- Wåhlin, J. (2017). *Mengderapportering vinteren 2016/2017*. Rapport nr. 529. Tilgjengelig fra: <http://vegnett.no/wp-content/uploads/2017/11/SVV-rapport-529.pdf> (lest 27.04.2018).
- Østberg, W. (2015). *Historie*. Tilgjengelig fra: <https://www.oppegard.kommune.no/historie.430235.no.html> (lest 15.01.2018).

8. Vedlegg

Vedlegg 1. Nedbørfeltkart Søndre Brutjern & Tussetjern

(NVE Atlas, u.å)



Norges vassdrags- og energidirektorat

Kartbakgrunn: Statens Kartverk

Kartdatum: EUREF89 WGS84

Projeksjon: UTM 33N

Nedbørfeltgrenser, feltparametere og vannføringsindekser er automatisk generert og kan inneholde feil. Resultatene må kvalitetssikres.

Lawannskart

Vassdragsnr.: 001.E3C
Kommune: Marker
Fylke: Østfold
Vassdrag: ELV FRA GJØLSJØEN

Feltparametere

Areal (A)	6,4 km ²
Effektiv sjø (S _{eff})	1,5 %
Elvelengde (E _L)	4,3 km
Elvegradient (E _G)	6,6 m/km
Elvegradient ₁₀₈₅ (G ₁₀₈₅)	6,2 m/km
Feltlengde(F _L)	4,0 km

Vannføringsindeks, se merknader

Middelvannføring (61-90)	13,3 l/(s*km ²)
Alminnelig lavvannføring	1,0 l/(s*km ²)
5-persentil (hele året)	1,1 l/(s*km ²)
5-persentil (1/5-30/9)	0,5 l/(s*km ²)
5-persentil (1/10-30/4)	1,7 l/(s*km ²)
Base flow	5,8 l/(s*km ²)
BFI	0,4

Klima

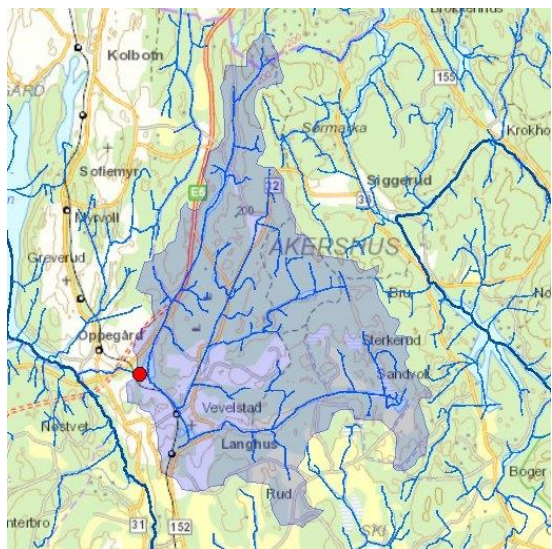
Klimaregion	Ost	H _{min}	168 moh.
Årsnedbør	822 mm	H ₁₀	174 moh.
Sommernedbør	388 mm	H ₂₀	179 moh.
Vinternedbør	434 mm	H ₃₀	186 moh.
Årstemperatur	4,8 °C	H ₄₀	192 moh.
Sommertemperatur	12,3 °C	H ₅₀	199 moh.
Vintertemperatur	-0,6 °C	H ₆₀	206 moh.
Temperatur Juli	14,8 °C	H ₇₀	213 moh.
Temperatur August	14,1 °C	H ₈₀	224 moh.
		H ₉₀	239 moh.
		H _{max}	291 moh.
		Bre	0,0 %
		Dyrket mark	0,0 %
		Myr	2,4 %
		Sjø	3,2 %
		Skog	94,1 %
		Snaufjell	0,0 %
		Urban	0,0 %

1) Verdien er editert

Det er generelt stor usikkerhet i beregninger av lavvannsindeks. Resultatene bør verifiseres mot egne observasjoner eller sammenlignbare målestasjoner.

I nedbørfelt med høy brepresent eller stor innsjøprosent vil tørrværsavrenning (baseflow) ha store bidrag fra disse lagringsmagasinene.

12.08.2017 12:06:42 © nevina.nve.no



Norges vassdrags- og energidirektorat

Kartbakgrunn: Statens Kartverk

Kartdatum: EUREF89 WGS84

Projeksjon: UTM 33N

Nedbørfeltgrenser, feltparametere og vannføringsindekser er automatisk generert og kan inneholde feil. Resultatene må kvalitetssikres.

Lawannskart

Vassdragsnr.: 005.4C
Kommune: Ski
Fylke: Akershus
Vassdrag: GJERSJØELVA

Feltparametere

Areal (A)	19,8 km ²
Effektiv sjø (S _{eff})	0,6 %
Elvelengde (E _L)	6,6 km
Elvegradient (E _G)	12,5 m/km
Elvegradient ₁₀₈₅ (G ₁₀₈₅)	10,7 m/km
Feltlengde(F _L)	6,1 km

Vannføringsindeks, se merknader

Middelvannføring (61-90)	16,6 l/(s*km ²)
Alminnelig lavvannføring	l/(s*km ²)
5-persentil (hele året)	l/(s*km ²)
5-persentil (1/5-30/9)	l/(s*km ²)
5-persentil (1/10-30/4)	l/(s*km ²)
Base flow	0,0 l/(s*km ²)
BFI	

Klima

Klimaregion	Ost	H _{min}	91 moh.
Årsnedbør	774 mm	H ₁₀	119 moh.
Sommernedbør	379 mm	H ₂₀	133 moh.
Vinternedbør	395 mm	H ₃₀	140 moh.
Årstemperatur	4,9 °C	H ₄₀	147 moh.
Sommertemperatur	12,9 °C	H ₅₀	154 moh.
Vintertemperatur	-0,8 °C	H ₆₀	159 moh.
Temperatur Juli	15,5 °C	H ₇₀	163 moh.
Temperatur August	14,4 °C	H ₈₀	170 moh.
		H ₉₀	179 moh.
		H _{max}	238 moh.
		Bre	0,0 %
		Dyrket mark	6,0 %
		Myr	1,8 %
		Sjø	1,3 %
		Skog	75,5 %
		Snaufjell	0,0 %
		Urban	12,2 %

1) Verdien er editert

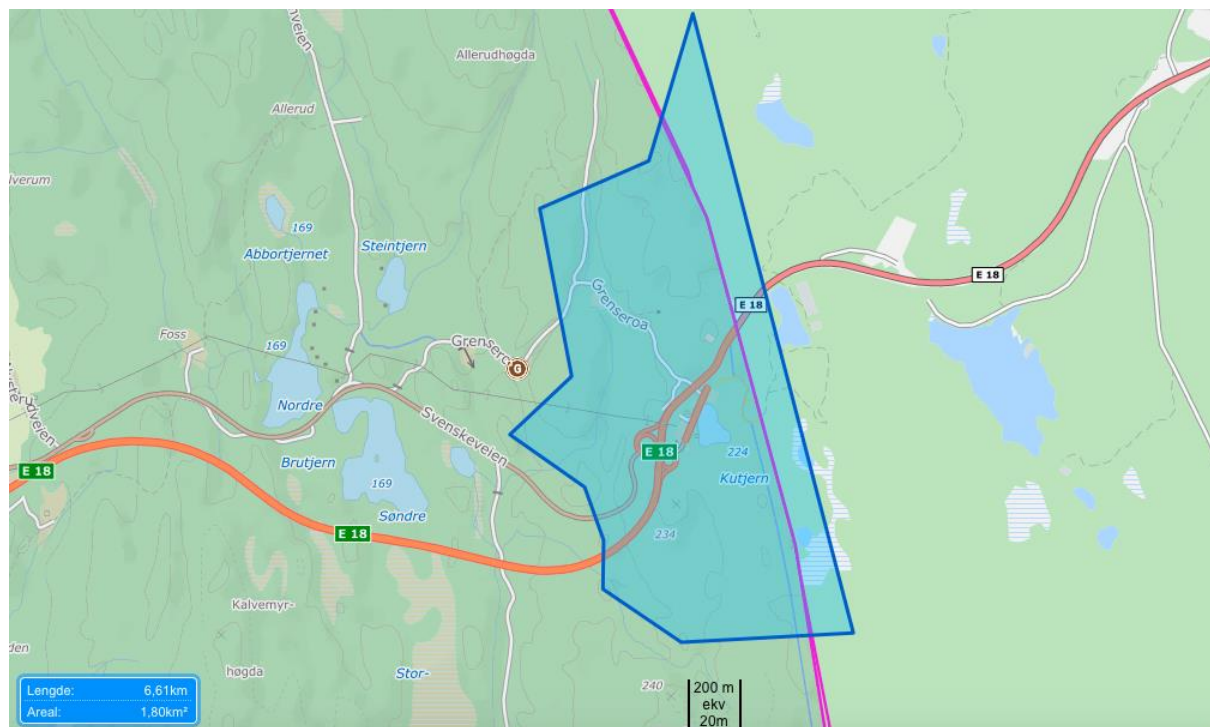
Det er generelt stor usikkerhet i beregninger av lavvannsindeks. Resultatene bør verifiseres mot egne observasjoner eller sammenlignbare målestasjoner.

I nedbørfelt med høy brepresent eller stor innsjøprosent vil tørrværsavrenning (baseflow) ha store bidrag fra disse lagringsmagasinene.

© nevina.nve.no

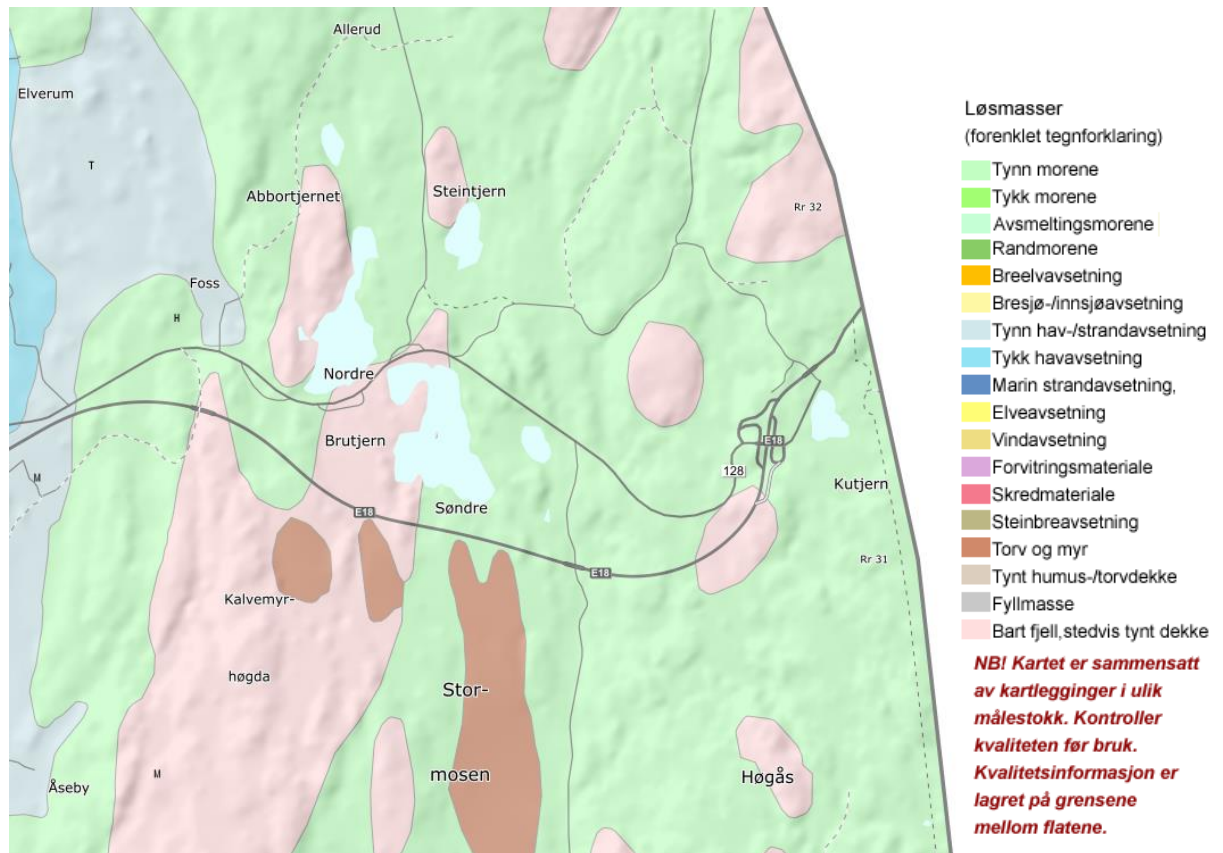
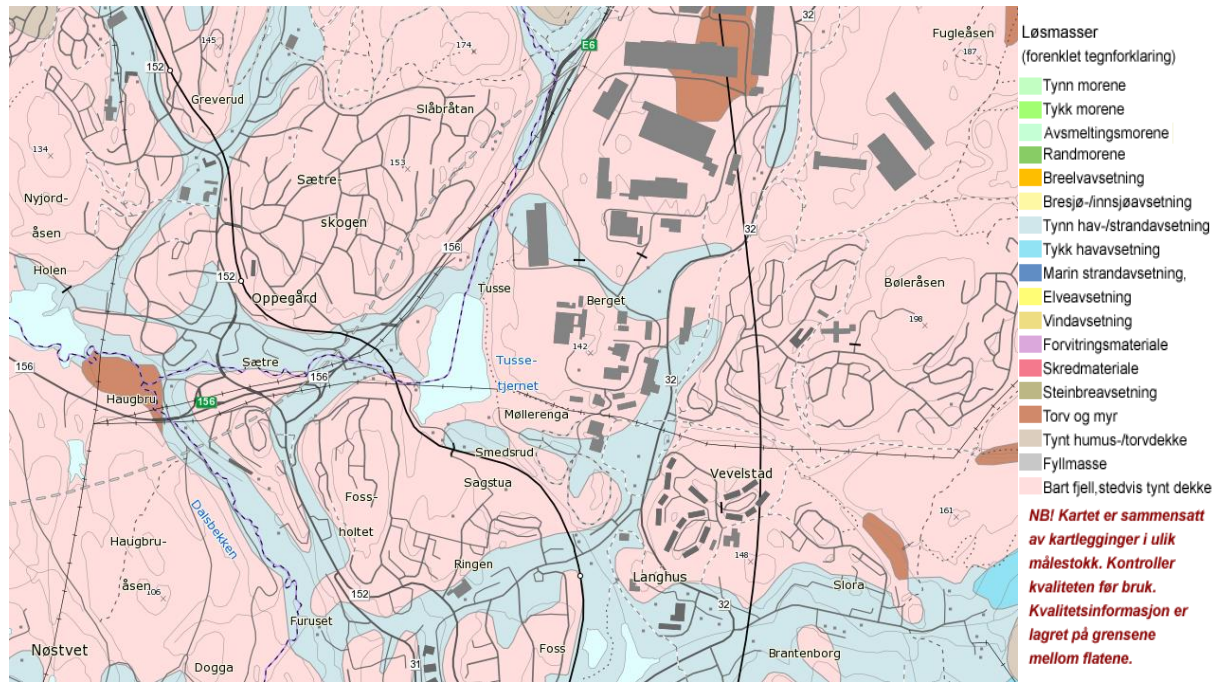
Vedlegg 2. Nedbørfeltkart Kutjern

(Finn.no, u.å)



Vedlegg 3. Løsmassekart

(NGU, u.å)



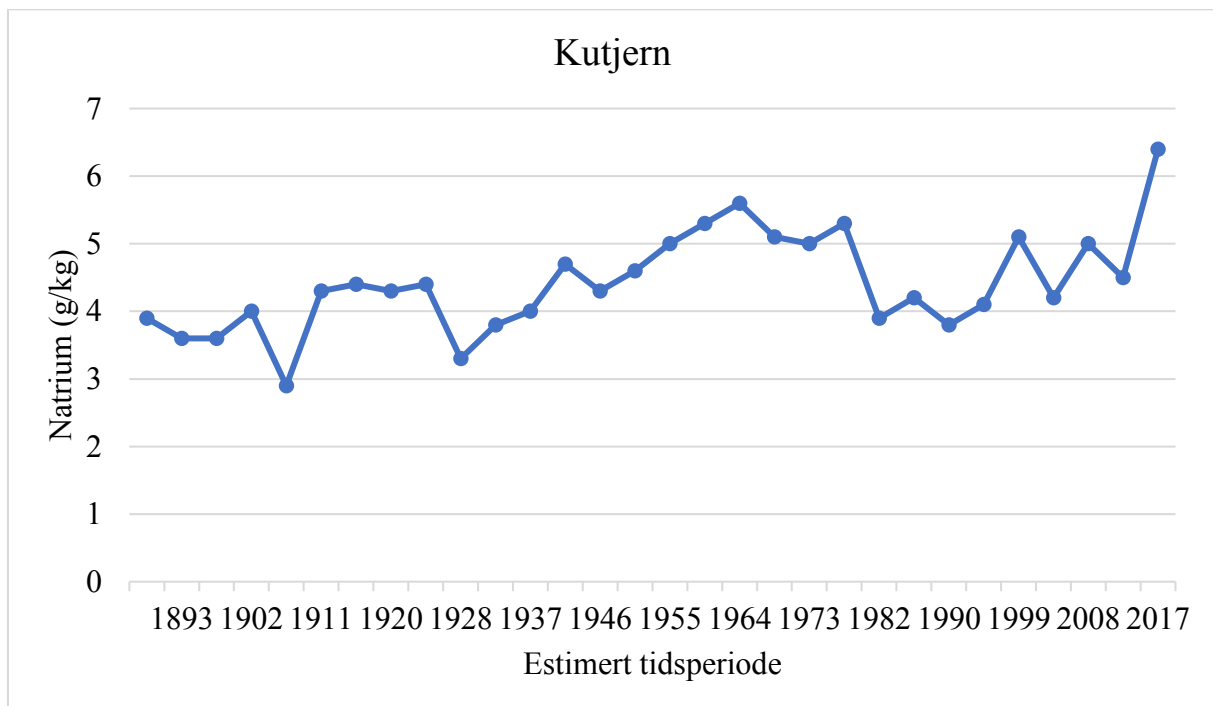
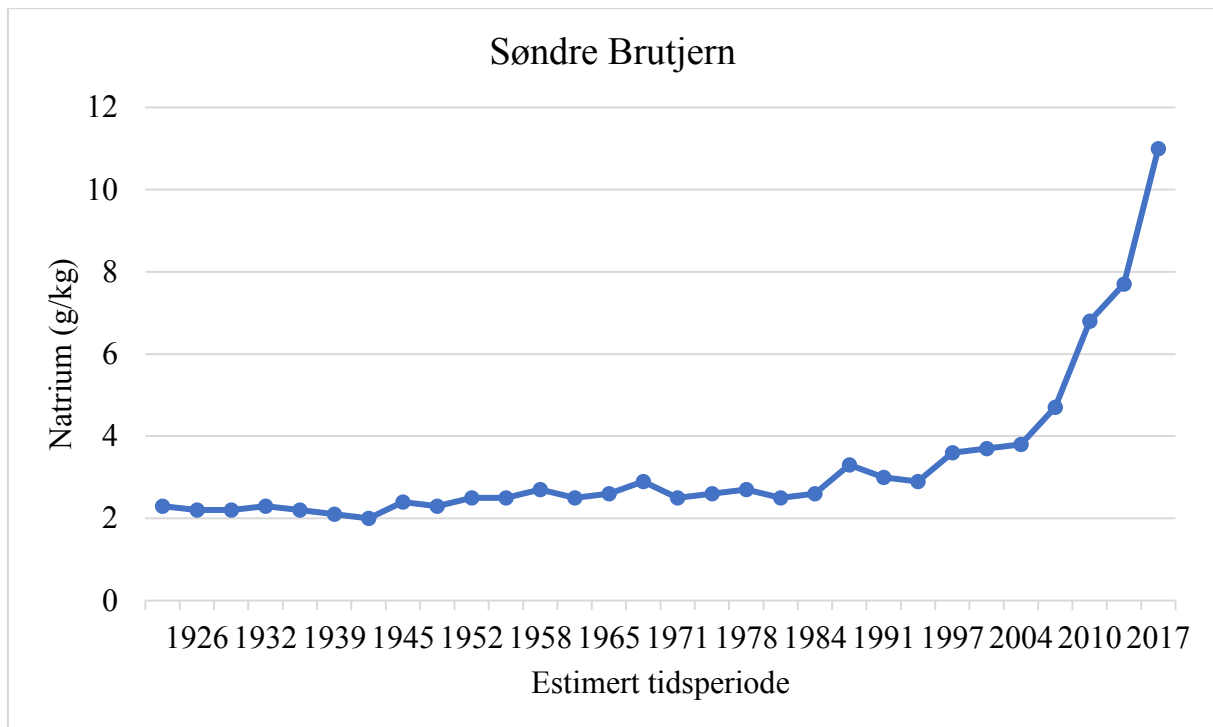
Vedlegg 4. ÅDT rundt Tussetjern

(Arntsen, 2018)

År	200217	202099	209667	202195	Total
2017	7384	5027	40 566	9023	62 000
2016	NA	4586	39 133	8947	52 666
2015	NA	4277	41 429	NA	45 706
2014	NA	3819	39 959	NA	43 778
2013	NA	3761	39 606	NA	43 367
2012	NA	3663	37 516	NA	41 179
2011	4746	3522	35 562	8292	52 122
2010	4926	3440	33 573	NA	41 939
2009	23 133	4020	31 585	NA	58 738
2008	31 250	NA	NA	9563	40 813
2007	30 351	10 764	NA	NA	41 115
2006	28 874	NA	NA	10 455	39 329
2005	27 976	NA	NA	NA	27 976
2004	24 300	NA	NA	9507	33 807
2003	22 877	NA	NA	9932	32 809
2002	23 390	NA	NA	NA	23 390
2001	23 331	NA	NA	NA	23 331
2000	21 723	NA	NA	NA	21 723
1999	19 472	NA	NA	9271	28 743
1998	20 059	NA	NA	NA	20 059
1997	18 428	NA	NA	NA	18 428
1996	16 915	NA	NA	NA	16 915
1995	15 159	NA	NA	8097	23 256

Vedlegg 5. Natrium i sediment fra Søndre Brutjern & Kutjern

(Rishatt, 2018)



Vedlegg 6. Rådata klima

(Kroken, 2017)

År	Årsmid. temp (°C)	Års nedbør (mm)	Års nedbør Ørje (mm)	År	Årsmid. temp (°C)	Års nedbør (mm)	Års nedbør Ørje (mm)
1880	5,1	526	NA	1912	5,1	671	814
1881	3,5	515	NA	1913	6,1	557	620
1882	5,5	753	NA	1914	6,4	540	584
1883	4,9	698	634	1915	3,6	731	626
1884	5,4	480	677	1916	5,5	739	832
1885	4,5	593	734	1917	4,2	588	777
1886	4,6	618	696	1918	5,6	566	670
1887	5,4	601	897	1919	4,3	492	596
1888	3,6	485	944	1920	5,7	834	894
1889	5,7	488	630	1921	5,9	381	568
1890	5,3	687	842	1922	4,6	521	666
1891	4,8	777	802	1923	4,6	690	802
1892	4,2	567	655	1924	5,3	835	924
1893	4,4	666	762	1925	5,3	616	720
1894	5,9	773	885	1926	5,3	659	761
1895	4,3	686	729	1927	4,6	930	1083
1896	5,6	562	737	1928	4,8	642	890
1897	5,4	783	865	1929	4,9	733	742
1898	5,4	678	807	1930	6,5	784	925
1899	5,4	509	707	1931	4,7	570	628
1900	4,5	647	735	1932	6,3	625	783
1901	5,4	639	521	1933	6	513	579
1902	3,8	503	738	1934	7,3	761	870
1903	5,2	860	864	1935	6,1	795	971
1904	4,8	561	624	1936	5,8	656	677
1905	5,5	551	679	1937	5,7	619	646
1906	5,9	543	693	1938	6,9	705	780
1907	4,8	819	870	1939	6,1	635	744
1908	5,5	622	685	1949	4,1	600	595
1909	4,4	829	1071	1941	3,8	499	512
1910	5,8	785	863	1942	3,9	693	640
1911	6,3	573	669	1943	6,3	589	736

1944	5,9	731	873	1981	4,7	598	819
1945	6,1	533	676	1982	5,9	793	887
1946	5,5	795	937	1983	6,5	601	696
1947	4,9	332	420	1984	6,2	705	849
1948	5,6	796	966	1985	3,4	690	936
1949	7,1	671	991	1986	4,5	591	900
1950	5,5	839	933	1987	3,5	813	923
1951	5,6	823	923	1988	5,8	822	1013
1952	4,4	561	638	1989	7,0	618	729
1953	6,4	673	885	1990	7,3	741	850
1954	5	790	1003	1991	6,1	620	650
1955	5,1	421	577	1992	6,6	668	818
1956	4,3	556	647	1993	5,7	607	751
1957	5,3	638	794	1994	5,8	696	798
1958	4,4	615	690	1995	5,8	709	801
1959	6,3	675	692	1996	4,6	577	737
1960	5,1	896	815	1997	6,8	542	741
1961	6,1	680	886	1998	6,0	655	963
1962	4,2	761	1151	1999	6,3	881	1274
1963	4	663	850	2000	7,2	993	1333
1964	5,1	619	807	2001	5,4	742	942
1965	4,2	686	922	2002	6,2	757	849
1966	4	741	889	2003	5,8	632	758
1967	5,5	855	1079	2004	6,5	701	956
1968	4,7	560	775	2005	6,8	567	766
1969	4,9	529	649	2006	6,9	878	1116
1970	4,3	642	751	2007	6,7	767	1077
1971	6,1	463	732	2008	7,1	968	1104
1972	5,8	570	765	2009	5,9	774	1078
1973	6,1	447	739	2010	3,7	673	773
1974	6,8	775	963	2011	6,6	887	1061
1975	7	506	733	2012	5,9	850	983
1976	5,5	506	598	2013	6,0	700	870
1977	5,3	590	795	2014	7,7	908	1091
1978	4,8	507	588	2015	7,1	923	975
1979	4,2	676	872	2016	6,7	662	697
1980	4,8	639	743				

Vedlegg 7. Rådata feltmålinger

Dyp	Innsjø	Oksygen (%)	Ledningsevne ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	Temperatur ($^{\circ}\text{C}$)
1	SB	89	112	17.6
2	SB	87	112	17.5
3	SB	58.7	120	16.2
4	SB	20	108	12.4
5	SB	19.9	110	8.3
6	SB	11	117	6.6
7	SB	0	125	5.8
8	SB	0	196	5.4
9	SB	0	423	5.1
10	SB	0	735	4.9
11	SB	0	797	4.8
1	KU	85.2	169	16.1
2	KU	0	265	14.3
3	KU	0	571	9.5
4	KU	0	1441	6.2
5	KU	0	1499	4.9
6	KU	0	1518	4.4
7	KU	0	1531	4.2
8	KU	0	1535	4.1
1	TU	101.5	269	18.1
2	TU	84	268	16.5
3	TU	63.5	255	14.4
4	TU	25	234	11.3
5	TU	29	257	7.9
6	TU	40	269	6.4
7	TU	41	278	5.5
8	TU	40	287	5
9	TU	38	298	4.4
10	TU	35	305	4.2
11	TU	22	314	3.8
12	TU	13.8	321	3.7
13	TU	0	326	3.6
14	TU	0	329	3.5
15	TU	0	333	3.5
16	TU	0	340	3.4

Vedlegg 8. Rådata tørrvekt og dry bulk density

Prøve	Søndre Brutjern		Kutjern		Tussetjern	
	Tørrvekt (g)	DBD (g/cm ³)	Tørrvekt (g)	DBD (g/cm ³)	Tørrvekt (g)	DBD (g/cm ³)
1	0,4	0,02	0,58	0,02	4,76	0,18
2	0,47	0,02	1,62	0,06	5,4	0,20
3	0,69	0,03	1,38	0,05	7,19	0,27
4	0,66	0,02	1,83	0,07	7,57	0,29
5	1,05	0,04	1,41	0,05	6,43	0,24
6	0,79	0,03	1,79	0,07	8,29	0,31
7	1,16	0,04	2,53	0,10	8,53	0,32
8	1,3	0,05	1,68	0,06	8,19	0,31
9	1,13	0,04	1,27	0,05	9,7	0,37
10	1,29	0,05	1,11	0,04	8,2	0,31
11	1,2	0,05	1,05	0,04	8,27	0,31
12	1,36	0,05	1,26	0,05	11,87	0,45
13	1,25	0,05	1,19	0,05	12,82	0,49
14	1,15	0,04	1,18	0,04	11,88	0,45
15	1,29	0,05	1,15	0,04	9,96	0,38
16	1,35	0,05	1,18	0,04	12,31	0,47
17	1,33	0,05	1,24	0,05	16,5	0,62
18	1,39	0,05	1,18	0,04	12,45	0,47
19	1,11	0,04	1,27	0,05	9,41	0,36
20	1,49	0,06	1,19	0,05	9,27	0,35
21	1,36	0,05	1,23	0,05	10,93	0,41
22	1,36	0,05	1,25	0,05	11,06	0,42
23	1,32	0,05	1,23	0,05	13,63	0,52
24	1,26	0,05	1,17	0,04	16,46	0,62
25	1,54	0,06	1,2	0,05	16,28	0,62
26	1,56	0,06	1,33	0,05	15,82	0,60
27	1,38	0,05	1,35	0,05	15,88	0,60
28	1,47	0,06	1,33	0,05	15,97	0,60
29	1,64	0,06	1,24	0,05	16,57	0,63
30	1,85	0,07	1,37	0,05	16,94	0,64
31	1,8	0,07	1,4	0,05	15,76	0,60
32	1,51	0,06	1,48	0,06	16,57	0,63
33	1,6	0,06	1,49	0,06	16,86	0,64
34	1,5	0,06	1,4	0,05	14,83	0,56
35	1,63	0,06	1,53	0,06	17,15	0,65
36	1,85	0,07	1,57	0,06	17,19	0,65
37	1,95	0,07	1,55	0,06	17,55	0,66
38	1,91	0,07	1,49	0,06	18,89	0,71
39	1,95	0,07	1,57	0,06	15,97	0,60
40	1,83	0,07	1,47	0,06	15,36	0,58
41	1,87	0,07	1,73	0,07	16,34	0,62

42	1,98	0,07	1,69	0,06	16,21	0,61
43	1,93	0,07	1,56	0,06	15,92	0,60
44	1,99	0,08	1,69	0,06	13,94	0,53
45	1,63	0,06	1,59	0,06	12,65	0,48
46	2,06	0,08	1,58	0,06	10,72	0,41
47	2,07	0,08	1,61	0,06		
48	2,04	0,08	1,56	0,06		
49	2,34	0,09	1,53	0,06		
50	1,98	0,07	1,46	0,06		
51	2,23	0,08	1,64	0,06		
52	2,18	0,08	1,57	0,06		
53	2,24	0,08	1,55	0,06		
54	2,23	0,08	1,61	0,06		
55	2,18	0,08				
56	2,14	0,08				

Vedlegg 9. Rådata datering

	Tussetjern	Kutjern	Søndre Brutjern
Prøve	DPM/g	DPM/g	DPM/g
1	25,1	0,67	0,546
2	31,7	0,00	1,040
3	36,2	2,38	1,033
4	37,0	2,03	1,022
5	32,6	1,49	1,133
6	38,0	2,99	1,258
7	35,5	3,91	1,831
8	36,6	2,46	0,884
9	43,0	1,45	2,380
10	32,6	0,64	2,420
11	36,2	0,29	0,730
12	47,9	0,78	0,690
13	46,2	0,68	0,805
14	62,6	0,77	NA
15	71,6	0,71	0,989
16	51,5	0,83	0,511
17	52,5	1,23	1,019
18	52,9	0,83	1,116
19	31,2	0,68	0,554
20	32,1	1,38	0,926
21	39,1	0,47	1,745
22	38,4	0,78	1,648
23	41,8	0,52	2,265
24	43,9	0,70	NA
25	56,2	0,97	1,330
26	48,5	0,81	1,133
27	39,6	0,62	1,261
28	37,2	0,44	1,196
29	34,3	0,76	0,923
30	34,7	0,56	1,253
31	35,5		
32	34,1		
33	33,7		
34	31,3		
35	37,2		
36	35,7		
37	35,6		
38	32,0		

39	28,5
40	28,3
41	33,4
42	33,6
43	31,7
44	34,3
45	31,9
46	31,6

Vedlegg 10. Rådata pigmentanalyse Søndre Brutjern

Prøve	Allo	bb.Car	c.Neo	Cantha	Chl.a	Chl.b	Chl.c1	Chl.c2	Diadino	Diato
1	0	0,00	83,05	0	0	36,10	0	36,10	254,01	79,11
2	0	0,00	42,10	0	23,84	48,06	0	41,73	291,31	0,00
3	0	50,07	0,00	0	0	37,14	0	38,44	210,24	13,37
4	0	33,94	8,82	0	0	21,82	0	31,80	162,01	23,62
5	0	31,94	4,29	0	0	16,47	0	25,42	134,28	31,12
6	0	37,08	3,91	0	0	15,83	0	26,16	148,82	28,23
7	0	34,52	0,00	0	0	15,31	0	22,36	118,58	15,17
8	0	26,52	3,22	0	0	13,32	0	18,35	96,59	5,40
9	0	30,55	0,00	0	0	21,15	0	18,39	89,51	0,00
10	0	29,10	0,00	0	0	13,78	0	14,86	79,58	0,00
11	0	36,45	2,08	2,05	0	14,79	0	17,68	99,53	2,35
12	0	26,86	2,38	0	0	14,61	0	18,07	87,69	5,21
13	0	28,44	0,00	0	0	14,36	0	16,04	91,57	0,00
14	0	28,84	5,70	0	0	9,80	0	15,94	80,64	5,37
15	0	34,31	0,00	0	0	13,72	0	16,02	85,62	0,00
16	0	35,38	0,00	0	0	11,26	0	16,20	93,45	0,00
17	0	32,84	0,00	0	0	13,26	0	16,38	88,61	0,00
18	0	35,69	0,00	0	0	10,80	0	15,65	81,87	0,00
19	0	36,51	0,00	0	0	12,95	0	16,29	84,97	0,00
20	0	37,83	0,00	0	0	10,67	0	15,43	78,31	0,00
21	0	39,20	10,79	0	0	10,41	0	21,53	118,77	0,00
22	0	44,02	0,00	0	0	13,18	0	18,78	98,40	0,00
23	0	39,10	0,00	0	0	14,21	0	15,48	82,54	0,00
24	0	45,39	0,00	0	0	11,26	0	17,93	95,08	0,00
25	0	42,55	0,00	0	0	13,87	0	17,78	95,22	0,00
26	0	41,30	1,84	0	0	12,28	0	21,23	115,07	5,84
27	0	49,57	0	0	0	16,88	0	24,91	130,39	0,00
28	0	26,08	0	0	0	20,60	0	15,91	91,66	0,00
29	0	21,43	0	0	0	15,82	0	13,14	77,92	0
30	0	19,09	0	0	0	14,21	0	10,23	60,74	0
31	0	22,54	0	0	0	13,77	0	10,90	62,58	0
32	0	23,83	0	0	0	12,97	0	13,64	79,10	0
33	0	23,50	0	0	0	17,97	0	14,79	89,00	0
34	0	24,63	0	0	0	16,12	0	14,65	85,78	0
35	0	22,47	0	0	0	16,35	0	14,24	84,51	0
36	0	24,93	0	0	0	16,39	0	14,38	86,55	0
37	0	26,96	0	0	0	13,02	0	14,81	86,91	0
38	0	21,78	0	0	0	18,41	0	15,64	90,64	0
39	0	16,55	0	0	0	17,10	0	14,44	86,65	0
40	0	15,92	0	0	0	15,95	0	14,10	87,25	0
41	0	17,76	0	0	0	12,89	0	12,93	79,39	0
42	0	19,30	0	0	0	14,27	0	14,28	88,82	0
43	0	18,49	0	0	0	16,01	0	13,02	79,81	0
44	0	22,35	0	0	0	17,05	0	15,27	92,89	0
45	0	20,57	0	0	0	15,69	0	14,05	85,50	0
46	0	19,20	0	0	0	14,29	0	15,05	97,55	0
47	0	18,51	0	0	0	11,79	0	14,86	88,95	0
48	0	18,52	0	0	0	17,93	0	12,98	79,48	0
49	0	10,83	0	0	0	12,62	0	9,74	71,02	0

50	0	9,55	0	0	0	15,83	0	11,18	78,44	0
51	0	12,78	0	0	0	12,58	0	10,45	73,24	0
52	0	18,00	0	0	0	12,50	0	11,94	76,04	0
53	0	17,75	0	0	0	17,46	0	13,60	90,93	0
54	0	14,95	0	0	0	16,02	0	13,48	90,22	0
55	0	13,34	0	0	0	14,59	0	12,75	90,49	0
56	0	11,50	0	0	0	11,67	0	12,25	86,30	0

Prove	Dino	Echin	Fuco	Lut	Myxo	Peri	Phe.a	Phe.b	Viola
1	0	26,06	0	0	3,33	38,22	526,14	119,59	18,60
2	0	61,12	0	0	0,00	0,00	466,86	83,09	48,00
3	0	0	0	0	0,25	54,32	526,74	85,07	78,13
4	0	0	0	0	4,07	40,55	382,32	68,03	68,03
5	0	0	0	0	2,30	30,42	355,54	61,04	64,46
6	0	0	0	0	4,28	40,78	338,56	47,03	58,33
7	0	0	0	0	6,58	21,42	289,08	49,52	48,40
8	0	0	0	0	5,93	21,10	249,52	46,63	32,96
9	0	0	0	0	5,86	33,98	282,78	49,75	38,92
10	0	0	0	0	12,31	12,73	242,50	44,06	30,64
11	0	0	0	0	13,61	12,06	279,58	46,27	38,29
12	0	0	0	0	7,96	27,89	263,96	42,25	34,15
13	0	0	0	0	10,05	16,61	251,26	46,62	28,19
14	0	0	0	0	9,46	26,44	262,63	47,45	24,20
15	0	0	0	0	11,46	22,68	271,33	43,27	28,61
16	0	0	0	0	11,25	31,02	268,55	43,83	28,74
17	0	0	0	0	8,45	35,92	253,14	39,26	28,72
18	0	0	0	0	16,06	10,19	257,13	46,01	25,29
19	0	0	0	0	14,52	26,99	283,67	41,16	25,95
20	0	0	0	0	14,40	20,24	266,45	41,76	26,90
21	0	0	0	0	17,05	32,72	336,01	56,58	27,00
22	0	0	0	0	15,22	26,56	318,19	49,65	31,98
23	0	0	0	0	17,35	11,25	293,55	49,74	26,86
24	0	0	0	0	17,57	20,93	328,22	57,70	36,05
25	0	0	0	0	14,85	16,00	308,59	53,50	37,75
26	0	0	0	0	12,44	30,62	325,67	55,45	40,86
27	0	0	0	0	16,51	39,17	379,58	54,50	45,70
28	0	0	0	0	10,31	21,96	281,70	48,54	27,20
29	0	0	0	0	8,38	21,95	250,19	45,27	23,88
30	0	0	0	0	8,52	14,05	212,96	37,42	19,09
31	0	0	0	0	8,36	20,00	220,95	37,26	21,08
32	0	0	0	0	8,86	25,76	249,64	42,43	25,60
33	0	0	0	0	10,97	18,36	258,54	43,24	25,48
34	0	0	0	0	10,94	23,15	269,47	43,92	25,31
35	0	0	0	0	9,49	27,45	259,12	42,14	25,20
36	0	0	0	0	11,11	34,19	268,81	42,00	25,61
37	0	0	0	0	12,82	17,06	262,23	42,49	24,85
38	0	0	0	0	8,72	20,57	285,74	47,26	24,28
39	0	0	0	0	5,34	23,09	253,12	43,70	24,56
40	0	0	0	0	4,24	30,23	246,19	43,45	28,19
41	0	0	0	0	5,02	27,37	221,00	39,01	24,19
42	0	0	0	0	5,31	25,65	220,08	39,68	27,31

43	0	0	0	0	8,64	10,84	221,91	39,04	21,29
44	0	0	0	0	7,79	24,36	254,58	42,58	27,54
45	0	0	0	0	7,17	22,42	234,34	39,19	25,35
46	0	0	0	0	4,11	20,97	213,94	37,26	32,76
47	0	0	0	0	9,51	6,34	211,84	44,53	29,18
48	0	0	0	0	9,06	6,54	227,25	43,23	25,20
49	0	0	0	0	8,57	0,00	184,39	38,85	26,34
50	0	0	0	0	6,33	11,25	187,66	37,27	31,76
51	0	0	0	0	6,78	0,00	174,64	36,62	32,08
52	0	0	0	0	5,89	15,19	206,14	39,25	26,36
53	0	0	0	0	7,60	4,96	223,76	42,42	30,49
54	0	0	0	0	4,40	12,07	212,65	41,56	33,60
55	0	0	0	0	5,08	6,51	184,78	36,08	37,99
56	0	0	0	0	4,25	8,53	193,85	39,01	37,83

Vedlegg 11. Rådata pigmentanalyse Kutjern

Prøve	Allo	bb.Car	c.Neo	Cantha	Chl.a	Chl.b	Chl.c1	Chl.c2	Diadino	Diato
1	0	0	0	0	0	1374,61	0	0,00	526,80	0,00
2	0	0	0	0	0	389,24	0	2,03	196,29	238,24
3	0	0	0	0	0	345,25	0	36,49	521,35	0,00
4	0	0	0	0	0	206,37	0	40,75	360,06	0,00
5	0,00	130,52	0	0	0	275,69	0	52,71	508,85	8,43
6	0,00	41,74	0	0	0	225,71	0	37,44	334,36	20,49
7	0,00	24,98	0	0	0	29,91	0	14,10	92,59	8,95
8	0,00	38,00	0	0	0	33,97	0	20,96	109,33	27,73
9	0,00	75,31	0	0	0	39,84	0	39,25	184,82	17,66
10	0,00	50,43	0	0	0	25,33	0	26,04	124,19	51,82
11	23,82	19,77	0	0	0	56,38	0	28,49	169,52	0,00
12	0,00	44,11	2,83	0	0	42,40	0	30,09	196,78	27,87
13	0,00	41,04	0	0	0	50,16	0	28,64	183,84	0
14	0,00	35,03	0	0	0	40,51	0	25,77	168,16	0
15	38,03	3,38	0	0	0	50,93	0	27,57	174,52	0
16	0,00	36,52	0	0	0	49,55	0	36,18	208,61	0
17	0,00	35,32	0	0	0	36,32	0	32,15	203,34	0
18	0,00	36,43	0	0	0	57,74	0	32,67	210,05	0
19	0,00	36,77	0	0	0	61,24	0	31,73	216,30	0
20	0,00	34,35	0	0	0	38,39	0	26,88	165,49	0
21	0,00	27,80	0	0	0	34,94	0	21,50	140,83	0
22	0,00	22,90	0	0	0	34,85	0	19,38	119,86	0
23	0,00	26,30	0	0	0	36,38	0	23,02	143,29	0
24	0,00	33,84	0	0	0	34,22	0	25,71	162,02	0
25	0,00	33,17	0	0	0	46,47	0	26,88	174,06	0
26	0,00	33,95	0	0	0	44,40	0	32,79	214,07	0
27	0,00	35,57	0	0	0	35,57	0	31,70	212,98	0
28	0,00	33,81	0	0	0	46,13	0	28,86	187,40	0
29	0,00	31,44	0	0	0	45,91	0	31,40	202,54	0
30	0,00	26,27	0	0	0	41,16	0	27,23	166,19	0
31	0,00	33,69	0	0	0	45,80	0	35,79	243,93	0
32	0,00	32,70	0	0	0	34,34	0	33,65	196,81	0
33	0,00	39,29	0	0	0	40,79	0	40,16	243,85	0
34	0,00	29,58	0	0	0	47,95	0	33,82	232,63	0
35	0,00	25,89	0	0	0	50,75	0	36,86	245,15	0
36	0,00	32,42	0	0	0	46,67	0	36,30	231,51	0
37	0,00	25,99	0	0	0	47,74	0	28,60	204,82	0
38	0,00	36,60	0	0	0	50,99	0	33,86	216,43	0
39	0,00	37,16	0	0	0	36,23	0	33,33	207,87	0
40	0,00	26,06	0	0	0	42,25	0	27,60	183,77	0
41	0,00	15,88	0	4,29	0	25,38	0	22,77	156,51	0
42	0,00	25,15	0	0	0	60,02	0	29,31	209,32	0
43	0,00	33,99	0	0	0	39,44	0	30,57	185,78	0
44	0,00	27,62	0	0	0	30,19	0	23,72	153,72	0
45	0,00	33,61	0	0	0	37,51	0	30,94	207,24	0
46	36,96	0,00	0	0	0	54,24	0	23,19	188,93	0
47	0,00	26,56	0	0	0	51,43	0	33,58	248,79	0
48	0,00	31,09	0	0	0	49,98	0	29,61	201,43	0
49	0,00	28,91	0	0	0	47,33	0	32,51	223,54	0

50	0,00	30,21	0	0	0	44,16	0	29,33	206,00	0
51	41,05	0,00	0	0	0	56,14	0	25,54	170,22	0
52	0,00	24,00	0	0	0	39,97	0	31,26	192,95	0
53	0,00	30,02	0	0	0	34,01	0	25,24	174,67	0
54	0,00	30,84	0	0	0	42,30	0	29,50	197,67	0

Prøve	Dino	Echin	Fuco	Lut	Myxo	Peri	Phe.a	Phe.b	Viola
1	0	0	0	0	0,00	0,00	2425,15	1503,37	0,00
2	0	0	0	0	0,00	0,00	778,53	324,34	69,78
3	0	0	0	0	2,73	78,02	838,03	179,14	134,37
4	0	0	0	0	17,84	38,55	578,24	151,78	136,54
5	0	0	0	0	84,31	0,00	1002,19	354,27	266,68
6	0	0	0	0	25,57	0,00	719,64	321,20	231,97
7	0	0	0	0	6,30	0,00	223,64	50,22	43,42
8	0	0	0	0	7,74	0,00	305,89	69,79	48,05
9	0	0	0	0	18,08	0,00	443,63	85,10	81,58
10	0	0	0	0	13,93	0,13	368,10	78,61	62,74
11	0	0	0	0	10,65	31,89	473,18	105,59	55,98
12	0	0	0	0	11,89	6,65	487,46	104,00	57,48
13	0	0	0	0	7,20	18,21	499,02	109,50	48,60
14	0	0	0	0	4,53	20,18	464,07	97,91	45,67
15	0	0	0	0	15,93	13,72	507,71	86,20	62,14
16	0	0	0	0	0,00	40,81	537,19	99,24	70,19
17	0	0	0	0	1,83	50,96	501,35	93,85	65,50
18	0	0	0	0	9,92	15,95	516,52	95,80	64,79
19	0	0	0	0	10,06	13,71	538,19	109,08	65,50
20	0	0	0	0	7,41	19,42	488,06	91,73	50,90
21	0	0	0	0	9,27	3,76	403,13	74,05	45,35
22	0	0	0	0	1,48	25,63	375,64	67,99	39,68
23	0	0	0	0	6,93	21,38	422,93	78,60	46,19
24	0	0	0	0	7,86	17,61	444,72	81,74	51,84
25	0	0	0	0	9,01	22,23	462,40	77,75	57,31
26	0	0	0	0	4,84	46,53	534,04	88,94	69,23
27	0	0	0	0	5,30	24,22	473,71	76,07	72,87
28	0	0	0	0	12,03	0,00	458,93	75,70	56,27
29	0	0	0	0	8,03	22,17	475,45	76,86	65,47
30	0	0	0	0	3,79	34,15	460,64	73,78	57,28
31	0	0	0	0	8,02	24,44	566,42	84,06	97,67
32	0	0	0	0	7,21	18,71	452,59	67,64	70,49
33	0	0	0	0	9,50	11,97	517,25	79,35	77,92
34	0	0	0	0	10,87	16,45	512,24	80,69	80,97
35	0	0	0	0	5,93	46,95	522,78	83,27	81,30
36	0	0	0	0	10,32	28,78	552,76	95,89	87,82
37	0	0	0	0	14,19	0,00	461,38	90,96	63,71
38	0	0	0	0	11,05	26,99	539,33	81,48	72,07
39	0	0	0	0	9,23	9,43	452,61	65,25	69,70
40	0	0	0	0	5,77	37,10	420,91	63,31	56,07
41	0	0	0	0	13,75	0,00	423,03	74,65	42,23
42	0	0	0	0	4,49	45,75	446,11	75,19	60,90
43	0	0	0	0	6,96	32,83	445,83	70,47	56,31

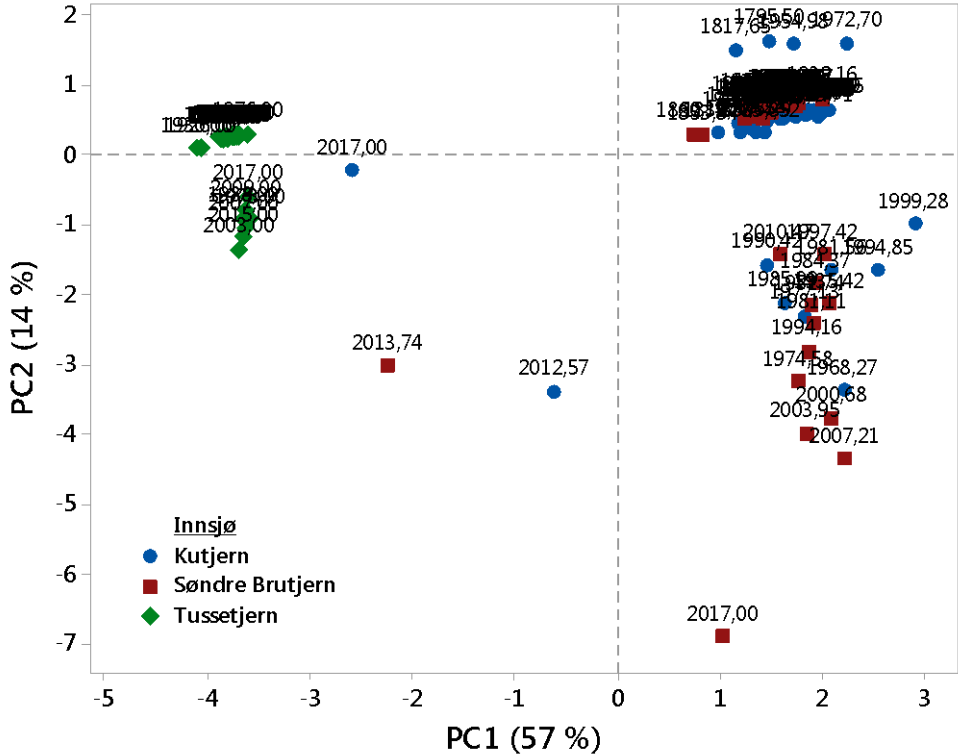
44	0	0	0	0	10,42	5,97	390,45	64,86	44,06
45	0	0	0	0	6,84	32,17	447,41	62,80	63,19
46	0	0	0	0	3,26	63,66	415,84	52,62	72,02
47	0	0	0	0	0,00	70,53	471,98	65,08	70,96
48	0	0	0	0	9,94	26,46	463,12	77,58	57,55
49	0	0	0	0	6,50	37,71	464,06	70,78	64,46
50	0	0	0	0	8,49	25,25	431,91	63,72	59,79
51	0	0	0	0	12,68	40,15	432,51	64,65	61,85
52	0	0	0	0	1,54	39,49	400,67	63,54	66,73
53	0	0	0	0	7,69	6,94	356,45	62,45	46,58
54	0	0	0	0	5,77	29,25	417,10	68,62	57,18

Vedlegg 12. Rådata pigmentanalyse Tussetjern

Prøve	Allo	bb.Car	c.Neo	Cantha	Chl.a	Chl.b	Chl.c1	Chl.c2	Diadino	Diato
1	0	10,90	0	0	1,39	6,86	0	3,74	22,74	2,63
2	1,56	4,01	0	0	0	4,26	0	2,23	12,29	7,75
3	0	4,70	0	0	0	3,86	0	2,48	13,03	4,50
4	0	4,52	0	0	0	4,52	0	3,09	16,88	4,19
5	0,20	5,10	0	0	0	3,74	0	2,91	16,09	6,47
6	0	4,32	0	0	0	3,51	0	2,02	11,18	2,31
7	0	4,17	0	0	0	3,10	0	1,80	9,56	2,28
8	0	5,67	0,12	0	0	3,30	0	2,57	13,01	2,19
9	0	3,54	0	0	0	2,83	0	1,82	9,99	1,14
10	0	5,01	0	0	0	2,98	0	2,44	12,22	1,99
11	0,05	4,51	0	0	0	2,42	0	2,32	10,98	2,86
12	0	2,64	0	0	0	2,20	0	1,56	8,65	0,32
13	0	4,80	0,28	0	0	2,31	0	2,47	12,89	4,66
14	0	3,11	0,04	0	0	1,86	0	1,71	9,31	0,68
15	0	3,14	0,25	0	0	2,19	0	2,19	11,95	0,84
16	0,05	3,65	0,06	0	0	1,60	0	1,65	6,82	3,14
17	0	1,84	1,11	0	0	1,85	0	1,95	9,57	4,98
18	0	2,03	1,02	0	0	2,63	0	2,55	13,63	1,43
19	0	4,60	0,83	0	0	3,24	0	3,41	15,22	6,94
20	0,40	4,12	0	0	0	3,84	0	3,09	15,79	6,68
21	7,41	0,00	0	0	0	6,46	0	4,28	27,22	16,20
22	4,87	0,00	0	0	0	6,54	0	2,68	20,22	8,62
23	2,98	0,65	0	0	0	4,76	0	2,01	12,45	6,61
24	1,80	0,79	0,30	0	0	3,81	0	1,68	9,89	3,48
25	0,45	0,83	0,49	0	0	2,10	0	1,27	7,65	0,49
26	0	1,30	0,36	0	0	2,44	0	1,23	6,79	0
27	0	1,37	0,48	0	0	2,54	0	1,44	8,42	0
28	0	1,45	0	0	0	3,07	0	1,77	9,73	0
29	0	1,18	0,32	0	0	1,88	0	1,08	6,33	0
30	0	1,26	0	0	0	2,38	0	1,07	5,71	0
31	0	1,23	0,33	0	0	2,08	0	1,12	6,46	0,15
32	0	1,57	0	0	0	1,83	0	0,97	4,94	0
33	0	1,82	0	0	0	2,98	0	1,63	8,68	0
34	0	1,42	0,49	0	0	2,26	0	1,42	8,33	0,11
35	0	1,17	0	0	0	2,19	0	1,06	5,63	0
36	0,00	1,00	0,26	0	0	1,42	0	0,62	3,27	1,20
37	0,05	0,85	0,17	0	0	1,55	0	0,86	5,08	0
38	0	0,69	0	0	0	2,36	0	0,84	4,54	0
39	0	0,94	0,24	0	0	1,84	0	1,14	6,71	0
40	0	1,69	0,44	0	0	2,28	0	1,69	9,90	0,56
41	1,13	0,85	0	0,20	0	1,73	0	1,28	6,33	3,47
42	0,09	1,34	0,15	0	0	1,57	0	1,22	6,79	1,85
43	0	2,12	0,84	0	0	2,33	0	2,59	15,34	0
44	0	1,87	0,66	0	0	1,86	0	1,89	10,66	0,47
45	0	1,89	0,06	0	0	2,91	0	2,09	11,66	0
46	0	2,25	0,72	0	0	1,63	0	1,81	10,06	2,37

Prøve	Dino	Echin	Fuco	Lut	Myxo	Peri	Phe.a	Phe.b	Viola
1	0	0	1,08	0	0,14	0	62,91	19,87	9,13
2	0	0	0	0	0,15	0	36,04	9,74	6,72
3	0	0	0	0	0	0	38,90	9,38	6,02
4	0	0	0	0	0	0	46,31	12,42	10,57
5	0	0	0	0	0,06	0,45	42,38	9,32	8,04
6	0	0	0	0	0,03	0	32,12	7,79	5,14
7	0	0	0	0	0,12	0	31,34	7,21	4,90
8	0	0	0	0	0	0	42,74	8,45	6,23
9	0	0	0	0	0,07	0	30,01	5,74	4,96
10	0	0	0	0	0	0,26	43,13	7,05	6,85
11	0	0	0	0	0	0	43,69	7,41	6,95
12	0	0	0	0	0	0	26,50	5,03	3,68
13	0	0	0	0	0	0,54	37,70	5,93	6,85
14	0	0	0	0	0,02	0,00	28,25	4,42	4,06
15	0	0	0	0	0	0	35,20	4,80	4,58
16	0	0	0	0	0,06	0	34,85	5,23	4,93
17	0	0	0	0	0	0,15	29,22	4,86	5,67
18	0	0	0	0	0	0	36,80	7,04	5,51
19	0	0	0	0	0	1,02	57,01	11,92	11,07
20	0	0	0	0	0	0,06	58,28	13,88	10,78
21	0	0,01	0	0	0,16	1,35	87,89	27,57	17,97
22	0	0,25	0	0	0	0,46	64,38	22,45	11,62
23	0	0	0	0	0	0	53,77	15,51	7,60
24	0	0	0	0	0	0	41,48	10,65	4,92
25	0	0	0	0	0	0	25,53	5,43	2,50
26	0	0	0	0	0	0	24,55	5,29	2,14
27	0	0	0	0	0	0	28,74	5,42	2,51
28	0	0	0	0	0	0	30,94	5,65	3,10
29	0	0	0	0	0	0	20,65	4,05	2,12
30	0	0	0	0	0	0	21,15	4,88	2,25
31	0	0	0	0	0	0,38	22,60	4,74	2,35
32	0	0	0	0	0	0	20,20	4,50	2,15
33	0	0	0	0	0	0	28,80	6,41	3,43
34	0	0	0	0	0	0,42	26,34	5,49	3,08
35	0	0	0	0	0	0	21,32	4,87	2,46
36	0	0	0	0	0	0	16,97	3,91	1,73
37	0	0	0	0	0	0	18,07	3,56	1,81
38	0	0	0	0	0	0	18,74	4,09	1,55
39	0	0	0	0	0	0	20,76	4,05	2,09
40	0	0	0	0	0	0,42	31,60	5,67	3,39
41	0	0	0	0	0	0	27,88	4,90	4,24
42	0	0	0	0	0	0,07	24,31	4,47	3,20
43	0	0	0	0	0	1,00	38,21	4,99	3,76
44	0	0	0	0	0	0,69	34,24	4,99	3,18
45	0	0	0	0	0	0	39,06	6,06	3,67
46	0	0	0	0	0	0	36,91	5,28	3,65

Vedlegg 13. Score plot fra PCA med årstall



Vedlegg 14. Rådata Principal component analysis (PCA) - pigmentfordeling i innsjøene

Principal Component Analysis: Allo; bb.Car; c.Neo; Chl.b; ... he.b; Viola

Eigenanalysis of the Correlation Matrix

Eigenvalue	6,293	1,551	1,143	0,803	0,572	0,342	0,161	0,099	0,018	0,012
	4	6	0	2	8	5	0	3	6	2
Proportion	0,572	0,141	0,104	0,073	0,052	0,031	0,015	0,009	0,002	0,001
Cumulative	0,572	0,713	0,817	0,890	0,942	0,973	0,988	0,997	0,999	1,000
Eigenvalue	0,0024									
Proportion	0,000									
Cumulative	1,000									

Eigenvectors

Variable	PC1	PC2	PC3	PC4	PC5	PC6	PC7	PC8	PC9	PC10
Allo	0,042	0,163	-0,868	-0,095	0,315	0,173	-0,233	0,158	0,001	0,014
bb.Car	0,318	0,059	0,418	0,062	0,289	0,342	-0,532	0,444	-0,111	0,147
c.Neo	0,031	-0,672	-0,138	0,468	0,159	-0,464	-0,210	0,082	-0,028	0,133
Chl.b	0,360	-0,001	-0,134	-0,247	-0,389	-0,202	0,134	0,186	-0,640	0,359
Chl.c2	0,389	-0,005	-0,011	0,066	0,019	0,001	-0,279	-0,512	-0,373	-0,573
Diadino	0,391	-0,012	-0,044	-0,058	-0,178	-0,149	-0,008	0,133	0,358	-0,340
Diato	0,077	-0,696	-0,035	-0,328	0,050	0,565	0,264	-0,016	-0,023	-0,083
Myxo	0,304	0,116	0,120	-0,095	0,735	-0,248	0,509	-0,042	-0,066	0,039
Peri	0,256	0,138	-0,117	0,748	-0,153	0,398	0,394	0,047	-0,032	0,046
Phe.b	0,384	-0,033	-0,043	-0,134	-0,197	-0,174	0,099	0,382	0,387	-0,182
Viola	0,388	-0,005	-0,026	-0,078	-0,053	0,066	-0,168	-0,554	0,393	0,587
Variable	PC11									
Allo	0,006									
bb.Car	0,038									
c.Neo	0,004									
Chl.b	0,093									
Chl.c2	-0,193									
Diadino	0,725									
Diato	0,025									
Myxo	0,031									
Peri	-0,006									
Phe.b	-0,651									
Viola	-0,036									

Vedlegg 15. Rådata Principal component analysis (PCA) - Søndre Brutjern

Principal Component Analysis: Tot klorofyll a; Na; Temp; Nedbør Ørje

Eigenanalysis of the Correlation Matrix

Eigenvalue	1,8433	1,0352	0,7119	0,4096
Proportion	0,461	0,259	0,178	0,102
Cumulative	0,461	0,720	0,898	1,000

Eigenvectors

Variable	PC1	PC2	PC3	PC4
Tot klorofyll a	0,573	-0,253	-0,512	-0,588
Na	0,636	0,040	-0,170	0,751
Temp	0,515	0,170	0,797	-0,265
Nedbør Ørje	-0,033	-0,952	0,271	0,141

Principal Component Analysis: Tot klorofyll a; Na; Temp; ... edbør Ørje

Eigenanalysis of the Correlation Matrix

Eigenvalue	3,3190	1,3920	0,7109	0,4991	0,0777	0,0013
Proportion	0,553	0,232	0,118	0,083	0,013	0,000
Cumulative	0,553	0,785	0,904	0,987	1,000	1,000

Eigenvectors

Variable	PC1	PC2	PC3	PC4	PC5	PC6
Tot klorofyll a	0,358	0,357	0,432	-0,729	0,101	-0,129
Na	0,506	-0,182	-0,265	-0,139	-0,762	0,202
Temp	0,316	-0,326	0,770	0,443	-0,062	-0,004
Veisalt	0,520	-0,010	-0,327	0,216	0,229	-0,724
Trafikk	0,483	0,341	-0,163	0,254	0,415	0,623
Nedbør Ørje	-0,117	0,785	0,130	0,376	-0,426	-0,175

Vedlegg 16. Rådata Principal component analysis (PCA) - Kutjern

Principal Component Analysis: Tot klorofyll a; Na; Temp; Nedbør Ørje Eigenanalysis of the Correlation Matrix

Eigenvalue	1,8582	1,0249	0,7071	0,4097
Proportion	0,465	0,256	0,177	0,102
Cumulative	0,465	0,721	0,898	1,000

Eigenvectors

Variable	PC1	PC2	PC3	PC4
Tot klorofyll a	0,628	-0,156	0,120	-0,753
Na	0,528	0,018	-0,790	0,311
Temp	0,571	0,132	0,600	0,545
Nedbør Ørje	0,013	0,979	-0,047	-0,199

Principal Component Analysis: Tot klorofyll a; Na; Temp; ... edbør Ørje Eigenanalysis of the Correlation Matrix

Eigenvalue	3,2067	1,4316	0,9315	0,4229	0,0073	0,0000
Proportion	0,534	0,239	0,155	0,070	0,001	0,000
Cumulative	0,534	0,773	0,928	0,999	1,000	1,000

Eigenvectors

Variable	PC1	PC2	PC3	PC4	PC5	PC6
Tot klorofyll a	0,472	0,353	0,161	0,437	-0,601	-0,272
Na	0,492	0,218	0,371	0,240	0,653	0,299
Temp	0,439	0,217	0,075	-0,856	-0,072	-0,131
Veisalt	0,431	-0,486	-0,265	0,002	-0,307	0,643
Trafikk	0,344	-0,656	-0,018	0,085	0,226	-0,626
Nedbør Ørje	-0,196	-0,338	0,872	-0,107	-0,249	0,117

Vedlegg 17. Rådata Principal component analysis (PCA) - Tussetjern

Principal Component Analysis: Tot klorofyll a; Nedbør; Temp Eigenanalysis of the Correlation Matrix

Eigenvalue	1,4879	1,0637	0,4484
Proportion	0,496	0,355	0,149
Cumulative	0,496	0,851	1,000

Eigenvectors

Variable	PC1	PC2	PC3
Tot klorofyll a	0,722	-0,123	-0,681
Nedbør	-0,668	-0,376	-0,642
Temp	0,177	-0,918	0,354

Principal Component Analysis: Tot klorofyll a; Nedbør; ... isalt; Trafikk Eigenanalysis of the Correlation Matrix

Eigenvalue	2,5793	1,5573	0,7628	0,0802	0,0204
Proportion	0,516	0,311	0,153	0,016	0,004
Cumulative	0,516	0,827	0,980	0,996	1,000

Eigenvectors

Variable	PC1	PC2	PC3	PC4	PC5
Tot klorofyll a	0,501	0,442	0,130	-0,644	-0,349
Nedbør	-0,314	-0,666	-0,190	-0,576	-0,300
Temp	0,236	-0,421	0,872	0,081	-0,020
Veisalt	0,540	-0,295	-0,343	0,447	-0,551
Trafikk	0,551	-0,311	-0,264	-0,216	0,696



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

Postboks 5003
NO-1432 Ås
Norway