



Norges miljø- og
biovitenskapelige
universitet

Masteroppgave 2017 30 stp

Fakultetet for miljøvitenskap og naturforvaltning

Paleolimnologiske undersøkelser i innsjøene Floen og Bjørkelangen

Sammenligning av sedimentkjerner for å undersøke i
hvilken grad menneskelig aktivitet og klima har påvirket
vannkvaliteten

Paleolimnological Studies in the Lakes Floen and Bjørkelangen

Comparison of sediment cores to examine in what extent
human activity and climate have affected water quality

Hanna Cecilia Lytomt
Miljø og naturressurser

Forord

Dette er min avsluttende masteroppgave i studiet miljø- og naturressurser med spesialisering i vannressurser og limnologi. Oppgaven er utarbeidet på fakultet for miljøvitenskap og naturforvaltning (MINA), ved Norges miljø- og biovitenskapelige universitet (NMBU).

Masteroppgaven tar for seg i hvilken grad to innsjøers vannkvalitet i samme vassdrag har blitt påvirket av menneskelig aktivitet og klima siden 1900-tallet. Denne masteroppgaven er skrevet sammen med Norsk institutt for vannforskning (NIVA).

Jeg vil rette en stor takk til min hovedveileder Thomas Rohrlack for meget god veiledning underveis i arbeidet med oppgaven. Thomas har en kunnskap og engasjement som er veldig smittende som gjør det ekstra motiverende å jobbe med denne masteroppgaven. Jeg vil også rette en stor takk til mine medveiledere Gunnhild Riise (NMBU) og Sigrid Haande (NIVA). Gunnhild har vært til hjelp med strukturen i oppgaven og innhold. Sigrid har bidratt med lån av båt fra NIVA som gjorde det mulig å ta sedimentprøvene i mai 2016. I tillegg har hun gitt gode tips til å finne nyttig litteratur. Spesielt takk til Ståle Haaland (NMBU) for hjelpen med statistikk og forståelse av denne, og som er veldig flink til å motivere til videre arbeid. Jeg vil også takke de ansatte ved laboratoriet på MINA-fakultetet for hjelpen med dateringsanalyser av Floensjøen. I tillegg vil jeg rette en takk til Trond Sverre Syversen, Finn Helge Grimsrud, Ole-Christian Østreng og Vidar Hansen i Aurskog-Høland kommune for god hjelp og tips i kartlegging av endringer i kommunen. Takk til mine venner og medstudenter for gode diskusjoner, idemyldringer og motivasjon. Sammen er vi sterkere!

Til slutt vil jeg takke mine nærmeste venner som har kommet med oppmuntringer og støttet meg gjennom hele arbeidet med masteroppgaven. Takk til min mine foreldre som alltid stiller opp.

Sammendrag

Tidligere resultater fra paleolimnologisk metode viser at flere innsjøer på Østlandet har en økning i trofi, som har økt i takt med menneskelig aktivitet og urbanisering i nedbørsfeltet. Denne hypotesen stemmer ikke for Bjørkelangen som har samme trofinivå som før intensiveringen av menneskelig påvirkning. Innsjøen Floen ligger i samme vassdrag og er lite påvirket av menneskelig aktivitet. Floen og Bjørkelangen sammenlignes for å se på i hvilken grad menneskelig aktivitet eller klima er styrende for endringer av innsjøenes vannkvalitet. Hovedfaktorene for dette har vært organisk materiale og algevekst. Hypotesene som skal besvares er: 1. Forutsatt at landbruk og urbanisering er styrende for vannkvaliteten, vil det være betydelige forskjeller mellom Floen og Bjørkelangen de siste 100 årene. 2. Forutsatt at klima er styrende for vannkvaliteten, vil Floen og Bjørkelangen hatt lik de siste 100 årene. Paleolimnologisk metode og innsamling av endringer i kommunen siden 1900-tallet blir benyttet for å teste hypotesene. Innsjøene blir sammenlignet ved å analysere en sedimentsøyle fra hver innsjø, og for å se på utviklingen av algevekst, organisk materiale og andel vann- og tørrstoffinnhold. Andre variabler som blir tatt med er klima, nedbør og temperatur, og sur nedbør. Variasjonen i pigmentkonsentrasjonen var svært varierende for Bjørkelangen, mens for Floen var det lite endringer. For begge innsjøene viser endringen for organisk materiale en ganske jevn variasjon for tidsperioden fram til 1990, men som deretter øker. Andelen vann- og tørrstoffinnhold viser at Bjørkelangen mottar en betydelig større andel partikler enn Floen, mens Floen har en større andel organisk materiale. Sammenligning av nedbørsfeltene viser at Bjørkelangen er i større grad påvirket av menneskelig aktivitet i form av landbruk og urbanisering enn Floen. Forskjellene i variasjonen til pigmentkonsentrasjonen skyldes innsjøenes ulike nedbørsfelt og andre faktorer. I Floen forklares endringene i pigmentkonsentrasjonen hovedsakelig av klima. I Bjørkelangen skyldes variasjonene trolig klima og menneskelig aktivitet i form av kloakkavrenning og jordbruk. For begge innsjøene er det en økende konsentrasjon av pigmenter fra ca. midten av 1990-tallet som kan skyldes påvirkning fra klima. Forskjellene i variasjonen av organisk materiale i Floen skyldes mest sannsynlig alloktone tilførsler fra nedbørsfeltet og klima. I Bjørkelangen kan endringene skyldes jordbruket, urbanisering og autokton produksjon. Begge innsjøene har en økning i mengde organisk materiale de siste 20 årene, som begrunnes med nedgang i sur nedbør. Ut i fra dette forkastes ikke hypotese 1 ved sammenligning av disse to innsjøene. Hypotese 2 forkastes i så tilfelle på dette grunnlaget, men det skal likevel ikke utelukkes at klima og sur nedbør kan ha påvirket innsjøene i ulik grad.

Abstract

Previous studies from lakes in eastern Norway, based on paleolimnological methods, confirm that the phototrophic levels have increased. The hypothesis was an increase in phototrophic levels, because of more influence by anthropogenic activity and urbanization in lake catchment areas. This hypothesis however, disengage with the results from Bjørkelangen. As this lake show the same phototrophic levels before and after intensification of anthropogenic influence. Lake Floen, located in the same water course and municipality, is to a less degree influenced by anthropogenic activity. The aim of the thesis is to compare these lakes and examine to what extent anthropogenic activity and changes in climatic conditions have influenced the variation in water quality. Main factors will be organic matter and algae growth. In this master thesis, Floen and Bjørkelangen are compared to see in what extent human activity and climate governs changes in water quality. The hypotheses are: 1. Assuming agriculture and urbanization to be the main forcing factors in water quality in Floen and Bjørkelangen, there will be significant differences between the lakes during the past 100 years. 2. Assuming climate to be the main forcing factor in water quality, there will be a similar development between Floen and Bjørkelangen during the last 100 years. To examine the hypotheses, paleolimnological methods are carried out, together with documentation of changes in the municipality since the 20th century. Comparison of the lakes are executed by analyses of two sediment cores, one from each lake. With an aim to examine the development of algae growth, organic matter, the proportion of water- and dry matter content. Other variables such as climate, precipitation, temperature and acid rainfall are included. The variation of pigments showed major variance. Floen showed little change, contrary to Bjørkelangen. Both lakes show an even variation in organic matter from 1903 until 1990, followed by an increase. The results of water- and solid content from Bjørkelangen, show that more particles are deposited in Bjørkelangen compared to Floen, which had a larger proportion of organic matter. Further, comparison of the two catchments indicates a significantly higher influence by anthropogenic activity in Bjørkelangen in terms of agriculture and urbanization, compared to Floen. Pigment concentration differs among the lakes, which is largely influenced by the different catchment areas, and other factors. The pigment concentration in Floen, is mainly explained by changes in climatic conditions. Pigment variation in Bjørkelangen, is probably due to climate and anthropogenic activity, in form of sewage and agriculture. For both lakes, there are an increasing concentration of pigments from mid 1990s, and may be a cause of changes in climatic conditions. The changes

in organic matter in Floen, are probably due to allochthonous inputs from the catchment and climate. In Bjørkelangen, the changes may be due to agriculture, urbanization and autochthon production. Both lakes have an increase in the amount of organic matter in the past 20 years, which is justified by a decrease in acid rain. Based on this, hypothesis 1 is not rejected when comparing these two lakes. Hypothesis 2 is rejected in this case, but it should not be excluded that climate and acid rainfall may have affected the lakes in different degree.

Innholdsfortegnelse

Forord	II
Sammendrag	III
Abstract	IV
Liste over figurer	VIII
1. Innledning	1
1.1 EUs rammedirektiv for vann	1
1.2 Naturlige faktorer som påvirker innsjøers vannkvalitet	2
1.3 Antropogene faktorer som påvirker innsjøers vannkvalitet	3
1.4 Paleolimnologisk metode	4
1.5 Oppgavens formål og hypoteser	5
2. Områdebeskrivelse	7
2.1 Haldenvassdraget	7
2.2 Floen	8
2.3 Bjørkelangen	9
3. Materiale og metode	11
3.1 Regionale og lokale endringer i nedbørsfeltene	11
3.2 Metoder i felt	11
3.2.1 Prøvetaking	11
3.3 Metoder på laboratoriet	12
3.3.1 Oppdeling av sedimentsøylene og frysetørring	12
3.3.2 Tørrvekt	13
3.3.3 Datering	14
3.3.4 Organisk materiale	14
3.3.5 Pigmentanalyse	15
3.4 Statistiske analyser	16
3.4.1 Prinsippal komponent analyse	16
3.5 Datausikkerhet ved metodene	17
4. Resultater	19
4.1 Historiske endringer lokalt	19
4.1.1 Befolkningsvekst og urbanisering	19
4.1.2 Jordbruk	20
4.1.3 Skogbruk	22
4.1.4 Kloakkhåndtering	23
4.2 Historiske endringer regionalt	24
4.2.1 Temperatur	24
4.2.2 Nedbør	25

4.2.3 Sur nedbør	26
4.3 Sedimentanalyse av Floen	27
4.3.1 Datering i Floen.....	28
4.3.2 Vanninnhold og tørrstoffinnhold i Floen.....	29
4.3.3 Organisk materiale i Floen	29
4.3.4 Pigmenter.....	30
4.3.4.1 Pigmenter i Floen	31
4.4 Statistiske analyser av Floen	31
4.5 Sedimentanalyse av Bjørkelangen.....	32
4.5.1 Vanninnhold og tørrstoffinnhold i Bjørkelangen	33
4.5.2 Organisk materiale i Bjørkelangen	33
4.5.3 Pigmenter i Bjørkelangen	34
4.6 Statistiske analyser av Bjørkelangen	35
5. Diskusjon	37
5.1 Endringer i nedbørsfeltene siden 1900-tallet.....	37
5.2 Faktorer som påvirker algeproduksjon.....	39
5.3 Faktorer som påvirker organisk materiale	43
6. Oppsummering og forslag til videre arbeid	47
7. Konklusjon.....	48
8. Referanser	49
8.1 Personlige meddelelser.....	53
9. Vedlegg.....	55
Vedlegg A: Løsmassekart over Floen	55
Vedlegg B: Løsmassekart over Bjørkelangen	55
Vedlegg C: Historisk kart over Floen fra 1902	56
Vedlegg D: Kart over Floen	57
Vedlegg E: Historisk kart over Bjørkelangen fra 1902	58
Vedlegg F: Kart over Bjørkelangen	59
Vedlegg G: Kartutsnitt over plassering av Bjørkelangen sentralrenseanlegg og utslippspunkt.....	60
Vedlegg H: Rådata fra sediment- og pigmentanalysen for Bjørkelangen	61
Vedlegg I: Rådata fra sediment- og pigmentanalysen for Floen	64
Vedlegg J: Datamateriale for sammenlagte årsmålinger til nedbør og temperatur	66
Vedlegg K: Forklart variasjon mellom variabler i PCA.....	68

Liste over figurer

Figur 2:1. Avgrensning til Haldenvassdragets nedbørsfelt	s. 7
Figur 2:2. Nedbørsfeltet til Floen	s. 8
Figur 2:3. Nedbørsfeltet til Bjørkelangen	s. 9
Figur 3:1. Dybdekart Floen	s. 11
Figur 3:2. Dybdekart Bjørkelangen	s. 12
Figur 4:1. Befolkningsvekst i Aurskog-Høland kommune	s. 20
Figur 4:2. Fordeling av total korn- og eng/beiteareal i Aurskog-Høland kommune	s. 21
Figur 4:3. Endringer i skogbruks- og landareal i Aurskog-Høland kommune.....	s. 22
Figur 4:4. Gjennomsnittlige temperaturmålinger 1900 til 2016	s. 25
Figur 4:5. Målinger for total nedbør fra 1900 til 2016	s. 26
Figur 4:6. Endringer i sur nedbør ved Løken værstasjon 1973-2013	s. 27
Figur 4:7. Avsetning av sjøsaltkorrigert svovel i Norge	s. 27
Figur 4:8. Resultatet fra datering med ¹³⁷ Cs i sedimentprøven fra Floen	s. 28
Figur 4:9. Andel vanninnhold og tørrstoffinnhold i Floen	s. 29
Figur 4:10. Organisk materiale i Floen	s. 30
Figur 4:11. Mengde total klorofyll a og -b i Floen	s. 31
Figur 4:12. Prinsippal komponent analyse av	s. 32
Figur 4:13. Andel vanninnhold og tørrstoffinnhold i Bjørkelangen	s. 33
Figur 4:14. Mengde organisk materiale i Bjørkelangen	s. 34
Figur 4:15. Mengde total klorofyll a og -b i Bjørkelangen	s. 35
Figur 4:16. Prinsippal komponent analyse for Bjørkelangen	s. 36

1. Innledning

Vi lever i en verden i stadig, fysisk endring. Noen endringer skyldes naturlige prosesser og andre skyldes menneskelig aktivitet. Økende befolkningsvekst medfører betydelige inngrep i naturen og økt forurensning. Det resulterer blant annet i at vannsystemer endres og kvaliteten forringes. Vi forsurel elver og innsjøer med utslipp av syrer fra industri, og overgjødler overflatevann med kloakk og jordbruksavrenning (Matson et al. 1997; Smol 2008; Zuazo et al. 2009). Det er ikke lett å vite hvor miljøendringene vil ta oss, men vi kan lære av fortiden.

Historiske perspektiver gjør det enklere å finne ut hvordan et økosystem var før det ble påvirket av menneskelig aktivitet, samt hvordan økosystemet har reagert på påvirkningen (Smol 2008). «Paleolimnologi er studiet av innsjøens historie og kan si noe om hvordan den har utviklet seg over tid, og gi informasjon om miljøet rundt seg» (Haande et al. 2014, s. 33). Paleolimnologisk metode er en metode som kan benyttes til å kartlegge endringer over tid i et nedbørsfelt. Slik kan man få innsikt i hvordan en innsjø har endret seg over tid og hvordan den kan forvaltes videre. Vannforvaltning er en av våre viktigste samfunnsoppgaver. God vannkvalitet er viktig for rekreasjon, bading, fiske, drikkevann, og for ivaretagelse av terrestrisk og biologisk diversitet. Det er derfor viktig at målene er realistiske og praktisk gjennomførbare for å gjenopprette vannkvaliteten best mulig.

1.1 EUs rammedirektiv for vann

I 2000 trådte EUs (Europeisk Union) rammedirektiv for vann (vanndirektivet) i kraft. Vanddirektivet omfatter alle EU-land, inkludert EØS-landene (Europeiske økonomiske samarbeidsområdet). I Norge har EUs rammedirektiv for vann blitt implementert gjennom «Forskrift om rammer for vannforvaltningen» (vannforskriften), som ble fastsatt ved Kongelig resolusjon 15.12.2006 og trådte i kraft 01.01.2007 (Iversen & Sandøy 2013; Vannforskriften 2006). Vanddirektivet gir retningslinjer for en mer «helhetlig og økosystembasert forvaltning» av grunnvann, ferskvann og kystvann i Norge (Skarbøvik & Gjemlestad 2009, s. 1). Ved bruk av vanddirektivet skal man kunne sette en naturtilstand på vannforekomster, for å si noe om hvordan tilstanden ville vært uten påvirkning fra menneskelig aktivitet. For lettere å kunne si noe om en innsjøes naturtilstand er det gjennom vanddirektivet utarbeidet en innsjøtypifisering basert på parameterne vannkategori, økoregion, klimaregion (høyde over havet), størrelse (nedbørsfelt), størrelse på innsjøer (overflateareal), kalkinnhold/alkalinitet, humusinnhold, turbiditet og dybde (Iversen & Sandøy 2013).

Det er satt ambisiøse miljømål for vannforekomsters økologiske og kjemiske tilstand (Andersen 2013). Vanddirektivet klassifiserer miljøtilstanden i en innsjø i fem ulike kategorier; svært dårlig, dårlig, moderat, god og svært god. Alle vannforekomster skal innfri minst to standard miljømål. Miljømålene går ut på at alle naturlige overflatevannforekomster skal ha god eller svært god økologisk tilstand, samt minst god kjemisk tilstand (Iversen & Sandøy 2013). God økologisk tilstand er definert som «akseptable avvik fra naturtilstanden» for de biologiske elementene, og for de fysisk-kjemiske og hydromorfologiske støtteparametere (2000/60/EC 2000; Direktoratgruppen Vanddirektivet 2009; Iversen & Sandøy 2013). Det må settes i gang miljøforbedrende tiltak i vannforekomster som ligger under denne grensen for at miljømålet skal nås (2000/60/EC 2000; Andersen 2013; Iversen & Sandøy 2013). Det er viktig å vurdere om de forebyggende tiltakene må iverksettes for å hindre forringelse. Et av målene i vanddirektivet er at vannforekomstene som er med i første planperiode skulle oppnå minst god økologisk og kjemisk tilstand innen 2015, mens resterende vannforekomster skal oppnå samme mål innen 2021 (andre planperiode) (Iversen & Sandøy 2013). Grundig datakartlegging skal dokumentere om miljømålene kan nås i løpet av planperioden.

Fordelene med vanddirektivet er at vannressursene forvaltes gjennom konkrete mål, og bedre standardiserte metoder for å vurdere vannkvaliteten. Både kjemiske og biologiske elementer blir inkludert for å vurdere innsjøers økologiske tilstand (Bennion & Battarbee 2007).

Ulempen er at dette er dyrt og tidkrevende, og at det fort kan bli mye fokus på detaljer (Hering et al. 2010). Det kan være vanskelig å ha en klar definisjon på en referansetilstand, fordi det er usikkert hva som er en «uberørt» tilstand. Mange innsjøer er påvirket av menneskelig aktivitet i ulik grad. En annen ulempe er at direktivet tar utgangspunkt i at referansetilstanden er stabil og ignorerer naturlige endringer (Bouleau & Pont 2015). Innsjøer kan påvirkes av både naturlige og antropogene faktorer.

1.2 Naturlige faktorer som påvirker innsjøers vannkvalitet

En innsjø vil alltid være i en kontinuerlig endring. Endringer i en innsjø vil påvirkes av en naturlig eutrofieringsprosess og gjengroing over tid (Kjensmo 1977; Wetzel 2001). Dette vil forårsake endrede levekår for organismene som tilhører det akvatiske miljøet. Innsjøenes vannkvalitet vil naturlig påvirkes av intern primærproduksjon (autokton produksjon) og tilførsler fra nedbørsfeltet (alloktone tilførsler). Planteplanktonets primærproduksjon styres av blant annet tilgangen til næringsstoffene fosfor og nitrogen. Ved en forhøyet tilførsel av fosfor fra nedbørsfeltet vil dette medføre økt primærproduksjon hos planktonalgene. Det er fordi

fosfor regnes som å være styrende for algevekst i ferskvann (Bjørndalen et al. 1985; Correll 1998). Høyere temperatur vil også gi en større primærproduksjon. Naturlig eutrofiering kan defineres som at økt primærproduksjon vil gi en økning i innsjøens trofi (eutrofiering). Oppblomstringer av fytoplankton og cyanobakterier (blågrønne alger) kan gi lukt og smak på vannet. Høy grad av primærproduksjon vil øke oksygenforbruket, som kan gi oksygenfattig miljø nedover i vannsøylen (Smol 2008). Over tid vil denne prosessen gjøre at innsjøen gradvis gror igjen.

Den naturlige eutrofieringsprosessen styres også av alloktone tilførsler fra nedbørsfeltet. Avhengig av hva som befinner seg i innsjøens nedbørsfelt vil alloktone tilførsler bringe med seg rester av blant annet organisk materiale og partikler. Et nedbørsfelt bestående av skog vil naturlig nok tilføre mer organisk materiale, enn et nedbørsfelt som mottar mye suspendert materiale på grunn av erosjon forårsaket av for eksempel en isbre (Økland & Økland 2006). Mengden av alloktone tilførsler til resipienten endres avhengig av variasjoner i nedbør. Større nedbørsmengder kan føre til økt erosjon og tilførsler av næringsstoffer, fordi fosfor bindes til partikulært materiale (Bechmann 2011; Braskerud & Hauge 2008). Allokton tilførsel kan også frakte med seg næringsstoffer løst i vannet, partikler som er suspendert og transport av småstein og andre partikler langs bunnen av innsjøen (Cohen 2003; Glover et al. 2012; Økland & Økland 2006). Dette vil gjøre vannet grumsete og gi det en grålig farge, mens innsjøer som mottar mye organisk materiale vil ha en brunlig farge. Farget vann kan medføre begrenset lystilgang nedover i vannsøylen.

Både ved autokton og allokton tilførsel vil uorganisk og organisk materiale synke nedover i vannmassene og sedimenteres på bunnen. Dette vil resultere i redusert dybde i innsjøen over tid (Wetzel 2001; Økland & Økland 2006). Konsekvensen av dette vil være en oppkonsentrering av næringsstoffer på grunn av en grunnere innsjø med mindre volum. Dette vil gi en positiv tilbakevirkning på økt primærproduksjon, som igjen øker avsetningen og reduserer innsjøens dybde ytterligere (Wetzel 2001). Denne prosessen kan også bli forsterket av menneskelig aktivitet.

1.3 Antropogene faktorer som påvirker innsjøers vannkvalitet

Tilgangen på vann vil alltid være et primært behov og mange vannforekomster har blitt påvirket av menneskelig aktivitet. Innsjøene har blitt påvirket av dette i varierende grad. Dette kan være i form av for eksempel avskoging, urbanisering og jordbruk. Noen endringer er knapt merkbare, mens andre har påvirket elver og innsjøer i svært stor grad (Smol 2008). De

menneskelige inngrepene vil påvirke innsjøen kjemisk (pH, næringsstoffer og forurensninger) eller fysisk (varmetilsig). Mennesker har også påvirket innsjøer ved introduisering av eksotiske arter.

Menneskelig aktivitet kan forsterke en innsjøes eutrofi på flere måter. Antropogen eutrofiering kan defineres som økt planteproduksjon forårsaket av økt tilførsel av næringsalter (Kjensmo 1977) Avskoging av et stort skogområde vil føre til økt jorderosjon og økende partikkelinnhold i vassdragene (Økland & Økland 2006). Resultatet av dette vil være større tilførsel av partikulært bundet fosfor som kan øke algenes primærproduksjon (Haande et al. 2014). Dette problemet er også svært vanlig i jordbrukspåvirkede innsjøer.

Landbruksaktiviteter medfører ofte økt erosjon av partikulært materiale og tilførsel av næringsstoffer, da særlig ved pløying av jorda (Bækken et al. 2004). Innsjøer kan også bli tilført større mengder slam som kan endre forholdene for de akvatiske organismene.

Avrenning og utslipp av avløpsvann fra kloakkrenseanlegg og ledningsnett vil være en pådriver for den menneskepåvirkede eutrofieringsprosessen (Berge & Mellem 2013; Welch & Lindell 1992). Dette vil tilføre resipienter betydelig mengder organisk materiale og næringsstoffer som kan endre algesammensetning og oksygenforhold. I tillegg kan vannet bli helsefarlig for mennesker og giftig for biota (Smith et al. 1999).

Urbanisering har gitt en betydelig økning i andel arealer med tette overflater. Dette er med på å øke avrenningen fra byer, da vannet får mindre mulighet til å trenge ned i jorda (Hood et al. 2006; Åstebøl et al. 2013). Andre måter menneskelig aktivitet kan forandre vannkvaliteten i innsjøer er forbrenning av fossilt brennstoff. Følgene av dette er utslipp av sulfater som kan forsure vannet og endre det organiske materialets sammensetning. Disse påvirkningene vil kunne vises som endringer i organisk materiale og algevekst over tid i innsjøens sedimentsøyle. For å stadfeste når disse påvirkningene har foregått, kan man benytte paleolimnologiske metoder.

1.4 Paleolimnologisk metode

Paleolimnologisk metode har blitt benyttet til å kartlegge påvirkning av innsjøer fra menneskelig aktivitet flere år tilbake i tid (Cohen 2003; Haande et al. 2014). Hvert år akkumuleres det sediment i bunnen av innsjøer (Rohrlack & Haaland 2017; Smol 2008). Sedimentet består av både organisk og uorganisk materiale, og i metoden analyseres innsjøens sediment ved å se på sedimentets kjemiske og biologiske arkiv (Haande et al. 2014; Rohrlack & Haaland 2017). Man kan ut i fra dette rekonstruere det akvatiske organismesamfunnet og

dets aktivitet på tidspunktet sedimentet ble avsatt. Det vanligste er å bruke pigmenter fra alger og rester av organismer. Basert på EUs vanndirektivs retningslinjer må man vurdere tilstanden av innsjøer relativt til upåvirkete referanselokaliteter (Haande et al. 2014, s. 33). Dette kan være utfordrende fordi innsjøer har ulike økosystemer. Økosystemet kan variere med beliggenhet, størrelse, struktur, geologi og bruk av nedbørfelt. Som følge av dette kan innsjøer motta ulike tilførsler av næringsstoffer. Dette kan gjøre at innsjøens referansetilstand og statusvurdering er til en viss grad usikker på grunn av påvirkning fra menneskelig aktivitet og nedbørsfelt over lang tid (Haande et al. 2014).

Ved bruk av paleolimnologiske metoder kan man se hvordan en innsjø har endret seg over i tid og mer nøyaktig si noe om innsjøens naturtilstand. Dette kan gjøres ved å se på utviklingen av for eksempel alger og organisk materiale. En sedimentsøyle som går lengre tilbake i tid før innsjøen ble betydelig påvirket av menneskelig aktivitet, kan si noe om hvordan innsjøens vannkvalitet har endret seg.

1.5 Oppgavens formål og hypoteser

Flere innsjøer på Østlandet har blitt undersøkt ved hjelp av paleolimnologisk metode (Berge 2011; Stålnacke & Solheim 2005). Dette har blitt gjort ved å rekonstruere vannkvaliteten ved å se på trofiendringer i innsjøene. Det har blitt tatt utgangspunkt i at innsjøene på Østlandet er kraftig påvirket av menneskelig aktivitet i form av landbruk, urbanisering og kloakkslipp (Pers. medd. Rohrlack). Hypotesene antar derfor at graden av trofi har økt i takt med menneskelig aktivitet i nedbørsfeltet.

Resultatene har derimot vist et mer komplekst bilde (Haande et al. 2014, s. 39) (pers. medd. Rohrlack). Medregnet at nedbrytningen av organisk materiale og klorofyll påvirker resultatene, kommer det frem at Bjørkelangensjøens (heretter Bjørkelangen) biologiske aktivitet er på samme nivå som for flere hundre år siden. Dette er til tross for at andelen av jordbruk og urbanisering har økt de siste tiårene, sånn som i nedbørsfeltet til Bjørkelangen (Haande et al. 2014, s. 39) (pers. medd. Rohrlack). Siden Bjørkelangen skiller seg så mye fra de andre innsjøene på Østlandet, er det viktig å stille følgende spørsmål: hvor viktig er den antropogene påvirkningen i Bjørkelangen? Hvorfor svinger innsjøens biologiske aktivitet så mye over tid? Hva er drivkraften for disse svingningene (klima, sur nedbør, skogbruk, jordbruk, urbanisering, kloakk)?

For å svare på disse spørsmålene skal oppgaven ta for seg i hvilken grad menneskelig aktivitet og klima har påvirket Bjørkelangens vannkvalitet siden 1900-tallet. Dette gjøres ved å sammenligne Bjørkelangen med Floensjøen (heretter Floen). Det er fordi Floen er en innsjø i samme vassdrag som trolig er lite påvirket av menneskelig aktivitet. For bedre sammenligningsgrunnlag skal det også undersøkes i hvilken grad Floen er påvirket av menneskelig aktivitet og klima. Den historiske utviklingen i innsjøenes vannkvalitet sammenlignes ved hjelp av sedimentsøyler. Endringer i algevekst, organisk materiale og tørrstoffinnhold vil være viktige indikatorer på variasjonen i vannkvalitet.

Hypotesene som skal testes er:

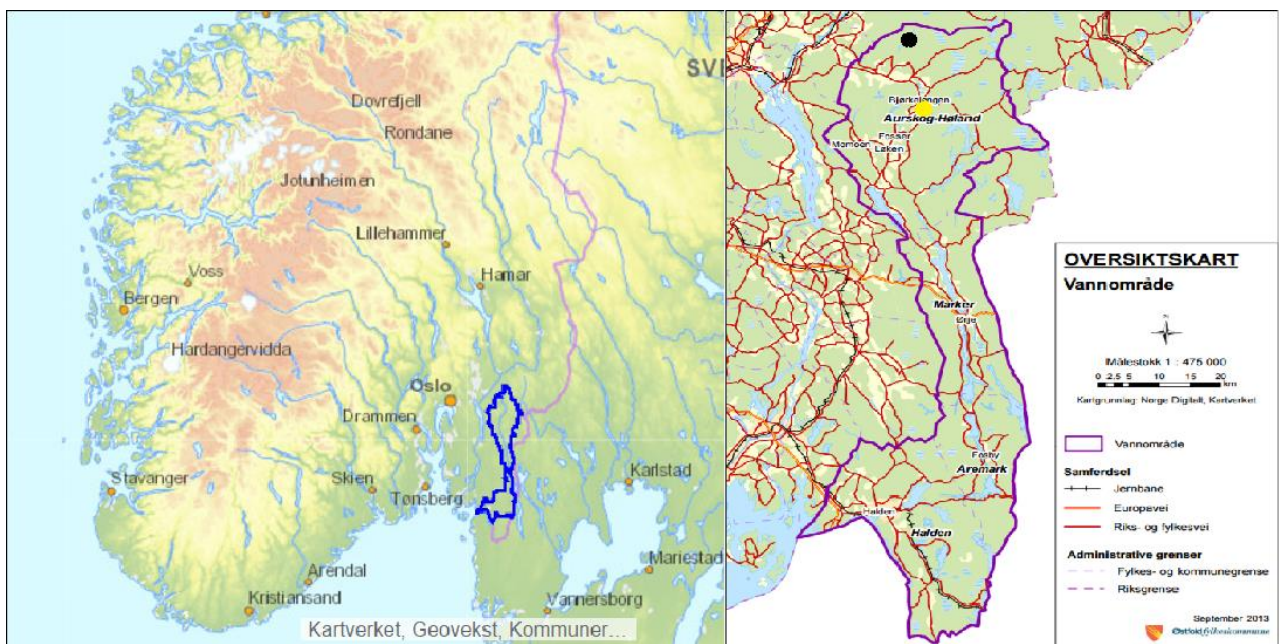
- 1. Forutsatt at landbruk og urbanisering er styrende for vannkvaliteten, vil det være betydelige forskjeller mellom Floen og Bjørkelangen de siste 100 årene.*
- 2. Forutsatt at klima er styrende for vannkvaliteten, vil Floen og Bjørkelangen hatt lik utvikling i vannkvalitet de siste 100 årene.*

Hypotesene blir testet ved å ta sedimentsøyler på de dypeste stedene i begge innsjøene. Det skal samles inn informasjon om menneskelig aktivitet i nedbørfeltet til Floen og Bjørkelangen, og hvordan Aurskog-Høland kommune har endret seg siden 1900-tallet. Målinger for klima og sur nedbør vil bli tatt med. All relevant data benyttes for å teste hypotesene. Resultatene fra dette og paleolimnologisk metode vil bli fremstilt og deretter diskuteres opp mot regionale og lokale endringer. For deretter å komme med en konklusjon.

2. Områdebeskrivelse

2.1 Haldenvassdraget

Floen og Bjørkelangen ligger i Haldenvassdraget (figur 2:1). I Akershus og Østfold utgjør dette vassdraget et av de største elv- og innsjøsystemene (Skulberg 1997). Den er en del av vannregionmyndigheten Østfold og vannregionen Glomma. Vassdragets areal er 1681 km² (Haande et al. 2014; Vann-nett u.å.-c). Nedbørsfeltet er preget av skog- og åslandskap sammen med utstrakte områder av marine avsetninger. Fra utspringet ved Dragsjøhanken sør for Årnes i Nes til utløpet i Iddefjorden ved Halden er Haldenvassdraget 150 km langt (Haande et al. 2014). Arealet til vassdragets nedbørsfelt utgjør 10% dyrket mark, 63 % skog og 8 % vannareal (Skulberg 1997). Det er flere interesser knyttet til vassdraget, der for eksempel bielver og hovedvassdraget brukes som vannforsyning til Halden kommune, landbruk og industri. Øvre del av vassdraget ligger i Aurskog-Høland kommune, mens resten ligger i Østfold fylke i kommunene Trøgstad, Marker, Aremark og Halden (Skulberg & Kotai 1982). I nedbørsfeltet består berggrunnen av tungtløselige bergarter som gir saltfattig avrenningsvann. Store deler av vassdragets beliggenhet er under den marine grense. Dette er årsaken til at det er en relativt høy elektrolytisk ledningsevne i vannet (Skulberg 1997).



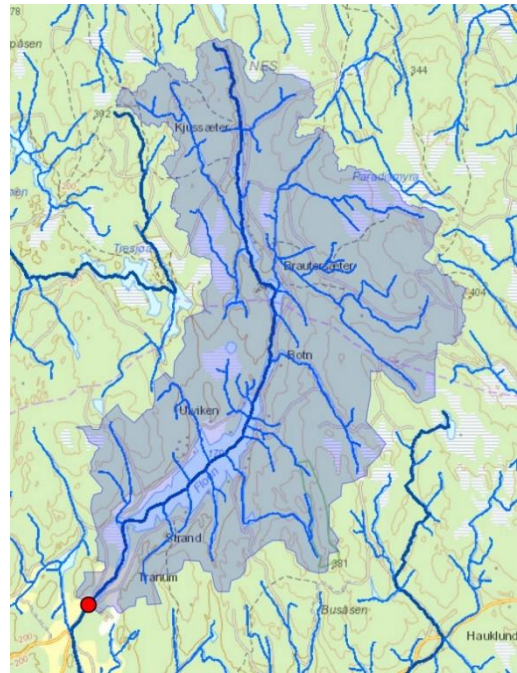
Figur 2:1. Avgrensning til Haldenvassdragets nedbørsfelt (Vann-nett u.å.-c). Den svarte prikken representerer Floen, og den gule prikken representerer Bjørkelangen (Haldenvassdraget u.å.).

2.2 Floen

Flolangen i Nes kommune har utløpsbekk til Øysjøen på grensen til Aurskog. Elva renner derfra en kort strekning til Floen. Floen (59°59'29.38'' N, 11°32'03.16 Ø) er en innsjø nord i Aurskog-Høland kommune, Akershus (vedlegg D). Floen går under flere navn; Floensjøen og Ulviksjøen. Innsjøen ligger 179 m over havet og har et overflateareal på 2,3 km² (Thorsnæs 2009), mens nedbørsfeltets areal er 45,07 km² (figur 2:2). Den teoretiske oppholdstiden er 1,2 år. Gjennomsnittsdybden er 11 m og er på det dypeste 22 m (dybdekart figur 3:1) (Skulberg & Kotai 1982).

Løsmassene rundt innsjøen består av delvis tynn og tykk marin avsetning, og noe torv og myr nordvest for innsjøen. Sør i innsjøen er det noe torv og myr, og breelavavsetning (undersøkelse 2017) (vedlegg A). Innsjøens nedbørsfelt består hovedsakelig av skog, noen få jordbruksområder og hus/hytter. Innsjøens vanntype er definert som middels stor, kalkfattig og humøs (Vann-nett u.å.-b). Målt verdi for innsjøens konduktivitet er 38 µS/cm (20°C) (Skulberg & Kotai 1982).

Innsjøen er klassifisert som en oligotrof-dystrof innsjø, som betyr at den får tilført lite næringssalter og har lav primærproduksjon (Skulberg 1997). Per dags dato er Floen antatt til å ha svært god økologisk tilstand og at den vil oppnå god kjemisk tilstand (Vann-nett u.å.-b). Til nå har det ikke vært nødvendig å sette i gang tiltak for å bedre innsjøens vannkvalitet, da den innfrir miljømålene til EUs rammedirektiv for vann.



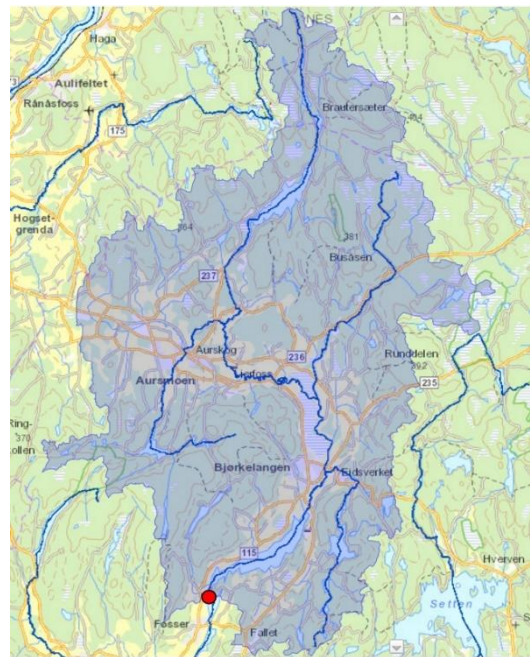
Figur 2:2. Nedbørsfeltet til Floen. Den mørkeblå linjen viser elvesystemet ovenfra og gjennom innsjøen. Den røde prikken viser utløpet fra Floen. Målestokk 1:100 000. Kartutsnittet er orientert mot nord (Norges vassdrags- og energidirektorat). Tegnforklaring; grønt - skog, brune linjer – høydekurver, lyseblått - vann og lyseblått

2.3 Bjørkelangen

Fra Floen renner Lierelva nord for Aurskog bygdesentrum. Lierelva renner videre sørøstover og opptar i nordenden av Liermosen elven Børta, som kommer fra Oppsjøen. Lierelva renner ut i Bjørkelangen (vedlegg F) (Skulberg & Kotai 1982). Bjørkelangen ($59^{\circ}50'56.46''$ N, $11^{\circ}32'12.04$ Ø) er en relativt liten innsjø som har en gjennomsnittsdypde på 7 m og er 12,5 m på det dypeste (figur 3:2). Innsjøen ligger 124 m over havet (Berge 2004). Overflatearealet til innsjøen er $3,3 \text{ km}^2$ og nedbørsfeltets areal er 280 km^2 (figur 2:3). Den teoretiske oppholdstiden er 0,20 år (Berge 2004; Haande et al. 2014).

Bjørkelangen er omringet av løsmasser bestående hovedsakelig av tykk marin avsetning. Noen få områder er dekket med tynn marin avsetning, noe torv og myr og breelavavsetninger (undersøkelse 2017) (vedlegg B). Innsjøens vanntype er middels stor, humøs og moderat kalkrik. Målte verdier for innsjøens konduktivitet er $100 \mu\text{S}/\text{cm}$ (20°C) (Skulberg & Kotai 1982).

Siden innsjøen mottar mye næringsstoffer blir den overgjødset og har høy primærproduksjon, som klassifiserer den som eutrof-hypereutrof (Skulberg 1997). Det er en risiko for at miljømålene for Bjørkelangen ikke nås innen 2021. Den økologiske tilstanden er moderat, mens den kjemiske tilstanden er ikke definert (Vann-nett u.å.-a). Miljømålet er at innsjøen skal ha god økologisk tilstand og oppnå god kjemisk tilstand. For Bjørkelangen har miljømålet fått utsatt frist på grunn av naturforholdene (Vann-nett u.å.-a).



Figur 2:3. Nedbørsfeltet til Bjørkelangen (til høyre). Den mørkeblå linjen viser elvesystemet i nedbørsfeltet. Den røde prikken viser utløpet til Bjørkelangen. Målestokk 1:200 000 m. Kartutsnittet er orientert mot nord (Norges vassdrags- og energidirektorat). Tegnforklaring; grønt - skog, brune linjer – høydekurver, lyseblått – vann, lyseblått m/mørkeblå streker – elvesystemer, og oransje streker - hovedvei.

3. Materiale og metode

I denne masteroppgaven har det blitt benyttet felt- og laboratoriearbeid med paleolimnologisk metode for å analysere sedimentkjernene fra Floen og Bjørkelangen i Haldenvassdraget. Alle analyser på sedimentsøylene ble utført ved Fakultetet for miljøvitenskap og naturforvaltning (NMBU). Det har blitt samlet inn historisk informasjon om lokale (jordbruk, skogbruk, kloakkhåndtering og urbanisering) og regionale (klima og sur nedbør) endringer i nedbørsfeltene for begge innsjøene. Metodene for begge hovedkategoriene som ble brukt presenteres i dette avsnittet.

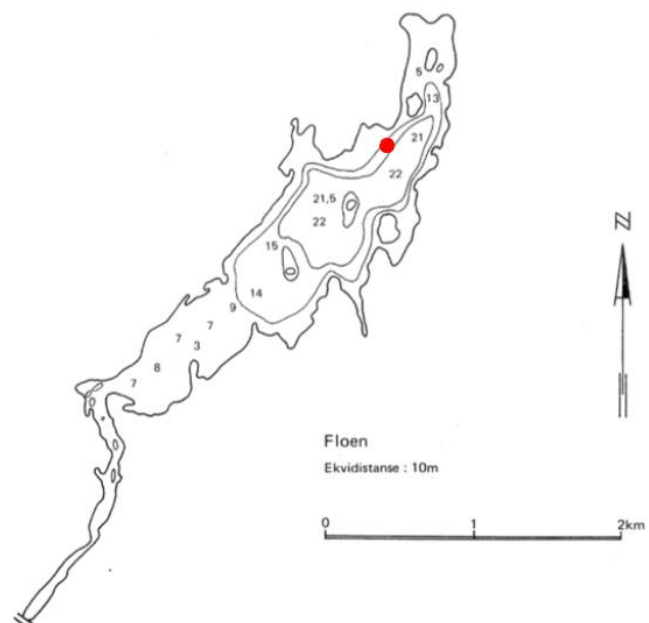
3.1 Regionale og lokale endringer i nedbørsfeltene

Endringer i skog- og jordbruket i Aurskog-Høland er hentet fra flere ulike kilder, men de viktigste har vært landbrukstellingene fra Statistisk Sentralbyrå, Fossen (1992 og 2000) og Halland (1964). I tillegg har personlige meddelelser fra ansatte i Aurskog-Høland kommune vært viktige. Informasjon om endringer i vannkvalitet i innsjøene og områdebeskrivelser kommer hovedsakelig fra NIVA-rapporter og Vann-nett. Regional endringer i klima er hentet fra ulike værstasjoner i Aurskog-Høland-, Skedsmo- og Ås kommune fra e-Klima (eKlima u.å.). Målinger av sur nedbør ved Løken værstasjon er hentet fra Aas et. al. (2014).

3.2 Metoder i felt

3.2.1 Prøvetaking

Til sammen fire sedimentsøyer fra Floen og Bjørkelangen ble tatt 24.05.2016 fra båt lånt av Norsk institutt for vannforskning v/Sigrud Haande. Sedimentkjernene ble tatt med en sedimenthenter (UWITEC gravity corer) 6 cm i diameter. Sedimenthenteren ble senket ned i vannet og ned til noen få meter over sjøbunnen. Deretter ble den sluppet rett ned og fikk synke ned i sedimentet. Sedimenthenteren ble dratt opp til litt under vannkanten og det ble satt i en propp. Dette var for å unngå at sedimentet falt ut av sedimenthenteren. Prøvene ble satt i stativ



Figur 3:1. Dybdekart Floen (Skulberg & Kotai 1982). Rød prikk viser hvor sedimentsøylene ble tatt.

for å holdes rette og for å unngå omrøring av sedimentlagene. Dybden prøvene ble hentet på ble målt med et ekkolodd. I Floen ble den lengste sedimentkjernen hentet opp fra 24 m dyp og var 62 cm lang. I Bjørkelangen ble den lengste sedimentkjernen hentet opp fra ca. 7 m dyp og var 49 cm lang. Årsaken til at dybdekartene ikke stemmer overens med dybdene prøvene ble tatt på, skyldes mest sannsynlig unøyaktig oppmåling av dybdekartet (figur 3:1 og 3:2). Den lengste sedimentsøylen fra hver av innsjøene ble brukt til videre analyser.



Figur 3:2. Dybdekartet til Bjørkelangen (Skulberg & Kotai 1982). Rød prikk viser hvor sedimentsøylen ble tatt.

Det var viktig at sedimentsøylene ble tatt på det dypeste akkumulasjonsområdet som hadde minst mulig forstyrrede sedimenter (figur 3:1 og 3:2), for å minske risikoen for datausikkerhet i videre analyser. Lite forstyrrede sedimentprøver vil gi mindre usikkerhet knyttet til analyseresultatene. Prøvene fra Bjørkelangen ble satt på kjølerom til dagen etter, mens prøvene fra Floen stod i to dager.

3.3 Metoder på laboratoriet

3.3.1 Oppdeling av sedimentsøylene og frysetørking

Sedimentsøylene ble før oppdeling observert for å se om det var noen synlige fargesjikt i søylene som kunne indikere endringer i vannet. Sedimentsøylen ble satt på et stativ for å holde søylen oppe, og vannet over sedimentet ble presset ut. For å få ut sedimentet ble søylene gradvis presset oppover 1 cm av gangen og ut av sedimenthenteren. Sedimentet ble deretter delt opp i 1 cm tykke skiver ved hjelp av en sedimentkniv. Mellom hver cm ble sedimentkniven vasket med destillert vann for å unngå kontaminasjon av prøvene.

Hver sedimentskive ble lagt i hvert sitt aluminiumsbeger og nummerert (nr.1 - 62 for Floen og nr.1 - 49 for Bjørkelangen) (bilde 3:1). Aluminiumsbegerne med sedimentprøver ble veid på en Sartorius analytic-vekt for å veie våtvekten til prøvene. Deretter ble sedimentprøvene overført fra begerne til korkede plastrør ved hjelp av en spatel. Vekten av rørene med kork ble

veid før sedimentprøvene ble overført til disse. Spatelen ble vasket med destillert vann mellom hver prøve for å unngå kontaminering. Prøvene ble satt inn i et frysetørkeskap fortløpende for å bli frysetørket og for å unngå lyseksponering. I et frysetørkeskap er det svært lave temperaturer med lavt trykk. Dette medførte at fuktigheten fra prøvene fordampet ut av sedimentet, og korkene ble åpnet så vidt for å slippe ut vanndamp fra plastrørene. Den lave temperaturen gjorde at vannet i gassform ble omdannet til is på stativene inni frysetørkeren. Prosessen der gass omdannes til fast form uten å befinne seg i væskeform først, kalles deposisjon. Dette ga et helt tørt prøvemateriale, klart til videre analyser. Fuktig sediment vil ha varierende vanninnhold i hele sedimentsøylen som kan påvirke videre resultater. Frysetørkingsmetoden er skånsom og forhindrer nedbrytning av materialet.



Bilde 3:1. Oppdeling av sedimentsøylen fra Bjørkelangen.

© bilde: Hanna Cecilia Lytomt, 2016.

3.3.2 Tørrvekt

For at resultatene kan angis i tørrvekt må tørrstoffinnholdet i prøvene bestemmes (Krogstad 2009). Prøvene fra Floen stod noe lengre i frysetørkeren enn prøvene fra Bjørkelangen på grunn av høyere vanninnhold. Da prøvene ble tatt ut av fryseren oppstod det kondens på prøverørene. Dette ble tørket bort. Prøvemateriale i rørene ble veid etter tørking for å beregne tørrvekten. Prøvene ble veid på samme type vekt som våtvekten. Deretter ble prosentandel våt- og tørrstoffinnhold regnet ut. Tørrvekten ga grunnlag for videre analyse av pigment og organisk materiale. Før beregning av tørrvekt i prøvene fra Floen måtte materialet knuses med en spatel for å få finere kornstørrelser.

3.3.3 Datering

Det ble målt opp mellom 0,2 – 0,3 g sedimentprøve til datering, om ble overført til scintillasjonsrør ved hjelp av spatel. Spatelen ble vasket med destillert vann og tørket mellom hver prøve for å unngå kontaminering. Datering av sedimentsøylen fra Floen ble gjort på isotoplåben på IMV, NMBU. Det var viktig å få korrekt datering av sedimentsøylen for å koble endringer opp mot tid, og for å kunne sammenligne Bjørkelangen og Floen. Floen ble datert ved hjelp av ^{137}Cs . I hver prøve ble det målt for ^{137}Cs . «Dette ble gjort ved hjelp av en scintillasjonsteller av type Nal fra Perkin Elmer/Wallac (typebetegnelse: Wizard 3 Automatic gamma counter)» (Kvam 2015, s. 14). Hver prøve ble målt i to timer. En ^{137}Cs -topp ville representere Tsjernobyl-ulykken i 1986, som videre gjorde det mulig å beregne sedimentsøylens alder og årlige sedimentasjonshastighet. Beregningene er gjort med forbehold om konstant sedimentasjonsrate over tid. Årstallene i X-aksene må derfor leses som omtrentlige år.

3.3.4 Organisk materiale

Organisk materiale i innsjøen dannes ved fotosyntese eller kjemosyntese hos makrovegetasjon, påvekstlger og fytoplankton, samt hos noen grupper bakterier (Økland & Økland 2006). I nedbørsfeltet stammer organisk materiale fra dyr, planter og trær. Både autotrof produksjon og alloktone tilførsler kan påvirke innsjøens innhold av organisk materiale. Keramikskålene ble veid før veiing av prøve. Det ble målt opp 2-3 g prøve til hver keramikkskål. Dette ble satt i en kald ovn som ble varmet opp til 550 °C, og prøvene ble brent i 4 timer. Prøver med organisk materiale kan begynne å sprute hvis de settes inn i en foroppvarmet ovn, som kan gi tap av prøvemateriale (Krogstad 2009). Ovnene ble deretter skrudd av med prøvematerialet inni og stod over natten for å kjøles ned. Dagen etter ble prøvene veid på ny, der forskjellen i vekt før og etter brenning representerer andelen organisk materiale som er tapt under brenning – glødetapet. Dette ble beregnet både i mengde gram og prosent.

3.3.5 Pigmentanalyse

Absorpsjonspektra av pigmentene kan gjøres med et spektrofotometer. Dette måler i bølgeområdet 330 – 750 nm. All klorofyll og de viktigste karotenoider har karakteristisk absorpsjonsspektrum i dette området (Küpper et al. 2007). Alle pigmenter absorberer ulike bølgelengder, og har dermed ulikt absorpsjonsspektrum som gir karakteristisk mønster i absorpsjon (Raven et al. 2005). På denne måten ble det mulig å finne ut hvilke pigmenter som fantes i sedimentprøvene. Pigmenter blir produsert av alger og andre fotosyntetiserende organismer i vannet og representerer derfor det fototrofiske samfunnet (Jeffrey et al. 1997). For å se på tidligere fototrofiske samfunn og produksjon kan man se på utviklingen av pigmenter i sedimentsøyler.

Det ble veid opp mellom 0,25 - 0,35 g fra hver prøve fra Bjørkelangen og mellom 0,20-0,30 g fra hver prøve fra Floen. Det ble tilsatt 5 ml etanol som løsemiddel i alle prøvene som ble ekstrahert $v/4\ C^\circ$ (i kjøleskap) i 20 timer. Etanol ble brukt som løsemiddel fordi pigmenter ikke kan løses ut i vann. Dagen etter ble prøvene ristet for hånd for å løse ut de siste pigmentene fra partiklene. Prøvene ble sentrifugert for å skille partikler og væske fra hverandre, og for å hindre at partikler førte til spredning av lyset i spektrofotometeret (bilde 3:2). Kalibrering av instrumentet ble gjort ved å analysere for etanol i alle seks kyvettene. Absorpsjonsspekteret for etanol ble målt for å kunne trekke dette fra resultatene i de utblandete prøvene. Det ble pipettert ut prøve oppi kyvettene som ble analysert i en UH5300 HITACHI spektrofotometer. For Floen ble absorpsjonsverdiene for prøve 1 – 4 utenfor det lineære området. For å holde resultatene innenfor det lineære området ble prøvene fra og med prøve nr. 5 ytterligere fortynnet med etanol. Etter hver sjette prøve ble væsken sugd ut av alle kyvettene. Det var viktig at all væske i kyvettene mellom hver prøve ble fjernet for å hindre forurensning av nye prøver. Prøvene ble dekket til under pigmentanalysen for å hindre nedbrytning av pigmentene ved lyseksposering.



Bilde 3:2. Pigmentprøvene fra Floen ferdig sentrifugert og klar til videre analyser.

© bilde: Hanna Cecilia Lytomt, 2016.

3.4 Statistiske analyser

Dataene ble organisert og presentert i dataprogrammet Microsoft Office Excel. Prinsipal komponent analyse ble utført i Panel Check for begge innsjøene.

3.4.1 Prinsipal komponent analyse

Prinsipal komponent analyse (PCA) er en multivariat analyse som brukes på datasett med mange variabler. Formålet med analysen var å forklare variasjonen mellom variabler i et datasett, og at dimensjonene i datamaterialet blir redusert (Tabachnick & Fidell 2013). Den viser også variasjoner som korrelerer og ikke korrelerer. Det er flere prinsipalkomponenter/akser. Den første prinsipalkomponenten forklarte den største variasjonen i datasettet. Den andre prinsipalkomponenten forklarte den nest største variasjonen (Tabachnick & Fidell 2013). Det er de første aksene som vil forklare mesteparten av variasjonen. Første og andre akse er ikke korrelerte, men vil forklare ulike variasjoner i datasettet.

Før utføringen av PCA ble dataene normalfordelt og reskalert til verdier mellom 0-1 ved hjelp av formelen: $X_y - X_{\min} / X_{\max} - X_{\min} = NX$ (Mohamad & Usman 2013).

X_y = opprinnelig verdi, X_{\min} = minste verdi, X_{\max} = største verdi og NX_y = normalfordelt verdi. På denne måten kunne dataene sammenlignes uavhengig av enhet og verdi. Retningen uttrykkes som egenvektor, mens størrelsen på variasjonen uttrykkes som verdi (Tabachnick & Fidell 2013)

I analysen ble data for sur nedbør, temperatur, nedbør, total klorofyll a og -b, og glødetap i perioden ca. 1900 – 2016 tatt med (vedlegg H og I). Klimadata (vedlegg J) (eKlima u.å.) og sur nedbør (Aas et al. 2014) ble tatt med for å se hvordan dette påvirker utviklingen av pigmentene og organisk materiale.

3.5 Datausikkerhet ved metodene

Paleolimnologisk metode og analyser av sedimentsøylene fører med seg flere usikkerhetsfaktorer. Endringer i sedimentasjonshastigheten kan forårsake usikkerhet i datering av sedimentsøylen. Sedimentet vil endre seg avhengig av sedimentasjonsmengden og sammensetningen av dette. Faktorer som påvirker sedimentets sammensetning er alloktone tilførsler, autokton produksjon og klimavariasjoner. Senkingen av Bjørkelangen mellom 1940 - 1960 endret volumet til innsjøen og kan dermed påvirke sedimentasjonshastigheten (Haande et al. 2014). Floen ble datert på ^{137}Cs . ^{210}Pb hadde kanskje egnet seg bedre i en innsjø som Floen med tanke på sedimentets sammensetning. Dette ble ikke gjort av økonomiske hensyn. Datering på bly ville kanskje gitt en sikrere datering av Floens sedimentsøyle. Det er viktig å være bevisst på at en sedimentsøyle ikke representerer hele innsjøen og alle endringene som har foregått i innsjøens nedbørsfelt. Faktorer som temperatur, nedbør, sur nedbør, grøfting, jordbruk, skogbruk og urbanisering kan påvirke sammensetningen av organisk materiale, pigmentkonsentrasjon og alloktone tilførsler av partikler (Ekström et al. 2011; Hobæk et al. 2012; Leavitt 1993; Reuss 2005; Wetzel 2001).

Bruk av historiske data kan være en annen usikkerhetsfaktor, da dataene kan være mangelfulle eller ha en usikker tidsangivelse. Mangel på litteratur og kvantitative data er også en utfordring. Det kan være vanskelig å knytte arealendringer i nedbørsfeltene direkte opp mot endringer i innsjøenes pigmentkonsentrasjon og organisk materiale (se for eks. Fossen 1992 og 2000, Halland 1964, Statistisk Sentralbyrå u.å.-a og -b). For eksempel har håndteringen av kloakk endret seg mye siden 1900-tallet, og det er usikkert hvor mye av kloakkavrenningen som har nådd resipientene (Turtumøygard & Blankenberg 2003). Utslippstallene for dette er ikke uttrykt kvantitativt for hele tidsperioden som er studert, men dette kontrolleres mer nøye per dags dato.

Valg av ulike værmålestasjoner for å fremstille værdata for tidsperioden 1900-2016 gir usikkerhet i nøyaktigheten av værdataene (eKlima u.å.). Ulike geografiske og klimatiske forhold ved for eksempel målestasjonen i Ås (ca. 1,5 time kjøring unna Aurskog-Høland kommune), kan ha gjort at målingene var annerledes enn ved en annen målestasjon nærmere

innsjøene. Målestasjonen i Ås ble tatt med for å fylle ut manglende målinger fra stasjonene i Aurskog-Høland kommune. Det ble ikke funnet data for solinnstråling i denne perioden. Solinnstråling kan påvirke flere faktorer i innsjøene. I tillegg går tallene for sur nedbør bare tilbake til begynnelsen av 1970-tallet for Løken værstasjon (Aas et al. 2014). Det er derfor uvisst hva sulfatverdiene for Aurskog-Høland har vært før 1970. For å finne ut om sur nedbør har påvirket innsjøene ble det tatt utgangspunkt i data fra Aas et al. (2014), og teoretisk regnet ut mengde sulfat i nedbør for alle årene som representerer de ulike innsjøene. Dette kan gi usikkerhet i om verdiene er korrekte i forhold til faktiske verdier for mengde svovel i nedbør.

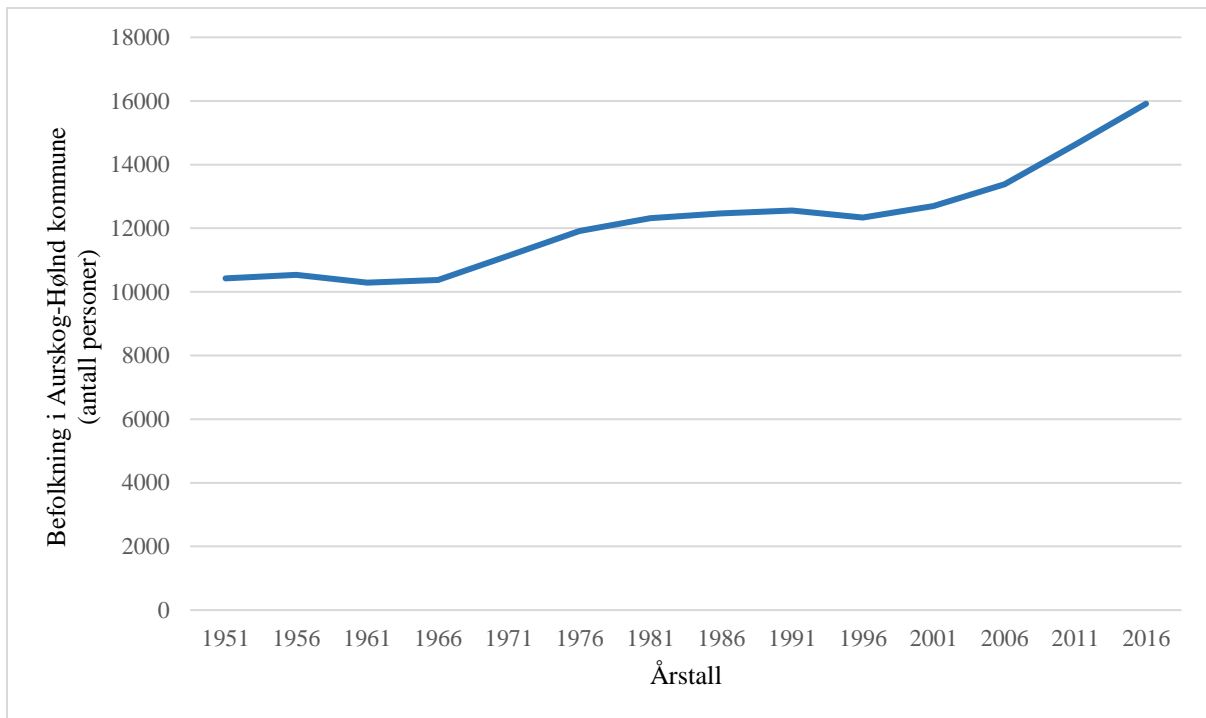
4. Resultater

4.1 Historiske endringer lokalt

4.1.1 Befolkningsvekst og urbanisering

På begynnelsen av 1900-tallet var befolkningsantallet på ca. 8000 mennesker (Haande et al. 2014, figur 26 s. 40). Fram til og med 1964 var befolkningen fordelt på 4180 personer i Nordre Høland, 3128 personer i Aurskog, 2184 personer i Søndre Høland og 822 personer i Setskog. 1. januar 1965 ble kommunene slått sammen og hadde en samlet befolkning på 10 314 mennesker (Fossen 2000). Etter dette økte befolkningen gradvis (figur 4:1). Folketallet har økt mest i Aurskog og Bjørkelangen, mens den har sunket i Setskog og Søndre Høland. I tettstedene i kommunen har befolkningsantallet økt mye, men har minket tilsvarende i områder med spredt bebyggelse. I 1970 bodde 74 % i områder med spredt bebyggelse og 26 % i områder som var tettbebygde. Sammenlignet med 1990 bodde da 51 % i spredt bebyggelse og 49 % i tettsteder (Fossen 2000).

Bygging av jernbanen var en av pådriverne for økt urbanisering i kommunen. Aurskog-Hølandsbanen ble anlagt i 1896 fra Bingsfoss til Bjørkelangen, som ble forlenget til Sørumsand i 1903 (Fossen 1992). Banen ble nedlagt i 1960. Etter at banen ble nedlagt økte biltrafikken. Asfaltering av veiene begynte i Norge på starten av 1900-tallet, men det var først etter krigen og i 1960-årene asfaltering av veiene ut til distriktene begynte (Veiteknisk Institutt u.å.). Dette og den generelle befolkningsøkningen har ført til flere områder med tette flater og til mer overflateavrenning (Hood et al. 2006).



Figur 4:1. Befolkningsvekst i Aurskog-Høland kommune i perioden 1951 – 2016. Grafen er laget ut i fra data hentet fra SSB sine hjemmesider (Statistisk sentralbyrå 2017a).

4.1.2 Jordbruk

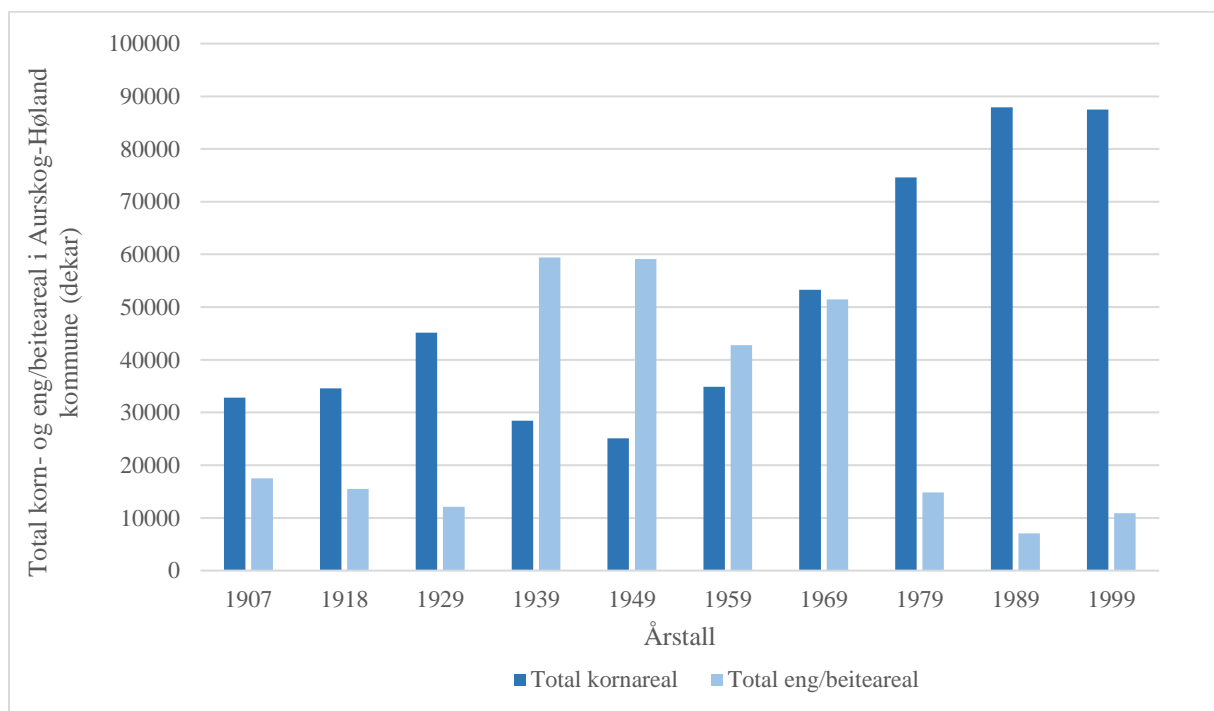
Den dyrka jorda i Aurskog-Høland kommune består hovedsakelig av leire, som gjør at den naturlig inneholder lite fosfor, er lite til middels kalkrik og til dels meget rik på kalium (Halland 1964). På grunn av skogens dominerende rolle i Setskog ble jordbruk drevet i liten grad. Frem til midten av 1950 tallet utgjorde jordbruket 56,96 km² og skogbruket 392,79 km² av totalt 627,18 km² i Nordre- og Søndre Høland og Setskog (Halland 1964).

Jorden ble lett hard og tett, og var vannsyk fra naturens side. Som følge av dette har det vært krevd grøfting, gjødsling og arbeid for å få en fruktbar jord. Kunstgjødselforbruket økte voldsomt på 1930- og 40-tallet (Almås 2002). Statens landbrukspolitikken på 1970-tallet gjorde det lønnsomt for bøndene å hogge ned gårdsskog og dyrke opp jorda, samt å planere ujevn mark og grøfte vannsyk jord (Fossen 2000). Det ble også en endring i valg av vekster og sorter på grunn av politiske føringer etter andre verdenskrig. Etter 1959 har kornarealet økt på bekostning av eng og beite, som følge av at mange gårdsbruk gikk fra melkeproduksjon til ensidig kornproduksjon (Almås 2002; Halland 1964) (figur 4:2).

Endringer i jordbruket førte til forurensning av resipienter i nedbørsfeltene.

Halmlutingsanlegg og siloer i landbruket fikk mesteparten av skylden for forurensningen på 1950-tallet, fordi antall husdyr da var høyest (Fossen 1992). Dette var delvis grunnen, men

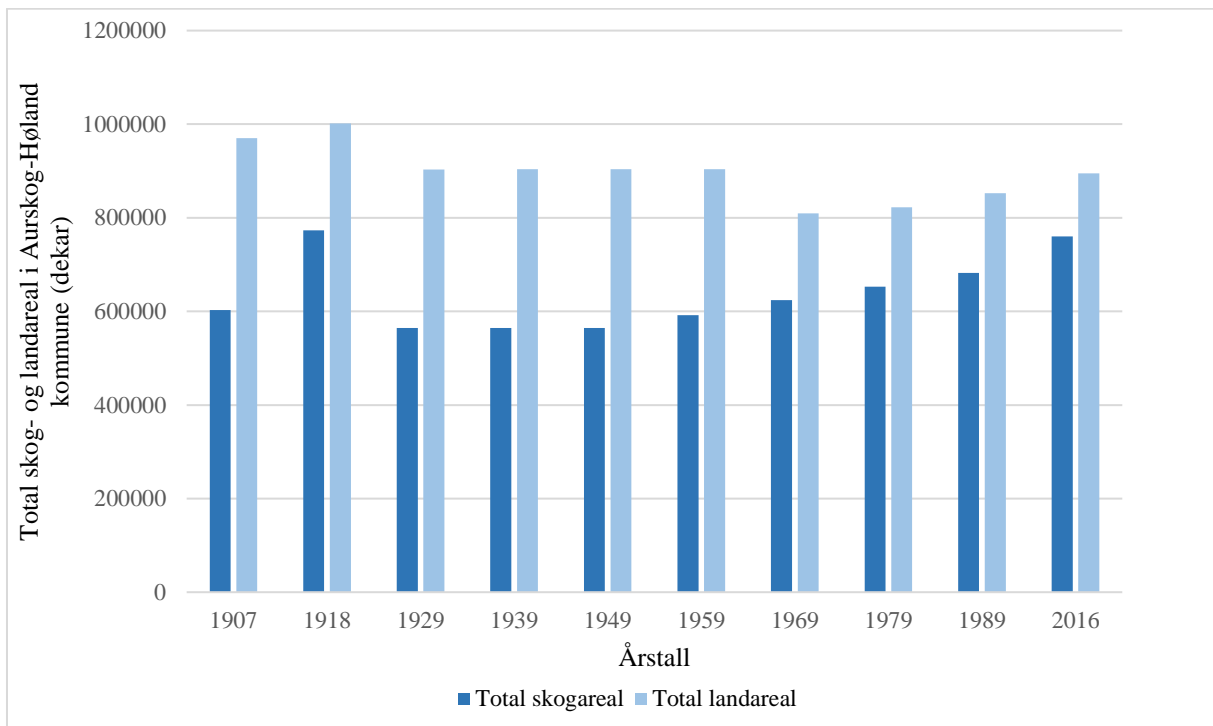
mesteparten av forurensningen skyldtes korndyrkingen (Fossen 1992; Fossen 2000). Korndyrkingen førte til lukking av åpne grøfter og bekker, og omfattende grøfting og vanningsanlegg. Bakkeplaneringen på 1970-tallet var den aller største forurensningskilden av elver og vann (Fossen 2000). Bakkeplaneringen medførte at store mengder erosjonsmateriale fra jordene havnet ut i resipientene på grunn av snøsmeltingen og som tok med seg fosfor og nitrogen. Ingenting tok opp forurensningen før den rant ut i vannet, fordi vegetasjon og gress var borte. Dette resulterte i at overflatevannene ble fulle av slam i tillegg til gjødslingen. Åpne grøfter hadde tidligere tatt imot store deler av forurensningen. Dette førte til at elver og innsjøer grodde igjen, og vannet ble uegnet til drikking og bading (Fossen 2000). I 1977 viste Bjørkelangen de høyeste verdiene av næringssalter av alle innsjøene i hele Haldenvassdraget (Berge 2004).



Figur 4:2. Fordelingen av total kornproduksjon og total eng/beiteareal for perioden 1907 – 1999. Verdier for rug, bygg, havre, hvete og blandkorn utgjør total kornproduksjon. Verdier for beite, naturlig eng og eng på dyrket jord utgjør total eng/beiteareal. Verdiene gjelder for hele Aurskog-Høland kommune totalt. Data er hentet fra landbrukstallinger for perioden 1907-1999 i Aurskog-Høland kommune på SSB sine hjemmesider (Statistisk sentralbyrå 2017b).

4.1.3 Skogbruk

For 10 000 år siden under sist istid lå store deler av de tidligere tettstedene i Aurskog-Høland kommune delvis under havnivå. Dette gjorde at området ble dekket av fin marin leire og morene (Halland 1964) (vedlegg A og B). Dette har gitt veldig god skogsjord. Skogbruket har vært en viktig næring og utgjør en stor andel av kommunens landareal (figur 4:3) Andel dekar produktiv skog økte fra ca. 1960. Økningen skyldes at mye gårdsskog ble dyrket opp, særlig på 1970-tallet. Mellom 1969 og 1979 ble 3100 daa skogsareal omgjort til tomter, veier, oppretting eller utvikling til andre bruk (Fossen 2000). Samtidig ble 1768 daa myr skogbevokst ved grøfting, 215 daa jordbruksareal og 3000 daa krattskog ble tilplantet (Fossen 2000). Økningen skyldes også endringer i klassifiseringen av typer skogareal.



Figur 4:3. Endringer i total skogbruksareal og total landareal i Aurskog-Høland kommune for perioden 1907 – 2016. Jordbruk og urbanisering utgjør resterende areal av total landareal. Total skog- og landareal mangler for år 1999. Data er hentet fra landbrukstallinger for perioden 1907-1999 i Aurskog-Høland kommune på SSB sine hjemmesider (Statistisk sentralbyrå 2017b).

4.1.4 Kloakkhåndtering

I 1946/1947 kom det første vannverket i kommunen, Aurskog og Finstadbru vannverk, som gjorde at store deler av områdene rundt Aurskog stasjon, Aursmoen og Finstadbru fikk innlagt vann (Fossen 2000). Dette forårsaket kloakkproblemer på grunn av avløp fra toalettene, fordi det ikke fantes ordnede forhold til kloakkhåndtering. Vannklosett kom først langt ut på 1960-tallet. Kloakken ble sluppet rett ut i grøfter, bekker og elver (Fossen 1992; Fossen 2000). Elver og bekker ble uegnet som drikke- og badevann, og fisken mistriddes. Det ble også sluppet ut giftstoffer og løsemidler direkte i avløpene, både fra private hjem, industrien og landbruket (Fossen 1992; Fossen 2000). Problemene økte når de nye boligfeltene ble utbygget. Det var ingen krav til selve boligen eller krav om vann- og kloakkhåndtering.

I 1971 kom det en ny lov om forurensning av vassdrag. Den forbød bygging i spredt bebyggelse uten godkjente avløp (Fossen 2000). Gamle bygninger fikk ha det som før, men for nye bygg krevdes det rensetiltak som vilkår for bebyggelsen. Noen steder ble det bygget biologiske renseanlegg, men disse hadde dårlig renseeffekt. De to første mekanisk/kjemiske renseanlegg ble bygget først i 1974, et ved Aurskog stasjon og et ved Bjørkelangen. I 1977 var 900 personer tilknyttet hvert renseanlegg, og i 1987 ble det bygget et renseanlegg på Løken (Fossen 2000). I 1977 var 25 % av befolkningen i kommunen tilknyttet et avløpsnett, mens i 1998 var 2250 eiendommer tilkoblet kloakknettet. Dette utgjorde 80 % av målet på 2800 eiendommer tilknyttet kommunalt kloakknett (Fossen 2000).

I 2003 ble det kartlagt avløpsanlegg i Aurskog-Høland kommune. I kommunen eksisterte det da 2479 anlegg hvor 105 anlegg er tilknyttet kommunalt ledningsnett (Turtumøygard & Blankenberg 2003). Anleggene deles inn i fem klasser avhengig av miljøindeks-verdien (Turtumøygard & Blankenberg 2003, s. 14). Miljøindeksen klassifiseres inn i meget lav, lav, middels, høy og meget høy. Det vil si at de påvirker miljøet fra lav til meget høy grad. Vedlegg 1 i Turtumøygard og Blankenberg (2003, s. 27) viser at det er særlig mange separerte avløpsanlegg ovenfor og rett ved Bjørkelangen, og noen ved Floen. Hoveddelen av anleggene har enten slamskiller til vassdrag eller sandfilteranlegg. Slamavskiller til vassdrag har bare 5% renseeffekt per personekvivalent på fosfor og nitrogen, og 25 % for total organisk karbon. Sandfilteranlegg har bedre renseeffekt per personekvivalent på 75% for fosfor, 20% for nitrogen og 70% for totalt organisk karbon (Turtumøygard & Blankenberg 2003). Vedlegg 2 i Turtumøygard & Blankenberg (2003, s. 27) viser miljøindeksen for renseanleggene. I nedbørsfeltet til Floen er det åtte renseanlegg som har meget høy miljøindeks. I tillegg er det syv renseanlegg som har middels miljøindeks. Vedlegg 2 viser også at hovedandelen av

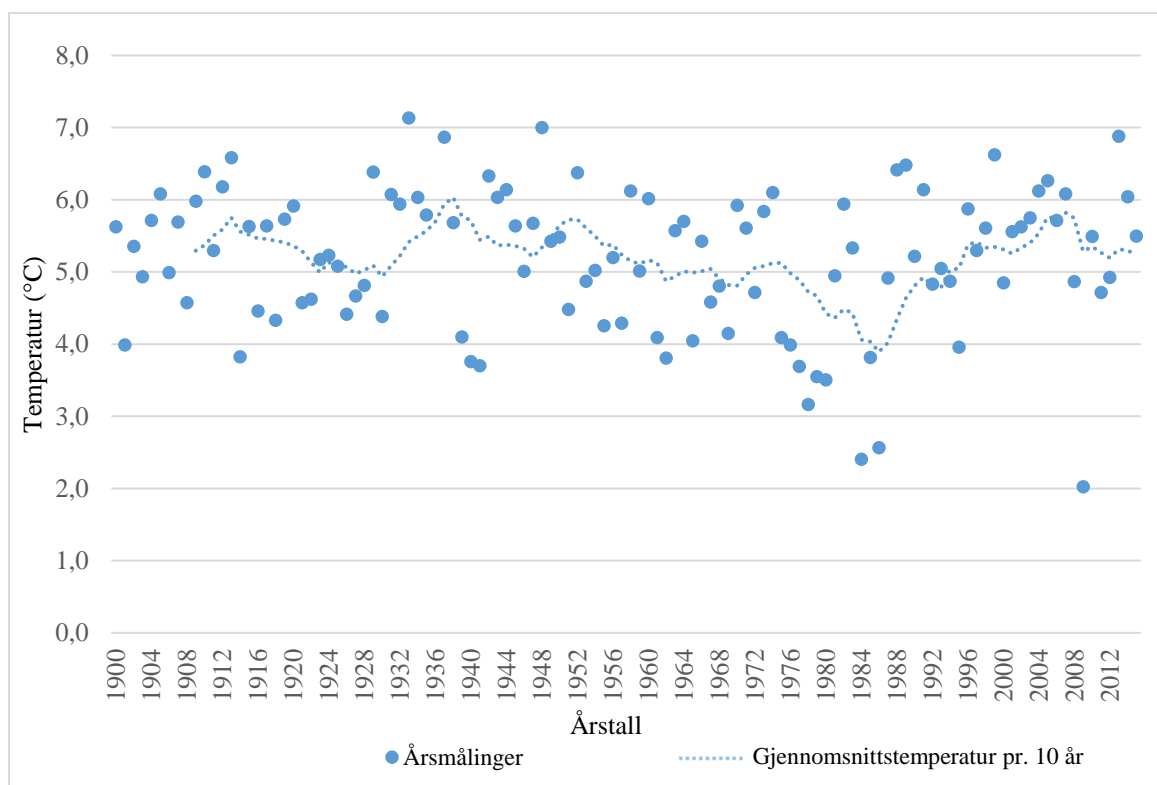
renseanleggene har meget høy miljøindeks i hele Bjørkelangens nedbørsfelt. Mange av disse ligger svært nærme elvene i nedbørsfeltet til Bjørkelangen. Rett nord for Bjørkelangen er det noen renseanlegg som er klassifisert med meget lav miljøindeks (Turtumøygard & Blankenberg 2003).

I 2007 startet kommunen med opprensning i spredt bebyggelse, og det ble laget en felles lokal forskrift for Haldenvassdraget. Oppgraderingen av avløpsanleggene er nesten ferdig, mens de resterende har frist til å gjøre dette innen november 2017 (pers. medd. Syversen). I dag (2017) er ca. 80 % av de mindre anleggene minirensesanlegg og ca. 10 % naturlige infiltrasjonsanlegg. Resten er våtmark, tette tanker også videre. Totalt er det 293 anlegg med spredt avløp fra fritidsboliger og 2465 anlegg med spredt avløp fra fast bosetting. Flesteparten av anleggene har middels til meget høy miljøindeks uavhengig av anleggstypen, mens resten har lav til meget lav miljøindeks. 65 % av eiendommene i kommunen er tilknyttet kommunale avløpsrenseanlegg (pers. medd. Syversen). Ved Floen er det 25-30 boliger og ca. 40 hytter som har avrenning til innsjøen. Hytter med innlagt vann vil bli prioritert i 2018 og vil få pålegg om å oppgradere vann- og kloakksystemet (pers. medd. Syversen). Bjørkelangen har avrenning fra Aurskog, Finstadbru, Lierfoss, Holmenbyen og Bjørkelangen tettsted. Mesteparten av bebyggelsen her er tilknyttet kommunalt avløpsrenseanlegg, eller har mindre avløpsanlegg som er godkjente.

4.2 Historiske endringer regionalt

4.2.1 Temperatur

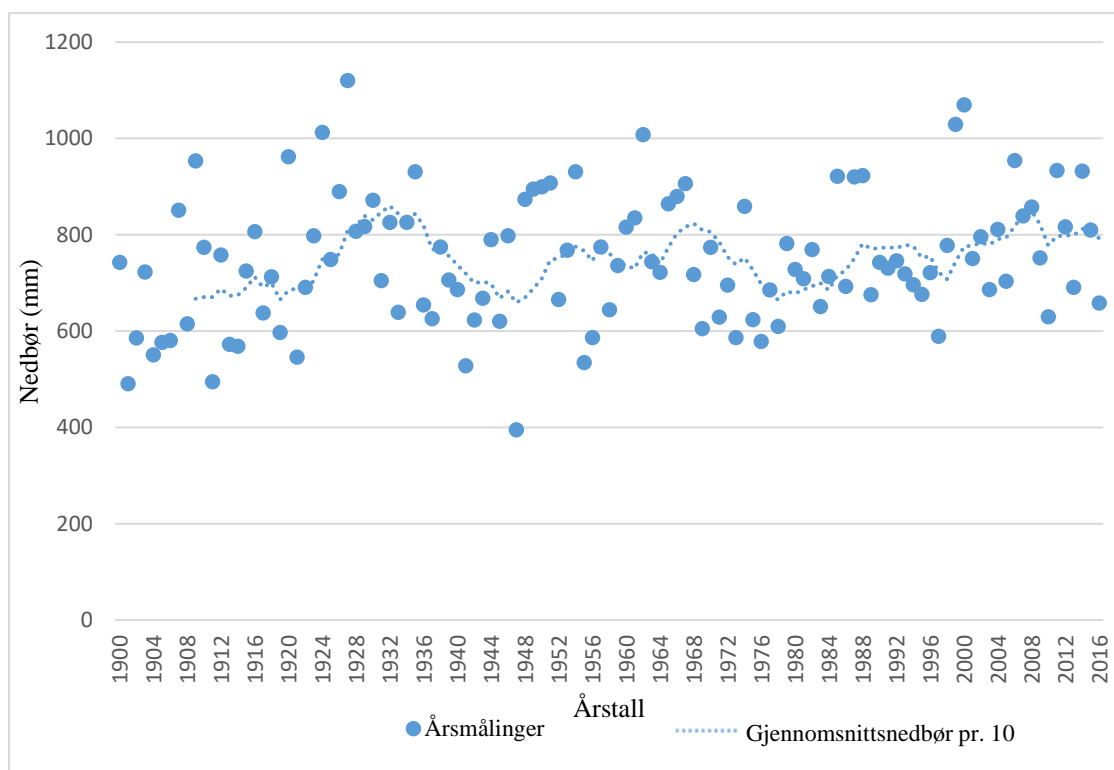
Fra 1900-tallet har det vært en tydelig variasjon i temperaturgjennomsnittet (figur 4:4). Rundt 1910- og 30-tallet kan det se ut som at det var en kortvarmeperiode. Deretter viser målingene at temperaturen er synkende fram til midten av 1980-tallet. Mellom 1960 - ca. 1985 er det et tydelig gjennomsnittlig temperaturfall. Etter ca. midten av 1980-tallet har temperaturen vært jevnt stigende. Midten av 2000-tallet viser en liten temperaturtopp, før gjennomsnittstemperaturen synker igjen. Temperaturgjennomsnittet fra valgte målestasjoner (vedlegg J) følger samme utvikling som for Østlandet generelt (Meteorologisk Institutt 2017).



Figur 4:4. Målinger for temperatur for perioden 1900 – 2016. Verdiene for temperatur representerer gjennomsnittlig temperatur for hvert år. Data er hentet fra e-klima. Data for år 1900 er fra Skedsmo kommune. Perioden 1901-1972, 1988, og 2007-2016 er fra målestasjonen i Ås kommune. Perioden 1973-1987 er fra målestasjonen på Høland-Kollerud. Perioden 1989-1991 er fra målestasjonen på Høland-Løken, og perioden 1992 – 2006 er fra målestasjonen på Høland-Fosser. De tre sistnevnte målestasjonene er i Aurskog-Høland kommune. Det finnes ikke data for år 1937.

4.2.2 Nedbør

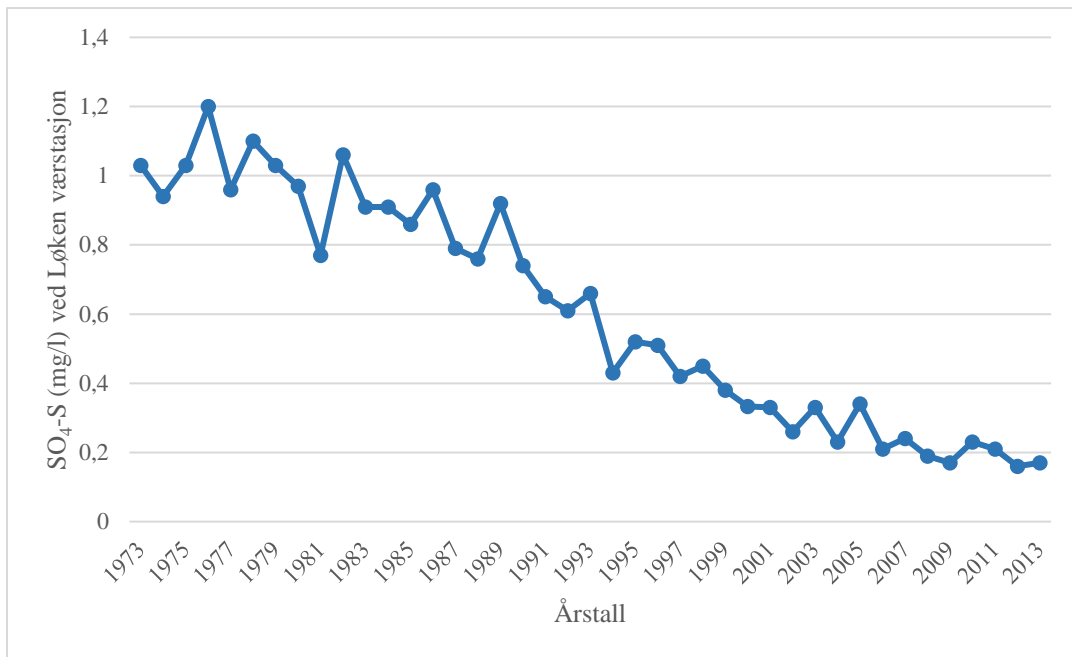
Tidlig på 1900-tallet ser det ut som at det er flere år med store nedbørsmengder (figur 4:5). Nedbørsgjennomsnittet viser en større nedbørsmengde på 1930-tallet og mellom 1950 og 1970. Flomepisodene i 1987 og 2000 kan ses i figuren (Drageset 2002; Engen 1988). Den største flommen ved Ørje siden 1960 var i 2000 (Haande et al. 2014). Dette vises i målingene for årene 1999 og 2000. Nedbørsgjennomsnittet for de valgte målestasjonen (vedlegg J) følger samme utvikling som for Østlandet generelt (Meteorologisk Institutt 2017). På slutten av 2000-tallet ser det ut som at det var flere våte år (figur 4:5).



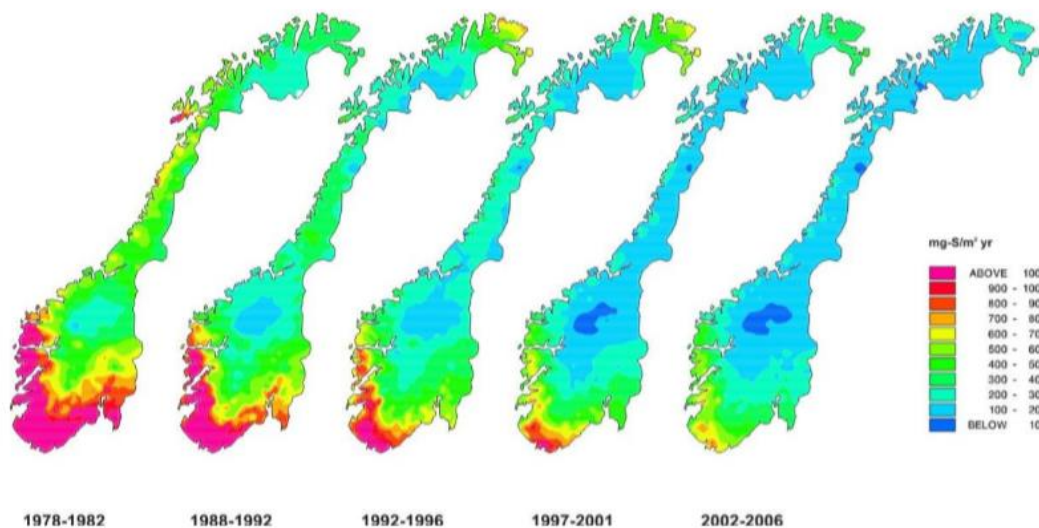
Figur 4:5. Målinger for total nedbør for perioden 1900 – 2016. Årsmålinger representerer total nedbør for hvert år. Søndre Høland målestasjon dekker perioden 1900 - 1956 og 1963 - 1970. Søndre Høland III målestasjon viser verdier for perioden 1957 - 1962. Bjørkelangen II viser målinger for perioden 1971 - 2011. Og Aurskog II målestasjon viser målinger for 2012 - 2016. Alle målestasjonene har vært/er i Aurskog-Høland kommune.

4.2.3 Sur nedbør

I perioden 1950 – 1970 var det en sterk økning i utslippene av svoveldioksid og nitrogenoksider i Europa (Aas et al. 2009; Schöpp et al. 2003). Takket være internasjonale avtaler som konvensjonen om Langtransporterte Grenseoverskridende Luftforurensninger (LRTAP) og direktiver under EU (Aas et al. 2009) ble utslippene redusert etter 1980. Denne reduksjonen vises også ved Løken værstasjon (figur 4:6). Målinger fra 2013 viser at utslipp av svovel har blitt redusert med 85% siden 1980 (Miljødirektoratet 2017). Floen og Bjørkelangen ligger i et område som i perioden 1978-1982 ble utsatt for høye verdier av sur nedbør i form av svovel (figur 4:7). Dette er et område som har hatt rask nedgang i mengde sur nedbør i tidsperioden 1988 – 2006.



Figur 4:6. Endringer i mengde SO₄-S i nedbør fra Løken værstation i perioden 1973 – 2013, sjøsaltkorrigert. Figuren er laget ut i fra tabell A. 1.21a s. 80 i rapporten til NILU (Aas et al. 2014).



Figur 4:7. Avsetning av sjøsaltkorrigert svovel i Norge for fem årperioder fra 1978 – 2006 (Aas et al. 2009, s. 12).

4.3 Sedimentanalyse av Floen

Sedimentsøylen for Floen var 62 cm lang der øverste del (0 cm) er nylig avsatt materiale.

Resten av søylen representerte stadig lengre tilbake i tid nedover i sedimentsøylen.

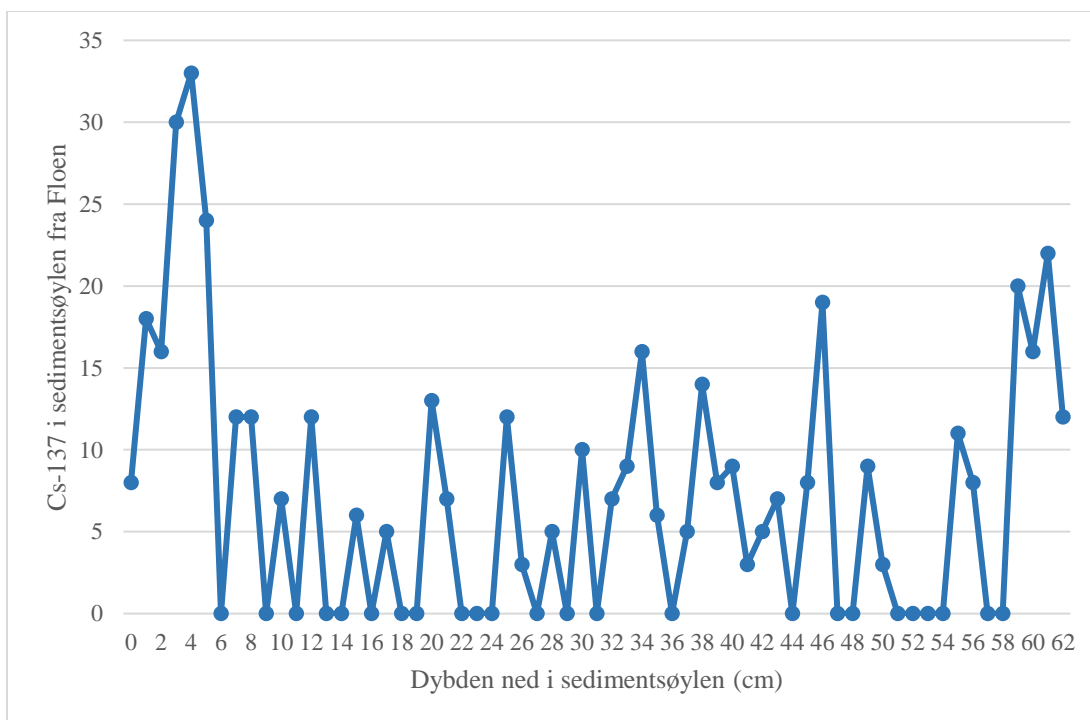
Konsistensen på materialet var veldig mykt og løst, noe som indikerte høyt vanninnhold.

Fargen på søylen bestod av ulike brunnyanser, der den hadde den lyseste brunfargen i det øverste laget. Lengre ned ble brunfargen mer mørk, men ingen tydelige sjiktninger. Det ble ikke observert svarte områder i søylen som kunne indikert oksygenfattig miljø.

4.3.1 Datering i Floen

Det ble målt en topp med ^{137}Cs 4 cm ned i sedimentkjernen på 33 desintegrasjoner per minutt (DPM) (figur 4:8). Den tydelige toppen representerer Tsjernobylulykken i 1986. Siden prøven ble tatt våren 2016 var det kjent at 4 cm tilsvarte ca. 30 år. Sedimentasjonshastigheten ble beregnet til 1,33 mm sediment/år. Følgelig tilsvarte 1 cm sediment ca. 7,5 år. Det ble beregnet at sedimentsøylen representerte 465 år, og gikk tilbake til 1551. Dateringen viser at sedimentsøylen representerer tidsrommet 1551-2016. Selv om det var flere småtopper av ^{137}Cs , er det mest sannsynlig at toppen ved 4 cm ned i søylen representerer Tsjernobylulykken i 1986. Denne aldersbestemmelsen er mest nøyaktig for perioden 1986 og frem til i dag (Haande et al. 2014). Nøyaktigheten vil avta gradvis med avstand fra dette årstallet på grunn av mulige endringer i sedimentasjonshastigheten. Siden Bjørkelangen bare går tilbake til 1918, ble ikke sedimentprøvene for tidsperioden eldre enn 1907 for Floen tatt med videre i denne oppgaven.

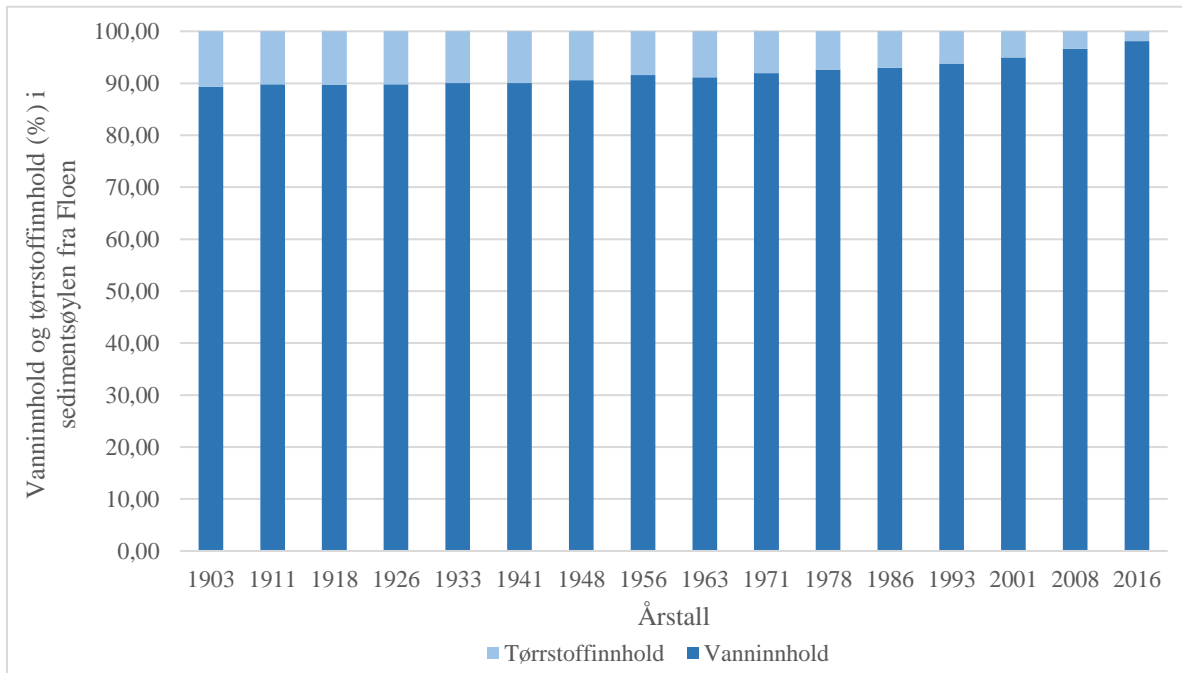
Det ble ikke utført datering på Bjørkelangen fordi dette har blitt utført tidligere (Haande et al. 2014, figur 19 s. 35). I rapporten kom det frem at ^{137}Cs -toppen var 12 cm fra sedimentets overflate i 2014. For sedimentsøylen som ble tatt i forbindelse med denne masteroppgaven i 2016, tilsvarte det en gjennomsnittlig sedimentasjonshastighet på 4,0 mm sediment/år (Haande et al. 2014). Hver centimeter tilsvarte da 2 år og gikk tilbake 98 år. Sedimentsøylen fra Bjørkelangen går da tilbake til ca. 1918.



Figur 4:8. Resultatet fra datering med ^{137}Cs i sedimentprøven fra Floen.

4.3.2 Vanninnhold og tørrstoffinnhold i Floen

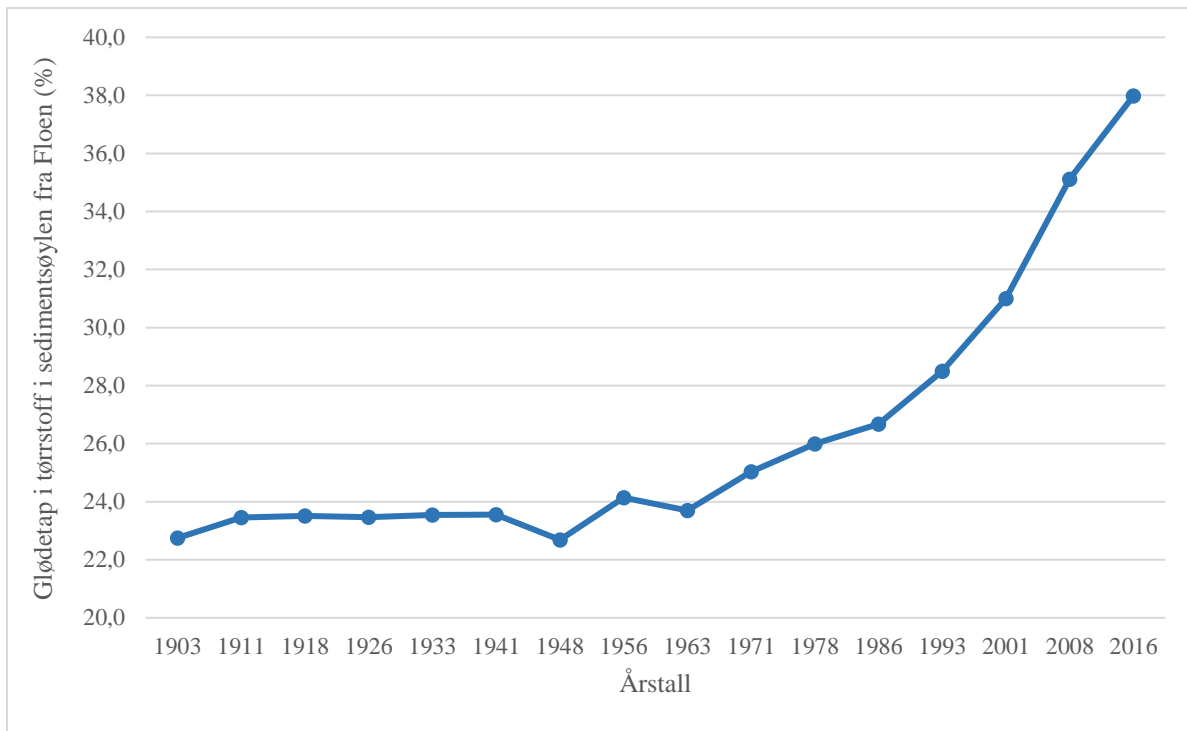
Resultatene viser at det er lite tørrstoffinnhold i sedimentprøvene fra Floen (figur 4:9). Dette betyr at det sedimenteres lite partikler på bunnen av innsjøen. Vanninnholdet er tatt med for å vise at andelen av vanninnhold og tørrstoffinnhold blir 100%. Tørrstoffinnholdet ligger jevnt fra 1903 til 1941, før det skjer en liten minking fram til 1956. Det er en liten økning ved 1963 før den igjen minker jevnt bortover resten av tidsaksen. Når andel tørrstoffinnhold minker vil dermed vanninnholdet øke tilsvarende.



Figur 4:9. Andel vanninnhold og tørrstoffinnhold i prosent i sedimentprøvene fra 1903 til 2016 i Floen.

4.3.3 Organisk materiale i Floen

Resultatene for organisk materiale inkluderer både allohton tilførsel og autokton produksjon. Det er en betydelig variasjon i mengde organisk materiale i Floen mellom 1903-2016 (figur 4:10). Fra 1903 er det en liten økning i andel organisk materiale, mens det frem til 1941 er lite endringer. Mengde organisk materiale varierer fra 1941 til 1963. Det er en økning etter 1963, som øker ytterligere etter 1986 som fortsetter frem til 2016. I perioden 1986 til 2016 øker andelen organisk materiale med 11,3 %.



Figur 4:10. Mengde organisk materiale i Floen for perioden 1903 – 2016. Verdiene er oppgitt i prosent glødetap av tørrstoff.

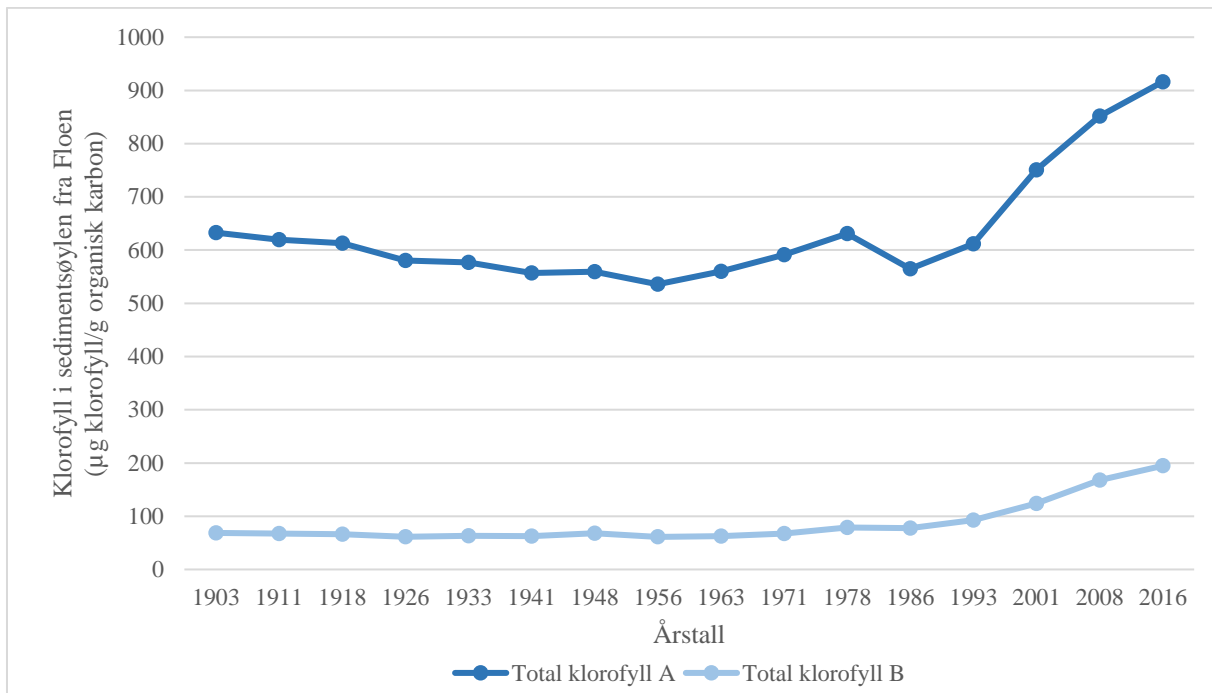
4.3.4 Pigmenter

For å sjekke om endringene i klorofyllmengden var reelle eller om de skyldtes endringer i sedimentets tørrvekt, ble klorofyll/tørrstoff omregnet til klorofyll/organisk karbon. Det ble tatt utgangspunkt i at det er 58% organisk karbon per gram organisk materiale (van Bemmelen 1891). Dette ble gjort både for Floen og Bjørkelangen. For begge innsjøene økte mengden av pigment etter omregning, noe som tyder på at innsjøenes sedimentprøver inneholder partikulært materiale som fortynner klorofyllsignalet.

I dette studiet ble det i resultatdelen bare sett på total klorofyll a og -b. Dette er fordi klorofyll a og -b er mest representert i alle typer planter og alger (Wetzel 2001). Som følge av dypet disse sedimentsøylene ble tatt på, vil total klorofyll a og -b være en indirekte indikator på mengde fyttoplankton som var tilstede i innsjøene gjennom tidsperioden. Det er ikke mulig at klorofyllkonsentrasjonen kan komme fra andre kilder i sedimentsøylene enn fyttoplankton når de ble tatt på 7 og 24 meters dyp (pers. medd. Rohrlack 2017).

4.3.4.1 Pigmenter i Floen

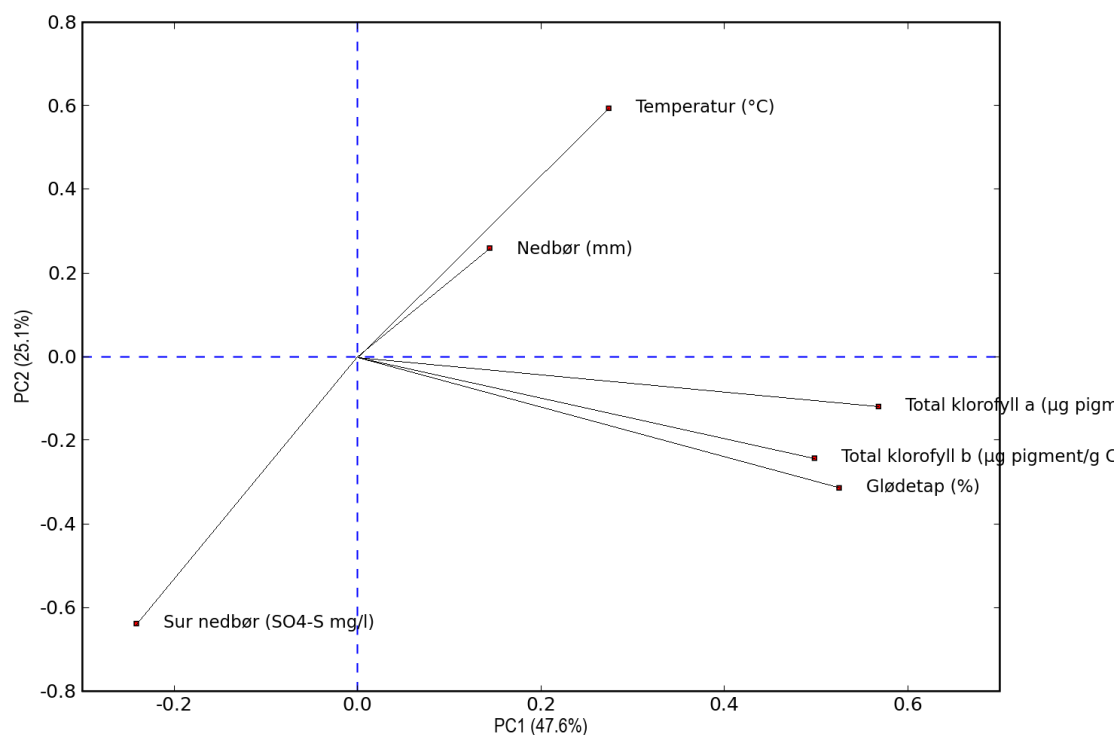
Det er en tydelig forskjell i endringene mellom total klorofyll a og total klorofyll b (figur 4:11). For total klorofyll b er det lite variasjoner fra 1903 til 1986, men fra 1993 er det noe økning av total klorofyll b. Det er større variasjon i total klorofyll a. Fra 1903 til 1956 er det en jevn minking av mengde klorofyll a, før den igjen øker til 1978. Fra 1986 er det en jevn økning frem til 2016.



Figur 4:11. Mengde total klorofyll a og -b i µg pigment/g organisk karbon for perioden 1903 – 2016 i Floen. Total klorofyll a er alle verdier for Chl. a og Phe. a. Total klorofyll b er alle verdier for Chl. b og Phe. b for total klorofyll b.

4.4 Statistiske analyser av Floen

Resultatene fra analysen for Floen forklarer ca. 72 % av variasjonen i datasettet, med egenverdier på 4,76 og 2,51 (figur 4:12). Prinsipal komponent analysen viser samme orientering på variablene i Floen. Variabler som orienterer seg i samme retning indikerer positiv korrelasjon, mens orientering i motsatt retning i forhold til hverandre indikerer negativ korrelasjon. I Bjørkelangen orienterer glødetap og klorofyll a og -b seg i samme retning. Dette viser at variablene påvirker hverandre i begge innsjøene. Glødetapet og pigmentene øker med tiden. For begge innsjøene viser resultatene at klima (nedbør og temperatur) og sur nedbør er med på å påvirke glødetap og pigmentene.



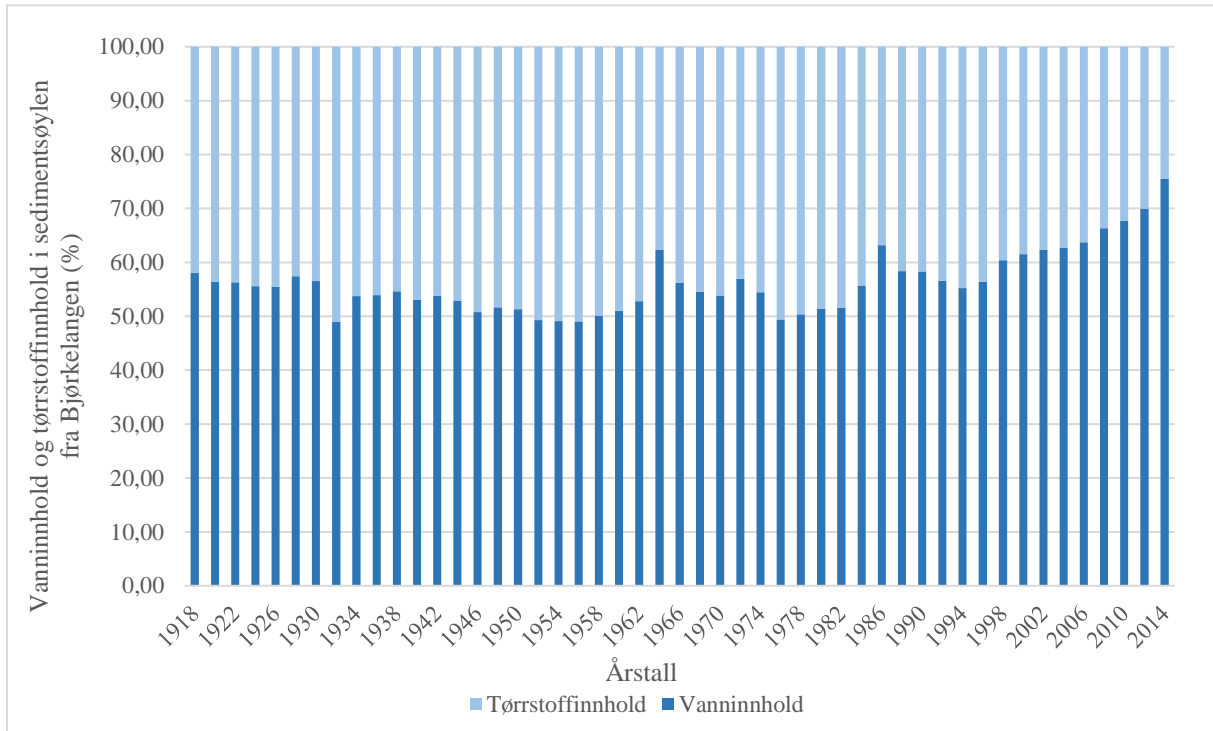
Figur 4:12. Prinsippal komponent analyse av organisk materiale (glødetap i %), total klorofyll a og -b (µg pigment/g karbon), temperatur (°C), nedbør (mm), og sur nedbør (SO₄-S mg/l) for Floen. PC1 og PC2 representerer henholdsvis første- og andre komponent. Analyseresultatet forklarer 72,7 % av variasjonen i datasettet.

4.5 Sedimentanalyse av Bjørkelangen

Sedimentsøylen for Bjørkelangen var 49 cm lang der øverste del (0 cm) er nylig avsatt materiale. Resten av søylen representerte stadig lengre tilbake i tid nedover i sedimentsøylen. Konsistensen på materialet var tykk og klebrig, noe som indikerer mye leirinnhold. Fargen bestod av ulike grånyanser, der den lyseste gråfargen var i øverste del av søylen. Lengre ned i søylen ble gråfargen mørkere, og noen steder var det sjiktninger med mørkegrå farge. Dette kan indikere perioder med anoksiske forhold. For Bjørkelangen ble ikke verdier for 2016 tatt med i resultatene, fordi resultatverdiene skiller seg for mye ut i forhold til resten av variasjonene i vann/tørrestoffinnhold, organisk materiale og pigment. Dette skyldes for lite prøvemateriale som det ble analysert i forhold til de andre prøvene. Og at pigment og organisk materiale har sannsynligvis ikke blitt fullstendig brutt ned i de øverste lagene.

4.5.1 Vanninnhold og tørrstoffinnhold i Bjørkelangen

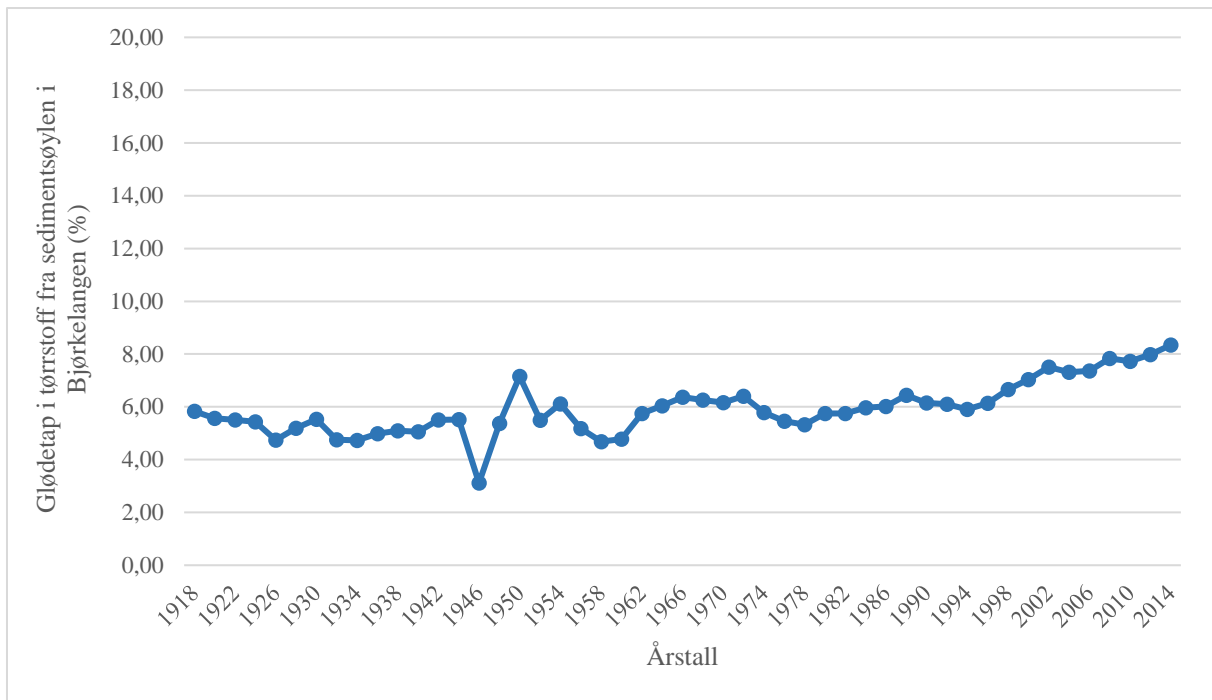
Tørrstoffinnholdet varierer tydelig i perioden 1918 til 1956 (figur 4:13). Det er en tydelig nedgang i tørrstoffinnholdet i 1964 og 1986. Det har også vært en større økning i 1932, mellom 1952 – 1956 og mellom 1976 – 1982. Etter 1998 minker tørrstoffinnholdet jevnt bortover til og med 2014.



Figur 4:13. Andelen vanninnhold og tørrstoffinnhold i prosent for 1918 – 2014 i Bjørkelangen.

4.5.2 Organisk materiale i Bjørkelangen

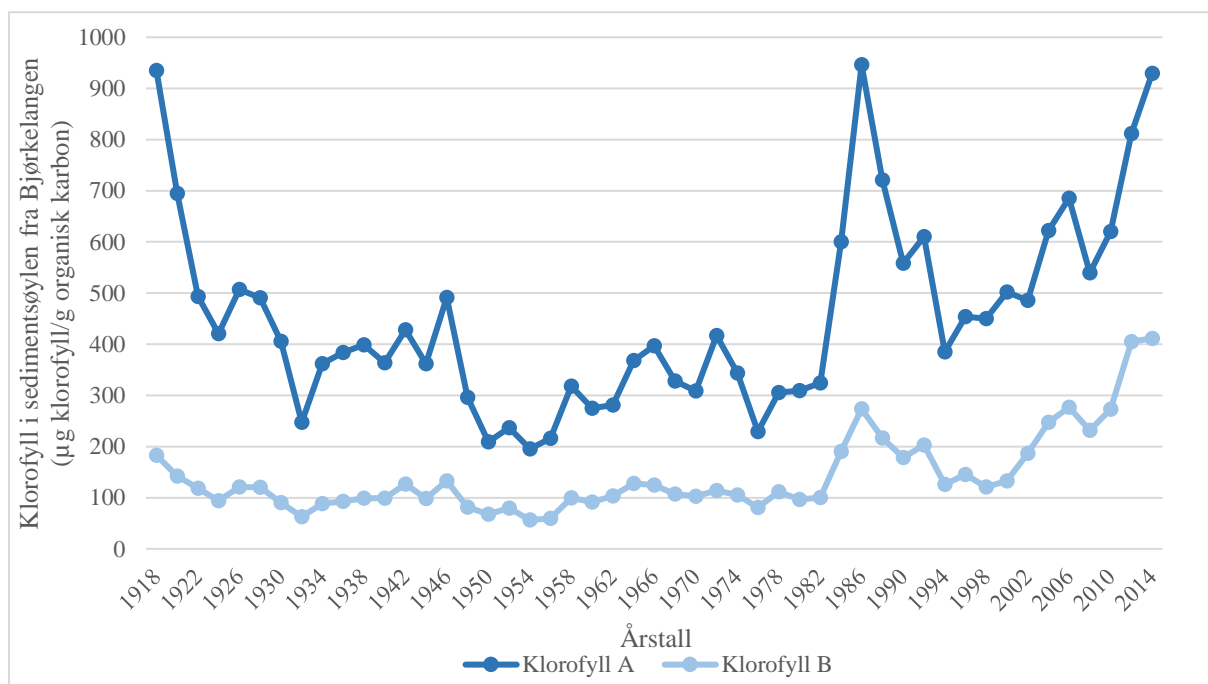
Resultatene for organisk materiale inkluderer både allohton tilførsel og autokton produksjon. I Bjørkelangen er det tydelig variasjon i tidsperioden for andel organisk materiale (figur 4:14). Etter midten av 1990-tallet ser det ut som det er en stabil økning i andel organisk materiale. Siden 1996 har andel organisk karbon økt fram til og med 2014. En liten minking i mengde organisk materiale kan ses i 2004, 2006 og 2010.



Figur 4:14. Mengde organisk materiale i Bjørkelangen for perioden 1903 – 2016. Verdiene er oppgitt i prosent glødetap av tørrstoff. Verdien for år 1946 skyldes trolig en metodefeil.

4.5.3 Pigmenter i Bjørkelangen

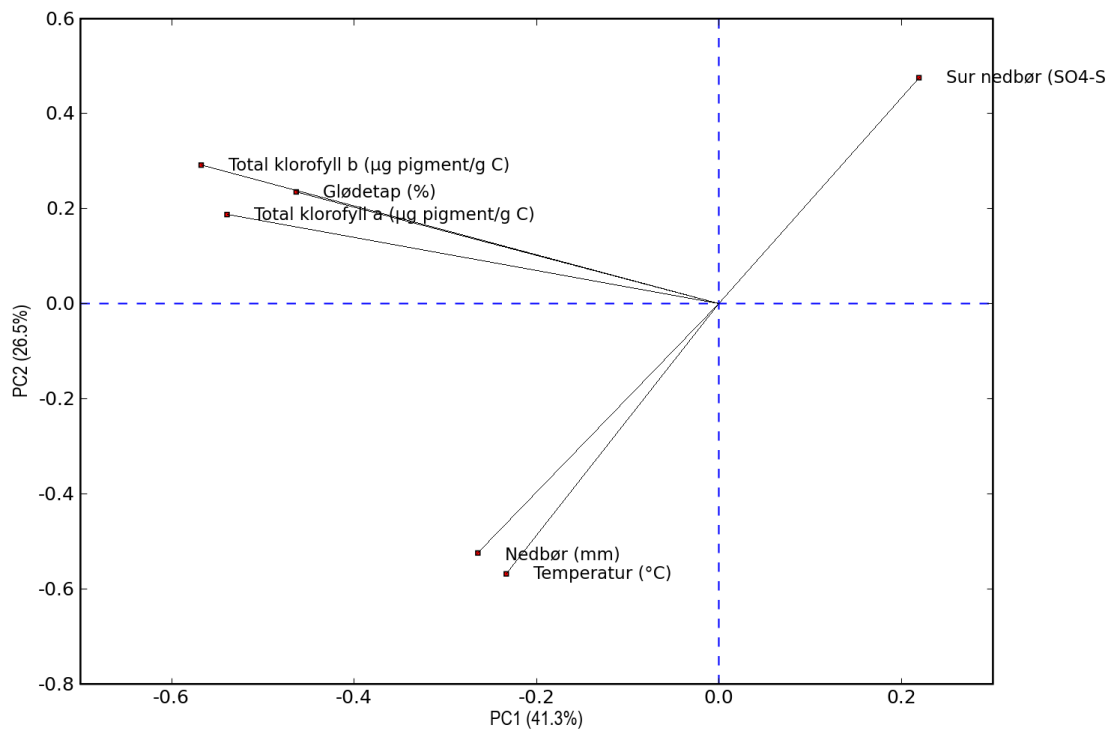
Det er store variasjoner i total klorofyll a, og noe mindre endringer i klorofyll b fra 1918 – 2014 (figur 4:15). Klorofyll a har en nedgang fra og med 1918 til 1932, som deretter øker noe fram til og med 1966. Det vises en nedgang fram til og med 1976. Etter dette øker mengde klorofyll a i noe grad, før det er en betydelig økning fram til og med 1986. Deretter er det en betydelig minking fram til og med 1994. Etter 1996 er det en jevn økning i mengde klorofyll a fram til og med 2014. Fra 2010 er økningen i mengde total klorofyll a nesten vertikal. Total klorofyll b viser samme endringer som total klorofyll a, bare i mindre grad.



Figur 4:15. Mengde total klorofyll a og -b i μg pigment/g organisk stoff for perioden 1918 – 2014 i Bjørkelangen. Total klorofyll a er alle verdier for Chl. a og Phe. a. Total klorofyll b er alle verdier for Chl. b og Phe. b.

4.6 Statistiske analyser av Bjørkelangen

Resultatene fra analysen for Bjørkelangen forklarer ca. 67 % av variasjonen i datasettet, med egenverdier på 4,13 og 2,65 for Bjørkelangen (figur 4:16) (vedlegg K). Prinsippal komponent analysen viser samme orientering på variablene i Bjørkelangen. Variabler som orienterer seg i samme retning indikerer positiv korrelasjon, mens orientering i motsatt retning i forhold til hverandre indikerer negativ korrelasjon. I Bjørkelangen orienterer glødetap og klorofyll a og - b seg i samme retning. Dette viser at variablene påvirker hverandre i begge innsjøene. Glødetapet og pigmentene øker med tiden. For begge innsjøene viser resultatene at klima (nedbør og temperatur) og sur nedbør er med på å påvirke glødetap og pigmentene.



Figur 4:16. Prinsipal komponent analyse av organisk materiale (glødetap i %), total klorofyll a og -b (µg pigment/g karbon), temperatur (°C), nedbør (mm), og sur nedbør (SO₄-S mg/l) for Bjørkelangen. PC1 og PC2 representerer henholdsvis første- og andre komponent. Analyseresultatet forklarer 67,8 % av variasjonen i datasettet.

5. Diskusjon

5.1 Endringer i nedbørsfeltene siden 1900-tallet

Aurskog-Høland kommune har forandret seg mye siden begynnelsen av 1900-tallet. Endringene i nedbørsfeltene til Floen og Bjørkelangen gir tydelige indikasjoner på det.

Floen

Det kan se ut som at nedbørsfeltet til Floen har endret seg i liten grad med tanke på urbanisering og menneskelig aktivitet. I begynnelsen av 1900-tallet fantes det noen få gårder, setre og en hovedvei som går langs innsjøen i nordvest (vedlegg C). Fram til i dag består nedbørsfelt til Floen av skog, noe hus/hyttebebyggelser, desentraliserte avløp og noen åkere (vedlegg D). På kartet fra 1902 ser vi få store endringer i nedbørsfeltet til Floen sammenlignet med i dag. Foruten at det har vært en økning av hytte- og husbebyggelser, samt videreutvikling av veien nordvest for innsjøen (Fossen 1992). Ved sammenligning av kartene til nedbørsfeltet er det tydelig at menneskelig aktivitet og urbanisering påvirker innsjøen i middels grad. De største forurensningskildene er, og har antagelig vært kloakkutslipp fra ikke kommunale avløp og åkere (Turtumøygard & Blankenberg 2003; Vann-nett u.å.-b)

Bjørkelangen

Bjørkelangens nedbørsfelt inkluderer tettstedene Aursmoen og Bjørkelangen. Fra starten av 1900-tallet var det hovedsakelig gårder og setere i nedbørsfeltet, samt noen hovedveier (vedlegg E). Nedbørsfeltet har forandret seg i stor grad i form av økt urbanisering, befolkningsvekst og jordbruk (vedlegg F). Det har vært utbygging av boliger og vei siden 1902, som også medfører økt andel tette overflater (Veiteknisk Institutt u.å.). Ved Lierelva som går fra Floen til Bjørkelangen er store deler av elvestrekningen omringet av jordbruk og urbanisering, samt noe hyttebebyggelse og desentraliserte avløp. Bjørkelangens vannkvalitet blir antagelig sterkt påvirket av disse faktorene (Haande et al. 2014; Vann-nett u.å.-a).

Sammenligning

I følge Turtumøygard & Blankenberg (2003) har begge nedbørsfeltene en del desentraliserte avløpsanlegg med ulik miljøindeks. Spesielt nedbørsfeltet til Bjørkelangen har avløpsanlegg med svært høy miljøindeks, samt at Bjørkelangen sentralrenseanlegg slipper ut rensset avløpsvann i denne innsjøen (pers. medd. Hansen). Floen har ikke tilsvarende avløpsrenseanlegg i sitt nedbørsfelt. Ifølge Vann-nett (u.å.-a) har avrenning fra avløp fra spredt bebyggelse liten påvirkning i Bjørkelangen. Dette kan ha noe med avstanden mellom renseanleggene og innsjøen å gjøre, og at kommunen har jobbet mye med oppryddingen av

dette (pers. medd. Syversen). I motsetning påvirker avrenning fra spredte avløp Floen i middels grad (Vann-nett u.å.-b). Det er uvisst hvor mye næringsstoffer fra disse desentraliserte avløpsanleggene som havner i resipienten. Avstanden mellom avløpsanleggene og innsjøene spiller en betydelig rolle her, da avrenningen fortynnes over større områder.

Graden av urbanisering innsjøenes nedbørsfelt er utsatt for skiller de betraktelig fra hverandre. Floen skiller seg markert fra Bjørkelangen ved at det er mindre asfalterte veier og dermed mindre tette overflater. Floens beliggenhet gjør det sannsynlig at det er lite trafikk. Veien og broen langs innsjøen ble ferdig først i oktober 1954 (Fossen 1992). Det er et eksempel på at urbaniseringen har foregått i mindre grad i Floen enn i Bjørkelangen. Nedbørsfeltet til Bjørkelangen er i mye større grad påvirket av trafikk og urbanisering, og har dermed større andel arealer med tette overflater. Dette gjør at Bjørkelangen trolig mottar en del overvann fra tette overflater på grunn av urbaniseringen. Tette overflater fører til mer overvann som kan frakte med seg forurensninger (Åstebøl et al. 2012). Dette kan derfor være en kilde til forurensninger av næringsstoffer som fosfor, nitrogen, organisk materiale og tungmetaller.

Innsjøene skiller seg betraktelig fra hverandre med tanke på jordbruksareal (vedlegg D og F). I nedbørsfeltet til Floen er det noen få gårder og åkrer som kan bidra med avrenning av næringsstoffer og erosjon av partikler. Trolig påvirker dette innsjøens vannkvalitet i liten grad. Denne antagelsen stemmer også med Vann-nett (Vann-nett u.å.-b). Derimot påvirker skogbruket lysforhold, produksjon og farge i vannet. Skogbruket er mest sannsynlig hovedbidrageren til løst organisk karbon (humus) (Hessen 2010). Som forventet inneholder sedimentsøylen mer partikulært materiale i Bjørkelangen enn i Floen. I forhold til Floen er Bjørkelangen i stor grad påvirket av avrenning av næringsstoffer og erosjonsmateriale fra fulldyrket mark (Berge 2004; Haande et al. 2014).

Det tas utgangspunkt i at disse åkrene har fulgt jordbruksutviklingen som for resten av kommunen (Almås 2002; Fossen 1992; Fossen 2000). Erosjonsmaterialet fra åkere inneholder fosfor som bidrar til å øke innsjøens eutrofi. Dette har medført en algeoppblomstring med sterk dominans av blågrønnalger og noen ganger innslag av giftige arter (Berge 2004). Overvåkingsresultatene av algeoppblomstringer kommer tydelig fram i Berges (2004) rapport av Bjørkelangen fra 1980 til 2003 (figur 3, s. 9). Rapporten viser at innsjøen har hatt dårlig til svært dårlig vannkvalitet over lengre tid. Studiet påpeker også at det ikke har vært noen betydelig bedring i situasjonen, derimot har det vært en tydelig forverring for mengde klorofyll a. Konsentrasjonen av klorofyll a har variert mellom kvalitetsklassene dårlig og meget dårlig (Berge 2004).

Alt dette tyder på at Bjørkelangen er i betydelig grad mer påvirket av menneskelig aktivitet enn Floen. Forskjellene kommer fra graden de blir påvirket av urbanisering, kloakk og jordbruk. Dette er med på å påvirke innsjøenes vannkvalitet, men klima kan også spille inn på algeoppblomstringer og organisk materiale.

5.2 Faktorer som påvirker algeproduksjon

Klima

Temperatur og lys er en viktig faktor for primærproduksjonen i en innsjø, fordi økt temperatur og lystilgang kan øke algeveksten (Wetzel 2001; Økland & Økland 1996). I tillegg spiller innsjøenes beliggenhet inn på påvirkningen av klima. Det er derfor naturlig å se på hvordan klima har påvirket innsjøenes algeproduksjon.

Floens nedbørsfelt bestående av skogsområder beskytter innsjøen mot vind. Innsjøen er dyp som gjør det mulig at Floen oppnår sjiktning i vannlagene på grunn av mangel på fullstendig sirkulasjon forårsaket av vind. Dette kan være en årsak til at det var lite variasjon i mengden total klorofyll a og -b mellom 1903 – 2016 (figur 4:11). Lite sirkulasjon i vannmassene kan ha ført til at algeproduksjonen skjedde hovedsakelig i littoralsonen som følge av lite oksygen og lys i de resterende vannlagene. Det var en økning i total klorofyll a i 1978, men for samme år var det en nedgang i gjennomsnittlig temperatur- og nedbørsverdier (figur 4:4 og figur 4:5). Dette er en indikasjon på at det var andre faktorer enn klima har påvirket denne økningen. Derimot var det en stabil økning i temperatur, nedbør og total klorofyll a og -b fra midten av 1980-tallet. Den positive korrelasjonen mellom disse variablene viser at klima kan ha vært med på å påvirke utviklingen av total klorofyll a og -b (figur 4:12). Dette gjør det sannsynlig at klima var en viktig faktor til variasjonen i total klorofyll a og -b i Floen.

I Bjørkelangen varierte algeproduksjonen årlig fra 1918 og fram til 2014 (figur 4:15). Innsjøens beliggenhet og nedbørsfelt bestående av jordbruk og urbanisering gjør den utsatt for vind. Siden innsjøen er grunn og vindutsatt oppstår det sannsynlig fullstendig sirkulasjon av vannlagene. Dette gjør at det bli transportert oksygen i større del av profundalsonen og det kan oppstå algeproduksjon i større del av vannsøylen (Smol 2008; Wetzel 2001). Variasjon i vindstyrke og sirkulasjon kan derfor ha vært en årsak til den varierende algeproduksjon i Bjørkelangen over tid. Mellom 1960 – 1980 var det en lavere gjennomsnittlig algeproduksjon. Dette kan henge sammen med at det på den tiden var lavere temperaturer. Lavere gjennomsnittlig temperatur kan ha vært forårsaket av den globale dimmingen, som skyldtes store mengder aerosoler i atmosfæren fra industrielle utslipp. Aerosoler fører til høyere

refleksjon av solstråler i atmosfæren, som gjør at temperaturen kan synke (Kvalevåg et al. 2009; Stanhill & Cohen 2001).

Det var et minkende gjennomsnitt for både pigmenter i Bjørkelangen og temperatur fra ca. 1915 til begynnelsen av 1930-tallet (figur 4:4 og figur 4:15). Frem til 1980-tallet endret gjennomsnittene seg noe likt. Unntaket var midten av 1980-tallet der det var en stor økning i total klorofyll a, mens det var en nedgang i temperatur. Det kan derfor ha vært andre faktorer som førte til økningen i total klorofyll a på 1980-tallet. Gjennomsnittlig nedbør og pigmentkonsentrasjon varierte relativt likt (figur 4:5 og figur 4:15). På midten av 1980-tallet var det en større nedbørsmengde som kan ha vært en årsak til økt primærproduksjon for samme tidsperiode. Økt nedbør kan ha fraktet med seg mer erosjonsmateriale med næringsstoffer, som kan ha ført til mer algevekst. Både temperatur, nedbør og pigmenter hadde en gjennomsnittlig økning fra midten av 1990-tallet. Sannsynlig spilte klima en viktig rolle for endringene av pigmentkonsentrasjonen, som bekreftes av den positive korrelasjonen mellom disse variablene (figur 4:16).

Floen og Bjørkelangen har svært ulik variasjon i pigmentkonsentrasjon over tidsperioden som er undersøkt. Dette skyldes hovedsakelig innsjøenes ulike nedbørsfelt og det lokale klimaet. Derimot hadde begge innsjøene en betydelig oppgang i mengde total klorofyll a og -b fra ca. midten av 1990-tallet. Økningen i begge innsjøene kan ha vært forårsaket av økte temperaturer fra samme tidsperiode. Dette kan også forklares med at total klorofyll a og -b ikke har blitt fullstendig brutt ned til sine derivater som kan påvirke resultatene (Leavitt 1993). Sammen med klima og naturlige svingninger kan algeoppblomstringene blitt påvirket av menneskelig aktivitet.

Menneskelig påvirkning

Menneskelig aktivitet kan ha påvirket variasjonen i algeproduksjon gjennom flere faktorer, som for eksempel økt tilførsel av næringsstoffer fra landbruk og kloakkutslipp.

Helt siden 1900-tallet har det vært få gårdsbruk som gjør det sannsynlig at det er lite avrenning av næringsstoffer ved erosjon og nedbør i Floens nedbørsfelt. Dette kan ha vært en årsak til at det var lite variasjon i algevekst i denne innsjøen. Derimot er det en større sannsynlighet at avrenning fra skogbruket kan ha spilt en større rolle i dette. Hogst av skog vil føre til mer åpne arealer som er utsatte for erosjon. Tilførsler av partikler og løst og delvis nedbrutt organisk materiale i vannet har sannsynlig farget innsjøen brun. Dette kan ha ført til mindre lystilgang i vannsøylen og dermed lite variasjon i algeproduksjonen. Variasjonen i

total klorofyll a og tørrstoffinnhold fra 1903 til 1963 var ganske lik (figur 4:9 og figur 4:11). Derimot minket tørrstoffinnholdet fra 1971, mens total klorofyll a økte. Dette kan indikere at det ble bedre lysforhold i vannet på grunn av mindre partikler, som kan ha gitt bedre forhold til økt algeproduksjon.

Andre faktorer som kan forklare variasjonen for total klorofyll a og -b i Floen er kloakkavrenning. Håndteringen av dette har bedret seg frem mot i dag. I Floen er det noen avløpsrenseanlegg i nedbørsfeltet som kan ha bidratt med tilførsler av næringsstoffer og organisk materiale på grunn av avrenning fra anleggene (Turtumøygard & Blankenberg 2003; Vann-nett u.å.-b). Det må påpekes at flesteparten av renselanleggene har middels til høy miljøindeks. Det vil si at de påvirker miljøet i middels til høy grad. I vann-nett (u.å.-b) påpekes det at avrenning fra spredt bebyggelse ikke tilknyttet avløpsnett påvirker innsjøen i middels grad. Økningen av algeproduksjonen kan skyldes at økt hytte- og boligbebyggelse i nedbørsfeltet har ført til flere separate avløpsrenseanlegg fra slutten av 1960-tallet (figur 4:11 og vedlegg D) (Statistisk sentralbyrå 2017a). Dette kan igjen ha bidratt til mer avrenning av næringsstoffer og organisk materiale (Turtumøygard & Blankenberg 2003).

Bjørkelangens nedbørsfelt har hatt en betydelig vekst i andel jordbruksarealer, urbanisering og antall mennesker i kommunen (figur 4:1, figur 4:2 og vedlegg F). Innsjøen er i betydelig grad påvirket av menneskelig aktivitet i form av jordbruk og urbanisering, som kan ha vært med på å forårsake den tydelige variasjonen i pigmentkonsentrasjonen (Berge 2004; Bækken et al. 2004; Haande et al. 2014; Vann-nett u.å.-a). Pigmentkonsentrasjonen kan dermed variere på grunn av ulik mengde næringstilførsel fra desentraliserte avløpssystemer, og erosjon fra landbruket som har partikkelbundet fosfor (Bechmann 2011; Braskerud & Hauge 2008). Hvor mye næringsstoffer som blir tilført Bjørkelangen fra avløpsvann og jordbruk er ikke beregnet. I tillegg slipper Bjørkelangen sentralrenseanlegg, opprettet i 2004, rensset avløpsvann ut i Bjørkelangen (vedlegg G). Dette vannet inneholder blant annet fosfor som kan bidra til algevekst. Mengden fosfor som slippes ut har variert fra år til år avhengig av hvor mye vann og fosfor de har fått inn på anlegget (pers. medd. Hansen). I hvor stor grad utslippet bidrar til algevekst kan ikke påpekes for sikkert, men det er kjent at den har god renseseffekt (96 %) og har liten påvirkning på vannet sammen med de andre desentraliserte avløpsanleggene (Vann-nett u.å.-a).

Kornproduksjon på åkere vil føre til mer pløying av jordarealer enn ved dyrking av eng og beite. Store nedbørsmengder kan da frakte med seg mer jordpartikler og føre til økt erosjon (Ladstein & Skoglund u.å.). Dette kan gi økt avrenning med næringsstoffer som fosfor og

nitrogen. Kornproduksjonen i kommunen økte fra 1959 (figur 4:2). Bruken av kunstgjødsel økte betraktelig fra 1930-tallet, og det ble lønnsomt å grøfte og planere ut ujevn mark på 1970-tallet (Almås 2002; Fossen 2000). Det er derimot vanskelig å stadfeste i hvilken grad disse antropogene påvirkningene har ført til økningene i total klorofyll a og -b, fordi endringer i algeproduksjon kan skje lenge etter inngrepet har skjedd (Duarte et al. 2009). Alle disse faktorene kan ha vært med på å føre til de store svingningene i algeproduksjonen i Bjørkelangen.

Nedbørsfeltets berggrunn bestående i stor grad av marine avsetninger (vedlegg F) og følgene av kornproduksjon i landbruket gjør at Bjørkelangen mottar mye partikler. I Bjørkelangen var det mindre tilførsler av partikler for eksempel i 1932, 1964, 1986 og 1998, men som har gradvis økt igjen etter det (figur 4:13). Pigmentkonsentrasjonen viser en motsatt trend for disse årene, noe som kan indikere at partikkelmengden i vannet indirekte kan ha påvirket algeproduksjonen (figur 4:15). Ulike partikkelmengder i vannet kan variere mengde lys i vannsøylen, som igjen kan være en faktor som medvirker til varierende algevekst. Det kan se ut som at dette også henger sammen med store og mindre nedbørstrender (figur 4:4), da nedbør kan føre til mer avrenning. Mellom 1940 og 1962 ble vannstanden senket med 1,2 m om vinteren og 1,62 m om sommeren (Haande et al. 2014). Dette medførte en reduksjon av flomutsatt areal med 6000 daa i nedbørsfeltet. Senkingen har redusert transporten av erosjonspartikler og næringsstoffer fra nedbørsfeltet til resipienten. Som følge av dette har andelen grunne områder minket, noe som kan ha redusert algenes gjennomsnittlige tilgang til lys (Haande et al. 2014). Dette kan forklare årsaken til lav algemengde etter 1960. Senkingen av vannstanden kan også ha påvirket sedimenteringen og hastigheten av denne.

Innsjøene har hatt veldig forskjellig nedbørsfelt som har blitt påvirket av menneskelig aktivitet i ulik grad. De har også i stor grad store forskjeller i variasjonene i algeproduksjonen. Allikevel viser utviklingstrendene at de er mer like hverandre på grunn av økningen av total klorofyll a og -b i begge innsjøene fra midten av 1990-tallet. Sammenlignet med Floen er Bjørkelangens algeproduksjon i større grad påvirket av menneskelig aktivitet. Sannsynlig er jordbruket en av de viktigste årsakene til de store endringene i Bjørkelangens algeproduksjon over tid.

Døde alger som har sedimentert kan også være en del av det organiske materialet i sedimentet. Det er derfor relevant å se hvordan blant annet klima, menneskelig aktivitet og algeproduksjon kan ha påvirket organisk materiale.

5.3 Faktorer som påvirker organisk materiale

Klima

Mengde og sammensetning av organisk materiale kan endres avhengig av blant annet oksygenforhold, temperatur og nedbør.

Variasjonen i gjennomsnittlig temperatur og -nedbør (figur 4:4 og figur 4:5) og organisk materiale i Floen (figur 4:10) er ganske ulike, utenom for de siste 30 årene. Organisk materiale endrer seg i liten grad over tid, utenom ved den begynnende økningen fra 1970-tallet som stiger ytterligere fra midten av 1980-tallet. Temperaturgjennomsnittet viser en økning fra slutten av 1980-tallet. Det kan se ut som at organisk materiale har i større grad blitt påvirket av temperatur fra midten av 80-tallet. Korrelasjonen mellom disse variablene gjør det trolig at økningen i organisk materiale skyldes klima (figur 4:12).

Organisk materiale i Bjørkelangen viser en noe varierende, men jevn og økende mengde (figur 4:14). Fra starten av 1920-tallet frem til begynnelsen av 1980-tallet ser det ikke ut som at temperatur og nedbør spilte en betydelig rolle i utviklingen for denne perioden, da gjennomsnittene for dette var ganske ulike. Derimot ser ut som at det var noenlunde lik endring for nedbør og organisk materiale i perioden ca. 1960-1995, da det var flere nedbørsperioder. Det vises også at i denne perioden var det noenlunde like svingninger i organisk materiale som for nedbør. Det kan også se ut som om endringen fra slutten av 1980-tallet har vært økende både for temperatur og organisk materiale. Det har kommet frem i andre studier at økt temperatur kan øke mengden av organisk materiale. Den økte temperaturen førte til at det ble frigjort mer løst organisk materiale ut i resipienten (Freeman et al. 2001). PCA-resultatet støtter dette med at det er positiv korrelasjon mellom klima og organisk materiale (figur 4:16).

Endringen av organisk materiale er svært lik i disse to innsjøene. For de siste 20 – 30 årene ser det ut som at klima påvirker variasjonen av dette i begge innsjøene. Denne påvirkningen er litt tydeligere i Bjørkelangen enn Floen, fordi Bjørkelangen sannsynligvis er sterkere påvirket av klima. Det kan se ut som at dette stemmer ut i fra korrelasjonen mellom disse variablene (figur 4:12 og figur 4:16). Samtidig viser korrelasjonen at det er andre faktorer som kan styre utviklingen av organisk materiale i begge innsjøene. Sammenhenger mellom variasjonen i organisk materiale og klimavariabler som nedbør, temperatur og solinnstråling har blitt påpekt i flere studier (Freeman et al. 2001; Haaland et al. 2010; Hongve et al. 2004; Hudson et al. 2003; Schindler et al. 1997).

Sur nedbør

Sur nedbør kan påvirke organisk materialets sammensetning og mengde. I Floen er det en jevn økning i organisk materiale helt fra 1970, men fra 1980 øker den ytterligere og det var da nedgangen i sur nedbør sank betraktelig (figur 4:6 og figur 4:10). Ettersom organisk materiale fortsetter å øke for resten av tidsperioden samtidig som det er en nedgang i sur nedbør, kan det indikere en sammenheng mellom disse faktorene.

I Bjørkelangen er det større variasjon for organisk materiale (figur 4:14). Det ser ut som at organisk materiale først øker igjen over tid rundt midten av 1990-tallet. Det var på denne tiden mengden sur nedbør var betraktelig på vei nedover (figur 4:6). Dette viser at sur nedbør kan ha en påvirkning på organisk materiale i Bjørkelangen. Trolig er det kanskje andre forhold som også påvirker utviklingen av organisk materiale, fordi økningen skjer flere år etter den begynnende nedgangen i mengde sur nedbør.

I begge innsjøene skjer det en økning av organisk materiale, særlig de siste tiårene. Økningen i organisk materiale i Floen er tydeligere enn i Bjørkelangen. Trolig har sur nedbør påvirket organisk materiale i disse innsjøene. Flere studier viser at reduksjon i sur nedbør førte til en svakere ionestyrke i jorda, som resulterte i at det ble løst ut mer organisk materiale (Ekström et al. 2011; Haaland et al. 2010; Krug & Frink 1983). At sur nedbør kan ha påvirket organisk materiale støttes av den negative korrelasjonen mellom disse variablene (figur 4:12 og figur 4:16).

En annen forskjell som kan påvirke organisk materiale er innsjøenes konduktivitetsnivå. I Bjørkelangen er konduktiviteten noe høyere enn i Floen. Dette gjør at det blir høyere ledningsevne i vannet og organisk materiale blir dermed mer oppløst (Haaland et al. 2010). Følgen av dette kan være at mindre organisk materiale sedimenteres og heller fraktes ut av Bjørkelangen. I Floen vil ikke virkningen av konduktiviteten være like tydelig og mer organisk materiale vil sedimentere på bunnen. Dette kan henge sammen med at effekten av reduksjonen i sur nedbør er trolig så mye tydeligere i Floen enn i Bjørkelangen.

Menneskelig aktivitet

Organisk materiale kan påvirkes av menneskelig aktivitet på flere måter. Dette kan skje på grunn av avrenning og utslipp fra kloakk, og endringer i jordbruket som følge av grøfting og dyrking av ulike kornslag. Det er tidligere påpekt at nedbørsfeltet til Floen er i liten grad påvirket av menneskelig aktivitet. På 1970-tallet ble det gjennom politisk vilje lønnsomt å hogge ned gårdsskog og dyrke opp jorda. Dette har trolig skjedd i liten grad i nedbørsfeltet til Floen (sammenlign vedlegg C og D). Økningen av andel skogsareal i kommunen (figur 4:3) kan være en årsak til mer organisk materiale i Floen. Hvis det har foregått betydelig grøfting i nedbørsfeltet kan dette også være en årsak til økt organisk materiale i denne innsjøen. Grøfting kan føre til høyere eksport av organisk materiale fra nedbørsfeltet (Ecke 2009).

I Bjørkelangens nedbørsfelt har det foregått betydelige endringer spesielt med tanke på urbanisering og jordbruk. Det er tydelige svingninger i organisk materiale over tid, noe som kan gjøre det vanskelig å koble endringene direkte mot menneskelig aktivitet (figur 4:14). Økningen fra slutten av 1970-tallet kan skyldes blant annet den økte hoggingen av skog og oppdyrking av jord. Grøfting kan også være en årsak til økningen. Samtidig som det ble lønnsomt å hogge gårdsskog, ble det mer vanlig å planere ujevn mark og grøfte vannsyk jord fra 1970-tallet (Fossen 1992; Fossen 2000). Det er tidligere vist at grøfting kan føre til redusert tilførsel av organisk materiale til resipienter. Årsaken skyldes «... mindre kontakttid med øvre humuslag» (Almås 2002; Cunningham et al. 2011; Sørli 2015, s. 32). Dette kan forklare nedgangen etter 1970. Erosjon fra innløpselver kan også medbringe organisk materiale og partikler. Innløpselva til Bjørkelangen, Lierelva, har blitt undersøkt og det er påvist betydelig erosjon i elvekantene (Skarbøvik & Blankenberg 2014). Befolkningsvekst fra 1960-tallet og dårlig kloakkhåndtering kan være en årsak til den gradvise og varierende økningen av organisk materiale. Mjøsa (Hobæk et al. 2012) og Gjersjøen (Kyle et al. 2015) viser liknende forklaringer. Fra 1970-tallet ble flere avløpsanlegg tilknyttet kommunalt ledningsnett, som gjør det lite trolig at dette er årsaken til økningen av organisk materiale.

Som forventet var det større andel organisk materiale i Floen enn i Bjørkelangen. Det er grunn til å tro at det er menneskelig aktivitet som er med på å påvirke tilførselen av organisk materiale i Bjørkelangen. For Floen skyldes dette mest sannsynlig andre, tidligere nevnte årsaker. Årsakene som skyldes endringer i organisk materiale er forskjellige i innsjøene. Trolig spiller menneskelig aktivitet en større rolle for endringene i Bjørkelangen enn for Floen. Dette kan begrunnes med at mengde organisk materiale er mer varierende enn i Floen.

Algeproduksjon

Organisk materiale vil endre seg avhengig av alloktone tilførsler og autokton produksjon. Fra 1903 til 1963 varierte algeveksten (figur 4:11) i Floen svært lite, mens organisk materiale (figur 4:10) varierte i større grad for samme tidsrom i Floen. Fra 1963 til 2016 økte algeveksten, noe den også gjør for organisk materiale. Dette kan tyde på at Floens organiske materiale også er styrt av innsjøens primærproduksjon, men i større grad av alloktont materiale. Det er positiv korrelasjonen mellom total klorofyll a og -b og organisk materiale, som indikerer at variablene påvirker hverandre.

Mengde organisk materiale i Bjørkelangen (figur 4:14) er mer varierende hele tidsperioden som er studert. Det ser ut som at variasjonen til organisk materiale og pigmenter endres uavhengig av hverandre. Dette kan tyde på at innsjøens organiske materiale avhenger av alloktont tilførsel til resipienten. Derimot var det etter 1994 en økning av både organisk materiale og pigmenter. Dette kan tyde på at mengde organisk materiale ble styrt i større grad av autokton produksjon i Bjørkelangen i denne tidsperioden. Økning i algeproduksjonen kan være en årsak til økning av organisk materiale. Ut i fra den positive og tette korrelasjonen mellom organisk materiale og total klorofyll a og -b tyder det på at disse variablene styrer hverandre i sterk grad.

Korrelasjonen mellom variablene organisk materiale og total klorofyll a og -b viser seg å være orientert i samme retning for begge innsjøene. Dette tyder på at Floens og Bjørkelangens organiske materiale styres av autokton produksjon. Samtidig er det mer sannsynlig at mengde organisk materiale i Floen kommer fra nedbørsfeltets skogområder, enn algeproduksjon. Dette kan forklares med innsjøens lave internproduksjon. Den tydelige økningen i organisk materiale de siste årene i Floen må tolkes med bevissthet om at organisk materiale ikke komprimeres like fort som partikler. Det kan derfor se ut som at økningen er mye større enn den faktisk er. Samtidig påvirkes mengde og sammensetningen av organisk materiale av flere faktorer som temperatur, nedbør, solinnstråling, oksygen og sur nedbør i begge innsjøene.

6. Oppsummering og forslag til videre arbeid

Floen og Bjørkelangen skiller seg betraktelig fra hverandre med tanke på utvikling i vannkvalitet med vekt på algeproduksjon og organisk materiale, og nedbørsfelt. Det vises at variasjonen i algevekst og organisk materiale er klart forskjellige. Floen viser at innsjøens algeproduksjon har vært jevn frem til ca. 1980, men har hatt en økning i algevekst de siste 30 årene. Bjørkelangen har over lang tid hatt utfordringer med dårlig vannkvalitet på grunn av blant annet algeoppblomstringer (Berge 2004). Resultatene i denne oppgaven viser at dette har variert helt siden 1900-tallet.

For Floen er det ikke nødvendig å utføre noen tiltak i nærmeste fremtid, da den allerede har svært god vannkvalitet. Derimot kan det tas nye sedimentprøver for å finne ut hva som er dens naturtilstand.

For Bjørkelangen kan resultatene brukes videre i vannforvaltningen av innsjøen, og som et eksempel til å kartlegge hvor forskjellig menneskelig aktivitet og klima kan påvirke to ulike innsjøer i samme kommune og vassdrag. Det er planlagt flere tiltak i Bjørkelangens nedbørsfelt med tanke på jordbrukspåvirkning, og det anbefales at disse gjennomføres (Berge 2004; Haande et al. 2014; Vann-nett u.å.-a). Det vil ta lang tid før man ser effekten av tiltakene, men det viktigste er å få begrenset erosjon og avrenning av næringsstoffer fra jordbruket. Dette kan være utfordrende da berggrunnen til innsjøen består i stor grad av marine avsetninger, som kan gi en naturlig tilførsel av partikler. Videre anbefales det å ta nye prøver av sedimentet til Bjørkelangen og analysere for mengde fosfor. Høye verdier av fosfor i sedimentet kan føre til interngjødsling av innsjøen, og dermed være en faktor for innsjøens eutrofe nivå. Det er vist en sammenheng mellom variasjon i pigmenter og mengde fosfor over tid i Øyeren (Berge 2011).

7. Konklusjon

Dette studiet har sett på utviklingen av vannkvaliteten med vekt på algevekst og organisk materiale i Floen og Bjørkelangen fra 1900 til 2016. Det var for å undersøke i hvilken grad menneskelig aktivitet og klima påvirker disse innsjøenes vannkvalitet. Dette er gjort ved hjelp av paleolimnologiske metoder.

Det antas at Floens vannkvalitet siden starten av 1900-tallet styres i liten grad av menneskelig aktivitet i form av urbanisering og jordbruk, og påvirkes i større grad av skogbruk, klima og sur nedbør.

Bjørkelangens vannkvalitet er i sterk grad påvirket av menneskelig aktivitet i form av urbanisering og jordbruk, og i noen grad av klima og sur nedbør. Det er mulig at store mengder tilførsler av partikler fra landbruket og berggrunnen i nedbørsfeltet som er med på å forårsake de store svingningene i Bjørkelangens biologiske aktivitet over tid. Dette stemmer godt med at jordbruket har vært der siden starten av 1900-tallet. Sammen med dette spiller nok også varierende mengde utslipp av kloakk inn.

Ut i fra dette forkastes ikke hypotese 1 ved sammenligning av disse to innsjøene. Hypotese 2 forkastes i så tilfelle på dette grunnlaget, men det skal likevel ikke utelukkes at klima og sur nedbør har påvirket innsjøene i ulik grad.

8. Referanser

- 2000/60/EC. (2000). Directive 2000&60/EC of the European Parliament and of the Council of 23 October 2000 establishing a framework for Community action in the field of water policy. *Official Journal of the European Communities*, L 327/1: 72 s.
- Aas, W., Solberg, S., Yttri, K. E., Larssen, T. & Wright, R. (2009). Langtransporterte luftforurensninger og effekter i Norge - status og fremtidsutsikter, TA 2576/2009. Statens forurensningstilsyn. 45 s.
- Aas, W., Solberg, S. & Yttri, K. E. (2014). Monitoring of long-range transported air pollutants in Norway, annual report 2013. Overvåking av langtransportert forurenset luft og nedbør. Atmosfæriske tilførsler 2013, M-203. Miljødirektoratet. 108 s.
- Almå, R. (2002). *Norges landbrukshistorie IV 1920-2000: Frå bondesamfunn til bioindustri*. Vol. 4. Oslo: Samlaget. 453 s.
- Andersen, I. W. (2013). EUs rammedirektiv for vann - miljøkvalitetsnormer for vannmiljøet i møte med norsk rett. *Kart og plan*, Vol. 73: s. 355-366.
- Bechmann, M. (2011). Jordbrukets nitrogen- og fosforutslipp - status og trender. *Vann*: 10 s.
- Bennion, H. & Battarbee, R. (2007). The European Union Water Framework Directive: opportunities for palaeolimnology. *Journal of Paleolimnology*, 38 (2): s. 285-295.
- Berge, D. (2004). Innsjøinterne- og hydrologiske tiltak i Bjørkelangensjøen. Delutredning i forbindelse med forenklet tiltaksanalyse for Haldenvassdraget, LNR 4926-2004. Oslo: Norsk institutt for vannforskning. 41 s.
- Berge, D. (2011). Utvikling av miljøtilstanden i Øyeren 1980-2010, L.NR. 6226-2011. Oslo: Norsk institutt for vannforskning. 18 s.
- Berge, G. & Mellem, K. B. (2013). Kommunale avløp. *Ressursinnsats, utslipp, rensing og slamdisponering 2012. Gebyrer 2013*. Oslo: Statistisk sentralbyrå. 98 s.
- Bjørndalen, K., Farstad, L., Hauger, T. & Vallner, P. (1985). Tiltaksrettet overvåking 1984 i Haldenvassdraget, Rapportnr. 8. Fylkesmannen i Østfold. 53 s.
- Bouleau, G. & Pont, D. (2015). Did You Say Reference Conditions? Ecological and Socio-economic Perspectives on the European Water Framework Directive. *Environmental Science & Policy*: Vol. 47: s. 32-41.
- Braskerud, B. C. & Hauge, A. (2008). Fangdammer for partikkel- og fosforrensing. *Bioforsk FOKUS*, Vol. 3: s. 9-12.
- Bækken, T., Berge, D., Bjørndalen, K., Syversen, N., Turtumøygaard, S. & Øygarden, L. (2004). Forenklet tiltaksanalyse for Haldenvassdraget. *Norsk institutt for vannforskning*, Rapport nr. 4926-2004. Oslo. 39 s.
- Cohen, A. S. (2003). *Paleolimnology: The History and Evolution of Lake Systems*. New York: Oxford University Press, Inc. 509 s.
- Correll, D. L. (1998). The Role of Phosphorus in the Eutrophication of Receiving Waters: A Review. *Journal of Environmental Quality*: Vol. 27(2) s. 261-266.
- Cunningham, L., Bishop, K., Mettävainio, E. & Rosén, P. (2011). Paleocological evidence of major delines in total organic carbon concentrations since the nineteenth century in four nemoboreal lakes. Vol. 45: s. 507-518.
- Direktoratsgruppa Vanndirektivet. (2009). Klassifisering av miljøtilstand i vann. Direktoratsgruppa for gjennomføringen av vanndirektivet. 182 s.
- Drageset, T.-A. (2002). Flommen på Sør- og Østlandet høsten 2000. *Vann*, (1): s. 76-88.
- Duarte, C. M., Conley, D. J., Carstensen, J. & Sánchez-Camacho, M. (2009). Return to Neverland: Shifting Baselines Affects Eutrophication Restoration Targets. s. 29-36.
- Ecke, F. (2009). Drainage ditching at the catchment scale affects water quality and macrophyte occurrence in Swedish lakes. *Freshwater Biology*, Vol. 54 (1): s. 119-126.
- eKlima. (u.å.). *Månedsverdier - elementvis m/statistikk for perioden 1900-2016*. eKlima: Meteorologisk institutt. Tilgjengelig fra:

- http://sharki.oslo.dnmi.no/portal/page?_pageid=73,39035,73_39063&_dad=portal&_schema=PORTAL (lest 10.03.17).
- Ekström, S. M., Kritzberg, E. S., Kleja, D. B., Larsson, N., Nilsson, P. A., Graneli, W. & Bergkvist, B. (2011). Effect of Acid Deposition on Quantity and Quality of Dissolved Organic Matter in Soil-Water. *Environmental Science & Technology*, 45 (11): s. 4733-4739.
- Engen, I. K. (1988). *Flommen på Sør- og Østlandet i oktober 1987*. 1. utg. Oslo: Norges vassdrags og energidirektorat. 40 s.
- Fossen, A. (1992). *Ei ny bygd blir til*. 1. utg. Oslo: A. Fossen. 204 s.
- Fossen, A. (2000). *Livet i Aurskog-Høland*. 1 utg. Oslo: Memoria Bok og Forlag. 323 s.
- Freeman, C., Evans, C. D., Monteith, D. T., Reynolds, B. & Fenner, N. (2001). Export of organic carbon from peat soils. *Nature*, Vol. 412 (6849): s. 785.
- Glover, B., Rabrand, Å., Brittain, J., Gregersen, F., Holmen, J. & Saltveit, S. J. (2012). Avbøtende tiltak i regulerte vassdrag - Målsettinger og suksesskriterier. Oslo: Norges vassdrags- og energidirektorat. 78 s.
- Haaland, S., Hongve, D., Laudon, H., Riise, G. & Vogt, R. D. (2010). Quantifying the Drivers of the Increasing Colours Organic Matter in Boreal Surface Waters. *Environmental Science and Technology*, Vol. 44: s. 2975-2979.
- Haande, S., Rohrlack, T. & Kyle, M. (2014). Utvikling av vannkvalitet i Haldenvassdraget. Sammenstilling av lange tidsserier (1968-2013). Paleolimnologiske undersøkelser i Bjørkelangen og Hemnessjøen, L.NR. 6652-2014. Oslo: Norsk institutt for vannforskning. 46 s.
- Haldenvassdraget. (u.å.). *Haldenvassdraget, oversiktskart*. Tilgjengelig fra: <http://www.haldenvassdraget.com/haldenvassdraget/> (lest 21.04.17).
- Halland, B. (1964). *Hølands Landboeforening gjennom 100 år*. 1. utg. Høland: Foreningen. 37 s.
- Hering, D., Borj, A., Carstensen, J., Carvalho, L., Elliott, M., Feld, C. K., Heiskanen, A.-S., Johnson, R. K., Moe, J., Pont, D., et al. (2010). The European Water Framework Directive at the age of 10: A critical review of the achievements with recommendations for the future. *Science of the Total Environment*, 408 (19): 4007-4019.
- Hessen, D. O. (2010). Fra land til vann - nedbørsfeltets påvirkning på ferskvann og kyst i et klimaperspektiv. *Vann*, Vol. 2: s. 260-264.
- Hobæk, A., Løvik, J. E., Rohrlack, T., Moe, S. J., Grung, M., Bennion, H., Clarke, G. & Piliposyan, G. T. (2012). Eutrophication, recovery and temperature in Lake Mjøsa: detecting trends with monitoring data and sediment records. Vol. 57: s. 1998-2014 (lest 27.03.17).
- Hongve, D., Riise, G. & Kristinsen, J. F. (2004). Increased colour and organic acid concentrations in Norwegian forest lakes and drinking water - a result of increased precipitation. *Aquatic Sciences*, Vol. 66 (2): s. 231-238.
- Hood, M. J., Clausen, J. C., Braskerud, B. C. & Warner, G. S. (2006). Forsinket avrenning fra urbane felt - et eksempel på lokal overvannshåndtering. *Vann*, Vol. 1: s. 1-7.
- Hudson, J. J., Dillon, P. J. & Somers, K. M. (2003). Long-term patterns in dissolved organic carbon in boreal lakes: the role of incident radiation, precipitation, air temperature, southern oscillation and acid deposition. *Hydrology and Earth System Sciences Discussions*, Vol. 7 (3): s. 390-398.
- Iversen, A. & Sandøy, S. (2013). Klassifisering av miljøtilstand i vann. Økologisk og kjemisk klassifiseringssystem for kystvann, grunnvann, innsjøer og elver. Veileder 02:2013. Vannportalen. 263 s.
- Jeffrey, S. W., Mantoura, R. F. C. & Wright, S. W. (1997). *Phytoplankton pigments in oceanography: guidelines to modern methods*. 1. utg. Paris: United Nations Educational Scientific and Cultural Organization.
- Kjensmo, J. (1977). Eutrofiering i store innsjøer. *Vann*, (4): s. 1-7.
- Krogstad, T. (2009). *Laboratoriemetoder til emnet JORD 212. Jordanalyse*. Ås: Institutt for plante- og miljøvitenskap, UMB. 37 s. Upublisert dokument.
- Krug, E. C. & Frink, C. R. (1983). Acid Rain on Acid Soil: A New Perspective. *Science*, Vol. 221 (5): s. 520-525.

- Kvalevåg, M. M., Myhre, G. & Myhre, C. E. L. (2009). Extensive reduction of surface UV radiation since 1750 in world's populated regions. Vol. 9: 12.
- Kvam, A. (2015). *Langtidsutvikling og drivkrefter til variasjon i vannkvalitet i en eutrof innsjø - Innsjøsedimenter som arkiv for autotrof produksjon og alloktone tilførsler av organisk materiale, med eksempel fra Helgetjern*. Masteroppgave. Ås: Norges miljø- og biovitenskapelige universitet, Institutt for Naturforvaltning. 85 s.
- Kyle, M., Haande, S., Sørstebø, J. & Rohrlack, T. (2015). Amplification of DNA in sediment cores to detect historic Planktothrix occurrence in three Norwegian lakes. *Journal of Paleolimnology*, Vol. 53 (1): s. 61-72.
- Küpper, H., Seibert, S. & Parameswaran, A. (2007). Fast, Sensitive, and Inexpensive Alternative to Analytical Pigment HPLC: Quantification of Chlorophylls and Carotenoids in Crude Extracts by Fitting with Gauss Peak Spectra. Vol. 79 (20): s. 7611-7627.
- Ladstein, T. & Skoglund, T. (u.å.). Utviklingen i norsk jordbruk 1950-2005. s. 41-46 (lest 11.03.17).
- Leavitt, P. R. (1993). A review of factors that regulate carotenoid and chlorophyll deposition and fossil pigment abundance. *Journal of Paleolimnology*, Vol. 9 (2): 109-127.
- Matson, P. A., Parton, W. J., Power, A. G. & Swift, M. J. (1997). Agricultural intensification and Ecosystem Properties. *Science*, Vol. 277 (5325): s. 504-509.
- Meteorologisk Institutt. (2017). *Østlandet siden 1900 - temperatur og nedbør*. I: Lippestad, H. (red.). Oslo: Meteorologisk institutt. Tilgjengelig fra: <https://www.met.no/vaer-og-klima/klima-siste-150-ar/regionale-kurver/ostlandet-siden-1900> (lest 03.05.17).
- Miljødirektoratet. (2017). *Sur nedbør*. Miljøstatus: Miljødirektoratet. Tilgjengelig fra: <http://www.miljostatus.no/Tema/Luftforurensning/Sur-nedbor/> (lest 09.01.17).
- Mohamad, I. B. & Usman, D. (2013). Standardization and Its Effects on K-Means Clustering Algorithm. *Journal of Applied Sciences, Engineering and Technology*. Vol. 6 (17): s. 3299-3303.
- Norges vassdrags- og energidirektorat. *NEVINA Nedbørfelt-Vannføring-INdeks-Analyse* [Kart nedbørsfelt]: Norsk vassdrags- og energidirektorat. Tilgjengelig fra: nevina.nve.no (lest 02.02.17).
- Raven, P. H., Evert, R. F. & Eichhorn, S. E. (2005). *Biology of plants*. 7 utg. New York: Freeman and Company Publishers.
- Reuss, N. (2005). *Sediment pigments as biomarkers of environmental change*. PhD-oppgave. Denmark: University of Copenhagen, Department of Marine Ecology. 33 s.
- Rohrlack, T. & Haaland, S. (2017). Paleolimnologisk undersøkelse av Hersjøen (002-4158-L), MINA fagrapport nr. 39. Ås: Norges miljø og biovitenskapelige universitet. 21 s.
- Schindler, D. W., Bayley, S. E. & Parker, B. R. (1997). The effects of climatic warming on the properties of boreal lakes and streams at the Experimental Lakes Area, northwestern Ontario. *Science*, Vol. 41 (5): s. 1004-1017.
- Schöpp, W., Posch, M., Mylona, S. & Johansson, M. (2003). Longterm Development of Acid Deposition (1880-2030) in Sensitive Freshwater Regions in Europe. *Hydrology and Earth System Sciences*, Vol. 7 (4): s. 436-446.
- Skarbøvik, E. & Gjemslestad, L. J. (2009). EUs Rammedirektiv for vann. *Bioforsk TEMA*, Vol. 4 (14): s. 1-2.
- Skarbøvik, E. & Blankenberg, A.-G. B. (2014). Vurdering av kantsoner langs Lierelva oppstrøms Bjørkelangen (Vannområde Haldenvassdraget). Resultater fra undersøkelser i 2014. *Vann*, Vol. 9 (1): 30-42
- Skulberg, O. & Kotai, J. (1982). Haldenvassdraget - vannkvalitet og forurensningsvirkninger. Resultater av vassdrags undersøkelser for Haldenvassdragets Vassdragsforbund 1975-1981, 0-70219. Oslo: Norsk institutt for vannforskning. 179 s.
- Skulberg, O., M. (1997). Haldenvassdragets personlighet - om natur og limnologiske forhold. *Vann* (4): s. 1-15.
- Smith, V. H., Tilman, G. D. & Nekola, J. C. (1999). Eutrophication: impacts of excess nutrient inputs on freshwater, marine, and terrestrial ecosystems. *Environmental Pollution*, Vol. 100 (1-3): s. 179-196.

- Smol, P. J. (2008). *Pollution of Lakes and Rivers. A Paleoenvironmental Perspective*. 2 utg. United Kingdom: Blackwell Publishing Ltd. 383 s.
- Stanhill, G. & Cohen, S. (2001). Global dimming: a review of the evidence for a widespread and significant reduction in global radiation with discussion of its probable causes and possible agricultural consequences. *Agriculture and Forest Meteorology*, Vol. 107: s. 255-278.
- Statistisk sentralbyrå. (2017a). *Folkemengde -Enhet: personer. Aurskog-Høland år 1951-2016*. SSB.no: Statistisk sentralbyrå. Tilgjengelig fra: <https://www.ssb.no/statistikkbanken/selectvarval/define.asp?SubjectCode=&ProductId=&MainTable=Folkemengd1951&contents=&PLanguage=0&Tabstrip=SELECT&Qid=0&nvl=&SessID=&feil=Det+har+oppst%E5tt+en+feil+i+Statistikkbanken%2C+feilen+kan+skyldes+stor+belastning%2C+pr%F8v+igjen&CMSSubjectArea=&KortNavnWeb=&StatVariant=&checked=true> (lest 01.02.2017).
- Statistisk sentralbyrå. (2017b). *Historiske landbruksteljinger (1907-1999)*. ssb.no: Statistisk sentralbyrå. Tilgjengelig fra: <https://www.ssb.no/a/histstat/landbrukstellinger.html> (lest 21.04.17).
- Stålnacke, P. & Solheim, A. L. (2005). *Utvikling av vannkvaliteten i Hobølelva og Vansjø - En foreløpig analyse av tidsserier, 1937-2005*. Oslo: Norsk institutt for vannforskning. 30 s.
- Sørli, M. (2015). *Utvikling av vannkvalitet i en innsjø med ulike påvirkningsfaktorer studert ved sedimentanalyser - med eksempel fra Jarevatnet med hovedfokus på biologiske analyser. Development of Water Quality in a Lake with Different Impacts Studied by Sediment Analysis*. Masteroppgave. Ås: Norges miljø- og biovitenskapelige universitet, Institutt for miljøvitenskap. 72 s.
- Tabachnick, B. G. & Fidell, L. S. (2013). *Using Multivariate Statistics*. 6 utg. New Jersey: Pearson. 983 s.
- Thorsnæs, G. (2009). *Floen*. Store norske leksikon.
- Turtumøygaard, S. & Blankenberg, A.-G. B. (2003). GIS i avløp for Aurskog-Høland kommune, Rapport 59/03. Ås: Jordforsk - Senter for jordfaglig miljøforskning. 26 s.
- Norges geologiske undersøkelse. (2017). *Floen innsjø og Bjørkelangen innsjø* [Kartdatabase]. ngu.no. Tilgjengelig fra: <http://geo.ngu.no/kart/minkommune/?kommunenr=221> (lest 17.01.17).
- van Bemmelen, J. M. (1891). *Ueber die Bestimmungen des Wassers, des Humus, des Schwefels, der in den Colloidalen Silikaten gebunden Kieselsaeuren, des mangans, u.s.w. im Ackerboden. (Hvordan analysere vann, jord, svovel, kiselsyre bundet i kolloidale silikater, mangan, osv. i dyrkbar jord)*. Deutschland: Landwirtschaftliche Versuch Station.
- Vann-nett. (u.å.-a). *Faktaark Bjørkelangen* [Kartverktøy]. Vann-nett. Tilgjengelig fra: <http://vann-nett.no/portal/Water?WaterbodyID=001-330-L> (lest 18.01.2017).
- Vann-nett. (u.å.-b). *Faktaark Floen (Ulviksjøen)* [Kartverktøy]. Vann-nett. Tilgjengelig fra: <http://vann-nett.no/portal/Water?WaterbodyID=001-315-L> (lest 18.01.17).
- Vann-nett. (u.å.-c). *Faktaark Haldenvassdraget* [Kartverktøy]. Vann-nett. Tilgjengelig fra: http://vann-nett.no/portal/Area?MS_SubUnitCode=5101-01&SearchType=Area&AreaName=Haldenvassdraget (lest 17.01.17).
- Vannforskriften. (2006). *Forskrift om rammer for vannforvaltningen*. Tilgjengelig fra: https://lovdata.no/dokument/SF/forskrift/2006-12-15-1446/KAPITTEL_2#KAPITTEL_2 (lest 25.04.17).
- Veiteknisk Institutt. (u.å.). *Asfalthistorie- og fakta*. Veiteknisk.no: Veiteknisk institutt. Tilgjengelig fra: http://www.veiteknisk.no/Kort_om_asfalt (lest 25.02.17).
- Welch, E. B. & Lindell, T. (1992). *Ecological Effects of Wastewater: Applied limnology and pollutant effects*. 2. utg. England: Press Syndicate of the University of Cambridge. 425 s.
- Wetzel, R. G. (2001). *Limnology; Lake and River Ecosystems*. 3. utg. San Diego: Elsevier. 1006 s.
- Zuazo, V. H. D., Pleguezuelo, C. R. R., Flanagan, D. C., Martinez, J. R. F. & Raya, A. M. (2009). *Agricultural Runoff: New Research Trends*. USA: Nova Science Publishers, Inc. 21 s.
- Økland, J. & Økland, K. A. (1996). *Vann og vassdrag : 2 : Økologi*. 2 utg. Stabekk: Vett & viten.

- Økland, J. & Økland, K. A. (2006). *Vann og vassdrag : 3 : Kjemi, fysikk og miljø*. 2. utg. Stabekk: Vett & viten. 204 s.
- Åstebøl, S. O., Kjølholt, J., Hvitved-Jacobsen, T., Berg, G. & Saunes, H. (2012). Beregning av forurensning fra overvann. Oslo: COWI. 70 s.
- Åstebøl, S. O., Robba, S., Stenvik, G., Kristoffersen, H. V. & Olsen, S. B. (2013). *På lag med regnet. Veilder for lokal overvannshåndtering*. Rogaland fylkeskommune. Oslo: Cowi. 60 s.

8.1 Personlige meddelelser

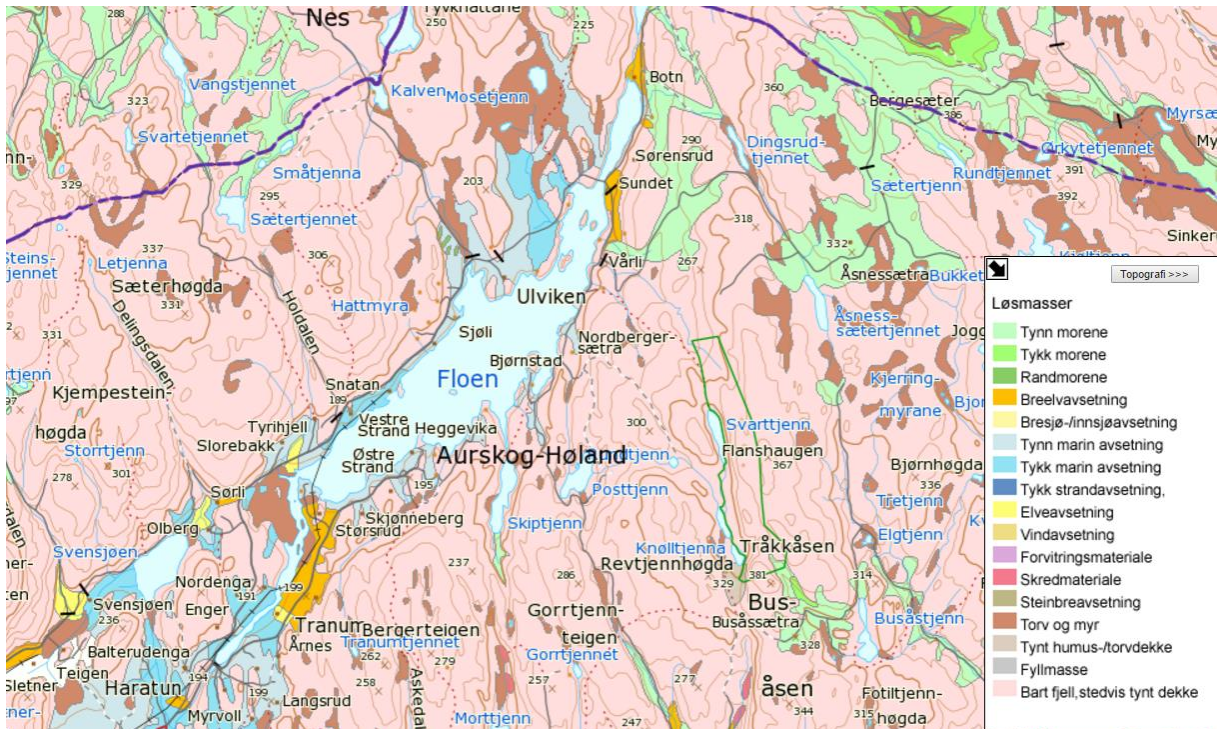
Hansen, V. Fagansvarlig avløp, kommunalteknisk drift. Aurskog-Høland kommune. Personlig meddelelse, 24.02 – 16.03.2017.

Rohrlack, T. Professor ved fakultetet for miljøvitenskap og naturforvaltning. Norges miljø og biovitenskapelige universitet, Ås. Personlig meddelelse, 15.08.2015 – 07.05.2017.

Syversen, T. S. Prosjektansvarlig spredte avløp. Aurskog-Høland kommune. Personlig meddelelse, 25. – 28.04.2017.

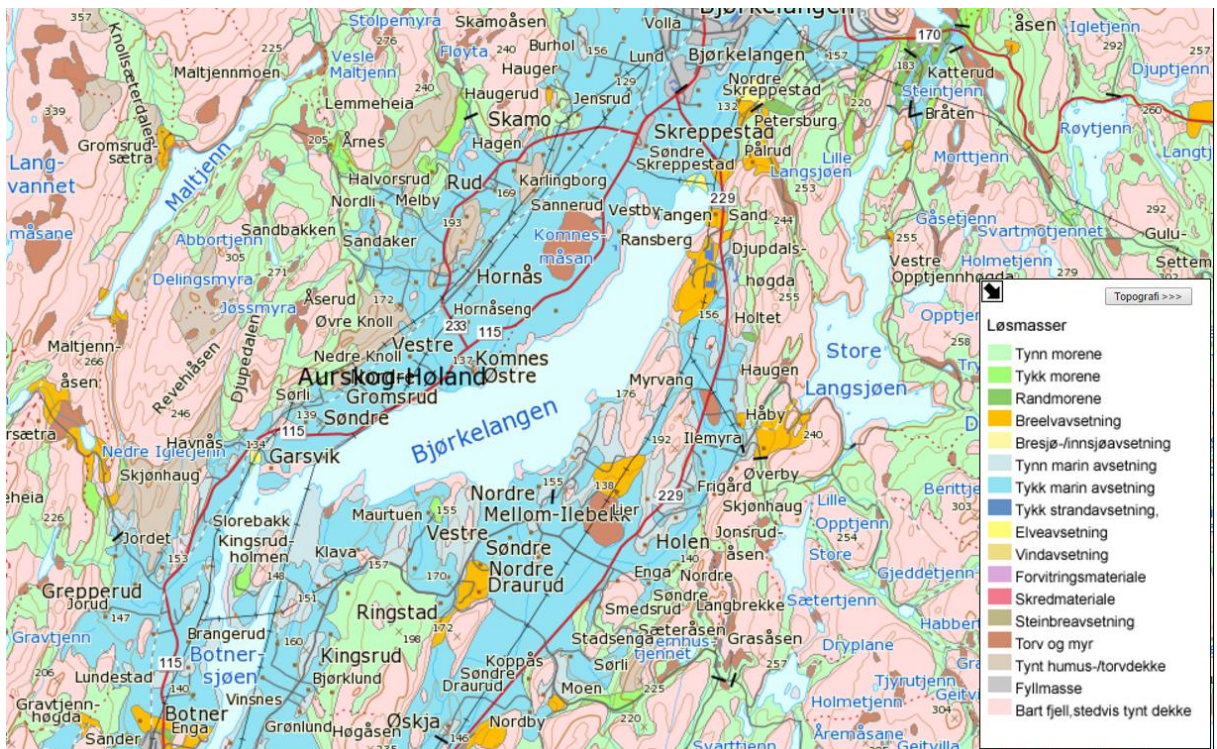
9. Vedlegg

Vedlegg A: Løsmassekart over Floen



©NGU. Kartutsnittet er orientert mot nord. Målestokk 1:50 000.

Vedlegg B: Løsemassekart over Bjørkelangen



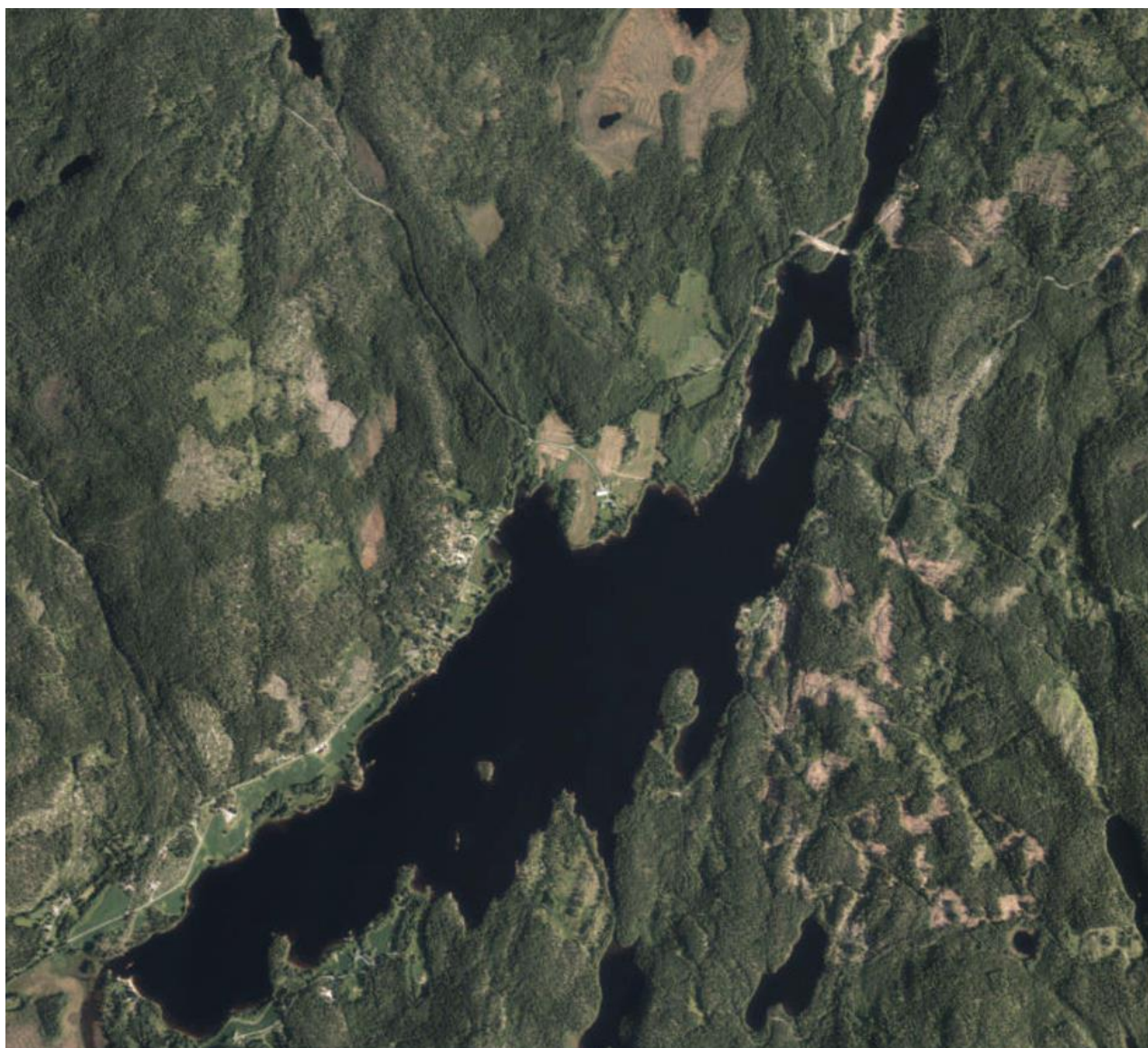
©NGU. Kartutsnittet er orientert mot nord. Målestokk 1:50 000.

Vedlegg C: Historisk kart over Floen fra 1902



©Kartverket. Målestokk 1:100 000. Kartutsnittet er orientert mot nord.

Vedlegg D: Kart over Floen



©Norge i bilder. Målestokk 1:24 000. Kartutsnittet er orientert mot nord.

Vedlegg E: Historisk kart over Bjørkelangen fra 1902



©Kartverket. Målestokk 1:100 000. Kartutsnittet er orientert mot nord.

Vedlegg F: Kart over Bjørkelangen



©Norge i bilder. Målestokk 1:100 000. Kartutsnittet er orientert mot nord.

Vedlegg G: Kartutsnitt over plassering av Bjørkelangen sentralrenseanlegg og utslippspunkt



©Aurskog-Høland kommune. Kartet er orientert mot nord. Målestokk ukjent.

Vedlegg H: Rådata fra sediment- og pigmentanalysen for Bjørkelangen

Årstall	Vekt prøverør		Vekt sedimentprøve m/prøverør	Våttvekt		Tørret med prøverør		Tørret		Differanse mellom våt- og tørret		Vanninnhold %	Tørrestoffinnhold %
	g	g		g	g	g	g	g	g				
1918	14,75		48,21	33,46	28,79	14,04	19,42	58,04	41,96				
1920	14,72		47,68	32,96	29,11	14,39	18,58	56,36	43,64				
1922	14,74		48,00	33,27	29,28	14,54	18,73	56,29	43,71				
1924	14,76		47,01	32,25	29,08	14,33	17,92	55,57	44,43				
1926	14,78		43,89	29,11	27,75	12,97	16,14	55,44	44,56				
1928	14,79		49,24	34,45	29,46	14,66	19,79	57,43	42,57				
1930	14,75		48,37	33,62	29,36	14,60	19,02	56,56	43,44				
1932	14,75		51,31	36,56	33,42	18,67	17,89	48,94	51,06				
1934	14,74		49,56	34,81	30,85	16,11	18,70	53,72	46,28				
1936	14,71		47,85	33,14	29,97	15,27	17,87	53,93	46,07				
1938	14,68		50,21	35,53	30,81	16,13	19,40	54,61	45,39				
1940	14,74		49,25	34,51	30,94	16,20	18,32	53,07	46,93				
1942	14,75		50,53	35,78	31,28	16,54	19,25	53,79	46,21				
1944	14,78		48,02	33,24	30,43	15,66	17,58	52,90	47,10				
1946	14,74		50,36	35,62	32,27	17,54	18,08	50,76	49,24				
1948	14,74		51,54	36,80	32,52	17,78	19,02	51,68	48,32				
1950	14,74		50,64	35,90	32,23	17,49	18,41	51,28	48,72				
1952	14,74		50,09	35,34	32,66	17,92	17,42	49,29	50,71				
1954	14,69		50,46	35,77	32,89	18,21	17,57	49,11	50,89				
1956	14,69		49,14	34,45	32,24	17,54	16,91	49,08	50,92				
1958	14,56		47,94	33,38	31,20	16,64	16,73	50,14	49,86				
1960	14,71		51,86	37,14	32,91	18,20	18,94	51,00	49,00				
1962	14,72		48,06	33,35	30,47	15,75	17,60	52,77	47,23				
1964	14,69		48,53	33,83	27,45	12,75	21,08	62,31	37,69				
1966	14,75		43,77	29,03	27,47	12,72	16,30	56,16	43,84				
1968	14,69		47,49	32,80	29,60	14,91	17,89	54,55	45,45				
1970	14,75		47,06	32,30	29,66	14,91	17,39	53,84	46,16				
1972	14,71		47,49	32,78	28,82	14,11	18,67	56,96	43,04				
1974	14,74		46,74	32,00	29,31	14,57	17,44	54,48	45,52				
1976	14,76		50,29	35,53	32,74	17,98	17,55	49,39	50,61				
1978	14,65		53,06	38,41	33,72	19,07	19,34	50,35	49,65				
1980	14,68		48,52	33,83	31,12	16,44	17,40	51,42	48,58				
1982	14,74		50,84	36,10	32,20	17,46	18,64	51,63	48,37				
1984	14,70		46,56	31,85	28,81	14,11	17,75	55,72	44,28				
1986	14,64		49,90	35,26	27,62	12,98	22,28	63,20	36,80				
1988	14,60		48,30	33,69	28,62	14,02	19,67	58,39	41,61				
1990	14,61		47,00	32,40	28,11	13,50	18,89	58,32	41,68				
1992	14,60		47,07	32,46	28,69	14,09	18,37	56,60	43,40				
1994	14,59		50,63	36,04	30,71	16,13	19,91	55,25	44,75				
1996	14,60		52,37	37,77	31,07	16,46	21,31	56,41	43,59				
1998	14,60		48,18	33,58	27,89	13,29	20,28	60,41	39,59				
2000	14,61		44,97	30,36	26,29	11,68	18,68	61,54	38,46				
2002	14,62		46,70	32,08	26,69	12,07	20,01	62,37	37,63				
2004	14,59		46,61	32,02	26,52	11,93	20,09	62,74	37,26				
2006	14,60		45,59	30,99	25,85	11,25	19,74	63,70	36,30				
2008	14,54		43,54	29,00	24,31	9,77	19,23	66,32	33,68				
2010	14,56		45,29	30,73	24,47	9,92	20,81	67,73	32,27				
2012	14,60		43,78	29,18	23,36	8,76	20,42	69,98	30,02				
2014	14,56		43,20	28,64	21,58	7,02	21,62	75,49	24,51				
2016	14,56		37,54	22,98	17,75	3,19	19,79	86,13	13,87				

Årstall	Vekt pigmentanalyse mellem 0,25-0,35 g	Djglevekt g	Pøvevekt m/digle g	Pøvevekt u/digle mellem 2-3 g	Pøvevekt m/digle etter bløding g	Åske g	Glødetap g	Glødetap av tørrstoff %	Gløderest (uorganisk stoff) %	C i organisk materiale (glødetap) g	Org. C i tørrstoff g C/g tørrstoff
1918	0,30	17,89	20,29	2,40	5,84	20,15	2,26	0,14	5,84	94,16	0,08
1920	0,32	11,17	13,59	2,42	13,45	2,28	0,13	0,13	5,57	94,43	0,08
1922	0,32	17,72	19,87	2,16	19,76	2,04	0,12	0,12	5,51	94,49	0,07
1924	0,31	16,06	18,32	2,25	18,19	2,13	0,12	0,12	5,44	94,56	0,07
1926	0,32	10,86	13,27	2,40	13,15	2,29	0,11	0,11	4,74	95,26	0,07
1928	0,33	17,15	19,31	2,16	19,20	2,04	0,11	0,11	5,19	94,81	0,06
1930	0,30	17,05	19,46	2,42	19,33	2,28	0,13	0,13	5,53	94,47	0,08
1932	0,30	16,28	19,05	2,77	18,91	2,63	0,13	0,13	4,76	95,24	0,08
1934	0,29	16,96	19,06	2,11	18,96	2,01	0,10	0,10	4,73	95,27	0,06
1936	0,33	12,95	15,24	2,29	15,12	2,17	0,11	0,11	4,99	95,01	0,07
1938	0,34	10,89	12,96	2,07	12,86	1,97	0,11	0,11	5,09	94,91	0,06
1940	0,30	13,70	15,72	2,03	15,62	1,93	0,10	0,10	5,06	94,94	0,06
1942	0,32	13,06	15,36	2,30	15,23	2,17	0,13	0,13	5,51	94,49	0,07
1944	0,30	11,01	13,26	2,25	13,14	2,13	0,12	0,12	5,52	94,48	0,07
1946	0,32	10,98	13,06	2,07	12,99	2,01	0,06	0,06	3,12	96,88	0,04
1948	0,30	17,45	19,75	2,30	19,63	2,17	0,12	0,12	5,37	94,63	0,07
1950	0,29	10,95	13,33	2,37	13,16	2,20	0,17	0,17	7,16	92,84	0,10
1952	0,31	13,08	15,16	2,09	15,05	1,97	0,11	0,11	5,49	94,51	0,07
1954	0,29	11,58	13,90	2,32	13,76	2,18	0,14	0,14	6,12	93,88	0,08
1956	0,28	11,56	14,02	2,45	13,89	2,33	0,13	0,13	5,17	94,83	0,07
1958	0,31	12,90	15,14	2,23	15,03	2,13	0,10	0,10	4,68	95,32	0,06
1960	0,33	11,06	13,28	2,22	13,18	2,12	0,11	0,11	4,78	95,22	0,06
1962	0,29	11,45	13,46	2,01	13,34	1,89	0,12	0,12	5,75	94,25	0,07
1964	0,32	10,81	13,20	2,39	13,06	2,25	0,14	0,14	6,04	93,96	0,08
1966	0,33	12,96	15,18	2,22	15,04	2,08	0,14	0,14	6,37	93,63	0,08
1968	0,31	11,12	13,36	2,25	13,22	2,10	0,14	0,14	6,26	93,74	0,08
1970	0,33	11,13	13,33	2,20	13,20	2,06	0,14	0,14	6,16	93,84	0,08
1972	0,31	11,51	13,53	2,02	13,40	1,89	0,13	0,13	6,41	93,59	0,07
1974	0,31	13,11	15,31	2,20	15,18	2,07	0,13	0,13	5,78	94,22	0,07
1976	0,33	11,07	13,36	2,28	13,23	2,16	0,12	0,12	5,46	94,54	0,07
1978	0,30	10,39	12,45	2,06	12,34	1,95	0,11	0,11	5,33	94,67	0,06
1980	0,32	13,33	15,74	2,41	15,61	2,27	0,14	0,14	5,75	94,25	0,08
1982	0,31	13,11	15,33	2,22	15,20	2,10	0,13	0,13	5,75	94,25	0,07
1984	0,31	10,99	13,06	2,07	12,94	1,95	0,12	0,12	5,97	94,03	0,07
1986	0,32	11,40	13,49	2,09	13,36	1,96	0,13	0,13	6,02	93,98	0,07
1988	0,31	10,96	13,01	2,05	12,88	1,92	0,13	0,13	6,44	93,56	0,08
1990	0,31	11,51	13,52	2,01	13,40	1,89	0,12	0,12	6,15	93,85	0,07
1992	0,33	12,92	15,00	2,09	14,88	1,96	0,13	0,13	6,10	93,90	0,07
1994	0,29	11,17	13,26	2,09	13,14	1,96	0,12	0,12	5,91	94,09	0,07
1996	0,29	12,81	14,95	2,14	14,82	2,01	0,13	0,13	6,13	93,87	0,08
1998	0,29	12,17	14,25	2,08	14,12	1,94	0,14	0,14	6,66	93,34	0,08
2000	0,31	11,07	13,16	2,25	13,17	2,10	0,15	0,15	7,04	92,96	0,09
2002	0,30	11,14	13,16	2,02	13,00	1,86	0,15	0,15	7,51	92,49	0,09
2004	0,32	13,12	15,23	2,11	15,07	1,95	0,15	0,15	7,31	92,69	0,09
2006	0,29	13,01	15,22	2,21	15,06	2,04	0,16	0,16	7,36	92,64	0,09
2008	0,30	13,39	15,63	2,23	15,45	2,06	0,18	0,18	7,84	92,16	0,10
2010	0,30	10,89	13,10	2,21	12,93	2,04	0,17	0,17	7,73	92,27	0,10
2012	0,30	13,33	15,35	2,02	15,19	1,86	0,16	0,16	7,98	92,02	0,09
2014	0,33	11,05	13,21	2,16	13,03	1,98	0,18	0,18	8,34	91,66	0,10
2016	0,30	11,29	11,53	0,24	11,51	0,22	0,02	0,02	8,47	91,53	0,01

Årstall	Ch/a	Ch/b	Phe/a	Phe/b	Total Ch. A	Total Ch. B	Org. C i org. matr.	Total Ch. A	Total Ch. B
	µg Klorofyll/g tørrstoff	µg Klorofyll/g tørrstoff	µg Klorofyll/g tørrstoff	µg Klorofyll/g tørrstoff	µg Klorofyll/g tørrstoff	µg Klorofyll/g tørrstoff	g	µg Klorofyll/g C	µg Klorofyll/g C
1918	0	3,22052153	31,78989403	2,990021852	31,78989403	6,210543605	0,034	934,9968833	182,6630472
1920	0	2,421974248	22,22574474	2,13740142	22,22574474	4,59591439	0,032	694,554523	142,4848247
1922	0	1,84733437	15,77665224	1,935931182	15,77665224	3,78236552	0,032	493,0203824	118,2270485
1924	0	1,483206956	13,45722878	1,531682459	13,45722878	3,014889415	0,032	420,5383993	94,21529421
1926	0	1,539986671	13,69498044	1,718148423	13,69498044	3,258107094	0,027	507,2214979	120,6706331
1928	0	1,688935991	14,71645556	1,919498403	14,71645556	3,608433794	0,03	490,5485187	120,2811265
1930	0	1,298737445	12,98352968	1,585672778	12,98352968	2,884500224	0,032	405,7353025	90,14063199
1932	0	0,795197516	6,925028286	0,970172631	6,925028286	1,763370147	0,028	247,3224388	63,04893381
1934	0	1,155590895	9,768082213	1,232201937	9,768082213	2,387792632	0,027	361,7808227	88,43676415
1936	0	1,344717827	11,1221687	1,350881402	11,1221687	2,695599229	0,029	383,5230585	92,95169754
1938	0	1,401777645	11,96639557	1,567355007	11,96639557	2,969082651	0,03	398,8798525	98,96942169
1940	0	1,34151465	10,54689419	1,533617244	10,54689419	2,875131894	0,029	363,6860067	99,14247909
1942	0	1,941225311	13,70013885	2,115185602	13,70013885	4,056410913	0,032	428,1293392	126,762841
1944	0	1,562961177	11,58569898	1,594701484	11,58569898	3,157662662	0,032	362,0531213	98,67695818
1946	0	1,128433601	8,847598685	1,266786748	8,847598685	2,395220349	0,018	491,5332603	133,0677972
1948	0	1,1276666	9,186235353	1,393730167	9,186235353	2,521396767	0,042	296,3301727	81,33537958
1950	0	1,340347949	8,77951284	1,509960547	8,77951284	2,850308496	0,042	209,03602	67,864488
1952	0	1,189564513	7,583531876	1,351910126	7,583531876	2,541474639	0,032	236,9853711	79,42108246
1954	0	0,94533073	6,844316414	1,024826037	6,844316414	1,970056768	0,035	195,5518975	56,28733622
1956	0	0,879161904	6,473382572	0,903833951	6,473382572	1,782995855	0,03	215,7794191	59,4319517
1958	0	1,195192183	8,5795917	1,490795354	8,5795917	2,685987537	0,027	317,762655	99,48101991
1960	0	1,257407517	7,696655851	1,310842144	7,696655851	2,567888931	0,028	274,8805661	91,71031896
1962	0	1,594746882	9,288363968	1,818842176	9,288363968	3,413289058	0,033	281,3140597	103,4330018
1964	0	2,084333165	12,8836428	2,385890532	12,8836428	4,470243696	0,035	368,10408	127,7212485
1966	0	2,205180815	14,6839194	2,41095573	14,6839194	4,616136545	0,037	396,8484307	124,7604472
1968	0	1,899465447	11,81348572	1,964033745	11,81348572	3,863499192	0,036	328,152381	107,319422
1970	0	1,590602028	11,11594659	2,116486171	11,11594659	3,707156199	0,036	308,7762942	102,9765611
1972	0	1,808127296	15,419636	2,332812957	15,419636	4,213625754	0,037	416,7469188	113,8817771
1974	0	1,430884779	11,68586317	2,154156465	11,68586317	3,584991244	0,034	343,701858	105,4409189
1976	0	0,963507758	7,341930594	1,634355437	7,341930594	2,597863195	0,032	229,4353311	81,18322483
1978	0	1,399246033	9,467626379	2,066870761	9,467626379	3,460116793	0,031	305,4073025	111,616708
1980	0	1,311603554	10,20817706	1,866491365	10,20817706	3,178094919	0,033	309,3386989	96,30590663
1982	0	1,442811653	10,6944001	1,874279981	10,6944001	3,317091634	0,033	324,0727304	100,5179283
1984	0	2,209116752	21,01913421	4,452132032	21,01913421	6,661248784	0,035	600,5466916	190,3213938
1986	0	2,904965199	33,11396233	6,671349794	33,11396233	9,576314993	0,035	946,1132095	273,6089998
1988	0	2,822201931	26,6701209	5,203409377	26,6701209	8,025611308	0,037	720,8140784	216,9084137
1990	0	2,529829704	20,09873171	3,902894869	20,09873171	6,432754573	0,036	558,298103	178,687627
1992	0	2,982719977	21,35713152	4,117176445	21,35713152	7,099896022	0,035	610,2037578	202,8541721
1994	0	1,883147775	13,09283572	2,393496703	13,09283572	4,276644478	0,034	385,0834036	125,7836611
1996	0	1,937931501	16,32862648	3,289981553	16,32862648	5,2277013055	0,036	453,5729578	145,1948071
1998	0	1,697321573	17,55527141	3,013692974	17,55527141	4,711014547	0,039	450,1351643	145,1948071
2000	0	2,112793226	20,58361471	3,326983419	20,58361471	5,439776645	0,041	502,03931	132,6774792
2002	0	2,289117276	21,3665512	5,927777049	21,3665512	8,216888325	0,044	485,6034364	186,7474619
2004	0	2,532564732	26,135833402	7,85582282	26,135833402	10,38838755	0,042	622,2817623	247,3425608
2006	0	2,944195023	29,46831744	8,964016287	29,46831744	11,908211351	0,043	685,3097079	276,9351467
2008	0	2,621995554	24,29157252	7,796102687	24,29157252	10,41119823	0,045	539,8127227	231,4932939
2010	0	3,063120507	27,92325153	9,213831884	27,92325153	12,27969394	0,045	620,5167007	272,8214209
2012	0	5,060740704	37,33756929	15,38551791	37,33756929	18,64625867	0,046	811,6862889	405,3534481
2014	0	4,339607647	44,57133886	15,41518862	44,57133886	19,75512621	0,048	929,4656144	411,5651306
2016	0	2,452573412	26,15045239	6,759127098	26,15045239	9,211700509	0,049	533,6827019	187,9938879

Vedlegg I: Rådata fra sediment- og pigmentanalysen for Floen

Arstal	Vekt pigmentanalyse	Vekt for datering u/beholder	Diglevekt	Prosentvekt m/digle	Prosentvekt u/digle	Prosentvekt m/digle etter glødning	Aske	Gjødertap	Gjødertap av tørrstoff	Gjødertest (uorganisk stoff)	C i org materiale (gjødertap)	Karbon i tørrstoff
År	Mellom 0,2-0,3 g	g	g	ca. 0,5 g	g	g	g	%	%	g	g	g
1551	0,2599	1,7606	11,7259	12,3186	0,5927	12,1206	0,3947	0,198	33,4	66,6	0,115	0,194
1558	0,2089	2,8526	16,4596	17,0239	0,5693	16,8574	0,4028	0,1665	29,2	70,8	0,097	0,177
1566	0,2299	2,8411	10,9871	11,5154	0,5283	11,2455	0,3584	0,1699	32,2	67,8	0,099	0,187
1573	0,2034	2,8401	13,2667	13,804	0,5373	13,6134	0,3467	0,1906	35,5	64,5	0,111	0,206
1581	0,2479	2,7923	11,2921	11,8439	0,5518	11,6631	0,371	0,1808	32,8	67,2	0,105	0,190
1588	0,2205	2,6377	13,2293	13,7586	0,5398	13,5921	0,3628	0,1665	31,5	68,5	0,097	0,182
1596	0,2023	2,8855	11,354	11,9188	0,5588	11,7398	0,3858	0,174	31,1	68,9	0,101	0,180
1603	0,2206	2,4723	12,5244	13,09	0,5656	12,9134	0,389	0,1786	31,2	68,8	0,102	0,183
1611	0,2314	2,2795	10,0056	10,537	0,5314	10,3618	0,3562	0,1752	33,0	67,0	0,106	0,191
1618	0,2203	2,2647	11,1829	11,746	0,5517	11,5527	0,3698	0,1819	33,0	67,0	0,106	0,191
1626	0,2331	2,2491	11,5926	12,1244	0,5308	11,9587	0,3661	0,1647	31,0	69,0	0,096	0,180
1633	0,2639	2,2103	12,3136	12,8238	0,5102	12,6218	0,3582	0,152	29,8	70,2	0,088	0,173
1641	0,2343	2,1808	14,4792	15,0157	0,5365	14,8537	0,3745	0,162	30,2	69,8	0,094	0,175
1648	0,2331	2,0594	11,0912	11,5877	0,5145	11,3945	0,3533	0,1612	31,3	68,7	0,093	0,182
1656	0,2633	2,0836	11,5576	12,111	0,5534	11,891	0,334	0,22	39,8	60,2	0,128	0,231
1663	0,2104	2,1121	11,0534	11,5817	0,5283	11,3719	0,3185	0,2098	39,7	60,3	0,122	0,230
1671	0,2446	1,9045	17,8927	18,4086	0,5159	18,2268	0,3341	0,1818	35,2	64,8	0,105	0,204
1678	0,2236	1,868	12,9097	13,451	0,5413	13,2643	0,3546	0,1867	34,5	65,5	0,108	0,200
1686	0,2265	1,8604	10,9003	11,4805	0,5802	11,2819	0,3816	0,1986	34,2	65,8	0,115	0,199
1693	0,222	1,7871	16,5269	17,0557	0,5888	16,8889	0,342	0,1688	32,8	67,2	0,097	0,190
1701	0,2929	1,8889	12,1201	12,6522	0,5121	12,4664	0,3463	0,1658	32,4	67,6	0,096	0,188
1708	0,201	1,9716	16,984	17,5826	0,5986	17,3863	0,4023	0,1963	32,8	67,2	0,114	0,190
1716	0,2254	1,8766	17,1591	17,6975	0,5984	17,5203	0,3812	0,1772	32,9	67,1	0,103	0,191
1723	0,212	1,9571	10,8458	11,4036	0,5578	11,2011	0,3553	0,2025	36,3	63,7	0,117	0,211
1731	0,2249	1,9571	12,7927	13,2922	0,5342	13,0328	0,3678	0,1664	31,1	68,9	0,097	0,181
1738	0,2205	1,9718	15,6521	16,1694	0,5173	16,0117	0,3596	0,1577	30,5	69,5	0,091	0,177
1746	0,229	2,14	17,0703	17,6549	0,5466	17,469	0,3987	0,1659	29,4	70,6	0,096	0,170
1753	0,24759	1,894	15,9424	16,5035	0,5614	16,3482	0,4058	0,1553	27,7	72,3	0,090	0,161
1761	0,25	2,1977	13,3651	13,9075	0,5424	13,7571	0,392	0,1504	27,7	72,3	0,087	0,161
1768	0,2055	1,8358	12,0139	12,5963	0,5824	12,4344	0,4205	0,1619	27,8	72,2	0,094	0,161
1776	0,2055	1,9259	17,0144	17,5963	0,5841	17,4308	0,4164	0,1677	28,7	71,3	0,097	0,167
1783	0,2762	1,6833	18,1987	18,7529	0,5542	18,5948	0,3961	0,1581	28,5	71,5	0,092	0,165
1791	0,2621	1,727	15,2285	15,8161	0,5876	15,6272	0,4137	0,1739	29,6	70,4	0,101	0,172
1798	0,2708	1,6654	11,4866	11,9687	0,5921	11,8073	0,3707	0,1614	30,3	69,7	0,094	0,176
1806	0,2127	1,5189	16,6884	17,2167	0,5383	17,0497	0,3813	0,167	31,6	68,4	0,097	0,183
1813	0,2245	1,4438	13,5899	14,1211	0,5222	13,9527	0,3538	0,1684	32,2	67,8	0,098	0,187
1821	0,2467	1,4438	12,5514	13,1458	0,5844	12,9542	0,4028	0,1916	32,2	67,8	0,111	0,187
1828	0,2133	1,759	12,683	13,2081	0,5228	13,0401	0,3548	0,188	32,1	67,9	0,097	0,186
1836	0,2445	1,4603	10,5708	11,2328	0,562	11,0464	0,3756	0,1884	33,2	66,8	0,108	0,192
1843	0,2527	1,15225	12,0404	12,6404	0,5179	11,8705	0,348	0,1699	32,8	67,2	0,099	0,190
1851	0,2347	1,5754	16,201	16,7445	0,5435	16,5685	0,3875	0,176	32,4	67,6	0,102	0,188
1858	0,2449	1,5225	16,489	17,011	0,522	16,8457	0,3567	0,1553	31,7	68,3	0,096	0,184
1866	0,206	1,7059	13,6725	14,1925	0,52	14,0343	0,3618	0,1582	30,4	69,6	0,092	0,176
1873	0,2276	1,6977	16,3986	16,7786	0,54	16,6239	0,3853	0,1547	28,6	71,4	0,090	0,166
1881	0,2656	1,7954	16,5793	17,575	0,5957	17,4179	0,4386	0,1571	26,4	73,6	0,091	0,153
1888	0,2767	3,2909	13,0938	13,692	0,5454	13,5081	0,4143	0,1311	24,0	76,0	0,076	0,139
1896	0,2998	2,152	11,7324	12,2664	0,534	12,1397	0,4073	0,1267	23,7	76,3	0,073	0,138
1903	0,2936	2,2631	11,4957	11,9647	0,5647	11,3672	0,4362	0,1285	22,8	77,2	0,075	0,132
1911	0,2344	1,9396	11,0478	11,5573	0,5095	11,4378	0,39	0,1195	23,5	76,5	0,069	0,136
1918	0,2155	2,2088	12,3354	12,865	0,5696	12,6711	0,4357	0,1339	23,5	76,5	0,078	0,136
1926	0,2504	2,0602	12,7274	13,2825	0,5378	13,1339	0,4116	0,1282	23,5	76,5	0,073	0,136
1933	0,2943	1,8129	11,3359	11,6992	0,5633	11,5666	0,4307	0,1326	23,5	76,5	0,077	0,137
1941	0,2326	2,1253	13,7658	14,3632	0,5934	14,224	0,4582	0,1412	23,6	76,4	0,082	0,137
1948	0,2113	1,657	11,633	12,1986	0,5633	12,0708	0,4355	0,1278	22,7	77,3	0,074	0,132
1956	0,2797	1,606	12,7064	13,2516	0,5452	13,12	0,4136	0,1316	24,1	75,9	0,076	0,140
1963	0,286	1,674	11,9703	12,5601	0,5888	12,4203	0,45	0,1398	23,7	76,3	0,081	0,137
1971	0,2711	1,6191	10,9544	11,5065	0,5501	11,3688	0,4124	0,1377	25,0	75,0	0,080	0,145
1978	0,2013	1,4684	14,1958	14,7145	0,5187	14,5797	0,3839	0,1348	26,0	74,0	0,078	0,151
1986	0,2415	1,1345	11,8573	11,8573	0,5428	11,7125	0,398	0,1448	26,7	73,3	0,084	0,155
1993	0,2451	1,1678	11,4385	11,9723	0,5338	11,8202	0,3817	0,1521	28,5	71,5	0,088	0,165
2001	0,2335	0,8907	12,8153	13,3782	0,5629	13,2037	0,3884	0,1745	31,0	69,0	0,101	0,180
2008	0,225	0,3598	12,1041	12,4686	0,3645	12,3406	0,2365	0,128	35,1	64,9	0,074	0,204
2016	0,2059	0,1938	11,931	11,689	0,1959	11,6146	0,1215	0,0744	38,0	62,0	0,043	0,220

År	Phe.a	Phe.b	Total Chl. A	Total Chl. B	Karbon i tørr	Total klorofyll A	Total klorofyll B
År	µg klorofyll/g tørrstoff	µg klorofyll/g tørrstoff	µg klorofyll/g tørrstoff	µg klorofyll/g tørrstoff	g	µg klorofyll/g tørrstoff	µg klorofyll/g tørrstoff
1551	126,6006529	14,18284388	126,6006529	14,18284388	0,194	652,5806853	73,1074427
1558	107,2814279	12,97890136	107,2814279	12,97890136	0,17	631,0672229	76,34647862
1566	119,4654978	13,63451796	119,4654978	13,63451796	0,187	638,8529293	72,91186075
1573	110,7256436	13,85759092	110,7256436	13,85759092	0,206	537,5031244	67,26985885
1581	115,7269203	14,17013653	115,7269203	14,17013653	0,19	609,0890542	74,57966596
1588	118,8490105	13,31352478	118,8490105	13,31352478	0,182	653,0165413	73,15123506
1596	109,456677	13,51297135	109,456677	13,51297135	0,18	608,0926499	75,07206307
1603	104,5200419	12,5960582	104,5200419	12,5960582	0,181	577,4587953	69,59148174
1611	113,822313	13,10798893	113,822313	13,10798893	0,191	595,9283402	68,62821429
1618	121,8786304	14,42374435	121,8786304	14,42374435	0,191	638,1080127	75,51698612
1626	124,6030109	13,04416738	124,6030109	13,04416738	0,18	692,2389492	72,46759653
1633	118,3929311	12,817357	118,3929311	12,817357	0,173	684,3522028	74,0887688
1641	113,734787	12,95397045	113,734787	12,95397045	0,175	649,9130687	74,02268831
1648	114,1235113	12,84760319	114,1235113	12,84760319	0,182	627,05226	70,59122629
1656	97,47932502	11,38017741	97,47932502	11,38017741	0,231	421,98842	49,26483725
1663	100,4606683	11,27500488	100,4606683	11,27500488	0,23	436,7855142	49,02176033
1671	128,5224073	13,23978217	128,5224073	13,23978217	0,204	630,0118007	64,90089297
1678	139,582768	15,84048188	139,582768	15,84048188	0,2	697,9138402	79,2024094
1686	128,6290081	15,19485395	128,6290081	15,19485395	0,199	646,3769249	76,35605
1693	103,9020595	13,29861454	103,9020595	13,29861454	0,19	546,8529449	69,99270812
1701	113,3125058	12,57037085	113,3125058	12,57037085	0,188	602,7260949	66,86367472
1708	119,6453559	13,85196612	119,6453559	13,85196612	0,19	629,7123993	72,90508485
1716	122,3844559	14,10837418	122,3844559	14,10837418	0,191	640,7563136	73,86583342
1723	108,4717196	13,53409529	108,4717196	13,53409529	0,211	514,083979	64,1426317
1731	122,2548737	15,02470213	122,2548737	15,02470213	0,181	675,4412912	83,00940401
1738	111,463152	13,82693237	111,463152	13,82693237	0,177	629,7353219	78,11826197
1746	108,3987466	13,17598511	108,3987466	13,17598511	0,17	637,6396859	77,50579474
1753	101,7187848	11,89533828	101,7187848	11,89533828	0,161	631,7936945	73,88408871
1761	94,42704803	11,41248922	94,42704803	11,41248922	0,161	586,5034039	70,88502622
1768	95,55831078	12,13497176	95,55831078	12,13497176	0,161	593,5298806	75,37249541
1776	93,8504627	11,57135316	93,8504627	11,57135316	0,167	561,9788186	69,28953989
1783	93,11930992	11,53416919	93,11930992	11,53416919	0,165	564,3594541	69,90405571
1791	99,02807289	11,48146211	99,02807289	11,48146211	0,172	575,7446099	66,75268667
1798	105,9816703	12,99048644	105,9816703	12,99048644	0,176	602,1685815	73,80958205
1806	102,6709066	12,91120342	102,6709066	12,91120342	0,183	561,0432055	70,55302416
1813	127,219263	14,36852898	127,219263	14,36852898	0,187	680,3169145	76,8370534
1821	128,3472837	13,6653663	128,3472837	13,6653663	0,187	686,3491104	73,07682514
1828	130,620567	14,62732914	130,620567	14,62732914	0,186	702,261113	78,64155453
1836	135,1249679	14,40346082	135,1249679	14,40346082	0,92	146,8749651	15,65593567
1843	132,904355	14,42727725	132,904355	14,42727725	0,19	699,4966053	75,93303816
1851	127,4579632	13,89379572	127,4579632	13,89379572	0,188	677,9678893	73,90316872
1858	119,1025048	13,52043235	119,1025048	13,52043235	0,184	647,2962219	73,48061058
1866	120,9542926	14,90826556	120,9542926	14,90826556	0,176	687,2402991	84,7060543
1873	110,7527005	12,10474965	110,7527005	12,10474965	0,166	667,1849429	72,92017862
1881	102,1840935	11,44678059	102,1840935	11,44678059	0,153	667,8698925	74,81555943
1888	93,40496342	9,917212706	93,40496342	9,917212706	0,139	671,9781541	71,346854
1896	85,62627829	8,845416995	85,62627829	8,845416995	0,138	620,4802775	64,0972246
1903	83,55035221	9,059457654	83,55035221	9,059457654	0,132	632,9572137	68,63225496
1911	84,22946687	9,186261586	84,22946687	9,186261586	0,136	619,3343152	67,54604108
1918	83,39325866	9,017211839	83,39325866	9,017211839	0,136	613,1857254	66,30302823
1926	78,9092324	8,318978604	78,9092324	8,318978604	0,136	580,2149441	61,16896032
1933	79,00346618	8,620831024	79,00346618	8,620831024	0,137	576,6676363	62,9257739
1941	76,27313324	8,539273531	76,27313324	8,539273531	0,137	556,7381988	62,33046373
1948	73,82018074	8,99164129	73,82018074	8,99164129	0,132	559,2437935	68,11849462
1956	75,00707189	8,555050316	75,00707189	8,555050316	0,14	535,7647992	61,10750226
1963	76,74762138	8,612619289	76,74762138	8,612619289	0,137	560,2016159	62,86583423
1971	85,76164444	9,784642457	85,76164444	9,784642457	0,145	591,4596169	67,48029281
1978	95,26797661	11,91301092	95,26797661	11,91301092	0,151	630,9137524	78,89411207
1986	87,58495966	11,99577526	87,58495966	11,99577526	0,155	565,0642558	77,39209847
1993	100,9652125	15,32279769	100,9652125	15,32279769	0,165	611,9103789	92,86544055
2001	135,1536757	22,29610156	135,1536757	22,29610156	0,18	750,8537536	123,8672309
2008	167,9128686	28,38693881	173,7287768	34,20284701	0,204	851,611651	167,6610147
2016	190,6543678	31,91380289	201,5649937	42,82442881	0,22	916,2045168	194,6564946

Vedlegg J: Datamateriale for sammenlagte årsmålinger til nedbør og temperatur

År	Nedbør	Temp. C°	År	Nedbør	Temp. C°
1900	743	1,1	1958	644,5	4,3
1901	491	5,6	1959	736,4	6,1
1902	586	4,0	1960	816,3	5,0
1903	723	5,4	1961	835,4	6,0
1904	551	4,9	1962	1008,5	4,1
1905	577	5,7	1963	744,1	3,8
1906	581	6,1	1964	722,2	5,6
1907	851	5,0	1965	864,7	5,7
1908	615	5,7	1966	879,6	4,1
1909	954	4,6	1967	906,7	5,4
1910	774	6,0	1968	717,4	4,6
1911	495	6,4	1969	605	4,8
1912	758	5,3	1970	774,1	4,2
1913	573	6,2	1971	629,3	5,9
1914	569	6,6	1972	695,7	5,6
1915	725	3,8	1973	586,9	4,7
1916	807	5,6	1974	859,5	5,8
1917	638	4,5	1975	623,6	6,1
1918	713	5,6	1976	578,8	4,1
1919	597	4,3	1977	686	4,0
1920	962	5,7	1978	610,2	3,7
1921	546	5,9	1979	781,9	3,2
1922	691	4,6	1980	728,6	3,6
1923	798	4,6	1981	708,9	3,5
1924	1013	5,2	1982	769,2	5,0
1925	749	5,2	1983	651	5,9
1926	889,7	5,1	1984	713,9	5,3
1927	1120,6	4,4	1985	921,9	2,4
1928	807,4	4,7	1986	693	3,8
1929	817,5	4,8	1987	920,3	2,6
1930	871,7	6,4	1988	923	4,9
1931	705,1	4,4	1989	675,7	6,4
1932	826,3	6,1	1990	742,8	6,5
1933	639	5,9	1991	731	5,2
1934	825,8	7,1	1992	746,3	6,1
1935	930,9	6,0	1993	718,9	4,8
1936	654,6	5,8	1994	696,2	5,1
1937	625,9		1995	676,5	4,9
1938	774,5	6,9	1996	721,6	4,0
1939	706,1	5,7	1997	589,3	5,9
1940	686,3	4,1	1998	778	5,3
1941	528	3,8	1999	1029,3	5,6
1942	623,4	3,7	2000	1070,2	6,6
1943	668,5	6,3	2001	751	4,9

1944	790,2	6,0	2002	795,9	5,6
1945	620,8	6,1	2003	686,2	5,6
1946	798,3	5,6	2004	811,6	5,8
1947	395,2	5,0	2005	703,8	6,1
1948	873,6	5,7	2006	954,4	6,3
1949	894,9	7	2007	839,3	5,7
1950	900,1	5,4	2008	858	6,1
1951	907,7	5,5	2009	752,4	4,9
1952	665,8	4,5	2010	629,6	2,0
1953	768,2	6,4	2011	933,6	5,5
1954	930,8	4,9	2012	816,8	4,7
1955	534,7	5,0	2013	691	4,9
1956	586,6	4,3	2014	932,3	6,9
1957	774,5	5,2	2015	810,2	6,0
			2016	658,6	5,5

Målestasjoner for nedbør:

Søndre Høland (Breddegrad 59,6822, lengdegrad 11,5465) – I drift jan. 1987 - okt. 1971

Søndre Høland III (Breddegrad 59,6736, lengdegrad 11,5461) – I drift jun. 1951 – sept. 1963

Bjørkelangen II (Breddegrad 59,8897, lengdegrad 11,5815) – I drift jan. 1962 – jun. 2012

Aurskog II (Breddegrad 59,9119, lengdegrad 11,5801) – I drift nov. 2007 – d.d.

Målestasjoner for temperatur:

Skedsmo (breddegrad 59,9946°, lengdegrad 11,00409°) – I drift jul. 1895 – des. 1925

Ås (breddegrad 59,6605°, lengdegrad 10,7818°) – I drift jan. 1874 – d.d.

Høland-Kollerud (breddegrad 59,9708°, lengdegrad 11,3317°) – I drift mai 1972 – mai 1988

Høland Løken (breddegrad 59,7978°, lengdegrad 11,4648°) – I drift okt. 1988 – feb. 1991

Høland-Fosser (breddegrad 59,8123°, lengdegrad 11,4767°) – I drift okt. 1991 – okt. 2007

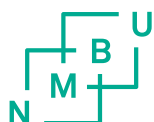
Vedlegg K: Forklart variasjon mellom variabler i PCA

Tabell 1. Forklart variasjon mellom variabler fra PCA for Floen hentet fra Panel Check.

PCA loadings:	Total klorofyll a (Total klorofyll b (Glødetap (%)	Nedbør (mm)	Temperatur (°C)	Sur nedbør (SO4
PC 1	0.568	0.498	0.525	0.144	0.274	-0.241
PC 2	-0.120	-0.243	-0.314	0.259	0.594	-0.639
PC 3	0.027	-0.202	0.111	0.928	-0.231	0.179
PC 4	-0.130	0.356	-0.156	0.057	-0.661	-0.626
PC 5	0.382	-0.724	0.337	-0.219	-0.274	-0.305
PC 6	-0.707	-0.023	0.690	-0.022	0.084	-0.129
EXPLAINED VAR						
	PC 1	PC 2	PC 3	PC 4	PC 5	PC 6
	47.6%	25.1%	16.0%	7.1%	3.4%	0.6%

Tabell 2. Forklart variasjon mellom variabler fra PCA for Bjørkelangen hentet fra Panel Check..

PCA loadings:	Total klorofyll a (Total klorofyll b (Glødetap (%)	Nedbør (mm)	Temperatur (°C)	Sur nedbør (SO4
PC 1	-0.539	-0.568	-0.463	-0.264	-0.233	0.219
PC 2	0.187	0.291	0.235	-0.525	-0.569	0.475
PC 3	-0.204	-0.070	0.301	0.481	0.216	0.765
PC 4	0.407	0.100	-0.527	-0.314	0.562	0.364
PC 5	-0.349	-0.081	0.530	-0.569	0.508	-0.095
PC 6	-0.587	0.756	-0.285	0.029	0.045	-0.006
EXPLAINED VAR						
	PC 1	PC 2	PC 3	PC 4	PC 5	PC 6
	41.3%	26.5%	12.5%	10.1%	8.0%	1.6%



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

Postboks 5003
NO-1432 Ås
Norway