



Norges miljø- og
biovitenskapelige
universitet

Masteroppgave 2020/21. 60 stp.
Miljøvitenskap og naturforvaltning

Omsetning av næringsstoffer i en humøs innsjø (Lundebyvannet) dominert av algen *Gonyostomum semen*

Turnover of nutrients in a humous lake (Lundebyvannet)
dominated by the phytoplankton *Gonyostomum semen*

Bjørn Martin L. Nymann
Miljøgifter og økotoksikologi, Miljø og naturresurser

Forord

Denne masteroppgaven er utført av Bjørn Martin L. Nymann, 2020/21. Oppgaven avlegges som en avsluttende del av masterstudiet i Miljø og naturresurser ved fakultet for miljøvitenskap og naturforvaltning (MINA), ved Norges miljø- og biovitenskapelige universitet (NMBU). Innsamling av data fra felt, samt analyser, ble utført sommer og høsten 2020. Våren 2021 ble benyttet til å skrive masteroppgaven.

Jeg vil benytte anledningen til å takke min dyktige veileder Thomas Rohrlack for tilrettelegging, faglige gode innspill og tilbakemeldinger. Thomas har vært en stor pådriver for at masteroppgaven har blitt som den er. Jeg vil også takke Pia Frostad for god hjelp med kjemiske analyser og faglige diskusjoner av resultater. Til slutt vil jeg takke familien min og min samboer, Lone Marlén Jakobsen, for gjennomlesning og stor støtte gjennom hele min studieperiode ved NMBU.

Ås, 25. mai 2021

Bjørn Martin L. Nymann

Sammendrag

Nåleflagellaten *Gonyostomum semen* (Ehrenberg) Diesing, har hatt en markant økning i både utbredelse, forekomst og hyppige oppblomstringer i innsjøer i den boreale og subboreale sonen de siste 50 årene. *G. semen* blir sett på som en «problemalge» grunnet dens evne til å produsere slimtråder. Det har blitt rapportert om allergiske utslett på badegjester og tette filter ved drikkevannsproduksjon. Dette har ført til nedstengning av badeplasser og medført økonomisk tap for lokalsamfunn. Nyere studier har funnet sammenheng mellom innhold av løst organisk materiale (DOM) og *G. semen* biomasse. Samtidig ser man en jevn økning av DOM i skogsinnsjøer grunnet klimaforandringer og redusert sur nedbør. Denne studien fokuserer på *G. semen* sin evne til å omsette og utnytte næringsstoffer fra DOM. Det vil gi en stor konkurransefordel og kan forklare *G. semen* sin utbredelse og biomassedominans.

Feltstudien ble utført i en eutrof innsjø, Lundebyvannet (59.54911 N, 11.47843 E), som ligger i Indre Østfold kommune, Viken fylke, Norge. Feltperioden varte fra 20. mai til 25. august, 2020. *G. semen* har vært den dominerende algen i Lundebyvannet siden 1977, og danner årlige oppblomstringer med klorofyllkonsentrasjoner som jevnlig overstiger 100 µg/l. Dette har ført til at Lundebyvannet har vippet mellom «svært dårlig» og «dårlig» økologisk tilstand.

G. semen etablerte seg den 03. juni og forekom ut feltperioden. Det ble registrert to perioder med høye konsentrasjoner av *G. semen*. Studien fant ingen signifikant sammenheng mellom *G. semen* biomasse og løst organisk karbon (DOC), og dermed avkrefter at *G. semen* klarer å omsette DOM. Biomasseveksten av *G. semen* blir dermed knyttet opp til resirkulering av nitrogen og fosfor fra innsjøinterne kilder. Anaerobe forhold i hypolimnion førte til interngjødsling av fosfat og akkumulering av ammonium. *G. semen* sin evne til å utføre «diel vertical migration» (DVM) blir sett på som algens største konkurransefordel, og fører til at algen får tilgang til næringsstoffene i hypolimnion.

Selv om studien avkrefter sammenheng mellom DOM og *G. semen* biomasse, vil en økning av DOM tilrettelegge gunstige forhold for *G. semen*, ved å påvirke vannets egenskaper. En videre økning i DOM innhold i innsjøer vil dermed kunne føre til videre utbredelse av *G. semen* og gi utfordringer for vannforvaltning. Overvåkningsprogrammene som benyttes av vannforvaltningen bør videre utvikles, ved å overvåke hypolimnion. Dette vil kunne tilrettelegge data, som vil gi mulighet for riktige tiltak, mot en videre utbredelse av *G. semen*.

Summary

The needle flagella *Gonyostomum semen* (Ehrenberg) Diesing has had a marked increase in distribution, incidence, and frequent blooms in lakes in the boreal and sub-boreal zone in the last 50 years. *G. semen* is seen as a "problem algae" due to its ability to produce mucus threads. Allergic rashes on bathers and clogged filters during drinking water production have been reported. This has led to the closure of bathing areas and financial losses for local communities. Recent studies have found an association between dissolved organic matter (DOM) content and *G. semen* biomass. At the same time, there is a steady increase in DOM content in forest lakes due to climatic change and reduced acid rain. This study focuses on *G. semen*'s ability to metabolize and utilize nutrients from DOM. It will give a tremendous competitive advantage and can explain *G. semen*'s distribution and biomass dominance.

The field study was performed in a eutrophic lake, Lundebyvannet (59.54911 N, 11.47843 E), located in Indre Østfold, Viken, Norway. The field period lasted from 20 May to 25 August 2020. *G. semen* has been the dominant alga in Lundebyvannet since 1977. It has since the year 2000 formed annual blooms with chlorophyll concentrations that regularly exceed 100 µg/l. It has led to Lundebyvannet tipping between very poor and poor ecological states.

The first observation of *G. semen* occurred on 03 June and lasted until the field period. It was recorded two periods of high concentrations of *G. semen*. No significant association was found between *G. semen* biomass and dissolved organic carbon (DOC), and denies that *G. semen* can metabolize DOM. The biomass growth of *G. semen* is thus linked to the recycling of nitrogen and phosphorus from internal lake sources. Anaerobic conditions in hypolimnion led to internal fertilization of phosphate and accumulation of ammonium. *G. semen*'s ability to perform "diel vertical migration" (DVM) is seen as the algae's most significant competitive advantage. It leads to the algae gaining access to the nutrients in the hypolimnion.

Although the study refutes the association between DOM and *G. semen* biomass, increased DOM will facilitate favorable conditions for *G. semen* by affecting the properties of the water. A further increase in DOM content in lakes will thus lead to further spread of *G. semen* and provide challenges for water management. The monitoring programs used by water management should be further developed by monitoring hypolimnion. So, it will facilitate data to carry out the proper method and measures against a further spread of *G. semen*.

Innholdsfortegnelse

1. INTRODUKSJON	6
1.1 <i>GONYOSTOMUM SEMEN</i>	7
1.2 NÆRINGSSTOFFER OG VEKSTFAKTORER	9
1.2.1 <i>Løst organisk materiale og G. semen</i>	10
1.2.2 <i>Næringsstoffer bundet til løst organisk materiale</i>	11
1.2.3 <i>Løst organisk nitrogen og løst organisk fosfor</i>	12
1.3 BEGRUNNELSE FOR STUDIE OG HYPOTESER	13
2. MATERIAL OG METODE	14
2.1 OMRÅDEBESKRIVELSE	14
2.2 INNSAMLING AV DATA OG KLARGJØRING TIL ANALYSE	15
2.2.1 <i>Miljøforhold</i>	16
2.2.2 <i>Vannprøver</i>	17
2.3 KJEMISK ANALYSE	17
2.3.1 <i>Fosfor</i>	18
2.3.2 <i>Nitrogen</i>	19
2.3.3 <i>Løst organisk karbon, –fosfor og –nitrogen</i>	21
2.3.4 <i>Pigmentanalyse</i>	22
2.4 STATISTISK ANALYSE	22
3. RESULTATER	23
3.1 MILJØFORHOLD	23
3.2 FYTOPLANKTONKONSENTRASJON OG FYTOPLANKTONSAMMENSETNING	27
3.3 LØST ORGANISK KARBON, –NITROGEN OG –FOSFOR	30
3.4 <i>G. SEMEN</i> OG NITROGEN	33
3.5 ANDRE NITROGEN KILDER	36
3.6 <i>G. SEMEN</i> OG FOSFOR	37
3.7 ANDRE FOSFOR KILDER	40
3.8 ØVRIGE STATISTISK ANALYSE	40
4. DISKUSJON	41
4.1 <i>G. SEMEN</i> OG LØST ORGANISK MATERIALE	41
4.2 <i>G. SEMEN</i> OG UORGANISKE NÆRINGSSTOFFER	44
4.3 MILJØFAKTORER	47
4.4 VANNFORVALTNING	49
5. KONKLUSJON	52
LITTERATURLISTE	54

1. Introduksjon

I 2015 fikk 85% av Norges befolkningen drikkevann fra innsjøer, og vannforvaltning har historisk sett vært viktig (Klima- og miljødepartementet, 2015). Overvåkning og vannforvaltnings programmer i Norge har gjennom tiden fokusert på de store, eutrofiske innsjøene og dermed har mindre og oligotrofe overflatevann blitt oversett (Hagman, et al., 2015). Dette er ofte skogstjern og mindre innsjøer som kun har hatt en rekreasjonsverdi. I år 2000 trådte EUs vannrammedirektiv i kraft (Vanndirektivet, 2000). Norge sluttet seg til direktivet igjennom EØS-avtalen, som gjennomføres i form av vannforskriften (Klima- og miljødepartementet, 2015). Hovedformålet er å sikre at all overflatevann skal ha god økologisk- og kjemisk tilstand. Tilstanden utarbeides via et klassifiseringssystem som gir konkrete klassegrenser for forskjellige kjemiske, fysiske og biologiske parametere. En samling av parameterne gir en sluttklassifisering av overflatevannet til enten svært god, god, moderat, dårlig og svært dårlig (Direktoratsgruppen vanndirektivet, 2018).

I 2015 var over en fjerdedel av overflatevannene i Norge kategorisert dårligere enn god økologisk tilstand (Klima- og miljødepartementet, 2015). Forurensning av næringsstoffer og klimatiske endringer blir sett på som de viktigste faktorene for påvirkning av vannets tilstand (Direktoratsgruppen vanndirektivet, 2018; Griffith & Gobler, 2020). Avrenning fra jordbruk, utslipp av kloakk eller avskoging i nedbørsfeltet kan føre til store endringer i næringsforhold. En direkte konsekvens av økning av næringsstoffer i akvatiske miljøer er algeoppblomstringer (Smith, et al., 2006). Algeoppblomstring er en spontan økning av mikroalger som kan endre vannets farge, forurensne drikkevann, føre til fiskedød og gi allergiske utslett på mennesker (Clark, et al., 2017; Throndsen, et al., 2019; Griffith & Gobler, 2020; Hagman, et al., 2015). For vannforvaltning er algeoppblomstring en stor utfordring, og store ressurser blir benyttet for å redusere forekomsten av oppblomstringer.

Nåleflagellaten *Gonyostomum semen* (Ehrenberg) Diesing, videre benevnt som *G. semen*, har fått mye oppmerksomhet de siste 40 – 50 årene på grunn av dens markante økning i både utbredelse, forekomst og hyppige oppblomstringer i innsjøer i den boreale og subboreale sonen (Hagman, et al., 2020). I vannforvaltning og økologien blir *G. semen* sett på som en «problemalge», grunnet dens evne til å produsere slim og dens dominerende biomasse (Hagman, et al., 2015).

1.1 *Gonyostomum semen*

G. semen er en 50 – 100 µm, encellet nåleflagellat, (Rengefors, et al., 2012) som ble først observert utenfor Berlin i 1853 (Kusber, 2003). Historisk finnes det lite litteratur om *G. semen*, før oppblomstringer ble jevnlig observert for 40 – 50 år siden (Hagman, et al., 2020). Den første studien av *G. semen* stammer fra USA i 1934. *G. semen* ble da innsamlet fra et skogstjern i Massachusetts og beskrevet som fullstendig ukjent art (Drouet & Cohen, 1935). Den opprinnelige artsbeskrivelsen av *G. semen* beskrev et planteplankton som dannet algeoppblomstringer i små, grunne, humøse innsjøer med brunaktig farge, med oligo- til oligo-mesotrofe forhold (Hagman, et al., 2015). I senere tid har oppblomstringer av *G. semen* blitt observert i innsjøer med et bredt spekter angående størrelse, næringsstoffer, pH og vannfarge (Hagman, et al., 2015; Hongve, et al., 1988; Rohrlack, et al., 2020a).

Første publiserte observasjon av *G. semen* i Norge forekom i 1975. *G. semen* kan derimot ha vært etablert tidligere, da oligotrofe innsjøer ofte ikke inngikk i forvaltningsplanene (Hongve, et al., 1988). Selv om man har observasjoner fra 1970-tallet, så blir *G. semen* ansett som en invaderende art i norske innsjøer, på grunn av dens stadig økte utbredelse, både i Skandinavia og Norden (Hagman, et al., 2015; Trigal, et al., 2013). I senere tid har det blitt utført flere studier for å kartlegge utbredelsen av *G. semen*. Studier fra Norge, Sverige og Finland viser en markant økning av *G. semen* forekomst, utbredelse og oppblomstringer siden 1980-tallet (Hagman, et al., 2015; Lepistö, et al., 1994; Münzner, 2019). Hagman, et al., (2020) publiserte en studie der de mente at *G. semen* var en naturlig del av norsk fytoplankton fauna. Den økte forekomsten og utbredelsen, kunne forklares med endringer i miljøfaktorer, som tilrettelegger mer gunstige miljøforhold (Hagman, et al., 2020).

Ved algeoppblomstring har *G. semen* en evne til å dominere fytoplanktonsamfunnet (Trigal, et al., 2013). Rengefors, et al., (2012) viste at *G. semen* utgjorde hele 95% av den totale fytoplankton biomassen. Andre undersøkelser har vist en dominans av *G. semen* med >50%, >75% og >90% (Figueroa & Rengefors, 2006; Johansson, et al., 2013; Trigal, et al., 2013). En slik dominans av fytoplankton vil føre til økologiske endringer og kan påvirke arts mangfoldet oppover i næringsnett (Jerpseth, 2020). Johansson, et al., (2013) mente at slike endringer ville ha negativ påvirkning på de øverste trofiskennivåene, eksempelvis fiskepopulasjonene. Trigal, et al., (2011) fant det derimot mindre sannsynlig at høye biomasser av *G. semen* ville skape en flaskehals i energioverføringen til høyere trofiskennivåer.

Den antatt største konkurransefordelen for *G. semen*, er dens evne til å bevege seg vertikalt i vannsøylen, også kalt «diel vertical migration» (DVM) (Rohrlack, 2020b; Salonen & Rosenberg, 2000). Flere forskjellige hypoteser har blitt diskutert for å forklare fordelene *G. semen* har ved DVM. Eloranta og Räsänen, (1995) (sitert i Pęczuła, et al., (2018)) mente at *G. semen* benyttet DVM for å nå optimale lysforhold for fotosyntese, mens Salonen og Rosenberg, (2000) pekte på interngjødsling og fravær av fosfor i epilimnion. Pęczuła, et al., (2018) viste derimot til dyreplanktonstrukturen og at DVM ble benyttet for å unngå beiting. I 2020 publiserte derimot Rohrlack en studie som observerte at DVM blir styrt av temperatur og en døgnklokke. Studien viste at *G. semen* migrerte ned i hypolimnion om natten, mens den oppholdt seg i epilimnion på dagtid, for å utføre fotosyntese (Rohrlack, 2020b).

G. semen utgjør en utfordring for vannforvaltningen, grunnet sin forsvarsmekanisme. *G. semen* cellen inneholder mange trichocyster, som slipper ut slimhinne-tråder ved mekanisk stress eller fysisk kontakt med andre organismer (Hongve, et al., 1988; Lebreton, et al., 2012; Rengefors, et al., 2012; Willey, et al., 2014). Slimtrådproduksjonen har en negativ påvirkning på overflatevann som brukes til rekreasjon, ettersom slimtrådene slippes ut ved kontakt med badegjester. Det har blitt rapportert om flere hendelser i Norge, Sverige og Finland, der badegjester har blitt dekket av slimlaget, som kan forårsaker kløe og allergiske reaksjoner (Cronberg, et al., 1988; Rengefors, et al., 2012). Flere rapporter, den tidligste fra 1948 i Sverige, viser at oppblomstring av *G. semen* har ført til så høyt sliminnhold i vannet, at populære badeplasser har blitt nedstengt. Dette har ført til økonomiske tap for lokal samfunnet og et forringet rekreasjonstilbud (Cronberg, et al., 1988; Rengefors, et al., 2012). Rapporter har også beskrevet at slimtrådene kan tette filter ved drikkevannsproduksjon, og påvirke drikkevannet med dårlig lukt og smak (Berge, 1991).

I tillegg inneholder *G. semen* 200 – 500 kloroplaster (Sjönberg, 2014). Ved oppblomstring vil konsentrasjonen av klorofyll a kunne bli ekstrem høy (Cronberg, et al., 1988; Hongve, et al., 1988). Dette utgjør en utfordring for klassifiseringssystemet, ved at Klorofyll a og fytoplankton biomasse er to parameterne i rammeverket (Direktoratsgruppen vanndirektivet, 2018). Oppblomstring av *G. semen*, vil føre til svært høye parametere og videre kunne føre til feil klassifisering, da vanndirektivet forutsetter en sammenheng mellom parameterne og tilførselen av løst nitrogen og fosfor fra nedbørsfeltet (Direktoratsgruppen vanndirektivet, 2018; Hagman, et al., 2015; Miljødirektoratet, 2020).

1.2 Næringsstoffer og vekstfaktorer

Grunnet *G. semen* sin stadig større utbredelse i Norden (Hagman, et al., 2015; Lepistö, et al., 1994), har kartlegging av dens vekstfaktorer blitt studert nøye. Temperatur, pH, lystilgjengelighet og konsentrasjon av løst organisk materialet (DOM), samt sammenheng mellom *G. semen* biomasse og næringsstoffer, er eksempler på slike vekstfaktorer (Cronberg, et al., 1988; Findlay, et al., 2005; Hehmann, et al., 2001; Karosienė, et al., 2016; Rengefors, et al., 2012; Rohrlack, 2020c; Sjöberg, 2014; Trigo, et al., 2013).

Det har lenge vært en enighet i forskningsmiljøet om at fosfor er det viktigste makronæringsstoffet for fytoplankton biomassevekst. Forklaringen er at fosfor forekommer i veldig lave konsentrasjoner i akvatiske miljøer, og er dermed oftest den begrensende faktor (Wetzel, 2001a). Korrelasjon mellom biomassen til *G. semen* og fosfor har allikevel gitt sprikende resultater. Findlay, et al., (2005), og Karosienė, et al., (2016), observerte en signifikant sammenheng, mens Lebert, et al., (2012), og Storrødding, (2020) fant mindre til ingen sammenheng. Betydningen av nitrogen som en begrensende faktor for *G. semen* ble derimot utelukket allerede på 1980-tallet (Hongve, et al., 1988), men i senere tid har fokuset økt (Wetzel, 2001b). Både Pęczuła, et al., (2018) og Rohrlack, (2020c) observerte i sine studier, en signifikant sammenheng mellom ammonium (NH_4^+) og biomassen til *G. Semen*.

Cronberg, et al., (1988) foreslo at forsuring av innsjøer, grunnet sur nedbør, var hovedfaktoren for den nye utbredelsen av *G. semen*. Studien viste tilsynelatende sammenheng mellom pH og *G. semen*, men at pH i seg selv ikke var hovedårsaken til utbredelsen. Cronberg, et al., (1988) konkluderte med at lavere pH kun var en underbyggende faktor. Senere studier har dokumentert observasjon av *G. semen* ved pH 4,4 – 7,7 (Hehmann, et al., 2001; Findlay, et al., 2005). I 1999 ble Gøteborgprotokollen opprettet, en internasjonal avtale for å redusere svovel og nitrogen utslipp i atmosfæren (Austnes, et al., 2018; Monteith, et al., 2007). En direkte følge av å redusere sur nedbør, er en økning i jordsmonnets pH (Weil & Brady, 2017a). Evans, et al., (2012) observerte at reduksjon av atmosfærisk svovelavsetning førte til økt mobilitet av DOM i jordsmonnet. Redusert sur nedbør påvirket også egenskaper til innsjøer, ved å redusere elektrolyttinnhold og dermed øke stabiliteten for organiske kolloider (Riise, et al., 2018). En markant økning av DOM innhold har blitt registrert i boreale innsjøer i Norden, samt Norge, siden 1980-tallet (Arvola, et al., 2010; Haaland, et al., 2010).

1.2.1 Løst organisk materiale og *G. semen*

DOM blir definert som all organisk materiale som passere et filter på 0,45 µm og består av døde plante- og mikrobe rester, i ulike stadier i nedbrytningsprosessen (vanLoon & Duffy, 2017). DOM kan både ha allohton og autokton opprinnelse. Autokton opprinnelse defineres ved at DOM blir dannet i det akvatiske miljøet, mens allohton opprinnelse er DOM som har blitt transportert til det akvatiske miljøet via avrenning fra nedbørsfeltet (vanLoon & Duffy, 2017; Wetzel, 2001c). Konsentrasjonen av løst organisk karbon (DOC) blir benyttet som en «proxy» for DOM innhold. Dette er på grunn av at all DOM består av et karbonskjelett (Wetzel, 2001c), og fordi analyse av DOC er mer effektiv og mindre kostbar.

En rekke studier har observert en sammenheng mellom DOC og *G. semen* biomasse (Findlay, et al., 2005; Hagman, et al., 2015; Hagman, et al., 2018; Hongve, et al., 1988; Rengefors, et al., 2012). Samtidig fant ikke Lebreton, et al., (2012) og Hehmann, et al., (2001) like klar sammenheng. Hehmann, et al., (2001) mente at hovedårsaken til *G. semen* sin dominans skyldtes økning av tilgjengelige næringsstoffer. Kartlegging av utbredelsen av *G. semen* i Norge observerte derimot at den største biomasse fraksjonen forekom i innsjøer med DOC konsentrasjon mellom 5 – 21 mg karbon per liter (Hagman, et al., 2020). Hehmann, et al., (2001) diskuterte at økt DOC konsentrasjonen favoriserer *G. semen* grunnet måten DOM påvirker de kjemiske, fysiske og biologiske prosessene i akvatiske systemer (Direktoratsgruppen vanddirektivet, 2018; Mostofa, et al., 2013).

Vannets fysiske egenskaper blir påvirket av DOM, ved at DOM absorberer ultrafiolett- (UV) og deler av fotosyntetisk aktiv stråling (PAR) (bølgelengde 400-700 nm) (Mostofa, et al., 2013). Av PAR er det hovedsakelig det blå lyset som blir absorbert, og dermed har innsjøer med høyt DOM innhold en brunlig farge (Evans, et al., 2005). Via absorpsjon av sollys, vil DOM komprimere sonen med lysabsorpsjon og oppvarming, og metalimnion vil dermed komme tettere mot vannoverflaten. Dette danner skarpere temperaturgradienter og vil føre til tidligere forekomst av termisk sjiktning (Mostofa, et al., 2013; Rohrlack & Haaland, 2019). Økt DOM konsentrasjon vil også redusere kompensasjonsdypet ved å minske gjennomtrengning av lys i vannsøylen, grunnet lys absorpsjonen (Wetzel, 2001d). I et laboratorium studie observerte Rengefors, et al., (2012) at *G. semen* hadde et temperaturoptimum ved 9 – 12°C, men en fortsettelse i biomassevekst frem til 19°C. Ut ifra temperaturoptimumet forventet Rengefors, et al., (2012) oppblomstringer på våren og høsten, men observasjoner viser derimot at *G. semen* oppblomstringer forekommer som regel fra juni til september (Findlay, et al., 2005). Flere

studier har derimot observert oppblomstringer av *G. semen* ved høyere vanntemperatur enn 19°C (Karosiené, et al., 2016; Pęczyła, et al., 2013; Storrønning, 2020).

DOM påvirker også artssammensetningen av fytoplankton. Drener, et al., (2017) observerte at innsjøer med lav DOC konsentrasjon var dominert av ikke-flagell autotrofe fytoplankton, mens dominansen endret seg til flagell autotrofe fytoplankton ved høyere DOC konsentrasjon. Det forklares ved at innsjøen går fra å være næringslimitert ved lav DOC konsentrasjon, til å bli lyslimitert ved høy DOC konsentrasjon. I en studie fra 1995 observerte Eloranta og Räsänen (sitert i Sjöberg, 2014) at *G. semen* oppholdt seg i vannsøylen med lysintensitet på 75-95 $\mu\text{mol m}^{-2}\text{s}^{-1}$ og dermed unngikk den sterkeste lysintensiteten i epilimnion. Senere studier har støttet funnene til Eloranta og Räsänen, (1995) som da Findlay, et al., (2005) observerte at oppblomstring av *G. semen* kun forekom ved lysintensitet lavere enn 100 $\mu\text{mol m}^{-2}\text{s}^{-1}$.

1.2.2 Næringsstoffer bundet til løst organisk materiale

DOM er en kompleks blanding av organiske molekyler som består av karbon, hydrogen og oksygen, samt heteroatomer som nitrogen, fosfor og svovel (Hartnett, 2017). De løste organiske molekyler som inneholder nitrogen og fosfor blir omtalt som løst organisk nitrogen (DON) og løst organisk fosfor (DOP). DOM kan brytes ned via fotoindusert nedbrytning eller biologisk nedbrytning av mikroorganismer. Det er kun en liten del av DOM (<5%) som er labile forbindelser for bakterier (Wetzel, 2001e). Slike forbindelser er aminosyrer og karbohydrater, som har en rask omsetningshastighet (Wetzel, 2001c). Disse forbindelsene er viktige i metabolismen til fytoplankton, da de har høy energi og et høyt nivå av næringsstoffer per totalt karboninnhold (Wetzel, 2001e). Den resterende delen av DOM er mer motstridende til nedbrytning og rundt 80% av DOM stammer fra høyerestående planter. Slike forbindelser er dominert av organiske syrer som humus- og fulvinsyrer som er store, kompliserte og har en høy forekomst av aromatiske karboner og karboksyler (Wetzel, 2001e; Wetzel, 2001c). Omsetningshastigheten og oppholdstiden av slike forbindelser er lang i akvatiske miljøer (Wetzel, 2001c).

I tillegg har flere studier vist at biotilgjengeligheten av DOC, DOP og DON varierer veldig (Lønborg, et al., 2009; Soares, et al., 2017; Thompson & Cotner, 2018). Den store variasjonen av biotilgjengelighet, forklares ved at den dominerende mengden av DOM i akvatiske systemer har alloktont opprinnelse (Wetzel, 2001c). Strukturen av DOM bestemmes dermed av

jordsmonn, biodiversitet og avrenningsmønstre i nedbørsfeltet (Hongve, et al., 2004; Riise, et al., 2018). Eksempler på variasjonen av biotilgjengeligheten kan vises ved å sammenligne studier fra Thompson og Cotner, (2018), Soares, et al., (2017) og Lønborg, et al., (2009). Thompson og Cotner observerte 78% biotilgjengelig DOP, mens Lønborg, et al., observerte 88% og Soares, et al., observerte 49%. Biotilgjengeligheten av DOC ble observert av Thompson og Cotner på 25%. Mens Soares, et al., observerte kun 2% og Lønborg, et al., observerte 29%. For biotilgjengelig DON, ble det observert 31% av Soares, et al., mens Lønborg, et al., observerte 52 %.

1.2.3 Løst organisk nitrogen og løst organisk fosfor

DON består av mange ulike forbindelser, og de mest kjente er urea (CON_2H_4), løst kombinert aminosyrer (DCAA), løst frie aminosyrer (DFAA), nukleinsyrer og definerte strukturelle familier, som inkluderer humiske og fulviske stoffer (Sipler & Bronk, 2015; Wetzel, 2001e). DFAA, DCAA og urea er vist å være vekstfremmende for fytoplankton (Donald, et al., 2011; Wetzel, 2001f; Wheeler, et al., 1974). Donald, et al., (2011) observerte derimot at N_2 -fikserende cyanobakterier og dinoflagellater hadde liten vekstrespons til urea.

For DOP, er de mest kjente forbindelsene inositol–fosfater, nukleinsyrer og fosfolipider (Weil & Brady, 2017b). Inositol–fosfater er den største andelen av organisk fosfat (10% – 60%) (Weil & Brady, 2017b), og anses å være lite biotilgjengelig for fytoplankton. Det er allikevel gjort observasjoner av at inositol–fosfater kan forkomme som en fosfor kilde for enkelte cyanobakterier ved avrenning fra tørr jord (Turner, et al., 2002).

En viktig mekanisme for uorganisk fosfor er evnen til å absorbere og adsorbere seg til humuskolloider, leirpartikler, jern– og aluminium oksider, og kaliumkarbonater (Weil & Brady, 2017b). Løst uorganisk fosfor kan også bli innkapslet av jern og aluminium (Wetzel, 2001a) (Weil & Brady, 2017b). Sorpsjon til kolloider vil redusere mikrobiell nedbrytning og dermed også redusere biotilgjengeligheten (Guppy, et al., 2005). Nyere forskning viser derimot at kolloider, jern– og aluminium–fosfatkomplekser, vil kunne brytes ned via fotolyse, som igjen vil øke biotilgjengeligheten (Weil & Brady, 2017b; Weil & Brady, 2017c).

Bakteriell nedbrytning av organisk materiale kalles mineralisering. Ved mineralisering av DOM blir DON og DOP nedbrutt ved hydrolyse av bakterielle enzymer, til uorganisk nitrogen (ammonium (NH_4^+), nitrat (NO_3^-)) og uorganisk fosfor (fosfat (PO_4^{3-})) (Mostofa, et al., 2013;

Wetzel, 2001e). Mineralisering er en viktig mekanisme for å øke biotilgjengeligheten av DON og DOP (Mostofa, et al., 2013).

1.3 Begrunnelse for studie og hypoteser

En nyere hypotese, diskutert i Hagman, et al., (2020) forklarer dominansen til *G. semen* ved at de klarer å omsette DON og DOP til uorganisk nitrogen og –fosfor. Hypotesen kan belyse hvordan *G. semen* evner å danne oppblomstring i oligotrofe og mesotrofe innsjøer, og samtidig forklare sammenhengen mellom DOM innhold og *G. semen* biomasse (Findlay, et al., 2005; Hagman, et al., 2015; Hagman, et al., 2018; Hongve, et al., 1988; Rengefors, et al., 2012) Av studiene som har observert en sammenheng mellom DOC konsentrasjon og *G. semen*, så er det få som omhandler spesifikt DOM sin rolle som en mulig vekstfaktor.

Hvis hypotesen stemmer, vil *G. semen* ha en stor konkurransefordel, ved å ha rikelig tilgang av de to viktigste makronæringsstoffene, og vil forklare hvordan *G. semen* evner å etablere sin biomassedominans. Med den kontinuerlig økning i DOM innhold i innsjøer i Norden (Arvola, et al., 2010; Riise, et al., 2018), vil man kunne forvente en videre utbredelse av *G. semen*. Vannforvaltningen kan dermed stå ovenfor nye og større utfordringer med *G. semen*.

Denne studien bygger på tidligere masterstudie av Storrønning, (2020) som studerte lignende hypoteser i Brønnerødtjernet. Konsentrasjonen av *G. semen* i Brønnerødtjernet var derimot mye lavere enn i Lundebyvannet, og Brønnerødtjernet var en dystrof innsjø. Ved å utføre en lignende studie i Lundebyvannet, som er en eutrof innsjø og kjent for sine store *G. semen* oppblomstringer, vil det kunne gi et klarere bilde om DOM kan betegnes som en vekstfaktor for *G. semen*.

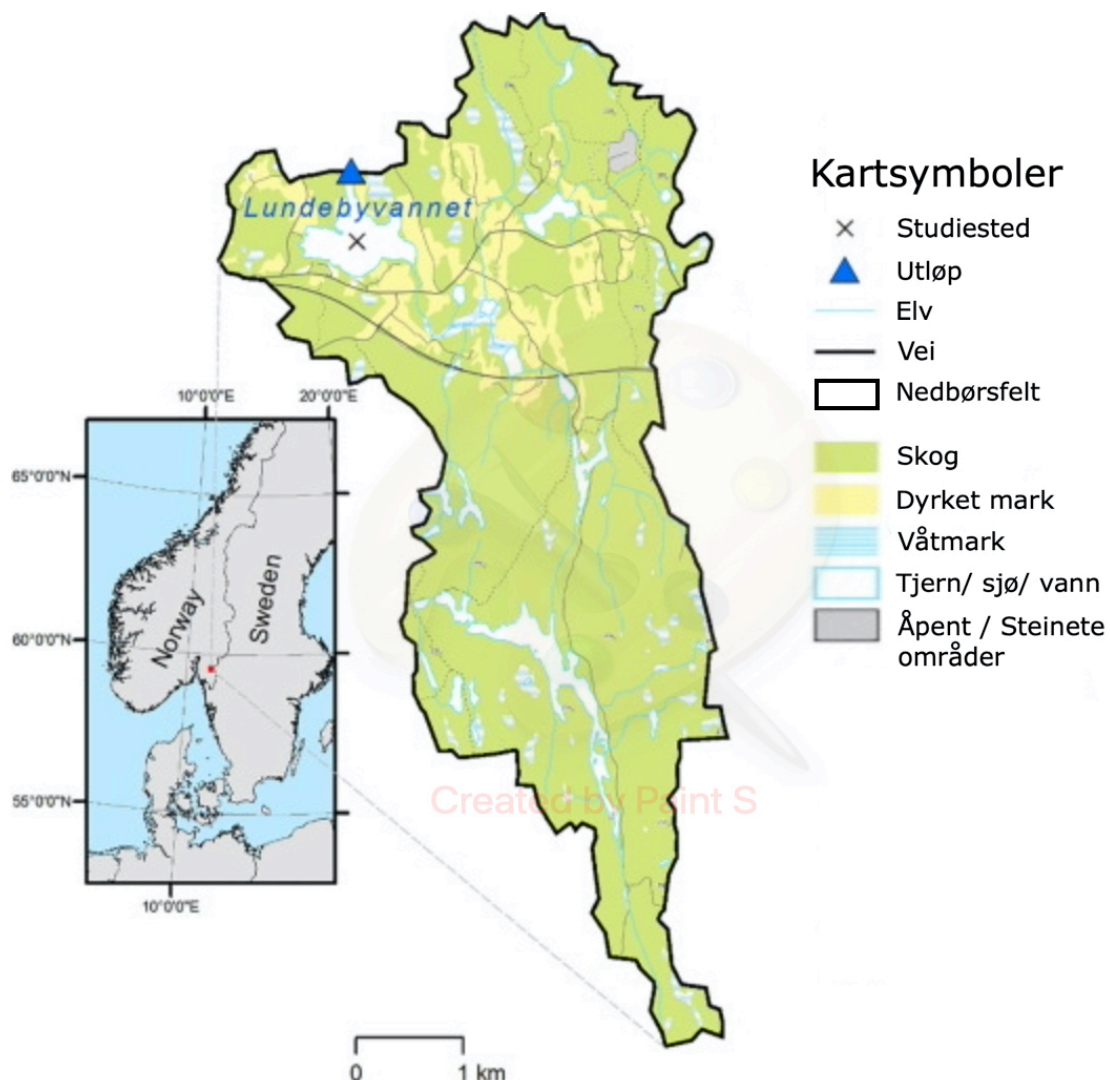
Denne studien har sett på sammenhengen mellom løst organisk materiale og *G. semen* i en eutrof innsjø, ved å teste hypotesene:

- Det er en sammenheng mellom biomassen av *Gonyostomum semen* og innhold av løst organisk materiale i en eutrof innsjø.
- *Gonyostomum semen* har evnen til å omsette eller ekstrahere næringsstoffer fra løst organisk nitrogen og løst organisk fosfor, fra løst organisk materiale.

2. Material og metode

2.1 Områdebeskrivelse

Studien er en feltstudie som ble utført i Lundebyvannet, som ligger i Indre Østfold kommune, Viken fylke, Norge (figur 1) og er en del av vannområde «Glomma sør for Øyeren». Lundebyvannet er en eutrof innsjø, med en maksimal dybde på 5,2 meter og en overflate på 0,4 km² (Miljødirektoratet, 2020). Innsjøen ligger 161 meter over havet, og er dermed under den marine grense (Miljødirektoratet, 2020). Lundebyvannet er en populær badeplass og rekreasjonssted for innbyggere i Indre Østfold kommune, og det er tilrettelagt med kiosk og toaletter på sørsiden av tjernet (Glomma Sør, 2019).



Figur 1: Stedsforklaring og nedbørsfeltbeskrivelse av Lundebyvannet. Lundebyvannet ligger sørøst i Norge, i nærheten av grensen til Sverige. Kart av nedbørsfeltet viser vegetasjonsbilde rundt Lundebyvannet. Nedbørsfeltdata er hentet fra nevina.nve.no. Figuren er et modifisert kart fra Xiao, et al., (2020).

Lundebyvannet har en lang historie av *G. semen* oppblomstringer, som vanligvis forekommer fra mai til september (Hagman, et al., 2015). I en paleolimnologisk undersøkelse, observerte Rohrlack & Haaland, (2017) at *G. semen* har vært den dominerende algen i Lundebyvannet siden 1977. Studien kunne ikke konkludere et eksakt tidspunkt for etableringen av *G. semen*, men en markant økning av den totale algemengden har blitt observert etter år 2000. *G. semen* har siden år 2000 dannet årlige oppblomstringer som jevnlig overstiger 100 µg klorofyll a/l (Rohrlack & Haaland, 2017).

Tidligere forvaltningsrapporter viser at Lundebyvannet ikke oppfyller vanndirektoratets krav for økologisk tilstand (Arnesen, 2020; Haande, et al., 2012), og har i de siste årene vippet mellom «svært dårlig» og «dårlig» (Arnesen, 2020). Den fullstendige dominerende konsentrasjonen av *G. semen* er hovedårsaken (offentlig tilgang til overvåkningsdata via www.vannmiljo.miljodirektoratet.no/) (Arnesen, 2020; Haande, et al., 2012).

Nedbørsfeltet til Lundebyvannet (figur 1) har et areal på 20,1 km², som dekker store deler av skogsområdet kalt «Fjella», og består primært av skog (80%) og våtmarker (vedlegg 1). Innløpsbekken til Lundebyvannet kommer fra Steinsvannet via Nøadammen, Lintotjern og Engatjern. Europavei 18 og fylkesvei 128 krysser nedbørsfeltet på sørsiden av Lundebyvannet og rundt innsjøen er nedbørsfeltet dominert av landbruk og spredt bebyggelse. Det har blitt gjennomført flere studier av nedbørsfeltet, som har bevist at tjern og våtmarkene er effektive til å tilbakeholde næringsstoffer og humus (Rohrlack & Haaland, 2019). Avrenning av total og algetilgjengelig fosfor, samt nitrogen, er observert å være høyere enn det som er naturlig for nedbørsfeltet. Dermed er menneskelig aktivitet en viktig faktor for avrenning av algetilgjengelig næringsstoffer (Rohrlack & Haaland, 2019). Det er derimot ikke nok avrenning av næringsstoffer til å kunne forklare oppblomstringene av *G. semen* (Rohrlack & Haaland, 2019). Store mengder DOM blir også tilført Lundebyvannet (Xiao, et al., 2020) og det er spekulert i at den største DOM avrenningen til Lundebyvannet stammer fra øst i nedbørsfeltet, hvor det tidligere har vært torvproduksjon (Rohrlack & Haaland, 2019).

2.2 Innsamling av data og klargjøring til analyse

Feltperioden startet 20. mai 2020, og vannprøver ble innhentet hver annen uke til feltperioden ble avsluttet, den 25. august 2020. All feltaktivitet ble gjennomført ved samme lokasjon, som var etablert på det dypeste område i Lundebyvannet (59.54911 N, 11.47843 E). Innsamlingene

ble utført i det samme tidsrommet, kl. 10.00 – 11.00. Prøver ble hentet fra båt, for å så bli fraktet til vannlaboratoriet på Norges Miljø- og Biovitenskapelige Universitet (NMBU) for videre analyse.

2.2.1 Miljøforhold

Både oksygen (mg/l) og oksygenmetning (%) ble målt ved 0,5, 1, 2, 3, 4 og 4,8 meter dybde. Oksygenmålingen ble utført av YSI ProODO (YSI inc/Xylem inc.) i kombinasjon med elektroden ODO optical DO (YSI inc/Xylem inc.). Oksygenmetning er prosentvis tilgjengelig oksygen i forhold til maksimal oksygenkonsentrasjon, som er mulig å løse inn i vannet ved en gitt temperatur. Overmetning (>100 %) av oksygen forårsakes av høy fotosyntese-aktivitet (Frank & Lien, 2015). Temperatur ble også registrert *in situ*, men disse temperaturdataene ble kun benyttet til å få en oversikt over miljøforholdene i vannet under feltperioden, da egne loggere ble benyttet til å registrere temperaturdata igjennom feltperioden. Se vedlegg 2 for *in situ* data.

HOBO Temperatur/Lys data logger UA-002-64 (Elit, Norge, Gjerdrum) ble benyttet for registrering av temperatur og lysintensitet ved hver halve meter, fra 0,5 til 4,5 meters dyp. Det ble registrert temperatur og lysintensitet hvert tiende minutt gjennom hele feltperioden. Gjennom feltperioden ble loggerne tatt opp og kontrollert syv ganger. Kontrollen av loggerne tok omtrent 30 minutter. Registreringer som ble utført under kontrolleringene har blitt fjernet fra dataene.

Temperatur ble målt ved celsius (°C) og hadde en nøyaktighet på $\pm 0,47^{\circ}\text{C}$ ved 25°C . Gjennomsnittets temperatur per dag, for hver halv meter, ble beregnet og benyttet ved fremstilling av vanntemperaturen. Lysintensiteten ble målt ved lux og registrerte bølgelengder 180 – 1200 nm. Lux målingene ble omgjort til foton-flux-tetthet (PPFD), med måleenhet $\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$, ved kalibreringsfaktoren 0,0185. Ligningen som ble benyttet var:

$$\text{Lux målinger} * 0,0185 = \text{PPFD } (\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1})$$

Ved fremstilling av lysintensiteten ble den høyeste registrerte lysintensiteten fra hvert dyp per dag benyttet.

2.2.2 Vannprøver

Vannprøver ble tatt ved 1, 2, 3, 4 og 4,5 meters dybde, ved hjelp av en Ruttner vannhenter i plast. Det ble valgt å ta vannprøve fra 4,5 meter da maksimal dybden på lokasjonen var på 5 meter ved første feltdag. Det var for å forhindre oppvirvling av sediment som kunne forurenske prøvene. Vannprøvene ble oppbevart i 5 dl plast flasker. Flaskene ble skylt 3 ganger med vann fra samme dybde som de skulle oppbevare, for å forhindre forurensning fra tidligere vannprøver. Vannprøvene ble deretter lagt mørkt, for å hindre fotokjemisk nedbrytning ved transport til laboratorium på NMBU.

På vannlaboratoriet ved NMBU ble 150 ml av hver vannprøve filtrert i en filtrerings kolbe, ved hjelp av vakuum. Prøvene ble filtrert igjennom et 0,45 µm cellulose acetat membranfilter og et glassmikrofiber GF/C filter. Membranfilteret holdt igjen alle partikler over 0,45 µm, slik at kun løste stoffer ble filtrert. GF/C filter ble benyttet til å samle algecellene. GF/C filtrene ble oppbevart i 15 ml plastrør i en fryser etter filtreringen, for senere å bli benyttet for pigmentanalyse. GF/C filtrene ble plassert i fryseren så hurtig som mulig, etter filtreringen for hver vannprøve, da pigmentene i algecellene er svært sensitive for fotoindusert nedbrytning. Vannprøver som ble filtrert gjennom membran- og GF/C filteret vil videre bli henvist som filtrerte prøver. 100 ml filtrert prøve fra hvert dyp, ble helt over i 100 ml plastflasker og oppbevart i en fryser, for senere analyse.

Det ble oppsluttet 10 ml filtrert og 10 ml ufiltrert prøver for analyse av total nitrogen og total fosfor. Ved oppslutning ble det tilsatt oksidasjonsløsning, for så å bli innkubert i autoklav, i 30 minutter ved 121°C.

Filtrert destillert vann ble benyttet for å danne blanke prøver for hvert dyp. Blankene ble behandlet likt som vannprøvene og ble senere benyttet til å kalibrere analyseresultatet. Alle vannprøvene ble filtrert så fort man ankom NMBU, for å forhindre fotokjemisk nedbrytning. Vannprøvene fra 25. august ble derimot oppbevart 5 timer i et mørkt kjøleskap før filtrering.

2.3 Kjemisk analyse

All kjemisk analyse ble utført på vannlaboratoriet ved NMBU, Ås. Data fra de kjemiske analysene ligger ved i vedlegg 3.

2.3.1 Fosfor

For å få oversikt over fosfor konsentrasjonene i Lundebyvannet gjennom feltperioden, ble det analysert for total fosfor, total løst fosfor, partikulært fosfor og fosfat.

Total fosfor, total løst fosfor og fosfat ble analysert den 15., 16. og 24. september 2020, i henhold til Norsk Standard for vannundersøkelse (NO-EN ISO 6878 fra 2004). Analysen er en spektrometrisk metode og ble utført ved hjelp av UH5300 spektrofotometer (Hitachi). For analyse av total fosfor og totalt løst fosfor ble oppsluttete prøver (filtrert og ufiltrert) benyttet, mens fosfat analysen benyttet opptinte filtrerte prøver.

Analysene for total fosfor og fosfat ble utført ved lik metode, ved å omdanne fosfor og fosfat til antimon–fosfomlybdat kompleks. Antimon-fosfomlybdat komplekset ble dannet ved å tilsette 0,2 ml askorbinsyre 5% og 0,2 ml molybdat NS 4725 i 5 ml reagensrør. Reax top (Heidolph) ble benyttet til å blande reagensene sammen. Askorbinsyre reduserer antimon–fosfomlybdat komplekset til et blåfarget molybdatkompleks etter 10 minutter. Molybdatkomplekset har en maksimal absorbans ved bølgelengden 880 nm. Absorptansen er da proporsjonal med konsentrasjonen av $\text{PO}_4\text{-P}$ (ortofosfat).

UH5300 spektrofotometeret (Hitachi), samt programvare, ble benyttet for å måle absorptansen til total fosfor, total løst fosfor og $\text{PO}_4\text{-P}$, ved bølgelengden 880 nm. Absorptansen ble målt innen 30 minutter etter dannelsen av molybdatkomplekset. Spektrofotometeret ble kalibrert med destillert vann. Prøvene ble overført til en kvartskyvette for registrering av absorptansen.

En standardkurve ble dannet ved å måle absorptansen til prøver med kjente konsentrasjoner; 0.05, 0.1, 0.5 og 1 mg P/l. Standardkurven ble kontrollert med en sertifisert standardprøve (QC3198) og en hus-standard fra NMBU vannlaboratoriet (RTC-303). Absorptansen til tre tilfeldige blanker ble målt, for å fjerne bakgrunnsstøy og danne en nullreferanse. En trendlinje ble dannet i standardkurven og ligningen for trendlinjen ble videre benyttet for å utregne konsentrasjonen av total fosfor, total løst fosfor og $\text{PO}_4\text{-P}$.

Ligningen for trendlinjen fra standardkuven, som ble benyttet for utregning av konsentrasjonen for totalt fosfor og total løst fosfor, var:

$$\text{Total fosfor } \left[\frac{\mu\text{g}}{\text{l}} \right] \text{ og total løst fosfor } \left[\frac{\mu\text{g}}{\text{l}} \right] = \\ (0,8685 * (\text{Abs målt} - \text{gj. snitt Abs blank}) + 0,0017) * 1000$$

Ligningen for trendlinjen fra standardkurven, som ble benyttet for utregning av PO₄-P, var:

$$\text{Fosfat } \left[\frac{\mu\text{g}}{\text{l}} \right] = (0,7412 * (\text{Abs målt} - \text{gj.snitt Abs blank}) + 0,0025) * 1000$$

Konsentrasjonene for total fosfor og total løst fosfor ble videre benyttet for å beregne konsentrasjonen av partikulær fosfor. Ligningen som ble benyttet for partikulær fosfor konsentrasjonen var:

$$\text{Partikulær fosfor } \left[\frac{\mu\text{g}}{\text{l}} \right] = \text{total fosfor } \left[\frac{\mu\text{g}}{\text{l}} \right] - \text{total løst fosfor } \left[\frac{\mu\text{g}}{\text{l}} \right]$$

2.3.2 Nitrogen

For å få oversikt over nitrogen konsentrasjonene gjennom feltperioden, ble det analysert for total nitrogen, total løst nitrogen, partikulær nitrogen, ammonium og nitrat.

Total nitrogen og total løst nitrogen ble analysert den 22. oktober 2020, i henhold til Norsk standard for vannundersøkelse (NS 4743, 2. utgave, april 1993). Analysen er en spektrometrisk metode og ble utført med spektrofotometeret FIASTAR 5000 Tecator.

Oppsluttet prøver (ufiltrert og filtrert) ble benyttet i analysen for total nitrogen og total løst nitrogen. Prøvene gikk igjennom en rekke reaksjoner i FIASTAR 5000 Teactor før absorptansen ble målt ved en bølgelengde på 540 nm. Både uorganiske og organiske nitrogenforbindelser ble oksidert av peroksodidulfat til nitrat i et lukket alkalisk miljø under trykk. Videre ble nitraten ført igjennom et kobberbelagt kadmium kolonne, som reduserte nitrat til nitritt. Nitritt reagerte deretter i en sur løsning (pH = 1,5 – 2) med sulfanilamid og dannet diazokompleks. Diazokompleks reagerte ytterligere med N-(1-naftyl)etylendiamin for å danne azofargestoff. Azofargestoff har maksimal absorbans ved bølgelengde 540 nm. FIASTAR 5000 hadde en deteksjonsgrense på 0,019 mg/l. Den verifiserte standardprøven RTC303-H, ble benyttet for kontroll, og tre tilfeldige blanker benyttet for nullreferanse.

Partikulært nitrogen ble videre beregnet med resultatene fra total nitrogen og total løst nitrogen. Ligningen som ble benyttet for partikulær nitrogen konsentrasjonen var:

$$\text{Partikulært nitrogen } \left[\frac{\text{mg}}{\text{l}} \right] = \text{Total nitrogen} \left[\frac{\text{mg}}{\text{l}} \right] - \text{Total løst nitrogen} \left[\frac{\text{mg}}{\text{l}} \right]$$

Analysen for ammoniumkonsentrasjon ble utført delvis i henhold til Norsk Standard for vannundersøkelse (NS 4746, 1 utgave, august 1975). I NS4746 blir fenol benyttet, men for å unngå det giftige stoffet ble salicylat benyttet i denne studien. Analysen er en spektrometrisk

metode og ble utført med UV-1201 spektrofotometer (Shimadzu). 3 ml av opptint filtrert prøve ble tilsatt 0,2 ml salicylat (reagens A) og 0,5 ml hypokloritt (reagens B). Ammoniumet reagerte i løpet av 2 timer i mørket, og dannet monokloramin. Monokloramin vil i nærvær av salicylat danne 5-aminosalicylat, som gir en blå farge. 5-aminosalicylat har maksimal absorbans ved bølgelengde 655 nm.

En standardkurve ble dannet med absorptans måling av kjente konsentrasjoner (0.05, 0.1, 0.5, og 1 mg NH₄-N/l). En trendlinje ble dannet i standardkurven og ligningen for trendlinjen ble benyttet for å regne ut NH₄-N. Standardkurven ble kontrollert med en sertifisert standardprøve (QC3198) og en hus-standard fra vannlaboratoriet ved NMBU (RTC-303). Nullreferanse ble dannet ved gjennomsnitt av absorptansen til tre tilfeldige blanker.

Ligningen for trendlinjen fra standardkurven, som ble benyttet for utregning av NH₄-N, var:

$$\text{Ammonium } \left[\frac{\text{mg}}{\text{l}}\right] = 0,9476 * (\text{Abs malt} - \text{gj. Snitt Abs blank}) + 0,0069$$

Analysen av nitrat ble utført ved ionekromatografi 5000 (IC5000) (Lachat/Zellweger) og opptinte filtrerte prøver ble benyttet.

IC5000 består av to faser, en stasjonær fase og en mobil fase. Den stasjonære fasen bestod av to kolonner, en forkolonne (Dionex IonPac AG22) som fanget opp uønskede partikler og en analysekolonne (Dionex IonPac AS22-Fast). Den mobile fasen (eluenten) bestod av 4,5 mM Na₂CO₃/1,4 mM NaHCO₃. Autosampler (Lachat/Zellweger) matet 100 µl av hver prøve inn i IC5000. Anionene festet seg deretter til den stasjonære fasen med forskjellig bindingsstyrke. Eluenten og prøven gikk igjennom suppressoren (Dionex ACRS 500), som reduserer bakgrunnsnivået ved at komposisjonen til eluenten endres til en løsning med lavere ledningsevne. Eluenten byttet deretter plass med anionene i den stasjonære fasen ut ifra hvor sterkt anionene var bundet. De forskjellige anionene ble dermed separert i tid, og konsentrasjonen ble målt av et konduktivitetsmeter. Det ble kjørt fortynnede sertifiserte standardprøver, Sangamon-03 (lot 0618) og ION-96.4 (lot 0618), for å kontrollere prøveresultatene. Kvantifikasjonsgrensen (LOQ) var på 0,02 mg NO₃-N/l.

2.3.3 Løst organisk karbon, –fosfor og –nitrogen

Analyse av DOC ble utført i henhold til Norsk Standard for vannundersøkelse (NS-EN 1484, 1. utgave, november 1997). Instrumentet TOC-V CPN (Shimadzu) med en ASI-V autosampler (Shimadzu) ble benyttet. Opptinte filtrerte prøver ble tilsatt HCl som senket pH ($\text{pH} = 2 - 3$). Dette førte til at all uorganisk karbon blir omgjort til karbondioksid (CO_2). Prøvene ble så boblet med syntetisk luft, som fjernet all uorganisk karbon. Deretter ble prøvene matet av ASI-V autosampler til TOC-V CPN. TOC-V SPN forbrente prøvene ved 680°C , all DOC ble dermed oksidert til karbondioksid. Videre førte bærergassen (syntetisk luft) karbondioksidet forbi en infrarød (IR) – detektor, som detekterte karbondioksid mengden og omgjorde det til et kromatogram. Kromatogramarealet ble beregnet og omgjort til mg C/l. Målt mg C/l er proporsjonal med DOC konsentrasjonen.

Ved utregning av DOP forutsatte man at fosfat (PO_4^{3-}) var det eneste løste fraksjonen av fosfor. Andre løste fosfor fraksjoner er eksempelvis fosfat budet med kationer og kolloider (Wetzel, 2001a). Antagelsen for utregning av DOP er begrunnet ved at de andre løste fosfor fraksjoner forekomme i så lave konsentrasjoner at de er av liten betydning.

For utregning av DOP, ble resultater av total løst fosfor og fosfat benyttet. Utregningen ble utført ved hjelp av ligningen:

$$\text{DOP} \left[\frac{\text{mg}}{\text{l}} \right] = \text{total løst fosfor} \left[\frac{\text{mg}}{\text{l}} \right] - \text{fosfat} \left[\frac{\text{mg}}{\text{l}} \right]$$

Ved utregning av DON forutsatte man at ammonium og nitrat var de eneste løste fraksjonene av nitrogen, men flere løste fraksjoner forekommer. Eksempelvis nitritt og urea (Wetzel, 2001b). Antagelsen for utregning av DON er begrunnet ved at andre løste nitrogen fraksjoner forekom i så lave konsentrasjoner at de var av liten betydning for resultatet.

For utregning av DON, ble resultater av total løst nitrogen, ammonium og nitrat benyttet. Utregningen ble utført ved hjelp av følgende ligning:

$$\text{DON} [\text{mg/l}] = \text{Totalt løst nitrogen} [\text{mg/l}] - (\text{ammonium} [\text{mg/l}] + \text{nitrat} [\text{mg/l}])$$

Løst organisk N:C forhold og løst organisk P:C forhold ble beregnet for å undersøke om DON og DOP ble benyttet som nitrogen- og fosfor kilde. Hvis DON og DOP ble benyttet, kunne man forventet en reduksjon i løst organisk N/C forhold og P/C forhold. Det er på grunn av at *G. semen* vil favorisere DOM forbindelser med høyt nitrogen- og fosfor innhold. Resultatene

fra DOC-, DOP- og DON analysene ble benyttet. Utregningen ble utført ved hjelp av følgende ligninger:

$$\text{Løst organisk N:C forhold} = \text{DON} \left[\frac{\text{mg}}{\text{l}} \right] / \text{DOC} \left[\frac{\text{mg}}{\text{l}} \right]$$

$$\text{Løst organisk P:C forhold} = \text{DOP} \left[\frac{\text{mg}}{\text{l}} \right] / \text{DOC} \left[\frac{\text{mg}}{\text{l}} \right]$$

2.3.4 Pigmentanalyse

Estimering av *G. semen* konsentrasjon forekom ved pigmentanalyse. Vanligvis analyserer man for en sjelden xantofyll, kalt heteroxanthin. Dette pigmentet forekommer kun i noen få alger, samt *G. semen*. Under analysen oppdaget man derimot forekomsten av gullalgen *Synura petersenii*. *S. petersenii* inneholdt et pigment som forstyrret heteroxanthin analysen. Dermed blir pigmentet diadinoxanthin benyttet som en markør for *G. semen* i denne studien. Diadinoxanthin forekommer kun i noen få andre alger, men disse var ubetydelige for Lundebyvannet.

Pigment fra nedfrosne GF/C filtre, ble ekstrahert ved å tilsette 3 ml aceton og sentrifugert ved 3000 rpm i 10 minutter. Prøvene ble sentrifugert for å sedimentere eventuelle partikler. Supernatanten ble analysert ved HPLC metoden, beskrevet i Hagman, et al., (2019) og i Rohrlack, (2020c). Instrument oppsettet inkluderte Thermo Fisher Ultimate 3000 UHPLC RS-system, utstyrt med en diode-array detektor og en Acclaim C30 LC kolonne (150 x 2,1 mm, 3 µm partikkelstørrelse). Maskinvaren ble levert av Nerliens Meszansky AS (Oslo, Norge). Pigmentene ble identifisert på grunnlag av retensjonstid og absorpsjonsspektre (350 – 700 nm). En kjent standard av diadinoxanthin, med en kjent konsentrasjon, ble benyttet for å omregne areal i mAU*min til µg/l.

2.4 Statistisk analyse

For statistisk analyse ble Minitab versjon 19.2020.2.0 benyttet. Før statistiske analyse, ble gjennomsnitts konsentrasjonen av hele vannsøylen utregnet for hver parameter (vedlegg 4). Dette var hensiktsmessig da *G. semen* beveger seg vertikalt i vannsøylen grunnet DVM. Spearman rangkorrelasjonsanalyse ble benyttet for å finne en signifikant sammenheng mellom biomassevekst av *G. semen* og parameterne. Spearman rangkorrelasjonsanalyse ble benyttet grunnet at dataen ikke var normalfordelte.

Parameterne som ble testet var total nitrogen, total løst nitrogen, partikulært nitrogen, ammonium, nitrat, total fosfor, total løst fosfor, partikulært fosfor, fosfat, DOC, DON, DOP og klorofyll a. Diadinoxanthin ble benyttet som «proxy» for *G. semen* biomasse. Tidsperioden korrelasjonsanalysen ble benyttet var fra første observasjon av *G. semen* (03. juni) til feltperiodeslutt (25. august). Det ble også gjennomført statistisk analyse med data fra parametere fra 2 meters dyp, med parameterne partikulær nitrogen og partikulær fosfor. Spearman rangkorrelasjonsanalyse ble benyttet for å observere en eventuell sammenheng mellom DOC og DON, samt DOP. For disse parameterne ble hele tidsperioden av feltspriden benyttet (20.05 – 25.08).

Korrelasjonsanalysen ble gjennomført med et konfidensintervall på 95% og ga en R^2 -verdi og p-verdi. R^2 forklarer hvor sterk korrelasjonen er og om det er en positiv- eller negativ korrelasjon, mens en p-verdi $< 0,05$ viser en signifikant sammenheng. Vedlegg 5 og 6 viser data fra statistisk analyse.

R-studio 1.3.1073 ble benyttet for å produsere dybdeprofiler, mens resterende figurer og tabeller ble produsert i Excel versjon 16.43 (20110804) og Paint S Versjon 5.10.2 (2105112257).

3. Resultater

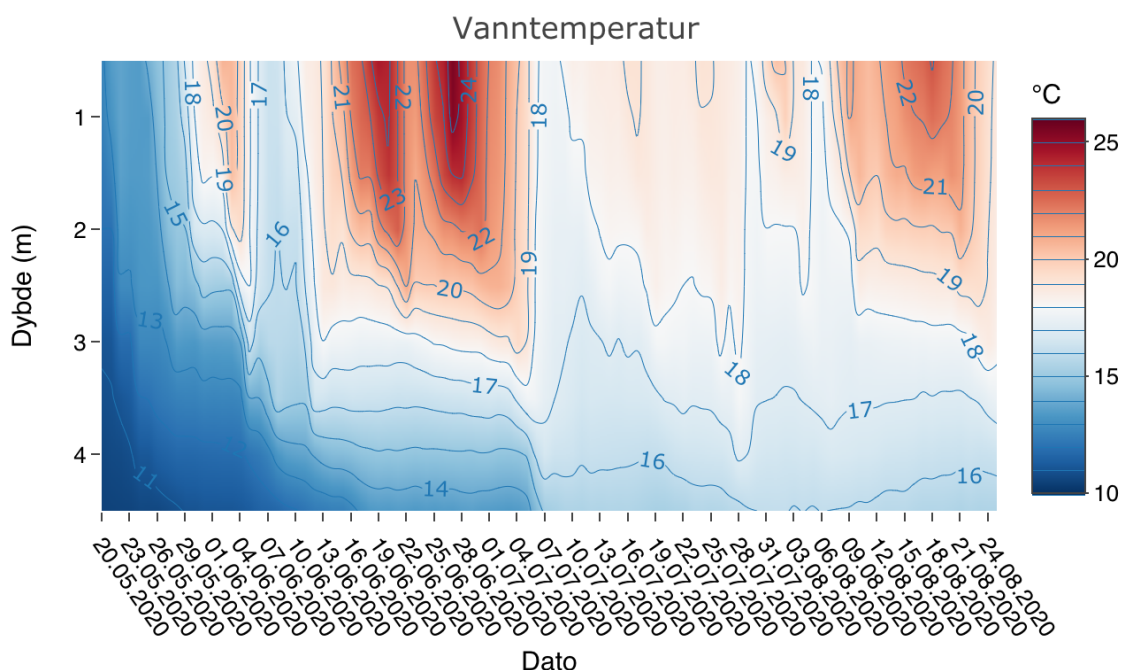
3.1 Miljøforhold

Daglig gjennomsnittlig vanntemperaturen for hver 0,5 meter i Lundebyvannet ble utregnet via data fra loggere (figur 2). Lundebyvannet gikk igjennom en rekke termiske sjiktninger og sirkulasjoner i feltperioden (20. mai – 25. august). Når temperaturmålinger startet (20. mai) tydet det på at vårsirkulasjonen i Lundebyvannet var over, grunnet at det var en temperaturgradient mellom topp- og bunntemperatur. Fram til 05. juni ble en tydeligere termisk sjiktning etablert. Dette var den korteste sjiktningen som ble observert i feltperioden, med en temperaturdifferanse på 9°C mellom topp og bunn. Det var første gang det ble registrert 20°C i Lundebyvannet ved 0,5 meters dyp. Den termiske sjiktningen ble deretter avbrutt av en delvis full sirkulasjon. Dette begrunnes med at temperaturgradienten ble kraftig redusert ned til 3,5 – 4 m. I perioden 13. juni til 06. juli ble den største temperaturdifferansen mellom topp- og bunn temperatur registrert, på 12°C. Dette var også den lengste perioden med en tydelig termisk sjiktning i løpet av feltperioden og den høyeste vanntemperaturen ble registrert den 27. juni, på

25,55°C ved 0,5 m. Det ble også registret den høyeste gjennomsnittlige lufttemperaturen, samt dagen med mest nedbør (21. juni) (vedlegg 7) i denne perioden.

Den 07. juli ble temperaturdifferansen kraftig redusert, så det er sannsynlig at en full sirkulasjon forekom. Dette førte til at bunntemperaturen steg til 15°C. Fra 08. juli til 05. august var vanntemperaturen relativt konstant med $18,7 \pm 0,2^\circ\text{C}$ ved 0,5 meter og $15,5 \pm 0,2^\circ\text{C}$ ved 4,5 meter. En delvis full sirkulasjon forekom også den 06. august da en temperaturdifferanse på $3,8^\circ\text{C}$ ble registrert. I perioden 07. til 25. august økte temperaturdifferansen mellom topp og bunntemperatur igjen, og en ny tydelig termisk sjiktning ble registrert, med en temperaturdifferanse på 8°C .

Det ble dermed registrert totalt tre perioder med tydelig termisk sjiktning gjennom feltperioden i Lundebyvannet.



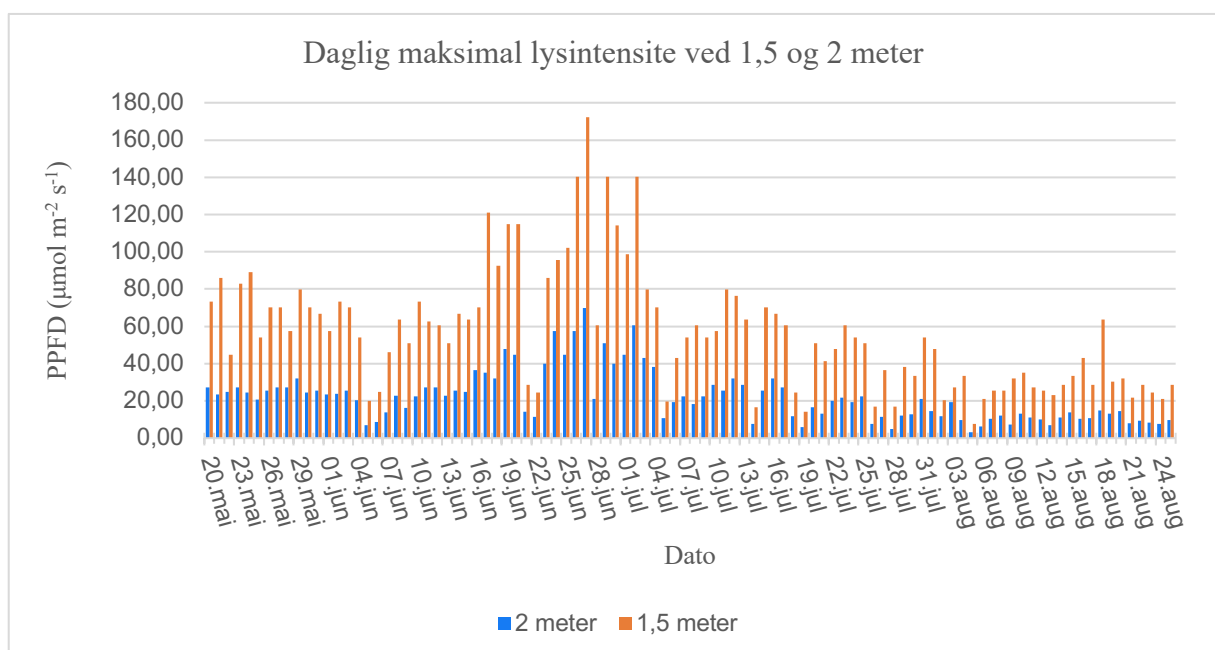
Figur 2: Dybdeprofil av vanntemperaturer i Lundebyvannet 20.05.2020 – 25.08.2020. X-akse er dato, y-akse er dybde (reversert) og z-akse er daglig gjennomsnitt av registrerte målerverdier for temperatur. Høyere temperatur vises som rødt (maksimal 26°C), mens lavere temperaturer vises som blått (minimum 10°C). Det ble registrert totalt tre perioder med tydelig termisk sjiktning gjennom feltperioden. Den høyeste vanntemperaturen ble registrert den 27. juni, på $25,55^\circ\text{C}$.

Lysintensiteten i Lundebyvannet ble registrert av loggere hvert tiende minutt igjennom feltperioden (20. mai – 25. august). Ut ifra datasettet, ble kompensasjonsdypet estimert til å ligge mellom 2 og 2,5 meter. Det ble registrert lys dypere enn 2,5 meter ned i vannsøylen, men det kan forklares ved loggernes brede bølgelengdespekter (180 – 1200 nm).

Lysintensiteten hadde stor variasjon fra dag til dag, gjennom hele feltperioden. Den daglig maksimale lysintensiteten ble benyttet ved fremvisning av 1,5 og 2 meter (figur 3).

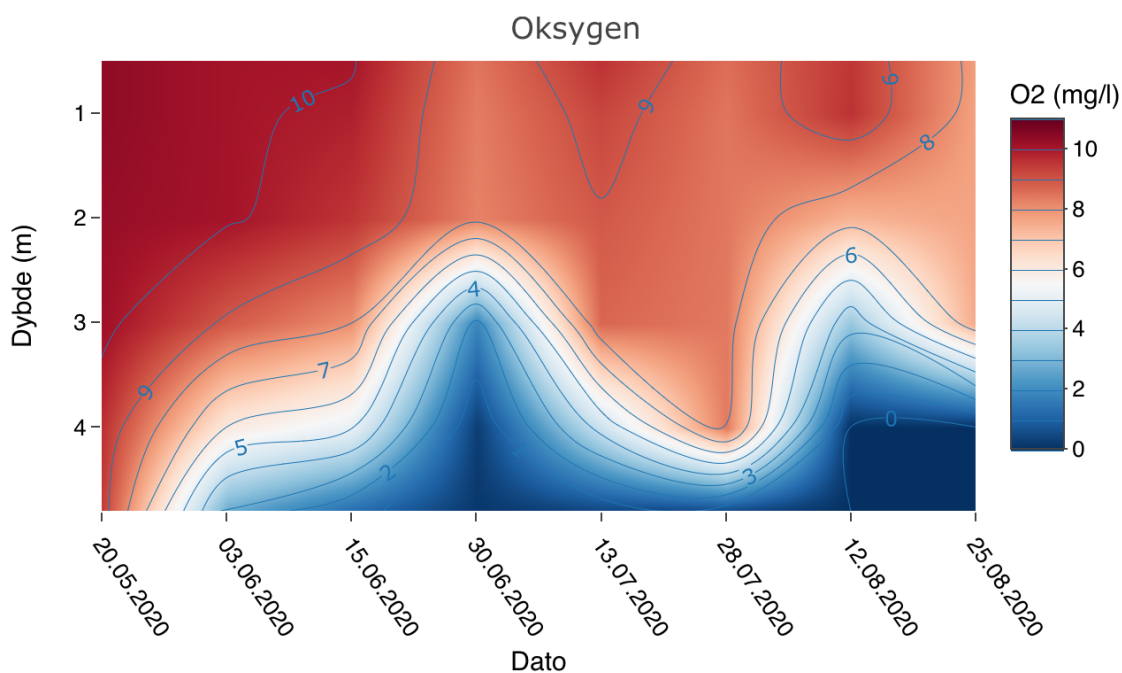
Lysintensiteten ved 1,5 meter var 2 – 3 ganger så høy som lysintensiteten ved 2 meter og det ble observert større variasjoner av den maksimale lysintensiteten ved 1,5 meter enn ved 2 meter.

Feltperioden, med hensyn til lysintensitet, kan deles opp i fire perioder. Fra 20. mai til 17. juni var lysintensiteten relativt stabil, på $66,5 \pm 22 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ ved 1,5 meter og $24 \pm 8 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ ved 2 meter. Det var derimot en markant reduksjon i lysintensitet den 5. og 6. juni. I neste periode (15. juni – 04. juli) finner man de høyeste registrerte lysintensitetene igjennom feltperioden. Med unntak av en markant reduksjon den 22. og 23. juni, var lysintensiteten ved 1,5 meter på $116 \pm 56 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ og ved 2 meter på $45,5 \pm 24,5 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$. Den 27. juni ble den høyeste lysintensiteten registrert både ved 1,5 meter ($172,1 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$) og 2 meter ($70 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$). Fra 5. juli til 04. august ble det registrert en jevn reduksjon med flere små «topper». I den siste perioden (05. – 25. august) stabiliserte lysintensiteten seg, med unntak av 18. august, da det ble registrert $63,7 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ ved 1,5 meter. I denne perioden var lysintensiteten relativt stabil ved 2 meter, på $11 \pm 4 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$.



Figur 3: Maksimal daglig lysintensitet ved 1,5 (oransje) og 2 meters (blå) dybde gjennom feltperioden (20.05.2020 – 25.08.2020). X-aksen er dato og y-aksen er PPFD ($\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$). Ved 1,5 meter oversteg lysintensiteten jevnlig $70 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ fram til 15. juli. Ved 2 meter var det kun en måling på $70 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ (27. juni), som også var den høyeste registrerte målingen ved 2 meter. Den høyeste registrerte målingen utført ved 1,5 meter var på $172,1 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$, også 27. juni.

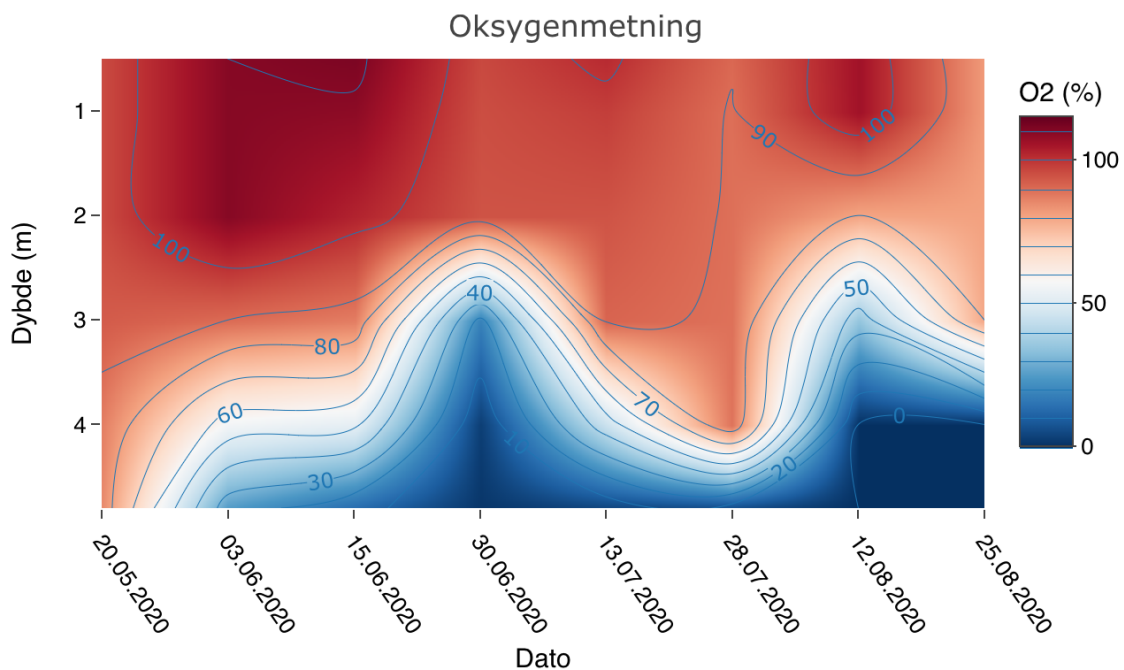
Oksygenkonsentrasjonen i Lundebyvannet ble målt *in situ* hver annen uke gjennom feltperioden. Da feltstudien startet (20. mai) var det $9,5 \pm 0,5$ mg/l oksygen i hele vannsøylen (figur 4). Fra 03. juni og ut feltperioden ble det observert tilnærmet anaerobe forhold ved 4,5 meters dyp. Resultatet viser at det var 2 perioder med tilnærmet anaerobe forhold opp til 3 meters dybde, dette forekom den 30. juni og 12. august. Den 28. juli hadde det tilnærmet anaerobe området minsket til å kun være over sedimentet, mens det var 8 mg/l oksygen i de resterende 4 meterne. Det ble registrert lukt av hydrogensulfid (H_2S) fra vannprøver hentet fra 4,5 meter den 12. og 25. august. H_2S produksjon indikerer lavt redox potensial og styrker tilstedeværelsen av anaerobe forhold. Begge periodene med anaerobe forhold opp til 3 meters dybde stemmer overens med datoer vannet var termisk sjiktet (figur 2). Oksygenforholdet i de øverste to meterne holdt seg stabilt på 8 – 10 mg/l gjennom hele feltperioden, med unntak av den siste feltmålingen, den 25 august, da det ble registrert 7 mg/l i de øverste 3 meterne.



Figur 4: Dybdeprofil av oksygenkonsentrasjon (mg/l) i Lundebyvannet gjennom feltperioden (20.05.2020 – 25.08.2020). X-akse er dato, y-akse er dybde (reversert) og z-akse er oksygenkonsentrasjon (mg/l) målt *in situ* ved prøvetakning lokasjonen. Høyere oksygenkonsentrasjon (mg/l) vises som rødt (maksimal 11 mg/l), mens lavere oksygenkonsentrasjon vises som blått (minimum 0 mg/l). Det ble registrert tilnærmet anaerobe forhold ved 4,5 meters dyp fra 03. juni og ut feltperioden. Den 30. juni og 12. august var det tilnærmet anaerobe forhold ved 3 meters dyp.

Oksygenmetning (%) ble målt *in situ*, samtidig som oksygen konsentrasjoner (mg/l). Det ble registrert overmetning (>100 %) ved to perioder igjennom feltperioden (figur 5). Den første overmetnings perioden var 03. juni til 15. juni og forekom i de øverste 2,5 meterne i vannsøylen.

Den andre perioden med overmetning fant sted i den øverste meteren av vannsøylen, den 12. august. Skille fra 80 % oksygenmetning til 30 % oksygenmetning følger samme kurve som oksygenkonsentrasjonen 7 mg/l – 4 mg/l (figur 4). Det var to «topper» med ekstrem undermettete forhold ved 3 meters dyp. Disse forekom 30. juni og 12. August og følger lik kurve som oksygenkonsentrasjonen i figur 4. Resterende av vannsøylen lå mellom 80 – 100 % metning gjennom hele feltperioden.



Figur 5: Dybdeprofil av oksygenmetning (%) i Lundebyvannet gjennom feltperioden (20.05.2020 – 25.08.2020). X-akse er dato, y-akse er dybde (reversert) og z-akse er oksygenmetning (%) målt *in situ* ved prøvetakning lokasjon. Høyere oksygenmetning (%) vises som rødt (maksimal 115 %), mens lavere oksygenmetning vises som blått (minimum 0 %). Det ble registrert to perioder med overmetning. Den første perioden (03. juni til 13. juni) forekom det overmetning ved de øvre 2,5 meterne og den 12. august forekom det overmetning ned til 1 meter.

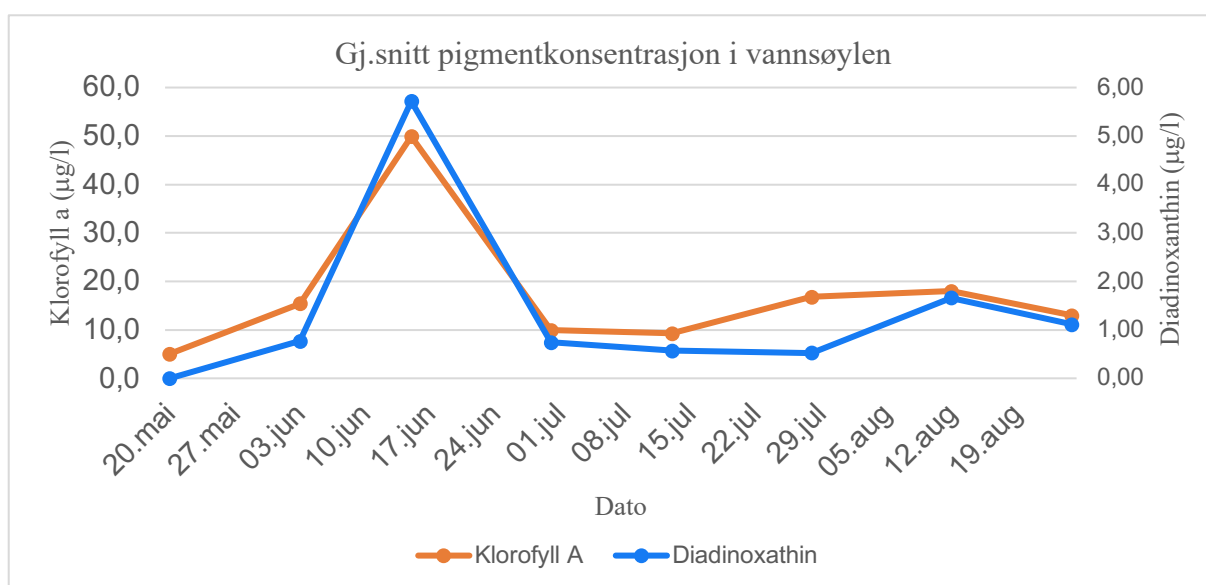
3.2 Fytoplanktonkonsentrasjon og fytoplanktonsammensetning

Pigmentanalysen viste konsentrasjonen av klorofyll a og diadinoxanthin gjennom feltperioden. Det ble observert en moderat positiv korrelasjon og signifikant sammenheng mellom gjennomsnitts konsentrasjonene for diadinoxanthin og klorofyll a (p -verdi = 0,037) ved Spearman rangkorrelasjonsanalyse. Denne analysen benyttet seg av gjennomsnittsdata for hele feltperioden (20. mai – 25. august, 2020).

Klorofyll a konsentrasjonen er en indikator for konsentrasjonen av fytoplankton. Gjennomsnitt av vannsøylen viser at det var to perioder med høye konsentrasjoner av fytoplankton i Lundebyvannet gjennom feltperioden (figur 6). Da feltstudien startet var den gjennomsnittlige klorofyll a konsentrasjonen på 5,1 $\mu\text{g/l}$. Konsentrasjonen steg markant fram til 15. juni, da det

ble målt 49,9 µg/l, som var den høyeste registrerte konsentrasjonen av klorofyll a. Etter den første perioden med høy konsentrasjon av fytoplankton, ble klorofyll a konsentrasjonen markant redusert og stabiliserte seg på $9,5 \pm 0,5$ µg/l i perioden 30. juni – 13. juli. Fra 13. juli til 25. august steg klorofyll a konsentrasjonen igjen, og viser sesongens andre periode med høy fytoplankton konsentrasjon. Gjennomsnitt konsentrasjonen steg til 18 µg/l, den 12. august, før en reduksjon til 13 µg/l den 25. august, ble observert.

Diadinoxanthin ble målt som en direkte indikator av *G. semen*. Ved feltstart var gjennomsnitt konsentrasjonen av diadinoxanthin i hele vannsøylen 0 µg/l (figur 6). Den første observasjonen av *G. semen* forekom den 03. juni, med en gjennomsnitt konsentrasjonen på 0,77 µg/l. Den høyeste målingen av diadinoxanthin ble registrert 15. juni og var på 5,72 µg/l. Fra 30. juni og frem til 28. juli lå konsentrasjonen på $0,5 \pm 0,2$ µg/l. Den 12. august ble det registrert en økning til 1,66 µg/l, før en nedgang til 1,11 µg/l den 25. august.

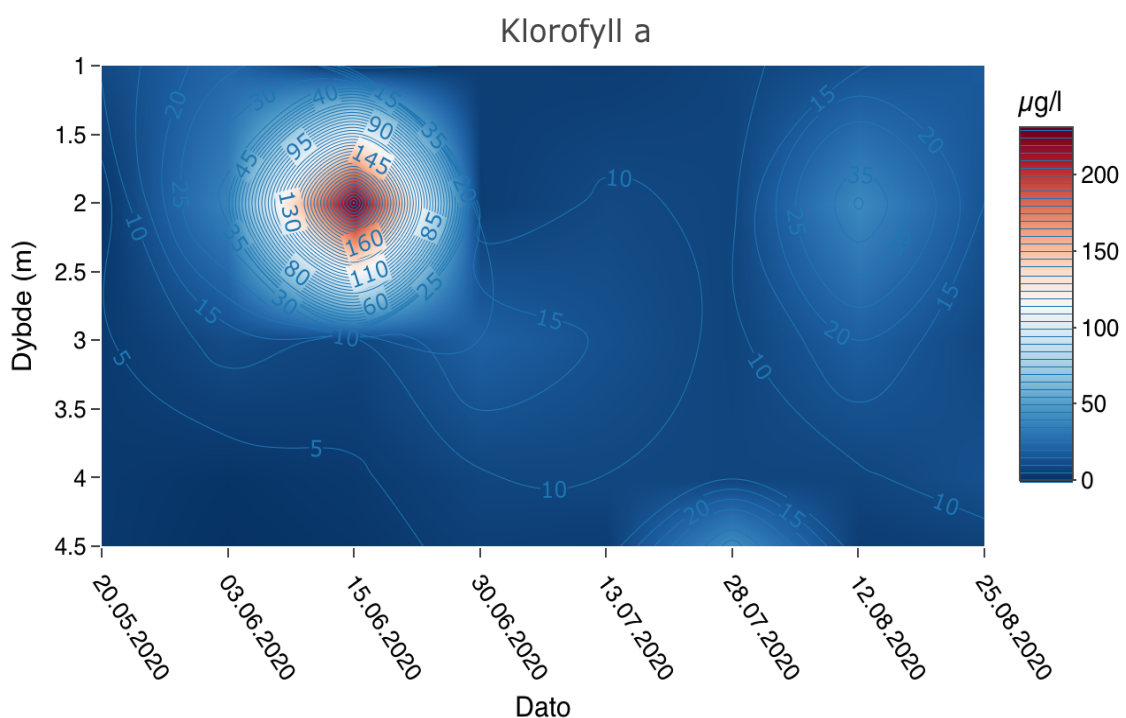


Figur 6: Gjennomsnittskonsentrasjon av klorofyll a og diadinoxanthin i hele vannsøylen i Lundebyvannet gjennom feltperioden (20.05.2020 – 25.08.2020). X-akse er dato, Y-aksen (venstre side) er klorofyll a i µg/l, mens Y-aksen (høyre side) er diadinoxanthin i µg/l. Gjennomsnittlig klorofyll a konsentrasjon vises i oransje, mens gjennomsnittlig diadinoxanthin konsentrasjon vises i blått. Den 15. juni ble de høyeste konsentrasjonene registrert for både klorofyll a og diadinoxanthin. Det ble registrert to perioder med høy konsentrasjon av både klorofyll a og diadinoxanthin.

Ved å se på dybdefordelingen av klorofyll a observerer man hvilken dybde den største fraksjonen av fytoplankton oppholdt seg (figur 7). Resultatet viser at hovedmengden av fytoplankton oppholdt seg ved 2 meter på tidspunktet vannprøvene ble innhentet (kl. 10.00 – 11.00). Den største konsentrasjonen av fytoplankton forekom den 15. juni, med 231,4 µg/l

klorofyll a ved 2 meters dyp. Den 30. juni forekom det en kraftig reduksjon og klorofyll a konsentrasjonen stabiliserte seg på $9 \pm 3 \mu\text{g/l}$ frem til 28. juli. Den 12. august observerte man igjen en økning på $41 \mu\text{g/l}$ ved 2 meter.

Ved 1, 3 og 4 meters dyp var konsentrasjonen av klorofyll a konstant ($8 \pm 5 \mu\text{g/l}$) gjennom feltperioden. Med unntak av ved 1 meter, den 03. juni, da det ble observert en konsentrasjon på $24 \mu\text{g/l}$. Ved 4,5 meter var klorofyll a konsentrasjonen på $4 \pm 3 \mu\text{g/l}$ gjennom hele feltperioden, unntaket den 28. juli, da klorofyll a konsentrasjonen steg til $48,6 \mu\text{g/l}$. Pigmentanalysen viste at dette skyldtes en oppblomstring av gullalgen *S. petersenii*.

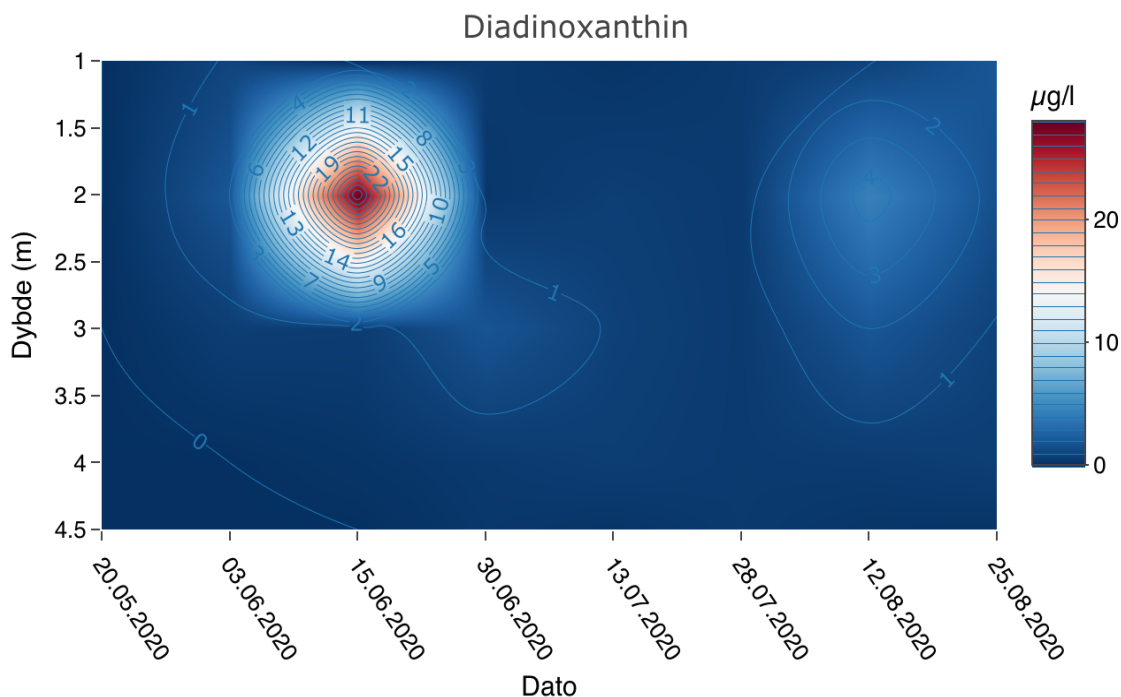


Figur 7: Dybdeprofil av klorofyll a ($\mu\text{g/l}$) i Lundebyvannet gjennom feltperioden (20.05.2020 – 25.08.2020). X-akse er dato, y-akse er dybde (reversert) og z-akse er klorofyll a ($\mu\text{g/l}$). Høyere klorofyll a konsentrasjoner vises som rødt (maksimal $231 \mu\text{g/l}$), mens lavere konsentrasjoner vises som blått (minimum $0 \mu\text{g/l}$). Den 15 juni ble den høyeste klorofyll a konsentrasjonen observert ved 2 meters dyp, på $231,4 \mu\text{g/l}$. Høye klorofyll a konsentrasjoner ble også observert den 28. juli ved 4,5 meter og 12. august ved 2 meter. I de resterende dybdene var klorofyll a konsentrasjonen $10 \pm 6 \mu\text{g/l}$.

Dybdefordelingen av diadinoxanthin viser at *G. semen* oppholdt seg på 2 meter i tidspunktet vannprøvene ble samlet inn (kl. 10.00 – 11.00) (figur 8). Konsentrasjonene av diadinoxanthin ble målt til $0,5 \pm 1 \mu\text{g/l}$ i den resterende vannsøylen gjennom hele feltperioden.

Den høyeste registrerte diadinoxanthin konsentrasjonen forekom den 15. juni ved 2 meter ($28 \mu\text{g/l}$). Den 30. juni hadde konsentrasjonen blitt markant redusert og fram til 28. juli lå

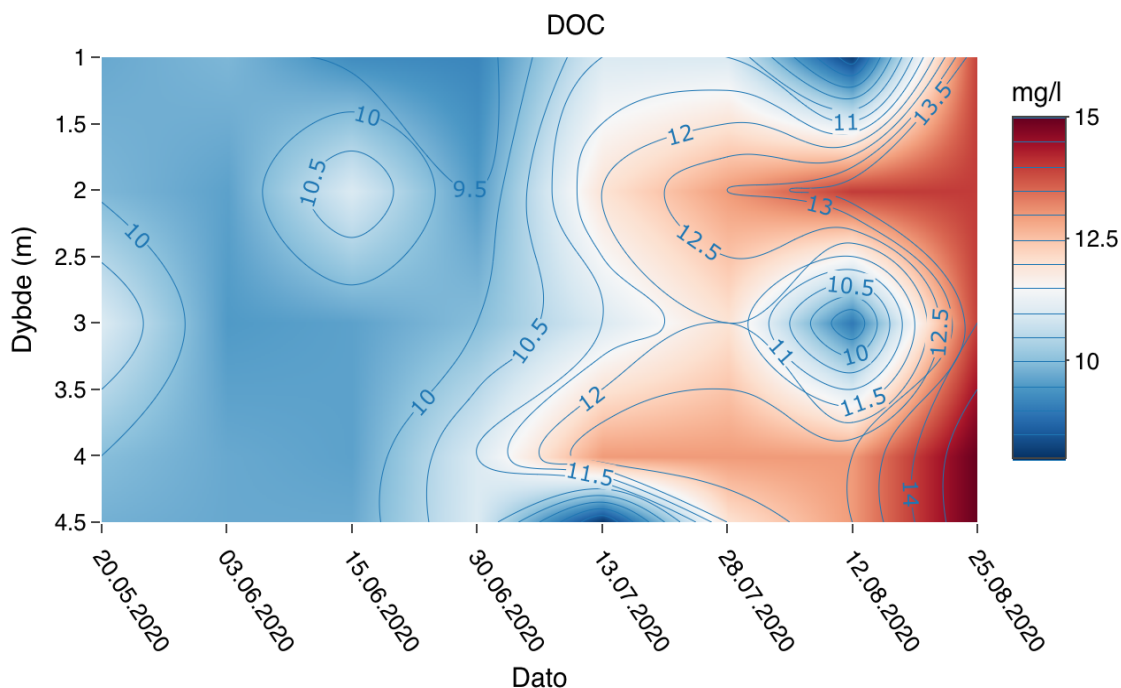
konsentrasjonen på $0,4 \pm 0,3 \mu\text{g/l}$. Den 12. august, ble det igjen registrert en relativt høy konsentrasjon av diadinoxanthin, på $5 \mu\text{g/l}$ ved 2 meter. Deretter forekom det en reduksjon til $2 \mu\text{g/l}$, den 25. august.



Figur 8: Dybdeprofil av diadinoxanthin ($\mu\text{g/l}$) i Lundebyvannet gjennom feltperioden (20.05.2020 – 25.08.2020). X-akse er dato, y-akse er dybde (reversert) og z-akse er diadinoxanthin ($\mu\text{g/l}$). Høyere diadinoxanthin konsentrasjoner vises som rødt (maksimal $28 \mu\text{g/l}$), mens lavere konsentrasjoner vises som blått (minimum $0 \mu\text{g/l}$). Den 15. juni ble den høyeste registrerte målingen av diadinoxanthin ble observert ved 2 meters dyp, på $28 \mu\text{g/l}$. En ny høy konsentrasjon ble observert den 12. august ved 2 meter, på $5 \mu\text{g/l}$.

3.3 Løst organisk karbon, –nitrogen og –fosfor

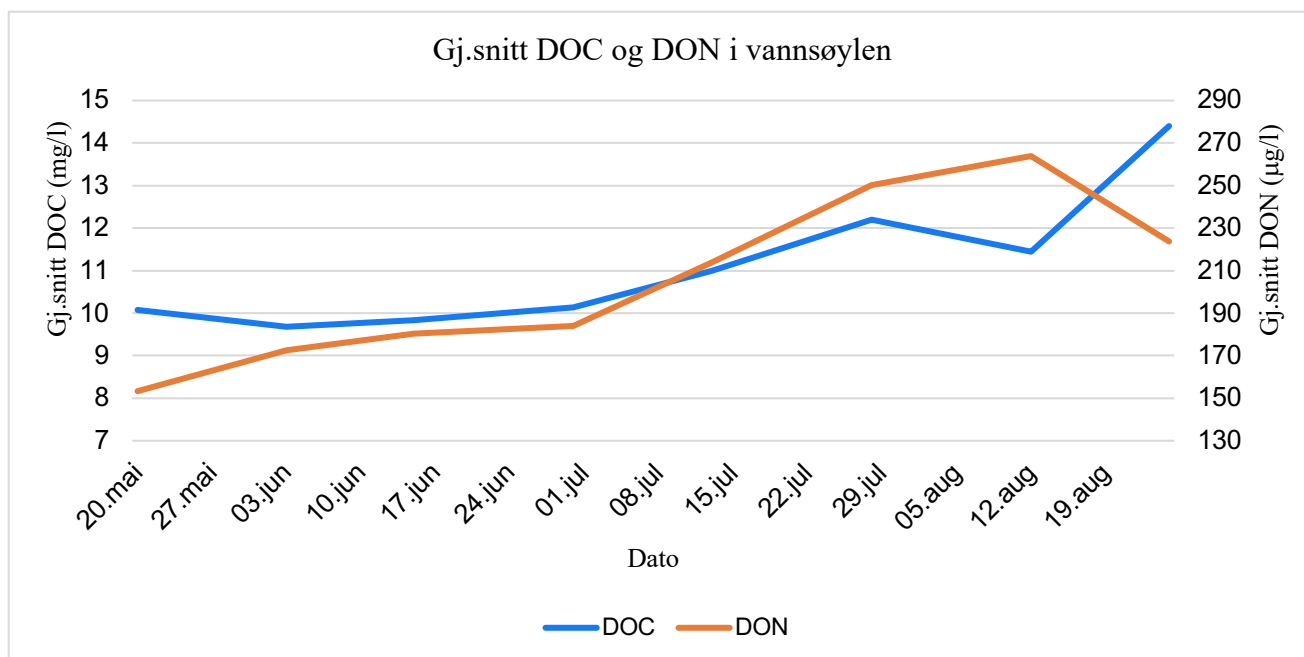
DOC brukes som en «proxy» for DOM innhold i Lundebyvannet. Konsentrasjonen av DOC hadde en relativt jevn fordeling i vannsøylen og en jevn økning ble observert igjennom feltperioden (figur 9). I perioden 20. mai til 28. juli var konsentrasjonen stabil på $10 \pm 1 \text{ mg/l}$. DOC konsentrasjon økte i hele vannsøylen fra 28. juli til 25. august, med unntak av en markant reduksjon den 12. august ved 1 og 3 meters dyp. Den 25. august lå DOC konsentrasjonen på $14 \pm 0,5 \text{ mg/l}$ i hele vannsøylen.



Figur 9: Dybdeprofil av DOC konsentrasjon i Lundebyvannet gjennom feltperioden (20.05.2020 – 25.08.2020). X-akse er dato, y-akse er dybde (reversert) og z-akse er DOC konsentrasjon (mg/l). Høy DOC konsentrasjon vises ved rødt (maksimal 15 mg/l) og lav DOC konsentrasjon vises ved blått (minimum 8 mg/l). DOC konsentrasjonen er stabil i hele vannsøylen fra 20. mai til 28. juni. Fra 28. juni er det en jevn økning i hele vannsøylen fram til 25. august, med unntak av en markant reduksjon den 12. august ved 1 og 3 meters dybde.

Resultatet for gjennomsnittlig DON konsentrasjon viser en svak jevn økning fram til 30. juni, 150 $\mu\text{g/l}$ til 180 $\mu\text{g/l}$ (figur 10). Fra 30. juni økte konsentrasjonen raskere og den høyeste konsentrasjonen ble målt til 260 $\mu\text{g/l}$, den 12. august. Den eneste reduksjonen av DON forekom fra 12. til 25. august, da gjennomsnitt konsentrasjonen ble redusert fra 264 $\mu\text{g/l}$ til 224 $\mu\text{g/l}$.

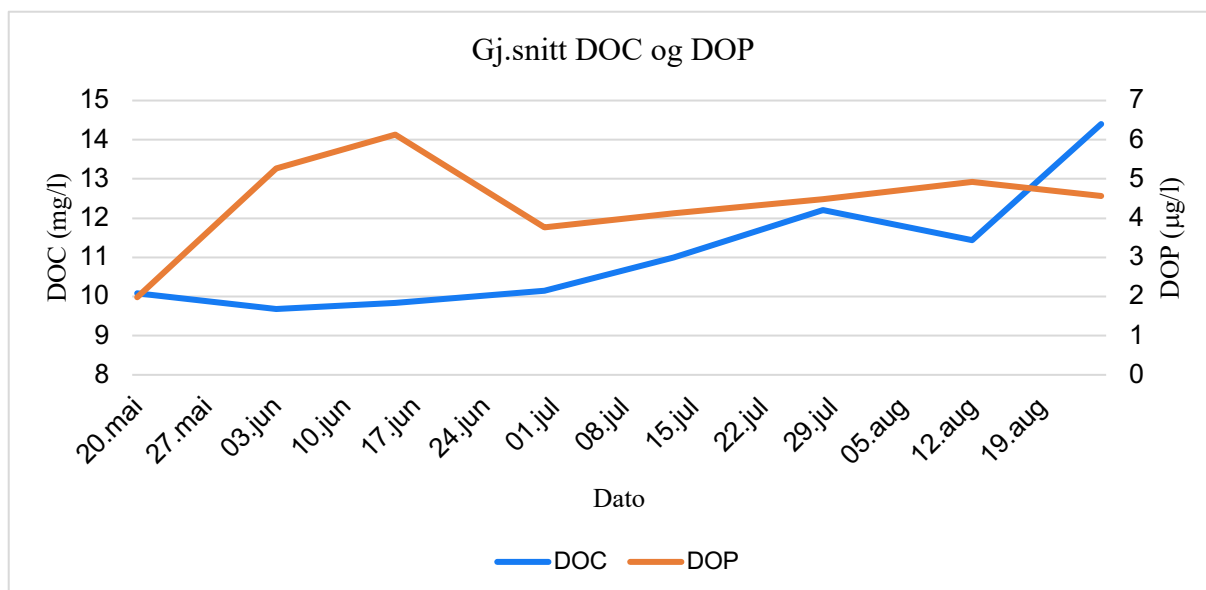
En sterk positiv korrelasjon og en signifikant sammenheng ($p\text{-verdi} = 0,014$) ble observert mellom gjennomsnittskonsentrasjonene av DOC og DON, fra hele feltperioden, ved Spearman rangkorrelasjonsanalyse. Begge parameterne var relativt konstante fram til 30. juni, selv om perioden med høy konsentrasjon av *G. semen* forekom 15. juni. DOC har derimot en nedgang den 12. august, som kan forklares ved en markant reduksjon ved 1 og 3 meter (figur 9).



Figur 10: Gjennomsnittskonsentrasjon av DOC og DON i vannsøylen i Lundebyvannet igjennom feltperioden (20.05.2020 – 25.08.2020). X-aksen er dato, Y-aksen (venstre side) er gjennomsnittlig DOC konsentrasjon (mg/l) og y-akse (høyre side) er gjennomsnittlig DON konsentrasjon (µg/l). Den gjennomsnittlige DOC konsentrasjonen vises i blått, mens DON konsentrasjonen vises i oransje. Begge parameterne var forholdsvis stabile frem til 01. juli, da en økning ble observert. Den høyeste registrerte gjennomsnittskonsentrasjonen for DON ble observert den 12. august, mens for DOC den 25. august.

Resultatet for DOP konsentrasjonen viste en jevn fordeling gjennom hele vannsøylen i feltperioden, med unntak ved 3 meter den 03. juni og ved 2 meter den 15. juni. Disse målingene viste en markant økning fra $3,1 \pm 0,5$ µg/l til $11,6 \pm 0,2$ µg/l. Gjennomsnitts konsentrasjonen av DOP får dermed en økning på $4,15$ µg/l fra 20. mai til 15. juni (figur 11). Utenom disse outlierene, viser resultatet at DOP konsentrasjonen er stabil gjennom feltperioden ($1,98 - 6,13$ µg/l).

Ved å sammenligne gjennomsnitt konsentrasjonen av DOC og DOP i vannsøylen, fluktuerer konsentrasjonen til DOC i høyere grad enn DOP (figur 11). DOP sine svingninger er av så lave konsentrasjoner ($4,05 \pm 2,08$ µg/l) at det kan skyldes tilfeldigheter. Korrelasjonsanalysen, av helefeltperioden, viste en svak negativ korrelasjon, men ingen signifikant sammenheng (p-verdi = 0,610) mellom gjennomsnitt konsentrasjon av DOC og DOP. Dette var overaskende da det var forventet at den største andelen av DOP stammet fra DOM.



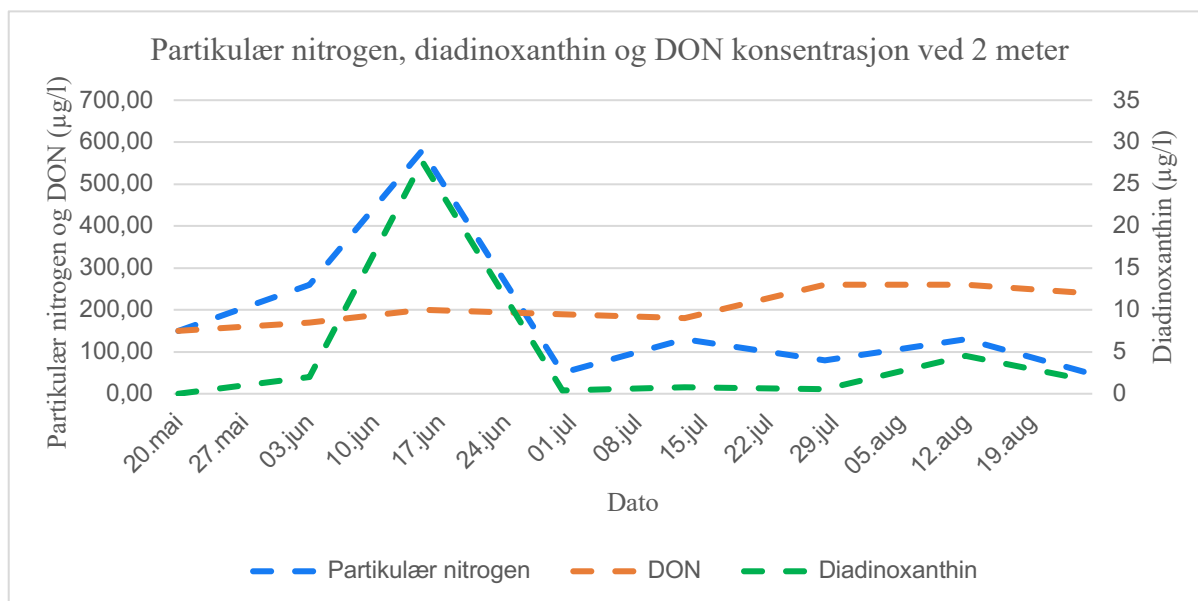
Figur 11: Gjennomsnittskonsentrasjon av DOC og DOP i vannsøylen i Lundebyvannet igjennom feltperioden (20.05.2020 – 25.08.2020). X-aksen er dato, Y-aksen (venstre side) er gjennomsnittlig DOC konsentrasjon (mg/l) og y-akse (høyre side) er gjennomsnittlig DOP konsentrasjon (µg/l). Den gjennomsnittlige DOC konsentrasjonen vises i blått, mens DOP konsentrasjonen vises i oransje. Gjennomsnittskonsentrasjonen av DOP er relativt stabil gjennom hele feltperioden. Svingningene er i så lav konsentrasjon at de kan skyldes tilfeldigheter.

3.4 *G. semen* og nitrogen

Konsentrasjonen av partikulært nitrogen (part.N) brukes som en indikasjon på hvor mye nitrogen som sitter i algene. Hovedfraksjonen av *G. semen* forekomst, ble bekreftet å være på 2 meters dyp (figur 8) og dermed brukes part.N ved 2 meter som en index på hvor mye nitrogen som sitter i *G. semen* (figur 12). I starten av feltperioden viser resultatet av part.N en markant økning under den første perioden med høy konsentrasjon av *G. semen* og den høyeste part.N-verdien ble målt til 580 µg/l den 15. juni. Deretter reduseres Part.N kraftig, til 50 µg/l. I perioden 13. juli til 12. august, ligger part.N konsentrasjonen på 95±25 µg/l.

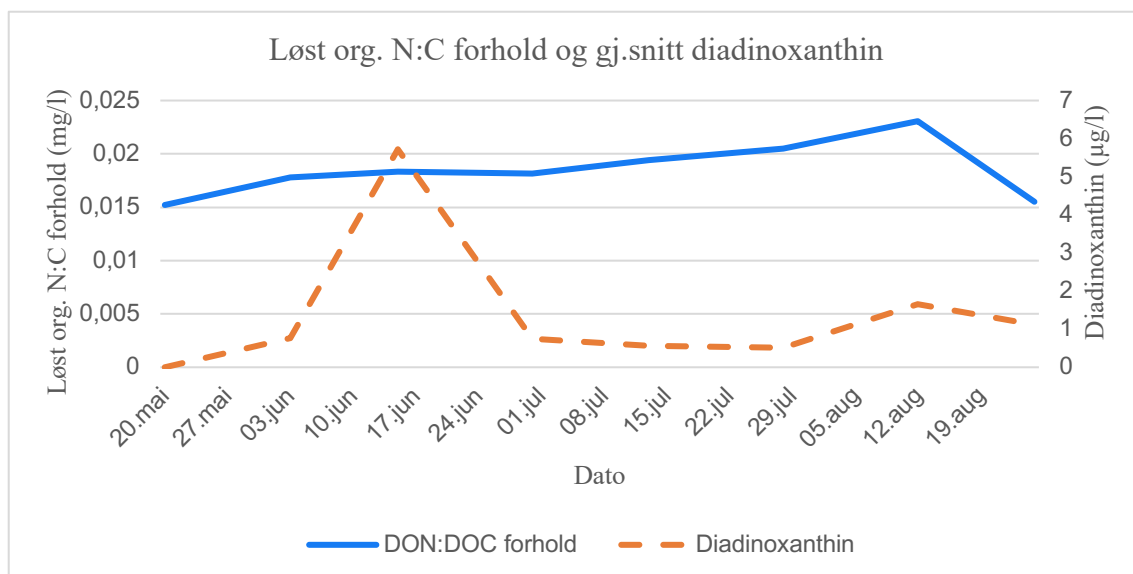
Ved å sammenligne part.N og diadinoxanthin konsentrasjonene på 2 meters dyp, observerte man en sterk positiv korrelasjon og en signifikant sammenheng (P-verdi = 0,046). Resultatet av korrelasjonsanalysen ligger til grunn for at part.N blir benyttet som en index på hvor mye nitrogen som sitter i *G. semen*. Part.N konsentrasjonen ved 2 meter, økte markant under den første perioden med høye konsentrasjoner av *G. semen* (15. juni), før en markant reduksjon. I samme periode er DON konsentrasjonen konstant, med en svak økning på 50 µg/l (figur 12). I den resterende feltperioden økte DON konsentrasjonen jevnt, med en maksimal konsentrasjon på 264 µg/l. Under den andre perioden med høy konsentrasjon av *G. semen* forekom DON konsentrasjonen på 250 ±10 µg/l. Selv om en signifikant sammenheng ble observert mellom

part.N og diadinoxanthin, forekom det en økning av part.P den 13. juli, mens diadinoxanthin konsentrasjonen var konstant.



Figur 12: Konsentrasjon av partikulær nitrogen, diadinoxanthin og DON ved 2 meters dyp i Lundebyvannet igjennom feltperioden (20.05.2020 – 25.08.2020). X-aksen er dato, Y-aksen (venstre side) er konsentrasjon av partikulær nitrogen (µg/l) og DON (µg/l), mens y-akse (høyre side) er konsentrasjon av diadinoxanthin (µg/l). Konsentrasjonen av partikulær nitrogen vises ved blå prikkete linje, diadinoxanthin vises ved grønn prikkete linje og DON vises ved oransje prikkete linje. Partikulær nitrogen og diadinoxanthin følger samme trend gjennom feltperioden og det ble observert en signifikant sammenheng. Konsentrasjonen av DON hadde en jevn økning igjennom feltperioden.

Ved at tilførselen av næringstoffer og DOM fra nedbørsfeltet ikke ble registrert i denne studien, ble løst org. N:C forholdet utregnet (figur 13). Hvis *G. semen* omsatte DON, kunne man forvente en reduksjon i løst org. N:C forholdet. Eventuelt kunne man forvente en konstant konsentrasjon hvis det ble tilført like mye DON fra nedbørsfeltet som *G. semen* forbrukte. Resultatet viser derimot en jevn økning på 7,9 µg/l i løst org. N:C forholdet fra 15,2 µg/l til 23,1 µg/l fra studiestart 20. mai til 12. august (figur 13). Figur 13 viser også gjennomsnitt diadinoxanthin for å sammenligne løst N:C forholdet med periodene med høy forekomst av *G. semen*. Resultatet viser at løst org. N:C forholdet er relativt stabilt under første periode med høye diadinoxanthin konsentrasjoner og en økning ved den andre perioden med høy diadinoxanthin konsentrasjon.



Figur 13: Løst organisk N:C forhold ($\mu\text{g/l}$) og gjennomsnittlig diadinoxanthin ($\mu\text{g/l}$) i Lundebyvannet gjennom feltperioden. X-aksen er dato, y-aksen (venstre side) er løst org. N:C forhold ($\mu\text{g/l}$) og y-akse (høyre side) er gjennomsnitt av diadinoxanthin ($\mu\text{g/l}$) i vannsøylen. Løst org. N:C forhold gjennom feltperioden er vist med blå linje, mens diadinoxanthin er vist med oransje prikkete linje. Under den første perioden med høy forekomst av *G. semen* er løst org. N:C forholdet konstant, mens en økning er observert ved den andre perioden med høy forekomst av *G. semen*.

Den statistiske analysen viste at konsentrasjonen av DON hadde ingen en signifikant sammenheng med *G. semen* konsentrasjonen (tabell 1). Ved Spearman rangkorrelasjonsanalyse observerte man at DON hadde en svak negativ korrelasjon og en p-verdi på 0,878. For resterende nitrogen parameteren (total nitrogen ufiltrert, total nitrogen filtrert, ammonium og nitrat) ble det heller ikke observert noen signifikant sammenheng (p-verdi $< 0,05$). Den laveste p-verdien var for nitrat (0,119), men kan ikke tolkes til å ha signifikant sammenheng grunnet p-verdi $> 0,05$. Total ufiltrert nitrogen og nitrat hadde en svak positiv korrelasjon, mens ammonium og DON hadde en svak negativ korrelasjon. Det ble derimot ikke funnet noe korrelasjon mellom *G. semen* og total filtrert nitrogen.

Tabell 1: Resultatet av nitrogen parameterne ved Spearman rangkorrelasjonsanalyse. Ingen nitrogen parametre hadde en signifikant sammenheng med *G. semen* (diadinoxanthin), da alle p-verdiene var over 0,05. Gjennomsnitts data fra 03.juni til 25. august ble benyttet.

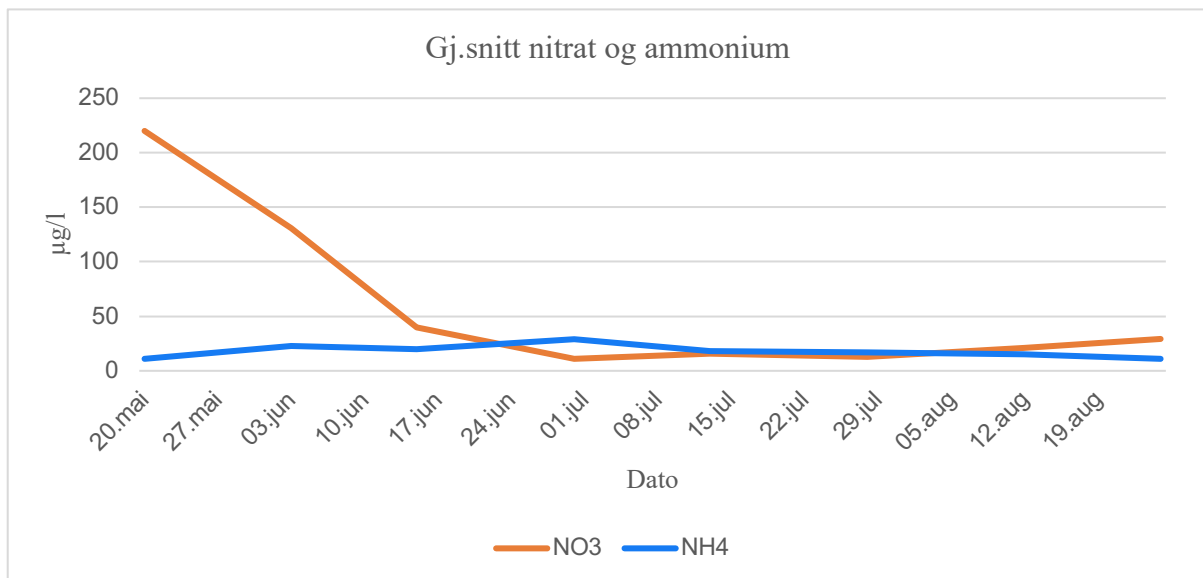
Parameter	Spearman korrelasjon	
	R^2	P-verdi
Total nitrogen	0,214	0,645
Total løst nitrogen	0,000	1,000
Ammonium (NH_4^+)	-0,143	0,760
Nitrat (NO_3^-)	0,643	0,119
Løst org. N (DON)	-0,072	0,878

3.5 Andre nitrogen kilder

I tillegg til nitrogenkildene nevnt over, ble det analysert for ammonium og nitrat (figur 14).

Nitratkonsentrasjonen i Lundebyvannet var relativt konstant i hele vannsøylen og gjennomsnittskonsentrasjonen ble dermed benyttet. Konsentrasjonen av nitrat hadde en markant nedgang i første del av feltperioden. Ved første feltdag (20. mai) ble det målt en gjennomsnittlig nitratkonsentrasjon på 220 $\mu\text{g/l}$, mens 30. juni ble nitratkonsentrasjonen registrert under deteksjonsgrensen (20 $\mu\text{g/l}$). Den resterende perioden av feltperioden var nitratkonsentrasjonen konstant, på $20 \pm 10 \mu\text{g/l}$.

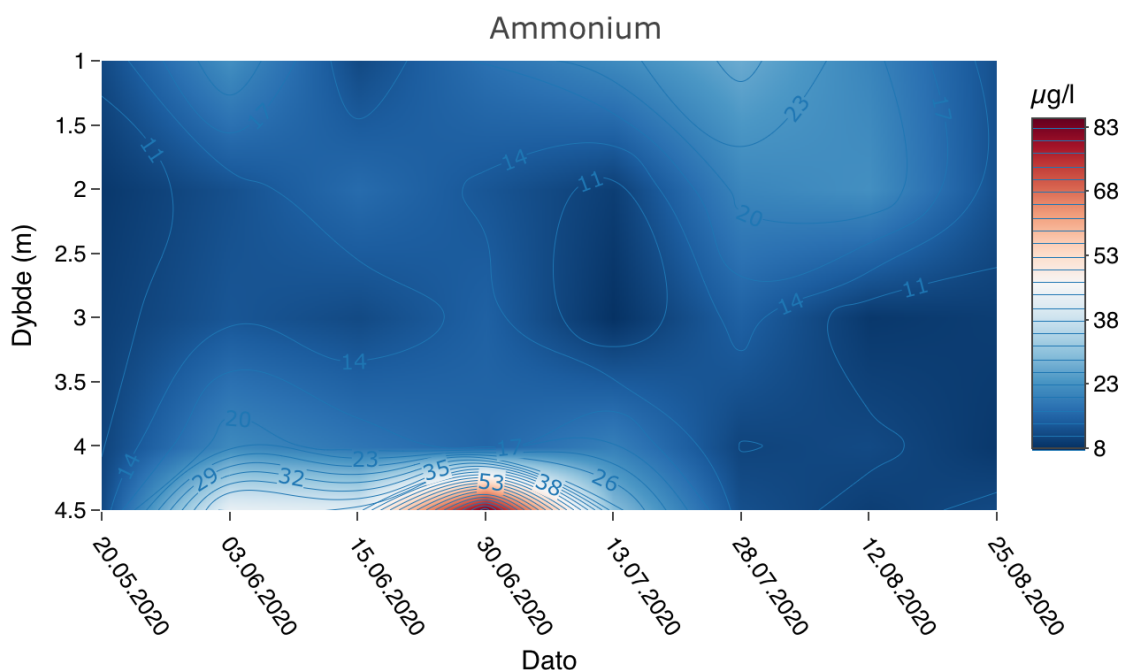
Ammoniumkonsentrasjonen lå gjennomsnittlig igjennom feltperioden på $10 \pm 10 \mu\text{g/l}$, med unntak av den 30. juni, da den høyeste ammoniumkonsentrasjonen ble målt til 29 $\mu\text{g/l}$.



Figur 14: Gjennomsnittskonsentrasjon av nitrat (NO_3^-) og ammonium (NH_4^+) i vannsøylen gjennom feltperioden (20.05.2020 – 25.08.2020). X-aksen er dato og y-aksen er $\mu\text{g/l}$. Nitratkonsentrasjonen vises med oransje linje, mens ammoniumkonsentrasjonen vises med blå linje. Nitrat konsentrasjonen reduseres markant fra feltstart, frem til 30. juni, da den ble registrert under deteksjonsgrensen. Ammoniumkonsentrasjonen ligger stabilt med lave verdier, med den høyeste konsentrasjonen registrert den 30. juni.

Økningen av ammoniumkonsentrasjonen den 30. juni (figur 14) kan forklares ved dybdefordelingen av ammonium (figur 15). I hele vannsøylen, med unntak ved 4,5 meter, er ammoniumkonsentrasjonen relativt konstant ($17,5 \pm 9 \mu\text{g/l}$). Ved 4,5 meter forekom det derimot en markant økning fra starten av feltperioden (20. mai) til 03. juni. Konsentrasjonen stabiliserte seg på $43 \pm 1 \mu\text{g/l}$ fra 03. til 15. juni. Deretter økte ammoniumkonsentrasjonen, til den høyeste registrerte målingen den 30. juni, på $84,6 \mu\text{g/l}$. Sett i sammenheng med vanntemperaturen og oksygenforhold (figur 2 og 3), forekom denne ammoniumstoppen samtidig som termisk

sjiktning, og anaerobe forhold ved 4,5 meters dybde. Reduksjonen av ammonium konsentrasjonen samsvarer også med en tilsynelatende full sirkulasjon, som vil blande ammoniumet jevnt i hele vannsøylen. Dette kan forklare en svak økning av nitrat ved 1 meter den 28. juli. Ut ifra data fra første periode av studien, kunne man ha forventet en ny «ammoniumstopp» i perioden 07. – 25. august, da Lundebyvannet også var termisk sjiktet og hadde anaerobe forhold ved 4,5 meter. En slik «ammoniumstopp» ble ikke observert.

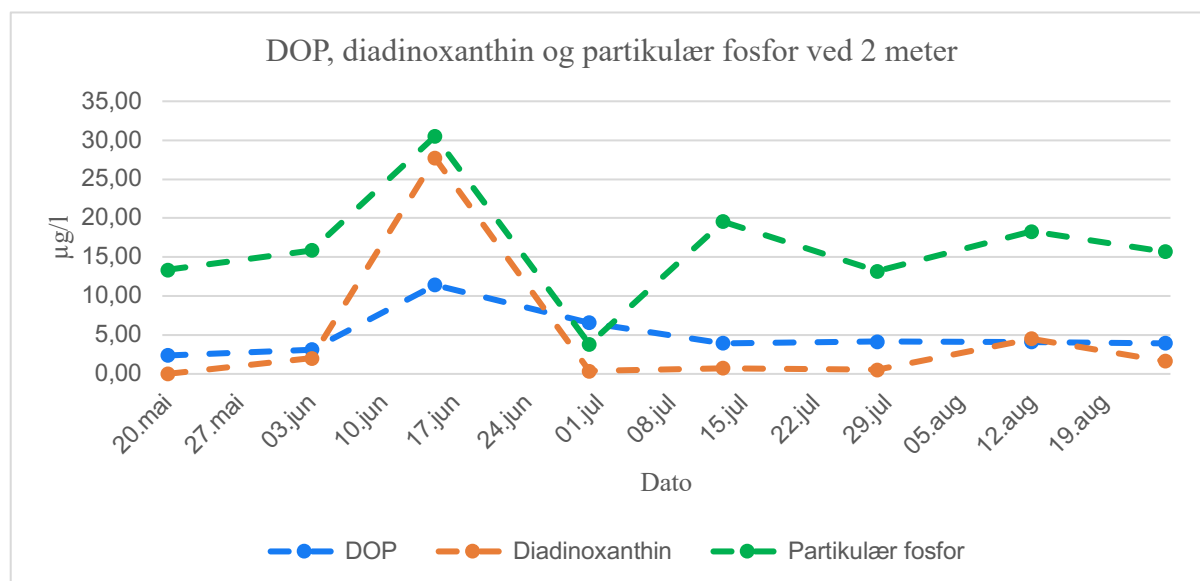


Figur 15: Dybdefordeling av ammoniumkonsentrasjon i Lundebyvannet gjennom feltperioden (20.05.2020 – 25.08.2020). X-akse er dato, y-akse er dybde (reversert) og z-akse er ammoniumkonsentrasjon ($\mu\text{g/l}$). Høy ammoniumkonsentrasjon vises ved rødt (maksimal 85 $\mu\text{g/l}$) og lav ammoniumkonsentrasjon vises ved blått (minimum 8 $\mu\text{g/l}$). Ammoniumkonsentrasjonen var konstant i hele vannsøylen gjennom hele feltperioden, med unntak ved 4,5 meter. Ved 4,5 meter forekom det en markant økning til 03. juni. Deretter stabiliserte konsentrasjonen seg frem til 15. juni, for å så øke igjen. Den 30. juni ble den høyeste ammoniumkonsentrasjonen registrert på 84,6 $\mu\text{g/L}$. En markant reduksjon ble så observert.

3.6 *G. semen* og fosfor

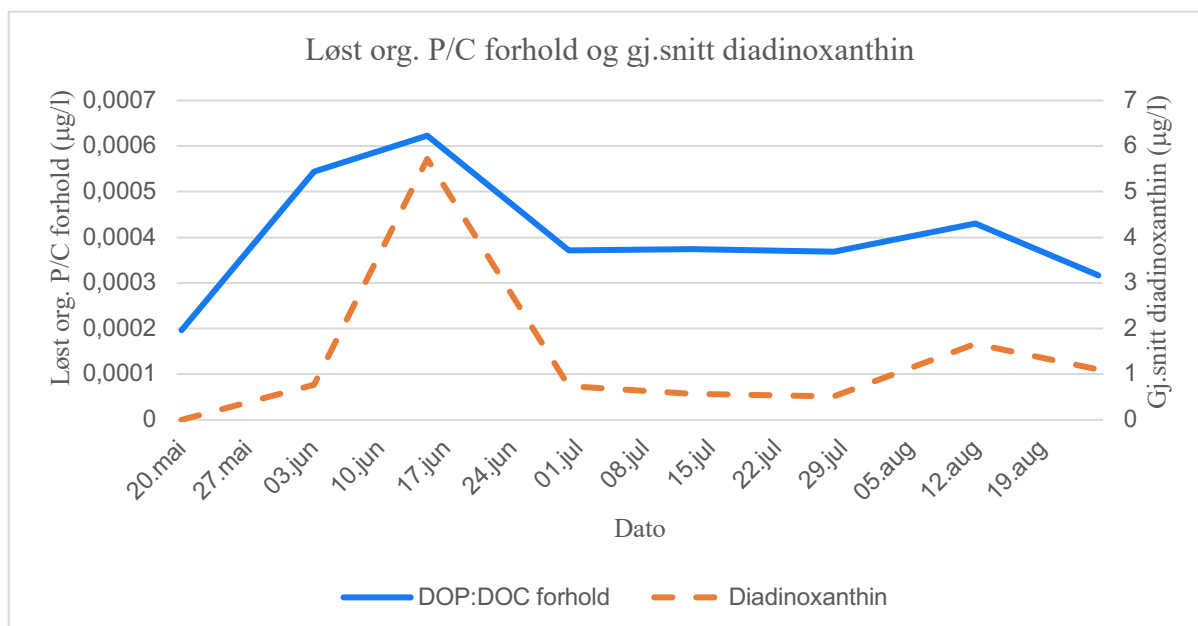
Konsentrasjonen for partikulær fosfor (part.P) benyttes en indikasjon på hvor mye fosfor som sitter i algene. Den største fraksjonen av *G. semen* ble observert å oppholde seg ved 2 meter og data fra 2 meter er dermed benyttet (figur 16). Part.P konsentrasjonen steg markant fra starten av feltperioden til den 15. juni, som samsvarer med den første perioden med høy konsentrasjon av *G. semen* (figur 6). Den høyeste part.P konsentrasjonen ble målt til 30,51 $\mu\text{g/l}$, den 15. juni. Konsentrasjonen hadde deretter en markant nedgang til 3,83 $\mu\text{g/l}$, den 30. juni. I perioden 13. juli – 25. august forekom part.P konsentrasjonen på 16 ± 3 $\mu\text{g/l}$ ved 2 meters dyp.

Ved å sammenligne part.P og diadinoxanthin konsentrasjonene på 2 meters dyp, observerte man ingen signifikant sammenheng. Dette resultatet støtter dermed ikke antagelsen om at part.P er en index på hvor mye fosfor som sitter i *G. semen*. Resultatet av korrelasjonsanalysen kan forklares ved part.P har store svingninger i perioden den 30. juni til 28. juli, mens diadinoxanthin ligger stabilt på 1 µg/l. Den høyeste konsentrasjonen av DOP ved 2 meter, ble observert den 15. juni. Resterende perioden var konsentrasjonen relativt stabil på $4,5 \pm 2$ µg/l.



Figur 16: Konsentrasjonen av partikulær fosfor, diadinoxanthin og DOP ved 2 meters dyp i Lundebyvannet gjennom feltperioden (20.05.2020 – 25.08.2020). X-aksen er dato og y-aksen er µg/l. Konsentrasjonen av partikulær fosfor er vist ved grønn prikkete linje, diadinoxanthin konsentrasjonen er vist ved oransje prikkete linje og DOP konsentrasjonen er vist ved blå prikkete linje. Alle parameterne viser en lik trend fram til 30. juni. DOP konsentrasjonen er konstant resterende av feltperioden, mens partikulær fosfor har flere svingninger. Diadinoxanthin har en økning ved 12. august.

Ved at tilførselen av næringstoffer og DOM fra nedbørsfeltet ikke ble registrert i denne studien, ble løst org. P:C forhold utregnet (figur 17), på lik måte som løst org. N:C forhold (figur 13). Hvis *G. semen* omsatte DOP, forvente man en reduksjon i løst org. P:C forhold, eventuelt en konstant konsentrasjon hvis det ble tilført like mye DOP fra nedbørsfeltet som *G. semen* forbrukte. Resultatet viser derimot en klar økning i løst org. P:C forholdet ved begge periodene med høye konsentrasjoner av *G. semen*.



Figur 17: Org. P:C forhold ($\mu\text{g/l}$) og gjennomsnittlig diadinoxanthin ($\mu\text{g/l}$) i Lundebyvannet gjennom feltperioden (20.05.2020 – 25.08.2020). X-aksen er dato, y-aksen (venstre side) er org. P:C forhold ($\mu\text{g/l}$) og y-akse (høyre side) er gjennomsnitt av diadinoxanthin ($\mu\text{g/l}$) i vannsøylen. Org. P:C forhold gjennom feltperioden er vist med blå linje, mens diadinoxanthin er vist med oransje prikkete linje. Org. P:C forholdet viser en økning under periodene med høy konsentrasjoner av *G. semen* (diadinoxanthin).

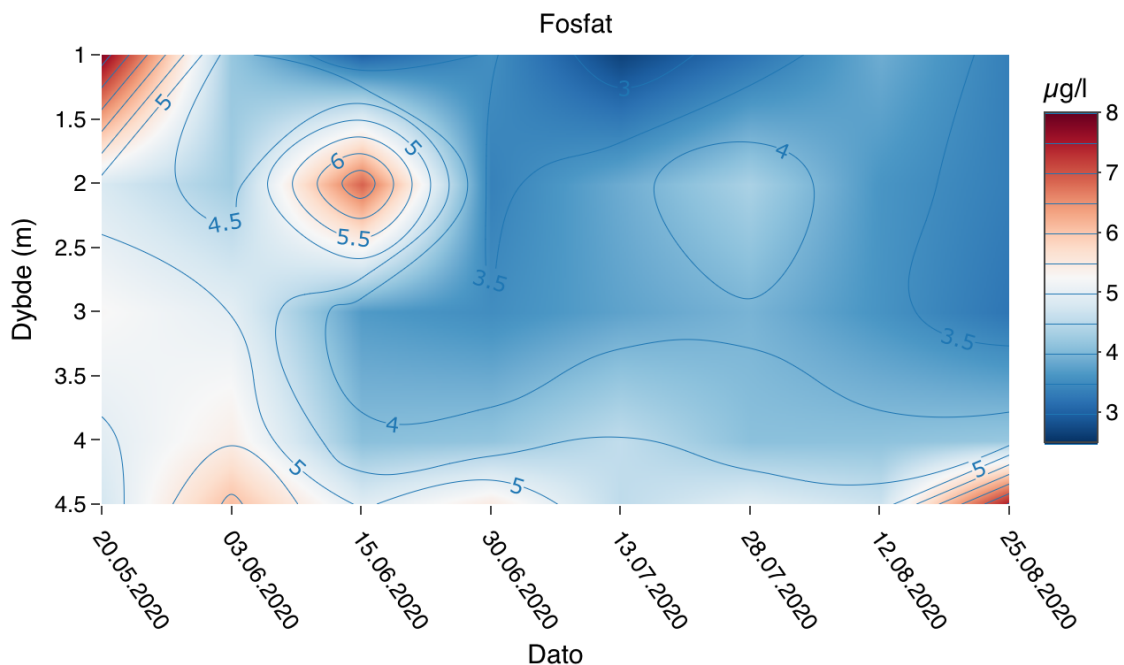
Ved Spearman rangkorrelasjonsanalyse av gjennomsnittlig fosforparameterne, i hele vannsøylen, ble det ikke funnet noen signifikant sammenheng. Analysen mellom *G. semen* og DOP viste en p-verdi på 0,052 og en r^2 på 0,750. Det var den laveste p-verdien blant fosforparameterne, men grunnet p-verdi $< 0,05$ kan man ikke fastslå at det er en signifikant sammenheng. For de resterende fosforparameterne (total fosfor, total løst fosfor og fosfat) viste analysen heller ingen signifikant sammenheng (p-verdi $< 0,05$). Total fosfor og partikulær fosfor hadde en svak negativ korrelasjon, mens fosfat hadde en svak positiv korrelasjon. DOP og total fosfor filtrert hadde en moderat positiv korrelasjon.

Tabell 2: Resultatet av fosfor parameterne ved Spearman rangkorrelasjonsanalyse. Ingen fosfor parametere hadde en signifikant sammenheng med *G. semen* (diadinoxanthin), da ingen p-verdi var under 0,05. DOP hadde den laveste p-verdien med 0,052.

Parameter	Spearman korrelasjon	
	R-sq	P-verdi
Total fosfor	-0,107	0,819
Total løst fosfor	0,739	0,058
Fosfat (PO_4^{3-})	0,375	0,432
Løst org. fosfor (DOP)	0,750	0,052

3.7 Andre fosfor kilder

Fosfat er en viktig fosfor kilde for fytoplankton og betegnes ofte som den begrensende vekstfaktoren for algeoppblomstring. Fosfatkonsentrasjonen i Lundebyvannet var konstant gjennom hele studieperioden på $5 \pm 2,5 \mu\text{g/l}$ (figur 18). Svingningene var så lave at de kan forklares ved tilfeldigheter. Dybdefordelingen viser at de høyeste konsentrasjonene ble registrert ved første feltdag ved 1 meter og siste feltdag ved 4,5 meter. Den 15. juni forekom det en «fosfattopp» på $6,88 \mu\text{g/L}$ ved 2 meter. Igjennom hele feltperioden var gjennomsnitt konsentrasjonen av fosfat høyest ved 4,5 meter. Det var forventet høyere konsentrasjoner ved 4,5 meter grunnet lange anoksiske perioder (figur 4). Ved anaerobe forhold vil interngjødsling kunne forekomme.



Figur 18: Dybdefordeling av fosfatkonsentrasjon i Lundebyvannet gjennom feltperioden (20.05.2020 – 25.08.2020). X-akse er dato, y-akse er dybde (reversert) og z-akse er fosfatkonsentrasjon ($\mu\text{g/l}$). Høy fosfatkonsentrasjon vises ved rødt (maksimal $8 \mu\text{g/l}$) og lav fosfatkonsentrasjon vises ved blått (minimum $2,5 \mu\text{g/l}$). Konsentrasjonen av fosfat var relativt stabil i hele vannsøylen gjennom feltperioden og svingningene kan forklares ved tilfeldigheter. De høyeste konsentrasjonene av fosfat ble målt den 20. mai og 25. august ved 1 og 4,5 meter.

3.8 Øvrige statistisk analyse

Parameterne DOC og temperatur ble også analysert ved Spearman rangkorrelasjonsanalyse. Resultatene viste ingen signifikant sammenheng mellom *G. semen* (diadinoxanthin) og de nevnte parameterne (p-verdi $<0,05$). DOC fikk en p-verdi på 0.645, mens temperatur hadde en p-verdi på 0,939. Korrelasjonen til DOC var svak negativ, mens for temperatur var korrelasjonen svak positiv.

Tabell 3. Resultatet av øvrige parameter ved Spearman rangkorrelasjonsanalyse. Ingen av parameterne hadde en signifikant sammenheng med *G. semen* (diadinoxanthin), da ingen p-verdi var under 0,05.

Parameter	Spearman korrelasjon	
	R-sq	P-verdi
DOC	-0,214	0,645
Temperatur	0,036	0,939

4. Diskusjon

Det ble observert to perioder med høy konsentrasjon av *G. semen* i Lundebyvannet i perioden 20. mai 2020 til 25. august 2020. Konsentrasjonene i disse periodene var markant høyere enn de resterende periodene, og dermed blir betraktet som algeoppblomstringer (videre benevnt som første og andre oppblomstring). Korrelasjonsanalysene viste ingen signifikant sammenheng mellom noen av de gjennomsnittlige parameterne og *G. semen* biomasse (diadinoxanthin konsentrasjon) (p-verdi <0,05). Resultatet tyder på at det ikke er én spesifikk parameter som fører til oppblomstring av *G. semen*, og viser at biomasseveksten er sammensatt av flere parametere og faktorer i et dynamisk samspill.

4.1 *G. semen* og løst organisk materiale.

DOC er hovedkomponenten i DOM og benyttes som en «proxy» for DOM innhold i akvatiske systemer (Wetzel, 2001c). I de fleste akvatiske systemer dominerer DOM med allohton opprinnelse (Wetzel, 2001c). Dette gjelder også for Lundebyvannet, da en tidligere studie har vist, ved fluorescensanalyse, at omtrent 80 % av DOM innholdet hadde terrestrisk opprinnelse (Xiao, et al., 2020). Samme studie observerte en markant økning av organisk karbon (OC) i sedimentet mellom 1982 og 2015, som skyldtes antropogene endringer i nedbørsfeltet, samt klimaforandringer (Xiao, et al., 2020).

Grunnet at denne studien ikke registrerte vannfarge i Lundebyvannet, tar man utgangspunkt i tidligere studier. I 2015 målte Hagman, et al., (2015) en vannfarge over 100 mg C/l, som følge av DOM innhold i Lundebyvannet. Nedbrutt DOC og løst uorganisk karbon (DIC) er viktige vekstfaktor for fytoplankton, da de er hovedkildene for karbondioksid (Rohrlick, et al., 2020a; Wetzel, 2001f).

Resultatene i denne studien viser en jevn økning av DOM konsentrasjon gjennom feltperioden, med unntak av en nedgang på 0,74 mg/l, den 12. august (figur 10). Under den første oppblomstringen var DOC konsentrasjonen konstant, noe som tyder på at DOM ikke blir omsatt av *G. semen*. Korrelasjonsanalysen viste også ingen signifikant sammenheng mellom biomassen til *G. semen* og DOC (p-verdi = 0,645) (Tabell 3). Dette resultatet viser at DOM innhold i Lundebyvannet ikke har en direkte vekstpåvirkning for *G. semen*. Resultatene i denne studien avkrefter dermed den første hypotesen, om at det er en signifikant sammenheng mellom DOC konsentrasjon og biomassen til *G. semen*.

Resultatene støtter dermed ikke resultater fra tidligere studier, som observerte DOC som en direkte vekstfaktor for *G. semen* (Findlay, et al., 2005; Hagman, et al., 2018; Rengefors, et al., 2008; Rengefors, et al., 2012). Grunnen til ulike resultater kan forklares ved at disse studiene ble utført i et laboratorium. Det har derimot blitt gjort lignende resultater som våre, i studier som er utført i det akvatiske miljøet (Hehmann, et al., 2001; Lebret, et al., 2012; Storrønning, 2020). En forklaring på forskjellige resultater fra laboratorium forsøk og forsøk i det akvatiske miljøet, er at laboratorium forsøk kun har en eller to variable parametere. Dermed kan naturens kompleksitet, dynamikk og artenes tilpasningsdyktighet underestimeres.

Et godt eksempel på fytoplanktons tilpasningsdyktighet er miksotrofi. Miksotrofiske fytoplankton har mekanismer som gjør at de kan utøve både heterotrofe og autotrofe prosesser, og er en mekanisme som kan benyttes ved fravær av lys eller næringsstoffer (Wetzel, 2001f). Jiang & Heat, (1993) viste i 1993 at *G. semen* var en miksotrofisk fytoplankton og er i stand til heterotrof karbonopptak (siteret fra Hehmann, et al., (2001)). I 2008 studerte Rengefors, et al., (2008) *G. semen* sin miksotrofiske evne, ved å benytte *Rhodomonas lacustris* som byttedyr. Resultatet av forsøket viste ingen tegn på fagotrofi, men at *R. lacustris* gjennomgikk cellelysis via trichocyst-handling fra *G. semen* og at *G. semen* utførte osmotrofi (Rengefors, et al., 2008). Det er ennå usikkert om miksotrofi har en direkte vekstpåvirkning for *G. semen* (Lebret, et al., 2012), men det vil kunne gi en konkurransefordel ved oppblomstring.

Selv om det ikke ble funnet en klar sammenheng mellom biomasseveksten av *G. semen* og DOC konsentrasjonen, tyder mye på at DOM har en positiv bieffekt på *G. semen*. Gjennomsnittlig DOC konsentrasjon i Lundebyvannet var igjennom feltperioden $12,04 \pm 2,36$ mg/l og samsvarer med intervallet Hagman, et al., (2020) observerte den største fraksjonen av *G. semen* i Norge (5-21 mg DOC/l). Resultatene i denne studien støtter dermed diskusjonen til

Hehmann, et al., (2001) om at DOM er en bifaktor som tilrettelegger en favorisering av *G. semen*. Et godt eksempel er at fytoplanktonsamfunnet endrer seg til å bli dominert av flagell autotrofe fytoplankton ved høy DOC konsentrasjon, grunnet at innsjøene går fra å være nærings limitert til å bli lyslimitert (Hehmann, et al., 2001). *G. semen* sin evne til å utføre DVM er trolig aldens største konkurransefordel.

Uorganisk nitrogen og –fosfor er viktige vekstfaktorer for fytoplankton, da de er byggesteiner for cellene (Wetzel, 2001f). Hvis *G. semen* hadde klart å omsette DON og DOP som uorganisk nitrogen og –fosfor kilder, ville *G. semen* hatt en stor konkurransefordel framfor andre fytoplankton. Resultatene i denne studien avviser derimot at *G. semen* sin evne til å omsette DON og DOP. Det ble observert ingen signifikant sammenheng mellom *G. semen* biomasse og DON eller DOP (p-verdi > 0,05) (tabell 1 og 2).

Igjennom feltperioden hadde gjennomsnittlig konsentrasjon av DON en jevn økning, med unntak i perioden 12. – 25. august, da en reduksjon forekom (figur 10). Ved den første oppblomstringen var konsentrasjonen av DON relativt stabil, mens under den andre oppblomstringen forekom det en økning. Man forventet en reduksjon av DON ved oppblomstring av *G. semen*, på grunn av forbruk. Siden denne studien ikke registrerte tilførselen av allokton DOM fra nedbørsfeltet, kan tilførselen av DON (i DOM) vært høyere enn forbruket til *G. semen* og dermed forårsaket økningen. Org. N:C forhold ble utregnet (figur 13) for å utelukke påvirkningen av tilførselen av DOM. Hvis *G. semen* omsatte DON, ville man sett en reduksjon i forholdet mellom nitrogen og karbon i DOM. Det er på grunn av at *G. semen* ville omsatt forbindelsene med høyest nitrogeninnhold. Resultatet viser derimot en stabilisering av org. N:C forholdet ved første oppblomstring og en økning ved den andre oppblomstringene (figur 13). Dette er klare resultater for at *G. semen* ikke omsatte DON i Lundebyvannet igjennom feltperioden.

Resultatene for DOP konsentrasjonen var relativt stabil igjennom hele studieperioden, på $4,05 \pm 2 \mu\text{g/l}$ (figur 11). Den observerte fluktuasjonen var så liten at det kan skyldes tilfeldigheter. Allikevel ble den høyeste DOP konsentrasjonen registrert under den første oppblomstringen. Korrelasjonsanalysen viste en moderat positiv korrelasjon med DOP, som kan forklares ved utlekking ved høy konsentrasjon av *G. semen*. Dette underbygger resultatet om at DOP ikke er en viktig fosfor kilde for *G. semen*, da DOP ville ha blitt resirkulert mer effektivt. Eventuelt kunne tilførselen av DOP fra nedbørsfeltet vært høy, så org. P:C forhold ble beregnet. Resultatet

viste en markant økning i org. P:C forholdet under begge oppblomstringene (15. juni og 12. august) (figur 17). Likt som for DON, gir dette resultatet et klart bilde på at *G. semen* ikke omsatte DOP i Lundebyvannet.

Resultatene for DOC, DON og DOP avkrefter dermed hypotesene for denne studien. Dette stiller nye spørsmål om hvordan *G. semen* klarer å danne oppblomstring ved tilsynelatende lite tilgjengelige næringsstoffer.

4.2 *G. semen* og uorganiske næringsstoffer

Grunnet at den største fraksjonen av *G. semen* ble observert ved 2 meter, ble det utført en korrelasjonsanalyse av part.N, samt part.P, og *G. semen* biomasse (diadinoxanthin konsentrasjon) ved 2 meter. Korrelasjonsanalysen med part.N, viste en sterk positiv korrelasjon og en signifikant sammenheng (p-verdi = 0,046). Sammenhengen kan forklares med fytoplankton sin metabolisme. Fytoplankton tar opp løst uorganisk nitrogen (DIN), som de bruker som essensielle byggesteiner for molekyler i cellen (Wetzel, 2001f). Ved filtrering vil fytoplanktoncellene kunne sprekke, og nitrogen innholdige molekyler vil bli frigjort som part.N. Slike molekyler er aminosyrer, proteiner og enzymer (Wetzel, 2001a; Wetzel, 2001b). Resultatene fra korrelasjonsanalysen støtter antagelsen at man kan bruke konsentrasjonen av part.N som en «proxy» for hvor mye nitrogen som satt i *G. semen* cellene.

Det ble derimot ikke observert en signifikant sammenheng mellom part.P og *G. semen*. Dermed støtter ikke dette resultatet antagelsen om at part.P er en «proxy» på hvor mye fosfor som sitter i *G. semen*. Det uventede resultatet kan forklares ved store usikkerhetsmomenter ved begge parameterne, slik at ved innhenting av data over en lengre tid eller en annerledes metode ville kunne gitt en signifikant sammenheng. Tidligere studier har derimot funnet signifikant sammenheng og vist at den største fraksjonen av part.P og part.N stammer fra fytoplankton (Gage & Eville, 1985; Yu, et al., 2012). Dermed beholder man antagelsen om at part.P også kan benyttes som en «proxy» for hvor mye fosfor som satt i fytoplankton cellene.

Resultatene av korrelasjonsanalysen for de uorganiske næringsstoffene (ammonium, nitrat og fosfat) og *G. semen* biomasse, viser ingen signifikant sammenheng (tabell 1 og 2). Resultatet viste en svak positiv korrelasjon for fosfat og nitrat. Dette var uventet da nitrat og fosfat er makronæringsstoffer for fytoplankton, og ved forbruk ville man forvente en negativ

korrelasjon. Det kan forklares ved at konsentrasjonene var så lave og dermed skyldes tilfeldigheter. I denne studien ble det ikke analysert for nitritt eller urea fordi man anså at konsentrasjonene i Lundebyvannet var så lave at de er av liten betydning for biomassevekst av *G. semen*.

Gjennomsnitt konsentrasjonen av fosfat var relativt konstant på et lavt nivå gjennom hele feltperioden (figur 18). Dette var forventet da fosfat ofte er en begrensende vekstfaktor for fytoplankton (Wetzel, 2001a).

Dybdefordelingen av fosfat ga derimot et overaskende resultat (figur 18), da man forventet en markant økning av fosfat over sedimentet grunnet interngjødsling. Interngjødsling er et fenomen som forekommer ved anoksiske forhold over sedimentet i akvatiske miljøer (Wetzel, 2001a). Under aerobe forhold, ved sedimentet, vil fosfat binde seg til treverdig jern (Fe^{3+}) og sedimentere (Wetzel, 2001h). Oksygenet i hypolimnion og sedimentet vil bli benyttet ved mineralisering av OC (døde alger, mikrober, partikulær organisk materiale og DOM), og anaerobe forhold vil kunne forekomme (Hickey & Gibbs, 2010). Ved anaerobe forhold vil treverdig jern bli redusert til toverdig jern (Fe^{2+}), og jern-fosfat bindingen i sedimentet brytes. Toverdig jern og fosfat vil dermed lekke ut av sedimentet og over i vannfasen (Wetzel, 2001h). Ved anaerobe forhold i vannfasen vil toverdig jern binde seg med svovel og danne jernsulfid, for å så sedimentere. Interngjødsling vil dermed føre til en akkumulasjon av fosfat i hypolimnion (Hickey & Gibbs, 2010; Wetzel, 2001a; Wetzel, 2001h).

Resultater fra Lundebyvannet viser at det var tilnærmet anoksiske forhold ved 4,5 meters dyp fra 15. juni og ut studieperioden. Det var lave oksygenverdier opp på 3 meters dyp både 30. juni og 12. august (figur 4). I tillegg til fravær av oksygen ble det observert lukt av hydrogensulfid (H_2S) og brunlig farge (dannet av toverdig jern) i vannprøver fra 4,5 meter. Dette er klare tegn på lavt redox potensial og er en indikasjon på at interngjødsling forekommer. Dermed var det forventet en markant økning av fosfat i hypolimnion i periodene med anoksiske forhold ved 4,5 meter. De forventede resultatene ble ikke observert. Dette stiller spørsmål om hvor fosfatet som lekker ut av sedimentet blir av.

Betydningen av nitrogen som en begrensende vekstfaktor for *G. semen* ble utelukket på 1980-tallet (Hongve, et al., 1988), men nyere forskning viser at nitrogen ofte er en begrensende faktor i skogsinnsjøer med høyt DOM innhold (Deininger, et al., 2017; Wetzel, 2001b). Som forventet var DIN konsentrasjonen i Lundebyvannet lav gjennom hele feltperioden (figur 14).

Nitrat hadde den høyeste konsentrasjon ved første feltdag og ble deretter markant redusert. Den 30. juni var nitratkonsentrasjonen observert under deteksjonsgrensen ($<20 \mu\text{g/l}$). Gjennom den resterende perioden lå snitt konsentrasjonen på $20 \pm 10 \mu\text{g/l}$. Den markante nedgangen var forventet, da nitrat er et makronæringsstoff for vannplanter, mikrober og fytoplankton. Ved at DIN konsentrasjonene lå rundt og under deteksjonsgrensen kan det tyde på at nitrogen er den begrensende vekstfaktoren for *G. semen* i Lundebyvannet.

Den høyeste konsentrasjonen av ammonium ble observert ved 4,5 meter den 30. juni på $84,6 \mu\text{g/l}$. Denne «toppen» skilte seg ut, da resterende av vannsøylen hadde en konsentrasjon på $17,5 \pm 9,5 \mu\text{g/l}$. Akkumulasjonen av ammonium i hypolimnion er vanlig i eutrofe innsjøer og skyldes faktorene termisk sjiktning og anoksiske forhold (Liboriussen, et al., 2009; Wetzel, 2001b). Den viktigste mekanismen for akkumulasjon av ammonium er nedbrytning av DON og utlekking fra døde fytoplankton (Wetzel, 2001g). I aerobe forhold vil ammonium raskt bli oksidert til nitritt og nitrat via bakteriell nitrifikasjon (Wetzel, 2001b). Ammonium vil også kunne binde seg til partikler og sedimentere (Wetzel, 2001b; Wetzel, 2001g). Ved anaerobe forhold vil adsorpsjonsegenskapen til ammonium-partikkel komplekset bli svekket, som fører til utlekking av ammonium fra sedimentet (Wetzel, 2001b; Wetzel, 2001g). Utlekking fra sedimentet forekommer via diffusjon (Wetzel, 2001b) og det har blitt observert at rundt 10 % av ammoniumet i sedimentet vil lekke ut i vannfasen ved anaerobe forhold (Takemoto, et al., 2002; Wetzel, 2001g). Akkumuleringen blir forsterket ved sedimentering av døde algeceller. Dette forårsaker nettotransport av nitrogen fra epilimnion til hypolimnion (Rohrlack, 2020c). Sedimentert døde algeceller vil gjennomgå bakteriell nedbrytning, som vil føre til løst ammonium i hypolimnion (Wetzel, 2001g). Ved termisk sjiktning vil akkumulert ammonium i hypolimnion tilføre en permanent tilgjengelig kilde av DIN (Rohrlack, 2020c; Wetzel, 2001b). Forekommer det derimot sirkulasjon i vannet, vil det akkumulerte ammoniumet i hypolimnion blande seg i hele vannsøylen og dermed bli tilgjengelig for vannplanter, mikrober og fytoplankton.

Ved lave konsentrasjoner av uorganiske næringsstoffer i vannsøylen, stiller spørsmålet om hvordan de observerte høye part.N og part.P konsentrasjoner kan forekomme i fytoplankton cellene. Allerede i 1936 publiserte Cowels og Brambel en studie som fokuserte på *G. semen* sin evne til å utføre DVM. DVM blir sett på som den største konkurransefordelen for *G. semen* (Rohrlack, 2020b; Salonen & Rosenberg, 2000). I 2020 viste Rohrlack at DVM blir styrt av

temperatur og en døgnklokke, og at *G. semen* dannet et lag over sedimentet om natten. Tidligere studier har direkte, og indirekte, bevist at *G. semen* tar opp fosfat som lekker ut av sedimentet, ved hjelp av DVM (Cronberg, et al., 1988; Findlay, et al., 2005; Salonen & Rosenberg, 2000; Takemoto, et al., 2002). Fraværet av fosfat i hypolimnion i Lundebyvannet er et indirekte bevis som støtter denne teorien, da det er flere indikasjoner på at interngjødsling forekommer. Dette forklarer hvordan *G. semen* biomassen kan øke ved tilsynelatende lav konsentrasjon av fosfat i vannet. Resultatene blir også støttet av Rohrlack & Haaland (2017), som konkluderte i sin studie at innsjøinterne fosforkilder i Lundebyvannet ble benyttet og dermed reduserte fosforlimiteringen for *G. semen*.

Det er logisk å tenke at *G. semen* også får tilgang til akkumulert ammonium i hypolimnion, når *G. semen* migrer ned til sedimentet om natten. Flere studier har diskutert dette (Cronberg, et al., 1988; Hagman, et al., 2020; Salonen & Rosenberg, 2000). En nyere studie viser at akkumulering av ammonium i hypolimnion forekom når *G. semen* var fraværende, mens ved forekomst av *G. semen* ble det funnet en avtagende konsentrasjon av akkumulert ammonium (Rohrlack, 2020c). Resultater fra Lundebyvannet støtter denne teorien. En økning av akkumulert ammonium ble observert frem til 03. juni, da den stabiliserer seg til 15. juni. I den samme perioden som akkumulert ammonium stabiliserer seg, observerte man den største økningen av *G. semen* biomassevekst. I denne perioden var Lundebyvannet termisk sjiktet og man observerte den største temperaturdifferansen mellom topp og bunn. Fra 15. til 30. juni kollapset *G. semen* oppblomstringen, og man observerte en markant økning av akkumulert ammonium igjen. Dette tyder på at *G. semen* benyttet seg av akkumulert ammonium i hypolimnion og dermed forklarer den høye part.N som ble observert. Ammoniums «toppen» ble kraftig redusert frem til den 13. juli. Denne reduksjonen kan forklares ved sirkulasjon i vannsøylen den 07. juli. I perioden 07. til 25. august var Lundebyvannet også sjiktet og hadde en stor temperaturdifferanse, så man hadde forventet en ny akkumulasjon av ammonium i hypolimnion. Dette forkom ikke, da det var samme periode som den andre oppblomstringen av *G. semen*.

4.3 Miljøfaktorer

Miljøfaktorer, som lysintensitet og temperatur, er eksempler på at Lundebyvannet er et dynamisk system. I flere studier blir lysintensitet og temperatur beskrevet som essensielle faktorer for *G. semen* sin utbredelse og dominans (Cronberg, et al., 1988; Hagman, et al., 2015;

Hagman, et al., 2018; Karosienė, et al., 2016; Rohrlack, 2020b; Trigal, et al., 2013). Denne studien fant ingen signifikant sammenheng mellom disse parameterne og *G. semen* (p-verdi <0,05) (tabell 3). Dette støtter teoriene som at lysintensitet og temperatur bare er bifaktorer som tilrettelegger gunstige forhold for *G. semen*, men ikke har en direkte påvirkning for vekstbiomassen. Lignende observasjoner har blitt observert og diskutert i flere studier (Cronberg, 2005; Hagman, et al., 2020; Rengefors, et al., 2012; Salonen & Rosenberg, 2000; Trigal, et al., 2013).

Deininger, et al., (2017) observerte at lys var den begrensende faktoren for fytoplanktonvekst i innsjøer med høyt innhold av DOM (11 – 20 mg/l). I Lundebyvannet var lysintensiteten er 2 – 3 ganger så høy ved 1,5 meter, enn ved 2 meter (figur 3). Dette skyldes lysabsorpsjon av DOM. Eloranta og Räike, (1995) (sitert i Sjöberg, 2014) mente at *G. semen* oppholdt seg i den nedre delen av epilimnion, der lysintensiteten var 75-95 $\mu\text{mol m}^{-2}\text{s}^{-1}$. Studien ble støttet av Findlay, et al., (2005) som observerte oppblomstringer ved lysintensitet leverer enn 100 $\mu\text{mol m}^{-2}\text{s}^{-1}$.

Resultatene i denne studien forklarer kun hvor stor konsentrasjon av *G. semen* som oppholdt seg ved prøvedybde (1 m, 2 m, 3 m, 4 m og 4,5 m) ved prøvetakning (kl. 10.00 – 11.00). Dataen viser at den største fraksjonen av *G. semen* befant seg på 2 meters dyp, men forteller ikke om hvor stor fraksjon som befant seg mellom prøvedybde. Dette kunne vært interessant, da den høyeste registrerte lysintensiteten ved 2 meter var på 60,5 $\mu\text{mol m}^{-2}\text{s}^{-1}$, med et gjennomsnitt på 22,2 $\mu\text{mol m}^{-2}\text{s}^{-1}$, under den første oppblomstringen. Ifølge Eloranta og Räike, (1995) og Findlay, et al., (2005) ville lysintensitet ved 2 meters dyp ha vært for lav for *G. semen* til å drive fotosyntese. Ved 1,5 meter ble det derimot registrert flere dager med lysintensitet over 75 $\mu\text{mol m}^{-2}\text{s}^{-1}$, i samme periode fram til 04. juli. Dermed, sett opp imot funnene til Eloranta og Räike, (1995) og Findlay, et al., (2005) ville den største fraksjonen av *G. semen* i Lundebyvannet oppholdt seg ved 1,5 meter.

Ved den andre oppblomstringen av *G. semen*, ble det registrert enda lavere lysintensitet. Ved 1,5 meter ble det registrert $31,5 \pm 11,5 \mu\text{mol m}^{-2}\text{s}^{-1}$, med unntak av den 18. august da det ble registrert 63,7 $\mu\text{mol m}^{-2}\text{s}^{-1}$. Ved 2 meters dyp var gjennomsnitt av den maksimale lysintensiteten per dag på 11 $\mu\text{mol m}^{-2}\text{s}^{-1}$. Resultatet tyder dermed på at *G. semen* klarer å utføre fotosyntese ved lavere lysintensitet (<75 $\mu\text{mol m}^{-2}\text{s}^{-1}$) enn først antatt. En alternativ forklaring er at *G. semen* ikke migrer høyere enn 2 meter grunnet andre faktorer. Slike faktorer kan være

er for å unngå beiting, vanntemperatur eller fotosyntesemetning. Dette virker lite sannsynlig da Rohrlack, (2020b) viste at *G. semen* forekom ved 1,5 meters dyp i Lundebyvannet.

Temperatur har blitt etablert som en viktig faktor for den stadige utbredelsen og de hyppige oppblomstringene av *G. semen*, men det er usikkerhet om temperatur har en direkte eller indirekte effekt (Hagman, et al., 2015; Karosienė, et al., 2016; Salonen & Rosenberg, 2000; Rengefors, et al., 2012; Trigo, et al., 2013). Rengefors, et al., (2012) mente at vanntemperaturen kan ha en direkte effekt på dannelsen av cyster, og på vekstraten generelt. Mens Salonen & Rosenberg, (2000) mente at økte vanntemperaturer kun hadde en indirekte effekt, ved å føre til mer intens stratifisering og dermed bedre konkurransevilkår.

Rengefors, et al., (2012) viste i et laboratorium studie at *G. semen* hadde et temperaturoptimum ved 9 – 12°C. Samme studie viste en vekstreduksjon ved temperatur over 19 °C (Rengefors, et al., 2012). Resultatene fra Lundebyvannet støtter denne studien da den første oppblomstringen hadde en gjennomsnittstemperatur ved 2 meter på $19 \pm 0,5$ °C (figur 2). Vanntemperaturen kan dermed være en bidragende faktor på hvorfor man ikke observerte *G. semen* høyere i vannsøylen med mer optimal lysintensitet.

Etter den første oppblomstringen, ble de høyeste vanntemperaturene registrert. Slike vanntemperaturer kan ha bidratt til reduksjonen av *G. semen* biomasse. Andre studier har derimot observert den høyeste biomassen av *G. semen* ved høyere temperaturer enn 19°C (Storrønning, 2020) (Pęczyła, et al., 2013). Karosienė, et al., (2016) observerte en oppblomstring ved 23,9°C i Litauen. Forklaringen for at vekst av *G. semen* kan forekomme høyere enn det Rengefors, et al., (2012) observerte på laboratoriet, kan forklares ved lokale tilpasninger. Da det har blitt observert forskjellige temperaturskler for forskjellige fytoplanktonstammer (Rengefors, et al., 2012).

4.4 Vannforvaltning

G. semen sin stadige utbredelse skaper utfordring for vannforvaltningen, ved å danne store mengder biomasse ved forholdsvis lave DIN- og DIP konsentrasjoner (Cronberg, et al., 1988; Hagman, et al., 2015; Rohrlack & Haaland, 2017). De fleste innsjøer med observasjon av *G. semen* i Norge, forekommer på Østlandet, men Hagman, et al., (2015) registrerte algen både i vest-, midt- og nord-Norge. Den nordligste observerte *G. semen* framkom ved 68°N (Hagman, et al., 2015), mens Rengefors, et al., (2012) observerte *G. semen* ved 64°N.

Tidligere forvaltningsrapporter viser at Lundebyvannet ikke oppfyller vanndirektoratets krav for økologisk tilstand (Arnesen, 2020; Haande, et al., 2012), og har i flere år vippet mellom svært dårlig og dårlig (Arnesen, 2020). Hovedårsaken er den fullstendige dominerende konsentrasjonen av *G. semen* (overvåkningsdata via <https://vannmiljo.miljodirektoratet.no/>) (Arnesen, 2020; Haande, et al., 2012). Resultatene fra denne studien støtter en dårlig økologisk tilstand i Lundebyvannet ifølge vanndirektoratets krav. Parameterne klorofyll a og total organisk karbon (TOC) oversteg klassegrensene som dårlig. Klassegrensen for plantplanktonindeksen er <32 µg/l, mens det ble registrert gjennomsnittlig klorofyll a konsentrasjon i vannsøylen på 49,9 µg/l. Veilederen for organisk materiale benytter TOC verdier, og klassegrensen «svært humøs» har et TOC-intervall mellom 5-15 mg/l. I denne studien ble det kun analysert for DOC, men DOC konsentrasjonen som ble registrert i Lundebyvannet er allerede innenfor dette intervallet.

Mye tyder på nitrogen er den begrensende vekstfaktoren for *G. semen* i Lundebyvannet, og at *G. semen* evner å resirkulere nitrogen i hypolimnion. Tiltak som reduserer avrenning av nitrogen fra nedbørsfeltet igjennom hele året, bør dermed bli prioritert. Det er grunnet med at nitrogen blir resirkulert, og dermed vil mindre avrenning av nitrogen på våren og høsten kunne redusere den totalt mengden nitrogen i Lundebyvannet. I årsperioden 2016 – 2021 har flere tiltak rettet mot jordbruket rundt Lundebyvannet blitt utrettet (informasjon hentet fra vannnett.no). Slike tiltak er å ha gressdekte arealer i og rundt åkrene, samt etablering av fangdammer og krumdammer som skal redusere risikoen for erosjon (Direktoratsgruppen for gjennomføring av vannforskriften, 2021). Man har også økt informasjonsflyt og rådgivning til gårdeierne.

Det har også blitt utført flere undersøkelser av nedbørsfeltet (utenom jordbruket) til Lundebyvannet (Rohrlack & Haaland, 2019; Xiao, et al., 2020). Disse rapportene viser at dammer og vegetasjonen holder tilbake store mengder næringsstoffer og dermed er det hensiktsmessig å bevare nedbørsfeltet så godt som mulig. Rohrlack og Haaland, (2019) oppdaget spesielt et område, øst for Lundebyvannet, der tiltak kunne iverksettes for å redusere DOM avrenning. Området er tidligere benyttet til torvproduksjon og –uttak, som har historisk sett vært en stor industri på Østlandet (Rohrlack & Haaland, 2019; Øien, et al., 2017). Det ble ikke observert noe høyere avrenning fra dette området, men avrenningen ankom Lundebyvannet uforstyrret (Rohrlack & Haaland, 2019). Utbygning av en fangdam nedenfor torvutaksområdet kan dermed være et nyttig tiltak for å holde igjen næringsstoffer og DOM. Hagman, et al., (2020) observerte at flere *G. semen* dominerende innsjøer lå i nærheten av

tidligere torvuttak. Slike observasjoner er også gjort i Finland og i en tidligere masteroppgave fra NMBU (Lepistö, et al., 1994; Storrønning, 2020). Sammenkoblingen mellom *G. semen* og tidligere torvuttak har derimot ikke blitt bekreftet eller undersøkt nærmere (Cronberg, et al., 1988; Hagman, et al., 2020).

Hovedutfordringen med vannforvaltning av innsjøer med forekomst av *G. semen*, er at vanndirektivet forutsetter en klar sammenheng mellom tilførselen av alloktont nitrogen og –fosfor fra nedbørsfeltet, med fytoplanktonbiomassen (Direktoratsgruppen vanndirektivet, 2018; Hagman, et al., 2015). Siden resultatene fra denne studien tilsier at *G. semen* omsetter nitrogen og fosfor fra innsjøinterne kilder, vil fytoplanktonbiomassen kunne bli høyere enn hva tilførselen av alloktont nitrogen, samt fosfor, fra nedbørsfeltet tilsier. Det vil dermed kunne bli iverksatt unødvendige tiltak i nedbørsfeltet som ikke vil påvirke oppblomstringene, grunnet tiltakene ikke påvirker resirkulasjon av nitrogen og fosfor.

Resirkulering av fosfor og nitrogen fra innsjøinterne kilder, vil også gi utfordringer for vanndirektivet, da man benytter tiltaksovervåkning, som kun overvåker epilimnion. Dette gjøres da det forventes at fytoplankton kun oppholder seg i epilimnion (Miljødirektoratet, 2010). *G. semen* sin evne til å utføre DVM vil dermed utfordre vanndirektivet til å tenke nytt, og måten de utfører overvåkning av innsjøer på. Med dagens tiltaksovervåkning vil man overse innsjøinterne kilder og naturens naturlige evne til å resirkulere næringsstoffer. En oppgradering av overvåkningsprogrammene vil være å overvåke både epilimnion og hypolimnion i overflatevann med forekomst av *G. semen*. Dette vil kunne gi data som vil kunne hindre unødvendige tiltak i nedbørsfeltet og kommunale kostnader. En slik endring bør også bli utrettet i basisovervåkningen, som benyttes for å gi referanseforhold (Miljødirektoratet, 2020).

Det har blitt utført flere studier for å finne den mest verdifulle tiltaket for å hindre interngjødsling og anoksiske forhold og dermed hindre muligheten til å benytte innsjøinterne kilder. Flere forslag har blitt studert, både fysiske, kjemiske og biologiske (Berge, 2013; Li & Shi, 2020; Søndergaard, 2007). Slike tiltak vil mulig hindre oppblomstring av *G. semen*, men samtidig medføre flere usikkerheter på innvirkningen av andre biologiske og kjemiske faktorer i innsjøen (Berge, 1991; Søndergaard, 2007). Hvilke tiltak som fungerer mest effektivt vil variere mellom vannforekomstene, og videre forskning bør prioriteres for å kartlegge de beste tiltakene mot videre utbredelse av *G. semen*.

Hagman, et al., (2015) observerte forekomst av *G. semen* i innsjøer med høyt DOM innhold (11-21 mg/l), dermed bør man fokusere på overvåkning av vannforekomster innenfor dette DOM-intervallet, ved fokus på *G. semen*. Selv om studien viser at *G. semen* ikke klarer å omsette DOM, tyder det på at en økning av DOM i innsjøer skaper et miljø som favoriserer *G. semen*. Flere studier viser at økning av DOM i boreale innsjøer vil fortsette, grunnet redusert sur nedbør og økt klimaforandring (Hagman, et al., 2015; Rengefors, et al., 2012; Riise, et al., 2018; Trigal, et al., 2013). Dette vil kunne føre til en videre utbredelse av *G. semen* og utfordringer for vannforvaltning i norske innsjøer.

5. Konklusjon

Den 03. juni 2020 observerte man en etablering av *G. semen* i Lundebyvannet. Det ble observert to perioder med høye konsentrasjoner av *G. semen*, som ble betraktet som oppblomstringer. Resultatene viste en økning i org. N:C forhold og org. P:C forhold ved *G. semen* oppblomstring. Hvis *G. semen* hadde klart å omsette DON eller DOP hadde man forventet en reduksjon, da *G. semen* ville omsatt de mest næringsrike forbindelsene. Den statistiske analysen viste samtidig at det var ingen signifikant sammenheng mellom *G. semen* biomassen og DON, DOP eller DOC. Dette gir grunn til å avkrefte hypotesene om at det er en signifikant sammenheng mellom *G. semen* biomasse og DOM innhold i en eutrof innsjø, og at *G. semen* klarer å omsette eller ekstrahere næringsstoffer fra DOP og DON i DOM.

DIP konsentrasjonen var konstant lav gjennom hele feltperioden. Feltobservasjoner viste tydelige indikasjoner på interngjødsling, da det var tilnærmet anoksiske forhold over sedimentet. Resultatene av fosfat viste derimot ingen økning i konsentrasjon over sedimentet. Fraværet av fosfat i hypolimnion indikerer at *G. semen* benytter interngjødsling som en fosfor kilde, ved hjelp av DVM.

DIN konsentrasjonene ble observert under deteksjonsgrensen og dermed indikerer at nitrogen er den begrensende vekstfaktor for *G. semen* i Lundebyvannet. Det ble observert akkumulasjon av ammonium i hypolimnion. Under den første oppblomstringen observerte man derimot en stabilisering av akkumulert ammonium. Etter at oppblomstringen av *G. semen* hadde kollapset observerte man en økning i akkumulasjonen igjen. Det ble derimot ikke observert noen akkumulasjon av ammonium i hypolimnion ved den andre oppblomstringen, selv om Lundebyvannet var termisk sjiktet og forholdene lå til rette for akkumulering. Biomasseveksten av *G. semen* knyttes dermed opp til algens evne til å utføre DVM, og resirkulerer nitrogen og fosfor fra innsjøinterne kilder i hypolimnion.

Den største fraksjonen av *G. semen* ble observert ved 2 meters dyp, som støtter tidligere studier om at *G. semen* oppholder seg i nederste del av epilimnion. Resultatene av lysintensiteten indikerer derimot at *G. semen* klarer å utøve fotosyntese ved lavere lysintensitet enn antatt ($<75 \mu\text{mol m}^{-2}\text{s}^{-1}$). Dette var oppsiktsvekkende resultater, da det er markant lavere enn tidligere publiserte studier.

Selv om ingen signifikant sammenheng ble observert med DOC, støtter denne studien om at økt DOM innhold har en indirekte effekt, ved å påvirke innsjøens kjemiske, fysiske og biologiske prosesser. DOM tilrettelegger gunstige forhold for *G. semen*. Ved at DOM innholdet i skogsinnsjøer øker jevnt, grunnet redusert sur nedbør og klimaforandringer, vil videre utbredelse av *G. semen* trolig forekomme. Dette vil gi vannforvaltningen nye utfordringer. På grunn av *G. semen* sin evne til å utnytte innsjøinterne kilder, ved å resirkulere nitrogen og fosfor fra hypolimnion, bør dagens vannforvaltning fornyes. Vannforvaltningen tar utgangspunkt i at fytoplankton kun oppholder seg i epilimnion og at det er en klar sammenheng mellom fytoplankton biomasse og tilførselen av næringsstoffer fra nedbørsfeltet. *G. semen* sin evne til å utføre DVM, fører til at overvåkning av hypolimnion bør innføres i tiltaksovervåkning og eventuelt basisovervåkning. Dette vil gi mer data som kan benyttes til å fastslå mer direkte tiltak. Man vil også kunne unngå å utrette unødvendige tiltak i nedbørsfeltet som både er kostbare og vil føre til endringer i naturen. Det er viktig å fortsette forskning på *G. semen* for å finne de mest nyttige tiltakene, som vil kunne hindre en videre utbredelse og nye utfordringer i overflatevann i Norge.

Litteraturliste

Arnesen, J. F., 2020. *Årsrapport overvåkning Glomma Sør for Øyeren 2019*, Fredrikstad: Driftassistansen i Østfold, Glomma Sør.

Arvola, L. et al., 2010. Long-term patterns in pH and colour in small acidic boreal lakes of varying hydrological and landscape settings. *Biogeochemistry*, 04 Juni, 101 : 269 - 279, Doi: <https://doi.org/10.1007/s10533-010-9473-y>.

Austnes, K. et al., 2018. *Overskridelser av tålegrenser for forsuring og nitrogen for Norge. Oppdatering med perioden 2012-2016*, Miljødirektoratet.no : Norwegian Institute for Water Research (NIVA).

Berge, D., 1991. *Forurensningsutviklingen i drikkevannskilden Oppegårdstjernet i Frogn kommune—Årsakssammenheng.*, niva.brage.unit.no, Rapport nr. 2533: Norsk institutt for vannforskning..

Berge, D., 2013. *Innsjøinterne tiltak for å bedre forurensningssituasjonen i Eutrofe innsjøer*, pura.no: Norsk Institutt for vannforskning - NIVA.

Clark, J. M. et al., 2017. Satellite monitoring of cyanobacterial harmful algal bloom frequency in recreational waters and drinking water sources. *Ecological Indicators*, September, 80 : 84 - 95, Doi: <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2017.04.046>.

Cowels, R. & Brambel, C., 1936. A study of the environmental conditions in a bog pond with special reference to the diurnal vertical distribution of *Gonyostomum semen*. *Biological Bulletin*, Oktober, 71 (2) : 286 - 298.

Cronberg, G., 2005. The life cycle of *Gonyostomum semen* (Raphidophyceae). *Phycologia*, Mai, 44 (3) : 285 - 293, Doi: [https://doi.org/10.2216/0031-8884\(2005\)44\[285:TLCOGS\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.2216/0031-8884(2005)44[285:TLCOGS]2.0.CO;2).

Cronberg, G., Lindmark, G. & Björk, S., 1988. Mass development of the flagellate *Gonyostomum semen* (Raphidophyta) in Swedish forest lakes - an effect of acidification?. *Hydrobiologia*, April, 161 : 217 - 236, Doi: <https://doi.org/10.1007/BF00044113>.

Deininger, A., Faithfull, C. L. & Bergström, A.-K., 2017. Phytoplankton response to whole lake inorganic N fertilization along a gradient in dissolved organic carbon. *Ecology - ecological society of America*, April, 98 (4) : 982 - 994, Doi: <https://doi.org/10.1002/ecy.1758>.

Direktoratsgruppen for gjennomføring av vannforskriften, 2021. *Virkemidler og tiltak i vannforvaltningen*, vannportalen.no: Direktoratgruppen for gjennomføringen av vannforskriften.

Direktoratsgruppen vanndirektivet, 2018. *Klassifisering av miljøtilstand i vann. Veileder 02: 2018.*, Vannportalen.no: Direktoratgruppen for gjennomføringen av vannforskriften.

Donald, D. B., Bogardd, M. J., Finlay, K. & Leavitt, P. R., 2011. Comparative effects of urea, ammonium, and nitrate on phytoplankton abundance, community composition, and toxicity in hypereutrophic freshwaters. *Limnology and oceanography*, 11 Oktober, 54 (6) : 2161 - 2175, Doi: <https://doi.org/10.4319/lo.2011.56.6.2161>.

Drouet, F. & Cohen, A., 1935. The morphology of *Gonyostomum semen* from woods hole, Massachusetts. *The Biological Bulletin*, 01 Juni, 68 (3) : 422 - 439, Doi: <https://doi.org/10.2307/1537563>.

- Evans, C. D. et al., 2012. Acidity controls on dissolved organic carbon mobility in organic soils. *Global Change Biology*, 27 July, 18 : 3317 - 3331, Doi: <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2012.02794.x>.
- Evans, C., Monteith, D. & Cooper, D., 2005. Long-term increases in surface water dissolved organic carbon: Observations, possible causes and environmental impacts. *Environmental Pollution*, 13 Mars, 137 (1) : 55 - 71, Doi: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2004.12.031>.
- Figueroa, R. I. & Rengefors, K., 2006. Life cycle and sexuality of the freshwater Raphidophyte *Gonyostomum semen* (Raphidophyceae). *Journal of Phycology*, July, 42 (4) : 859 - 871, Doi: <https://doi.org/10.1111/j.1529-8817.2006.00240.x>.
- 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*, Januar, 533 : 243 - 252, Doi: <https://doi.org/10.1007/s10750-004-2962-z>.
- Frank, K. & Lien, A. M., 2015. *Permaskjørt og merdmiljø*, Rapport nr: A26686, SINTEF - Fiskeri og havbruk AS.
- Gage, M. A. & Eville, G., 1985. Alkaline phosphatase activity and cellular phosphorus as an index of the phosphorus status of phytoplankton in Minnesota lakes. *Freshwater Biology*, April, 15 : 227-233, Doi: <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.1985.tb00195.x>.
- Glomma Sør, 2019. *Vannområde Glomma Sør Lundebyvannet*. [Internett]
Available at: https://glomma-sor.no/wp-content/uploads/2020/01/Glomma_sor_Lundebyvannet.pdf
[Funnet 03 01 2021].
- Griffith, A. W. & Gobler, C. J., 2020. Harmful algal blooms: A climate change co-stressor in marine and freshwater ecosystems. *Harmful Algae*, Januar, 91, Artikkel nr.: 101590, Doi: <https://doi.org/10.1016/j.hal.2019.03.008>.
- Guppy, C. N., Menzies, N. W., Moody, P. W. & Blamey, F. P. C., 2005. Competitive sorption reaction between phosphorus and organic matter in soil: a review. *Australian Journal of Soil Research*, 01 April, 43 : 189 - 202, Doi: <https://doi.org/10.1071/SR04049>.
- Hagman, C. et al., 2015. The occurrence and spread of *Gonyostomum semen* (Ehr.) Diesing (Raphidophyceae) in Norwegian lakes. *Hydrobiologia*, 744 (1) : 1-14, Doi: <https://doi.org/10.1007/s10750-014-2050-y>.
- Hagman, C. H. C., Rohrlack, T. & Riise, G., 2020. The success of *Gonyostomum semen* (Raphidophyceae) in boreal lake is due to environmental changes rather than a recent invasion. *Limnologica*, 01 September, 84, Artikkel nr.: 125818, Doi: <https://doi.org/10.1016/j.limno.2020.125818>.
- Hagman, C. H. C. et al., 2018. Growth responses of the nuisance algae *Gonyostomum semen* ((Ehrenberg) Diesing, Raphidophyceae) to DOC and associated alterations of light quality and quantity. *Aquatic Microbial Ecology*, Januar, 82 (3) : 241 - 251 , Doi: <https://doi.org/10.3354/ame01894>.
- Hagman, C. H., Rohrlack, T., Uhlig, S. & Hostyeva, V., 2019. Heteroxanthin as a pigment biomarker for *Gonyostomum semen* (Raphidophyceae). *PLoS ONE*, 18 Desember, 14 (12), Artikkel nr.: e0226650, Doi: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0226650>.

- Haaland, S. et al., 2010. Quantifying the Drivers of the Increasing Colored Organic Matter in Boreal Surface Waters. *Environmental Science & Technology*, 23 Mars, 44 : 2975 - 2980, Doi: <https://doi.org/10.1021/es903179j>.
- Haande, S. et al., 2012. *Tilstandsklassifisering av vannforekomster i Vannområde Glomma Sør for Øyeren (2011) i henhold til vannforskriften, RAPPORT L.NR. 6406-2012*, niva.no: Norsk institutt for vannforskning (NIVA).
- Hartnett, H., 2017. Dissolved Organic Matter (DOM). *White W. (eds) Encyclopedia of Geochemistry. Encyclopedia of Earth Sciences Series. Springer, Cham.*, 10 Oktober, Doi: https://doi.org/10.1007/978-3-319-39193-9_155-1.
- Hermann, A., Krienitz, L. & Koschel, R., 2001. Long-term phytoplankton changes in an artificially divided, top-down manipulated humic lake. *Hydrobiologia*, 448 : 83 - 96, Doi: <https://doi.org/10.1023/A:1017520501488>.
- Hickey, C. W. & Gibbs, M. M., 2010. Lake sediment phosphorus release management—Decision support and risk assessment framework. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*, 19 Februar, 43 (3) : 819-856, Doi: <https://doi.org/10.1080/00288330909510043>.
- Hongve, D., Løvstad, Ø. & Bjørndalen, K., 1988. Gonyostomum semen - a new nuisance to bathers in Norwegian lakes. *Internationale vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie*, 23 (1) : 430 - 434, Doi: <https://doi.org/10.1080/03680770.1987.11897957>.
- 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 : 231-238, Doi: <https://doi.org/10.1007/s00027-004-0708-7>.
- Jerpseth, M. K., 2020. *Zooplanktonsammensetning i en innsjø dominert av Gonyostomum semen*, Ås, Norges Miljø- og Biovitenskaplige Universitet: Master i Miljø og naturressurser, Limnologi og vannressurser.
- Johansson, K. S., Triga, C., Vrede, T. & Johnson, R. K., 2013. Community structure in boreal lakes with recurring blooms of the nuisance flagellate Gonyostomum semen. *Aquatic Sciences*, 03 April, 75 : 447-455, Doi: <https://doi.org/10.1007/s00027-013-0291-x>.
- Karosiené, J. et al., 2016. Factors promoting persistence of the bloom-forming Gonyostomum semen in temperate lakes. *Limnologica*, 28 Juni, 60 : 51 - 58, Doi: <https://doi.org/10.1016/j.limno.2016.05.009>.
- Klima- og miljødepartementet, 2015. Historien om vann, elver og våtmarker. *Vannforvaltning: hvordan forvalter vi vannet vårt?*, Februar, Rapport nr.: T-1548, 22-26.
- Kusber, W.-H., 2003. Typification of the four European species of Gonyostomum (Raphidophyceae) and first records of G. depressum from NE Germany. *Willdenowia*, 33 : 467-475, Doi: <https://doi.org/10.3372/wi.33.33221>.
- Lønborg, C., Davidson, K., Álvarez-Salgado, X. & Miller, A. E., 2009. Bioavailability and bacterial degradation rates of dissolved organic matter in a temperate coastal area during an annual cycle. *Marine Chemistry*, 20 Februar, 113 (3-4) : 219 - 226, Doi: <https://doi.org/10.1016/j.marchem.2009.02.003>.
- Lebret, K. et al., 2012. Grazing resistance allows bloom formation and may explain invasion success of Gonyostomum semen. *Limnology and Oceanography*, 57 (3) : 727-737, Doi: <https://doi.org/10.4319/lo.2012.57.3.0727>.

- Lepistö, L., Antikainen, S. & Kivinen, J., 1994. The occurrence of *Gonyostomum semen* (EHR) in Finnish lakes. *Hydrobiologia*, 273 : 1 - 8, Doi: <https://doi.org/10.1007/BF00126764>.
- Liboriussen, L. et al., 2009. Effects of hypolimnetic oxygenation on water quality: results from five Danish lakes. *Hydrobiologia*, 19 Januar, 625 : 157–172, Doi: <https://doi.org/10.1007/s10750-009-9705-0>.
- Li, Q. & Shi, W., 2020. Effects of sediment oxidation on phosphorus transformation in three large shallow eutrophic lakes in China. *Environmental Science and Pollution Research*, Juli, 27 : 25925 - 25931, Doi: <https://doi.org/10.1007/s11356-019-07510-y>.
- Münzner, K., 2019. *Gonyostomum semen* i svenska sjöar - förekomst och problem. *Uppsala Universitet, Limnology*, 25 Juni, pp. 16, URN: urn:nbn:se:uu:diva-390173.
- Miljødirektoratet, 2010. *Overvåkning av miljøtilstand i vann, Veileder for vannovervåkning iht. kravene i Vannforskriften, Versjon 1.5*, Miljødirektoratet.no: Miljødirektoratet - Om vann fra fjell til fjord.
- Miljødirektoratet, 2020. *Vannmiljø*. [Internett]
Available at: <http://vannmiljo.miljodirektoratet.no>
[Funnet 16 12 2020].
- Monteith, D. T. et al., 2007. Dissolved organic carbon trends resulting from changes in atmospheric deposition chemistry. *Nature*, 22 November, 450 : 537-540, Doi: <https://doi.org/10.1038/nature06316>.
- Mostofa, K. M. G. et al., 2013. Dissolved Organic Matter in Natural Waters. I: Y. T. M. A. V. D. Mostofa KMG, red. *Kap. 1: Photobiogeochemistry of Organic Matter*. Berlin: Springer, pp. 1-137.
- Pęczyła, W. et al., 2018. Vertical distribution of expansive, bloom-forming algae *Gonyostomum semen* vs. plankton community and water chemistry in four small humic lakes. *Knowledge & Management of Aquatic Ecosystems*, 13 Juni, 419, Artikkel nr.: 28, Doi: <https://doi.org/10.1051/kmae/2018017>.
- 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*, 18 November, 49 (4) : 301 - 308, Doi: <https://doi.org/10.1051/limn/2013059>.
- Rengefors, K., Pålsson, C. & Hans, L.-A., 2008. Cell lysis of competitors and osmotrophy enhance growth of the bloom-forming alga *Gonyostomum semen*. *Aquatic Microbial Ecology*, April, 51 (1) : 87 - 96, Doi: <https://doi.org/10.3354/ame01176>.
- 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*, Juni, 18 : 65 - 73, Doi: <https://doi.org/10.1016/j.hal.2012.04.005>.
- Riise, G., Müller, R. A., Haaland, S. & Weyhenmeyer, G. A., 2018. Acid rain - a strong external driver that has suppressed water colour variability between lakes. *Boreal Environment Research*, 13 Februar, 23 : 69-81, ISSN 1797-2469.
- Rohrlack, T., 2020b. The diel vertical migration of the nuisance alga *Gonyostomum semen* is controlled by temperature and by a circadian clock. *Limnologica*, Januar, 80, Artikkel nr.: 125746, Doi: <https://doi.org/10.1016/j.limno.2019.125746>.

Rohrlack, T., 2020c. Hypolimnetic assimilation of ammonium by the nuisance alga *Gonyostomum semen*. *AIMS Microbiology*, 22 April, 6 (2) : 92 - 105, Doi: <http://www.doi.org/10.3934/microbiol.2020006>.

Rohrlack, T., Frostad, P., Riise, G. & Hagman, C. H. C., 2020a. Motile phytoplankton species such as *Gonyostomum semen* can significantly reduce CO₂ emissions from boreal lakes. *Limnologica*, September, 84, Artikkel nr.: 125810, Doi: <https://doi.org/10.1016/j.limno.2020.125810>.

Rohrlack, T. & Haaland, S. A., 2017. *Paleolimnologisk undersøkelse av Lundebyvannet i Eidsberg kommune*, <https://nmbu.brage.unit.no> : MINA fagrapport 44, ISSN: 2535-2806.

Rohrlack, T. & Haaland, S., 2019. *Transport av næringsstoffer og humus til Lundebyvannet i Eidsberg kommune*, Ås: MINA fagrapport 55..

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*, Oktober, 22 (10) : 1841-1853, Doi: <https://doi.org/10.1093/plankt/22.10.1841>.

Søndergaard, M., 2007. *Nutrient dynamics in lakes - with emphasis on phosphorus, sediment and lake restoration. Doctor's dissertation (DSc)*, Aarhus - Danmark: National Environmental Research Institute - University of Aarhus - Denmark.

Sipler, R. E. & Bronk, D. A., 2015. Dynamics of dissolved organic nitrogen. I: A. & C. C. A. Hansell, red. *Biogeochemistry of marine dissolved organic matter*. Burlington academic Press.: Elsevir Inc., pp. 128 - 184.

Sjönberg, T., 2014. *Factors affecting the distribution and abundance of the flagellated alga Gonyostomum semen (Ehrenberg) Diesing in Finland*, Jyväskylä, Finland: University of Jyväskylä; Department of Biological and Environmental Science.

Smith, V. H., Joye, S. B. & Howarth, R. W., 2006. Eutrophication of freshwater and marine ecosystems. *Limnology and oceanography*, 26 Januar, 51 (1) : 351 - 355, Doi: https://doi.org/10.4319/lo.2006.51.1_part_2.0351.

Soares, A. R. et al., 2017. New insights on resource stoichiometry: assessing availability of carbon, nitrogen, and phosphorus to bacterioplankton. *Biogeosciences*, 24 Mars, 14 (6) : 1527-1539, Doi: <https://doi.org/10.5194/bg-14-1527-2017>.

Storrønning, I. C., 2020. *Omsetning av løst organisk materiale (DOM) for vekst av problemalgen Gonyostomum semen*, Ås: Norges miljø- og biovitenskaplige universitet.

Takemoto, Y., Furumoto, K. & Tada, A., 2002. Diel vertical migration of *Gonyostomum semen* (Raphidophyceae) in Kawahara lake.. *Proc Hydraul Eng*, Februar, 46 : 1061-1066, Doi: <https://doi.org/10.2208/prohe.46.1061>.

Thompson, S. K. & Cotner, J. B., 2018. Bioavailability of Dissolved Organic Phosphorus in Temperate Lakes. *Frontiers in Environmental Science*, 28 Juni, Doi: <https://doi.org/10.3389/fenvs.2018.00062>.

Throndsen, J., Aarnes, H. & Kvile, K., 2019. *Algeoppblomstring, Store Norske Leksikon*. [Internett]
Available at: <https://snl.no/algeoppblomstring>
[Funnet 18 01 2021].

- 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*, Oktober, 56 (10) : 1937 - 1948, Doi: <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2011.02615.x>.
- Trigal, C., Hallstam, 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*, Juli, 27 : 60-67. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.hal.2013.04.008>.
- Turner, B. L., McKelvie, I. D. & Haygarth, P. M., 2002. Characterisation of water-extractable soil organic phosphorus by phosphatase hydrolysis. *Soil Biology and Biochemistry*, Januar, 34 (1) : 27-35, Doi: [https://doi.org/10.1016/S0038-0717\(01\)00144-4](https://doi.org/10.1016/S0038-0717(01)00144-4).
- vanLoon, G. W. & Duffy, S. J., 2017. Organic matter in water. I: *Environmental Chemistry a global perspective, Fourth edition*. Glasgow: Oxford University Press, pp. 291 - 308.
- Vanndirektivet, 2000. *Directive 2000/60/EC of the european parliament and of the council of 23 October 2000 establishing a framework for Community action in the field of water policy*, <https://www.eea.europa.eu>: Europeiske parlament (EU) og EUs direktiv.
- Weil, R. R. & Brady, N. C., 2017a. Kap 9, Soil acidity. I: D. Fox, et al. red. *The nature and properties of soils, fifteen edition*. Essex, England: Pearson Education, pp. 392- 435.
- Weil, R. R. & Brady, N. C., 2017b. Kap 14, Soil phosphorus and potassium. I: D. Fox, et al. red. *The nature and properties of soils, Fifteen edition*. Essex, England: Pearson Education, pp. 661 - 710.
- Weil, R. R. & Brady, N. C., 2017c. Kap 12, Soil organic matter. I: D. Fox, et al. red. *The nature and properties of soils, Fifteen edition*. Essex, England: Pearson Education, pp. 543-598.
- Wetzel, R. G., 2001a. Kap. 13, The phosphorus cycle. I: *Limnology lake and river ecosystems, Third edition*. London: Elsevier, Academic Press, pp. 239 - 286.
- Wetzel, R. G., 2001b. Kap. 12, The nitrogen cycle. I: *Limnology lake and river ecosystems, Third edition*. London: Elsevier, Academic Press, pp. 205 - 235.
- Wetzel, R. G., 2001c. Kap. 23, Detritus: Organic carbon cycling and ecosystem metabolism. I: *Limnology lake and river ecosystems, Third edition*. London: Elsevier, Academic Press, pp. 731 - 780.
- Wetzel, R. G., 2001d. Kap. 5, Light in inland waters. I: *Limnology lake and river ecosystems, Third edition*. London: Elsevier, Academic Press, pp. 49 - 68.
- Wetzel, R. G., 2001e. Kap. 17, Bacterioplankton. I: *Limnology lake and river ecosystems, Third edition*. London: Elsevier, Academic Press, pp. 490 - 524.
- Wetzel, R. G., 2001f. Kap 15, Planktonic communities: Algae and cyanobacteria. I: *Limnology lake and river ecosystemss, Third edition*. London: Elsevier, Academic Press, pp. 332 - 390.
- Wetzel, R. G., 2001g. Kap. 21, Sediments and microflora. I: *Limnology lake and river ecosystems, Third edition*. London: Elsevir, Academic Press, pp. 631 -663.
- Wetzel, R. G., 2001h. Kap. 14, Iron, sulfur, and silica cycles. I: *Limnology lake and river ecosystems, Third edition*. London: Elsevier, Academic Press, pp. 289-330.

Wheeler, P. A., North, B. B. & Stephens, G. C., 1974. Amino acid uptake by marine phytoplankters. *Limnology and oceanography*, Mars, 19 (2) : 249 - 259, Doi: <https://doi.org/10.4319/lo.1974.19.2.0249>.

Willey, J. M., Sherwood, L. M. & Woolverton, C. J., 2014. I: *Prescott's Microbiology, ninth edition*. Storbritania: Mc Graw Hill Education, Ashford Colour Press Ltd., p. 578.

Xiao, Y., Rohrlack, T. & Riise, G., 2020. Unraveling long-term changes in lake color based on optical properties of lake sediment. *Science of The Total Environment*, 10 Januar, 699, Artikkel nr.: 134388, Doi: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.134388>.

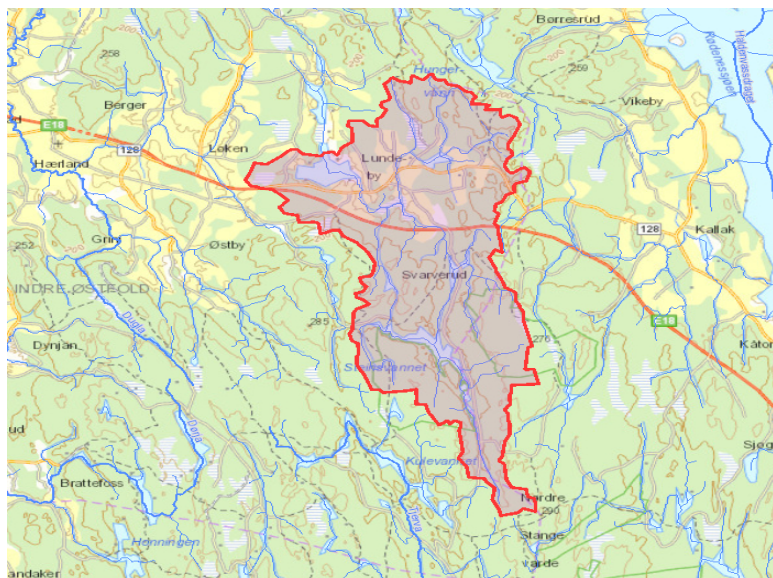
Øien, D.-I., Fandrem, M., Lyngstad, A. & Moen, A., 2017. *Utfasing av torvuttak i Norge - effekter på naturmangfold og andre viktige økosystemtjenester*, www.ntnu.no/museum/publikasjoner: NTNU - Vitenskapsmuseet naturhistorisk rapport.

Yu, Y. et al., 2012. Distribution, sources and budgets of particulate phosphorus and nitrogen in the East China Sea. *Continental Shelf Research*, 15 July, 43 : 142 - 155, DOI: <https://doi.org/10.1016/j.csr.2012.05.018>.

Appendiks:

Vedlegg 1: Nedbørsfeltparametere

Rapport over nedbørsfeltet til Lundebyvannet med feltparametere, vannføringsdata og klimadata. Rapporten er hentet fra nevina.nve.no



Kartbakgrunn: Statens Kartverk
Kartdatum: EUREF89 WGS84
Projeksjon: UTM 33N
Beregnpunkt: 301183 E
6606902 N

Nedbørsfeltgrenser og feltparametere er automatisk generert og kan inneholde feil. Resultatene må kvalitetssikres.

Nedbørsfeltparametere

Vassdragsnr.: 002.B1B
Kommune.: Indre Østfold
Fylke.: Viken
Vassdrag.: Lekumelva

Feltparametere

Areal (A)	20.8	km ²
Effektiv sjø (A _{SE})	3.29	%
Elvleengde (E _L)	10.2	km
Elvegradient (E _G)	7.7	m/km
Elvegradient ₁₀₈₅ (E _{G,1085})	4.5	m/km
Helning	5.6	°
Dreneringstetthet (D _T)	1.8	km ⁻¹
Feltlengde (F _L)	8.6	km

Arealklasse

Bre (A _{BRE})	0	%
Dyrket mark (A _{JORD})	9.5	%
Myr (A _{MYR})	3.7	%
Leire (A _{LEIRE})	23.0	%
Skog (A _{SKOG})	79.7	%
Sjø (A _{SJO})	6.6	%
Snøfjell (A _{SF})	0	%
Urban (A _U)	0.4	%
Uklassifisert areal (A _{REST})	0.2	%

Hypsografisk kurve

Høyde _{MIN}	158	m
Høyde ₁₀	163	m
Høyde ₂₀	171	m
Høyde ₃₀	178	m
Høyde ₄₀	187	m
Høyde ₅₀	196	m
Høyde ₆₀	205	m
Høyde ₇₀	217	m
Høyde ₈₀	226	m
Høyde ₉₀	239	m
Høyde _{MAX}	287	m

Klima- /hydrologiske parametere

Avrenning 1961-90 (Q _N)	16	l/s*km ²
Sommernedbør	389	mm
Vinternedbør	453	mm
Årstemperatur	4.8	°C
Sommertemperatur	12.3	°C
Vintertemperatur	-0.5	°C

Vedlegg 2: Samletabell av feltparametereSamletabell over parametere innhentet *in situ* fra Lundebyvannet 20.05.2020 – 25.08.2020

Dato	Dybde	Temp.	Oksygen	Oksygenmetning
	meter	C°	mg/L	%
20.mai	0,5	12,1	10,40	96,0
20.mai	1	12,1	10,40	96,0
20.mai	2	12,0	10,30	96,0
20.mai	3	11,7	10,20	93,0
20.mai	4	10,9	9,60	87,0
20.mai	4,8	10,6	9,40	85,0
03.jun	0,5	19,8	10,10	110,0
03.jun	1	19,8	10,10	110,0
03.jun	2	19,7	10,10	110,0
03.jun	3	16,2	8,90	90,0
03.jun	4	12,6	6,00	56,0
03.jun	4,8	11,3	2,70	25,0
15.jun	0,5	20,4	10,06	111,6
15.jun	1	20,2	9,88	109,0
15.jun	2	19,4	9,53	102,7
15.jun	3	18,4	8,03	87,1
15.jun	4	15,6	5,08	52,1
15.jun	4,8	13,0	1,30	13,2
30.jun	0,5	21,5	8,47	96,3
30.jun	1	21,9	8,35	95,5
30.jun	2	22,0	8,26	94,5
30.jun	3	19,5	1,88	18,6
30.jun	4	15,8	0,28	3,1
30.jun	4,8	14,5	0,15	1,4
13.jul	0,5	18,0	9,57	101,4
13.jul	1	18,2	9,26	98,1
13.jul	2	17,9	8,94	94,4
13.jul	3	17,7	8,70	91,3
13.jul	4	16,6	4,34	45,1
13.jul	4,8	15,7	0,44	4,5
28.jul	0,5	17,8	8,58	90,7
28.jul	1	18,1	8,46	89,5
28.jul	2	18,2	8,43	89,4
28.jul	3	18,2	8,41	89,2
28.jul	4	18,2	8,38	88,8
28.jul	4,8	15,6	0,50	5,8

Dato	Dybde	Temp.	Oksygen	Oksygenmetning
	meter	C°	mg/L	%
12.aug	0,5	20,6	9,52	106,0
12.aug	1	20,2	9,56	106,0
12.aug	2	19,5	7,37	80,0
12.aug	3	17,8	3,40	35,0
12.aug	4	17,0	0,00	0,0
12.aug	4,8	15,6	0,00	0,0
25.aug	0,5	18,1	7,80	82,0
25.aug	1	18,2	7,70	82,0
25.aug	2	18,2	7,70	81,0
25.aug	3	18,2	7,60	80,0
25.aug	4	17,1	0,00	0,0
25.aug	4,8	15,4	0,00	0,0

Vedlegg 3: Samletabell for kjemisk analyse resultater

Samletabell av kjemisk analyse resultater i Lundebyvannet for feltperioden 20.05.2020 – 25.08.2020

Dato	Dybde	Prøve nummer	TOT-P ufiltrert	TOT-P partikkel	TOT-P filtrert	PO4	Løst org. P (DOP)	TOT-N ufiltrert	TOT-N partikkel	TOT-N filtrert
	meter		µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	mg/l	mg/l	mg/l
20.mai	1	1	18,19	10,98	7,21	7,75	-0,54	0,50	0,11	0,39
20.mai	2	2	20,54	13,36	7,18	4,82	2,37	0,53	0,15	0,38
20.mai	3	3	16,41	8,42	7,99	5,27	2,71	0,53	0,15	0,38
20.mai	4	4	16,21	8,93	7,28	4,94	2,33	0,51	0,12	0,39
20.mai	4,5	5	13,86	6,05	7,81	4,77	3,04	0,56	0,17	0,39
03.jun	1	6	19,95	12,61	7,35	4,20	3,15	0,47	0,19	0,28
03.jun	2	7	23,24	15,85	7,40	4,27	3,13	0,52	0,26	0,26
03.jun	3	8	20,47	3,64	16,83	4,99	11,84	0,36	0,03	0,33
03.jun	4	9	22,54	13,23	9,31	5,44	3,87	0,51	0,15	0,36
03.jun	4,5	10	20,13	9,65	10,48	6,10	4,38	0,51	0,11	0,40
15.jun	1	11	21,16	11,02	10,14	3,04	7,10	0,37	0,17	0,2
15.jun	2	12	48,79	30,51	18,28	6,88	11,40	0,82	0,58	0,24
15.jun	3	13	18,63	11,97	6,66	3,68	2,98	0,30	0,09	0,21
15.jun	4	14	21,86	13,55	8,31	4,09	4,22	0,32	0,07	0,25
15.jun	4,5	15	23,05	13,19	9,86	4,93	4,93	0,38	0,08	0,3
30.jun	1	16	18,18	11,38	6,80	3,55	3,24	0,30	0,10	0,2
30.jun	2	17	13,77	3,83	9,94	3,38	6,56	0,28	0,05	0,23
30.jun	3	18	15,68	8,33	7,35	3,53	3,82	0,33	0,10	0,23
30.jun	4	19	23,21	16,11	7,10	4,16	2,94	0,26	0,05	0,21
30.jun	4,5	20	19,25	11,48	7,77	5,50	2,27	0,35	0,10	0,25

Dato	Dybde	Prøve nummer	TOT-P ufiltrert	TOT-P partikkel	TOT-P filtrert	PO4	Løst org. P (DOP)	TOT-N ufiltrert	TOT-N partikkel	TOT-N filtrert
	meter		µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	mg/l	mg/l	mg/l
13.jul	1	21	28,10	20,66	7,44	2,70	4,74	0,30	0,07	0,23
13.jul	2	22	27,37	19,55	7,82	3,87	3,95	0,35	0,13	0,22
13.jul	3	23	19,83	12,00	7,83	3,77	4,06	0,31	0,10	0,21
13.jul	4	24	24,96	17,08	7,88	4,56	3,32	0,41	0,14	0,27
13.jul	4,5	25	24,59	15,51	9,08	4,53	4,55	0,47	0,16	0,31
28.jul	1	26	22,58	14,26	8,32	3,23	5,09	0,34	0,01	0,33
28.jul	2	27	21,70	13,19	8,51	4,36	4,15	0,36	0,08	0,28
28.jul	3	28	22,41	14,02	8,39	3,96	4,43	0,34	0,06	0,28
28.jul	4	29	29,10	20,49	8,60	4,10	4,50	0,33	0,07	0,26
28.jul	4,5	30	58,39	49,16	9,23	4,95	4,28	0,66	0,41	0,25
12.aug	1	31	21,66	13,15	8,50	3,88	4,62	0,46	0,11	0,35
12.aug	2	32	26,03	18,29	7,74	3,62	4,12	0,42	0,13	0,29
12.aug	3	33	23,15	14,76	8,39	3,60	4,79	0,37	0,05	0,32
12.aug	4	34	26,89	16,81	10,08	4,12	5,96	0,36	0,11	0,25
12.aug	4,5	35	25,13	15,29	9,84	4,68	5,16	0,32	0,03	0,29
25.aug	1	36	22,05	14,17	7,88	3,36	4,52	0,35	0,08	0,27
25.aug	2	37	22,98	15,70	7,28	3,35	3,93	0,36	0,05	0,31
25.aug	3	38	21,43	11,45	9,98	3,24	6,74	0,41	0,14	0,27
25.aug	4	39	24,90	14,32	10,58	4,21	6,37	0,33	0,07	0,26
25.aug	4,5	40	23,77	14,93	8,84	7,54	1,30	0,28	0,07	0,21

Dato	Dybde	Prøve nummer	Ammonium		Nitrat		Løst org. N (DON)	DOC	Klorofyll a	Diadino- xanthin
			µg/l	mg/l	mg/l	µg/l	mg/l	mg/l	µg/l	µg/l
20.mai	1	1	11,70	0,01170	0,21	210	0,17	9,7	11	0
20.mai	2	2	9,16	0,00916	0,22	220	0,15	9,9	2,3	0
20.mai	3	3	10,01	0,01001	0,23	230	0,14	11	4,3	0
20.mai	4	4	10,86	0,01086	0,23	230	0,15	10	4,0	0
20.mai	4,5	5	11,70	0,01170	0,22	220	0,16	9,8	3,9	0
03.jun	1	6	22,72	0,02272	0,08	76	0,18	9,9	24	1,1
03.jun	2	7	12,55	0,01255	0,08	77	0,17	9,6	38	2,0
03.jun	3	8	13,40	0,01340	0,14	140	0,18	9,5	12	0,72
03.jun	4	9	21,87	0,02187	0,19	190	0,15	9,7	2	0
03.jun	4,5	10	43,91	0,04391	0,17	170	0,19	9,7	1	0
15.jun	1	11	11,70	0,01170	<0.02	<20	0,18	9,3	2	0
15.jun	2	12	16,79	0,01679	0,03	25	0,20	11	231	28
15.jun	3	13	11,70	0,01170	0,02	24	0,17	9,6	9,0	0,65
15.jun	4	14	18,48	0,01848	0,07	71	0,16	9,6	4,2	0,23
15.jun	4,5	15	42,22	0,04222	0,07	68	0,19	9,7	2,8	0
30.jun	1	16	17,64	0,01764	<0.02	<20	0,17	9,2	6,5	0,51
30.jun	2	17	13,40	0,01340	0,02	23	0,19	9,5	5,8	0,38
30.jun	3	18	15,09	0,01509	<0.02	<20	0,20	10	21	1,9
30.jun	4	19	15,94	0,01594	<0.02	<20	0,18	11	9,2	0,49
30.jun	4,5	20	84,60	0,08460	0,00	0	0,17	11	6,8	0,40

Dato	Dybde	Prøve nummer	Ammonium		Nitrat		Løst org. N (DON)	DOC	Klorofyll a	Diadinoxanthin
			µg/l	mg/l	mg/l	µg/l	mg/l	mg/l	µg/l	µg/l
13.jul	1	21	21,87	0,02187	0,00	0	0,21	11	5,6	0,25
13.jul	2	22	10,01	0,01001	0,03	33	0,18	12	11	0,74
13.jul	3	23	8,31	0,00831	<0.02	<20	0,19	11	14	0,90
13.jul	4	24	20,18	0,02018	0,03	27	0,22	13	9,9	0,70
13.jul	4,5	25	30,35	0,03035	<0.02	<20	0,27	8	5,7	0,25
28.jul	1	26	26,96	0,02696	0,03	31	0,27	11	8,6	0,52
28.jul	2	27	21,03	0,02103	0,00	0	0,26	13	8,8	0,52
28.jul	3	28	15,09	0,01509	0,02	22	0,24	12	8,6	0,53
28.jul	4	29	10,86	0,01086	<0.02	<20	0,24	13	9,3	0,52
28.jul	4,5	30	12,55	0,01255	0,00	0	0,24	12	49	0,51
12.aug	1	31	21,03	0,02103	0,02	21	0,31	8,2	14	0,95
12.aug	2	32	22,72	0,02272	<0.02	<20	0,26	14	41	4,5
12.aug	3	33	9,16	0,00916	0,04	37	0,27	9	20	2,0
12.aug	4	34	11,70	0,01170	0,00	0	0,24	13	8,9	0,58
12.aug	4,5	35	10,01	0,01001	0,04	38	0,24	13	5,7	0,29
25.aug	1	36	12,55	0,01255	<0.02	<20	0,25	14	18	2,0
25.aug	2	37	12,55	0,01255	0,06	56	0,24	14	15	1,6
25.aug	3	38	10,01	0,01001	0,04	38	0,22	14	10	0,94
25.aug	4	39	9,16	0,00916	0,03	32	0,22	15	14	0,74
25.aug	4,5	40	11,70	0,01170	<0.02	<20	0,19	15	7,3	0,24

Vedlegg 4: Samletabell gjennomsnitt per dag

Samletabell over gjennomsnittresultater i Lundebyvannet for feltperioden 20.05.2020 – 25.08.2020.

Dato	TOT-P ufiltrert	TOT-P partikkel	TOT-P filtrert	Løst P PO4	Løst org. P (DOP)	TOT-N ufiltrert	TOT-N partikkel	TOT-N filtrert	Ammonium	
	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	µg/l
20.mai	17,04	9,55	7,49	5,51	1,98	0,526	0,140	0,386	0,011	10,69
03.jun	21,27	11,00	10,27	5,00	5,27	0,474	0,148	0,326	0,023	22,89
15.jun	26,70	16,05	10,65	4,52	6,13	0,438	0,198	0,240	0,020	20,18
30.jun	18,02	10,22	7,79	4,03	3,77	0,304	0,080	0,224	0,029	29,33
13.jul	24,97	16,96	8,01	3,89	4,12	0,368	0,120	0,248	0,018	18,14
28.jul	30,84	22,23	8,61	4,12	4,49	0,406	0,126	0,280	0,017	17,30
12.aug	24,57	15,66	8,91	3,98	4,93	0,386	0,086	0,300	0,015	14,92
25.aug	23,03	14,11	8,91	4,34	4,57	0,346	0,082	0,264	0,011	11,19

Dato	Nitrat		Løst org. N DON	DOC	Klorofyll a	Diadino- xanthin	Temperatur
	mg/l	µg/l	mg/l	mg/l	µg/l	µg/l	Celsius
20.mai	0,222	222,00	0,15	10,08	5,05	0,00	10,53
03.jun	0,131	130,60	0,17	9,68	15,42	0,77	11,13
15.jun	0,040	39,60	0,18	9,84	49,88	5,72	12,51
30.jun	0,011	10,60	0,18	10,14	9,95	0,74	13,49
13.jul	0,016	16,00	0,21	11	9,24	0,57	15,50
28.jul	0,013	12,60	0,25	12,2	16,77	0,52	15,76
12.aug	0,021	21,20	0,26	11,44	17,98	1,66	15,81
25.aug	0,029	29,20	0,22	14,4	12,96	1,11	15,48

Vedlegg 5: Spearman rangkorrelasjonsanalyse i tabell
Resultater fra Spearman rangkorrelasjonsanalyse samlet i tabeller.

Tabell 1: Parametere fra studien som ble sammenlignet med diadinoxanthin, fra etablering av *G. semen* (03. juni) og ut feltperioden (25. august):

Parameter n=7	Spearman correlation	
	R-sq	P-verdi
TOT-P ufiltrert	-0,107	0,819
TOT-P filtrert	0,739	0,058
Fosfat (PO4)	0,357	0,432
Løst org. P (DOP)	0,750	0,052
TOT-N ufiltrert	0,214	0,645
TOT-N filtrert	0,000	1,000
Ammonium (NH4)	-0,143	0,760
Nitrat (NO3)	0,643	0,119
Løst org. N (DON)	-0,072	0,878
DOC	-0,214	0,645
Temperatur	0,036	0,939

Tabell 2: Parametere fra studien som ble sammenlignet med DOC, fra feltstart (20. mai) og ut feltperioden (25. august):

Parameter n=8	Spearman correlation	
	R-sq	P-verdi
DON	0,814	0,014
DOP	-0,214	0,610

Tabell 3: Parametere fra studien som ble sammenlignet diadinoxanthin, ved 2 meters dyp, fra etablering av *G. semen* (03. juni) og ut feltperioden (25. august):

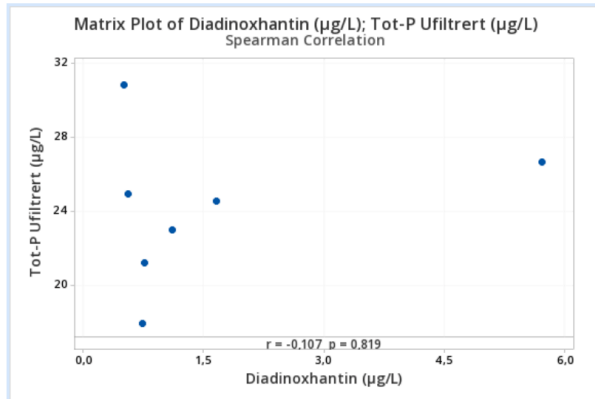
Parameter n=7	Spearman correlation	
	R-sq	P-verdi
Part.P	-0,107	0,819
Part.N	0,764	0,046

Tabell 4: Parametere fra studien som ble sammenlignet med diadinoxanthin, gjennom hele feltperioden (20. mai – 25. august):

Parameter n=8	Spearman correlation	
	R-sq	P-verdi
Klorofyll a	0,738	0,037

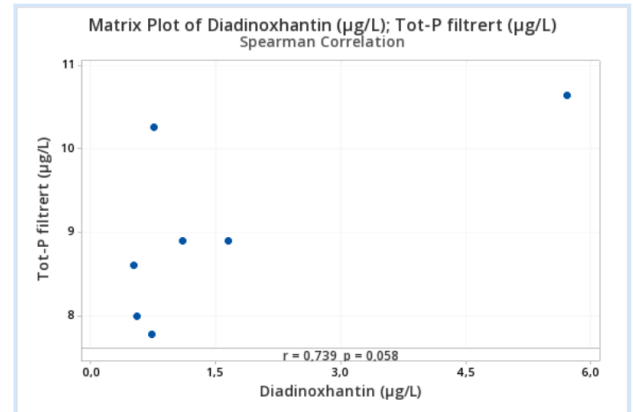
Vedlegg 6: Spearman rangkorrelasjonsanalyse i bilder

Parametere fra studien som ble sammenlignet med diadinoxanthin, fra etablering av *G. semen* (03. juni) og ut feltperioden (25. august). Figurene viser spredningsplott med r^2 og p-verdi:



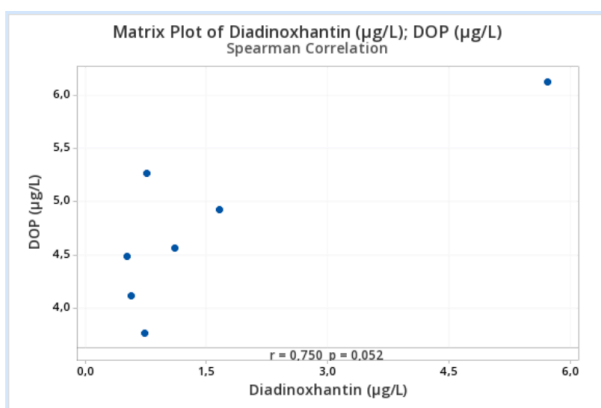
Method

Correlation type Spearman
Number of rows used 7



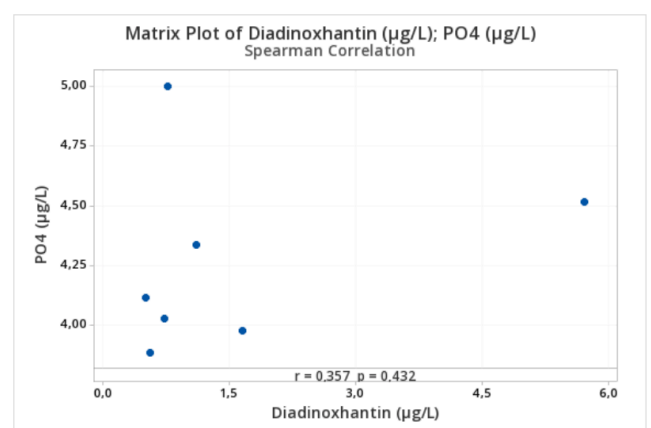
Method

Correlation type Spearman
Number of rows used 7



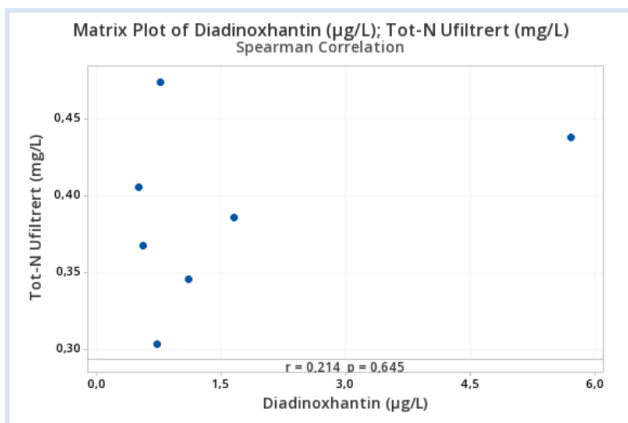
Method

Correlation type Spearman
Number of rows used 7



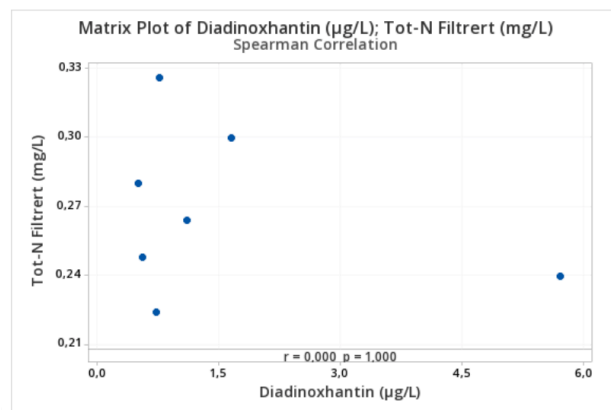
Method

Correlation type Spearman
Number of rows used 7



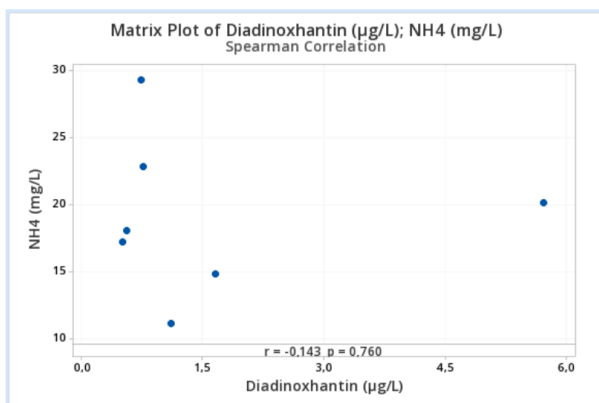
Method

Correlation type Spearman
Number of rows used 7



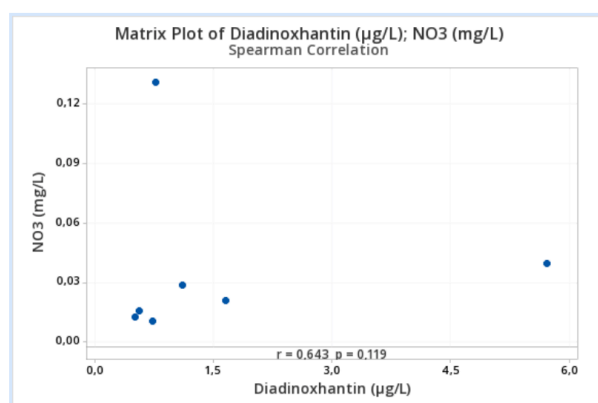
Method

Correlation type Spearman
Number of rows used 7



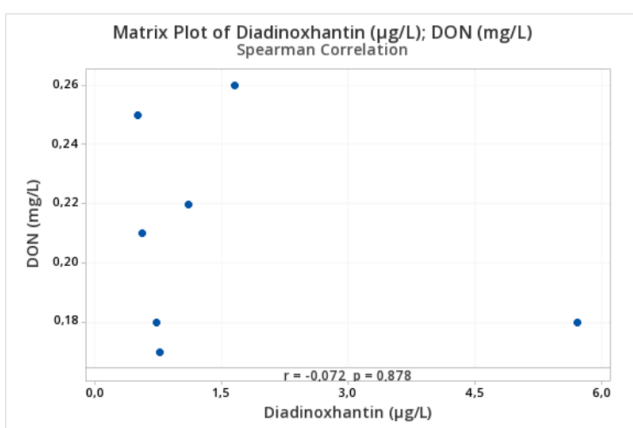
Method

Correlation type Spearman
Number of rows used 7



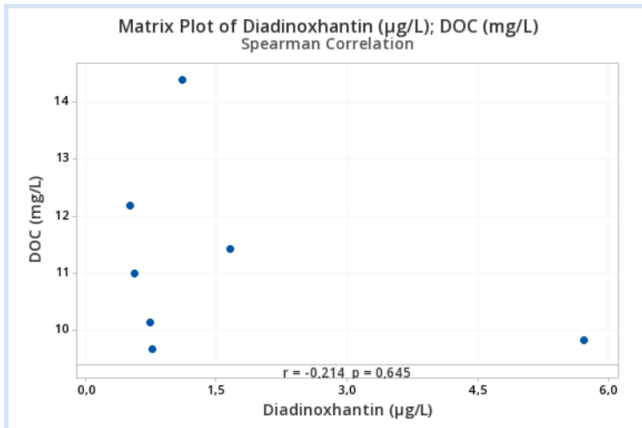
Method

Correlation type Spearman
Number of rows used 7



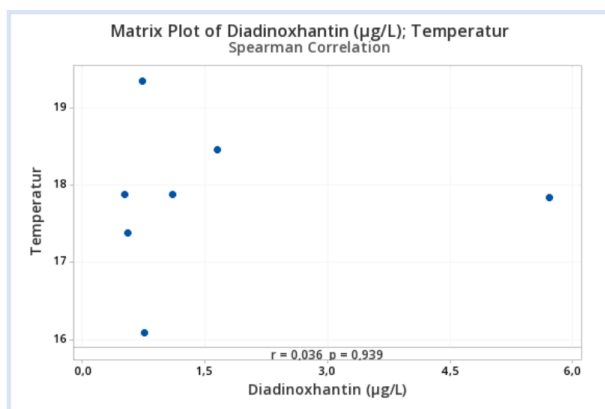
Method

Correlation type Spearman
Number of rows used 7



Method

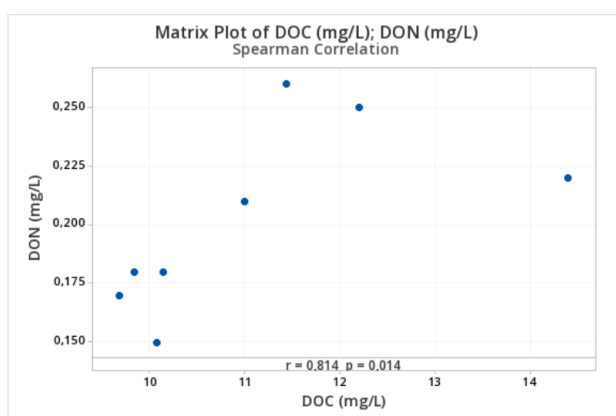
Correlation type Spearman
Number of rows used 7



Method

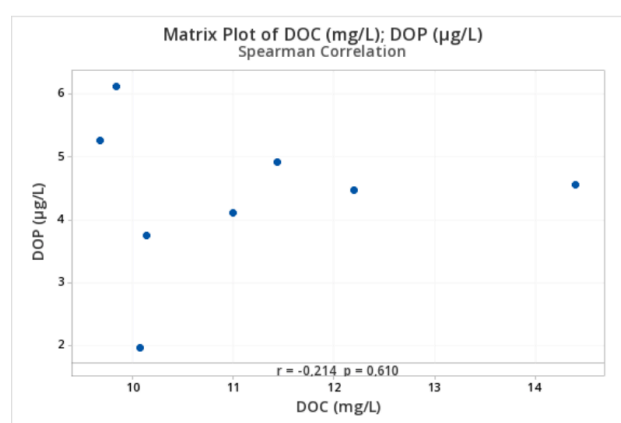
Correlation type Spearman
Number of rows used 7

Parametere fra studien som ble sammenlignet med DOC, fra feltstart (20. mai) og ut feltperioden (25. august). Figurene viser spredningsplott med r^2 og p-verdi:



Method

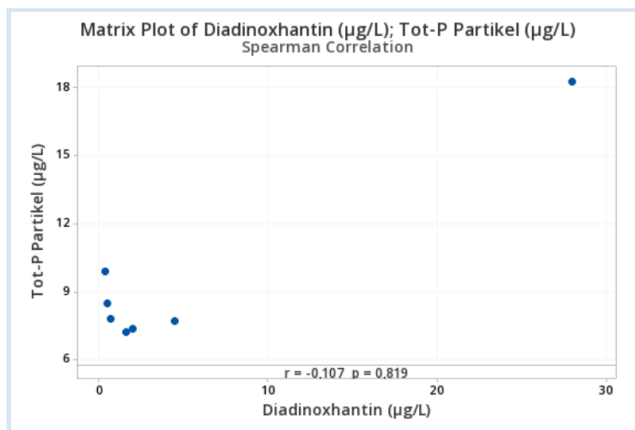
Correlation type Spearman
Number of rows used 8



Method

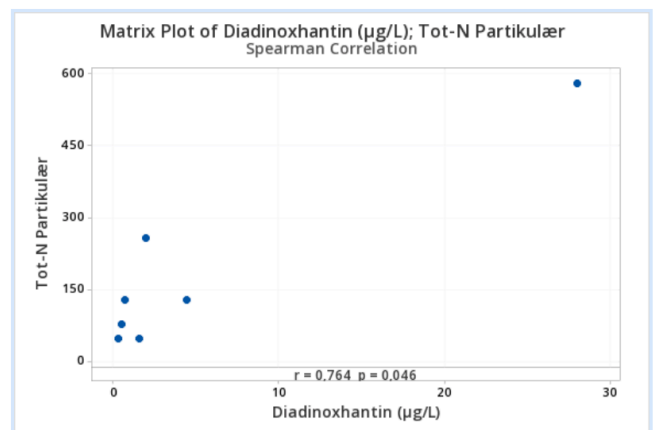
Correlation type Spearman
Number of rows used 8

Parametere fra studien som ble sammenlignet diadinoxanthin, ved 2 meters dyp, fra etablering av G. semen (03. juni) og ut feltperioden (25. august). Figurene viser spredningsplott med r^2 og p-verdi:



Method

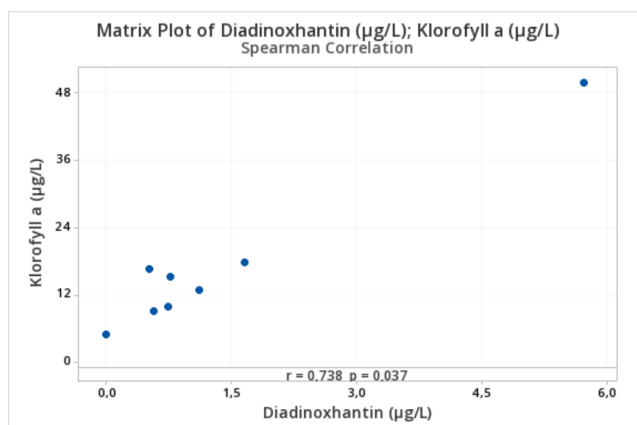
Correlation type Spearman
Number of rows used 7



Method

Correlation type Spearman
Number of rows used 7

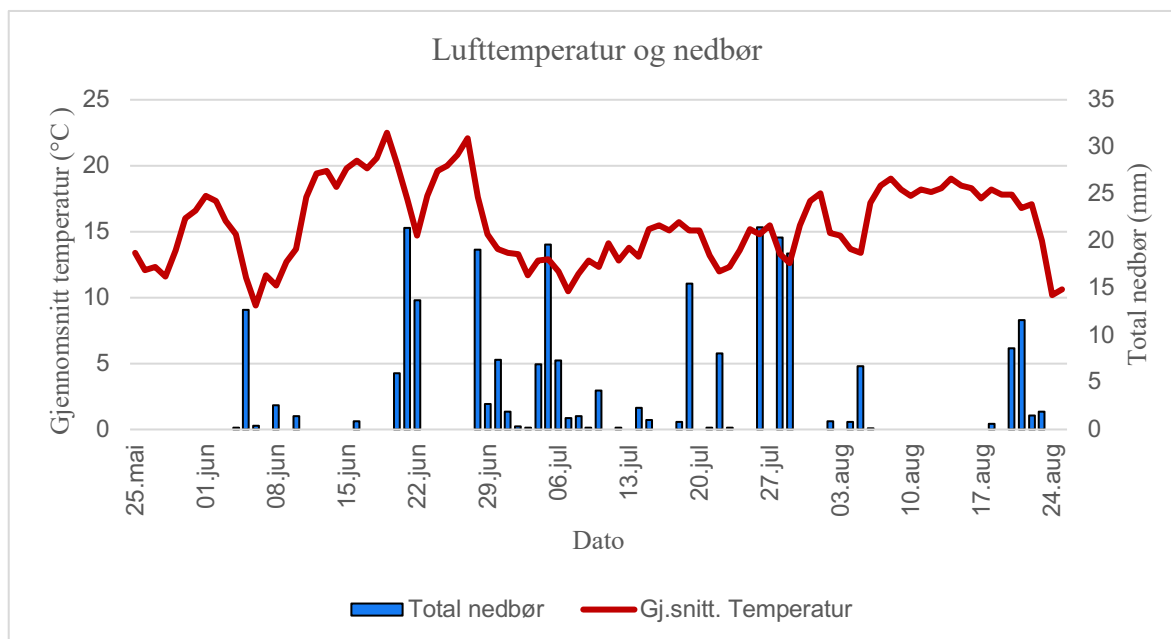
Parameter fra studien som ble sammenlignet med diadinoxanthin, gjennom hele feltperioden (20. mai – 25. august). Figuren viser spredningsplott med r^2 og p-verdi:



Vedlegg 7: Lufttemperatur og nedbør

Gjennomsnittlig lufttemperatur og nedbør gjennom feltperioden 20.05.2020 – 25.08.2020.

Data hentet fra www.yr.no





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

Postboks 5003
NO-1432 Ås
Norway