



Norges miljø- og
biovitenskapelige
universitet

Masteroppgave 2018 60 stp

Fakultet for miljøvitenskap og naturforvaltning
Thomas Rohrlack

***Gonyostomum semen* – en klimaflyktning? Utvikling av algens dominans i to innsjøer i Østfold. En paleolimnologisk studie**

Gonyostomum semen – a climate refugee?
Development patterns of the alga dominance
in two lakes in Østfold.
A paleolimnological study

Liudmila Pechinkina

Naturforvaltning
Fakultet for miljøvitenskap og naturforvaltning

Forord

Dette er en avsluttende oppgave innen masterprogrammet i naturforvaltning ved Fakultet for miljøvitenskap og naturforvaltning, Norges miljø- og biovitenskapelige universitet (NMBU).

Jeg vil først og fremst rette en stor takk til mine to hovedveiledere Gunnhild Riise og Thomas Rohrlack og biveileder Ståle Haaland for at jeg fikk mulighet til å skrive en oppgave innen limnologi og for all hjelp jeg fikk underveis. Jeg ønsker også å takke ansatte ved isotoplaboratoriet for hjelp med analysene.

I tillegg fortjener Lars Selbekk, vannområdeleder i Haldenvassdraget vannområde, og Robert Lauritzen, driftsoperatør ved Rømskog kommune, en hjertelig takk for å ha svart på mine henvendelser. Ansatte ved bibliotekene på Ås takkes minst like mye for å ha fått tak i nesten all litteratur jeg trengte.

Sist vil jeg takke familie og venner for støtte og oppmuntring.

Ås, 13.05.2018

Liudmila Pechinkina

Sammendrag

Organismer tilpasses de miljøforholdene (abiotiske og biotiske faktorer) de lever under. Dette innebærer at en populasjons utbredelse og størrelse blir begrenset av disse faktorene. En art med gode tilpasninger har bedre ressursutnyttelse og kan bli dominerende over andre arter i samme leveområde. Endringer i miljøforhold kan imidlertid favorisere en annen art, noe som kan føre til et dominansskifte.

Formålet med denne studien var å studere utvikling av mikroalgen *Gonyostomum semen* sin dominans i innsjøene Gjølssjøen og Bøvika og faktorer som favoriserte algen. *G. semen* karakteriseres som en fremmed art og har stort potensial til å dominere fytoplanktonsamfunnet under gunstige forhold. Algen antas å ha spredt seg til norske innsjøer fra Sverige som følge av nylig invasjon forårsaket av klimaendringer. I studien ble en sedimentsøyle fra hver innsjø datert ved hjelp av ^{137}Cs og analysert for andel tørr romvekt, glødetap og pigmenter. De observerte variasjonene ble satt i sammenheng med utviklingen i nedbørfeltene, og resultatene av statistisk analyse ble diskutert utfra prosesser i nedbørfeltene og respons i innsjøene.

To dominansperioder (1905-1912 og 2005-2017) av *G. semen* ble påvist i Gjølssjøen og en dominansperiode (1986-2017) i Bøvika. Resultatene indikerer at termisk sjikting var en viktig faktor for at algen ble dominerende i begge innsjøene, og at temperatur og humusmengde hadde stor betydning for dominansskiftet i *G. semen* sin favør. I tillegg var morfometriske parametere til innsjøene samt nedbørfeltkarakteristika viktige medvirkende faktorer. Basert på analyseresultatene og tilgjengelig informasjon om utvikling i nedbørfeltene tyder studien på at menneskelig aktivitet i nedbørfeltene til begge innsjøene var av mindre betydning for dominansskiftet pga. relativt små endringer i de aktuelle periodene, mens endringer i klima og i atmosfærisk avsetning av forsurede stoffer som påvirket dannelsen og stabilitet av termisk sjikting, mest sannsynlig var hoveddrivkrefter.

Abstract

Organisms adapt to the environment (i.e. abiotic and biotic factors) they inhabit. It means that distribution and abundance of a population is limited by these factors. A species with better adaptations uses available resources in a more efficient way and may become dominant over the other species living in the same habitat. Changes in the environment may however favour another species, and a dominance shift may take place.

The aim of the study was to investigate dominance patterns of the microalga *Gonyostomum semen* in the lakes Gjølssjøen and Bøvika as well as factors favouring the alga. *G. semen* is considered an introduced species with a high potential to dominate the phytoplankton community under favourable conditions. The alga is assumed to have dispersed to lakes in Norway from Sweden as a result of a recent invasion due to climate changes. A sediment core from each lake was dated by ^{137}Cs , and dry bulk density, loss on ignition and pigment analysis were performed in the study. The observed variations were coupled with changes in the catchments, and the results of the statistical analysis were discussed from the point of view of processes in the catchments and responses in the lakes.

Two dominance periods (1905-1912 and 2005-2017) of *G. semen* were detected in Gjølssjøen and one dominance period (1986-2017) in Bøvika. The results indicate that thermal stratification was an important factor for the dominance of the alga in both lakes, and temperature and dissolved organic matter were of great importance for the dominance shift in favour of *G. semen* to occur. Moreover, the lakes' morphometry and catchment characteristics were important contributing factors. Based on the results of the analyses performed and available information on development in the catchments the study indicates that human activity in the catchments of both lakes did not contribute a lot to the dominance shift due to relatively small changes in the relevant periods, while changes in the climate and atmospheric deposition of acidifying compounds were most likely the main driving forces through effects they had on formation and stability of thermal stratification.

Innholdsfortegnelse

Forord	i
Sammendrag	ii
Abstract.....	iii
1 Innledning	1
2 Materiale og metode	5
2.1 Områdebeskrivelse.....	5
2.1.1 Gjølssjøen	5
2.1.2 Bøvika	8
2.2 Feltarbeid	11
2.2.1 Gjølssjøen	11
2.2.2 Bøvika	11
2.3 Laboratoriarbeid	11
2.3.1 Frysetørring, tørrvekt og tørr romvekt.....	12
2.3.2 Datering.....	12
2.3.3 Pigmentanalyse.....	12
2.3.4 Glødetap	13
2.4 Innsamling av informasjon om nedbørfeltutvikling	13
2.5 Statistisk analyse	14
2.6 Datapresentasjon	14
3 Resultater	14
3.1 Datering.....	14
3.2 Tørr romvekt	16
3.3 Glødetap	17
3.4 Pigmenter	18
3.5 Nedbørfeltutvikling.....	21
3.5.1 Endringer i folketall og antall boliger	21
3.5.2 Kloakkhåndtering	23
3.5.3 Veinett	25
3.5.4 Næring.....	26
3.5.5 Temperatur og nedbør	31
3.6 Statistisk analyse	33
4 Diskusjon	34

4.1	Variasjoner i sedimentenes vanninnhold	34
4.2	Variasjoner i organisk materiale og klorofyll a	35
4.2.1	Variasjoner før 1930-årene.....	35
4.2.2	Variasjoner etter 1930-årene	37
4.3	Dominans av <i>G. semen</i>	42
5	Konklusjon.....	45
6	Referanser	46
	Vedlegg.....	I
	Vedlegg 1 Arealtyper i nedbørfelt	I
	Vedlegg 2 Rådata for beregning av tørr romvekt og glødetap.....	I
	Vedlegg 3 Resultat for ¹³⁷ Cs DPM og telleusikkerhet.....	VI
	Vedlegg 4 Pigmentkonsentrasjoner	VI
	Vedlegg 5 Sulfatkonsentrasjoner i nedbør	XI
	Vedlegg 6 Clusteranalyse	XIII
	Vedlegg 7 Gårdsbruk i nedbørfelt og sysselsetting i landbruk	XVII
	Vedlegg 8 Hovedkomponentanalyse	XVIII

1 Innledning

Et viktig økologisk prinsipp er at organismer gjennom evolusjonær utvikling tilpasses de miljøforholdene de lever under (Krebs 2014). Under rådende miljøforhold vil derfor populasjonen som utvikler fordelaktige morfologiske, anatomiske, fysiologiske og/eller atferdsmessige tilpasninger (Molles Jr. 2008), ha bedre overlevelse og reproduksjon (Krebs 2014). Samtidig innebærer det at en populasjons utbredelse og størrelse blir begrenset av de rådende miljøforholdene (Molles Jr. 2008), dvs. abiotiske og biotiske faktorer samt interaksjoner mellom dem (Krebs 2014; Molles Jr. 2008). Endringer i en eller flere faktorer vil dermed kunne påvirke en populasjon. Arter som lever under like forhold, er ikke nødvendigvis påvirket av endring i samme faktor i like stor grad, som skyldes artenes ulike toleranse for faktorer (Smol 2008). Siden en populasjon samtidig er påvirket av flere faktorer (bl.a. interaksjoner med andre arter i samme eller overlappende leveområder), kan dens reelle utbredelse være mindre enn den potensielle (Molles Jr. 2008; Smol 2008). I et leveområde hvor flere arter konkurrerer om samme ressurser, har en art med gode tilpasninger bedre ressursutnyttelse og dermed bedre vekstvilkår, som kan føre til dens dominans over andre arter i forhold til populasjonsstørrelse. Endringer i miljøforhold kan imidlertid favorisere en annen art og resultere i et dominansskifte (Krebs 2014).

Et slikt dominansskifte er kjent i fytoplanktonsamfunn i innsjøer (Adrian et al. 2009; Findlay et al. 1999; Haande et al. 2014; Waters et al. 2005; Wetzel 2001; Winder & Hunter 2008), hvor fytoplankton er hovedprimærprodusenter og konkurrerer om lys og næringsstoffer (først og fremst fosfor og nitrogen) som sammen med temperatur utgjør de viktigste abiotiske faktorene som begrenser fytoplanktonets vekst og dermed biomasse (populasjonsstørrelse) (Wetzel 2001). Stor toleranse for og ulike tilpasninger til de abiotiske faktorene fører til at mange fytoplanktonarter koeksisterer (Wetzel 2001), og flere arter kan være dominerende samtidig (Wetzel 2001; Willén 2003).

De abiotiske faktorene i en innsjø varierer i tid og rom og påvirkes av dens morfometri og interne prosesser i innsjøen samt nedbørfeltkarakteristika, meteorologiske forhold og menneskelig aktivitet (Kalff 2002; Wetzel 2001). Lysintensitet er f.eks. høyest i øvre vannlag og avtar nedover pga. lysabsorpsjon og -refleksjon. Mengde og type av lysabsorberende komponenter i vann påvirker utbredelsen av den eufotiske sonen hvor fotosyntese foregår (Kirk 2011). Siden fotosyntetisk aktiv stråling (det synlige lyset) (400-700 nm) absorberes av både fytoplankton, vann, suspenderte partikler

og særlig løst organisk materiale (humus)¹ (Kirk 2011; Thrane et al. 2014), er den eufotiske sonen liten i grunne vindutsatte innsjøer med hyppig sedimentresuspensjon (Scheffer 2004), i innsjøer som ligger i nedbørfelt preget av landbruk og betydelig erosjon (Børresen 2011; Sedell et al. 1991) og i innsjøer som ligger i skogs- og myrdominerte nedbørfelt og derfor har mye humus (Tranvik & von Wachenfeldt 2010).

I humuspåvirkede innsjøer utgjør tilførsler av organisk materiale fra nedbørfeltet (alloktont organisk materiale) hovedmengden av det totale organiske materialet (Håkanson & Jansson 1983). Likevel har slike innsjøer ikke nødvendigvis lav primærproduksjon (Wetzel 2001) for humus er en kilde til både fosfor og nitrogen (Jones 1998; Meili 1992; Salonen et al. 1983) og kan stimulere intern (autokton) produksjon av organisk materiale i innsjøer (Jansson 1998; Kissman et al. 2013), selv om menneskelig aktivitet i nedbørfeltet regnes som den største kilden til næringsstoffer (Bechmann et al. 2005; Carpenter et al. 1998; Likens 1973). Tilgjengelighet av næringsstoffer for fytoplankton kan imidlertid (ofte midlertidig) begrenses av flere eksterne og interne prosesser i innsjøen (bl.a. nedbrytningsrate, kompleksdannelse og sirkulasjon) (Huser & Rydin 2005; Scheffer 2004; Søndergaard et al. 2003; Wetzel 2001).

Videre har humus betydning for temperaturfordelingen i innsjøen som indirekte påvirker fytoplanktonet. Humus kan pga. sin effektive lysabsorpsjon (Kirk 2011) føre til rask oppvarming av øvre vannlag som resulterer i temperaturforskjeller (og dermed tetthetsvariasjoner) i vannmassene, og på den måten bidrar til dannelsen av termisk sjiktning (Arvola 1984; Jones 1998), bl.a. i grunne innsjøer (Arvola 1984) hvor sjiktdannelse generelt er mindre vanlig (Kalff 2002; Scheffer 2004). Under termisk sjiktning reduseres tilgjengelighet av næringsstoffer for fytoplankton i epilimnion (Kalff 2002) som resultat av påfølgende kjemisk sjiktning (Golterman 1975). Samtidig øker synkehastigheten til de fytoplanktonartene som er avhengige av vannbevegelser for å kunne holde seg flytende (Scheffer 2004). Termisk sjiktning påvirkes dessuten av klimaforhold. Økt lufttemperatur kan framskynde sjiktdannelse (Adrian et al. 2006; Schindler et al. 1990), forlenge sjiktningsperioden samt øke sjiktingsstabiliteten (Jankowski et al. 2006; O'Reilly et al. 2003), særlig i humuspåvirkede innsjøer (Read & Rose 2013; Snucins & John 2000). Økt lufttemperatur og/eller nedbør kan i tillegg øke tilførselen av humus (Finstad et al. 2016; Guay et al. 2014; Hongve et al. 2004; Larsen et al. 2011) som ellers er vist å ha sammenheng med atmosfærisk avsetning av langtransporterte forsurende stoffer

¹ Siden humus er hovedkomponent i løst organisk materiale (Tranvik & von Wachenfeldt 2010), brukes begrepene om hverandre i oppgaven.

(Bragée et al. 2015; Davis et al. 1985; Evans et al. 2005; Monteith et al. 2007) og endringer i landbrukspraksis (Meyer-Jacob et al. 2015). Klimaendringer medfører også konsekvenser for det biotiske miljøet. Alt fra livssyklus til enkeltorganismer til artssammensetning og interaksjoner mellom de ulike artene kan bli påvirket. Naturlig forekommende arter kan i tillegg bli utkonkurrert av fremmede arter som vil spre seg til nye lokaliteter (Barikmo et al. 1990; Framstad et al. 2006).

Gonyostomum semen er en mikroalge som karakteriseres som en fremmed art. Arten har fått stor oppmerksomhet i de siste årene pga. sitt store potensial til å dominere fytoplanktonsamfunnet og på den måten påvirke eksisterende næringskjeder og fytoplanktonsammensetning (Angeler & Johnson 2013; Cronberg et al. 1988; Hongve et al. 1988; Johansson et al. 2013; Trigal et al. 2011). Viktige faktorer som påvirker oppblomstring og dominans av *G. semen* i en innsjø, er temperatur, vannfarge, næringsstoffer, sjiktningss stabilitet og flere overlevelsesstrategier (bl.a. vertikalvandring og formering av cyster) (Brettum 1989; Cronberg et al. 1988; Eloranta & Råike 1995; Findlay et al. 2005; Hongve et al. 1988; Johansson 2013; Karosiene et al. 2016; Lepistö et al. 1994; Rosén 1981; Salonen & Rosenberg 2000; Sassenhagen et al. 2014; Sørensen 1954; Trigal et al. 2013; Willén 2003). Til tross for at det finnes omfattende forskning på algearten, er det fortsatt uklart hva som forårsaker og stimulerer algens økende spredning og oppblomstringer (Hagman et al. 2015; Lebrete et al. 2015; Pęczuła et al. 2013).

Dagens økende spredning av *G. semen* i norske innsjøer (Hagman et al. 2015; Skarbøvik et al. 2016) kan skyldes klimaendringer som fører til at *G. semen* får gunstige forhold og blir den dominerende fytoplanktonarten (Berge et al. 2011; Bloch 2010; Olrik et al. 2013; Rengefors et al. 2012). *G. semen* er antatt å ha kommet til Norge fra Sverige, og ble først registrert i Østfold i 1975 (Bjørndalen & Løvstad 1984; Hongve et al. 1988). Små variasjoner i det genetiske materialet mellom populasjonene i Sverige, Norge og Finland tyder på at det finnes en nordisk metapopulasjon og at ekspansjonen av algearten trolig begynte ganske nylig (Lebrete et al. 2013; Lebrete et al. 2015). Man kan imidlertid ikke utelukke at *G. semen* har eksistert i Norge på et tidligere tidspunkt, men det mangler data som kan bekrefte eller avkrefte dette (Hongve et al. 1988).

Ved manglende målinger, er paleolimnologisk undersøkelse av innsjøsedimenter et alternativ til å skaffe data om innsjøens tidligere tilstand (Leavitt & Findlay 1994). Innsjøsedimenter består hovedsakelig av organisk materiale, mineralpartikler og uorganiske stoffer fra organismer (Wetzel 2001) og fungerer som arkiv over en innsjøes fortid (Smol 2009). Analyse av fotosyntetiske pigmenter i sedimenter og datering av sedimenter brukes med et visst forbehold (Cohen 2003) til bl.a. å

rekonstruere fytoplanktonutvikling i en innsjø (Birks 2012; Leavitt & Hodgson 2001; O'Sullivan 2005; Reuss 2005; Rohrlack & Haaland 2017) og å estimere tidspunktet for en eventuell invasjon (Wetzel 2001). Dette er mulig fordi pigmentsammensetningen er artsspesifikk (Rowan 1989) og er et resultat av artenes tilpasninger (Sassenhagen et al. 2014). Total mengde klorofyll a (et mål på algebiomasse (Kalff 2002)), kan gi indikasjon på utviklingen i en innsjøes primærproduksjon. Andre sedimentanalyser, f.eks. beregning av tørr romvekt (dry bulk density på engelsk) og glødetap, kan brukes til å se om endringer i en innsjø skyldes endringer i dens nedbørfelt (Kyle 2015; Meyers & Teranes 2001). Beregninger av tørr romvekt er et indirekte mål på vanninnhold (Jepsen et al. 1997) i og med at sedimentets struktur (f.eks. kornstørrelse og porevolum), andel av og egenskaper til hovedkomponentene i sedimentet og pakningsgrad (kompaksjon) har betydning for hvor mye vann sedimenter kan inneholde (Avnimelech et al. 2001; Blankenberg 2014; Brady & Weil 2010; Håkanson & Jansson 1983; Menounos 1997). Glødetap brukes til å estimere andel organisk materiale (både alloktont og autoktont) i sedimenter (Håkanson & Jansson 1983). Når det er kjent hvilken av fraksjonene som bidrar mest til den totale mengden av organisk materiale, kan variasjoner i glødetapet brukes til å vurdere om utviklingen skyldes endringer i alloktone tilførsler eller endringer i en innsjøes primærproduksjon.

I denne oppgaven er sedimentprøver fra innsjøene Gjølshøen og Bøvika analysert. I begge innsjøene ble forekomst av *G. semen* registrert for første gang i 1982 (Bjørndalen & Løvstad 1984). I Bøvika dominerte *G. semen* fytoplanktonsamfunnet i 1983 (Bjørndalen et al. 1985), mens algens dominans i Gjølshøen (nordlig basseng) ble først registrert i 2007 (Miljødirektoratet u.å.-c). Formålet med oppgaven er å se på utvikling av *G. semen* sin dominans i Gjølshøen og Bøvika, og å undersøke hvilke faktorer som favoriserer algen ved hjelp av sedimentanalyser og informasjon om utvikling i innsjøenes nedbørfelt og om klimautvikling. To alternative hypoteser blir testet: (1) *G. semen* er en nyinnvandret art som kom til den sørøstlige delen av Norge fra Sverige ca. på 1970-tallet pga. gunstige klimaendringer og etter hvert er blitt dominerende. Dermed forventes det at *G. semen* (dvs. bestemte fotosyntetiske pigmenter) kun forekommer i de sedimentlagene som tidsmessig tilsvarer de første dokumenterte observasjonene av algens dominans i Gjølshøen og Bøvika. Alternativt, (2) *G. semen* er en naturlig forekommende algeart i Norge som har eksistert i norske innsjøer i den sørøstlige delen av landet før de første dokumenterte observasjonene, og har fått større utbredelse i dag grunnet gunstig klima. Dermed forventes det at *G. semen* (dvs. bestemte fotosyntetiske pigmenter) forekommer også i de sedimentlagene som tidsmessig tilsvarer tiden før de første dokumenterte observasjonene av algens dominans i Gjølshøen og Bøvika.

2 Materiale og metode

2.1 Områdebeskrivelse

Gjølsjøen (59°26'56''N, 11°41'15''Ø, 114 m.o.h.) og Bøvika (59°44'20''N, 11°48'45''Ø, 138 m.o.h.) ligger i Indre Østfold nær grensen til Sverige (figur 1) (Kartverket u.å.). Gjølsjøen tilhører Haldenvassdraget, mens Bøvika tilhører vassdraget Upperudsälven som drenerer til Sverige (Norges vassdrags- og energidirektorat u.å.-a; Norges vassdrags- og energidirektorat u.å.-c).



Figur 1. Beliggenhet til Gjølsjøen (blå sirkel) og Bøvika (rød sirkel) øst i Østfold fylke like ved riksgrensen.

2.1.1 Gjølsjøen

Gjølsjøen ligger sørøst for Ørje i Marker kommune (figur 2). Innsjøen er liten (0,98 km²) og grunn (maksimal dybde 4,2 m) (Norges vassdrags- og energidirektorat u.å.-a) og antas å være vindutsatt på grunn av sin orientering i nord-sør retning (Viker & Hardeng 1992). Gjølsjøen karakteriseres som naturlig næringsrik (Viker & Hardeng 1992) og går under vanntype moderat kalkrik og humøs (Norges vassdrags- og energidirektorat u.å.-a). Innsjøen består i dag av tre bassenger med åpent vannspeil som er atskilt med belter av storvokste sumpplanter: nordre del, midtre del (Sandtorpfjorden) og søndre del (Bottenfjorden) (Blindheim & Olsen 2014; Hardeng 1974; Viker & Hardeng 1992). Det er et større tilløp i nord (Braneselva) og et mindre tilløp i øst (Søbybekken) til det nordlige bassenget (Miljødirektoratet u.å.-a; Spikkeland 2015). I nord og sør får innsjøen i tillegg

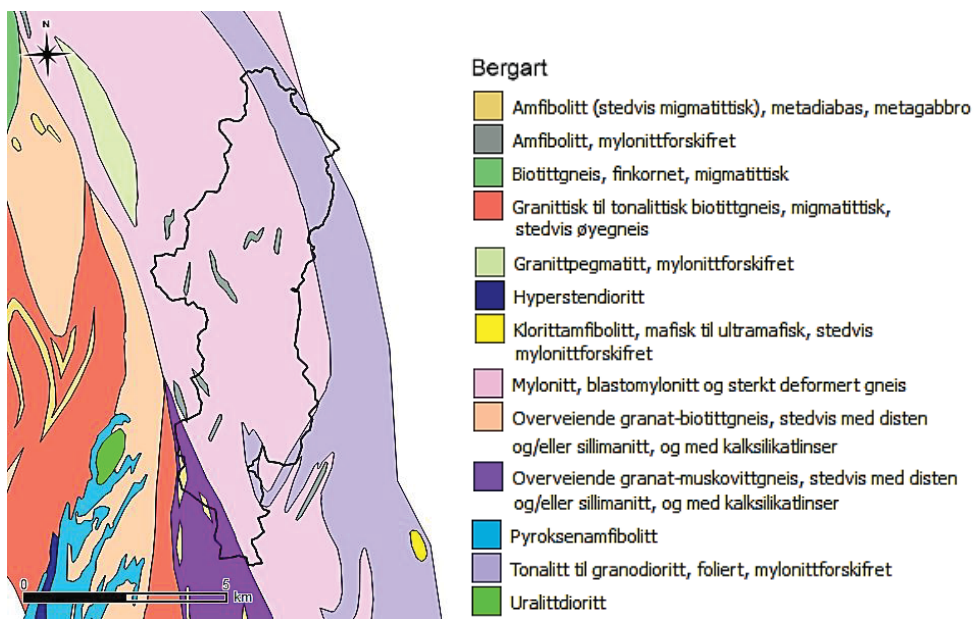
tilsig fra tilgrensende myrområder (Blindheim & Olsen 2014). Bøenselva som har sitt utløp i innsjøens nordre del, drenerer Gjølssjøen i nordvestlig retning ned til Øymarksjøen (Miljødirektoratet u.å.-b; Spikkeland 2015).



Figur 2. Gjølssjøen (blått) og dens nedbørfelt (svart omriss) ligger i Marker kommune. Nedbørfeltet ble generert i NEVINA.

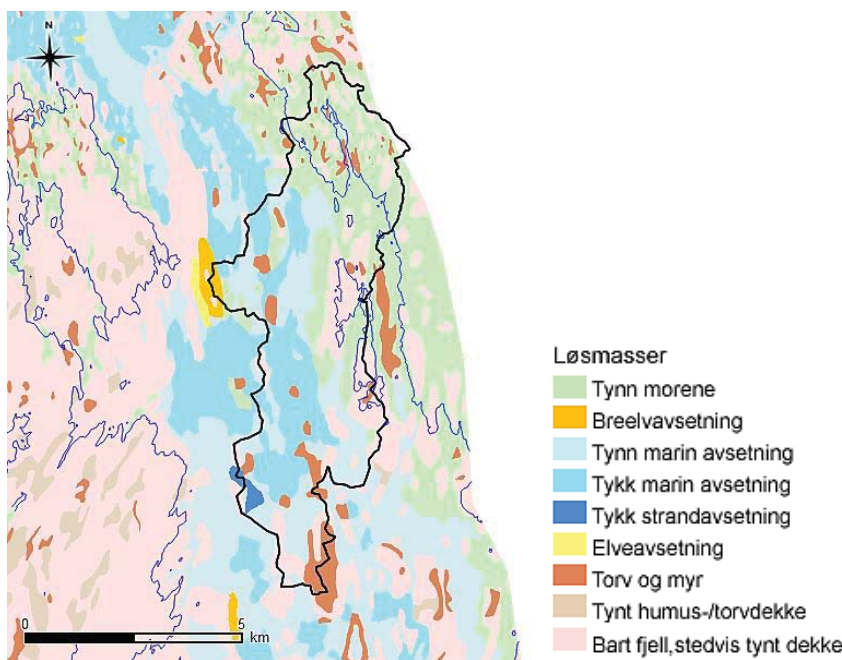
Gjølssjøen ligger i lavlandet i et karakteristisk kulturlandskap (Spikkeland 2014) med gårdsbruk, dyrket mark og oppdyrkede myrarealer tett inntil innsjøen (Viker og Hardeng 1992). I perioden 1850-1870 ble innsjøen senket med ca. 1,25-2 m (Kanalkontoret 1881; Rørslett & Skulberg 1968; Viker & Hardeng 1992) for å unngå gjentatte oversvømmelser av veier og dyrket jord ved vår- og høstflom (Kanalkontoret 1881; Nilsen 2007).

Nedbørfeltet er ca. 29 km² stort (Norges vassdrags- og energidirektorat u.å.-b), med stort sett små topografiske variasjoner (120-140 m.o.h.) (Ringsby 1986) og skog og dyrket mark som dominerende areal typer (vedlegg 1). Området tilhører Ørjemylonittsonen innen det østnorske grunnfjellsområde (Eie et al. 1991). Tungt forvitrede mylonitt er den vanligste bergarten, mens noe tonatitt finnes nordøst og noe gneis i sørvest i nedbørfeltet (figur 3). For øvrig finnes små innslag av gabbro og amfibolitt i den østlige delen av nedbørfeltet (figur 3).



Figur 3. Berggrunnskart over nedbørfeltet til Gjølsjøen (svart omriss). Ørjemylonittsonen (rosa) går gjennom nedbørfeltet, og tungt forvitrede bergarter dominerer (Norges geologiske undersøkelse u.å.-a).

Grunnfjellet er dekket av mektige marine avsetninger (Eie et al. 1991) som skyldes at mesteparten av nedbørfeltet ligger under marin grense (185 m.o.h. i dette området) (Norges geologiske undersøkelse u.å.-c) (figur 4). Nord og øst i nedbørfeltet er også morene og bart fjell vanlige, mens forekomst av torv og myr er nokså begrenset (figur 4).



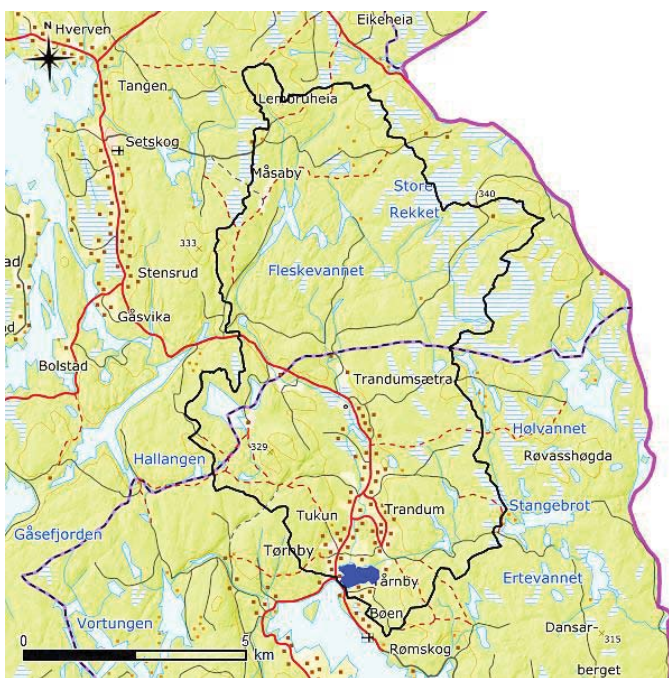
Figur 4. Løsmassekart over nedbørfeltet til Gjølsjøen (svart omriss). Nedbørfeltet til Gjølsjøen (unntatt et område i nord-nordøst og et område i øst) ligger under marin grense (185 m.o.h.) (blå linje), og marine avsetninger (blå områder) er den mest utbredte løsmassetypen (Norges geologiske undersøkelse u.å.-b).

Jordsmonnet i nedbørfeltet består hovedsakelig av leirjord, og sand- og siltjord forekommer stedvis (Nyborg et al. 2008). Innenfor de kartlagte områdene rundt Gjølsjøen er det stort sett jordsmonn med middels erosjonsrisiko (Norsk institutt for bioøkonomi u.å.). Noen få områder går under kategoriene liten og stor erosjonsrisiko (Norsk institutt for bioøkonomi u.å.).

2.1.2 Bøvika

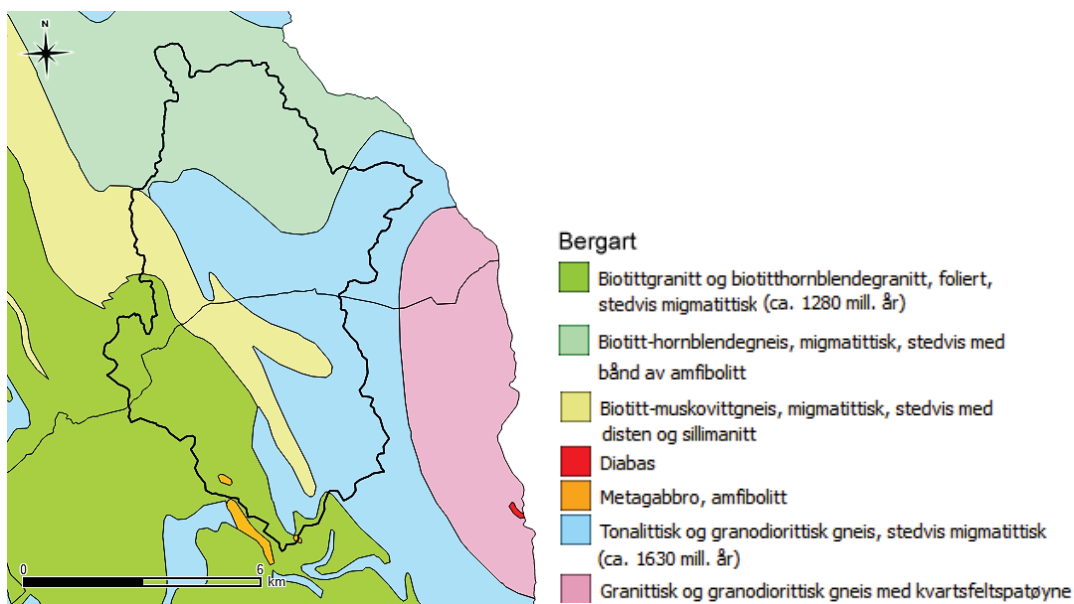
Bøvika ligger i Rømskog kommune nordøst i fylket, nær fylkesgrensen mot Akershus (figur 5). Bøvika er en vik nord i Rømsjøen, men en fjellterskel som avskjærer Bøvika fra Rømsjøen, gjør Bøvika til et eget innsjøsystem (Bjørndalen et al. 1985). Innsjøen er liten ($0,33 \text{ km}^2$)² og grunn (maksimal dybde 6 m) (Bjørndalen et al. 1985) og karakteriseres som næringsrik og humuspåvirket (Bjørndalen et al. 1985; Spikkeland 2013). Tukkuelfva som munner ut i Bøvika i nord, er hovedtilløpet (Bjørndalen et al. 1985). I tillegg er det flere mindre bekker, særlig i øst og sørøst, og myrarealer som drenerer til innsjøen.

² Arealet ble beregnet ved hjelp av QGIS[®] (versjon 2.14.6-Essen, QGIS Development Team) etter digitalisering av innsjøens omkrets og bør ansees som noe unøyaktig.



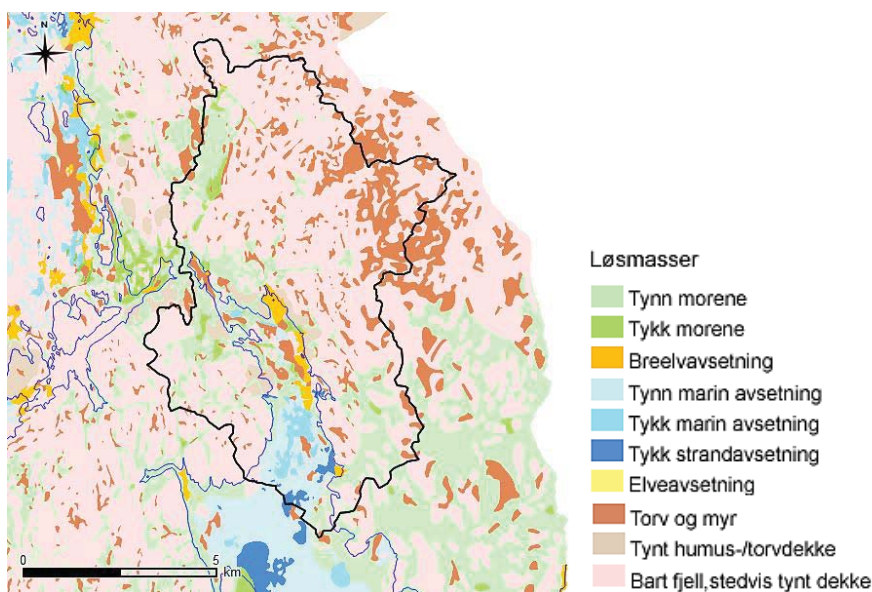
Figur 5. Bøvika (blått) og dens nedbørfelt (svart omriss). Fylkesgrensen går noe nord for Trandumsætra og er markert med stiplet svartfiolett linje. Nedbørfeltet ble generert i NEVINA.

Nedbørfeltet til Bøvika er ca. 58,5 km² stort (Norges vassdrags- og energidirektorat u.å.-b) og domineres av skog og myr (vedlegg 1). Topografien i nedbørfeltet varierer fra 138 til 350 m.o.h. (Norges vassdrags- og energidirektorat u.å.-b). Området tilhører det sørøstnorske grunnfjellsområdet (Bjørndalen et al. 1985) hvor de tungt forvitrede bergartene granitt og gneis er de mest utbredte (figur 6).



Figur 6. Berggrunnskart over nedbørfeltet til Bøvika (svart omriss). De tungforvitrende bergartene biotitt (lysegrønt og beige), gneis (blått) og granitt (grønt) dominerer (Norges geologiske undersøkelse u.å.-a).

Mesteparten av nedbørfeltet ligger over marin grense (200 m.o.h.) (Norges geologiske undersøkelse u.å.-c), og bart fjell dominerer (figur 7). Marine avsetninger er konsentrert i et begrenset område i den sentrale sørlige delen av nedbørfeltet som ligger under marin grense, og morene, torv og myr forekommer spredt omtrent i hele nedbørfeltet (figur 7).



Figur 7. Løsmassekart over nedbørfeltet til Bøvika (svart omriss). Bart fjell (rosa) dekker store deler av nedbørfeltet. Marine avsetninger (blå områder) forekommer i den sentrale sør-sørøstlige delen av nedbørfeltet som ligger under marin grense (200 m.o.h.) (blå linje) (Norges geologiske undersøkelse u.å.-b).

Jordsmonnet består stort sett av sand- og siltjord og noe leirjord (Nyborg 2012). I forhold til erosjonsrisiko har det kartlagte jordsmonnet ved Bøvika for det meste middels risiko, men det finnes også små arealer der risikoen vurderes som stor (Norsk institutt for bioøkonomi u.å.).

2.2 Feltarbeid

Det ble samlet inn én sedimentsøyle fra hver innsjø. Prøvetaking ble utført 08.03.2017 i Gjølssjøens midtre del (Sandtorpfjorden) mens innsjøen var islagt, og 12.05.2017 i Bøvika fra båt. Prøvene ble forsøkt tatt over det dypeste punktet i innsjøene, og flere dybdemålinger ble foretatt på stedet med en håndholdt dybdemåler før selve prøvetakingen.

2.2.1 Gjølssjøen

Før prøvetaking i Gjølssjøen ble istykkelsen sjekket ved hjelp av en øks. Et isbor ble brukt for å lage et hull i den 15 cm tykke isen. Prøven ble tatt på 3,8 m dyp ved at en sedimenthenter av type Uwitec (rørlengde 100 cm, indre rørdiameter 5,8 cm) ble senket og sluppet ned. Den traff bunnen, gikk ned i sedimentet og ble deretter hentet opp. Like under vannoverflaten ble en kork satt nederst på sedimentrøret for å sikre at sedimentet ikke skulle skli ut av røret. Røret med sedimentsøylen ble deretter plassert på et stativ, og vannet i røret ble presset ut. Søylen ble deretter delt i felt i 1 cm tykke delprøver ved hjelp av en delekniv. Prøvene ble overført i lukkbare plastposer merket med prøvenummer tilsvarende prøvenes posisjon i søylen (nr. 1 = øverste cm i søylen). Prøvene ble fraktet til jord- og vannlaboratoriet ved NMBU i en kjøleboks, og oppbevart der i fryseren før videre prøveopparbeiding og analyse.

2.2.2 Bøvika

Prøven ble tatt fra båt på 6,5 m dyp. Prosedyren for sedimenthenting var tilsvarende som i Gjølssjøen. Røret med sedimentsøylen ble plassert i et stativ i båten. Delingen av søylen ble utført på land rett etter prøvetakingen. Delprøvene ble overført i lukkbare plastposer merket med prøvenummer og transportert og oppbevart på samme måte.

2.3 Laboratoriarbeid

Dersom annet ikke er spesifisert, var prosedyrene like for begge innsjøene.

2.3.1 Frysetørking, tørrvekt og tørr romvekt

Frysetørking ble utført på isotoplaboratoriet ved NMBU. Etter frysetørking ble prøvene oppbevart i fryseren før videre arbeid. Tørrvekt ble bestemt ved at delprøvene ble veid, og tørrvektene ble notert (vedlegg 2). Deretter ble tørr romvekt regnet ut ved hjelp av formelen $\rho_t = m_t/V_v$, hvor ρ_t er tørr romvekt (g/cm³), m_t er prøvens tørrvekt (g) og V_v er våtprøvens volum (cm³) (Dadey et al. 1992).

2.3.2 Datering

En liten mengde av de frysetørkede delprøvene ble brukt til pigmentanalyse (se underkapittel 2.3.3), mens resten ble overført til 20 mL scintillasjonsflasker ved hjelp av en plasttrakt. Prøvenumrene ble oppført øverst på korken, og trakten ble rengjort med papir etter hver overføring. Flaskene ble oppbevart utildekket ved romtemperatur. Dateringen av delprøvene ble utført på isotoplaboratoriet ved NMBU. ¹³⁷Cs aktivitet (antall disintegrasjoner av ¹³⁷Cs per minutt, DPM) ble talt i de øverste 30 delprøvene fra hver innsjø (vedlegg 3). Telletiden var 2 timer per prøve. Telleusikkerheten ble bestemt (vedlegg 3).

Antall DPM i hver prøve ble delt på prøvens volum, og med utgangspunkt i at ¹³⁷Cs ble akkumulert i de nyere avsatte sedimentene etter Tsjernobylulykken i 1986 (Appleby 2004), ble et sedimentlag med en tydelig topp av ¹³⁷Cs aktivitet (år 1986) funnet for hver innsjø (se kapittel 3.1). Antatt at sedimentasjonsraten var konstant ble den beregnet for hver innsjø ved å dele avstand fra sedimentoverflaten til toppen av ¹³⁷Cs aktivitet (cm) på 31 (antall år etter ulykken). Deretter ble antall år som hvert sedimentlag representerte i hver innsjø, bestemt på følgende måte: 1 cm/sedimentasjonsrate (cm/år). Dette tallet ble til slutt brukt for å regne ut den estimerte tidsperioden som hvert sedimentlag dekket.

2.3.3 Pigmentanalyse

Ca. 0,3 g av hver frysetørket delprøve ble overført fra plastposen til en 15 mL plastrør med kork ved hjelp av en spatel. Den nøyaktige vekten ble notert. Spatelen ble rengjort med papir før hver overføring. Rørene ble merket med prøvenummer og plassert i et stativ inne i en pappeske for å unngå lyseksponering av prøvene. Etter avsluttet veiing ble esken med prøvene oppbevart i fryseren. Før selve pigmentanalysen ble prøvene tilsatt 5,0 mL 99,8% etanol. Løsningene med prøvene ble oppbevart i fryseren over natten. Direkte før måling av absorpsjonsspektrum ble de sentrifugert i 10 minutter ved 2000 omdreininger per minutt og deretter oppbevart i pappesken. Det ble brukt et spektrofotometer HITACHI UH5300 som først ble kalibrert med etanol og innstilt på måling i det

synlige området 400-700 nm. Deretter ble en del av hver løsning (tabell 1) overført til en kyvette med en pipette. Absorpsjonsspekteret ble målt for fem løsninger av gangen, og absorpsjonskurvene ble lagret på en tilkoblet pc. Etter hver omgang ble kyvettene tømt for innholdet ved hjelp av en slange. Prosedyren ble gjentatt til absorpsjonsmålingen ble gjennomført for alle løsningene. Til slutt ble resultatene av absorpsjonsmålingen ved hver bølgelengde normalisert mot klorofyll a sitt absorpsjonsmaksimum ved 666 nm og brukt i en matematisk modell (Thrane et al. 2015) for å kvantifisere pigmentkonsentrasjoner i hver løsning (vedlegg 4). Total mengde klorofyll a ble beregnet ved å summere konsentrasjonene av klorofyll a og dets nedbrytningsprodukt pheophytin a.

Tabell 1. Mengde løsning (mL) av prøvene fra Gjølssjøen og Bøvika som ble brukt til absorpsjonsmåling. Prøvene 1-10 fra Gjølssjøen ble fortynnet med 99,8 % etanol grunnet høy pigmentkonsentrasjon i de øverste lagene som skyldtes ufullstendig nedbrytning.

Innsjø	Mengde løsning (mL)		Etanol (mL)
Gjølssjøen	prøve 1-10	0,6	2,6
	prøve 11-69	3,0	0,0
Bøvika	2,0		0,0

2.3.4 Glødetap

Før gløding ble nummererte ildfaste skåler veid, og vektene ble notert (vedlegg 2). Deretter ble ca. 1,0 g av hver delprøve (fra scintillasjonsflaskene brukt til datering) veid inn i en skål og plassert på et metallbrett. Den nøyaktige vekten (vedlegg 2) og skålnummeret ble notert for hver delprøve. Etter veiing av alle delprøvene ble brettet med skålene plassert i en Eurotherm ESF 3 Carbolite Sheffield ovn der delprøvene ble glødet i 4 timer ved 550° C. Etter det ble metallbrettet tatt ut av ovnen, og skålene ble avkjølt ved romtemperatur. Gløderesten for hver delprøvene ble veid sammen med skålen, og vektene ble notert (vedlegg 2). Til slutt ble glødetapet i prosent regnet ut ved hjelp av formelen $glødetap_{550} (\%) = \frac{tørrvekt (g) - gløderest (g)}{tørrvekt (g)} \times 100\%$ (Heiri et al. 2001).

2.4 Innsamling av informasjon om nedbørfeltutvikling

Ulike kilder ble benyttet for å samle inn informasjon om nedbørfeltutvikling, hvorav de viktigste var Statistisk sentralbyrå, rapporter og bygde- og gårdshistoriebøker. Hjemmesider til lokale bedrifter ble også brukt. I tillegg ble det tatt kontakt med kommunene Marker og Rømskog. Data om temperatur (Ås målestasjon) og nedbør (Ørje målestasjon) ble hentet ut fra eKlima, klimadatabasen til

Meteorologisk institutt. For å beregne nedbørfelt og nedbørfeltparametere ble Norges vassdrags- og energidirektoratets sin karttjeneste NEVINA brukt.

2.5 Statistisk analyse

Statistikkprogrammet Minitab[®] (versjon 18.1, Minitab Inc.) ble brukt for statistisk analyse. Hovedkomponentanalyse ble utført for å forklare variasjon mellom variablene glødetap, klorofyll a, temperatur, nedbør og sulfatkonsentrasjon i nedbør³ i hver innsjø. Før analysen ble variabelverdiene normalisert ved hjelp av formelen $z_{ij} = \frac{x_{ij} - \bar{x}_j}{s_j}$, hvor z_{ij} er den normaliserte verdien, x_{ij} er den opprinnelige verdien, $\bar{x}_j$ er gjennomsnittet av variabelverdiene og s_j er standardavviket for variabelverdiene (Jolliffe & Cadima 2016). Clusteranalyse ble brukt for å gruppere algene i forhold til dominans basert på likhet i pigmentsammensetningen i hver delprøve. Normaliserte data ble brukt.

2.6 Datapresentasjon

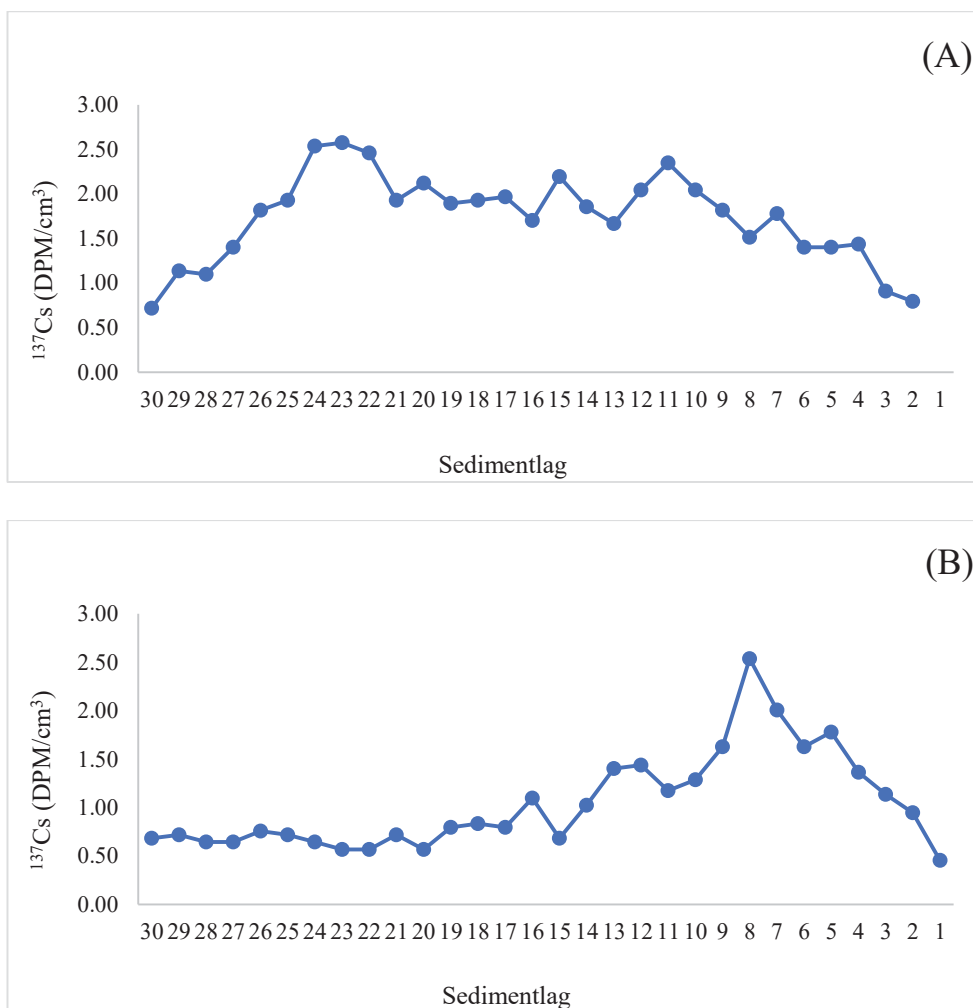
Kartutsnittene ble laget ved hjelp av QGIS[®] (versjon 2.14.6-Essen, QGIS Development Team) hvor shape-filene av de to nedbørfeltene (generert i NEVINA), Kartverket sine WMS-tjenester Topografisk norgeskart og Løsmasser samt Norges geologiske undersøkelse sitt nedlastbare datasett Berggrunn 250 ble benyttet. Microsoft Office 365 ProPlus[®] (versjon 17.8830.7600.0, Microsoft) ble brukt for å lage tabeller og diagrammer, med unntak av resultatene av hovedkomponentanalysen og clusteranalysen som ble hentet ut direkte fra Minitab[®].

3 Resultater

3.1 Datering

Resultatene av målingen av ¹³⁷Cs aktivitet i de 30 øverste sedimentlagene (figur 7) viste at sedimentsøylen fra Gjølssjøen hadde flere markerte topper fordelt gjennom hele søylen, mens det var én topp som pekte seg ut i søylen fra Bøvika. I tillegg var det gjennomgående høyere ¹³⁷Cs aktivitet målt i søylen fra Gjølssjøen, hvor 90 % av verdiene var høyere enn én desintegrasjon per minutt per cm³ mot 43 % i Bøvika.

³ Sulfatkonsentrasjoner i nedbør (vedlegg 5) ble beregnet av Ståle Haaland ved NMBU med utgangspunkt i måledata fra Løken målestasjon.



Figur 7. ^{137}Cs aktivitet (DPM/cm³) i de 30 øverste sedimentlagene i søylene fra Gjølssjøen (A) og Bøvika (B). Verdien for første sedimentlag i Gjølssjøen er utelatt pga. stor telleusikkerhet (vedlegg 2).

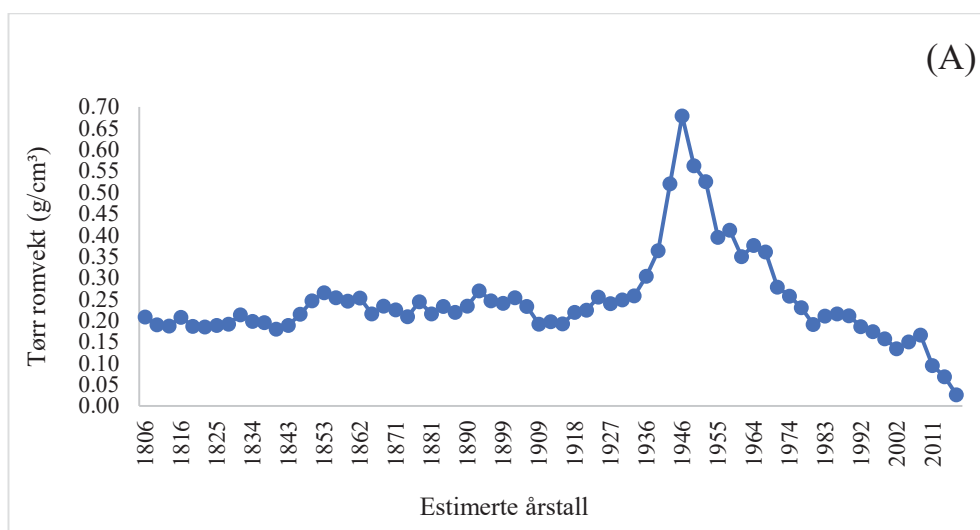
At det var flere toppler i Gjølssjøen kan skyldes retensjon av ^{137}Cs i nedbørfeltet rett etter nedfallet etter Tsjernobylulykken i 1986 og følgelig forsinket og ujevn tilførsel, biologisk aktivitet i innsjøen og sedimentresuspensjon etter sedimentering og diffusjon opp- og nedover i sedimentet etter avsetning (Bjørnstad et al. 1994; Broberg 1994; Davis et al. 1984; Klaminder et al. 2012). Dette gjør bestemmelse av sedimentasjonsraten og datering av søylen fra Gjølssjøen mindre sikker. Den høyeste toppen i de nyere avsatte sedimentlagene i Gjølssjøen var i sedimentlag 11 og stammer antakelig fra nedfallet i 1986. Sedimentasjonsraten ble beregnet til ca. 0,32 cm per år. Hvert sedimentlag representerer dermed 3,1 år slik at sedimentsøylen fra Gjølssjøen strekker seg tilbake til ca. 1806. Alternativt kan toppen i sedimentlag 15 tilsvare nedfallet i 1986. Det gir sedimentasjonsrate på ca. 0,45 cm per år som er litt høyere dersom toppen i lag 11 er antatt å representere 1986. Det er lite sannsynlig at den høyeste målingen av ^{137}Cs aktivitet i søylen (sedimentlag 23) kan ha stammet fra

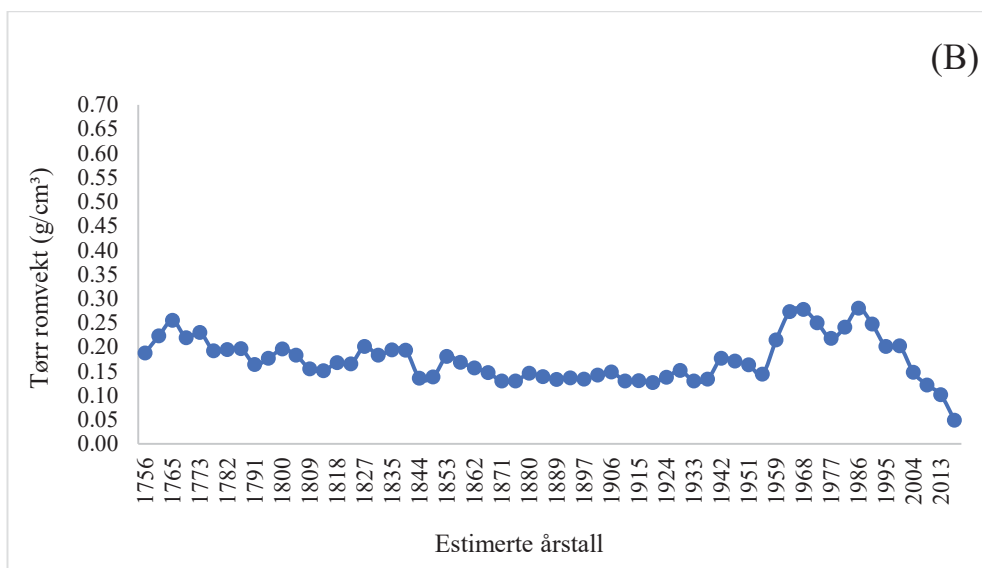
nedfallet i 1986 for i så fall hadde sedimentasjonsraten vært ca. 0,71 cm per år som synes å være for stor da det kan ha resultert i fortere gjengroing av Gjølssjøen, noe som ikke stemmer (Blindheim & Olsen 2014).

Med toppen av ^{137}Cs aktivitet i sedimentlag 8 ble sedimentasjonsraten i Bøvika beregnet til ca. 0,23 cm per år, og hvert lag ble estimert til å representere 4,4 år. Søylen fra Bøvika stekker seg dermed tilbake til ca. 1756. Av praktiske årsaker blir et enkelt årstall (f.eks. 2017) brukt til å henvise til tilsvarende sedimentlag i framstilling av andre resultater.

3.2 Tørr romvekt

Det ble observert tydelige forskjeller i vanninnhold i sedimentsøylene mellom innsjøene (figur 8). I Gjølssjøen var andel vann relativt stabil i de eldste lagene og fram til ca. 1933 (figur 8 (A)). I denne perioden var verdiene for tørr romvekt mellom 0,18 og 0,27 g/cm³, med gjennomsnittsverdi på 0,22 g/cm³. Deretter fulgte en tiårsperiode med en markant reduksjon i vanninnhold, med minst andel vann i 1946 da verdien for tørr romvekt økte med ca. 24 % på 10 år. I de resterende sedimentlagene og fram mot toppen av søylen økte andel vann med noe varierende hastighet.



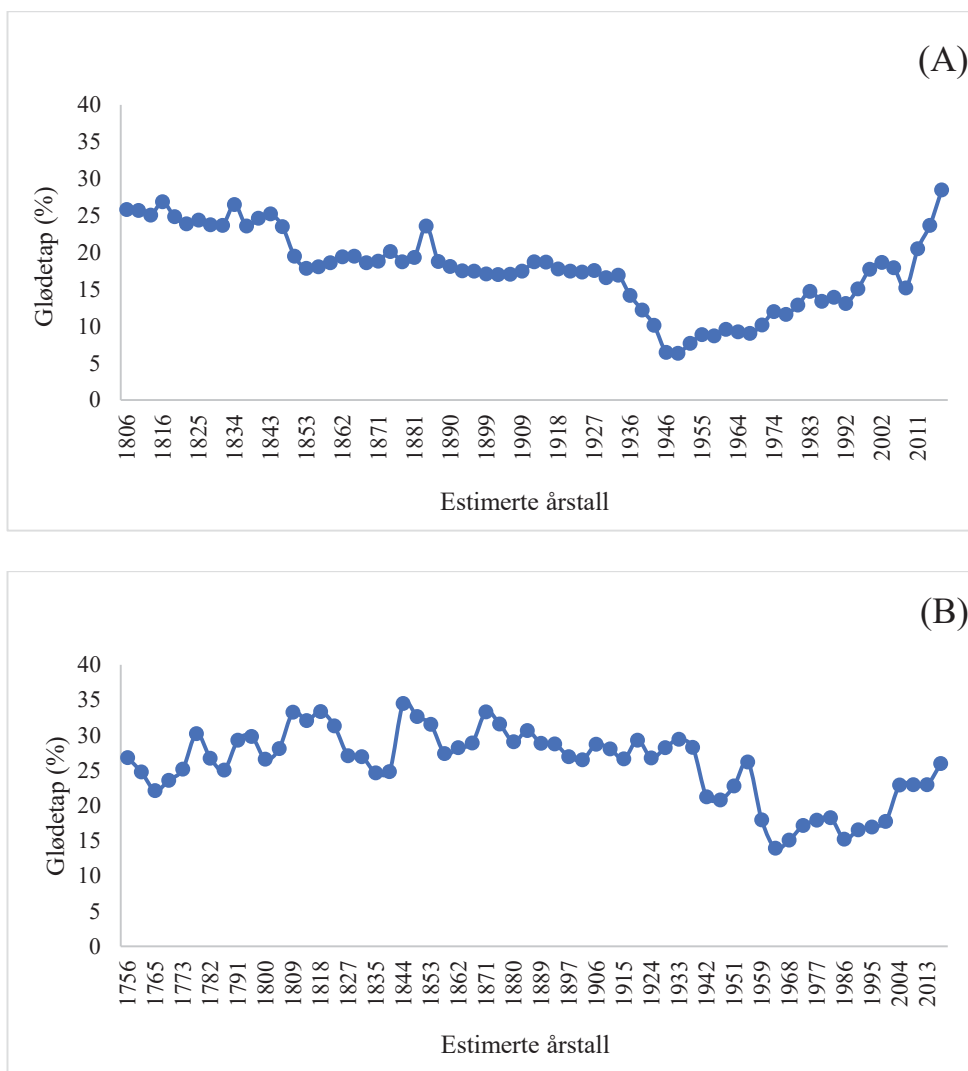


Figur 8. Tørr romvekt (g/cm^3) i sedimentsøylene fra Gjølssjøen (A) og Bøvika (B) for de estimerte tidsperiodene.

I likhet med resultatene fra Gjølssjøen viste resultatene fra Bøvika en økning i andel vann mot toppen av sedimentsøylen (figur 8 (B)). Det var ellers små variasjoner i verdiene for tørr romvekt mellom sedimentlagene ($0,05\text{--}0,28 \text{ g/cm}^3$), med to mindre topper i nyere avsatt sedimentlag (1964-1968 og 1986).

3.3 Glødetap

Resultatene for glødetap (figur 9) viste variasjoner i mengde organisk materiale både mellom lagene i søylene og mellom søylene. I Gjølssjøen var endringene små til ca. 1843 da andel organisk materiale begynte å gå ned og ble redusert med ca. 7 % i løpet av 10 år (figur 9 (A)). Etter det holdt den seg igjen nokså stabil fram til ca. 1933, etterfulgt av en nedadgående utvikling med et tydelig bunnpunkt i 1949. I de resterende lagene økte mengden av organisk materiale ganske jevnt, med noe akselerert hastighet etter 2008. Resultatene for Bøvika viste ingen tydelig trend til ca. midten av 1930-årene, men det var noe mindre variasjon mellom sedimentlagene fra ca. 1880 til ca. 1933 (figur 9 (B)). Ellers var variasjonene større og hyppigere sammenlignet med Gjølssjøen. Etter ca. 1933 gikk andel organisk materiale ned, med lavest prosentandel på 14 % i ca. 1964. Etter det begynte en gradvis økning, og i det øverste sedimentlaget var mengden organisk materiale tilnærmet lik den i det nederste laget.



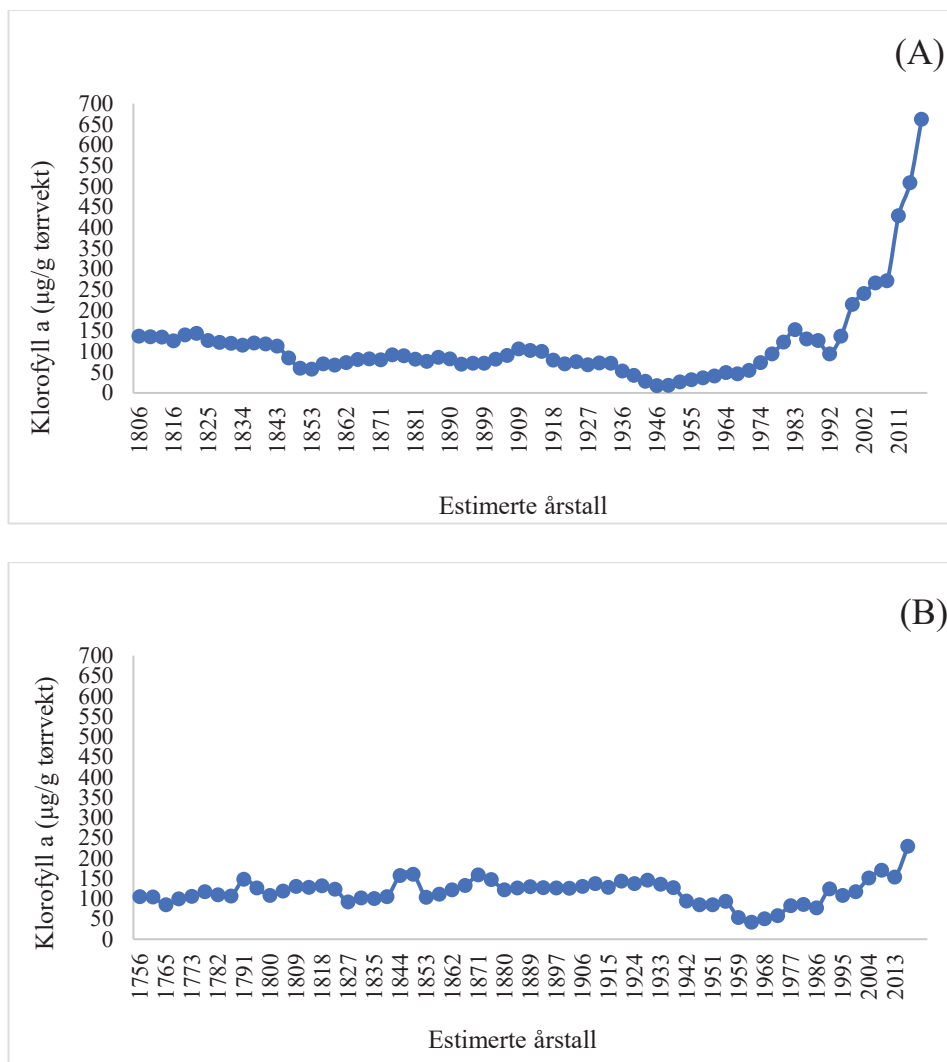
Figur 9. Glødetap (%) i sedimentsøylene fra Gjølsjøen (A) og Bøvika (B) for de estimerte tidsperiodene.

3.4 Pigmenter

Resultatene for total mengde klorofyll a^4 (figur 10) viste tydelige endringer i begge innsjøene, med en oppadgående trend fra ca. 1950-1960-årene. Konsentrasjonene var stabile fram til ca. 1933 og lå mellom 57 og 144 μg klorofyll a per g tørrvekt i Gjølsjøen (figur 10 (A)) og mellom 85 og 160 μg klorofyll a per g tørrvekt i Bøvika (figur 10 (B)). Videre skjedde det en reduksjon som fortsatte til ca. 1946 i Gjølsjøen og 1964 i Bøvika, med minimale verdier på henholdsvis 17 og 42 μg klorofyll a per g tørrvekt. De påfølgende årene var preget av en klar økning i mengden i både Gjølsjøen og Bøvika. Økningen var mye større og brattere i Gjølsjøen der den maksimale verdien i det øverste

⁴ Av praktiske årsaker brukes klorofyll a for å henvise til total mengde klorofyll a i det som følger.

sedimentlaget ble beregnet til 662 μg klorofyll a per g tørrvekt, mens en tilsvarende verdi i Bøvika var kun på 229 μg klorofyll a per g tørrvekt, dog også i det øverste sedimentlaget.

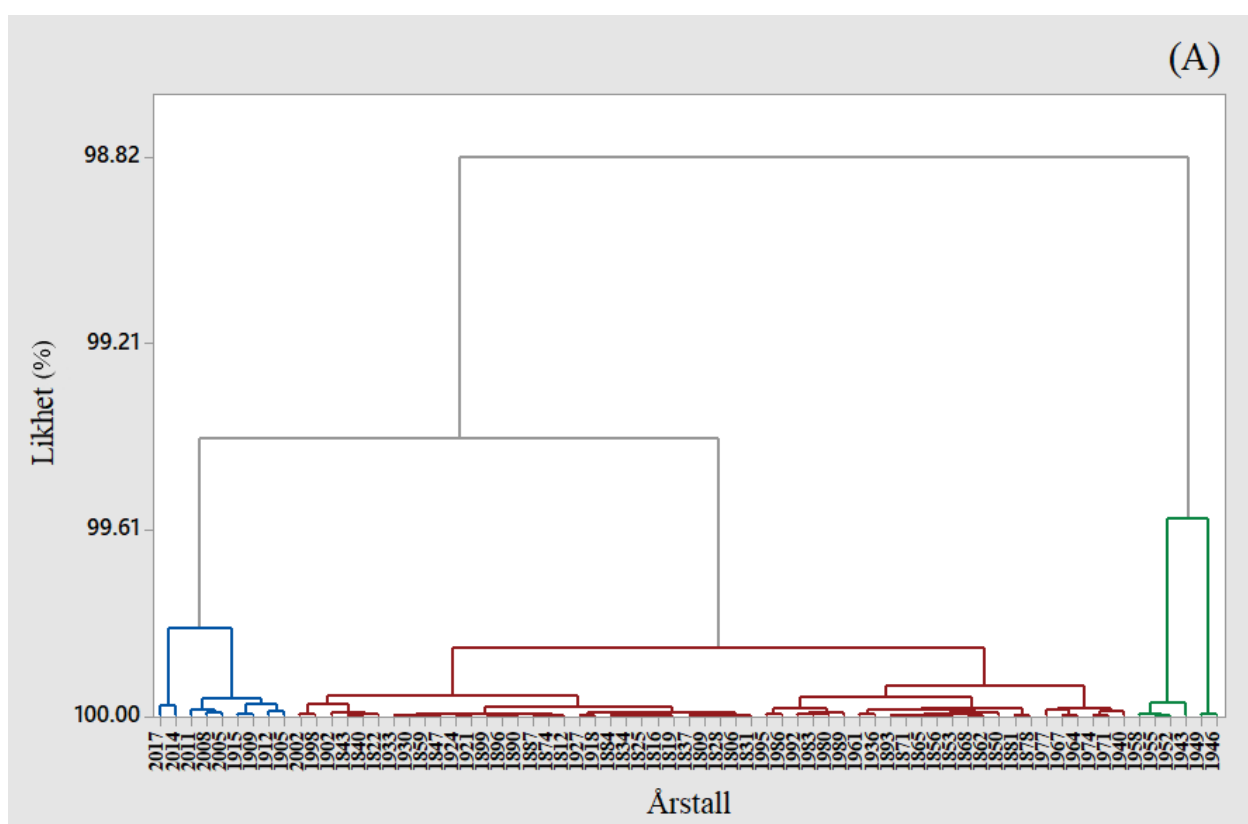


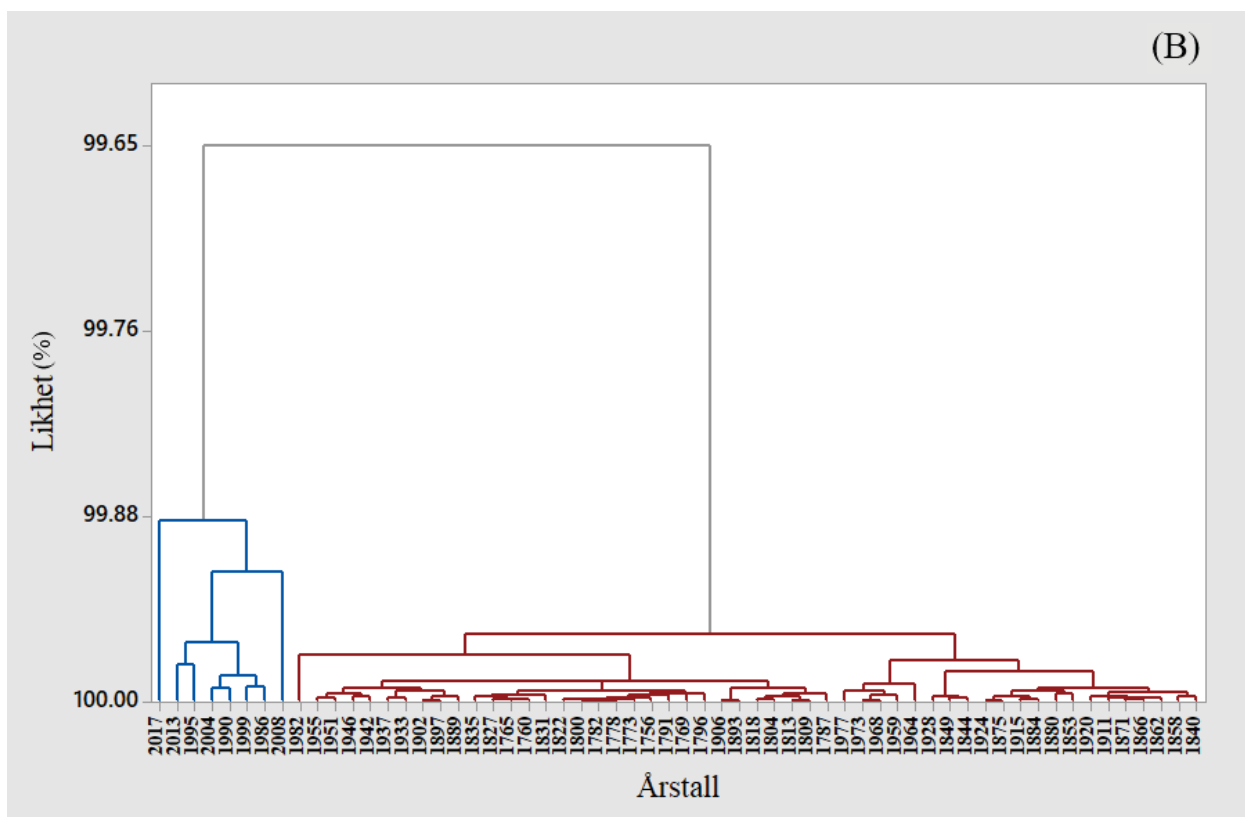
Figur 10. Konsentrasjoner av klorofyll a ($\mu\text{g/g}$ tørrvekt) beregnet i sedimentsøylene fra Gjølsjøen (A) og Bøvika (B) for de estimerte tidsperiodene.

Konsentrasjonene av de andre fotosyntetiske pigmentene varierte både gjennom søylen i begge innsjøene og mellom innsjøene (vedlegg 4). Fire pigmenter i Gjølsjøen (alloxantin, trans-cantaxantin, diatoxantin og trans-echinenone) og tre i Bøvika (9'-cis-neoxantin, diatoxantin og trans-echinenone) var til stede kun i korte perioder. I søylen fra Gjølsjøen begynte det en økning i pigmentkonsentrasjonene fra ca. 1992. Før det varierte konsentrasjonene av noen pigmenter uten noen tydelige trender, mens konsentrasjonene av andre pigmenter var stabile. En liknende utvikling ble

også observert i Bøvika, men økningen i pigmentkonsentrasjonene begynte noe tidligere, ca. i 1964 (vedlegg 4).

Clusteranalysen av algegrupper utfra likhet i pigmentsammensetningen (vedlegg 6) viste at det var tre hovedalgegrupper i Gjølssjøen (figur 11 (A)) og to i Bøvika (figur 11 (B)) som dominerte algesamfunnet på forskjellige tidspunkter. På grunnlag av denne inndelingen og basert på data fra tidligere undersøkelser hvor år med bekreftet dominans og år med fravær av *G. semen* er angitt (Bjørndalen & Løvstad 1984; Bjørndalen et al. 1985; Hagman et al. 2015; Miljødirektoratet u.å.-c), ble det bestemt at algearten dominerte i 1905-1912 og 2005-2017 i Gjølssjøen og i 1986-2017 i Bøvika.





Figur 11. Inndeling i algegrupper basert på likhet i pigmentsammensetning i Gjølssjøen (A) og Bøvika (B). Algegrupper er markert med ulike farger, og årstall refererer til sedimentlagene hvor den aktuelle algegruppen dominerte algesamfunnet. G. semen er markert med blått. Dendrogrammene er hentet ut fra Minitab®.

3.5 Nedbørfeltutvikling

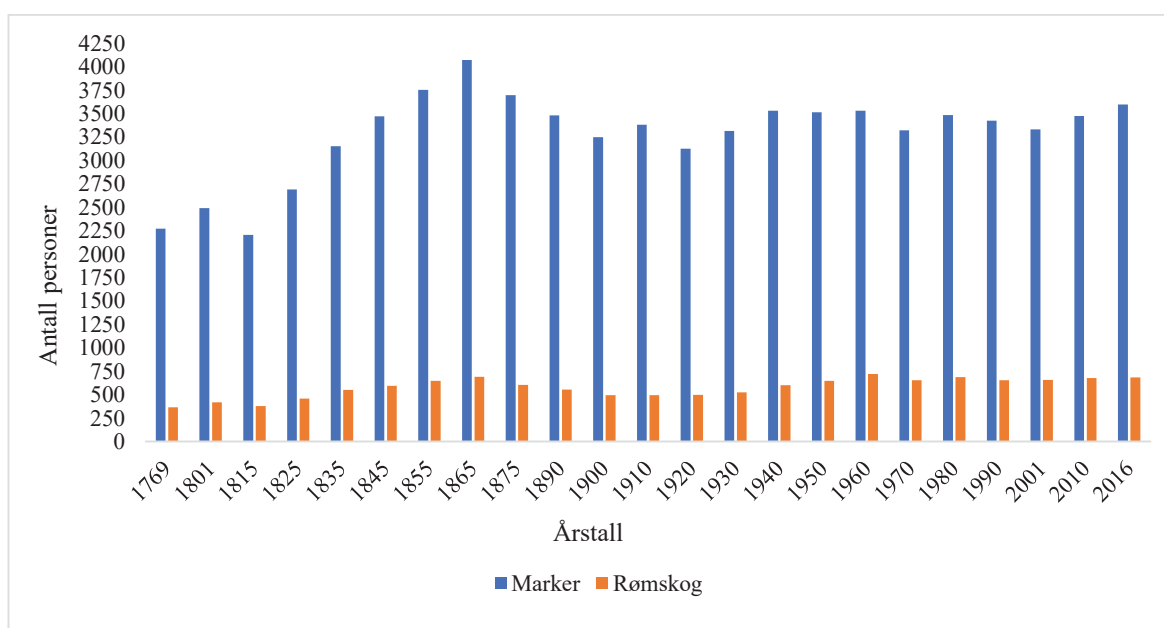
3.5.1 Endringer i folketall og antall boliger

Ifølge arkeologiske funn var enkelte steder i nærheten av Gjølssjøen og Bøvika allerede bosatt i steinalderen (Grøndahl 2006; Nilsen 2007). Dette forklares med at nærheten til vann og gode muligheter for fangst og fiske var avgjørende for valg av boplasser for datidens mennesker (Eliassen 2009; Grøndahl 2006; Nilsen 2007). I sørlig del av Marker slo mennesker seg ned først og fremst på begge sider av Øymarksjøen og Gjølssjøen (Nilsen 2007). I Rømskog begynte bosetting sørfra langs Rømsjøen, men minst en plass ble bosatt tidlig også i kommunens nåværende sentrum (Eliassen 2009; Grøndahl 2006). De gamle bosettingene var trolig ikke faste boplasser (Eliassen 2009).

Senere ble også kvalitet på jordsmonnet en viktig faktor, og lett tilgjengelige områder med selvdrenert dyrkbar jord og muligheter for husdyrhold var foretrukket for bosetting (Eliassen 2009; Nilsen 2007). De fleste gårdene som eksisterer i nedbørfeltene til Gjølssjøen og Bøvika i dag (vedlegg 7), ble trolig

ryddet mellom 1000- og 1350-tallet eller på 1700-tallet, men enkelte gårder kan være mye eldre (Grøndahl 2006; Nilsen 2007; Nilsen 2008).

Befolkningsutviklingen gikk i bølger i Marker og Rømskog i perioden 1769-2016, men fra 1900 og framover holdt folketallet seg relativt stabilt (figur 12). Tilveksten for hele perioden utgjorde 58 % (1324 personer) i Marker og 87 % (319 personer) i Rømskog, og var mer beskjeden fra 1900 til 2016, på henholdsvis 11 % (350 personer) og 39 % (192 personer).



Figur 12. Befolkningsutvikling i kommunene Marker og Rømskog i perioden 1769-2016. Grunnet endringer i administrativ inndeling ved folketellingene er tallene for 1769-1960 for Marker og for 1769-1910 for Rømskog beregnet av Norsk senter for forskningsdata (tidligere Norsk samfunnsvitenskapelig datatjeneste) og kan derfor være noe unøyaktige (Statistisk sentralbyrå 2003a; Statistisk sentralbyrå 2003b).

Nedgangen i folketallet før i tiden skyldtes som oftest uår, krig, sykdommer og utvandring (Eliassen 2009; Nilsen 2007). Etter hvert som hygiene, ernæring og boforhold ble bedre, endret befolkningsmengden seg ubetydelig (Eliassen 2009). Per 2017 var Rømskog den tynneste befolkede kommunen i Østfold fylke, mens Marker lå på 3. plass blant kommuner med færrest innbyggere (Statistisk sentralbyrå u.å.-a).

Endringer i antall boliger (tabell 2) gikk ikke i takt med endringer i folkemengden i begge kommunene. Mens det ble 591 og 112 flere boliger i henholdsvis Marker og Rømskog mellom 1980 og 2016, ble det 112 flere personer i Marker og en person færre i Rømskog i samme periode (figur

13). Et slikt misforhold skyldtes at familiene ble mindre og at flere unge og enslige hadde egen bolig (Heyerdahl et al. 2013).

Tabell 2. Antall boliger i kommunene Marker og Rømskog i perioden 1980-2016 (Statistisk sentralbyrå 2003a; Statistisk sentralbyrå 2003b; Statistisk sentralbyrå u.å.-b).

Årstall	Antall boliger	
	Marker kommune	Rømskog kommune
1980	1256	246
1990	1381	245
2001	1435	276
2010	1765	350
2016	1847	358

Både Marker og Rømskog er ujevnt befolket i dag, og eneboliger utgjør største del av boligene i begge kommunene (ca. 74 % i Marker og ca. 90 % i Rømskog) (Statistisk sentralbyrå u.å.-b). I Marker bor de fleste langs Øymarksjøen og Rødenessjøen, med 51 % av innbyggerne konsentrert i Ørje, kommunens eneste tettsted (Thorsnæs 2017a). De sentrale områdene rundt Ørje har blitt utbygget fra 1960-årene, mens spredt utbygging har ikke vært vesentlig. Det er flere byggefelt (bl.a. Østliveien, Torpåsen, deler av Torpmoen) i Ørje sentrum og to byggefelt (Åstoppen og Krogstadfeltet) nordøst for Ørje sentrum som ligger i nedbørfeltet til Gjølssjøen. De fleste av dem ble utbygget på 1960- og 1970-tallet, men noen (f.eks. Krogstadfeltet) har fortsatt ledige tomter (Heyerdahl et al. 2013).

I Rømskog begynte utbygging på 1970-tallet. Det er ingen tettsted i kommunen, og bosettingen har vært konsentrert i områdene nord for Bøvika og dalførene langs Rømsjøen siden tidlig 1900-tallet (Nilsen 1914; Thorsnæs 2017b). Fire byggefelt ligger i nedbørfeltet til Bøvika. Krokenfeltet og Hellenefeltet nordøst for Bøvika ble påbegynt i 1975 og 1977, og Steinbyfeltet og Skuråsfeltet nordvest for Bøvika ble påbegynt i 1993 og 2008 (Eliassen 2013). Det er ellers veldig sparsom bosetting i nordøst, vest og sørvest i kommunen (Thorsnæs 2017b).

3.5.2 Kloakkhåndtering

Marker kommune har to kommunale renseanlegg. Bommen renseanlegg som ligger ved Ørjeelva sør for Ørje, er et etterfellingsanlegg og har vært i drift siden 1976 (Driftsassistansen i Østfold u.å.; Marker

kommune 2016a; Miljøvernavdeling 1986). I dag dekker anlegget bolig- og industriområdene i Ørje sentrum. Opprinnelig var anleggets dimensjonerte belastning 1500 personekvivalenter (p.e.), men etter modernisering er den blitt utvidet til 2000 p.e. (Marker kommune 2016a; Miljøvernavdeling 1986). Per mai 2016 var den aktuelle belastningen 1850 p.e. (Marker kommune 2016a). Grensen renseanlegg ved Kutjern er et mindre anlegg (350 p.e.) av type simultanfelling. Det ble bygget i 1987 for å dekke bebyggelsen ved grensen til Sverige. Per mai 2016 var 50 p.e. tilknyttet anlegget (Driftsassistansen i Østfold u.å.; Marker kommune 2016a).

Arbeid med utbygging og utbedring av ledningsnettets begynte i Marker på 1970-tallet (Marker kommune 2016a). I 2016 var ca. 56 % av befolkningen i kommunen tilknyttet den kommunale avløpstjenesten (mot ca. 88 % for Østfold), mens antall private renseanlegg var 1290 (Norsk institutt for bioøkonomi 2016; Statistisk sentralbyrå u.å.-d). Det er en del av bebyggelsen ved Ørje og Gjølshøen samt hytteområdene som fortsatt ikke er koblet til det kommunale nettet, men arbeidet pågår (L. Selbekk, personlig kommunikasjon, 28.11.2017). Gjølshøen var per november 2017 resipient for utslipp fra 116 private avløpsanlegg, hvorav de vanligste typene var slamavskiller (ca. 26 %), biologisk toalett (ca. 16%) og tett tank og gråvannsfiler (ca. 16 %) (L. Selbekk, personlig kommunikasjon, 28.11.2017). Ifølge beregninger gjort ved hjelp av WebGIS avløp, utgjør utslipp av fosfor 71 kg per år, av nitrogen 623 kg per år og av totalt organisk karbon 974 kg per år (L.K. Selbekk, personlig kommunikasjon, 28.11.2017).

I Rømskog kommune var ca. 65 % av befolkningen tilknyttet den kommunale avløpstjenesten i 2016, som også var lavere enn prosentandelen for Østfold. Antall private renseanlegg (ca. 80 % slamavskiller) var 103 samme år (Norsk institutt for bioøkonomi 2016; Statistisk sentralbyrå u.å.-d). Kommunen eier to renseanlegg. Rømskog renseanlegg ved Eidet som er et simultanfellingsanlegg dimensjonert for 500 p.e., har vært i drift siden 1983 og dekker sentrale områder av kommunen (Miljøvernavdeling 1986; Rømskog kommune 2015). Ca. 250 boligeiendommer inkludert fritidsboliger var tilknyttet anlegget per februar 2018 (R. Lauritzen, personlig kommunikasjon, 12.02.2018). Et mindre anlegg av typen Biovac på Haukenesfeltet som ble bygget i 2006, ligger litt lenger sør og dekker ca. 29 eiendommer (Driftsassistansen i Østfold u.å.; R. Lauritzen, personlig kommunikasjon, 12.02.2018; Rømskog kommune 2015). I tillegg blir Mysen renseanlegg i Eidsberg kommune benyttet ved å ta imot slam fra de private renseanleggene (Rømskog kommune 2015). Hovedbassenget i Rømsjøen er resipient for utslipp fra både de to kommunale og private anleggene i Rømskog (R. Lauritzen, personlig kommunikasjon, 12.02.2018), men før renseanlegget kom i drift i

1983, hadde mye av kloakken fra nedbørfeltet blitt sluppet ut til Bøvika (Bjørndalen et al. 1985). Det er lite sannsynlig at kloakkutslipp er et problem i Bøvika i dag (R. Lauritzen, personlig kommunikasjon, 12.02.2018), selv om kloakk var nevnt som en mulig kilde til næringsstofftilførsel så sent som i 2011 (Spikkeland 2013), dog det er uvisst hvor stor dens påvirkning kan ha vært.

3.5.3 Veinett

På 1700- og 1800-tallet var ride- og kløvveier og stier vanlige, i tillegg til vannveien som fra gammelt av var viktig både vinter og sommer (Nilsen 2007). Bygdeveiene, anlagt og vedlikeholdt av bøndene, var som regel dårlige og gikk gjennom gårdstunene. Endringer i veibygging som begynte rundt 1850-tallet, resulterte i et gradvis utvidet og forbedret veinett (Nilsen 2007), men hvor raskt utbyggingen skjedde var i stor grad avhengig av et områdes betydning for landets økonomi og topografiske forhold (Nilsen 2007; Eliassen 2009). Mens daværende Øymarks beliggenhet ved riksgrensen bidro til at det tidlig ble bygget en vei som gikk gjennom Ørje fra Sverige til Christiania (kongeveien), hadde Rømskog, en fjellbygd som ble regnet som uframkommelig, veldig begrenset kontakt med nabobygdene helt til slutten av 1800-tallet (Eliassen 2009; Nilsen 2007).

Tidlig på 1800-tallet gikk flere stier fra østsiden av Gjølshøen gjennom skogen mot riksgrensen. Det var også en sti og en ridevei på østsiden av vannet som gikk fra kongeveien og sørover. Selv etter omlegging på 1840-tallet ble rideveien til tider oversvømt. Etter senkning av Gjølshøen i ca. 1850 ble situasjonen bedre, og på 1870-tallet ble veien dekket med grus og gradvis forlenget (Nilsen 2007).

Fra Bøvika gikk det en hovedsti til Sverige, i tillegg til en sti vestover til Høland og en sti nordover til Setskog. Det var ellers flere veier og stier som gikk fra Rømskog til Sverige, men de fleste av dem var ikke kjørbare. En grusvei fra Eidet ved Bøvika til Trandem var anlagt i 1884, nesten 20 år senere etter at den første grusveien i Rømskog hadde blitt ferdig. For øvrig ble en kjørevei mellom Rømskog og Rødenes bygget først på 1860-tallet og en kjørevei mellom Rømskog og Akershus i 1905 (Eliassen 2009).

I 1900-1910-årene kom de første motoriserte kjøretøyene, men til å begynne med var det få veistrekninger hvor kjøring kunne tillates, og antall og type kjøretøy var begrenset (Eliassen 2013). Først etter andre verdenskrig ble kvaliteten på veiene bedre og tilpasset ulike behov, slik at bl.a. rutebilstilbudet ble etablert (Hundstad 2017). Verken Marker eller Rømskog er tilknyttet jernbane, og buss har derfor alltid vært det eneste kollektivtilbudet (Eliassen 2013; Marker kommune 2016b).

Antall personbiler økte etter oppheving av rasjoneringen i 1960 (Monsrud 1999), og fortsetter å øke (Statistisk sentralbyrå u.å.-e).

Mange av veiene som finnes i dag, har samme traséer som de gamle bygdeveiene (Nilsen 2007). I nedbørfeltet til Gjølshøen er E18 som ligger under en kilometer nord for innsjøen, den mest trafikkerte veien. I 2014 var antallet av kjøretøy som passerte Ørje via veien, 3000 per døgn og 1,1 millioner per år (Regjeringen.no 2014). Fv383 og Fv21 ligger på henholdsvis øst- og vestsiden av Gjølshøen, mens Fv128 ligger nord for innsjøen (Statens vegvesen u.å.). Det går dessuten en kommunal vei i bro over innsjøen mellom den nordre delen og Sandtorpfjorden som binder sammen Fv21 og Fv383 (Ringsby 1986; Statens vegvesen u.å.). I tillegg finnes det flere mindre kommunale og private veier særlig i tilknytning til de mange gårdsbrukene (Statens vegvesen u.å.).

I Rømskog består veinettet i dag av få fylkesveier og flere mindre veier, enten kommunale eller private (hovedsakelig skogsbilveier) (Rømskog kommune 2017). Fv21 som kommer inn fra Marker i sørøst, går på vestsiden av Rømsjøen og nordover gjennom kommunen. Fv126 sør for Rømsjøen går til Sverige. Fv812 som er ca. to km lang, går i bro over Bøsum mellom Bøvika og Rømsjøen hvor den møter Fv21. Fv813, veien om Østkroken, ligger litt lenger nord i sentrum av kommunen øst for Fv21 (Statens vegvesen u.å.).

3.5.4 Næring

Landbruk

Jordbruk som var grunnlaget for fast bosetting for mange år siden, og skogbruk har gjennom tidene vært de viktigste næringene i begge kommunene (Eliassen 2009; Grøndahl 2006; Nilsen 2007). Jordbruket har vært dominerende i Marker og skogbruket i Rømskog, og husdyrhold har til tider vært viktig for begge (Eliassen 2009; Grøndahl 2006; Nilsen 2007). I dag utgjør dyrket mark og skog henholdsvis 16,4 og 73,5 % av det totale nedbørfeltarealet til Gjølshøen, mens i nedbørfeltet til Bøvika er det 2,9 % dyrket mark og 82,7 % skog (Norges vassdrags- og energidirektorat u.å.-b) (vedlegg 1).

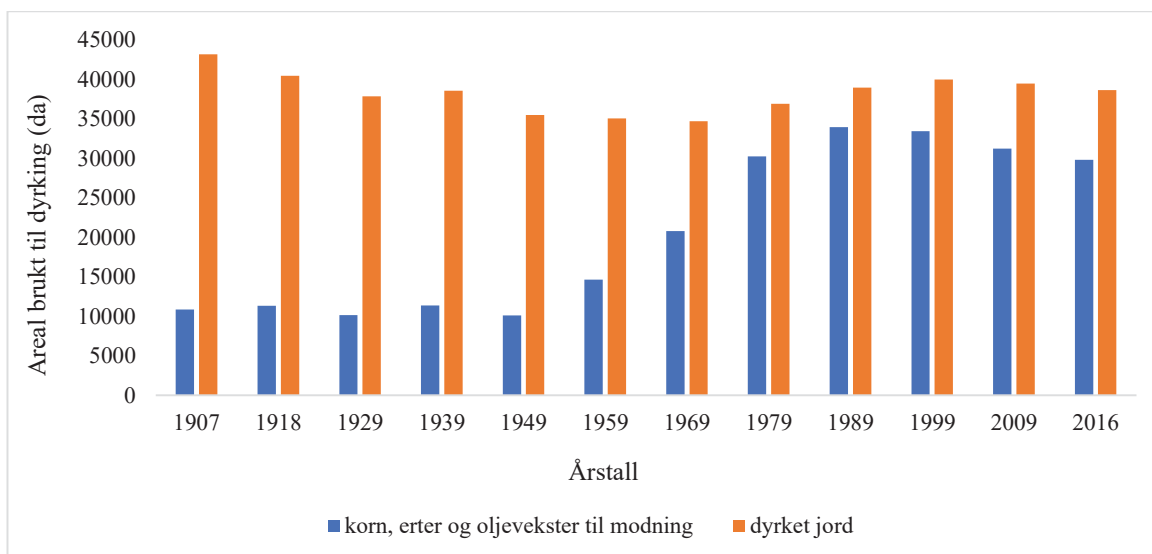
Det ligger 16 gårdsbruk i nedbørfeltet til Gjølshøen (vedlegg 7). Jordene på de aller fleste gårdene er flate, men er ofte oppdelt av bergskjær og/eller åkerholmer, enkelte også av veier (Nilsen 2007; Nilsen 2008). I nedbørfeltet til Bøvika er terrenget noe bakkete. Seks gårdsbruk innen nedbørfeltet ligger i Rømskog kommune (vedlegg 7), mens ca. halvparten av nedbørfeltet er stort sett ubebodde områder med skog, myr og vann i østre del av Aurskog-Høland (figur 5). De vanligste jordtypene på de

oppdyrkete arealene i begge nedbørfeltene er leire, myrmold og sandholdig leirmold (Grøndahl 2006; Nilsen 2007; Nilsen 2008).

På 1800-tallet var både redskapene og driften fremdeles nokså enkle og primitive i begge kommunene (Eliassen 2009; Nilsen 2007), men etter hvert begynte man å ta i bruk redskaper av stål og jern, og kunstig eng, gjødsling og drenering av jorda ble mer utbredt (Nilsen 2007). Mekaniseringen i landbruket begynte i siste halvdel av 1800-tallet, men den var ikke omfattende før etter århundreskiftet. Ellers var pris avgjørende for utviklingen både i jord- og skogbruket, og kriser rammet begge gjennom tidene (Eliassen 2009; Nilsen 2007).

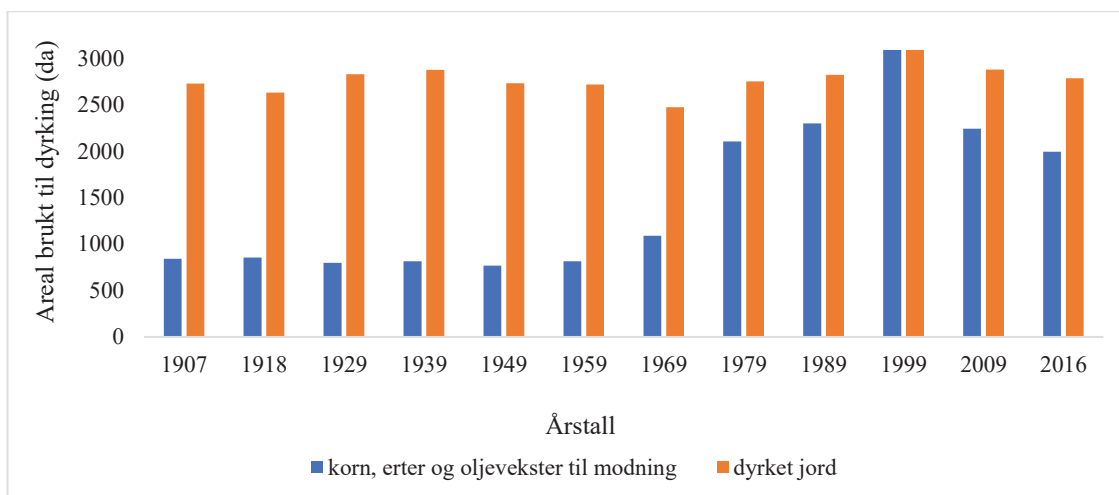
Fram til 1900 var dyrking av jord hovedsysselsetting for de fleste i daværende Øymark (Nilsen 2007). I tillegg til åkerdrift var fedrift viktig. Satsing på fedrift begynte i 1850-årene (Eliassen 1978), og noen gårder holdt på med melkekyr så sent som på 2000-tallet, dog i noe mindre skala (Nilsen 2007). Husdyrholdet opphørte imidlertid på de fleste gårdene mellom 1960- og slutten av 1980-tallet. Deretter ble det vanligere med en allsidig gårdsdrift som kombinerte dyrking av korn og andre vekster med produksjon av egg, kjøtt (gris og broiler) eller pels (mink) (Nilsen 2007; Nilsen 2008).

For hele kommunen økte andel areal brukt til korn, erter og oljevekster med 23851 dekar fra 1949 til 1989 som tilsvarer 236 %, men deretter begynte den å gå gradvis ned (figur 13). Samtidig gikk andel sysselsatte i jordbruket ned (vedlegg 7). I dag er de fleste gårdene fortsatt bebodd, men mange leier bort jorda (Nilsen 2007). Til tross for at den kraftigere nedgangen i antall sysselsatte i jordbruket og få bønder på heltid, ble arealet av dyrket jord redusert med kun ca. 10 % i kommunen fra 1907 til 2016 (figur 13).



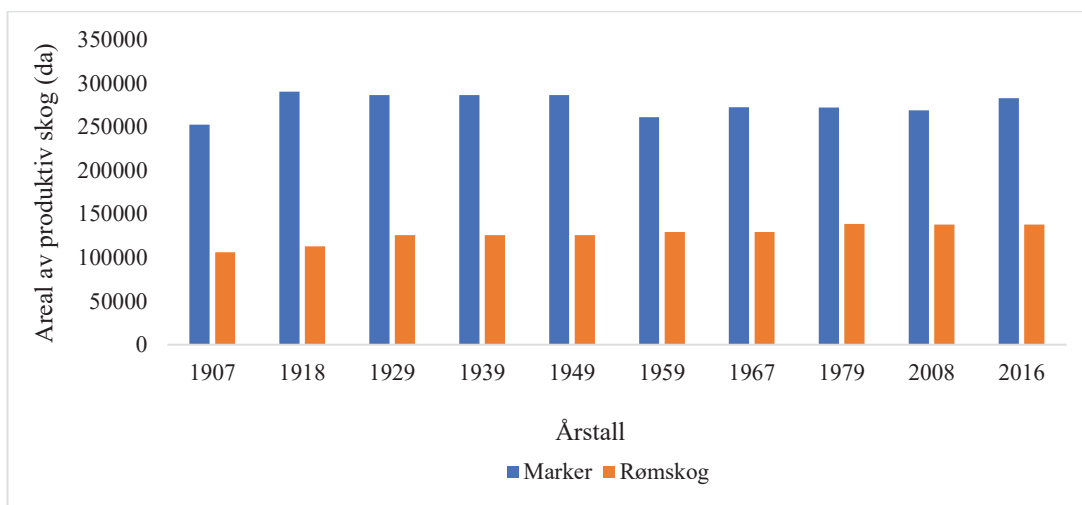
Figur 13. Areal (da) brukt til korn, ertre og oljevekster til modning og areal (da) brukt til jorddyrking i Marker kommune i perioden 1907-2016 (Det statistiske centralbyrå 1910; Det statistiske centralbyrå 1921; Det statistiske centralbyrå 1931; Det statistiske sentralbyrå 1940; Statistisk sentralbyrå 1950; Statistisk sentralbyrå 1961; Statistisk sentralbyrå u.å.-g). Tall for 1907, 1918, 1929, 1939, 1949 og 1959 er summen av tilsvarende areal for kommunene Øymark og Rødenes som ble slått sammen til Marker kommune i 1964 (Statistisk sentralbyrå 1991a).

I Rømskog har andel dyrket mark vært stabil i mange år (figur 14), og utgjør i dag ca. 2 % av kommunens areal (Eliassen 2013). Brukene i Rømskog var mindre sammenlignet med de andre jordbruksbygdene, og bygden var aldri selvforsynt med korn. Husdyrhold var derfor viktigere enn korndyrking, og både myr og skog ble brukt til havnegang helt til begynnelsen av 1900-tallet. Skogbrenning som hadde til formål å få mer beitemark for dyrene, var vanlig så sent som tidlig på 1800-tallet (Eliassen 2009). De fleste gårdene sluttet med husdyrhold i 1960- og 1970-årene og gikk over til korn- eller grasproduksjon (Grøndahl 2006). Ifølge landbrukstellingene, økte arealet brukt til korn jevnt fra 1969 til 1999 da produksjon av korn, ertre og oljevekster utgjorde all dyrket jord i kommunen (figur 14). Deretter skjedde det imidlertid en reduksjon, først med 27 % i 2009 og ytterligere med ca. 11 % i 2016. I likhet med Marker, er jorda i dag leid bort på de fleste gårdene og andel sysselsatte i jordbruket har blitt redusert (vedlegg 7) (Grøndahl 2006).



Figur 14. Areal (da) brukt til korn, erter og oljevekster til modning og areal (da) brukt til jorddyrking i Rømskog kommune i perioden 1907-2016 (Det statistiske centralbyrå 1910; Det statistiske centralbyrå 1921; Det statistiske centralbyrå 1931; Det statistiske sentralbyrå 1940; Statistisk sentralbyrå 1950; Statistisk sentralbyrå 1961; Statistisk sentralbyrå u.å.-g).

Når det gjelder skogbruket, har det hatt mindre betydning, og færre har vært sysselsatt i skogbruksnæringen i Øymark og senere Marker (vedlegg 7) (Nilsen 2007). Unntatt fire bruk hadde alle gårdene i nedbørfeltet til Gjølssjøen skog i 1863, men da var skogen hovedsakelig brukt til egne behov. Senere (1933 og 1959) ble det satt opp to sag, men det er uvisst hvor mye og hvor lenge de var i bruk (Nilsen 2007). Det er heller ikke kjent hvor mye skog som var avvirket og solgt av hver enkelt gård. Arealet av produktiv skog (ca. 97 % barskog) i Marker (Statistisk sentralbyrå 1969) endret seg ubetydelig mellom 1907 og 2016 (figur 15).



Figur 15. Areal (da) av produktiv skog i kommunene Marker og Rømskog i perioden 1907-2016 (Det statistiske centralbyrå 1910; Det statistiske centralbyrå 1921; Det statistiske centralbyrå 1931; Det statistiske sentralbyrå 1940; Statistisk sentralbyrå 1950; Statistisk sentralbyrå 1961; Statistisk sentralbyrå 1969; Statistisk sentralbyrå 1983; Statistisk sentralbyrå u.å.-f). For 1907 og 1918 er arealet av skogmark oppgitt som ble brukt i stedet for kategorien produktiv skog i jordbrukstellingene for de to årene. Data mangler for perioden 1980-2007.

I Rømskog har skogen derimot alltid vært en viktig ressurs og er fortsatt det viktigste næringsgrunnlaget (Rømskog kommune 2017). Store skogsarealer tilhørte alle gårdene, og flere bruk hadde eget sagbruk. Allerede på slutten av 1600-tallet da tømmerfløting via svenske vassdrag og sagbruksnæring begynte å utvikle seg, var Rømskog et viktig tømmermarked (Eliassen 2009). Tukkuella som renner ut i Bøvika, var stadig brukt til fløting av tømmer nordfra i nedbørfeltet. Tømmeret ble samlet i Rømsjøen og fraktet videre til Sverige. Etter etablering av Fredrikshaldvassdragets Fløtingsforening og Saugbruksforening i 1859 fikk man bedre kontroll på fløtingen. Praksisen opphørte rundt 1930-årene da nye veier ble anlagt og det ble lettere å transportere tømmer med bil til daværende Fredrikshaldvassdraget (Eliassen 2013).

Til å begynne med var skogskjøtsel dårlig, og rovhogst var ikke uvanlig selv i 1870-årene da lønnsomheten bestemte hvor mye som skulle hogges (Eliassen 2009). Situasjonen ble bedre tidlig på 1900-tallet sammen med utviklingen i treindustrien (satsing på produksjon av papir, cellulose og tremasse). Skogen ble tatt vare på, det kom nye lover som regulerte skogbruksvirksomhet i større grad (Eliassen 2013).

Etter hvert som moderne redskap kom i bruk og skogsbilveinettet ble større, skjedde en nedgang i andel sysselsatte i skogbruket (vedlegg 7) (Eliassen 2013). Det produktive skogarealet var nesten

uendret i perioden 1907-2016 (figur 15), og utgjør i dag ca. 75 % av kommunens totalareal (Rømskog kommune 2017). Også i Rømskog dominerer barskog (ca. 97 %) (Statistisk sentralbyrå 1969).

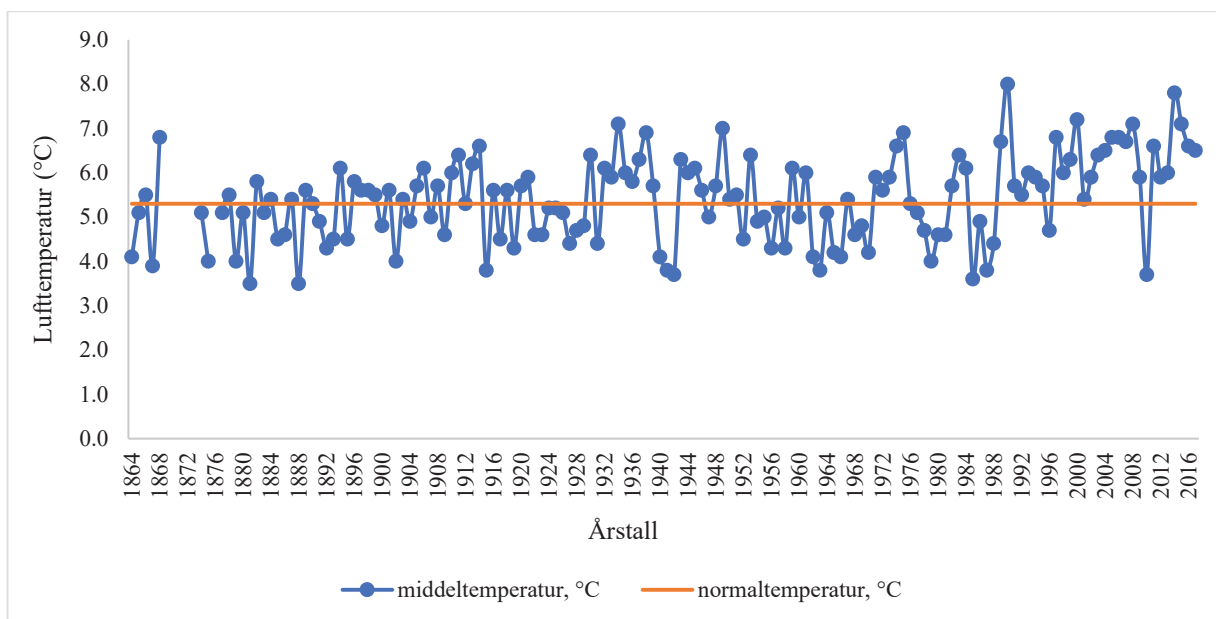
Annen næring

Det finnes ingen store bedrifter innen nedbørfeltene til Gjølssjøen og Bøvika. I Marker er industrien konsentrert i Ørje sentrum. To mellomstore bedrifter ligger ved Helgetjern. Flexit AS (opprinnelig Finn Martinsen AS) øst for Helgetjern ble etablert i 1974 og produserer luftbehandlingsaggregater (Flexit u.å.). Løken Trevare AS, lokalisert mellom Helgetjern og Fv21, spesialiserte seg i produksjon av dører og vinduer og har vært i Ørje siden 1998 etter sammenslåing med en mindre lokal dørprodusent (Løken trevare AS u.å.; Treogprofil 2012). Det har i tillegg vært mølledrift i Ørje fra 1870-tallet (Heyerdahl et al. 2013). I dag er det Ørje Kornsilø og Mølle SA som driver med fôrproduksjon (Heyerdahl et al. 2013). Tidligere var det også en vogntogfabrikk (mellom 1928 og 1990) og en småskala metallproduksjon (Norsk lettmetall) i Ørje sentrum. Norsk metall ble etter hvert utkonkurrert av en større fabrikk (Vendex, senere Noral) som produserte utelamper og hjørnesteiner (Heyerdahl et al. 2013). Virksomheten opphørte i 2009 (Erikson 2009). Nord for Gjølssjøen ligger Sletta industriområde der bl.a. Nettet Transport AS og Ørje Auto og Bildemontering har holdt til siden henholdsvis 1981 og 1992 (Nesst Transport AS u.å.; Ørje auto og bildemontering u.å.).

Rømskog har et industriområde øst for kommunesenteret. En skofabrikk var der i perioden 1968-1971, og så en hanskefabrikk til 1976. En mekanisk bedrift (Norsk Marconi som ble til Normeka AS) etablert i 1980, har nå nye lokaler i samme området (Grøndahl 2006). Nord Steinby Kro og camping ligger sørøst for kommunesenteret (Nord Steinby Kro og camping u.å.). Det var i tillegg noe næringsvirksomhet (Rømskog Sag og Høvleri og Rømskog Biobrensel AS) nord i kommunen fram til 2013 (Rømskog Næringspark AS u.å.).

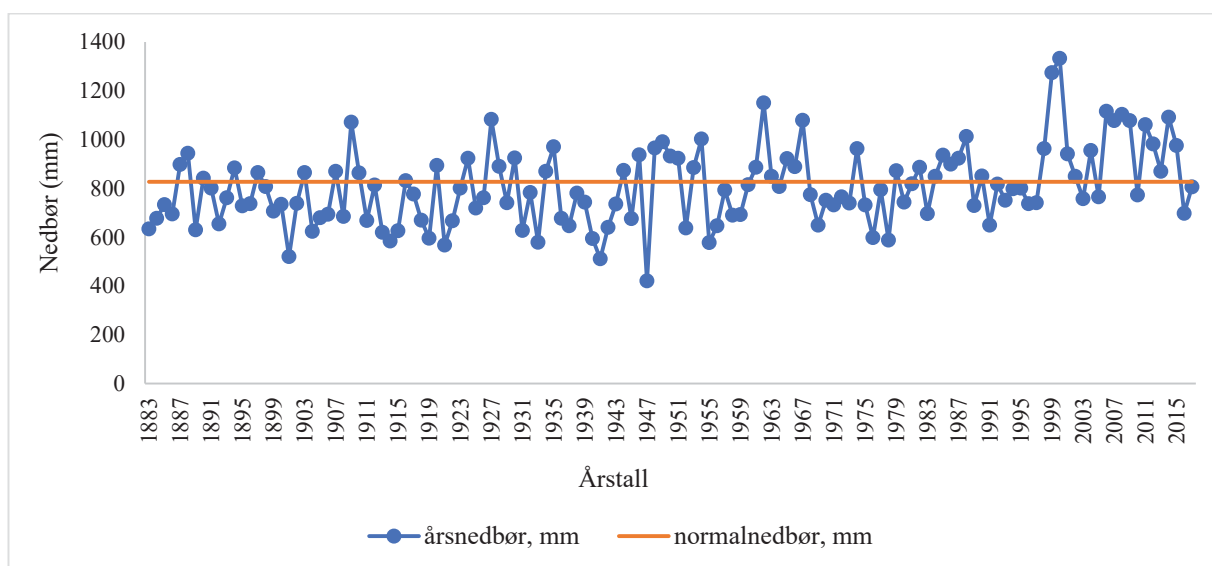
3.5.5 Temperatur og nedbør

Årsgjennomsnittet for temperatur for Ås og nedbør for Ørje viste årlige variasjoner mellom 1864/1883 og 2016 (figur 16 og 17), og hovedtrenden var en økning mot slutten av perioden. Noe høyere årsmiddeltemperatur var mellom 1901 og 1914 og mellom 1932 og 1951, mens fra slutten av 1980-tallet og fram til 2016 var verdiene jevnt over normaltemperaturen (5,3 °C), med unntak av 1996, 2001 og 2010 (figur 16).



Figur 16. Årsmiddeltemperatur (°C) og normaltemperatur (5,3°C) målt ved Ås målestasjon (stasjonsnummer 17850) i perioden 1864-2016. Data mangler for perioden 1869-1873 og 1876. Data er hentet ut fra eKlima (Meteorologisk institutt u.å.).

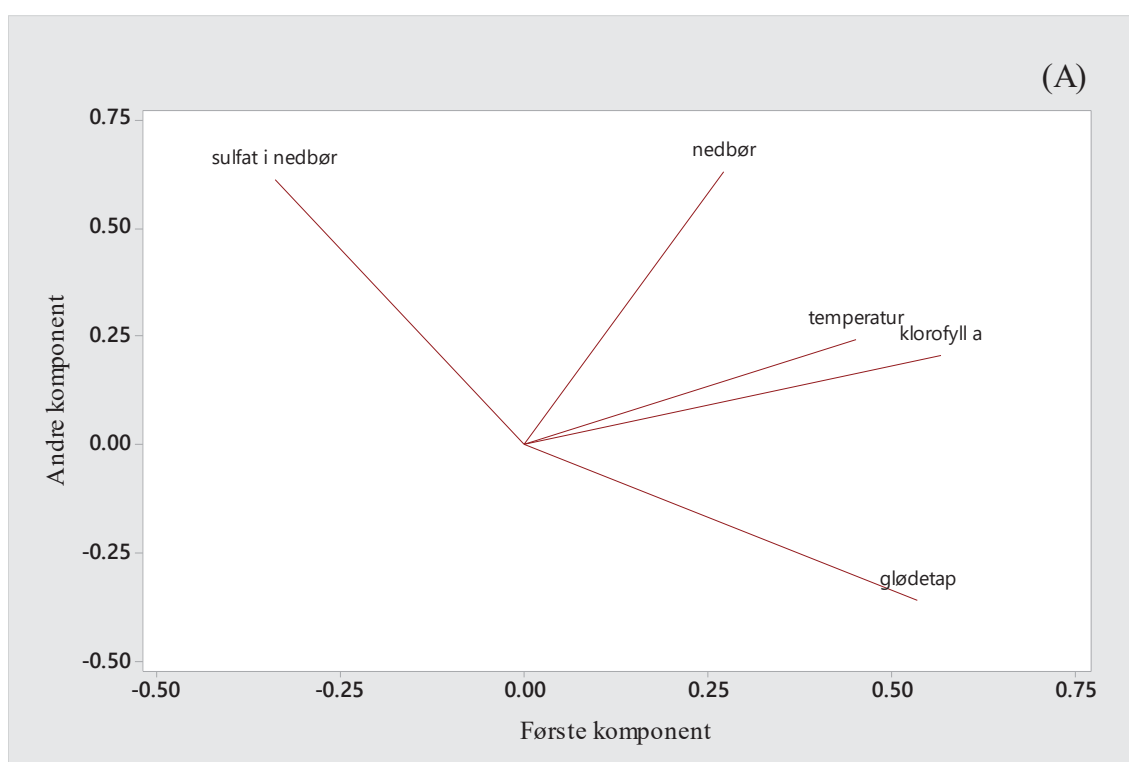
Den årlige nedbørmengden var lavere enn normalnedbøren (827 mm) i mesteparten av perioden 1883-1997, med en tendens til økning fra midten av 1940-årene da antall sammenhengende år med nedbør over normalnedbøren begynte å øke (figur 17). Etter 1997 var nedbørmengden nesten gjennomgående over 827 mm.

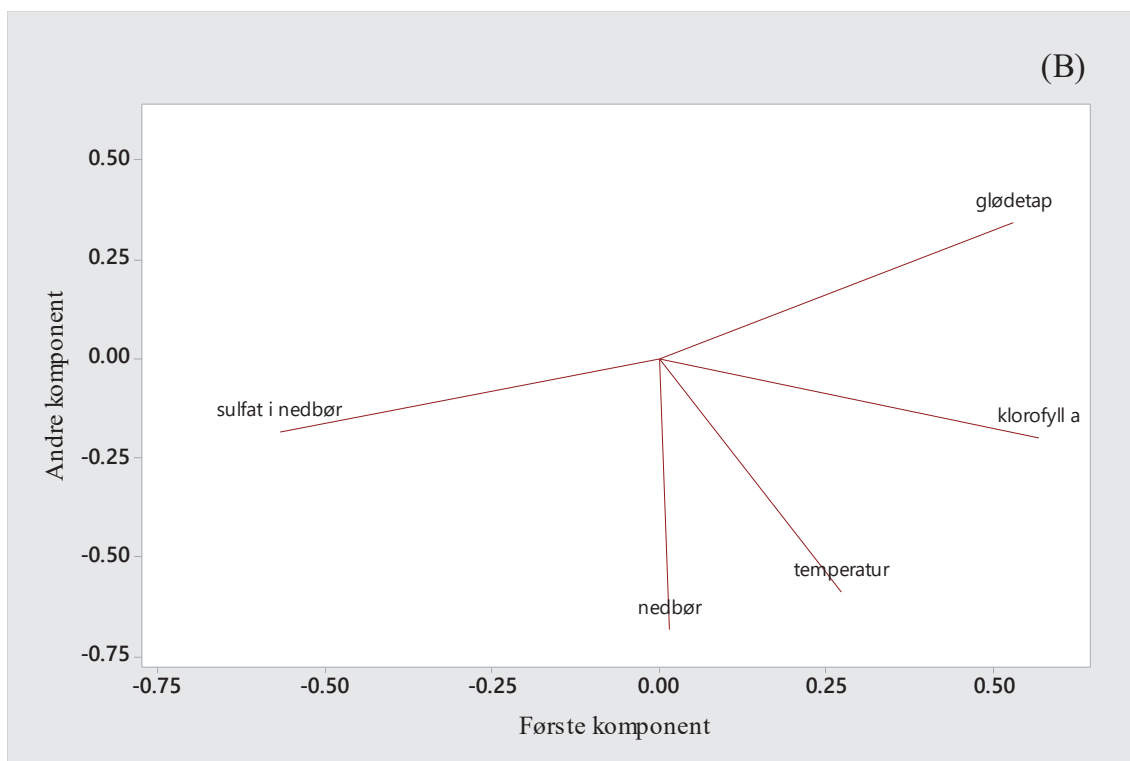


Figur 17. Årsnedbør (mm) og normalnedbør (827 mm) målt ved Ørje målestasjon (stasjonsnummer 1950) i perioden 1883-2016. Data er hentet ut fra eKlima (Meteorologisk institutt u.å.).

3.6 Statistisk analyse

Resultatene av hovedkomponentanalysen for Gjølssjøen og Bøvika viser at de to første komponentene forklarte til sammen 74,7 % av variasjonen i Gjølssjøen og 85,6 % av variasjonen i Bøvika (vedlegg 8). I begge tilfellene var alle variablene bortsett fra sulfatkonsentrasjon i nedbør positivt korrelerte med første hovedkomponent (figur 18). Klimavariablene, særlig temperatur, var viktige for organisk materiale og klorofyll a i både Gjølssjøen og Bøvika, men nedbør var mindre viktig i Bøvika. Sulfatkonsentrasjonen i nedbør var sterkt negativt korrelert med organisk materiale og påvirket i tillegg klorofyll a i begge innsjøene.





Figur 18. Hovedkomponentanalyse av variablene glødetap, klorofyll a, årsmiddeltemperatur, årlig nedbør og sulfatkonsentrasjon i nedbør for Gjølssjøen (A) og Bøvika (B). De to første komponentene er plottet mot hverandre.

4 Diskusjon

4.1 Variasjoner i sedimentenes vanninnhold

Variasjonene i vanninnhold i sedimentsøylene var små mellom 1806 og 1933 i Gjølssjøen og mellom 1756 og 1955 i Bøvika (figur 8) og tyder på at sedimentsammensetningen var nokså uforandret i disse periodene. Den observerte reduksjonen og deretter økningen i andel vann (særlig tydelig markerte i Gjølssjøen) som fulgte etter, kan skyldes endringer i andel organisk materiale i sedimentene fordi organisk materiale absorberer og holder på vann i større grad enn mineralpartikler (Avnimelech et al. 2001; Brady & Weil 2010; Broadbent 1953; Hudson 1994), og har derfor høy korrelasjon med vanninnhold (Håkanson & Jansson 1983; Menounos 1997). Sammenligning med resultatene for glødetap (figur 9) viser at det tidsmessig stort sett var samsvar mellom variasjonene i andel organisk materiale og variasjonene i vanninnhold.

En høyere mengde vann i de øvre sedimentlagene kan forklares med at sedimentet er mindre hardt pakket (Smol 2008) slik at det er mye porevann som beveger seg fritt mellom partiklene i sedimentet

(Håkanson & Jansson 1983) samtidig med at det er mer organisk materiale i øvre sedimentlag pga. ufullstendig nedbrytning kort tid etter sedimentering.

4.2 Variasjoner i organisk materiale og klorofyll a

Variasjonene i mengden av organisk materiale og klorofyll a gjennomgås sammen fordi i begge sedimentsøylene var utviklingsmønsteret for mengde av organisk materiale (figur 9) ganske lik utviklingsmønsteret for klorofyll a (figur 10). En slik samvariasjon kan tyde på at autokton produksjon bestemte i stor grad mengden av organisk materiale som ble avsatt som sediment. På den andre siden kan ikke det alloktone bidraget neglisjeres. Alloktone tilførsler dominerer i humusrike innsjøer (Håkanson & Jansson 1983), og Algesten et al. 2003 og von Wachenfeldt & Tranvik 2008 konkluderte med at alloktont karbon var hovedmengden av det totale organiske karbonet i sedimentet i de fleste av de undersøkte humuspåvirkede innsjøene i Sverige. Både Gjølssjøen og Bøvika ligger i skogsdominerte nedbørfelt (vedlegg 1), og ifølge tidligere undersøkelser, varierte fargetallet mellom 32,8 og 130 mg/L Pt i Gjølssjøen (Miljødirektoratet u.å.-c; Skulberg 1969) og mellom 33 og 80 mg/L Pt i Bøvika (Bjørndalen & Løvstad 1984; Bjørndalen et al. 1985). Siden næringsstoffer kan tilføres med humus (Jansson 1998; Jones 1998; Meili 1992), kan det ikke utelukkes at primærproduksjonen i innsjøene var avhengig av alloktone tilførsler, noe som kan være en alternativ forklaring på den observerte samvariasjonen. Hovedkomponentanalysen viste også at det var en positiv korrelasjon mellom variablene glødetap og klorofyll a, men at det likevel var en klar spredning mellom dem (figur 18, vedlegg 8). I det følgende tas det utgangspunkt i glødetapresultatene samtidig med at det vurderes hvordan faktorene som påvirket mengde alloktont materiale i innsjøene kan ha påvirket primærproduksjonen.

4.2.1 Variasjoner før 1930-årene

I Gjølssjøen var variasjonene ikke så store fra lag til lag, og det var to perioder (1806-1843 og 1853-1933) med nokså jevnt innhold av organisk materiale (figur 9 (A)) som kan tolkes som at det ikke skjedde noen endringer i disse periodene som kan ha påvirket alloktone tilførsler og innsjøens primærproduksjon. I Bøvika (figur 9 (B)) var det derimot vanskelig å se noen form for trend før 1930-årene. Slike forskjeller mellom innsjøene tyder på at det var ulike påvirkningsfaktorer, og utviklingen kan trolig skyldes lokale, stedsspesifikke forhold bestemt av f.eks. nedbørfeltkarakteristika, endringer i nedbørfeltene, innsjøenes morfometri og vannkvalitet i innsjøene.

Nedgangen i organisk materiale i Gjølsjøen etter 1843 kan ha sammenheng med at Gjølsjøen ble senket mellom 1850 og 1870 (se underkapittel 2.1.1). Oversvømmelser kan ha medført økt primærproduksjon som følge av økt erosjon og økt tilførsel av næringsstoffer (Bechmann et al. 2017; Einsele et al. 2001). De fleste områdene rundt Gjølsjøen har som tidligere nevnt middels erosjonsrisiko (se underkapittel 2.1.1), og løsrivelse og økt transport av partikler ansees derfor som mulig ved høy vannstand. Også tilførsel av alloktont organisk materiale kan ha økt ved oversvømmelser (Bishop & Pettersson 1996) da flere myrområder ligger tett inntil Gjølsjøen og kan også ha vært oversvømt. Dette kan ha resultert i større mengde avsatt organisk materiale forutsatt at nedbrytningsraten var stabil (Smol 2008). Selv om erosjon kan virke hemmende på primærproduksjonen ved å øke antall suspenderte partikler i vannmassene med følgende forverring av lysforhold for fytoplankton (Bechmann et al. 2005; Kalff 2002; Wetzel 2001), kan den hemmende virkningen trolig neglisjeres på lang sikt fordi frigjøring av næringsstoffer kan skje etter sedimentering (Correll 1998). De små variasjonene mellom sedimentlagene før 1843 kan forklares med variasjoner i nedbørmengden fra år til år og dermed variasjoner i både størrelsen og hyppigheten av oversvømmelser. En mulig årsak til at det ikke er samsvar mellom tidspunktet for reduksjonen i andel organisk materiale (etter 1843) og senkningstidspunktet (1850-1870) kan skyldes usikkerhet ved aldersbestemmelse av sedimentlagene (se kapittel 3.1).

Etter 1843 minket mengden av organisk materiale i sedimentet og holdt seg på omtrent samme nivå fram til ca. 1933 sannsynlig som følge av redusert tilførsel av næringsstoffer som stabiliserte primærproduksjonen (figur 9 (A)). Dette er i samsvar med observasjoner gjort i Bjørkelangen hvor vannstandssenkningen førte til lavere primærproduksjon (Haande et al. 2014) og støtter dermed forklaringen. Dette tyder i tillegg på at tilgang på næringsstoffer var en begrensende faktor for primærproduksjonen i Gjølsjøen som kan være tilfellet i humusrike innsjøer (Jones 1998).

En annen faktor som kan ha bidratt til nedgang og stabilisering av mengden av organisk materiale i sedimentene, er utbredelse av høyere vannvegetasjon som trolig ble framskyndet av senkningen (Eie et al. 1991; Rørslett & Skulberg 1968; Skulberg 1969). Ved bl.a. å ta opp næring fra sedimentene, kaste skygge og være et tilfluktssted til dyreplankton kan vannplanter redusere og/eller kontrollere mengden av fytoplankton (Asaeda & Van Bon 1997; Kalff 2002).

Når det gjelder Bøvika, er det ikke kjent om noen endringer i nedbørfeltet mellom 1756 og 1933 som kan ha forklart det bølgete mønsteret som glødetapresultatene viste. Skogbruket var den viktigste næringen i kommunen (se underkapittel 3.5.4), og kan trolig ha påvirket vannkvaliteten i innsjøen,

bl.a. gjennom tømmerfløting i Tukkuelfva, hovedtilløpet til Bøvika (Eliassen 2009). Konsekvenser av tømmerfløting som økt turbiditet, tilførsel av næringsstoffer og humus, redusert oksygenmengde og akkumulering av bark på bunnen (Haande et al. 2014; Montgomery 1976; Sedell et al. 1991), kan ha påvirket både primærproduksjonen og nedbrytningsraten. Mengden av transportert tømmer varierte fra år til år, og fløtingen ble mer kontrollert først etter ca. 1860 (Eliassen 2009) (se underkapittel 3.5.4), noe som kan forklare hvorfor variasjonene i glødetapet mellom sedimentlagene ble noe jevnere på slutten av 1800-tallet.

4.2.2 Variasjoner etter 1930-årene

Utviklingen i organisk materiale etter midten av 1930-årene viste to like tendenser i begge innsjøene, først en nedgang og så en økning (figur 9). Selv om både nedgangen og økningen var jevnere og klarere i Gjølssjøen og økningen begynte noe senere i Bøvika, kan disse skyldes prosesser og faktorer som var felles for et større geografisk område, en felles drivkraft.

En mulig drivkraft for variasjonene i organisk materiale etter ca. 1933 kan ha vært endringer i atmosfærisk avsetning av langtransporterte forsurende stoffer, bl.a. svovelforbindelser, som økte i Norge i perioden 1900-1970 (Seip 2001; Skjelkvåle et al. 1997) og så ble gradvis redusert (Aas et al. 2016). Sulfatkonsentrasjoner er vist å være omvendt korrelert med konsentrasjoner av løst organisk materiale både regionalt og globalt (Bragée et al. 2015; Cunningham et al. 2011; Davis et al. 1985; Evans et al. 2005; Garmo et al. 2016; Monteith et al. 2007; Schartau et al. 2016; Skjelkvåle et al. 2005; Steinberg 1991). Dette henger sammen med at løselighet av organisk materiale i jordsmonnet avhenger av ionestyrke (som øker ved forsuring) og pH (som minker ved forsuring) (Lydersen 1998; Monteith et al. 2007). Økt ionestyrke forårsaker hyppigere flokkulering og koagulering av organisk materiale som fører til at mer organisk materiale felles ut (Haaland et al. 2010; Lydersen 1998; Tranvik & von Wachenfeldt 2010). Lavere pH reduserer også løselighet av organisk materiale og øker flokkulering (Clark et al. 2006; Ekström et al. 2011; Lydersen 1998; Monteith et al. 2007). I nedbørfelt påvirket av forsuring vil mengden av løst organisk materiale derfor bli betydelig redusert. Siden denne fraksjonen utgjør mesteparten av alloktone tilførsler i innsjøer (Algesten et al. 2003; Davis et al. 1985; Kortelainen et al. 2006; Prairie & Cole 2010; Thurman 1985) og mye av det kan sedimentere og bli lagret i sedimenter (Dillon & Molot 1997; von Wachenfeldt & Tranvik 2008; Wetzel 2001), vil forsuring resultere i lavere mengder organisk materiale som blir lagret i innsjøsedimenter forutsatt at bidraget av alloktone tilførsler er viktig. Som tidligere nevnt, kan dette være tilfellet i begge innsjøene.

Når mengden av avsatte sulfatkonsentrasjoner avtar, vil løselighet av organisk materiale gradvis øke, med etterfølgende økning i humusmengde i innsjøer.

Humuskonsentrasjoner kan påvirke primærproduksjonen i innsjøer på flere måter. Flere studier (Jones 1998; Meili 1992; Salonen et al. 1983) har vist at humus kan være en kilde til næringsstoffer og øke primærproduksjonen (Jansson 1998; Kissman et al. 2013). Nitrogen blir bl.a. frigjort i form av ammonium ved fotokjemisk nedbrytning av humus, mens fosfat blir bundet til komplekser av jern og humus som fyttoplankton kan bruke (Jones 1998; Tranvik & von Wachenfeldt 2010). Selv om dette fosfatet ikke alltid er lett tilgjengelig for fyttoplankton (Arvola 1984; Jones 1998), kan det frigjøres ved nedbrytning av humus (Salonen et al. 1983) eller under anoksiske forhold (Wetzel 2001). Lavere humuskonsentrasjoner som følge av forsuring kan dermed ha redusert fyttoplanktonets tilgang på næringsstoffer, og primærproduksjonen kan ha gått ned. I tillegg kan økt konsentrasjon av aluminium (som følge av forsuring) ha påvirket fosfortilgjengelighet da fosfor blir adsorbert til aluminium ved lav pH og på den måten fjernet fra vannsøylen (Huser & Rydin 2005; Kopáček et al. 2000; Stokes 1986). Som tidligere nevnt, var redusert tilførsel av næringsstoffer en sannsynlig årsak til lavere primærproduksjon i Gjølssjøen etter senkningen. Det er derfor mulig at forsuring kan ha påvirket primærproduksjonen på samme måte.

En annen mulig årsak til lavere primærproduksjon pga. reduserte humustilførsler kan skyldes humus sin evne til å danne komplekser med metallioner, bl.a. med jern (Tranvik & von Wachenfeldt 2010; Vogt et al. 2001), som er viktig for fyttoplanktonets vekst (Jones 1998). Mindre humus betyr at biotilgjengelighet av jern blir redusert (Jones 1998), noe som kan hemme primærproduksjonen. I tillegg er humus kjent for å absorbere mye av UVB-strålingen (Lean 1998; Miller 1998) som bl.a. hemmer pigmentenes funksjon og på den måten har negativ påvirkning på fotosyntese (Kalff 2002; Karentz et al. 1994). Økt UVB-stråling som følge av lavere humusinnhold kan ha redusert algebiomassen. Humus absorberer også kortbølget lys som fører til at mindre fotosyntetisk aktiv stråling trenger gjennom vannmassene (Kirk 2011; Thrane et al. 2014). Redusert humuskonsentrasjon kan ha økt fotosynteseraten og algebiomassen. At det ikke stemmer med resultatene, kan skyldes at nedbrytningsraten kan ha økt samtidig med følgende reduksjon i andel klorofyll a avsatt i sedimentene.

En annen konsekvens av at humus absorberer lys er oppvarming av øvre vannlag (Jones 1998; Kalff 2002; Wetzel 2001). Lavere humuskonsentrasjoner kan ha medført saktere oppvarming og utsatt sjiktdannelse. Siden Gjølssjøen og Bøvika er grunne, og det trolig skjer bare kortvarig termisk sjiktning (Eie et al. 1991), kan det tenkes at sjiktdannelse kan ha opphørt etter flere år med stadig reduksjon i

humusinnhold. Under sirkulasjon kan stadig tilførsel av næringsstoffer oppover i vannmassene og redusert synkehastighet til ikke-svømmende fyttoplanktonarter føre til økt primærproduksjon (Scheffer 2004). Likevel, antatt at tilførsler av næringsstoffer ble redusert grunnet mindre humus og at fosfatfrigjøring fra sedimentet ble umuliggjort pga. tilførsel av oksygen (Golterman 1975), kan primærproduksjonen etter hvert ha gått ned til tross for at tilførsel av næringsstoffer med avrenning fra omkringliggende jordbruksarealer ikke nødvendigvis ble endret. I tillegg kan nedbrytningsrate øke som følge av oksygentilførsel til bunnen under sirkulasjon (Scheffer 2004). Samtidig tar det lenger tid for organisk materiale å sedimentere (Kalff 2002) som kan føre til at mer av det blir nedbrutt under synking og mindre blir avsatt som sediment (Cuddington & Leavitt 1999).

Glødetapresultatene (figur 9) viste en tydelig nedgang fra 1930-årene i begge innsjøene (med et lite avvik i Bøvika tidlig på 1950-tallet) som er i samsvar med resultatene fra andre undersøkelser av innsjøsedimenter (Bragée et al. 2015; Davis et al. 1985; Kvam 2015; Sørli 2015; Valinia et al. 2015). De laveste verdiene var i 1949 (Gjølssjøen) og 1964 (Bøvika) som er noe tidligere enn forventet basert på beregnet høyest sulfatavsetning (1971 for Gjølssjøen og 1973 for Bøvika) (vedlegg 5). En økning i organisk materiale før 1970-tallet ble imidlertid observert i andre norske innsjøer (Davis et al. 1985; Kvam 2015; Sørli 2015).

Nedbørfeltene til Gjølssjøen og Bøvika tilhører forskjellige vassdrag, men det er ikke stor avstand mellom innsjøene. Med en felles drivkraft for variasjonen i organisk materiale kan det forventes at virkningene var liknende og ikke minst skjedde noenlunde samtidig. Resultatene viste likevel at det ikke var et tidsmessig samsvar, og økningen i andel organisk materiale i sedimentet fra Gjølssjøen begynte ca. 15 år tidligere. Selv om geologien i begge nedbørfeltene er preget av tungt forvitrede bergarter som ikke klarer å motstå forsuring (figur 3 og 6), er det mulig at Gjølssjøen som ligger under marin grense (figur 4), er mindre utsatt for forsuringsproblemer grunnet marine avsetninger som inneholder kalkrik leire, sand og grus som kan minke effekter av forsuring (Cowling 1980; Kristiansen 1991; Malmer 1976). Ledningsevnen i Gjølssjøen varierte mellom 4,65 mS/m (Skulberg 1969) og 9,50 mS/m (Haga 1980), mens i Bøvika var verdien 3,00-3,82 mS/m i 1992 (Miljødirektoratet u.å.-c). I tillegg var hovedtilløpet til Bøvika, Tukkuelva, kalket jevnlig på slutten av 1980-tallet (Kristiansen 1991) som også kan tolkes som at forsuringsproblemet der var mer omfattende. Dette kan trolig forklare en noe mindre reduksjon i glødetapet i Gjølssjøen (nedgang på 10,6% fra 1933 til 1949) enn i Bøvika (nedgang på 15,5 % fra 1933 til 1964).

Hovedkomponentanalysen viste at sulfatkonsentrasjonen i nedbør var omvendt korrelert med glødetapet i begge sedimentsøylene (figur 18, vedlegg 8) og tyder på at sur nedbør var en viktig regional drivkraft for variasjonene i Gjølssjøen og Bøvika. Variasjonene kan likevel skyldes andre faktorer da det er vanskelig å skille mellom effektene av de ulike påvirkningsfaktorene når de virker samtidig. Variasjoner i klimaparametere (Adrian et al. 2009; Freeman et al. 2001; Haaland et al. 2010; Hongve et al. 2004; Lepistö et al. 2014; Schindler 1997; Tranvik & Jansson 2002) og endringer i arealbruk (Anderson et al. 2013; Guo & Gifford 2002; Mattsson et al. 2005; Meyer-Jacob et al. 2015; Yallop et al. 2010) har f.eks. vært koblet til å forklare lokale variasjoner i organisk materiale i vannforekomster på 1900- og 2000-tallet.

Klimaparametere kan påvirke mengde av organisk materiale i innsjøer på forskjellige måter. Temperatur har f.eks. betydning for nedbrytningsrate av organisk materiale både i nedbørfelt (Freeman et al. 2001) og i innsjøer (Wetzel 2001) samt for primærproduksjon i nedbørfelt (Finstad et al. 2016) og i innsjøer (Adrian et al. 2009; Lepistö et al. 2014; Lewis 2011), mens nedbørintensitet og -hyppighet kan medføre endringer i avrenning og dermed påvirke mengde av organisk materiale som blir utvasket og transportert til vannforekomster (Haaland et al. 2010; Hongve et al. 2004; Tranvik & Jansson 2002; Schindler et al. 1997). Nedbør har vært nevnt som en viktigere klimaparameter for organisk materiale i nedbørfelt i den boreale regionen enn temperatur (Haaland et al. 2010; Hongve et al. 2004; Lepistö et al. 2014; Tranvik & Jansson 2002), men frodigere vegetasjon i nedbørfelt pga. økt temperatur (Finstad et al. 2016; Guay et al. 2014) kan også medføre økt tilførsel av alloktont organisk materiale (Finstad et al. 2016).

Det var en tydelig økende trend for gjennomsnittlig årlig lufttemperatur fra 1980-årene (figur 16) og for gjennomsnittlig årlig nedbør fra slutten av 1990-årene (figur 17), men årlige variasjoner gjør det vanskelig å kvantifisere virkningene av klimapåvirkninger for Gjølssjøen og Bøvika. Hongve et al. 2004 og Haaland et al. 2010 konkluderte imidlertid med at humusmengde og vannfarge i et utvalg av innsjøer i Akershus korrelerte sterkt med nedbør. En liknende korrelasjon kan derfor forventes i Gjølssjøen og Bøvika. Hovedkomponentanalysen (figur 18, vedlegg 8) viste en positiv korrelasjon mellom glødetapet og klimavariablene temperatur og nedbør i Gjølssjøen og Bøvika, med noe svakere betydning av nedbør, særlig i Bøvika. Klorofyll a var sterkere korrelert med klimavariablene enn glødetapet, og temperatur så ut til å være en viktigere faktor enn nedbør i begge innsjøene, men korrelasjonen var svakere i Bøvika. Variabelen sulfat i nedbør trekker trolig en del fra nedbør fordi disse to variablene er koblet sammen, som kan forklare hvorfor nedbør viste noe svakere positiv

korrelasjon med variablene glødetap og klorofyll a. Til tross for klimaets betydning forklarer det antakelig ikke hele variasjonen i organisk materiale og klorofyll a.

Når det gjelder arealbruk, regnes endringer i landbruket som den viktigste påvirkningsfaktoren for variasjoner i organisk materiale i Skandinavia (Meyer-Jacob et al. 2015). I begge nedbørfeltene skjedde en overgang til mer omfattende korndyrking i 1950-årene (figur 13 og 14). Korndyrking og økt fosforgjødsling i samme periode (Riise et al. 2013) kan ha ført til økt primærproduksjon siden dyrking av korn medfører større erosjon og økt fosforbelastning av innsjøer (Bechmann et al. 2017; Børresen 2011). Det var likevel ikke alle gårdene i nedbørfeltet til Gjølssjøen som satset på korn (Nilsen 2007; Nilsen 2008), mens i nedbørfeltet til Bøvika var i tillegg selve omfanget av jordbruket mye mindre (se underkapittel 3.5.4). Sedimentundersøkelser av Lundebyvannet (Rohrlack & Haaland 2017) viste ingen store endringer i fosforkonsentrasjoner etter omleggingen som også kan være tilfellet i Gjølssjøen og Bøvika.

Gradvis økning i alloktont materiale i innsjøer kan også ha skjedd som følge av gjengroing forårsaket av reduksjon i antall beitedyr og mindre belastning av skog som ble brukt til havnegang (særlig i gårdene rundt Bøvika) etter 1950-årene. Meyer-Jacob et al. 2015 observerte en liknende utvikling i Sverige og konkluderte med at gjengroing av beiteområder og tettere skog som følge av modernisering i svensk skogbruk i midten av 1900-tallet var hovedårsaken til økt organisk materiale. Skogbruksnæringen i Marker og Rømskog opplevde modernisering omtrent samtidig (se underkapittel 3.5.4), og det er derfor mulig at mer organisk materiale ble tilført Gjølssjøen og Bøvika som resultat av endret skogsbrukspraksis. Andre studier (Kaushal & Binford 1999; Lepistö et al. 2014; Räsänen et al. 2007) viser imidlertid ingen sammenheng mellom endringer i skogtetthet og gjengroing og mengde av organisk materiale i innsjøer. Selv om dette tyder på at konsekvenser av endringer i arealbruk ikke er unimodale, kan slike endringer i noen tilfeller være en viktig lokal påvirkningsfaktor (Meyer-Jacob et al. 2015).

Det ser ikke ut til at endringer i folkemengden og utbygging i nedbørfeltene kan ha ført til endringer enten i tilførsel av alloktont organisk materiale eller i primærproduksjonen i innsjøene etter 1933 da folketallet var relativt stabilt og utbyggingen var nokså beskjeden (se underkapittel 3.5.1). Kloakkutslipp kan ha vært en mulig kilde til næringsstofftilførsler til begge innsjøene (se underkapittel 3.5.2) og ført til økt primærproduksjon. Utslipp til Bøvika ble trolig faset ut etter 1983, og før det var utslippene antakelig ganske jevne grunnet lite utbygging og ubetydelige endringer i folketallet. Gjølssjøen er den dag i dag resipient for avløpsvannutslipp fra private avløpsanlegg. Det er uklart om

denne påvirkningen er blitt redusert pga. manglende informasjon bl.a. om tilstanden av de eksisterende anleggene og om det hadde vært flere private anlegg før arbeidet med tilkobling av private renseanlegg til det kommunale nettet ble påbegynt.

Selv om utviklingsmønstrene for organisk materiale og klorofyll a var like i begge innsjøene, var økningen i klorofyll a i nyere sedimentlag større (særlig i Gjølssjøen) sammenlignet med økningen i organisk materiale (figur 9 og 10). Som tidligere nevnt, utgjør alloktone tilførsler ofte hovedmengden av det organiske materiale som blir avsatt som sediment i humuspåvirkede innsjøer (Algesten et al. 2003; von Wachenfeldt & Tranvik 2008), noe som kan være en grunn til at glødetapresultatene ikke viste en like stor økning som resultatene for klorofyll a. Den kraftige økningen i klorofyll a skyldes trolig *G. semen* da høye konsentrasjoner av klorofyll a er registrert under oppblomstringer (Hehmann et al. 2001; Rohrlack & Haaland 2017). Det er imidlertid uklart hvorfor konsentrasjonene av klorofyll a i Gjølssjøen hadde begynt å stige fort før 2005 da algen begynte å dominere fytoplanktonsamfunnet (se kapittel 3.4). En mulig forklaring kan være lav nedbrytningsrate i denne perioden.

4.3 Dominans av *G. semen*

Ifølge analysen av pigmentsammensetningen dominerte *G. semen* algesamfunnet i Gjølssjøen allerede tidlig på 1900-tallet (figur 12 (A)), og algen var sannsynligvis til stede i innsjøen i en periode etter først å ha etablert seg og før den ble dominerende som er vist å være tilfellet for andre organismer (Hawryshyn et al. 2012; Litchman 2010; Prentis et al. 2008; Skulberg 1978). Omtrent samtidig (1894) ble første observasjon av algen gjort i Finland (Lepistö et al. 1994), mens de andre registreringene av masseoppblomstringer og dominans av *G. semen* i innsjøer på Østlandet ble først gjort på 1970- og 1980-tallet (Bjørndalen 1982; Hongve et al. 1988). Algens forekomst i Gjølssjøen rundt 1900 kan trolig ikke ansees som en følge av nokså nylig invasjon fra Sverige som tidligere antatt for andre norske innsjøer nær svenskegrensen (Hongve et al. 1988). At den første dokumenterte observasjonen av masseoppblomstringer av *G. semen* i Sverige skjedde i 1948 (Sörensen 1954), støtter dette. Videre ble det oppdaget flere enn én populasjon av *G. semen* og følgelig et mer variert genetisk materiale i prøvene fra Gjølssjøen i den tidligere nevnte studien (Lebret et al. 2013) som sammenlignet genetisk materiale i populasjoner av *G. semen* i nordiske land og ellers tydet på felles opphav for alle de undersøkte populasjonene og høy sannsynlighet av nylig (noen tiår gammel) invasjon. Lebret et al. 2015 konkluderte også med at alle de nordeuropeiske populasjonene tilhørte samme stamme av *G. semen*, noe som kan tolkes som et resultat av nylig utbredelse av arten og mulig invasjon. Om noen av populasjonene i Gjølssjøen er naturlig forekommende eller skyldes den antatte nylige invasjonen

eller en invasjon på et annet tidspunkt, hvor lenge de har koeksistert og om det er forskjellige eller samme populasjoner som dominerte i Gjølssjøen i de to påviste dominansperiodene, er likevel uklart.

Når det gjelder Bøvika, tyder resultatene på at dominansen av *G. semen* i innsjøen fra 1986 (figur 11 (B)) kan ha vært et resultat av invasjonen fra Sverige grunnet tidsmessig samsvar med observasjoner fra andre innsjøer på Østlandet (Bjørndalen 1982; Hongve et al. 1988). Algen hadde antakelig etablert seg i Bøvika før 1982 for den kan overleve i innsjøsedimenter i form av hvilecyster under ugunstige forhold (Cronberg et al. 1988) forutsatt lav temperatur (Cronberg 2005; Figueroa & Rengefors 2006). Dette kan f.eks. forklare hvorfor algen ikke ble funnet i Gjølssjøen ved vannprøvetakinger i 1988 og i perioden 1992-2001 (Hagman et al. 2015; Miljødirektoratet u.å.-c).

Den nevnte egenskapen til *G. semen* til å kunne overleve under ugunstige forhold og så bli dominerende under favoriserende forhold gjør det rimelig å anta at det skjedde endringer i begge innsjøene som på et tidspunkt favoriserte arten og muliggjorde dens dominans selv om det eksakte tidspunktet for etableringen av *G. semen* i Gjølssjøen og Bøvika er ukjent. Det er også rimelig å anta at forholdene i Gjølssjøen i de to periodene med påvist dominans av algen var like samt at forholdene som kan ha favorisert algen, var like i begge innsjøene på de tidspunktene da algen dominerte.

G. semen er vist å forekomme i innsjøer med svært varierende forhold når det gjelder pH, fosforkonsentrasjoner, humusinnhold, ledningsevne og innsjømorfometriske parametere (Bjørndalen & Løvstad 1984; Brettum & Andersen 2005; Cronberg et al. 1988; Eloranta & Räike 1995; Findlay et al. 2005; Hongve et al. 1988; Rengefors et al. 2012), og å dra nytte av termisk sjiktning bl.a. for å kunne vandre nedover i vannmassene og få tilgang på næringsstoffer, noe som gjør termisk sjiktning en av faktorene som favoriserer algen (Cronberg et al. 1988; Salonen & Rosenberg 2000) og en av forklaringene på algens økende utbredelse og dominans (Bloch 2010; Rohrlack & Haaland 2017). Faktorer som påvirker dannelse av termisk sjiktning, kan trolig også ha vært viktige for algens utvikling i Gjølssjøen og Bøvika.

Begge innsjøene er grunne, men dannelse av kortvarig sjiktning kan ikke utelukkes i perioder med liten vindpåvirkning da høye konsentrasjoner av humus sørger for rask oppvarming av øvre vannlag (Arvola 1984; Wetzel 2001). Kortvarig sjiktning ble observert i andre grunne innsjøer (Magee & Wu 2017; Rohrlack & Haaland 2017). En tidligere undersøkelse i Gjølssjøen (Eie et al. 1991) viste at det oppstod oksegensvinn i bunnlagene på ettersommeren, men at dannelse av permanent termisk sjiktning var lite sannsynlig som kan skyldes at innsjøen regnes som vindutsatt pga. sin orientering i

nord-sør retning (Viker & Hardeng 1992). I Bøvika ble en reduksjon i oksygenmetning observert på 5 meters dyp og oppvarming av hele innsjøen konstatert (Bjørndalen et al. 1985), trolig fordi Bøvika i likhet med Gjølssjøen ikke er skjermet for vind.

Den første perioden av dominans av *G. semen* i Gjølssjøen varte fra 1905 til 1912, relativt kort tid etter nedsenkningen (ca. 1850, se underkapittel 2.1.1). Med lavere vannstands nivå kan vindpåvirkning ha blitt viktigere, og fullstendig sirkulasjon ble lettere å oppnå, men dersom omfanget av alloktone tilførsler ikke var endret, kan det etter en stund ha gitt økt vannfarge grunnet mindre fortynning og som følge mulighet for sjuktdannelse. Årsmiddeltemperaturene var dessuten noe høyere i perioden 1901-1914 (figur 16) og kan ha forsterket effekten. Bloch 2010 har i tillegg demonstrert at algens vekst er temperaturavhengig, med temperaturoptimum mellom 9 og 12 °C. Høyere temperatur kan derfor ha bidratt til økt algevekst. Dominansperioden ble trolig avbrutt som følge av økt avsetning av forsurede stoffer med konsekvensene det hadde for sjuktdannelse (se underkapittel 4.2.2), og lavere temperaturer i perioden som fulgte (figur 16).

Den andre dominansperioden begynte i Gjølssjøen i ca. 2005 som er mye senere sammenlignet med de andre innsjøene med påvist dominans av *G. semen* i samme region (Bjørndalen 1982; Hongve et al. 1988), inkludert Bøvika hvor begynnelsen av dominansperioden (1986) omtrent sammenfaller med reduksjon i avsetning av forsurede stoffer og økning i temperatur. Endringene det medførte for sjuktdannelse og temperatur i vannmassene (se underkapittel 4.2.2), kan ha skapt gunstige forhold for algen i Bøvika som bekreftes av andre studier (Bloch 2010; Rohrlack & Haaland 2017). De samme virkningene som ble observert i Bøvika, kan derfor forventes å finne i Gjølssjøen siden utviklingen i innsjøene ellers viste stor samvariasjon. Det er ikke kjent om noen endringer i nedbørfeltet til Gjølssjøen i denne perioden, og en mulig forklaring på at *G. semen* ble dominerende på et senere tidspunkt, kan være forskjeller mellom innsjøene. Gjølssjøen kan f.eks. være mer belastet med næringsstoffer delvis som følge av større omfang av jordbruket (se underkapittel 3.5.4) og delvis som følge av innsjøens beliggenhet under marin grense (figur 4) (Haande et al. 2014; Tollan 2002). Innsjøen ble karakterisert som eutrof i 1966 og i sin siste utviklingsfase (Skulberg 1969), med gradvis gjengroing som følge (Viker & Hardeng 1992). Dette kan tolkes som at på det tidspunktet var næringsstoffene kanskje i så stor grad tilgjengelige at *G. semen* ikke kunne utkonkurrere andre fytoplanktonarter. Undersøkelser foretatt om lag 50 år senere (Blindheim & Olsen 2014) oppdaget likevel ikke vesentlige endringer i utbredelse av vannvegetasjonen som kan tyde på at tilførsler av næringsstoffer var stabile. Videre er Gjølssjøen grunnere enn Bøvika og kan være mer vindutsatt pga.

sin morfometri slik at sjiktning i innsjøen blir lettere brutt. Det kan da ha tatt mer tid til at sjiktdannelsen ble regelmessig eller stabil. Perioden like før *G. semen* ble dominerende i Gjølssjøen, var preget av jevn temperaturstigning (figur 16), noe som kan ha påvirket sjiktningen da lengden og stabiliteten av sjiktningen kan øke som følge av høyere temperatur (Jankowski et al. 2006; O'Reilly et al. 2003). Dette forsterkes av høy humusmengde (Read & Rose 2013; Snucins & Gunn 2000). Ifølge Hagman et al. 2015, var det en signifikant økning i vannfarge i Gjølssjøen i perioden 1997-2012. Dette indikerer på at forholdene på det tidspunktet kan ha blitt gunstige nok for algen for å utkonkurrere andre fyttoplanktonarter og å bli dominerende.

5 Konklusjon

I denne studien ble utvikling av *G. semen* sin dominans i innsjøene Gjølssjøen og Bøvika og faktorer som favoriserte algen, undersøkt. Resultatene viste to dominansperioder (1905-1912 og 2005-2017) i Gjølssjøen og en dominansperiode (1986-2017) i Bøvika, som indikerer at forekomst av *G. semen* i Bøvika skyldes nylig invasjon, mens algens forekomst i Gjølssjøen i tillegg til mulig nylig invasjon kan være naturlig eller skyldes invasjon på et tidligere tidspunkt.

Dannelse og stabilitet av termisk sjiktning så ut til å ha særlig stor betydning for dominans av *G. semen* i begge innsjøene, og dominansskiftet var derfor tett knyttet til temperatur og humusmengde. Samtidig var innsjøenes morfometri og nedbørfeltkarakteristika viktige medvirkende faktorer som kan være årsaken til at dominansskiftet i andre dominansperiode i Gjølssjøen inntraff på et senere tidspunkt enn i Bøvika.

Menneskelig aktivitet i nedbørfeltene til begge innsjøene bidro ikke betydelig til endringer i abiotiske faktorer som favoriserte *G. semen*. Utviklingen i nedbørfeltene var beskjedne gjennom hele perioden både i forhold til folkemengde og utbygging. Heller ikke de dominerende næringene opplevde store endringer bortsett fra gradvis modernisering og endringer i sysselsettingsmønsteret. Variasjoner i klima og atmosfærisk avsetning av forsurede stoffer hadde derimot stor påvirkning på faktorer som har betydning for dannelse og stabilitet av termisk sjiktning, og kan ansees som hoveddrivkrefter bak dominansskiftet i favør til *G. semen* i de undersøkte innsjøene. Dette er i samsvar med andre studier som viser en positiv korrelasjon mellom temperatur og forekomst av algen (Bloch 2010; Olrik et al. 2013; Rengefors et al. 2012) og mellom humusmengde og algeoppblomstringer (Brettum 1989; Findlay et al. 2005; Lepistö et al. 1994; Rosén 1981; Willén 2003).

Denne studien tok ikke for seg biotiske faktorer (bl.a. predasjon) som også kan være viktige for at en fytoplanktonart blir dominerende. I tillegg ville det være interessant å se om det var endringer i andel fosfor og nitrogen i innsjøsedimentene for datagrunnlaget i studien ble begrenset av kun generell informasjon om utviklingen i landbruket på kommunebasis og kloakkhåndteringen i nåværende periode.

6 Referanser

- Aas, W., Fiebig, M., Platt, S., Solberg, S. & Yttri, K. E. (2016). Monitoring of long-range transported air pollutants in Norway, annual report 2015. *Report M-562*. Kjeller: Norwegian institute for air research. 119 s.
- Adrian, R., Wilhelm, S. & Gerten, D. (2006). Life-history traits of lake plankton species may govern their phenological response to climate warming. *Global Change Biology*, 12 (4): 652-661.
- Adrian, R., O'Reilly, C. M., Zagarese, H., Baines, S. B., Hessen, D. O., Keller, W., Livingstone, D. M., Sommaruga, R., Straile, D., Van Donk, E., et al. (2009). Lakes as sentinels of climate change. *Limnology and oceanography*, 54 (6): 2283-2297.
- Algesten, G., Sobek, S., Bergström, A.-K., Ågren, A., Tranvik, L. J. & Jansson, M. (2003). Role of lakes for organic carbon cycling in the boreal zone. *Global Change Biology*, 10 (1): 141-147.
- Anderson, N. J., Dietz, R. D. & Engstrom, D. R. (2013). Land-use change not climate controls organic carbon burial in lakes. *Proceedings of the Royal Society B*, 280
- Angeler, D. G. & Johnson, R. K. (2013). Algal invasions, blooms and biodiversity in lakes: accounting for habitat-specific responses. *Harmful Algae*, 23: 60-69.
- Appleby, P. G. (2004). Chronostratigraphic techniques in recent sediments. I: Last, W. M. & Smol, J. P. (red.) b. 1 *Tracking environmental change using lake sediments. Basin analysis, coring, and chronological techniques*, s. 171-203. Dordrecht: Kluwer Academic.
- Arvola, L. (1984). Vertical distribution of primary production and phytoplankton in two small lakes with different humus concentration in Southern Finland. *Holarctic Ecology*, 7 (4): 390-398.
- Asaeda, T. & Van Bon, T. (1997). Modelling the effects of macrophytes on algal blooming in eutrophic shallow lakes. *Ecological Modelling*, 104 (2): 261-287.
- Avnimelech, Y., Ritvo, G., Meijer, L. & Kochba, M. (2001). Water content, organic carbon and dry bulk density in flooded sediments. *Aquacultural engineering*, 25: 25-33.

- Barikmo, J., Paulsen, G., Angell-Petersen, I., Bøkseth, O. K., Eggereide, A., Hansen, J. P. H., Jaren, V., Klock, T., Løbersli, E., Løfaldli, L., et al. (1990). Klimaendring og naturforvaltning. *DN-rapport 1990-1*. Trondheim: Direktoratet for naturforvaltning. 40 s.
- Bechmann, M., Stenrød, M., Greipsland, I., Hauken, M., Deelstra, J., Eggestad, H. O. & Tveiti, G. (2017). Erosjon og tap av næringsstoffer og plantevernmidler fra jordbruksdominerte nedbørfelt - Sammendragsrapport fra Program for jord- og vannovervåking i landbruket (JOVA) for 1992-2016. *NIBIO rapport 71*. Ås: Norsk institutt for bioøkonomi. 88 s.
- Bechmann, M. E., Berge, D., Eggestad, H. O. & Vandsemb, S. M. (2005). Phosphorus transfer from agricultural areas and its impact on the eutrophication of lakes - two long-term integrated studies from Norway. *Journal of Hydrology*, 304 (1–4): 238-250.
- Berge, D., Trydal, I., Tjomsland, T., Hem, L. J. & Røstum, J. (2011). ROS Maridalsvannet - Oset. Forurensningsanalyse av Maridalsvannet med nedbørfelt. Hygieniske barrierer ved Oset vannbehandlingsanlegg. Beskyttelsestiltak i nedbørfeltet. *Rapport 6221*. Oslo: Norsk institutt for vannforskning. 151 s.
- Birks, H. J. B. (2012). Overview of numerical methods in palaeolimnology. I: Birks, H. J. B., Lotter, A. F., Juggins, S. & Smol, J. P. (red.) *Developments in paleoenvironmental research*, b. 5 *Tracking environmental change using lake sediments : Vol. 5 : Data handling and numerical techniques*, s. 19-92. Dordrecht: Springer.
- Bishop, K. & Pettersson, C. (1996). Organic carbon in the boreal spring flood from adjacent subcatchments. *Environment International*, 22 (5): 535-540.
- Bjørndalen, K. (1982). *Gonyostomum semen* - en ny problemalge? *Limnos* (2): 12-15.
- Bjørndalen, K. & Løvstad, Ø. (1984). En regionalundersøkelse av innsjøer i Østfold. Eutrofiering og problemalger. *Vann* (1): 123-132.
- Bjørndalen, K., Hauger, T. & Vallner, P. (1985). Rømsjøen 1983. En vannfaglig vurdering. Moss: Fylkesmannen i Østfold, miljøvernavdelingen. 23 s.
- Bjørnstad, H. E., Brittain, J. E., Saxén, R. & Sundblad, B. (1994). The characterization of radiocaesium transport and retention in nordic lakes. I: Dahlgaard, H. (red.) *Nordic radioecology. The transfer of radionuclides through nordic ecosystems to man* s. 29-44. Amsterdam: Elsevier science.
- Blankenberg, A.-G. B. (2014). Effekt av randsoner langs vassdrag i jordbruksområder på Jæren. Delprosjekt 2. Ås: Bioforsk. 43 s.

- Blindheim, T. & Olsen, K. M. (2014). Kartlegging av naturtyper (NiN) i Gjølssjøen NR, Marker kommune, Østfold. *BioFokus-rapport 2014-3*. Oslo: BioFokus. 42 s.
- Bloch, I. (2010). *Global change impacts on phytoplankton communities in nutrient-poor lakes*. Licentiate thesis. Uppsala: Swedish University of Agricultural Sciences. 34 s.
- Brady, N. C. & Weil, R. R. (2010). *Elements of the nature and properties of soils*. Boston: Pearson educational international. 614 s.
- Bragée, P., Mazier, F., Nielsen, A., Rosén, P., Fredh, D., Broström, A., Graneli, W. & Hammarlund, D. (2015). Historical TOC concentration minima during peak sulfur deposition in two Swedish lakes. *Biogeosciences*, 12: 307-322.
- Brettum, P. (1989). Alger som indikator på vannkvalitet. Planteplankton. *NIVA-rapport. O-86116*. Oslo: Norsk institutt for vannforskning. 111 s.
- Brettum, P. & Andersen, T. (2005). *The use of phytoplankton as indicators of water quality*. NIVA-rapport b. 4818-2004. Oslo: Norwegian Institute for Water Research. 164 s.
- Broadbent, F. E. (1953). The soil organic fraction. I: Norman, A. G. (red.) b. 5 *Advances in agronomy*, s. 153-183. New York: Academic Press.
- Broberg, A. (1994). The distribution and characterization of ^{137}Cs in lake sediments. I: Dahlgaard, H. (red.) *Nordic radioecology. The transfer of radionuclides through nordic ecosystems to man*, s. 45-62. Amsterdam: Elsevier science.
- Børresen, T. (2011). Erosion studies in plot field experiments with different tillage systems in Norway I: Banasik, K., Øygarden, L. & Hejduk, L. (red.) *Prediction and reduction of diffuse pollution, solid emission and extreme flows from rural areas - case study of small agricultural catchments*, s. 153-169. Warsaw: Warsaw University of Life Sciences Press.
- Carpenter, S. R., Caraco, N. F., Correll, D. L., Howarth, R. W., Sharpley, A. N. & Smith, V. H. (1998). Nonpoint pollution of surface waters with phosphorus and nitrogen. *Ecological Applications*, 8 (3): 559-568.
- Clark, J. M., Chapman, P. J., Heathwaite, A. L. & Adamson, J. K. (2006). Suppression of dissolved organic carbon by sulfate induced acidification during simulated droughts. *Environ Sci Technol*, 40 (6): 1776-83.
- Cohen, A. S. (2003). *Paleolimnology: the history and evolution of lake systems*. Oxford: Oxford University Press. 500 s.
- Correll, D. L. (1998). The role of phosphorous in the eutrophication of receiving waters: a review *Journal of Environmental Quality*, 27: 261-266.

- Cowling, E. B. (1980). Acid precipitation and its effects on terrestrial and aquatic ecosystems *Annals of the New York Academy of Sciences*, 338: 540-555.
- Cronberg, G., Lindmark, G. & Björk, S. (1988). Mass development of the flagellate *Gonyostomum semen* (Raphidophyta) in Swedish forest lakes - an effect of acidification. *Hydrobiologia*, 161: 217-236.
- Cronberg, G. (2005). The life cycle of *Gonyostomum semen* (Raphidophyceae). *Phycologia*, 44 (3): 285-293.
- Cuddington, K. & Leavitt, P. R. (1999). An individual-based model of pigment flux in lakes: implications for organic biogeochemistry and paleoecology. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 56: 1964-1977.
- Cunningham, L., Bishop, K., Mettävainio, E. & Rosén, P. (2011). Paleoecological evidence of major declines in total organic carbon concentrations since the nineteenth century in four nemoboreal lakes. *Journal of Paleolimnology*, 45 (4): 507-518.
- Dadey, K. A., Janecek, T. & Klaus, A. (1992). Dry-bulk density: its use and determination. I: Taylor, B., Fujioka, K., Janecek, T. R. & Langmuir, C. (red.) b. 126 *Proceedings of the ocean drilling program. Scientific results*, s. 551-554. College Station: Ocean Drilling Program.
- Davis, R. B., Hess, C. T., Norton, S. A., Hanson, D. W., Hoagland, K. D. & Anderson, D. S. (1984). ^{137}Cs and ^{210}Pb dating of sediments from soft-water lakes in New England (U.S.A.) and Scandinavia, a failure of ^{137}Cs dating. *Chemical Geology*, 44: 151-185.
- Davis, R. B., Anderson, D. S. & Berge, F. (1985). Paleolimnological evidence that lake acidification is accompanied by loss of organic matter *Nature*, 316: 436-438.
- Det statistiske centralbyrå. (1910). *Jordbrukstællingen i Kongeriket Norge 30 september 1907. Andet hefte. Arealet og dets anvendelse. Procentberegninger m.m.* . Kristiania: Det statistiske centralbyrå. 145 s.
- Det statistiske centralbyrå. (1921). *Jordbrukstællingen i Norge 1 januar 1918. Annet hefte. Arealet og dets anvendelse m.v. Oversikt over tellingens resultater*. Kristiania: Det statistiske centralbyrå. 221 s.
- Det statistiske centralbyrå. (1931). *Jordbrukstællingen i Norge 20 juni 1929. Annet hefte. Arealet og dets anvendelse m.v.* Oslo: Det statistiske centralbyrå. 230 s.
- Det statistiske sentralbyrå. (1940). *Jordbrukstællingen i Norge 20 juni 1939. Første hefte. Arealet, husdyrholdet m.v. Herredsvise oppgaver*. Oslo: Det statistiske sentralbyrå. 312 s.

- Dillon, P. J. & Molot, L. A. (1997). Effect of landscape form on export of dissolved organic carbon, iron, and phosphorus from forested stream catchments. *Water Resources Research*, 33 (11): 2591-2600.
- Driftsassistansen i Østfold. (u.å.). *Kart over renseanleggene i Østfold*. Tilgjengelig fra: <http://dao.no/om/index.html> (lest 14.03.2018).
- Eie, J. A., Jøsang, O., Marker, E. & Schei, P. J. (1991). *Naturfaglige undersøkelser av en del områder i Østfold. "Landsplanen for verneverdige områder og forekomster"*, Miljøverndepartementet 1973-1976. Moss: Fylkesmannen i Østfold. 66 s.
- Einsele, G., Yan, J. & Hinderer, M. (2001). Atmospheric carbon burial in modern lake basins and its significance for the global carbon budget. *Global and Planetary Change*, 30 (3): 167-195.
- 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): 4733-4739.
- Eliassen, S. G. (1978). Fra viking til industriarbeider. I: Øy, N. E. (red.) *Østfold. Bygd og by i Norge* s. 145-183. Oslo: Gyldendal.
- Eliassen, S. G. (2009). *Rømskog bygdebok. Kulturhistorien fra de eldste tider fram til 1902*, b. 2. Rømskog: Rømskog kommune. 400 s.
- Eliassen, S. G. (2013). *Rømskog bygdebok. Kulturhistorie 2013. Fra 1902 inn i 2000*, b. 3. Rømskog: Rømskog kommune. 607 s.
- Eloranta, P. & Räike, A. (1995). Light as a factor affecting the vertical distribution of *Gonyostomum semen* (Ehr.) Diesing (Raphidophyceae) in lakes. *Aqua Fennica*, 25: 15-22.
- Erikson, T. (2009). *Noral er konkurs. Smaalenenes avis*. Tilgjengelig fra: <https://www.smaalenene.no/lokale-nyheter/noral-er-konkurs/s/1-87-4421530> (lest 24.02.2018).
- Evans, C. D., Monteith, D. T. & Cooper, D. M. (2005). Long-term increases in surface water dissolved organic carbon: observations, possible causes and environmental impacts. *Environmental Pollution*, 137 (1): 55-71.
- Figueroa, R. I. & Rengefors, K. (2006). Life cycle and sexuality of the freshwater raphidophyte *Gonyostomum semen* (Raphidophyceae) *Journal of Phycology*, 42 (4): 859-871.
- Findlay, D. L., Kasian, S. E. M., Turner, M. T. & Stainton, M. P. (1999). Responses of phytoplankton and epilithon during acidification and early recovery of a lake. *Freshwater Biology*, 42 (1): 159-175.

- Findlay, D. L., Paterson, J. J., Hendzel, L. L. & Kling, H. J. (2005). Factors influencing *Gonyostomum semen* blooms in a small boreal reservoir lake. *Hydrobiologia*, 533 (1): 243-252.
- Finstad, A. G., Andersen, T., Larsen, S., Tominaga, K., Blumentrath, S., de Wit, H. A., Tømmervik, H. & Hessen, D. O. (2016). From greening to browning: catchment vegetation development and reduced S-deposition promote organic carbon load on decadal time scales in Nordic lakes. *Scientific Reports*, 6. Tilgjengelig fra: <http://www.nature.com/articles/srep31944> (lest 20.09.2017).
- Flexit. (u.å.). Om oss. Tilgjengelig fra: <https://www.flexit.no/om-flexit/om-oss> (lest 07.02.2018).
- Framstad, E., Hanssen-Bauer, I., Hofgaard, A., Kvamme, M., Ottesen, P., Toresen, R., Wright, R., Ådlandsvik, B., Løbersli, E. & Dalen, L. (2006). Effekter av klimaendringer på økosystem og biologisk mangfold. *DN-utredning 2006-2*. Trondheim: Direktoratet for naturforvaltning. 62 s.
- Freeman, C., Evans, C. D., Monteith, D. T., Reynolds, B. & Fenner, N. (2001). Export of organic carbon from peat soils. *Nature*, 412: 785.
- Garmo, Ø., Skancke, L. B. & Høgåsen, T. (2016). Overvåking av langtransportert forurenset luft og nedbør. Årsrapport - vannkjemiske effekter 2015. *Rapport M-613*. Hamar: Norsk institutt for vannforskning. 82 s.
- Golterman, H. L. (1975). *Physiological limnology: an approach to the physiology of lake ecosystems*. Developments in water science, b. 2. Amsterdam: Elsevier Scientific Publishing. 490 s.
- Grøndahl, U. (2006). *Rømskog bygdebok. Bosettings- og næringshistorie*, b. 1. Rømskog: Rømskog kommune. 640 s.
- Guay, K. C., Beck, P. S. A., Berner, L. T., Goetz, S. J., Baccini, A. & Buermann, W. (2014). Vegetation productivity patterns at high northern latitudes: a multi-sensor satellite data assessment. *Global Change Biology*, 20 (10): 3147-3158.
- Guo, L. B. & Gifford, R. (2002). Soil carbon stocks and land use change: a meta analysis. *Global Change Biology*, 8 (4): 345-360.
- Haaland, S., Hongve, D., Laudon, H., Riise, G. & Vogt, R. D. (2010). Quantifying the drivers of the increasing colored organic matter in boreal surface waters. *Environmental Science and Technology*, 44: 2975-2980.
- Haande, S., Rohrlack, T. & Kyle, M. (2014). Utvikling av vannkvalitet i Haldenvassdraget. Sammenstilling av lange tidsserier (1968-2013). Paleolimnologiske undersøkelser i

- Bjørkelangen og Hemnessjøen. *Rapport 6652-2014* Oslo: Norsk institutt for vannforskning. 45 s.
- Haga, A. (1980). *Taksering av fuglefaunaen knyttet til ulike innsjøtyper i Østfold. Et metodisk studium.* Oslo: Universitetet i Oslo.
- Hagman, C. H. C., Ballot, A., Hjermann, D. O., Skjelbred, B., Brettum, P. & Ptacnik, R. (2015). The occurrence and spread of *Gonyostomum semen* (Ehr.) Diesing (Raphidophyceae) in Norwegian lakes. *Hydrobiologia*, 744 (1): 1-14.
- Hardeng, G. (1974). Gjølshø i Marker, en verneverdig næringsrik innsjø i Østfold. *Østfold-ornitologen* (2-3): 35-39.
- Hawryshyn, J., Rühland, K. M., Julius, M. & Smol, J. P. (2012). Absence of evidence is not evidence of absence: is *Stephanodiscus binderanus* (Bacillariophyceae) an exotic species in the great lakes region? *Journal of Phycology*, 48 (2): 270-274.
- Hermann, A., Krienitz, L. & Koschel, R. (2001). Long-term phytoplankton changes in an artificially divided, top-down manipulated humic lake. *Hydrobiologia*, 448 (1): 83-96.
- Heiri, O., Lotter, A. F. & Lemcke, G. (2001). Loss on ignition as a method for estimating organic and carbonate content in sediments: reproducibility and comparability of results. *Journal of Paleolimnology*, 25 (1): 101-110.
- Heyerdahl, R., Krog, M. E., Krog, S. F. & Kvaal, B. (red.). (2013). *Marker 1964-2014: ei bygd i utvikling.* Ørje: Marker historielag. 192 s.
- Hongve, D., Løvstad, Ø. & Bjørndalen, I. (1988). *Gonyostomum semen* - a new nuisance to bathers in Norwegian lakes. *Verh. Internat. Verein. Limnol.*, 23: 430-434.
- Hongve, D., Riise, G. & Kristiansen, J. F. (2004). Increased colour and organic acid concentrations in Norwegian forest lakes and drinking water – a result of increased precipitation? *Aquatic Sciences*, 66 (2): 231-238.
- Hudson, B. D. (1994). Soil organic matter and available water capacity. *Journal of Soil and Water Conservation*, 49 (2): 189-194.
- Hundstad, D. (2017). *Landet bindes sammen: transport.* Tilgjengelig fra: <https://www.norgeshistorie.no/forste-verdenskrig-og-mellomkrigstiden/kommunikasjon-og-kunnskap/1622-landet-binde-sammen-transport.html> (lest 07.02.2018).
- Huser, B. J. & Rydin, E. (2005). Phosphorus inactivation by aluminum in Lakes Gårdsjön and Härsvatten sediment during the industrial acidification period in Sweden. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 62 (8): 1702-1709.

- Håkanson, L. & Jansson, M. (1983). *Principles of lake sedimentology*. Berlin: Springer. 316 s.
- Jankowski, T., Livingstone, D. M., Bührer, H., Forster, R. & Niederhauser, P. (2006). Consequences of the 2003 European heat wave for lake temperature profiles, thermal stability, and hypolimnetic oxygen depletion: Implications for a warmer world. *Limnology and Oceanography*, 51 (2): 815-819.
- Jansson, M. (1998). Nutrient limitation and bacteria-phytoplankton interactions in humic lakes. I: Hessen, D. O. & Tranvik, L. J. (red.) *Aquatic humic substances. Ecology and biogeochemistry*, s. 177-195. Berlin: Springer.
- Jepsen, R., Roberts, J. & Lick, W. (1997). Effects of bulk density on sediment erosion rates. *Water, Air, and Soil Pollution*, 99 (1): 21-31.
- Johansson, K. S. L. (2013). *Drivers and food web effects of Gonyostomum semen blooms*. PhD. Uppsala: SLU Service. 53 s.
- Johansson, K. S. L., Triga, C., Vrede, T. & Johnson, R. K. (2013). Community structure in boreal lakes with recurring blooms of the nuisance flagellate *Gonyostomum semen*. *Aquatic Sciences*, 75 (3): 447-455.
- Jolliffe, I. T. & Cadima, J. (2016). Principal component analysis: a review and recent developments. *Philosophical transactions. Series A, Mathematical, physical, and engineering sciences*, 374 (2065). Tilgjengelig fra: <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pmc/articles/PMC4792409/> (lest 01.03.2018).
- Jones, R. I. (1998). Phytoplankton, primary production and nutrient cycling. I: Hessen, D. O. & Tranvik, L. J. (red.) *Aquatic humic substances. Ecology and biogeochemistry*, s. 145-175. Berlin: Springer.
- Kalff, J. (2002). *Limnology: inland water ecosystems*. Upper Saddle River: Prentice Hall. 592 s.
- Kanalkontoret. (1881). *Kanalvæsenets Historie. Fredrikshalds Vasdrag*, b. 1. Kristiania: Steenske bogtrykkeri. 180 s.
- Karentz, D., Bothwell, M. L., Coffin, R. B., Hanson, A., Herndl, G. J., Kilham, S. S., Lesser, M. P., Lindell, M., Moeller, R. E., Morris, D. P., et al. (1994). Impact of UV-B radiation on pelagic freshwater ecosystems: Report of working group on bacteria and phytoplankton. *Archiv Fur Hydrobiologie*, 43: 31-69.
- Karosiene, J., Kasperoviciene, J., Koreiviene, J., Savadova, K. & Vitonyte, I. (2016). Factors promoting persistence of the bloom-forming *Gonyostomum semen* in temperate lakes. *Limnologica*, 60: 51-58.

- Kartverket. (u.å.). *Norgeskart*. Tilgjengelig fra: www.norgeskart.no/#!?project=seeiendom&layers=1002,1015&zoom=4&lat=7197864.00&lon=396722.00 (lest 20.11.2017).
- Kaushal, S. & Binford, M. W. (1999). Relationship between C:N ratios of lake sediments, organic matter sources, and historical deforestation in Lake Pleasant, Massachusetts, USA. *Journal of Paleolimnology*, 22 (4): 439-442.
- Kirk, J. T. O. (2011). *Light and photosynthesis in aquatic ecosystems*. 3. utg. Cambridge: Cambridge University Press. 649 s.
- Kissman, C. E. H., Williamson, C. E., Rose, K. C. & Saros, J. E. (2013). Response of phytoplankton in an alpine lake to inputs of dissolved organic matter through nutrient enrichment and trophic forcing. *Limnology and Oceanography*, 58 (3): 867-880.
- Klaminder, J., Appleby, P., Crook, P. & Renberg, I. (2012). Post-deposition diffusion of ^{137}Cs in lake sediment: Implications for radiocaesium dating. *Sedimentology*, 59 (7): 2259-2267.
- Kopáček, J., Hejzlar, J., Borovec, J., Porcal, P. & Kotorova, I. (2000). Phosphorus inactivation by aluminum in the water column and sediments: Lowering of in-lake phosphorus availability in an acidified watershed-lake ecosystem. *Limnology and Oceanography*, 45 (1): 212-225.
- Kortelainen, P., Mattsson, T., Finér, L., Ahtiainen, M., Saukkonen, S. & Sallantausta, T. (2006). Controls on the export of C, N, P and Fe from undisturbed boreal catchments, Finland. *Aquatic Sciences*, 68 (4): 453-468.
- Krebs, C. J. (2014). *Ecology: the experimental analysis of distribution and abundance*. 6. utg. Harlow: Pearson Education Limited. 646 s.
- Kristiansen, Ø. J. (1991). Kalking av sure vann i Østfold: overvåkning 1988 - 1990. *Rapport 2/91*. Moss: Fylkesmannen i Østfold. 53 s.
- Kvam, A. (2015). *Langtidsutvikling og drivkrefter til variasjon i vannkvalitet i en eutrof innsjø - Innsjøsedimenter som arkiv for autrof produksjon og alloktone tilførsler av organisk materiale, med eksempel fra Helgetjern*. Masteroppgave: Norges miljø- og biovitenskapelige universitet. 87 s.
- Kyle, M. (2015). *Learning from the past: using lake sediments as chemical and biological archives*. PhD Ås: Norwegian University of Life Sciences. 169 s.
- Larsen, S., Andersen, D. & Hessen, D. O. (2011). Climate change predicted to cause severe increase of organic carbon in lakes. *Global Change Biology*, 17: 1186-1192.

- Lean, D. (1998). Attenuation of solar radiation in humic waters. I: Hessen, D. O. & Tranvik, L. J. (red.) *Aquatic humic substances. Ecology and biogeochemistry*, s. 109-124. Berlin: Springer.
- Leavitt, P. R. & Findlay, D. L. (1994). Comparison of fossil pigments with 20 years of phytoplankton data from eutrophic lake 227, Experimental Lakes Area, Ontario. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 51 (10): 2286-2299.
- Leavitt, P. R. & Hodgson, D. A. (2001). Sedimentary pigments. I: Smol, J. P., Birks, H. J. B., Last, W. M., Bradley, R. S. & Alverson, K. (red.) *Tracking Environmental Change Using Lake Sediments: Terrestrial, Algal, and Siliceous Indicators*, s. 295-325. Dordrecht: Springer Netherlands.
- Lebret, K., Kritzberg, E. S. & Rengefors, K. (2013). Population genetic structure of a microalgal species under expansion. *Plos One*, 8 (12). Tilgjengelig fra: <http://journals.plos.org/plosone/article?id=10.1371/journal.pone.0082510> (lest 28.05.2017).
- Lebret, K., Tesson, S. V. M., Kritzberg, E. S., Tomas, C. & Rengefors, K. (2015). Phylogeography of the freshwater raphidophyte *Gonyostomum semen* confirms a recent expansion in Northern Europe by a single haplotype *Journal of Phycology*, 51 (4): 768-781.
- Lepistö, A., Futter, M. N. & Kortelainen, P. (2014). Almost 50 years of monitoring shows that climate, not forestry, controls long-term organic carbon fluxes in a large boreal watershed. *Global Change Biology*, 20 (4): 1225-1237.
- Lepistö, L., Antikainen, S. & Kivinen, J. (1994). The occurrence of *Gonyostomum semen* (Ehr.) Diesing in Finnish lakes *Hydrobiologia*, 273 (1): 1-8.
- Lewis, W. M. J. (2011). Global primary production of lakes: 19th Baldi Memorial Lecture. *Inland Waters*, 1: 1-28.
- Likens, G. E. (1973). Primary production: freshwater ecosystems. *Human Ecology*, 1 (4): 347-356.
- Litchman, E. (2010). Invisible invaders: non-pathogenic invasive microbes in aquatic and terrestrial ecosystems. *Ecology Letters*, 13 (12): 1560-1572.
- Lydersen, E. (1998). Humus and acidification. I: Hessen, D. O. & Tranvik, L. J. (red.) *Aquatic humic substances. Ecology and biogeochemistry*, s. 63-92. Berlin: Springer.
- Løken trevare AS. (u.å.). Om oss. Tilgjengelig fra: www.lokentrevare.no/omoss.asp (lest 24.02.2018).
- Magee, M. R. & Wu, C. H. (2017). Response of water temperatures and stratification to changing climate in three lakes with different morphometry *Hydrology and Earth System Sciences*, 21: 6253-6274.
- Malmer, N. (1976). Acid precipitation: chemical changes in the soil. *Ambio*, 5 (5/6): 231-234.

- Marker kommune. (2016a). *Kommunalt avløp*. Tilgjengelig fra: <https://www.marker.kommune.no/kommunalt-avloep.376138.no.html> (lest 14.03.2018).
- Marker kommune. (2016b). *Kommuneplanens samfunnsdal 2016-2018*. Ørje: Marker kommune. 30 s.
- Mattsson, T., Kortelainen, P. & Räike, A. (2005). Export of DOM from boreal catchments: impacts of land use cover and climate. *Biogeochemistry*, 76 (2): 373-394.
- Meili, M. (1992). Sources, concentrations and characteristics of organic matter in softwater lakes and streams of the Swedish forest region. *Hydrobiologia*, 229 (1): 23-41.
- Menounos, B. (1997). The water content of lake sediments and its relationship to other physical parameters: an alpine case study. *The Holocene*, 7 (2): 207-212.
- Meteorologisk institutt. (u.å.). *eKlima. Gratis tilgang til Meteorologisk institutts vær- og klimadata fra historiske data til sanntidsobservasjoner*. Tilgjengelig fra: http://sharki.oslo.dnmi.no/portal/page?_pageid=73,39035,73_39049&_dad=portal&_schema=PORTAL (lest 18.10.2017).
- Meyer-Jacob, C., Tolu, J., Bigler, C., Yang, H. & Bindler, R. (2015). Early land use and centennial scale changes in lake-water organic carbon prior to contemporary monitoring. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 112 (21): 6579-6584.
- Meyers, P. A. & Teranes, J. L. (2001). Sediment organic matter. I: Last, W. M. & Smol, J. P. (red.) b. *2 Tracking environmental change using lake sediments. Physical and geochemical methods*, s. 239-269. Dordrecht: Kluwer Academic Publishers.
- Miljødirektoratet. (u.å.-a). *Braneselva*. Naturbase. Fakta: naturtype. Tilgjengelig fra: <http://faktaark.naturbase.no/naturtype?id=BN00112591> (lest 04.09.2017).
- Miljødirektoratet. (u.å.-b). *Bøenselva*. Naturbase. Fakta: naturtype. Tilgjengelig fra: <http://faktaark.naturbase.no/naturtype?id=BN00038301> (lest 04.09.2017).
- Miljødirektoratet. (u.å.-c). *Vannmiljø*. Tilgjengelig fra: vannmiljo.miljodirektoratet.no/ (lest 26.11.2017).
- Miljøvernnavdeling. (1986). Årsmelding 1985. *Rapport 5/86*. Moss: Fylkesmannen i Østfold. 66 s.
- Miller, W. L. (1998). Effects of UV radiation on aquatic humus: photochemical principles and experimental considerations. I: Hessen, D. O. & Tranvik, L. J. (red.) *Aquatic humic substances. Ecology and biogeochemistry*, s. 125-143. Berlin: Springer.
- Molles Jr., M. C. (2008). *Ecology: concepts and applications*. 4. utg. New York: McGraw-Hill. 604 s.

- Monsrud, J. (1999). *Bilen ble allemannseie i 1960*. Tilgjengelig fra: <https://www.ssb.no/transport-og-reiseliv/artikler-og-publikasjoner/bilen-ble-allemannseie-i-1960> (lest 22.02.2018).
- Monteith, D. T., Stoddard, J. L., Evans, C. D., de Wit, H. A., Forsius, M., Hogasen, T., Wilander, A., Skjelkvale, B. L., Jeffries, D. S., Vuorenmaa, J., et al. (2007). Dissolved organic carbon trends resulting from changes in atmospheric deposition chemistry. *Nature*, 450 (7169): 537-540.
- Montgomery, J. M. (1976). *Forest harvest, residue treatment, reforestation and protection of water quality*. Seattle: U.S. Environmental Protection Agency. 273 s.
- Nesst Transport AS. (u.å.). *Om oss*. Tilgjengelig fra: http://nessettransport.no/om_oss/ (lest 24.02.2018).
- Nilsen, G. B. (2007). *Gårds- og slektshistorie for Øymark*, b. 1. Ørje: Marker historielag. 712 s.
- Nilsen, G. B. (2008). *Gårds- og slektshistorie for Øymark*, b. 2. Ørje: Marker historielag. 644 s.
- Nilsen, N. (1914). *Rømskogen herred 1814-1914: bidrag til en bygdebeskrivelse*. Fredrikshald: E. Sem. 61 s.
- Nord Steinby Kro og camping. (u.å.). *Nord Steinby Kro og camping*. Tilgjengelig fra: <http://www.nordsteinby-camping.com/> (lest 17.02.2018).
- Norges geologiske undersøkelse. (u.å.-a). *Berggrunn N250*. Tilgjengelig fra: <http://geo.ngu.no/kart/minkommune/> (lest 04.09.2017).
- Norges geologiske undersøkelse. (u.å.-b). *Løsmasser*. Tilgjengelig fra: <http://geo.ngu.no/kart/minkommune/> (lest 04.09.2017).
- Norges geologiske undersøkelse. (u.å.-c). *Marine grense og tidligere havdekte områder*. Tilgjengelig fra: <http://geo.ngu.no/kart/minkommune/> (lest 10.10.2017).
- Norges vassdrags- og energidirektorat. (u.å.-a). *Gjølsjøen*. Tilgjengelig fra: <https://vannnett.no/portal/#/waterbody/001-334-L> (lest 09.05.2018).
- Norges vassdrags- og energidirektorat. (u.å.-b). *NEVINA. Nedbørfelt-Vannføring-INdeks-Analyse*. Tilgjengelig fra: <http://nevina.nve.no/> (lest 23.02.2018).
- Norges vassdrags- og energidirektorat. (u.å.-c). *Rømsjøen*. Tilgjengelig fra: <https://vannnett.no/portal/#/waterbody/314-373-L> (lest 09.05.2018).
- Norsk institutt for bioøkonomi. (2016). *Private avløpsløsninger i norske kommuner*. Tilgjengelig fra: <http://128.39.191.34/openavlop/?zoom=9&lat=8314380.25048&lon=1277198.65968&layers=FTBF> (lest 17.03.2018).

- Norsk institutt for bioøkonomi. (u.å.). *Kilden: jordsmonn. Erosjonsrisiko*. Tilgjengelig fra: https://kilden.nibio.no/?X=7334000.00&Y=400000.00&zoom=0&lang=nb&topic=arealinformasjon&bgLayer=graa_tone_cache (lest 04.09.2017).
- Nyborg, Å. A., Solbakken, E., Svendgård-Stokke, S., Lågbu, R., Klakegg, O. & Sperstad, R. (2008). *Jordsmonnatlas for Norge. Beskrivelse og klassifikasjon av jordsmonnet på dyrka mark i Østfold*. Ås: Norsk institutt for skog og landskap. 207 s.
- O'Reilly, C. M., Alin, S. R., Plisnier, P.-D., Cohen, A. S. & McKee, B. A. (2003). Climate change decreases aquatic ecosystem productivity of Lake Tanganyika, Africa. *Nature*, 424: 766-768.
- O'Sullivan, P. (2005). Palaeolimnology. I: O'Sullivan, P. E. & Reynolds, C. S. (red.) b. 1 *The lakes handbook. Limnology and limnetic ecology* s. 609-666. Malden: Blackwell Publishing.
- Olrik, K., Cronberg, G. & Annadotter, H. (2013). Lake phytoplankton responses to global climate changes. I: Goldman, C. R., Kumagi, M. & Robarts, R. D. (red.) *Climate change and global warming of inland waters: impacts and mitigation for ecosystems and societies*, s. 173-199. Chichester: Wiley-Blackwell.
- Pęczyła, W., Poniewozik, M. & Szczurowska, A. (2013). *Gonyostomum semen* (Ehr.) Diesing bloom formation in nine lakes of Polesie region (Central-Eastern Poland). *Annales De Limnologie-International Journal of Limnology*, 49 (4): 301-308.
- Prairie, Y. T. & Cole, J. J. (2010). Carbon, unifying currency. I: Likens, G. E. (red.) *Biogeochemistry of inland waters. A derivative of Encyclopedia of inland waters*, s. 453-456. Amsterdam: Academic press.
- Prentis, P. J., Wilson, J. R. U., Dormontt, E. E., Richardson, D. M. & Lowe, A. J. (2008). Adaptive evolution in invasive species. *Trends in Plant Science*, 13 (6): 288-294.
- Read, J. S. & Rose, K. C. (2013). Physical responses of small temperate lakes to variation in dissolved organic carbon concentrations. *Limnology and Oceanography*, 58 (3): 921-931.
- Regjeringen.no. (2014). *Innviet mobil sankker på Ørje tollsted*. Tilgjengelig fra: <https://www.regjeringen.no/no/aktuelt/Innviet-mobil-skanner-pa-Orje-tollsted1/id2340934> (lest 17.02.2018).
- Rengefors, K., Weyhenmeyer, G. A. & Bloch, I. (2012). Temperature as a driver for the expansion of the microalga *Gonyostomum semen* in Swedish lakes. *Harmful Algae*, 18: 65-73.
- Reuss, N. (2005). *Sediment pigments as biomarkers of environmental change* PhD thesis. Roskilde: University of Copenhagen. 33 s.

- Riise, G., Krogstad, T. & Rohrlack, T. (2013). Årungens trofiutvikling og eksponering for miljøgifter - endringer med tiden - "referansetilstand" studert ved sedimentanalyser. *IPM-Rapport 2/2013*. Ås: Institutt for miljø- og plantevitenskap. 24 s.
- Ringsby, T. H. (1986). *Kartlegging og beskrivelse av vegetasjonssamfunn i Gjølshjøl, Marker kommune, Østfold*. Bø: Telemark distriktshøgskole. 62 s.
- Rohrlack, T. & Haaland, S. (2017). Paleolimnologisk undersøkelse av Lundebyvannet i Eidsberg kommune. *MINA fagrapport 44*. Ås: NMBU. 20 s.
- Rosén, G. (1981). *Tusen sjöar : växtplanktons miljökrav*. Rapporter (Statens naturvårdsverk). Stockholm: Liber. 120 s.
- Rowan, K. S. (1989). *Photosynthetic pigments of algae*. Cambridge: Cambridge university press. 334 s.
- Räsänen, J., Kenttämies, K. & Sandman, O. (2007). Paleolimnological assessment of the impact of logging on small boreal lakes. *Limnologica - Ecology and Management of Inland Waters*, 37 (2): 193-207.
- Rømskog kommune. (2015). *Vann og avløp*. Tilgjengelig fra: www.romskog.kommune.no/vann-og-avloep.239533.no.html (lest 17.03.2018).
- Rømskog kommune. (2017). Planbeskrivelse. Kommuneplan for Rømskog kommune. Høringsforslag. Rømskog: Rømskog kommune. 21 s.
- Rømskog Næringspark AS. (u.å.). *Om*. Tilgjengelig fra: <http://romskogpark.no/om/> (lest 17.02.2018).
- Rørslett, B. & Skulberg, O. (1968). Vern av naturlig næringsrike innsjøer i Norge: en foreløpig oversikt over noen eutrofe innsjøer i Sør-Norge og deres botaniske forhold. *Rapport O-70/66*. Blindern: Norsk institutt for vannforskning. 50 s.
- Salonen, K., Kononen, K. & Arvola, L. (1983). Respiration of plankton in two small, polyhumic lakes. *Hydrobiologia*, 101 (1): 65-70.
- Salonen, K. & Rosenberg, M. (2000). Advantages from diel vertical migration can explain the dominance of *Gonyostomum semen* (Raphidophyceae) in a small, steeply-stratified humic lake. *Journal of Plankton Research*, 22 (10): 1841-1853.
- Sassenhagen, I., Rengefors, K., Richardson, T. L. & Pinckney, J. L. (2014). Pigment composition and photoacclimation as keys to the ecological success of *Gonyostomum semen* (Raphidophyceae, Stramenopiles) *Journal of Phycology*, 50 (6): 1146-1154.
- Schartau, A. K., Fjellheim, A., Garmo, Ø., Halvorsen, G. A., Hesthagen, T., Saksgård, R., Skancke, L. B. & Walseng, B. (2016). Effekter av langtransporterte forurensninger i norske innsjøer –

- forsuringstilstand og trender. Inkludert nye overvåkingsdata fra 2012-2014. *Rapport M-503*. Oslo: Norsk institutt for naturforskning. 182 s.
- Scheffer, M. (2004). *Ecology of shallow lakes*. Dordrecht: Kluwer Academic Publishers. 357 s.
- Schindler, D. W., Beaty, K. G., Fee, E. J., Cruikshank, D. R., DeBruyn, E. R., Findlay, D. L., Linsey, G. A., Shearer, J. A., Stainton, M. P. & Turner, M. A. (1990). Effects of climatic warming on lakes of the central boreal forest. *Science*, 250 (4983): 967-970.
- Schindler, D. W. (1997). Widespread effects of climatic warming on freshwater ecosystems in North America *Hydrological Processes*, 11 (8): 1043-1067.
- Sedell, J. R., Leone, F. N. & Duval, W. S. (1991). Water transportation and storage of logs. I: Meehan, W. R. (red.) *Influences of forest and rangeland management on salmonid fishes and their habitats* s. 325-368. Bethesda: American Fisheries Society.
- Seip, H. M. (2001). Acid rain and climate change - do these environmental problems have anything in common? *Cicerone* (6): 1-7.
- Skarbøvik, E., Haande, S., Bechmann, M. & Skjelbred, B. (2016). *Overvåking Morsa 2014-2015. Resultater fra overvåking av innsjøer, elver og bekker i perioden 1. november 2014 – 31. oktober 2015*, b. 2. Ås: Norsk institutt for bioøkonomi. 98 s.
- Skjelkvåle, B. L., Henriksen, A., Faafeng, B., Fjeld, E., Traaen, T., Lien, L., Lydersen, E. & Buan, A. K. (1997). Regional innsjøundersøkelse 1995. En vannkjemisk undersøkelse av 1500 norske innsjøer. *Rapport 677/96 1894-7948*. Oslo: Norsk institutt for vannforskning. 73 s.
- Skjelkvåle, B. L., Stoddard, J. L., Jeffries, D. S., Tørseth, K., Høgåsen, T., Bowman, J., Mannio, J., Monteith, D. T., Mosello, R., Rogora, M., et al. (2005). Regional scale evidence for improvements in surface water chemistry 1990–2001. *Environmental Pollution*, 137 (1): 165-176.
- Skulberg, O. (1969). Gjølssjø i Marker, Østfold. *O-70/66*. Oslo: Norsk institutt for vannforskning. 7 s.
- Skulberg, O. M. (1978). En ny lemnide i norsk flora - svanemat (*Ricciocarpus natans*) i Gjølssjøen, Haldenvassdraget. *Blyttia*, 36 (1): 27-34.
- Smol, J. P. (2008). *Pollution of lakes and rivers: a paleoenvironmental perspective*. 2 utg. Oxford: Blackwall publishing. 383 s.
- Snucins, E. & John, G. (2000). Interannual variation in the thermal structure of clear and colored lakes. *Limnology and Oceanography*, 45 (7): 1639-1646.

- Spikkeland, I. (2013). Miljøtilstanden i Rømsjøen 2011 målt ved forekomst av vannplanter. I: Hardeng, G. (red.) *Naturfaglige undersøkelser av områder i Østfold*, b. XII *Naturfaglige registreringer i Østfold*, s. 13-19. Moss: Fylkesmannen i Østfold.
- Spikkeland, I. (2014). Biologisk mangfold i Haldenvassdraget. Om planter og dyr knyttet til vann i vassdragets nedbørfelt. *Rapport 1/2014*. Ørje: Haldenvassdragets kanalmuseum. 52 s.
- Spikkeland, I. (2015). Biologisk overvåkning av Haldenvassdraget. Bunndyr i bekker og elver høsten 2014. Oppsummering av bunndyrundersøkelsene 2008-2014. Rapport 1/2015. I: Hardeng, G. (red.) b. 4 *Vannundersøkelser i Østfold. Samlerapport. Naturfaglige undersøkelser av områder i Østfold XV*, s. 138-222. Moss: Fylkesmannen i Østfold.
- Statens vegvesen. (u.å.). *Vegkart*. Tilgjengelig fra: <https://www.vegvesen.no/vegkart/vegkart/#kartlag:geodata/@600000,7225000,3> (lest 09.09.2017).
- Statistisk sentralbyrå. (1950). *Jordbrukstelingen i Norge 20. juni 1949. Første hefte. Arealet, husdyrholdet m.v. Herredsvise oppgaver*. Oslo: Statistisk sentralbyrå. 419 s.
- Statistisk sentralbyrå. (1956). *Folketellingen 1. desember 1950. Tredje hefte. Folkemengden etter hovedyrke i de enkelte kommuner og fylker*. Oslo: Statistisk sentralbyrå. 236 s.
- Statistisk sentralbyrå. (1961). *Jordbruksteljinga i Noreg 20. juni 1959. Første hefte. Areal, husdyrhald m.m.* Oslo: Statistisk sentralbyrå. 336 s.
- Statistisk sentralbyrå. (1964). *Folketelling 1960. Hefte III. Folkemengden etter næring, stilling og sosial status*. Oslo: Statistisk sentralbyrå. 287 s.
- Statistisk sentralbyrå. (1969). *Skogbrukstelling 1. september 1967. Hefte 1. Eiendommer, areal, eierforhold m.v.* Oslo: Statistisk sentralbyrå. 277 s.
- Statistisk sentralbyrå. (1975). *Folke- og boligtelling 1970. Hefte II. Næring, yrke og arbeidstid m.v.* Oslo: Statistisk sentralbyrå. 325 s.
- Statistisk sentralbyrå. (1981a). *Folke- og boligtelling 1. november 1980. 0119 Marker*. Kongsvinger: Statistisk sentralbyrå. 41 s.
- Statistisk sentralbyrå. (1981b). *Folke- og boligtelling 1. november 1980. 0121 Rømskog*. Kongsvinger: Statistisk sentralbyrå. 41 s.
- Statistisk sentralbyrå. (1983). *Landbruksteljing 20. juni 1979, Hefte VII. Skogbruk*. Oslo: Statistisk sentralbyrå. 236 s.
- Statistisk sentralbyrå. (1991a). *Folke- og boligtelling 1990. Kommunehefte. 0119 Marker*. Kongsvinger: Statistisk sentralbyrå. 40 s.

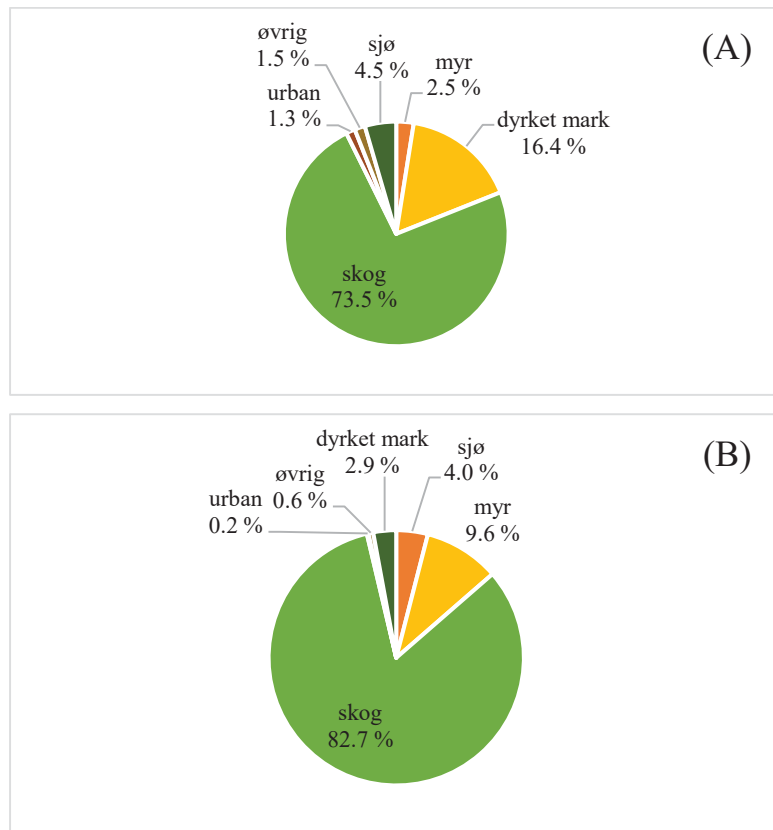
- Statistisk sentralbyrå. (1991b). *Folke- og boligtelling 1990. Kommunehefte. 0121 Rømskog*. Oslo: Statistisk sentralbyrå. 39 s.
- Statistisk sentralbyrå. (2003a). *Folke- og boligtelling 2001. Kommune 0119 Marker*. Oslo: Statistisk sentralbyrå. 59 s.
- Statistisk sentralbyrå. (2003b). *Folke- og boligtelling 2001. Kommune 0121 Rømskog*. Oslo: Statistisk sentralbyrå. 58 s.
- Statistisk sentralbyrå. (u.å.-a). *Statistikkbanken. Befolkning og arealer i tettsteder. Folkemengde, etter kjønn og tettbygd/spredtbygd strøk (K)*. Tilgjengelig fra: <https://www.ssb.no/statbank/list/befsett/?rxid=c0cba008-0166-454a-b0d4-e76b78c30e06> (lest 02.03.2018).
- Statistisk sentralbyrå. (u.å.-b). *Statistikkbanken. Boliger. Boliger, etter bygningstype (K)*. Tilgjengelig fra: <https://www.ssb.no/statbank/list/boligstat?rxid=7efaf9d6-584c-403d-806c-bd9d530e9ce3> (lest 15.12.2017).
- Statistisk sentralbyrå. (u.å.-c). *Statistikkbanken. Folke- og boligtellingen, sysselsetting og utdanning. Personer 15 år og over, etter bosted, sysselsetting, kjønn og alder (K) (B)*. Tilgjengelig fra: <https://www.ssb.no/statbank/list/fobsysut/?rxid=b0472640-9524-4b35-b64a-37b76e443275> (lest 24.01.2018).
- Statistisk sentralbyrå. (u.å.-d). *Statistikkbanken. Kommunalt avløp. Avløp - nøkkeltall (K)*. Tilgjengelig fra: https://www.ssb.no/statbank/list/var_kostr?rxid=20153794-a35d-4bb0-8d29-92c598d99d03 (lest 14.03.2018).
- Statistisk sentralbyrå. (u.å.-e). *Statistikkbanken. Registrerte kjøretøy. Registrerte kjøretøy, etter kjøretøygruppe og merke (K)*. Tilgjengelig fra: <https://www.ssb.no/statbank/list/bilreg?rxid=a03e0376-8796-490b-abf1-e3790eca6bde> (lest 15.01.2018).
- Statistisk sentralbyrå. (u.å.-f). *Statistikkbanken. Skogeiendommer. Produktivt skogareal (dekar) (K)*. Tilgjengelig fra: <https://www.ssb.no/statbank/list/stskog?rxid=49db9334-b6c2-4cd4-8a1f-f37530e89f41> (lest 15.01.2018).
- Statistisk sentralbyrå. (u.å.-g). *Statistikkbanken. Strukturen i jordbruket. Jordbruksareal, etter bruken (dekar) (K) 1969-2017*. Tilgjengelig fra: <https://www.ssb.no/statbank/list/stjord?rxid=9b23a9af-8a57-44eb-af22-26cc1ac2d35d> (lest 11.11.2017).

- Steinberg, C. (1991). Fate of organic matter during natural and anthropogenic lake acidification. *Water Research*, 25 (12): 1453-1458.
- Stokes, P. M. (1986). Ecological effects of acidification on primary producers in aquatic systems. *Water, Air, and Soil Pollution*, 30 (1): 421-438.
- Søndergaard, M., Jensen, J. P. & Jeppesen, E. (2003). Role of sediment and internal loading of phosphorus in shallow lakes. *Hydrobiologia*, 506 (1): 135-145.
- Sörensen, I. (1954). *Gonyostomum semen* (Ehrenb.) Diesing - en vattenorganism av teoretiskt og praktiskt interesse. *Svensk faunistisk revy* (16): 47-52.
- Sørli, M. (2015). *Utvikling av vannkvalitet i en innsjø med ulike påvirkningsfaktorer studert ved sedimentanalyser - med eksempel fra Jarevatnet med hovedfokus på biologiske analyser*. Masteroppgave. Ås: Norges miljø- og biovitenskapelige universitet. 64 s.
- Thorsnæs, G. (2017a). *Marker*. Tilgjengelig fra: <https://snl.no/Marker> (lest 06.02.2018).
- Thorsnæs, G. (2017b). *Rømskog*. Tilgjengelig fra: <https://snl.no/Rømskog> (lest 06.02.2018).
- Thrane, J.-E., Hessen, D. O. & Andersen, T. (2014). The absorption of light in lakes: negative impact of dissolved organic carbon on primary productivity. *Ecosystems*, 17 (6): 1040-1052.
- Thrane, J. E., Kyle, M., Striebel, M., Haande, S., Grung, M., Rohrlack, T. & Andersen, T. (2015). Spectrophotometric analysis of pigments: a critical assessment of a high-throughput method for analysis of algal pigment mixtures by spectral deconvolution. *Plos One*, 10 (9). Tilgjengelig fra: <http://journals.plos.org/plosone/article?id=10.1371/journal.pone.0137645> (lest 20.09.2017).
- Thurman, E. M. (red.). (1985). *Organic geochemistry of natural waters*. Developments in biogeochemistry. Dordrecht: Nijhoff. 497 s.
- Tollan, A. (2002). *Vannressurser*. Oslo: Universitetsforlaget. 227 s.
- Tranvik, L. J. & Jansson, M. (2002). Terrestrial export of organic carbon. *Nature*, 415: 861-862.
- Tranvik, L. J. & von Wachenfeldt, E. (2010). Interactions of dissolved organic matter and humic substances I: Likens, G. E. (red.) *Biogeochemistry of inland waters. A derivative of Encyclopedia of inland waters*, s. 464-470. Amsterdam: Academic Press.
- Treogprofil. (2012). *Løken*. Tilgjengelig fra: <https://www.tre-profil.no/lorem-ipsum/> (lest 24.02.2018).
- Trigal, C., Goedkoop, W. & Johnson, R. K. (2011). Changes in phytoplankton, benthic invertebrate and fish assemblages of boreal lakes following invasion by *Gonyostomum semen*. *Freshwater Biology*, 56 (10): 1937-1948.

- Trigal, C., Hallstan, S., Johansson, K. S. L. & Johnson, R. K. (2013). Factors affecting occurrence and bloom formation of the nuisance flagellate *Gonyostomum semen* in boreal lakes. *Harmful Algae*, 27: 60-67.
- Valinia, S., Futter, M. N., Cosby, B. J., Rosen, P. & Folster, J. (2015). Simple models to estimate historical and recent changes of total organic carbon concentrations in lakes. *Environ Sci Technol*, 49 (1): 386-394.
- Viker, M. & Hardeng, G. (1992). Naturfaglige forhold i Gjølssjøen naturreservat i Marker. *Rapport 8*. Moss: Fylkesmannen i Østfold. 59 s.
- Vogt, R., Gjessing, E., Andersen, D. O., Clarke, N., Gadmar, T., Bishop, K., Lundstrøm, U. & Starr, M. (2001). *Natural organic matter in the Nordic countries*. Report TR 479. Espoo: Nordtest.
- von Wachenfeldt, E. & Tranvik, L. J. (2008). Sedimentation in boreal lakes - the role of flocculation of allochthonous dissolved organic matter in the water column. *Ecosystems*, 11 (5): 803-814.
- Waters, M. N., Schelske, C. L., Kenney, W. F. & Chanpman, A. D. (2005). The use of sedimentary algal pigments to infer historic algal communities in Lake Apopka, Florida. *Journal of Paleolimnology*, 33: 53-71.
- Wetzel, R. G. (2001). *Limnology: lake and river ecosystems*. 3. utg. San Diego: Academic Press. 1006 s.
- Willén, E. (2003). Dominance patterns of planktonic algae in Swedish forest lakes. *Hydrobiologia*, 502 (1): 315-324.
- Winder, M. & Hunter, D. A. (2008). Temporal organization of phytoplankton communities linked to physical forcing. *Oecologia*, 156: 179-192.
- Yallop, A. R., Clutterbuck, B. & Thacker, J. (2010). Increases in humic dissolved organic carbon export from upland peat catchments: the role of temperature, declining sulphur deposition and changes in land management. *Climate Research*, 45: 43-56.
- Ørje auto og bildemontering. (u.å). Om oss. Tilgjengelig fra: www.orjeauto.no/ (lest 24.02.2018).

Vedlegg

Vedlegg 1 Arealtyper i nedbørfelt



Figur 1. Arealtyper og deres prosentvis andel av det totale nedbørfeltarealet til Gjølssjøen (A) og Bøvika (B). Dataene er generert i NEVINA (Norges vassdrags- og energidirektorat u.å.-b).

Vedlegg 2 Rådata for beregning av tørr romvekt og glødetap

Tabell 1. Rådata for beregning av tørr romvekt og glødetap i sedimentsøylen fra Gjølssjøen. Verdiene er uavrundet.

Prøvenummer	Estimert årstall	Tørrvekt (g)	Skålvekt (g)	Prøvevekt før brenning (g)	Total vekt etter brenning (g)
69	1806	5,50	10,9774	1,1285	11,8145
68	1809	5,02	10,8299	1,0682	11,6237
67	1812	4,94	13,0903	1,3476	14,1002
66	1816	5,48	11,1221	1,1361	11,9532
65	1819	4,92	11,1395	1,0805	11,9518
64	1822	4,89	13,0143	1,0385	13,8049

63	1825	4,98	12,9288	1,1747	13,8171
62	1828	5,06	10,9034	1,1269	11,7627
61	1831	5,64	10,9356	1,1848	11,8402
60	1834	5,24	11,9298	1,0398	12,6944
59	1837	5,15	13,4720	1,0813	14,2984
58	1840	4,75	13,2768	1,0742	14,0865
57	1843	4,98	13,3297	1,0467	14,1125
56	1847	5,68	12,8160	1,0411	13,6125
55	1850	6,50	13,1069	1,1610	14,0419
54	1853	7,01	12,9159	1,1612	13,8698
53	1856	6,70	12,3253	1,0752	13,2063
52	1859	6,49	13,5263	1,1262	14,4430
51	1862	6,67	13,2902	1,2346	14,2852
50	1865	5,69	13,3259	1,1250	14,2316
49	1868	6,18	11,5084	1,0853	12,3919
48	1871	5,94	11,0630	1,1901	12,0291
47	1874	5,52	11,4739	1,0789	12,3359
46	1878	6,44	11,5304	1,0768	12,4054
45	1881	5,69	11,4215	1,2483	12,4288
44	1884	6,15	11,4902	1,0633	12,3028
43	1887	5,80	11,0509	1,1844	12,0130
42	1890	6,17	11,1095	1,0212	11,9459
41	1893	7,12	11,6716	1,2135	12,6728
40	1896	6,50	11,6667	1,7493	13,1104
39	1899	6,36	10,8791	1,2556	11,9204
38	1902	6,69	11,5308	1,4906	12,7680
37	1905	6,15	10,8880	1,0536	11,7623
36	1909	5,07	11,6001	1,0333	12,4532
35	1912	5,22	11,9771	1,0847	12,8589
34	1915	5,08	11,3922	1,1867	12,3573
33	1918	5,79	12,6148	1,1696	13,5767
32	1921	5,92	12,9053	1,1552	13,8589

31	1924	6,73	13,3009	1,0912	14,2028
30	1927	6,33	12,9503	1,0683	13,8313
29	1930	6,56	13,3152	1,1280	14,2564
28	1933	6,81	12,5231	1,1504	13,4788
27	1936	8,02	12,8621	1,1244	13,8270
26	1940	9,60	12,3776	1,2273	13,4554
25	1943	13,73	13,1200	1,2553	14,2482
24	1946	17,94	12,9400	1,6052	14,4415
23	1949	14,85	10,6710	1,3419	11,9279
22	1952	13,87	11,5037	1,3784	12,7765
21	1955	10,42	10,8644	1,2619	12,0146
20	1958	10,87	11,3604	1,6735	12,8883
19	1961	9,24	10,7332	1,3554	11,9587
18	1964	9,93	11,1756	1,1861	12,2520
17	1967	9,53	10,8652	1,3019	12,0499
16	1971	7,36	11,0190	1,4955	12,3626
15	1974	6,79	11,1689	1,1649	12,1942
14	1977	6,08	11,2256	1,2132	12,2979
13	1980	5,05	11,7887	1,2368	12,8667
12	1983	5,57	11,0161	1,3003	12,1248
11	1986	5,70	10,8937	1,1537	11,8932
10	1989	5,59	10,9355	1,1302	11,9083
9	1992	4,90	10,9855	1,1348	11,9718
8	1995	4,60	10,9004	1,2209	11,9373
7	1998	4,16	10,4626	1,2025	11,4519
6	2002	3,55	10,8368	1,5181	12,0718
5	2005	3,97	11,7325	1,1005	12,6356
4	2008	4,38	10,9173	1,4949	12,1855
3	2011	2,51	10,7530	1,0982	11,6262
2	2014	1,82	10,8318	1,1260	11,6915
1	2017	0,70	11,5631	0,2851	11,7670

Tabell 2. Råda for beregning av tørr romvekt og glødetap i sedimentsøylen fra Bøvika. Verdiene er uavrundet.

Prøvenummer	Estimert årstall	Tørrvekt (g)	Skålvekt (g)	Prøvevekt før brenning (g)	Total vekt etter brenning (g)
60	1756	4,95	11,5598	1,3200	12,5261
59	1760	5,89	11,0475	1,4675	12,1516
58	1765	6,73	11,4722	1,1761	12,3879
57	1769	5,79	11,0848	1,1666	11,9762
56	1773	6,07	11,3590	1,3703	12,3845
55	1778	5,07	11,1722	1,1088	11,9460
54	1782	5,13	11,0371	1,1701	11,8943
53	1787	5,18	10,1707	1,3733	11,1999
52	1791	4,33	10,9854	1,0439	11,7235
51	1796	4,66	11,7238	1,0324	12,4483
50	1800	5,17	10,7592	1,5973	11,9320
49	1804	4,84	11,3414	1,1704	12,1828
48	1809	4,09	11,3918	1,4084	12,3317
47	1813	3,99	11,5737	1,2737	12,4388
46	1818	4,42	11,2922	1,0994	12,0247
45	1822	4,36	12,8686	1,1240	13,6407
44	1827	5,31	13,1098	1,1530	13,9506
43	1831	4,84	12,9047	1,4031	13,9299
42	1835	5,12	13,1060	1,1253	13,9542
41	1840	5,10	12,8478	1,0493	13,6369
40	1844	3,58	12,7097	1,2299	13,5151
39	1849	3,65	12,9333	1,1134	13,6834
38	1853	4,77	13,4451	1,1962	14,2642
37	1858	4,44	12,7417	1,1450	13,5730
36	1862	4,14	13,1190	1,1054	13,9124
35	1866	3,88	12,9183	1,2457	13,8044
34	1871	3,43	11,1954	1,2515	12,0299
33	1875	3,42	11,1322	1,1451	11,9158
32	1880	3,84	11,0940	1,2601	11,9879

31	1884	3,66	11,1062	1,1181	11,8816
30	1889	3,50	10,9512	1,0690	11,7119
29	1893	3,59	10,8841	1,2474	11,7727
28	1897	3,52	11,1955	1,1130	12,0085
27	1902	3,74	11,1509	1,1258	11,9783
26	1906	3,91	10,4037	1,2717	11,3104
25	1911	3,42	10,9889	1,1033	11,7828
24	1915	3,44	11,0822	1,3142	12,0466
23	1920	3,33	12,3706	1,1060	13,1525
22	1924	3,63	11,1775	1,1081	11,9889
21	1928	4,00	10,7550	1,0386	11,5006
20	1933	3,42	10,8269	1,0216	11,5478
19	1937	3,52	11,5842	1,0959	12,3703
18	1942	4,66	10,8673	1,0964	11,7308
17	1946	4,51	11,0866	1,0324	11,9042
16	1951	4,31	12,0742	1,0317	12,8710
15	1955	3,79	11,1826	1,1970	12,0660
14	1959	5,67	10,9929	1,0233	11,8322
13	1964	7,21	11,1533	1,1073	12,1063
12	1968	7,32	11,0312	1,1133	11,9767
11	1973	6,60	10,7798	1,1057	11,6957
10	1977	5,74	10,8427	1,2091	11,8353
9	1982	6,36	11,2664	1,2167	12,2607
8	1986	7,40	11,0931	1,1686	12,0840
7	1990	6,53	12,3039	1,1037	13,2247
6	1995	5,31	11,1406	1,1765	12,1176
5	1999	5,34	10,9443	1,1669	11,9042
4	2004	3,90	12,0294	1,2005	12,9550
3	2008	3,21	11,1364	1,0960	11,9808
2	2013	2,67	14,5941	1,1222	15,4585
1	2017	1,29	11,0566	0,9294	11,7447

Vedlegg 3 Resultat for ^{137}Cs DPM og telleusikkerhet

Tabell 3. ^{137}Cs aktivitet (DPM) i de 30 øverste sedimentlagene (oppgitt som prøvenummer) i søylene fra Gjølssjøen og Bøvika.

Prøvenummer	^{137}Cs DPM	
	Gjølssjøen	Bøvika
1	<5	12
2	21	25
3	24	30
4	38	36
5	37	47
6	37	43
7	47	53
8	40	67
9	48	43
10	54	34
11	62	31
12	54	38
13	44	37
14	49	27
15	58	18
16	45	29
17	52	21
18	51	22
19	50	21
20	56	15
21	51	19
22	65	15
23	68	15
24	67	17
25	51	19
26	48	20
27	37	17
28	29	17
29	30	19
30	19	18

Telleusikkerhet: 8% ved 76 DPM; 10% ved DPM over 50; over 50% ved DPM under 12.

Vedlegg 4 Pigmentkonsentrasjoner

Tabell 4. Pigmentkonsentrasjoner ($\mu\text{g/g}$ tørrvekt) i sedimentsøylen fra Gjølssjøen. Verdiene er avrundet til to desimaler. Pigmentnavnene er forkortet etter Thrane et al. 2015.

Prøvenummer	Estimert årstall	Allo	$\beta\text{-Car}$	c-Neo	Cantha	Chl a	Chl b	Chl c ₂	Diadino
69	1806	0,00	4,34	0,00	0,00	0,00	12,95	5,92	41,79
68	1809	0,00	4,46	0,00	0,00	0,00	11,56	6,07	41,67
67	1812	0,00	4,67	0,00	0,00	0,00	11,81	5,74	38,93
66	1816	0,00	5,00	0,00	0,00	0,00	10,26	5,93	39,77
65	1819	0,00	5,59	0,00	0,00	0,00	12,62	6,59	46,04
64	1822	0,00	6,00	0,00	0,00	0,00	15,63	7,30	53,18
63	1825	0,00	5,93	0,00	0,00	0,00	13,54	5,81	40,31
62	1828	0,00	5,71	0,00	0,00	0,00	12,45	5,16	35,84
61	1831	0,00	5,34	0,00	0,00	0,00	11,82	5,27	36,72
60	1834	0,00	5,47	0,00	0,00	0,00	11,10	5,39	37,25

59	1837	0,00	4,65	0,00	0,00	0,00	11,87	5,18	36,61
58	1840	0,00	6,15	0,00	0,00	0,00	12,82	5,53	39,29
57	1843	0,00	5,80	0,00	0,00	0,00	13,20	5,24	38,41
56	1847	0,00	3,45	0,00	0,00	0,00	8,79	3,28	24,80
55	1850	0,00	2,41	0,00	0,00	0,00	5,96	1,94	14,20
54	1853	0,00	1,69	0,00	0,00	0,00	6,16	1,98	14,73
53	1856	0,00	1,93	0,00	0,00	0,00	7,06	2,45	18,40
52	1859	0,00	2,38	0,00	0,00	0,00	7,05	2,75	19,72
51	1862	0,00	2,53	0,00	0,00	0,00	7,02	2,73	20,21
50	1865	0,00	2,28	0,00	0,00	0,00	8,60	2,98	21,47
49	1868	0,00	2,28	0,00	0,00	0,00	8,58	3,26	23,13
48	1871	0,00	2,01	0,00	0,00	0,00	8,31	3,00	22,07
47	1874	0,00	3,62	0,00	0,00	0,00	9,19	3,76	26,01
46	1878	0,00	2,02	0,00	0,00	0,00	9,82	3,12	22,24
45	1881	0,00	2,56	0,00	0,00	0,00	8,30	2,67	19,01
44	1884	0,00	4,29	0,00	0,00	0,00	7,08	3,45	22,10
43	1887	0,00	3,08	0,00	0,00	0,00	9,36	3,42	24,00
42	1890	0,00	3,17	0,00	0,00	0,00	8,10	3,09	22,47
41	1893	0,00	2,08	0,00	0,00	0,00	6,90	2,46	18,86
40	1896	0,00	3,10	0,00	0,00	0,00	7,22	2,68	19,63
39	1899	0,00	2,25	0,00	0,00	0,00	7,64	2,75	20,00
38	1902	0,00	3,83	0,00	0,00	0,00	8,25	3,68	26,28
37	1905	0,00	7,32	0,00	0,00	0,00	10,02	4,80	36,57
36	1909	0,00	4,91	0,00	0,00	0,00	11,98	4,21	35,77
35	1912	0,00	6,45	0,00	0,00	0,00	12,31	5,79	46,45
34	1915	0,00	5,30	0,00	0,00	0,00	11,22	5,08	39,00
33	1918	0,00	2,57	0,00	0,00	0,00	9,04	3,17	24,89
32	1921	0,00	2,35	0,00	0,00	0,00	7,69	2,70	21,13
31	1924	0,00	2,47	0,00	0,00	0,00	8,08	2,98	23,07
30	1927	0,00	2,60	0,00	0,00	0,00	7,66	2,82	20,70
29	1930	0,00	2,73	0,00	0,00	0,00	7,40	2,84	20,75
28	1933	0,00	2,85	0,00	0,00	0,00	7,72	2,63	20,10
27	1936	0,00	1,50	0,00	0,00	0,00	5,78	1,60	12,71
26	1940	0,00	0,79	0,00	0,00	0,00	4,76	1,14	9,36
25	1943	0,00	0,19	0,55	0,00	0,00	3,39	0,47	5,11
24	1946	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	1,89	0,17	1,26
23	1949	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	1,93	0,18	1,36
22	1952	0,00	0,10	0,00	0,00	0,00	2,92	0,49	3,74
21	1955	0,00	0,00	0,36	0,00	0,00	3,49	0,56	4,90
20	1958	0,00	0,03	0,00	0,00	0,00	4,35	0,74	5,93
19	1961	0,00	0,62	0,65	0,00	0,00	4,33	1,31	10,01
18	1964	0,00	0,62	0,10	0,00	0,00	5,77	1,29	8,84
17	1967	0,00	0,00	0,72	0,00	0,00	4,58	1,16	8,79
16	1971	0,00	0,39	0,20	0,00	0,00	5,39	1,52	10,32
15	1974	0,00	0,00	0,28	0,00	0,00	7,82	2,10	13,82
14	1977	0,00	0,65	0,30	0,00	0,00	8,00	2,26	15,49
13	1980	0,00	0,00	1,36	0,00	0,00	10,51	3,08	22,19
12	1983	0,00	0,80	0,00	0,00	0,00	12,60	4,20	27,35
11	1986	0,00	1,30	0,00	0,00	0,00	9,48	4,16	26,18
10	1989	0,00	1,53	0,00	0,00	0,00	9,09	4,07	23,80
9	1992	0,00	0,03	3,33	1,38	0,00	3,56	2,07	13,89
8	1995	0,00	1,13	1,80	0,00	0,00	10,30	4,49	28,78
7	1998	0,00	6,79	4,62	0,00	0,00	9,95	9,38	55,99
6	2002	0,00	10,45	0,00	0,00	0,00	19,28	10,79	56,16
5	2005	0,00	16,40	14,43	0,00	0,00	17,37	15,75	91,04
4	2008	0,00	18,70	12,60	0,00	0,00	10,26	9,89	17,23

3	2011	0,00	21,52	13,51	0,00	0,00	39,09	23,70	147,61
2	2014	36,92	0,00	23,66	0,00	8,07	43,83	23,17	194,44
1	2017	25,48	0,00	29,77	0,00	80,53	81,10	19,37	247,09

Tabell 4 (fort.).

Prøvenummer	Estimert årstall	Diato	Echin	Myxo	Peri	Phe a	Phe b	Viola
69	1806	0,00	0,00	0,10	3,38	137,28	18,00	7,63
68	1809	0,00	0,00	0,00	2,93	135,44	17,77	7,62
67	1812	0,00	0,00	0,00	0,67	134,55	17,33	7,41
66	1816	0,00	0,00	0,00	4,32	125,93	16,21	8,25
65	1819	0,00	0,00	0,00	3,04	140,03	18,26	9,27
64	1822	0,00	0,00	0,00	0,00	143,94	21,20	8,02
63	1825	0,00	0,00	0,12	0,00	126,86	17,38	6,44
62	1828	0,00	0,00	0,45	0,00	121,78	17,16	5,95
61	1831	0,00	0,00	0,00	1,63	119,84	15,75	6,28
60	1834	0,00	0,00	0,00	3,78	115,05	15,67	6,00
59	1837	0,00	0,00	0,00	1,02	120,74	15,83	6,34
58	1840	0,00	0,00	0,56	0,00	118,59	16,82	6,57
57	1843	0,00	0,00	0,79	0,00	112,93	16,39	6,21
56	1847	0,00	0,00	0,21	0,00	84,18	13,40	4,26
55	1850	0,00	0,00	0,00	0,00	59,84	9,78	2,64
54	1853	0,00	0,00	0,00	0,00	57,49	8,41	2,71
53	1856	0,00	0,00	0,00	0,00	69,75	9,94	3,27
52	1859	0,00	0,00	0,00	0,00	66,92	9,66	3,43
51	1862	0,00	0,00	0,00	0,22	73,17	9,78	3,85
50	1865	0,00	0,00	0,00	0,00	80,19	11,27	3,24
49	1868	0,00	0,00	0,00	0,00	82,31	11,43	3,60
48	1871	0,00	0,00	0,00	0,00	79,80	10,57	3,54
47	1874	0,00	0,00	0,00	0,00	91,93	12,32	4,61
46	1878	0,00	0,00	0,00	0,00	89,63	11,96	3,67
45	1881	0,00	0,00	0,00	0,00	81,04	10,92	3,21
44	1884	0,00	0,00	0,21	0,00	75,87	12,02	4,17
43	1887	0,00	0,00	0,00	0,00	85,93	12,47	4,45
42	1890	0,00	0,00	0,00	0,00	81,90	12,38	4,72
41	1893	0,00	0,00	0,00	0,00	69,36	10,25	3,68
40	1896	0,00	0,00	0,07	0,00	71,59	11,33	4,14
39	1899	0,00	0,00	0,00	0,00	71,45	11,04	3,94
38	1902	0,00	0,00	0,17	0,00	81,10	12,93	6,26
37	1905	0,00	0,00	0,87	0,00	90,62	15,83	8,93
36	1909	7,29	0,00	0,68	0,00	105,83	20,36	13,29
35	1912	0,00	0,00	1,32	0,00	102,69	19,07	11,29
34	1915	0,00	0,00	0,99	0,00	100,18	17,52	10,19
33	1918	0,00	0,00	0,43	0,00	78,80	13,49	6,02
32	1921	0,00	0,00	0,18	0,00	70,28	11,64	4,91
31	1924	0,00	0,00	0,24	0,00	75,33	12,06	4,98
30	1927	0,00	0,00	0,08	0,00	67,49	11,56	4,14
29	1930	0,00	0,00	0,00	0,00	71,98	11,81	4,86
28	1933	0,00	0,00	0,09	0,00	71,38	11,26	4,64
27	1936	0,00	0,00	0,00	0,00	52,99	8,44	3,38
26	1940	0,00	0,00	0,00	0,00	42,52	7,28	2,66
25	1943	0,00	0,00	0,00	0,00	28,06	5,13	0,70
24	1946	0,00	0,00	0,00	0,00	17,02	2,67	0,24
23	1949	0,00	0,00	0,00	0,00	17,89	2,55	0,31
22	1952	0,00	0,00	0,00	0,00	26,10	4,32	1,19

21	1955	0,00	0,00	0,00	0,00	31,93	5,20	1,19
20	1958	0,00	0,00	0,00	0,00	36,03	5,99	1,36
19	1961	0,00	0,00	0,00	0,00	40,74	6,86	2,79
18	1964	0,00	0,00	0,00	0,00	48,80	9,21	2,68
17	1967	0,00	0,00	0,00	0,00	46,21	8,07	3,07
16	1971	0,00	0,00	0,00	0,00	53,87	9,96	4,70
15	1974	0,00	0,00	0,00	0,00	73,08	13,07	6,72
14	1977	0,00	0,00	0,00	0,00	94,42	17,24	9,52
13	1980	0,00	0,00	0,00	0,00	122,76	23,88	15,13
12	1983	0,00	0,00	0,36	0,00	152,59	31,60	19,29
11	1986	0,00	0,00	0,00	3,50	130,23	26,31	16,67
10	1989	0,00	0,00	0,00	2,32	126,29	25,03	15,25
9	1992	6,92	0,00	0,41	0,00	94,41	16,26	10,15
8	1995	0,00	0,00	0,00	3,64	136,79	24,50	15,18
7	1998	0,00	0,00	0,65	13,79	213,98	36,90	31,19
6	2002	0,00	0,00	0,00	17,39	240,52	41,92	33,48
5	2005	0,05	0,00	3,91	6,28	265,89	56,52	30,52
4	2008	90,58	0,00	0,00	8,26	271,09	60,84	49,37
3	2011	0,00	17,01	0,00	18,42	428,30	104,67	54,09
2	2014	0,00	43,78	2,85	0,00	500,41	131,87	76,37
1	2017	0,00	67,66	0,00	0,00	581,50	171,05	71,32

Tabell 5. Pigmentkonsentrasjoner ($\mu\text{g/g}$ tørrvekt) i sedimentsøylen fra Bøvika. Verdiene er avrundet til to desimaler. Pigmentnavnene er forkortet etter Thrane et al. 2015.

Prøvenummer	Estimert årstall	$\beta\beta$ -Car	c-Neo	Chl a	Chl b	Chl c ₂	Diadino	Diatto
60	1756	4,27	0,00	0,00	12,51	3,07	22,92	0,00
59	1760	4,58	0,00	0,00	14,16	2,61	21,21	0,00
58	1765	3,17	0,00	0,00	11,26	2,09	16,98	0,00
57	1769	4,47	0,00	0,00	12,08	2,72	19,94	0,00
56	1773	3,45	0,00	0,00	16,80	2,60	22,24	0,00
55	1778	4,04	0,00	0,00	17,02	3,20	25,56	0,00
54	1782	3,44	0,00	0,00	16,52	2,95	23,66	0,00
53	1787	2,37	0,00	0,00	19,16	2,82	25,84	0,00
52	1791	4,31	0,00	0,00	24,84	3,94	33,64	0,00
51	1796	5,38	0,00	0,00	19,17	3,27	27,63	0,00
50	1800	3,24	0,00	0,00	16,92	2,91	23,83	0,00
49	1804	4,62	0,00	0,00	16,59	3,56	26,52	0,00
48	1809	5,85	0,00	0,00	17,60	4,06	30,40	0,00
47	1813	5,12	0,00	0,00	16,86	4,10	30,70	0,00
46	1818	4,75	0,00	0,00	18,49	3,94	30,04	0,00
45	1822	4,50	0,00	0,00	15,11	3,62	25,54	0,00
44	1827	3,93	0,00	0,00	10,17	2,56	17,80	0,00
43	1831	4,46	0,00	0,00	10,09	2,89	18,22	0,00
42	1835	3,50	0,00	0,00	14,22	2,67	19,97	0,00
41	1840	2,04	0,00	0,00	18,56	2,28	20,96	0,00
40	1844	2,53	0,00	0,00	28,78	2,87	26,90	0,00
39	1849	4,78	0,00	0,00	24,74	3,36	27,21	0,00
38	1853	3,26	0,00	0,00	11,78	2,79	17,95	0,00
37	1858	3,41	0,00	0,00	15,93	2,60	19,57	0,00
36	1862	4,53	0,00	0,00	16,45	3,16	22,37	0,00
35	1866	4,63	0,00	0,00	19,66	3,27	25,59	0,00
34	1871	5,57	0,00	0,00	25,16	3,68	29,54	0,00
33	1875	5,02	0,00	0,00	21,54	3,37	25,46	0,00
32	1880	5,22	0,00	0,00	12,50	2,97	18,75	0,00

31	1884	6,00	0,00	0,00	11,72	3,31	20,38	0,00
30	1889	7,03	0,00	0,00	13,19	3,85	24,62	0,00
29	1893	7,93	0,00	0,00	11,81	4,22	26,84	0,00
28	1897	7,31	0,00	0,00	12,25	3,84	24,73	0,00
27	1902	7,55	0,00	0,00	10,84	4,03	25,22	0,00
26	1906	7,15	0,00	0,00	12,90	4,30	27,36	0,00
25	1911	6,30	0,00	0,00	15,45	3,78	24,58	0,00
24	1915	5,45	0,00	0,00	14,20	3,37	21,69	0,00
23	1920	7,30	0,00	0,00	14,96	3,95	24,75	0,00
22	1924	4,92	0,00	0,00	18,43	3,33	23,94	0,00
21	1928	4,79	0,00	0,00	19,08	3,31	23,90	0,00
20	1933	7,39	0,00	0,00	9,59	4,37	24,18	0,00
19	1937	6,42	0,00	0,00	11,59	3,89	23,15	0,00
18	1942	5,14	0,00	0,00	7,19	3,16	17,74	0,00
17	1946	5,12	0,00	0,00	5,23	3,04	16,31	0,00
16	1951	4,59	0,00	0,00	4,86	2,87	15,10	0,00
15	1955	5,08	0,00	0,00	5,08	3,23	16,90	0,00
14	1959	3,00	0,00	0,00	2,34	1,70	8,39	0,00
13	1964	2,06	0,00	0,00	1,68	1,29	6,12	0,00
12	1968	2,58	0,00	0,00	2,76	1,58	7,65	0,00
11	1973	3,04	0,00	0,00	2,70	1,91	8,60	0,00
10	1977	4,52	0,00	0,00	3,51	3,07	12,91	0,00
9	1982	5,39	0,00	0,00	4,08	3,62	15,73	0,00
8	1986	2,72	2,03	0,00	3,47	4,48	21,71	0,00
7	1990	1,62	6,03	0,00	4,74	8,19	39,93	0,00
6	1995	3,82	2,81	0,00	4,41	5,79	25,75	0,00
5	1999	6,89	2,69	0,00	7,88	6,12	27,06	0,00
4	2004	6,32	5,27	0,00	8,54	9,13	43,17	0,00
3	2008	4,72	7,52	0,00	9,14	11,08	53,49	6,15
2	2013	9,65	3,42	0,00	10,84	7,25	32,01	0,00
1	2017	10,35	7,84	15,88	21,24	8,00	43,29	0,00

Tabell 5 (fort.).

Prøvenummer	Estimert årstall	Echin	Myxo	Peri	Phe a	Phe b	Viola
60	1756	0,00	1,15	2,45	104,89	22,13	2,40
59	1760	0,00	1,14	0,99	104,02	23,79	2,09
58	1765	0,00	1,06	0,00	84,66	19,08	2,23
57	1769	0,00	0,92	0,00	99,47	22,61	3,53
56	1773	0,00	1,55	0,00	105,76	22,31	2,02
55	1778	0,00	1,80	0,25	117,03	23,78	2,46
54	1782	0,00	1,68	1,97	109,66	21,94	2,25
53	1787	0,00	1,47	0,00	106,61	22,39	1,93
52	1791	0,00	2,67	0,00	147,56	29,42	2,62
51	1796	0,00	0,00	0,00	126,34	24,90	3,01
50	1800	0,00	1,16	2,65	107,83	22,29	2,34
49	1804	0,00	1,81	1,71	118,98	23,98	3,43
48	1809	0,00	2,19	0,00	130,38	25,81	3,06
47	1813	0,00	1,24	3,62	127,68	25,18	3,04
46	1818	0,00	1,57	3,37	131,37	25,60	2,82
45	1822	0,00	1,36	3,52	123,36	24,80	3,34
44	1827	0,00	0,89	1,81	91,41	19,76	2,66
43	1831	0,00	1,21	1,88	101,65	21,17	3,07
42	1835	0,00	1,49	1,20	100,02	20,76	1,57
41	1840	0,00	1,53	3,95	105,20	22,64	0,27

40	1844	0,00	0,00	11,01	157,44	29,24	0,00
39	1849	0,00	3,46	0,00	160,19	29,71	0,05
38	1853	0,00	0,99	4,18	103,16	20,87	1,33
37	1858	0,00	1,54	2,69	110,71	21,83	1,40
36	1862	0,00	1,84	2,88	122,07	23,54	1,63
35	1866	0,00	1,72	4,94	132,67	26,14	0,84
34	1871	0,00	2,90	3,31	158,27	30,33	0,51
33	1875	0,00	2,33	2,62	146,91	27,63	0,60
32	1880	0,00	1,74	2,07	122,00	22,89	2,14
31	1884	0,00	1,44	4,68	126,09	22,50	2,34
30	1889	0,00	1,66	4,64	129,31	24,35	2,08
29	1893	0,00	0,62	3,87	126,86	24,97	2,89
28	1897	0,00	0,74	4,25	126,31	24,90	2,48
27	1902	0,00	0,23	5,31	125,45	23,72	2,86
26	1906	0,00	1,23	3,43	130,36	26,31	3,23
25	1911	0,00	1,93	2,51	136,86	26,33	2,26
24	1915	0,00	1,49	3,58	128,11	23,52	1,80
23	1920	0,00	1,32	4,69	142,98	26,08	2,04
22	1924	0,00	1,61	6,49	136,82	25,16	0,83
21	1928	0,00	2,09	3,65	145,77	26,58	0,29
20	1933	0,00	0,99	7,11	135,84	23,89	3,21
19	1937	0,00	1,49	6,23	126,93	21,99	2,38
18	1942	0,00	1,13	4,31	94,14	17,95	2,81
17	1946	0,00	1,05	3,61	84,55	15,44	2,67
16	1951	0,00	1,03	4,50	84,98	15,09	2,69
15	1955	0,00	1,36	4,38	93,05	15,71	3,06
14	1959	0,00	0,41	2,25	53,55	9,47	1,91
13	1964	0,00	0,21	1,30	41,94	7,60	1,83
12	1968	0,00	0,32	2,36	50,37	9,36	2,26
11	1973	0,00	0,41	1,98	57,92	10,06	2,97
10	1977	0,00	0,42	3,40	82,38	13,73	4,60
9	1982	0,00	0,43	2,43	85,48	15,09	5,78
8	1986	0,00	0,00	3,90	77,15	11,51	6,74
7	1990	0,00	0,00	7,87	123,85	14,47	11,55
6	1995	0,00	0,00	5,09	108,14	14,62	9,26
5	1999	0,00	0,00	7,59	117,14	23,65	8,91
4	2004	0,00	0,00	11,46	150,69	26,92	11,35
3	2008	0,00	0,00	15,57	169,77	30,98	14,71
2	2013	0,51	0,00	13,95	153,03	36,22	9,60
1	2017	5,38	0,00	16,31	213,40	51,43	8,67

Vedlegg 5 Sulfatkonsentrasjoner i nedbør

Tabell 6. Sulfatkonsentrasjoner (mg/L) i nedbør i perioden 1884-2017 beregnet med utgangspunkt i måledata fra Løken målestasjon (S. Haaland, personlig kommunikasjon, 09.03.2018). Beregningene ble utført av Ståle Haaland ved NMBU. Årstall tilsvarer estimerte årstall for sedimentsøylene.

Årstall	Sulfatkonsentrasjoner i nedbør, Gjølssjøen	Årstall	Sulfatkonsentrasjoner i nedbør, Bøvika
1884	0,05	1884	0,05
1887	0,05	1889	0,05
1890	0,05	1893	0,05

1893	0,05	1897	0,09
1896	0,08	1902	0,10
1899	0,10	1906	0,13
1902	0,10	1911	0,14
1905	0,13	1915	0,14
1909	0,14	1920	0,16
1912	0,15	1924	0,18
1915	0,15	1928	0,19
1918	0,15	1933	0,22
1921	0,17	1937	0,23
1924	0,19	1942	0,23
1927	0,19	1946	0,26
1930	0,20	1951	0,40
1933	0,22	1955	0,52
1936	0,23	1959	0,62
1940	0,29	1964	0,76
1943	0,22	1968	0,85
1946	0,26	1973	0,94
1949	0,36	1977	0,80
1952	0,45	1982	0,91
1955	0,52	1986	0,81
1958	0,59	1990	0,63
1961	0,67	1995	0,46
1964	0,76	1999	0,34
1967	0,84	2004	0,22
1971	0,90	2008	0,22
1974	0,80	2013	0,18
1977	0,80	2017	0,17
1980	0,82		
1983	0,78		
1986	0,81		
1989	0,79		
1992	0,52		
1995	0,46		
1998	0,38		
2002	0,23		
2005	0,30		
2008	0,22		
2011	0,21		
2014	0,18		
2017	0,17		

Vedlegg 6 Clusteranalyse

Tabell 7. Resultater av clusteranalysen for Gjølssjøen hentet ut fra Minitab®.

Amalgamation Steps

Step	Number of clusters	Similarity level	Distance level	Clusters joined		New cluster	Number of obs, in new cluster
1	68	100,000	0,0000056	31	32	31	2
2	67	100,000	0,0000074	49	51	49	2
3	66	100,000	0,0000087	59	68	59	2
4	65	100,000	0,0000093	52	56	52	2
5	64	99,999	0,0000104	43	47	43	2
6	63	99,999	0,0000104	53	54	53	2
7	62	99,999	0,0000115	59	62	59	3
8	61	99,999	0,0000129	39	40	39	2
9	60	99,999	0,0000185	59	69	59	4
10	59	99,999	0,0000197	57	58	57	2
11	58	99,999	0,0000201	48	50	48	2
12	57	99,999	0,0000201	63	66	63	2
13	56	99,999	0,0000208	28	29	28	2
14	55	99,999	0,0000216	21	22	21	2
15	54	99,999	0,0000222	41	48	41	3
16	53	99,999	0,0000244	63	65	63	3
17	52	99,999	0,0000249	39	42	39	3
18	51	99,999	0,0000251	15	16	15	2
19	50	99,999	0,0000292	60	63	60	4
20	49	99,998	0,0000329	30	33	30	2
21	48	99,998	0,0000346	43	67	43	3
22	47	99,998	0,0000349	41	53	41	5
23	46	99,998	0,0000404	59	61	59	5
24	45	99,998	0,0000410	28	52	28	4
25	44	99,998	0,0000413	45	46	45	2
26	43	99,997	0,0000553	17	18	17	2
27	42	99,997	0,0000561	44	60	44	5
28	41	99,997	0,0000609	39	43	39	6
29	40	99,997	0,0000617	12	13	12	2
30	39	99,997	0,0000611	9	12	9	3
31	38	99,997	0,0000651	8	11	8	2
32	37	99,997	0,0000681	28	31	28	6
33	36	99,996	0,0000705	23	24	23	2

34	35	99,996	0,0000856	41	49	41	7
35	34	99,996	0,0000858	20	21	20	3
36	33	99,995	0,0000906	19	27	19	2
37	32	99,995	0,0001009	57	64	57	3
38	31	99,995	0,0001037	34	36	34	2
39	30	99,994	0,0001135	28	39	28	12
40	29	99,994	0,0001164	6	7	6	2
41	28	99,994	0,0001262	9	10	9	4
42	27	99,993	0,0001316	41	55	41	8
43	26	99,992	0,0001580	4	5	4	2
44	25	99,992	0,0001607	38	57	38	4
45	24	99,991	0,0001756	30	44	30	7
46	23	99,991	0,0001703	30	59	30	12
47	22	99,990	0,0002009	15	26	15	3
48	21	99,988	0,0002352	35	37	35	2
49	20	99,988	0,0002488	19	41	19	10
50	19	99,986	0,0002791	14	17	14	3
51	18	99,985	0,0002923	3	4	3	3
52	17	99,984	0,0003261	19	45	19	12
53	16	99,982	0,0003529	8	9	8	6
54	15	99,982	0,0003559	14	15	14	6
55	14	99,982	0,0003596	28	30	28	24
56	13	99,979	0,0004198	1	2	1	2
57	12	99,975	0,0005009	34	35	34	4
58	11	99,974	0,0005122	6	38	6	6
59	10	99,972	0,0005606	20	25	20	4
60	9	99,963	0,0007362	3	34	3	7
61	8	99,960	0,0007999	8	19	8	18
62	7	99,958	0,0008430	6	28	6	30
63	6	99,935	0,0013073	8	14	8	24
64	5	99,857	0,0028638	6	8	6	54
65	4	99,814	0,0037269	1	3	1	9
66	3	99,581	0,0083722	20	23	20	6
67	2	99,411	0,0117820	1	6	1	63
68	1	98,815	0,0236904	1	20	1	69

Final Partition

	Variables																			
Cluster 1	2017	2014	2011	2008	2005	1915	1912	1909	1905											
Cluster 2	2002	1998	1995	1992	1989	1986	1983	1980	1977	1974	1971	1967	1964	1961	1940	1936	1933	1930	1927	
	1924	1921	1918	1902	1899	1896	1893	1890	1887	1884	1881	1878	1874	1871	1868	1865	1862	1859	1856	
	1853	1850	1847	1843	1840	1837	1834	1831	1828	1825	1822	1819	1816	1812	1809	1806				
Cluster 3	1958	1955	1952	1949	1946	1943														

Tabell 8. Resultater av clusteranalysen for Bøvika hentet ut fra Minitab®.

Amalgamation Steps

Step	Number of clusters	Similarity level	Distance level	Clusters joined	New cluster	Number of obs, in new cluster	
1	59	100,000	0,0000078	47	48	47	2
2	58	100,000	0,0000087	26	29	26	2
3	57	100,000	0,0000091	54	55	54	2
4	56	99,999	0,0000114	50	54	50	3
5	55	99,999	0,0000143	27	28	27	2
6	54	99,999	0,0000162	11	12	11	2
7	53	99,999	0,0000169	22	33	22	2
8	52	99,999	0,0000180	58	59	58	2
9	51	99,999	0,0000183	34	35	34	2
10	50	99,999	0,0000201	44	58	44	3
11	49	99,999	0,0000265	45	50	45	4
12	48	99,999	0,0000269	24	31	24	2
13	47	99,998	0,0000329	46	49	46	2
14	46	99,998	0,0000335	45	56	45	5
15	45	99,998	0,0000359	15	16	15	2
16	44	99,998	0,0000376	19	20	19	2
17	43	99,998	0,0000404	34	36	34	3
18	42	99,998	0,0000458	25	34	25	4
19	41	99,997	0,0000516	39	40	39	2
20	40	99,997	0,0000519	45	60	45	6
21	39	99,997	0,0000530	17	18	17	2
22	38	99,997	0,0000537	22	24	22	4
23	37	99,997	0,0000542	46	47	46	4
24	36	99,997	0,0000571	42	44	42	4
25	35	99,997	0,0000575	37	41	37	2
26	34	99,997	0,0000610	27	30	27	3
27	33	99,997	0,0000668	21	39	21	3
28	32	99,997	0,0000670	23	25	23	5

29	31	99,996	0,0000725	45	52	45	7
30	30	99,996	0,0000788	42	43	42	5
31	29	99,996	0,0000795	11	14	11	3
32	28	99,995	0,0000905	45	57	45	8
33	27	99,995	0,0000923	32	38	32	2
34	26	99,995	0,0000929	46	53	46	5
35	25	99,995	0,0000998	15	17	15	4
36	24	99,995	0,0001036	45	51	45	9
37	23	99,994	0,0001128	23	37	23	7
38	22	99,994	0,0001239	22	32	22	6
39	21	99,994	0,0001242	42	45	42	14
40	20	99,994	0,0001281	19	27	19	5
41	19	99,993	0,0001369	10	11	10	4
42	18	99,992	0,0001609	26	46	26	7
43	17	99,992	0,0001641	22	23	22	13
44	16	99,992	0,0001662	15	19	15	9
45	15	99,992	0,0001698	4	7	4	2
46	14	99,991	0,0001783	5	8	5	2
47	13	99,989	0,0002187	10	13	10	5
48	12	99,987	0,0002598	15	42	15	23
49	11	99,987	0,0002542	15	26	15	30
50	10	99,983	0,0003333	4	5	4	4
51	9	99,981	0,0003717	21	22	21	16
52	8	99,977	0,0004626	2	6	2	2
53	7	99,974	0,0005273	10	21	10	21
54	6	99,970	0,0005955	9	15	9	31
55	5	99,962	0,0007513	2	4	2	6
56	4	99,957	0,0008507	9	10	9	52
57	3	99,917	0,0016533	2	3	2	7
58	2	99,885	0,0022934	1	2	1	8
59	1	99,646	0,0070711	1	9	1	60

Final Partition

	Variables																		
Cluster 1	2017 2013 2008 2004 1999 1995 1990 1986																		
Cluster 2	1982 1977 1973 1968 1964 1959 1955 1951 1946 1942 1937 1933 1928 1924 1920 1915 1911 1906 1902 1897 1893 1889 1884 1880 1875 1871 1866 1862 1858 1853 1849 1844 1840 1835 1831 1827 1822 1818 1813 1809 1804 1800 1796 1791 1787 1782 1778 1773 1769 1765 1760 1756																		

Vedlegg 7 Gårdsbruk i nedbørfelt og sysselsetting i landbruk

Tabell 9. Gårdsbruk i nedbørfeltene til Gjølshøen og Bøvika (kun den delen av nedbørfeltet til Bøvika som ligger i Rømskog kommune) (Grøndahl 2006; Nilsen 2007; Nilsen 2008).

Gårdsbruk	
Gjølshøen	Bøvika
Nord: deler av Torp, Krokstad, Lømmerud, Nysterud og deler av Gjølshø Øst: deler av Gjølshø, Krosby, Søby, Ankerud og Kasbo Sør: deler av Øystad og deler av Øvre Sandtorp Vest: Snesrud, Holsrud, Mårud, Nedre Sandtorp og deler av Øvre Sandtorp	Nord: Vestre Tukun og Trandem Øst: Tårnby Sør: deler av Bøen, deler av Tørnby Vest: Steinby

Tabell 10. Andel sysselsatte i jordbruk og skogbruk oppgitt i prosent av det totale antallet sysselsatte i kommunene Marker og Rømskog mellom 1950 og 2011. For 1950 og 1960 er jakt inkludert i skogbruk. For 1970, 1980 og 1990 er andelen oppgitt for de to næringene hver for seg og til sammen, mens for 2001 og 2011 er kun data om de to næringene til sammen tilgjengelige. Tall for Marker kommune for 1950 og 1960 er summen av tall for Rødnes og Øymark (Statistisk sentralbyrå 1956; Statistisk sentralbyrå 1964; Statistisk sentralbyrå 1975; Statistisk sentralbyrå 1981a; Statistisk sentralbyrå 1981b; Statistisk sentralbyrå 1991a; Statistisk sentralbyrå 1991b; Statistisk sentralbyrå u.å.-c).

Årstall	Andel sysselsatte					
	Marker kommune			Rømskog kommune		
	jordbruk	skogbruk	til sammen	jordbruk	skogbruk	til sammen
1950	41	17	58	25	47	72
1960	33	15	48	19	46	65
1970	27	7	34	14	23	37
1980	17,5	3,2	20,7	6,5	9,8	16,3
1990	10,7	1,6	12,3	3,7	7,5	11,2
2001	-	-	11,2	-	-	8,7
2011	-	-	9	-	-	6

Vedlegg 8 Hovedkomponentanalyse

Tabell 11. Resultater av hovedkomponentanalysen for Gjølssjøen hentet ut fra Minitab®.

Eigenanalysis of the Correlation Matrix

Eigenvalue	2,3727	1,3644	0,6158	0,5214	0,1258
Proportion	0,475	0,273	0,123	0,104	0,025
Cumulative	0,475	0,747	0,871	0,975	1,000

Eigenvectors

Variable	PC1	PC2	PC3	PC4	PC5
glødetap	0,535	-0,358	-0,302	-0,271	-0,649
sulfat i nedbør	-0,339	0,611	-0,013	-0,625	-0,348
nedbør	0,272	0,631	-0,418	0,570	-0,167
temperatur	0,451	0,242	0,836	0,076	-0,183
klorofyll a	0,567	0,206	-0,187	-0,452	0,629

Tabell 12. Resultater av hovedkomponentanalysen for Bøvika hentet ut fra Minitab®.

Eigenanalysis of the Correlation Matrix

Eigenvalue	2,5937	1,6852	0,4438	0,1595	0,1178
Proportion	0,519	0,337	0,089	0,032	0,024
Cumulative	0,519	0,856	0,945	0,976	1,000

Eigenvectors

Variable	PC1	PC2	PC3	PC4	PC5
glødetap	0,529	0,343	-0,102	0,162	-0,752
klorofyll a	0,568	-0,202	-0,038	0,654	0,454
temperatur	0,272	-0,587	0,695	-0,224	-0,219
nedbør	0,016	-0,681	-0,687	-0,106	-0,228
sulfat i nedbør	-0,568	-0,183	0,180	0,696	-0,357



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

Postboks 5003
NO-1432 Ås
Norway