



Norges miljø- og
biovitenskapelige
universitet

Masteroppgave 2024 60 stp

Fakultetet for miljøvitenskap og naturforvaltning

Veisaltets påvirkning på veksten til *Gonyostomum semen*

The effects of road salt on the growth of
Gonyostomum semen

Sanne Staven Wermskog

Master i Miljøvitenskap, limnologi

Forord

Masteroppgaven tilsvarer 60 studiepoeng, og er skrevet som en del av min mastergrad i Miljøvitenskap ved Fakultetet for miljøvitenskap og naturforvaltning (MINA), ved Norges miljø- og biovitenskapelige universitet (NMBU). Jeg er takknemlig for muligheten til å fordype meg i limnologi som er et tema jeg finner svært interessant. I forbindelse med oppgaven har jeg utført felt- og laboratoriearbeid, som var til stor glede og inspirasjon. Oppgaven er skrevet i samarbeid med Statens vegvesen som har støttet masterprosjektet økonomisk.

Jeg takker veilederne mine, professor Thomas Rohrlack og professor Gunnhild Riise, for god planlegging og kontraktive tilbakemeldinger gjennom prosessen. Jeg vil også takke biveilederne mine fra Statens vegvesen, sjefsingeniør Ola Rosing Eide og sjefsingeniør Lene Jacobsen, for tilgang på data og gode diskusjoner.

Jeg vil også takke familie og samboer Espen Langmo for oppmuntring og støtte gjennom oppgaven. Tusen takk for at dere har heiet meg frem gjennom mine fem år på NMBU.

Jeg håper denne oppgaven kan bidra til inspirasjon til videre forskning innenfor miljøvitenskap.

Ås, 13. mai 2024



Sanne Staven Wermskog

Sammendrag

Kutjern, som ligger ved tettstedet Ørje i Marker kommune, er en humøs innsjø som gjennom flere år har vært resipient for tilførsler av veisalt fra E18. Dette har resultert i store konsentrasjonsforskjeller av klorid og oksygen mellom overflate- og bunnvannet. Følgende har en kjemoklin blitt utviklet, som hindrer fullstendig sirkulasjon og fordeling av næringsstoffer. Dette er et typisk kjennetegn for meromiktiske innsjøer, og har vist seg å være gunstig for nåleflagellaten *Gonyostomum semen* (*G. semen*) som er kjent for å danne intensive algeoppblomstringer.

Hypotesene som oppgaven skal undersøke er effektene av veisaltets påvirkning i Kutjern og om *G. semen* utførte døgnvandring for å utnytte uorganiske næringsstoffer som akkumuleres i bunnvannet. En rekke variabler ble målt *in situ* i perioden fra 23. mai til 31. august 2023, og feltarbeid ble gjennomført en dag i uken i perioden fra 25. mai til 31. august 2023. Under feltarbeidet ble det tatt vannprøver hver meter (1-8 m) nedover vannsøylen. Vannprøvene ble senere analysert for næringsstoffer, metaller og pigmenter. Pigmentet heteroxanthin ble brukt som proxy for *G. semen*.

Resultatene viste at Kutjern fortsatt var termisk og kjemisk sjiktet, med anaerobe forhold under 3 m og høy spesifikk konduktivitet under kjemoklinen ved 4 m. Kutjern kan derfor kategoriseres som en meromiktisk innsjø. Næringsstoffene fosfat og nitrat var fraværende langs hele vannsøylen, trolig på grunn av raskt biologisk opptak. Videre viste resultatene at ammonium periodevis ble akkumulert under kjemoklinen og sulfat kun i de aerobe vannmassene. Høy konsentrasjonen av løst organisk karbon ble observert langs vannsøylen. Grønne svovelbakterier dominerte Kutjern denne veksts sesongen, og *G. semen* ble ikke observert før de tre siste ukene i august. Døgnvandringen til *G. semen* styres av flere variabler. Antageligvis påvirket den høye konsentrasjonen av grønne svovelbakteriene ved dybde 3-5 m døgnvandringen, fordi vandringen stoppet ved 2-3 m. Grønne svovelbakteriene er en stor konkurrent for *G. semen*, samt produserer giftig H₂S. I tillegg er det usikkert hvordan miksotrofi påvirket veksten til *G. semen*. I teorien kan *G. semen* utnytte heterotrofe næringskilder, som grønne svovelbakterier, men dette forklarer ikke hvorfor *G. semen* ikke utviklet høyere konsentrasjoner. Derfor er videre undersøkelser viktig for en mer helhetlig forståelse av styrende faktorer for veksten til *G. semen*, samt negative konsekvenser av veisalt.

Abstract

Kutjern, which is located near Ørje in Marker Municipality, is a humic lake that has been a recipient of road salt inputs from E18 for several years. This has resulted in major concentration differences of chloride and oxygen between the surface and bottom waters. Consequently, a chemocline was developed, which prevents complete circulation and distribution of nutrients. This is typical for meromictic lakes and have proven to favour the flagellate *Gonyostomum semen* (*G. semen*), which is known to forming intense algal blooms.

The hypothesis that this thesis aims to investigate are the effects of road salt in Kutjern and whether *G. semen* performed diel vertical migration to exploit inorganic nutrients that accumulates in the bottom waters. Several variables were measured in situ from May 23 to August 31, 2023, and fieldwork was conducted once a week from May 25 to August 31, 2023. During fieldwork, water samples were collected every metre (1-8 m) down the water column, for later analysis of nutrients, metals and pigments. The pigment Heteroxanthin was used as a proxy for *G. semen*.

The results showed that Kutjern is still thermally and chemically stratified, with anoxic conditions below 3 m and high specific conductivity below the chemocline at 4 m. Kutjern can therefore be categorized as a meromictic lake. The nutrients phosphate and nitrate were absent throughout the water column, most likely due to rapid biological uptake. Ammonium was periodically accumulated below the chemocline, whereas sulphate was only present in the aerobic water. High concentrations of dissolved organic carbon were measured along the water column. Green sulphur bacteria dominated in Kutjern during this growth season, whereas *G. semen* was not observed until the last three weeks of August. The diel vertical migration of *G. semen* is naturally influenced by many variables. Presumably, the high concentration of green sulphur bacteria at a depth of 3-5 m appears to have influenced the migration, as the migration stopped at 2-3 m. Green sulphur bacteria is a competitor for *G. semen* and produces toxic H₂S. It is uncertain how mixotrophy affects the growth, but in theory is *G. semen* able to exploit heterotrophic nutrients like the green sulphur bacteria, however, this does not explain why *G. semen* did not develop in higher concentrations. Therefor are further investigations important for a more comprehensive understanding of the driving factors on the growth of *G. semen*, as well as the negative consequences of road salt.

Innholdsfortegnelse

FORORD	I
SAMMENDRAG	II
ABSTRACT	III
FORKORTELSER	V
LISTE OVER FIGURER	VI
LISTE OVER TABELLER	VIII
KAPITTEL 1: INTRODUKSJON	1
1.1 VEIFORURENSNING	1
1.2 VEISALTETS PÅVIRKNING PÅ INNSJØER	2
1.3 FERSKVANNALSALGEN <i>GONYOSTUMUM SEMEN</i>	5
1.3.1 <i>Faktorer som påvirker veksten til G. semen</i>	6
1.4 HYPOTESER	8
KAPITTEL 2: METODE	9
2.1 OMRÅDEBESKRIVELSE	9
2.1.1 <i>Opplysninger om E18</i>	11
2.2 VÆRDATA	11
2.3 FELTARBEID	11
2.4 LABORATORIEARBEID	14
2.4.1 <i>Næringsstoffer</i>	14
2.4.2 <i>Metaller</i>	16
2.4.3 <i>Løst organisk karbon</i>	16
2.4.4 <i>Fytoplankton</i>	17
2.5 STATISTISKE ANALYSER MED TILHØRENDE FIGURER	17
2.5.1 <i>Spearman's rank korrelasjonstest</i>	18
2.5.2 <i>Hovedkomponentanalyse</i>	18
2.6 FEILKILDER OG USIKKERHET	19
KAPITTEL 3: RESULTATER	20
3.1 VÆRDATA	20
3.2 LYSINTENSITET	22
3.3 TERMISK SJKTNING	22
3.4 KJEMISK SJKTNING	23
3.5 OKSYGENFORDELING	25
3.6 KJEMISKE VANNMÅLINGER	26
3.7 NÆRINGSSTOFFER OG METALLER	28
3.8 SAMMENSETNING AV FYTOPLANKTON	36
3.8.1 <i>Klorofyll</i>	36
3.8.2 <i>Dybdefordeling og mengde av G. semen</i>	37
3.8.3 <i>Døgnvandring til G. semen</i>	38
3.8.4 <i>Dybdefordeling av andre fytoplankton</i>	39
3.9 SPEARMAN'S RANK KORRELASJONSTEST	43
3.10 HOVEDKOMPONENTANALYSE	43
KAPITTEL 4: DISKUSJON	45
4.1 UTVIKLINGEN AV KJEMISK OG TERMISK SJKTNING I KUTJERN	45
4.2 HVILKEN EFFEKT HAR DEN MEROMIKTISKE SJKTNING PÅ NÆRINGSSTOFFENE I KUTJERN?	48
4.2.1 <i>Svovel</i>	48
4.2.2 <i>Nitrogen</i>	49
4.2.3 <i>Fosfor</i>	51
4.3 HVILKEN EFFEKT HAR DEN MEROMIKTISKE SJKTNINGEN PÅ FYTOPLANKTONSAMFUNNET?	54
4.3.1 <i>Veksten og døgnvandringen til G. semen</i>	56
KAPITTEL 5: AVSLUTNING	58
5.1 KONKLUSJON	58
5.2 VIDERE ARBEID	59
KAPITTEL 6: REFERANSER	60
KAPITTEL 7: VEDLEGG	67

Forkortelser

ÅDT	årsdøgnetrafikk
SDT	sesongdøgnetrafikk
<i>G. semen</i>	<i>Gonyostomum semen</i>
DVM	dial vertical migration (norsk: vertikalt døgn vandring)
DOM	dissolved organic matter (norsk: løst organisk materiale)
DOC	dissolved organic carbon (norsk: løst organisk karbon)
TOC	total organic carbon (norsk: totalt organisk karbon)
DNOM	dissolved natural organic matter (norsk: løst naturlig organisk materiale)
TN	totalt nitrogen
TP	totalt fosfor
NO ₃ -N	mengden nitrogen som finnes i form av nitrat
NH ₄ -N	mengden nitrogen som finnes i form av ammonium
PO ₄ -P	mengden fosfor som finnes i form av fosfat
SO ₄ -S	mengden svovel som finnes i form av sulfat
S	svovel
Fe	jern
Mn	mangan
Cl ⁻	klorid

Liste over figurer

Figur 1: saltforbruket [tusen tonn] på norske Europa- og riksveier per sesong fra 2013/2014 til og med 2022/2023 (Statens Vegvesen, u.å.).	1
Figur 2: tverrsnitt av en meromiktisk innsjø under sommerforhold, der miksolimnion viser termisk sjiktning (Boehrer & Schultze, 2006).	3
Figur 3: kart over studieområdet Kutjern, som ligger tett inntil E18. Det grå område til høyre er Sverige. Tekstbokser viser nærliggende bebyggelse. Kilde: Norkart webklient 2024. Kutjern, Marker kommune. Norkart AS. Tilgjengelig fra: https://kommunekart.com .	9
Figur 4: vannflasker med prøvevann (bilde tatt under feltarbeid, Kutjern 29. juni 2023).	12
Figur 5: Ruttner vannhenter (bilde tatt under feltarbeid, Kutjern 29. juni 2023).	12
Figur 6: "vertical profiler", ankret fast i midten av Kutjern. Her ble alle vannprøver tatt. YSI 6920 (multiparametersonde) er koblet under (bilde tatt under feltarbeid, Kutjern 29. juni 2023).	13
Figur 7: oversikt over middeltemperatur (rosa strek) og nedbør per døgn (blå strek), sammenlignet med klimanormalen 1991-2020 for temperatur (svart strek) og nedbør (grønn strek). De røde prikkene viser feltarbeid. Fravær av streker skyldes ingen tilgjengelig data (Norsk klimaservicesenter, u.å.).	21
Figur 8: lysintensiteten fra 1 m til 7 m i Kutjern i perioden 23.05.2024 til 31.08.2024. Målenheten er LUX, og konturplottet viser logtransformerte målinger. Det ble ikke foretatt målinger ved 4 m på grunn av teknisk svikt. R har interpolert målinger ved 4 m.	22
Figur 9: vanntemperaturen [°C] i Kutjern i perioden 23.05.2024 til 31.08.2024. Lenge på verdiintervall er 2.	23
Figur 10: spesifikke konduktiviteten [mS/cm] i Kutjern i perioden 23.05.2024 til 31.08.2024. Lenge på verdi-intervall er 150.	24
Figur 11: kloridkonsentrasjonen [mg/L] i Kutjern i perioden 23.05.2024 til 31.08.2024.	25
Figur 12: oksygenkonsentrasjonen [mg/L] i Kutjern i perioden 23.05.2024 til 31.08.2024. Lenge på verdiintervall er 1.	26
Figur 13: pH i Kutjern i perioden 23.05.2024 til 31.08.2024. Lenge på verdiintervall er 0,2.	27
Figur 14: redoks-potensialet [mV] i Kutjern i perioden 23.05.2024 til 31.08.2024. Lenge på verdiintervall er 50.	28
Figur 15: konsentrasjonen av ammonium [mg/L] i Kutjern i perioden 23.05.2024 til 31.08.2024.	29
Figur 16: konsentrasjonen av totalt nitrogen [mg/L] i Kutjern i perioden 23.05.2024 til 31.08.2024.	30

Figur 17: konsentrasjonen av totalt fosfor [mg/L] i Kutjern i perioden 23.05.2024 til 31.08.2024.	31
Figur 18: konsentrasjonen av løst organisk karbon [mg/L] i Kutjern i perioden 23.05.2024 til 31.08.2024.	32
Figur 19: jernkonsentrasjonen [mg/L] i Kutjern i perioden 23.05.2024 til 31.08.2024.	33
Figur 20: mangankonsentrasjonen [mg/L] i Kutjern i perioden 23.05.2024 til 31.08.2024.	34
Figur 21: konsentrasjonen av svovel [mg/L] i Kutjern i perioden 23.05.2024 til 31.08.2024.	35
Figur 22: sulfatkonsentrasjonen [mg/L] i Kutjern i perioden 23.05.2024 til 31.08.2024.	36
Figur 23: klorofyllkonsentrasjonen [mg/L] i Kutjern i perioden 23.05.2024 til 31.08.2024. Lenge på verdiintervall er 10.	37
Figur 24: linjediagram viser dybdefordeling og mengde av G. semen i perioden 23.05.2024 til 31.08.2024, presentert som pigment heteroxanthin [mAU*min/L].	38
Figur 25: målinger av klorofyll fra 18. til 30 august mellom 0,5 m og 4,0 m, som trolig er G. semen som utfører døgnvandring. Målinger > 50 mm klorofyll/L vises som rødt.	39
Figur 26: konsentrasjonen av bakterioklorofyll [mAU*min/L] i Kutjern i perioden 23.05.2024 til 31.08.2024.	40
Figur 27: konsentrasjonen av peridinin [mg/L] i Kutjern i perioden 23.05.2024 til 31.08.2024.	41
Figur 28: konsentrasjonen av fucoxanthin [mg/L] i Kutjern i perioden 23.05.2024 til 31.08.2024. Dette konturplottet har et annen utseende for å få plass til alle tallverdier i konturplottet.	42
Figur 29: konsentrasjonen av alloxanthin [mg/L] i Kutjern i perioden 23.05.2024 til 31.08.2024.	43
Figur 30: viser biplottet fra hovedkomponentanalysen, og viser variablene oksygen (O ₂), temperatur, spesifikk konduktivitet (Kond), dybde, DOC, mangan, jern, kloridkonsentrasjonen (Cl ⁻), TP, TN, NH ₄ -N, S, SO ₄ -S, redoks, pH, klorofyll, heteroxanthin, bakterioklorofyll, peridinin, fucoxanthin og alloxanthin.	44
Figur 31: skjematisk skisse av sulfat sin interaksjon på reduksjon av Fe ³⁺ og frigjøring av Fe ²⁺ og PO ₄ ³⁻ fra anaerobe sedimenter. SRB = sulfat reduserende bakterier. FeRB = jern reduserende bakterier (Wetzel, 2011, s. 252).	52

Liste over tabeller

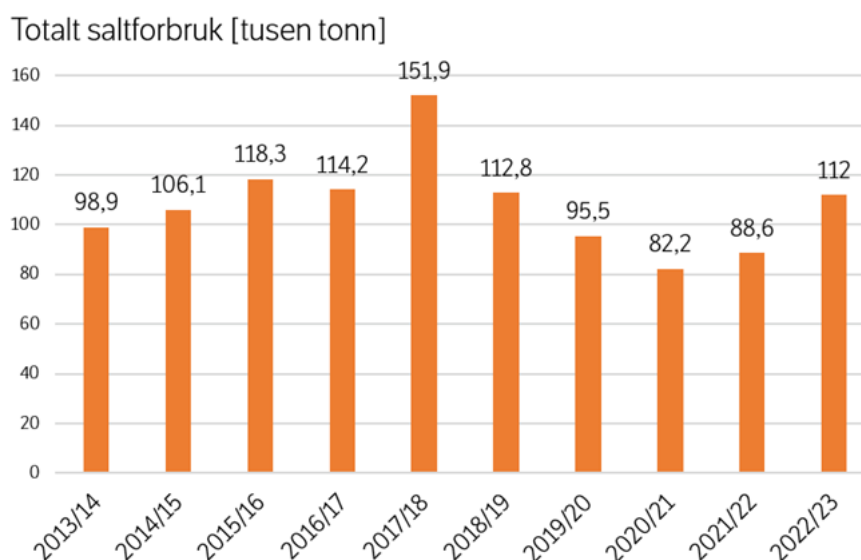
Tabell 1: Informasjon om Kutjern (Saunes et al., 2019; Saunes & Værøy, 2016).	10
Tabell 2: oversikt over nedbør og temperatur fra studieperioden, og som sammenlignes med forrige klimanormal 1991-2020. Data er hentet fra Norsk klimaservicesenter. Tilgjengelig fra: https://seklima.met.no/observations/ . Data er gyldig per 29.04.2024.	20

Kapittel 1: Introduksjon

I dette kapittelet gis det en introduksjon og en teoretisk gjennomgang av veisaltets påvirkning på innsjøer, med spesielt fokus på den kjemiske formen for sjiktning veisalt kan medføre (Wetzel, 2011, s. 83). Videre presenteres veisaltets påvirkning på veksten til mikroalgen *Gonyostomum semen* (Ehrb.) Diesing, heretter kalt *G. semen*, som kan danne intensive algeoppblomstringer i kjemisk sjiktede innsjøer (Coulier, 2021; Hagman et al., 2019). Til slutt presenteres hypotesene oppgaven skal teste.

1.1 Veiforurensning

En rekke forurensninger kan komme fra vei, som følge av biltrafikk, drift og vedlikehold av vei (Statens Vegvesen, 2004). Avrenningsvann fra veioverflater kan blant annet inneholde veisalt, natriumklorid (NaCl), som brukes til å svekke og/eller gjenopprette bar vei etter snø eller isdekke (Statens Vegvesen, u.å.; Szklarek et al., 2022). Mengden forurensning som spres avhenger imidlertid av flere faktorer, som eksempelvis årsdøgntrafikk (ÅDT), forbruket av veisalt og nedbørintensitet, men også kjøreadferd og hastighet (Bækken & Haugen, 2011; Statens Vegvesen, 2004). I Norge har veisalt blitt brukt under vinterdrift av veinettet siden 1970, og siden den gang har forbruket økt som følger av økte trafikkmengder og klimaendringer (Vaa & Sakshaug, 2007). Saltforbruket kan variere fra år til år som følge av endringer i værforhold, temperatur og trafikkbetlastning (figur 1) (Statens Vegvesen, u.å.).



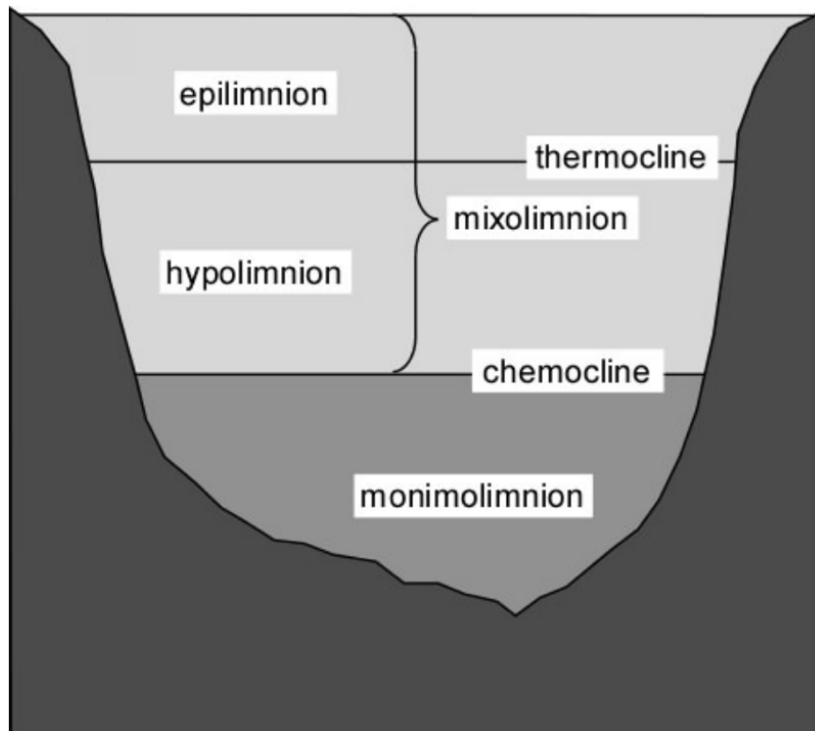
Figur 1: saltforbruket [tusen tonn] på norske Europa- og riksveier per sesong fra 2013/2014 til og med 2022/2023 (Statens Vegvesen, u.å.).

Veisalt bidrar til trafikksikkerhet og god fremkommelighet for veitransport, men kan også forårsake skade på overflatevann, grunnvann og vegetasjon langs veinettet (Haaland et al., 2011; Sivertsen, 2012). Natriumklorid er løselig i vann, og følger derfor avrenningsvannet, henholdsvis som Na^+ - og Cl^- -ioner, fra veioverflaten til en resipient. Det er derfor påvist høye saltkonsentrasjoner i flere norske innsjøer, som følge av det økte saltforbruket (Saunes et al., 2019). Tilførsler av veisalt påvirker innsjøer negativt fordi det endrer sammensetningen av ioner og vannets tetthet (Haaland et al., 2011). Små nedbørfelt er mer sårbare for saltskader på grunn av mindre fortykningseffekt (Ramakrishna & Viraraghavan, 2005).

En dypere faglig forklaring på veisaltets effekt på innsjøer forklares i neste delkapittel.

1.2 Veisaltets påvirkning på innsjøer

Avrenningsvann, med høy konsentrasjon av salt, kan føre til at innsjøer utvikler en kjemisk form for sjiktning. Saltvann har høyere tetthet enn ferskvann, slik at det saltholdige avrenningsvannet kan legge seg som et tyngre sjikt på bunnen av innsjøen (Sivertsen, 2012; Tiwari & Rachlin, 2018). Følgende kan bunnvannet (monimolimnion) mer eller mindre bli permanent adskilt fra de overliggende vannmassene (miksolimnion), og slike innsjøer kalles meromiktiske innsjøer (figur 2) (Wetzel, 2011, s. 83). Den kjemiske gradienten mellom miksolimnion og monimolimnion kalles kjemoklin (Gulati et al., 2017, s. 15). Meromiktiske innsjøer kan imidlertid oppstå av flere årsaker. Ektogene meromiktiske innsjøer oppstår som følge av eksterne salttilførsler. Dette kan komme fra veiavrenning, og det er denne årsaken jeg henviser til i oppgaven. Salttilførsler kan også tilføres via grunnvannet, og slike innsjøer kalles krenogene meromiktiske innsjøer. Biogene meromiktiske innsjøer oppstår fra biologiske prosesser som øker saltkonsentrasjonen (Gulati et al., 2017, s. 3; Wetzel, 2011, s. 83).



Figur 2: tverrsnitt av en meromiktisk innsjø under sommerforhold, der miksolimnion viser termisk sjiktning (Boehrer & Schultze, 2006).

Vanligvis er innsjøer termisk sjiktet deler av året, ettersom tettheten på ferskvann er en funksjon av temperatur (Vaskinn, 2010). Om sommeren varmes vannoverflaten (epilimnion) opp av solen, og får med det en lavere tetthet enn det kaldere bunnvannet (hypolimnion). Termoklinen (metalimnion) er temperaturgradienten mellom epilimnion og hypolimnion (Boehrer & Schultze, 2008; Gulati et al., 2017, s. 62). I vanlige innsjøer (holomiktiske innsjøer) sirkulerer hele vannsøylen. Holomiktiske innsjøer og miksolimnion i meromiktiske innsjøer kan være monomiktisk (sirkulerer en gang årlig) eller dimiktisk (sirkulerer to ganger årlig) (Gulati et al., 2017, s. 15-16). Sirkulasjon krever omtrent lik temperatur i vannmassene. Da er tetthetsforskjellen liten, og det er hovedsakelig vinden som setter i gang sirkulasjonen (Boehrer & Schultze, 2008; Saunes & Værøy, 2016; Wetzel, 2011, s. 74-75). I tillegg forsvinner det vindbeskyttende islaget om våren (Bækken & Haugen, 2011). Sirkulasjon er viktig for utvekslingen av salter og gasser, samt begrenser problemer relatert til opphoping av ioner i bunnsjiktet (Haaland et al., 2011). Meromiktiske innsjøer sirkulerer ikke fullstendig, ettersom vinden ikke klarer å destabilisere monimolimnion (Gulati et al., 2017, s. 27; Saunes & Værøy, 2016).

Spesielle kjemiske egenskaper kan utvikles i monimolimnion. Nedbryting av organisk materiale, og andre reaksjoner som forbruker oksygen, fører til anaerobe forhold. Dette kan begrense det biogeokjemiske opptaket av næringsstoffer (Boehrer & Schultze, 2006; Gulati et al., 2017, kap. 2). Anaerob nedbryting av organisk materiale kan også føre til dannelsen av giftig H₂S (Truong et al., 2006). Under anaerobe forhold er redokspotensialet negativt, og under slike forhold kan monimolimnion anrikes med uorganiske næringsstoffer (Boehrer & Schultze, 2006). Nitrifikasjonsprosessen brytes ned eller stoppe helt opp uten tilstrekkelig oksygen til stede, slik at ammonium (NH₄⁺) kan akkumuleres. Også fosfat (PO₄³⁻) kan frigjøres fra sediment til vannfasen. Dette kalles interngjødsling, og kan føre til eutrofiering (økt primærproduksjon) fordi fosfor vanligvis er en vekstbegrensende ressurs i ferskvann (Wetzel, 2011, s. 239-240).

Konduktiviteten i meromiktiske innsjøer øker vanligvis med dybden, på grunn av økende konsentrasjoner av oppløste stoffer. Spesifikk konduktivitet korrigerer for effekten av temperatur. I epilimnion er oksygenkonsentrasjon ofte i likevekt med atmosfæren (nær 100 % metning ved den respektive temperaturen) (Gulati et al., 2017, s. 18). På dagtid produserer fototrofe alger i epilimnion oksygen gjennom fotosyntesen, og bidrar til økt redokspotensial. Om natten forbruker algene oksygen, som har motsatt effekt på redokspotensialet (Chuan et al., 1996). Hypolimnion har begrenset tilgang til oksygen frem til neste sirkulasjon (Gulati et al., 2017, kap. 2.1).

De fysiske og kjemiske egenskapene til meromiktiske innsjøer påvirker dens biologi og næringsnett (Gulati et al., 2017, kap. 4). Tetthetsforskjeller i vannsøylen kan begrense algeoppblomstringen om våren, samt det biogeokjemiske opptaket av næringsstoffer i monimolimnion (Gulati et al., 2017, s. 25). I epilimnion kan aerobe fototrofe arter som cyanobakterier dominere, og bakterier i hypolimnion kan få en forsinket, men systematisk, respons (Gulati et al., 2017, kap. 4.3.2). Endringer i algesammensetningen kan videre påvirke fordelingen av næringsstoffene (Pfennig, 1975; Salonen & Rosenberg, 2000).

Vannlevende organismer har ulike tålegrenser, krav og behov. Derfor kan algesammensetningen i meromiktiske innsjøer skille seg fra andre innsjøer (Gulati et al., 2017, s. 61-62; Sivertsen, 2012). Gradienter og tetthetsforskjeller i vannsøylen kan tilby habitater for mikrobielle samfunn (Bækken & Haugen, 2011). For eksempel kan kjemoklinen være et gunstig habitat for fototrofe svovelbakterier. Her kan de utnytte reduserte forbindelser

som elektrondonor i fotosyntesen, sammen med det tilgjengelige lyset (Gulati et al., 2017, s. 47; Wetzel, 2011, s. 317). Etablering av sulfatreduserende samfunn kommer først etter flerårige sjiktning. Dette er bakterier som trives langs hele vannsøylen til tross for fravær av lys og utbredelse av sulfid (Phillips et al., 2021). Mikroalgen *G. semen* kan også danne algeoppblomstringer i meromiktiske innsjøer, og har de siste tiårene blitt observert over hele verden fordi algen får distinkte økologiske fordeler som følge av permanent sjiktning (Coulier, 2021; Rohrlack, 2020; Salonen & Rosenberg, 2000; Trigal et al., 2013). Fordelene *G. semen* får ved permanent sjiktning utdypes i neste delkapittel, samt andre styrende faktorer som påvirker veksten.

1.3 Ferskvannsalgen *Gonyostomum semen*

G. semen er en flagellert mikroalge, som har evnen til å vandre vertikalt (Diel Vertical Migration, DVM) (Coulier, 2021; Rohrlack, 2020; Salonen & Rosenberg, 2000). På dagtid oppholder *G. semen* seg i den eufotiske sonen, som inneholder lys og oksygen, mens om natten kan *G. semen* vandre nedover vannsøylen og utnytte det næringsrike bunnsjiktet (Rohrlack, 2020). Angivelig er vandringen synkronisert med *G. semen* sin indre, kjemiske klokke, og styres med andre ord indirekte av soloppgang og solnedgang. Evnen til døgnvandring er også blitt koblet til beskyttelse mot predasjon (Salonen & Rosenberg, 2000). I tillegg kan *G. semen* sin store cellestørrelse (50-100 µm) og produksjon av slimete tråder gjøre *G. semen* mindre attraktiv for predasjon (Cronberg et al., 1988a; Trigal et al., 2013).

Innsjøer som brukes til rekreasjon, påvirkes negativt av *G. semen* sine oppblomstringer. Ved mekanisk eller fysisk forstyrrelse kan *G. semen* produsere slimete tråder (500 µm), som kan forårsake kløe eller andre hudreaksjoner hos badende (Coulier, 2021; Rengefors et al., 2012). I drikkevannsføremål kan oppblomstringer av *G. semen* gi drikkevannet dårlig lukt og smak, samt tette rensefiltre (Hongve et al., 2017).

Tidligere rapporter har påstått at *G. semen* først ble observert i torvmyrer utenfor Berlin i Tyskland på 1850-tallet. Nyere paleolimnologiske studier har imidlertid registrert tilstedeværelse av *G. semen* før dette (Hagman et al., 2019). I Norden ble *G. semen* først observert i 1895, i Finland (Lepistö et al., 1994). En undersøkelse i Norge registrerte *G. semen* i Lundebyvann i Indre Østfold kommune tilbake til 1957 (+/-13 år) (Hagman et al., 2019). Mangel på historisk data begrenser imidlertid vår forståelse rundt algen sin økte

forekomst og utbredelse. Gjennom de siste tiårene har *G. semen* blitt observert over hele verden (Coulier, 2021; Kusber, 2003; Lebret et al., 2012; Rohrlack, 2020).

1.3.1 Faktorer som påvirker veksten til *G. semen*

G. semen kan danne intensive algeoppblomstringer og dominere planteplanktonsamfunnet med > 95%, spesielt i humøse, boreale innsjøer i Nord-Europa (Coulier, 2021; Hagman et al., 2015; Lebret et al., 2012; Trigo et al., 2013). Opprinnelig ble *G. semen* funnet i små, humøse innsjøer, men i de siste tiårene har *G. semen* blitt observert i flere typer innsjøer, med varierende innhold av næringsstoffer, organisk materiale og innsjøfarge (Cronberg et al., 1988b; Hagman et al., 2015; Rengefors et al., 2008).

Brunifisering (engelsk: brownification) og økt innsjøfarge er foreslått som drivende faktorer for utbredelsen til *G. semen* (Hagman et al., 2015; Lepistö et al., 1994; Rohrlack, 2020). Brunifisering er prosessen der mengden alloktont produsert løst naturlig organisk materiale (DNOM, dissolved natural organic matter) i en innsjø øker (Blanchet et al., 2022; Hagman et al., 2020; Lebret et al., 2012). DNOM er dødt dyre- og plantemateriale som er nedbrutt av mikroorganismer. DNOM består i stor grad av karbon (ca. 50 %), og kan være en viktig karbonkilde for mikсотrofe organismer (Matantseva & Skarlato, 2013). DNOM absorberer lys i den blå delen av det synlige spekteret, i tillegg til UV-lys. Vannforekomster får med det en gul-brun fargefremtoning (Davies-Colley & Vant, 1987). Den gulbrune fargen kan også komme av jern (Xiao & Riise, 2021). DNOM kan påvirke sirkulasjonsmønsteret og den termiske lagdelingen i innsjøer. Epilimnion varmes raskere opp fordi organisk materiale absorberer mer sollys. Som et resultat vil termoklinen presses oppover i vannsøylen, og kan begrense primærproduksjon til et smalere dybdeområde, samt favorisere heterotrofe forhold (Bukaveckas, 2021). Brunifisering har blitt rapportert å skyldes tilbakegang av sur nedbør siden 1970-80 tallet (Monteith et al., 2007; Walter et al., 2023). Reduserte nivåer av sulfat (SO_4^{2-}) og høyere pH i nedbøren har bidratt til økt løselighet av organisk materiale i nedbørfeltet. I vannforekomster som i utgangspunktet er ionefattige, har ionestyrken blitt redusert (på grunn av redusert sulfatavsetning) til et nivå som gir økt stabilitet av naturlig organisk materiale (NOM) kolloider (Finstad et al., 2016; Pilla et al., 2018). Spesielt på Sør-Norge har flere innsjøer blitt brunere, noe som trolig også var den naturlige fargen i mange skogsinnsjøer før utslippene av sure komponenter til atmosfæren begynte for alvor på kontinentet (Haaland, S., personlig kommunikasjon, 24.10.2023).

Økte innsjøtemperaturer er også blitt foreslått som en drivende faktor for *G. semen* sin økte forekomst fordi dette forlenger vekstsesongen og gir stabile sjiktede innsjøer (Coulier, 2021; Hagman et al., 2015). Hyppigere oppblomstringer av *G. semen* kan derfor korreleres med endringer av lokale klimaforhold og/eller innsjøforhold gjennom det siste århundre (Hagman et al., 2020).

G. semen er en miksotrof alge, som betyr at den kan livnære seg gjennom fotosyntese (fototrofi) og ved å oppta organisk materiale fra andre organismer (heterotrofi). Bevegelige miksotrofe arter dominerer ofte planteplanktonsamfunnet i brune innsjøer ettersom de kan justere sin posisjon og få tilgang til heterotrofe næringskilder i de nedre anaerobe vannmassene (Coulier, 2021; Rengefors et al., 2008). En annen tilpasning, er *G. semen* sin evne til å danne bentiske hvilecyster. Dette er en inaktiv tilstand, hvor *G. semen* omgir seg med en beskyttende membran eller skall som beskytter mot ugunstige miljøforhold (Figueroa & Rengefors, 2006; Rengefors et al., 2012).

Interessen rundt *G. semen* har økt på grunn av algens potensielle økologiske innvirkninger og forstyrrelser den kan påføre vannmiljøer. Det er behov for økt forståelse av de styrende faktorene for veksten til *G. semen*. Neste delkapittelet utdyper hypotesene som oppgaven skal undersøke.

1.4 Hypoteser

Jeg har undersøkt hvilken effekt meromiktisk sjiktning har på næringsstoffer og planteplanktonsamfunnet, med spesielt fokus på den uønskede algen *G. semen*. Dette undersøkte jeg i Kutjern, som i flere år har vært resipient for tilførsler av veisalt fra E18. Kutjern ble undersøkt og kartlagt av NIVA i 2010 og av Statens vegvesen i 2015-2018. Disse undersøkelsene påviste salt- og oksygengradient i vannmassene som følge av veisalt fra E18 (Saunes et al., 2019; Saunes & Værøy, 2016). Utviklingen av gradientene var betydelig fra 2010 til 2015, mens det var liten endring fra 2015 til 2016 (Saunes, 2019; Saunes & Værøy, 2017). En tidligere masteroppgave, skrevet av Vida Maria Daae Steiro våren 2022, påviste salt- og oksygengradient i Kutjern sommeren 2021. *G. semen* sin evne til å utføre døgnvandring under permanent sjiktning ble foreslått som den drivende faktoren for algens dominans og oppblomstring i Kutjern sommeren 2021, sammen med miksotrofi (Steiro, 2022). Dermed testes følgende hypoteser:

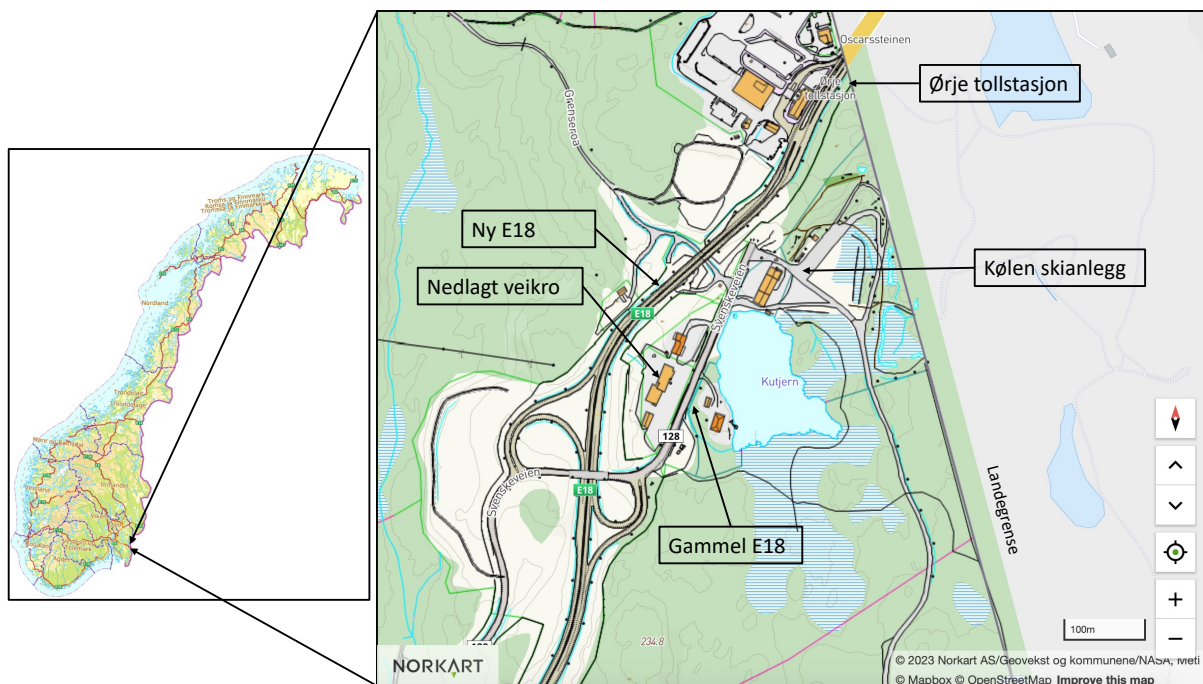
1. Kutjern har fortsatt saltgradient, som har ført til markante forskjeller i temperatur, oksygen og spesifikk konduktivitet over og under kjemoklinen. Som et resultat kan Kutjern kategoriseres som en meromiktisk innsjø.
2. Permanent sjiktning hindrer fullstendig sirkulasjon og fordeling av næringsstoffer, samt forårsaker anaerobt bunnvann som anrikes med uorganiske næringsstoffer.
3. *G. semen* kan utnytte meromiktiske innsjøforhold fordi den kan vandre ned til det næringsrike bunnvannet.

Kapittel 2: Metode

Feltarbeid og laboratoriearbeid ble gjort i samarbeid med veileder og professor Thomas Rohrlack og masterstudent Erik Brækken i forbindelse med hans masteroppgave med tittelen «Salt induced stratification and accumulation of heavy metals in the roadside lake, Kutjern».

2.1 Områdebeskrivelse

Kutjern ligger øst for tettstedet Ørje i Marker kommune (figur 3). Innsjøen er åtte meter dyp og kategoriseres som norsk innsjøtype L206 etter Miljødirektoratets klassifiseringsveileder (02:2018). Denne klassifiseringen brukes om humøse, grunne og kalkfattige innsjøer i skog (Iversen & Sandøy, 2018; Saunes et al., 2019). Kutjern egner seg for å studere døgnvandringen til *G. semen* fordi innsjøen er hydrodynamisk stabil. Dette kommer antageligvis av at innsjøen er relativt liten og at det ikke er noen synlige inn- eller utløp til innsjøen som kan forårsake forstyrrelser eller turbulens (Saunes et al., 2019). Marker vindpark omgir Kutjern, og under feltarbeidet opplevde jeg Kutjern som vindutsatt. Likevel skriver Statens vegvesen at Kutjern er lite eksponert for vind (Saunes & Værøy, 2016).



Figur 3: kart over studieområdet Kutjern, som ligger tett inntil E18. Det grå område til høyre er Sverige. Tekstbokser viser nærliggende bebyggelse. Kilde: Norkart webklient 2024. Kutjern, Marker kommune. Norkart AS. Tilgjengelig fra: <https://kommunekart.com>.

I karttjenesten NEVINA (Nedbørfelt-Vannføring-Indeks-Analyse) er ikke Kutjern registrert som en egen vannforekomst. Dette kommer antageligvis av at Kutjern ikke er synlig forbundet med noen vannstrenger, og i tillegg er Kutjern mindre enn kravet for å regnes som innsjø (0,5 km²) etter klassifiseringssystemet for Vannforskriften (Iversen & Sandøy, 2018). Jeg tegnet nedbørfeltet i NEVINA ved å følge høydekurvene rundt Kutjern, og det genererte nedbørfelt ble 2,3 km² (vedlegg 1). Nedbørfeltet består hovedsakelig av skog (98,7 %) og bebyggd område, bestående av Ørje tollstasjon, Kølen skianlegg, en nedlagt veikro og E18 (figur 3) (vedlegg 2). Nedbørfeltet ligger over den marine grensen og består i all hovedsak av bart fjell og tynn morene (vedlegg 3) (Løsmasser, nasjonal løsmassedatabase, u.å.; Marin grense, nasjonal løsmassedatabase, u.å.).

Et hus, vest for Kutjern, er det eneste bebodde huset i umiddelbar nærhet. Bebyggelsen rundt Kutjern ble koblet til det kommunale renseanlegget på 80-tallet, utenom en bolig som har slamavskiller. Kjølen skianlegg har brukt vann fra Kutjern til produksjon av kunstsne siden 2005-2010. Det er usikkert om skisporene blir saltet om vinteren, men trolig drenerer området mot Kutjern (Heed, R., personlig kommunikasjon, 23.11.2023). I tillegg kan tette flater i nedbørfeltet og avrenning fra veinettet drenere til innsjøen (Rochlack, T., personlig kommunikasjon, 2023). Det er ikke undersøkt om våtmarksområdene rundt Kutjern eller grunnvannet påvirker innsjøen. Tabellen nedenfor inneholder ytterligere informasjon om Kutjern (tabell 1).

Tabell 1: Informasjon om Kutjern (Saunes et al., 2019; Saunes & Værøy, 2016).

Kutjern	
Meter over havet (moh.)	222
Overflateareal [km ²]	0,015
Vannlokalitetskode (vannmiljø)	314-56414
Vannforekomstnummer	Ikke registrert
Volum innsjø [m ³]	56 352
Årlig middelvannføring i nedbørfeltet [L/s*km ² /år]	13,3
Årsavrenning nedbørfelt [m ² /år]	1 132 458
Koordinater (UTM 32)	6597095, 655607

2.1.1 Opplysninger om E18

Statens vegvesen bygger for tiden ny E18 mellom Ørje og Vinterbro. Utbyggingen består av ni veiparseller, der veiparsell åtte (Riksgrensen – Ørje) ligger ved Kutjern (*E18 Ørje - Vinterbro, 2022; E18 Ørje–Vinterbro brosjyre, 2020*). Veiparsell åtte sto åpen for trafikk i 2017, er 6,4 km lang og har en fartsgrensen på 90 km/t, (*8 Riksgrensen - Ørje (6,4 km), u.å.*). Den nye motorveien ble plassert lenger unna Kutjern enn den opprinnelige (figur 3). Effekten av endret veiplassering på saltkonsentrasjonen i Kutjern er uviss.

Stasjon Ørje er et kontinuerlig tellepunkt for trafikkregistrering og ligger rett ovenfor Kutjern. Sesongdøgntrafikk (SDT) referer til antall kjøretøy som passerer stasjonen i løpet av en gitt sesong. SDT under vinterdrift fra 2012 til 2022 var ca. 4 600 (*Trafikkdata | Ørje, u.å.*). Det var imidlertid ingen tilgjengelige data fra 2015, 2018 og 2019, og enkelte år har lav eller ukjent dekningsgrad¹. Koronapandemien, som kom til Norge i 2020, har angivelig bidratt til noe mindre trafikk. Før koronapandemien var SDT under vinterdrift rundt 5 500 i flere år (*Trafikkdata | Ørje, u.å.*).

Gjennomsnittlig saltforbruk på E18 i perioden 2015-2018 var 11 434 kg salt (Saunes et al., 2019). Saltforbruk fra de siste årene har ikke vært mulig å oppdrive grunnet svikt i rutiner for innrapportering fra entreprenør på driftskontrakten (O. R. Eide, personlig kommunikasjon, 2. april 2024).

2.2 Værdata

Værdata er hentet fra norsk klimaservicesenter, og sammenlignes med forrige klimanormal 1991-2020 (*Klimanormaler, u.å.; Norsk klimaservicesenter, u.å.*). Nedbør per døgn og nedbør i forhold til normalen 1991-2020 er hentet fra Ørje stasjon (SN1950). Nedbør per måned er hentet fra Rakkestad stasjon (SN3290). Middeltemperatur per døgn er hentet fra stasjon Ørje Vest (SN1960), og middeltemperatur per måned og i forhold til normalen 1991-2020 er hentet fra Rakkestad (SN3290). Det var ingen tilgjengelig data på temperatur i mai 2023.

2.3 Feltarbeid

I perioden fra 25. mai til 31. august ble feltarbeid gjennomført i Kutjern. Åtte vannprøver ble innsamlet i plastflasker (0,5 L) (figur 4) én dag i uken ved ulike dyp (1 - 8 m), ved hjelp av en

¹ Dekningsgrad angir hvor stor andel av dataene som har god nok kvalitet.

Ruttner vannhenter (figur 5). Det ble samlet inn totalt ble 120 vannprøver, for å vurdere hvilke variabler som styrer algebiomassen målt som klorofyll og suksesjon av *G. semen*. Plastflaskene ble på forhånd markert med dybde og skylt tre ganger med innsjøvann fra 1 m.



Figur 4: vannflasker med prøvevann (bilde tatt under feltarbeid, Kutjern 29. juni 2023).



Figur 5: Ruttner vannhenter (bilde tatt under feltarbeid, Kutjern 29. juni 2023).

Studieperioden referer til perioden fra 23. mai til 31. august. I denne perioden ble variabler målt *in situ* ved hjelp av en senkbar multiparametersonde (YSI 6920). Sonden var koblet til en flåte med en teknisk kasse, en såkalt «vertical profiler» (figur 6). Her ble også alle

vannprøvene tatt. En motor i den tekniske kassen beveget sonden gjennom vannsøylen, som brukte omtrent to timer på å bevege seg fra vannoverflaten og ned til det dypeste punktet. Sonden målte pH, klorofyll [$\mu\text{g/l}$], spesifikk konduktivitet [$\mu\text{S/cm}$], temperatur [$^{\circ}\text{C}$], redoks [mV] og oksygen [mg/L] automatisk omtrent hver 4-5 cm fra 0,3 m til ca. 7,3 m. Pigmentet heteroxantin er biomarkør og proxy for *G. semen*. Også pigmentene bakterioklorofyll (svovelbakterier), peridinin (dinoflagellater), fukoxantin (kiselalger) og alloxantin (kryptomonader, men også *G. semen*) ble målt. Målingene ble midlertidig lagret i sonden og overført til PC under feltarbeid. Vedlikehold av sonden ble også gjort under feltarbeidet, som gikk ut på å bytte batteri og vaske sensorene ved behov.

Det ble også etablert et kjede av lyssensorer (onset hobb lys logger), som målte lys (enheten er LUX, som står for lysintensitet) vertikalt hver meter fra 1 m til 7 m hvert 10. minutt. Sensoren ved 4 m dybde opplevde en teknisk svikt, slik at data fra denne dybden uteblir fra analysen.



Figur 6: "vertical profiler", ankret fast i midten av Kutjern. Her ble alle vannprøver tatt. YSI 6920 (multiparametersonde) er koblet under (bilde tatt under feltarbeid, Kutjern 29. juni 2023).

2.4 Laboratoriearbeid

Laboratoriearbeidet ble utført på jord- og vannlaboratoriet i Jordfagbygningen, NMBU. Plastflaskene med prøvevann ble fraktet til laboratoriet etter feltarbeid. Prøverør (plastrør fra Starstedt) ble markert med dato, dybde og hva prøven skal analysers for, samt navnet «Kutjern». Plastflaskene ble ristet godt for å oppnå homogenitet i prøvevannet. 10 mL prøvevann fra hver plastflaske ble pipettert over til to prøverør, for senere analyse av totalt nitrogen (TN) og totalt fosfor (TP). Videre ble 10 mL av prøvevannet pipettert over i prøverør og tilsatt salpetersyre (60% HNO₃) med blandingsforhold 1 del salterpersyre per 10 del vannprøve, for å konservere prøvene for senere analyse av metaller. Tilsetning av syre ble utført av Thomas Rohrlack.

200 mL prøvevann ble filtrert gjennom 1,2 mikrometer [μm] glassfiberfilter (GF/C fra Whatman). Glassfiberfiltrene og 50 mL av det filtrerte prøvevannet (for analyse av næringsstoffer) ble lagret i lufttette prøverør i en mørk fryser ved -23°C. Prøvene til TN og TP ble også lagret i fryser inntil videre analyse.

2.4.1 Næringsstoffer

2.4.1.1 Totalt fosfor og totalt nitrogen

TP og TN bestemmes etter tilsetning av sterke oksidasjonsmidler, som omdanner alle fosfor- og nitrogenforbindelser til henholdsvis fosfat (PO₄-P) og nitrat (NO₃-N). Kvantifisering av TP og TN gir en oversikt over de potensielle mengdene av fosfor og nitrogen som finnes i vannprøvene. Prøverør markert med TP ble tilsatt peroxodisulfat og TN ble tilsatt kaliumperoksodisulfat og natriumhydroksid, før prøvene ble autoklavert ved 1 atm. 121 °C i 30 minutter.

TP ble målt som ortofosfat etter norsk standard (NS-EN 1189), hvor 5 mL vannprøvene ble tilsatt 0,25 mL ascorbinsyre og 0,25 mL molybdat. PO₄-P danner blåfarge ved reduksjon med ascorbinsyre, som ble målt i et spektrofotometer (UH5300 Hitachi) ved 880 nanometer [nm] i en 2 cm kyvette. Spektrofotometeret ble nullstilt med destillert vann før målingene. TP ble kvantifisert ved hjelp av kjente standardløsninger. Standardkurven viser sammenhengen mellom konsentrasjonen av kjente standardløsninger og absorpsjon. Fem standardprøver på 3 mL ble laget av 1 mg/L PO₄-P (standard) og vann. Standardprøvene ble målt i

spektrofotometer på samme måte som vannprøvene. Fem prøver med destillert vann (blank prøver) ble også målt i spektrofotometer, som gir en indikasjon på kontaminering fra rørene. Blankene fortynnes ikke, men ble tilsatt ascorbinsyre og molybdat.

Kvantifisering av TN ble utført av fagkyndig personale. TN ble målt som nitritt ($\text{NO}_2\text{-N}$) med instrument Flow injection analyser (FIAstar 5000 Analyzer), etter norsk standard (NS 4745). Nitrat reduseres til nitritt med metallisk kadmium (Cd kolonne), og kvantifiseres ved hjelp av en GRIESS test. Prinsippet for testen er en syntese av et azo-fargestoff, hvor nitritt danner fiolett-rød azo-fargestoff i en reaksjon med sulfanilamid i sur løsning. Reaksjonen danner et diazosalt, som kobles til N-(1-naphtyl)-ethylenediamin dihydroklorid (NNEDA). Fargen ble målt i et spektrofotometer ved 540 nm. Deteksjonsgrensen for TN var 0,02 mg N/L. Metoden ble kalibrert med kjente standarder og blankprøver.

2.4.1.2. Ammonium

Mengden nitrogen som finnes i form av ammonium ($\text{NH}_4\text{-N}$) ble analysert etter norsk standard (NS 4746). 3 mL prøvevann ble tilsatt 0,50 mL hypoklorit (Cl_2) som reagerer i alkalisk løsning (pH 10,8 – 11,4) og gir monokloramin, som videre ble tilsatt 0,50 mL salicylat som gir 5-aminosalicylat (blå farge). Blåfargen prøvene utvikler ble målt i et spektrofotometer etter > 1 time i en 2 cm kyvette ved 655 nm.

Standardkurve ble konstruert for å kvantifisere ammonium, med samme fremgangsmetode som for TP. Standardløsninger ble laget av $\text{NH}_4\text{-N}$ (standard) og vann.

2.4.1.3. Klorid, nitrat, fosfat og sulfat

Klorid (Cl^-), $\text{NO}_3\text{-N}$, $\text{PO}_4\text{-P}$ og mengden svovel som finner i form av sulfat ($\text{SO}_4\text{-S}$) ble målt med ionekromatografi (IC) på et Dionex ICS 6000 system. En ionekromatograf er et analyseinstrument som separerer anioner fra hverandre i en løsning. Ionene elueres ut med kjente retensjonstider, som gjør det mulig å kvantifisere anionene i prøvene ved hjelp av kjente standardløsninger. Fagkyndig personale lagde standarder og 3 blanker. Blankene bestod av ionebyttet vann og gir en indikasjon på kontaminering fra rørene. Standardkurven som konstrueres fra standardløsningene relaterer respons mot konsentrasjon. I tillegg ble det analysert tre referansematerialer for å få et innblikk i nøyaktigheten til analysen.

Referansematerialene var ION-96, Sangamon-3 og QC 3060. Pumpehastigheten var satt til

0,3 mL/min og maksimum eluentstyrke i metoden var 72 mmol/L. Medstudent Erik Brækken og jeg pipetterte ut 1 mL prøvevann til prøvevials, og plasserte dem i en autosampler. Prøvene ble separert med en guard-kolonnes (Dionex IonPac™ AG28-Fast-4mikrom 2x30 mm) og en analysekolonne Diones IonPac™ AS28-Fast-4mikrom 2x150 mm) og med gradienteluering. Toppårealene fra analysen ble brukt til å kvantifisere mengden anioner.

For å regne hvor mye av det totale svovelet som er sulfat deles alle målinger av sulfat på tre, ettersom molekylvekten for sulfat er 93 g/mol og svovel er 32 g/mol.

2.4.2. Metaller

Jern (Fe), mangan (Mn) og svovel (S) ble kvantifisert gjennom Inductively Coupled Plasma Optical Emission Spectrometry (ICP-OES) på ufiltrerte vannprøver. Analysen ble utført i henhold til norsk standard (NS-EN ISO 11885). IPC-analysen ble utført av fagkyndig personale på laboratoriet på Agilent 8800 ICP Triple Quad.

Kalibreringskurver ble brukt. Kvantifiseringsgrensen for Fe og Mn var 0,07 mg/L, som er målegrensen der stoffet kan påvises med sikkerhet.

2.4.3. Løst organisk karbon

Løst organisk karbon (DOC) ble kvantifisert etter norsk standard (NS-EN 1484), på filtrerte vannprøver. Prøvene ble godt ristet, da organisk materiale lett fester seg til jern, før vi pipetterte ut prøvevann. Totalt organisk karbon (TOC) ble kvantifisert i et Shimadzu TOC-V CPN analyseinstrument. Uorganisk karbon fjernes når karbonat og bikarbonat omdannes til karbondioksid (CO₂) etter tilsetning av syre. Deretter bobles prøvene, og det dannede CO₂ absorberes i en alkalisk løsning og fjernes fra prøvene. Når det kun er organisk karbon igjen, forbrennes prøvene ved 660 °C, og mengden CO₂ som generes fra prøvene sendes gjennom en IR-coulometrisk detektor som kvantifiserer mengden TOC.

Standardprøver blir laget på laboratoriet én gang i semesteret. For organisk karbon blir kaliumhydrogenftalat (C₈H₅KO₄) brukt som standard og for uorganisk karbon blir en blanding av natriumkarbonat (Na₂CO₃) og natriumbikarbonat (NaHCO₃) brukt som standard.

2.4.4. Fytoplankton

Etter filtrering av 200 mL prøvevann ble glassfiberfiltrene brukt for å kvantifisere pigmentene heteroxanthin, bakterioklorofyll, peridinin, fukoxantin og alloxantin, og analysen ble utført av Thomas Rohrlack. Analysen for *G. semen* ble utført i henhold til artikkel om heteroxanthin som pigment og biomarkør (Hagman et al., 2019). Pigmenter absorberer synlig lys og finnes naturlig i alger. Filtrene ble frysetørket (lyofilisert) ved -50 °C, slik at vann fra filtrene ble fjernet under vakuum. Videre ble filtrene ekstrahert ved å tilsette 3 mL av aceton. Aceton gjør at pigmentene går ut i løsning. Prøvene ble lagret mørkt i et kjøleskap ved 4 °C i 24 timer, for å hindre nedbryting av pigmentene. Prøvene ble deretter sentrifugert med en hastighet på 3000 rotasjoner per minutt (rpm) i 10 minutter. Pigmentene ble identifisert og kvantifisert gjennom en pigmentanalyse ved bruk av High Performance Liquid Chromatography (HPLC). HPLC separerer oppløste stoffer, som måles i spektrofotometer (400-700 nm) i en 1 cm kyvette. Pigmentene ble identifisert og kvantifisert ved å oversette absorpsjonsområde til konsentrasjoner ved bruk av pigmentstandarder med kjente konsentrasjoner. På grunn av mangel på standarder for heteroxanthin og bakterioklorofyll, uttrykkes topparealene i milliabsorbans enhet per liter vann [mAU/L].

2.5. Statistiske analyser med tilhørende figurer

Konturplott² og linjediagram ble illustrert i R (Versjon 2023.09.0+463) med hjelp fra R-klubben og frivillige medstudenter ved NMBU. Konturplott for temperatur, spesifikk konduktivitet, oksygenkonsentrasjon, pH, redoks og klorofyll viser gjennomsnittverdier hver tiende cm nedover vannsøylen. Verdiintervaller ble definert for disse konturplottene i R som oppgis i respektive figurtekster. Konturplott for næringsstoffer (NH₄-N, TN, TP, SO₄-S, DOC, Cl⁻), metaller (Fe, Mn, S) og pigmenter (bakterioklorofyll, peridinin, fukoxantin og alloxantin) ble målt hver meter nedover vannsøylen hver femte til tiende dag.

Dybdefordelingen til *G. semen* presenteres i et linjediagram fordi R ikke klarte å lage konturplott på grunn av få datapunkter. Linjediagrammet ble laget i R.

Konturplott over vandringen til *G. semen* viser målinger av klorofyll og er laget i Sigmaplot (versjon 14), med hjelp fra Thomas Rohrlack. Årsaken var at R ikke lagde konturplott med tilstrekkelig oppløsning til å vise døgnvandringen.

² Konturplottene presenterer resultatene fra studieperioden og feltarbeidet, og illustrerer hvordan variablene varierer i tid og rom.

Rådata ble organisert i Microsoft Excel versjon 16.79.1 (23111614). Data ble vist med pivottabeller. Gjennomsnittsverdier (\bar{x}) med tilhørende standardavvik (SD) blir presentert som « $\bar{x} (\pm SD)$ » i kapittel 3 (Resultater).

2.5.1. Spearman's rank korrelasjonstest

Spearman's rank korrelasjonstest undersøker statistisk signifikant og monotone sammenhenger mellom to variabler. Testen egner seg for ordinale variabler og ikke-normalfordelte data, og blir lite påvirket av ekstreme verdier (uteliggere) (*Spearman Correlation*, u.å.; Sæbø, S., personlig kommunikasjon, 2. februar 2024). Med dette som begrunnelse, ble Spearman's rank korrelasjonstest valgt som statistisk metode. Påstanden om at to variabler er korrelert anses som akseptabel og statistisk signifikant dersom p-verdien er $< 0,05$. p-verdien er sannsynligheten for å observere en korrelasjon like ekstrem (eller enda mer ekstrem) enn det som ble observert, gitt at nullhypotesen er sann (Løvås, 2021, s. 268; Rohrlack, T., personlig kommunikasjon, 11. januar 2024). I denne sammenheng er nullhypotesen slik at det ikke er noen sammenheng mellom de to variablene, og den alternative hypotesen sier at det er en sammenheng. For å evaluere styrken og retningen av korrelasjonen brukes Spearman's Rho (ρ), som varierer fra -1 til 1. Verdien 1 indikerer positiv korrelasjon mellom variablene, -1 indikerer negativ korrelasjon og 0 indikerer ingen korrelasjon (*Spearman Correlation*, u.å.).

Spearman's rank korrelasjonstest ble gjort i R, og ble basert på gjennomsnittsverdier for hver meter³. Resultatet ble importert fra R til Excel som tabell.

2.5.2. Hovedkomponentanalyse

Hovedkomponentanalyse (Principal Component Analysis, PCA) ble også gjort i R, med hensikt om å fremheve og illustrere korrelasjonene mellom variablene. Analysen reduserer dimensjonaliteten til store datasett, samtidig som variasjonen beholdes (Jolliffe, 2002). Analysen transformerer de korrelerte dataene til lineære hovedkomponenter (principal components, PC) i en todimensjonal graf. Hovedkomponentanalysen beregner først kovariansen mellom variablene, og danner en kovariansmatrise som oppsummerer forholdene mellom de ulike variablene i datasettet. Deretter beregnes egenvektorer, som gir retningene til

³ Gjennomsnittsverdier for hver meter menes her med gjennomsnittet fra 0,50 m til 1,49 m rundt hver meter.

de variablene som varierer mest. Egenvektorene indikerer størrelsen på denne variasjonen (Daffertshofer et al., 2004). Analysen danner et biplott med to akser; PCA1 og PCA2. PCA1 forklarer den største variasjonen, PCA2 forklarer den nest største variasjonen, og så videre (Ringnér, 2008). Analysen inkluderte alle variablene, unntatt nitrat og fosfat, fordi disse ble målt under deteksjonsgrensen.

På biplottet vises positiv korrelasjon mellom to hovedkomponentene dersom pilene peker i tilnærmet lik retning, og ved negativ korrelasjon peker pilene i motsatt retning. Vinkelrette piler har ingen korrelasjon (Jolliffe, 2002). Lengdene på pilene indikerer variabelens innflytelse på hovedkomponentene, hvor lengre piler bidrar mer til variansen som forklares av hovedkomponentene (Daffertshofer et al., 2004).

2.6. Feilkilder og usikkerhet

Ved utførelse av felt- og laboratoriearbeid er det viktig å markere alle beholdere og vannprøver tydelig med dato og innhold, samt skylle alle redskaper godt. God struktur og oversikt over arbeidet bidrar til å unngå feil, og gir sikrere resultater. Allikevel kan menneskelig feil føre til usikkerheter, som for eksempel målefeil eller kontaminering av prøver.

Ved kalibrering av oksygenkonsentrasjon kan målefeil oppstå. Negative oksygenverdier kan oppstå ettersom nullpunkt for konsentrasjon er vanskelig å treffe, men dette er dog små negative verdier.

Mye vind fra 30. mai til 05. juni gjorde at flåten i Kutjern veltet. Målinger av temperatur, spesifikk konduktivitet, oksygenkonsentrasjon, pH, redoks og klorofyll i denne perioden uteblir derfor fra analysen. Etter den vindfulle hendelsen tok multiparametersonden målinger fra 0,5 m til ca. 7,15 m.

Vannstanden i Kutjern økte gradvis gjennom studieperioden som følge av økende nedbørsmengder. På konturplottene, som presenteres i resultatene, kan det derfor se ut som at sjiktene flytter seg nedover gradvis i løpet av studieperioden. Dette kommer antageligvis fra vannstandsendingene ettersom multiparametersonden og vannprøvene tok målinger i forhold til vannstanden.

Kapittel 3: Resultater

Kapittelet presenterer først værstatistikk og resultatene fra studieperioden og feltarbeidet. Beskrivelsen «0 m» henviser til den øverste målingen multiparametersonden tok i vannsøylen, mens «8 m» henviser til den nederste målingen. Fargene på konturplottene representerer det tallintervallet som er oppført i fargeforklaringen. Konturplott for nitrat og fosfat ble ikke laget fordi disse variablene ble målt under deteksjonsgrensen. Videre i kapittelet presenteres Spearman's rank korrelasjonstest og hovedkomponentanalysen.

3.1 Værdata

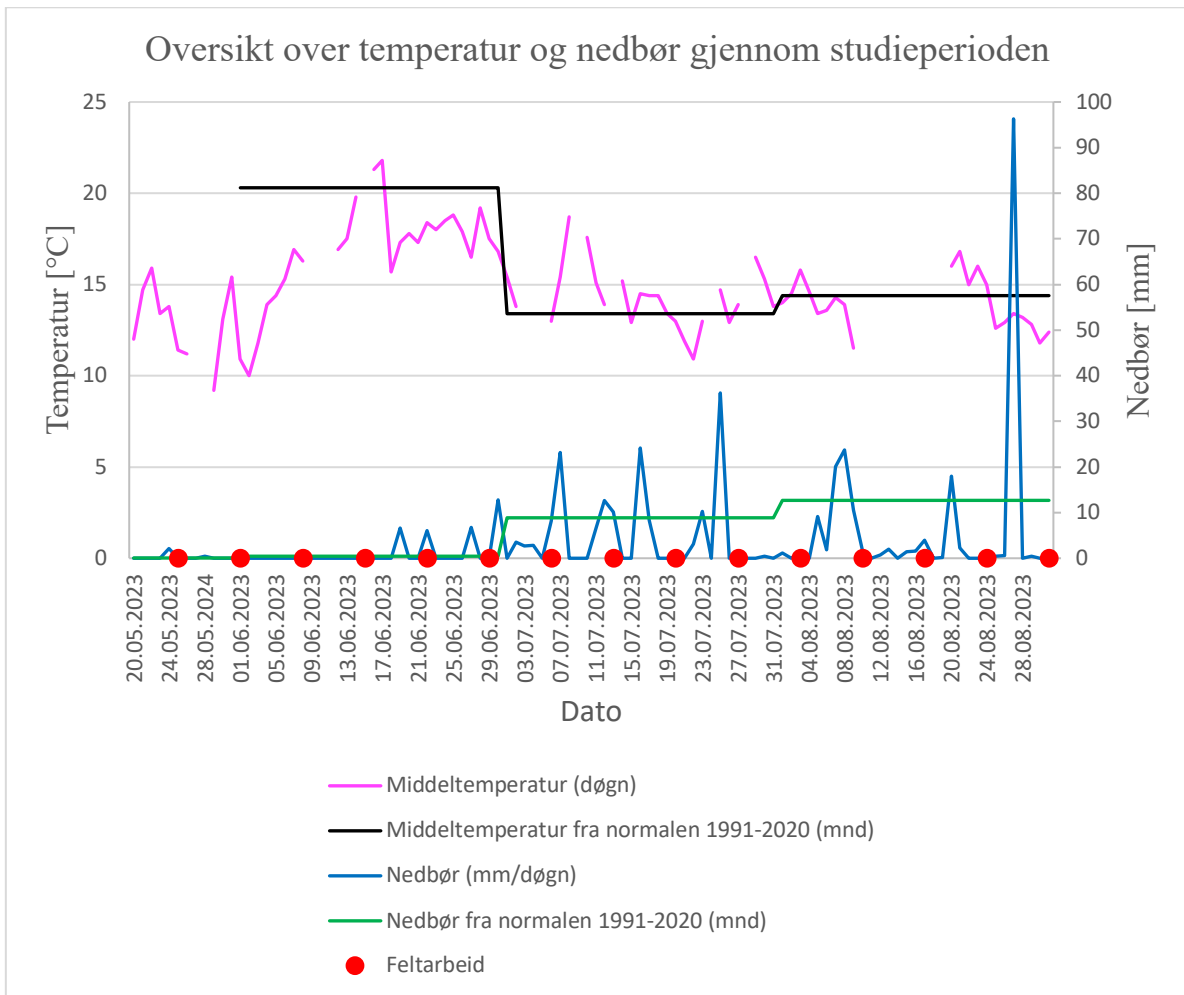
Tabell 2 er en oversikt over nedbøren og temperaturen gjennom studieperioden, og som sammenlignes med forrige klimanormal 1991-2020 (Tabell 2). Nedbørsmengdene i mai og juni var lavere enn normalt. Nedbørsmengdene var henholdsvis 25,0% og 39,3% av normalen. I juli og august var det høyere nedbørmengder enn normalt. Nedbørsmengdene var 180,4% og 199,3% sammenlignet med forrige klimanormal. August avvek mest fra normalen med en nedbørsmengde på totalt 197,4 mm. Økende nedbørsmengder gjennom studieperioden førte antageligvis til høyere vannstand i Kutjern.

Det var ingen tilgjengelig data for gjennomsnittstemperatur i mai, men mai var en relativt varm måned. Juni var den varmeste måneden, og var 3,6 °C varmere enn normalt. Juli var 0,9°C kaldere enn normalt, mens august var 0,3 °C varmere enn normalt. August avvek dermed minst fra normalen.

Tabell 2: oversikt over nedbør og temperatur fra studieperioden, og som sammenlignes med forrige klimanormal 1991-2020. Data er hentet fra Norsk klimaservicesenter. Tilgjengelig fra: <https://seklima.met.no/observations/>. Data er gyldig per 29.04.2024.

Måned	Nedbør per måned [mm]	Prosentvis mengde i forhold til klimanormalen 1991-2020 (normalen er 100%) [%]	Gjennomsnittstemperatur per måned [°C]	Avvik i temperatur fra normalen 1991-2020 [°C]
Mai	16,5	25,0	-	-
Juni	32,2	39,3	17,2	3,6
Juli	153,3	180,4	14,9	-0,9
August	197,3	199,3	15,2	0,3

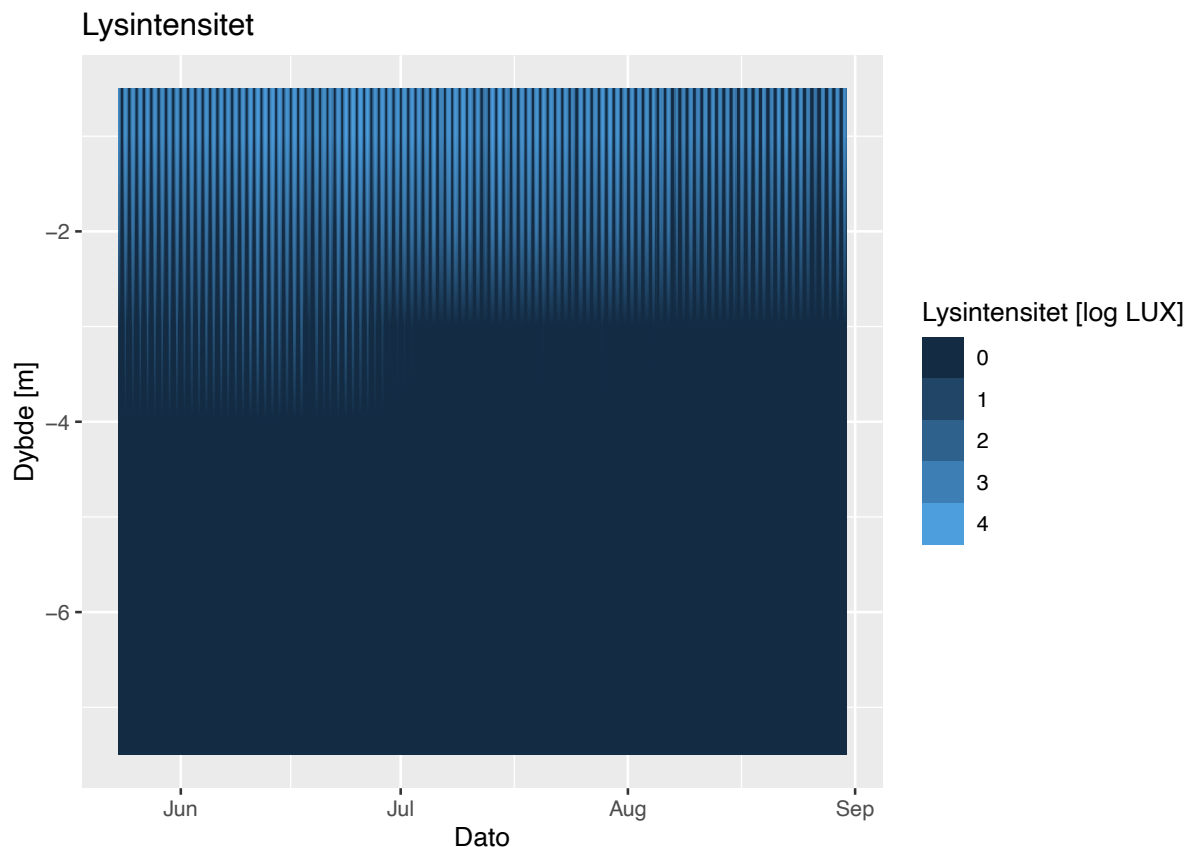
Figur 7 illustrerer værforholdene gjennom studieperioden. Dagene før den første feltdagen var været preget av varmt vær og lite nedbør. Nedbørmengdene økte gradvis gjennom studieperioden, og mest nedbør kom den 27. august med 96,3 mm. Temperaturen var høy i mai og juni. Den varmeste dagen (17. juni) hadde en temperatur på 21,8 °C.



Figur 7: oversikt over middeltemperatur (rosa strek) og nedbør per døgn (blå strek), sammenlignet med klimanormalen 1991-2020 for temperatur (svart strek) og nedbør (grønn strek). De røde prikkene viser feltarbeid. Fravær av streker skyldes ingen tilgjengelig data (Norsk klimaservicesenter, u.å.).

3.2 Lysintensitet

Figur 8 viser lysintensiteten i Kutjern som avtok med dybden gjennom studieperioden. I mai og juni nådde lyset ca. ned til 3 m dybde, og i juli og august nådde lyset ned til ca. 2 m. Dette kommer antageligvis fra solfylte dager i mai og juni og overskyede dager i juli og august. Om natten er det ingen sollys, og dette repetitive mønsteret kommer tydelig frem i figuren.

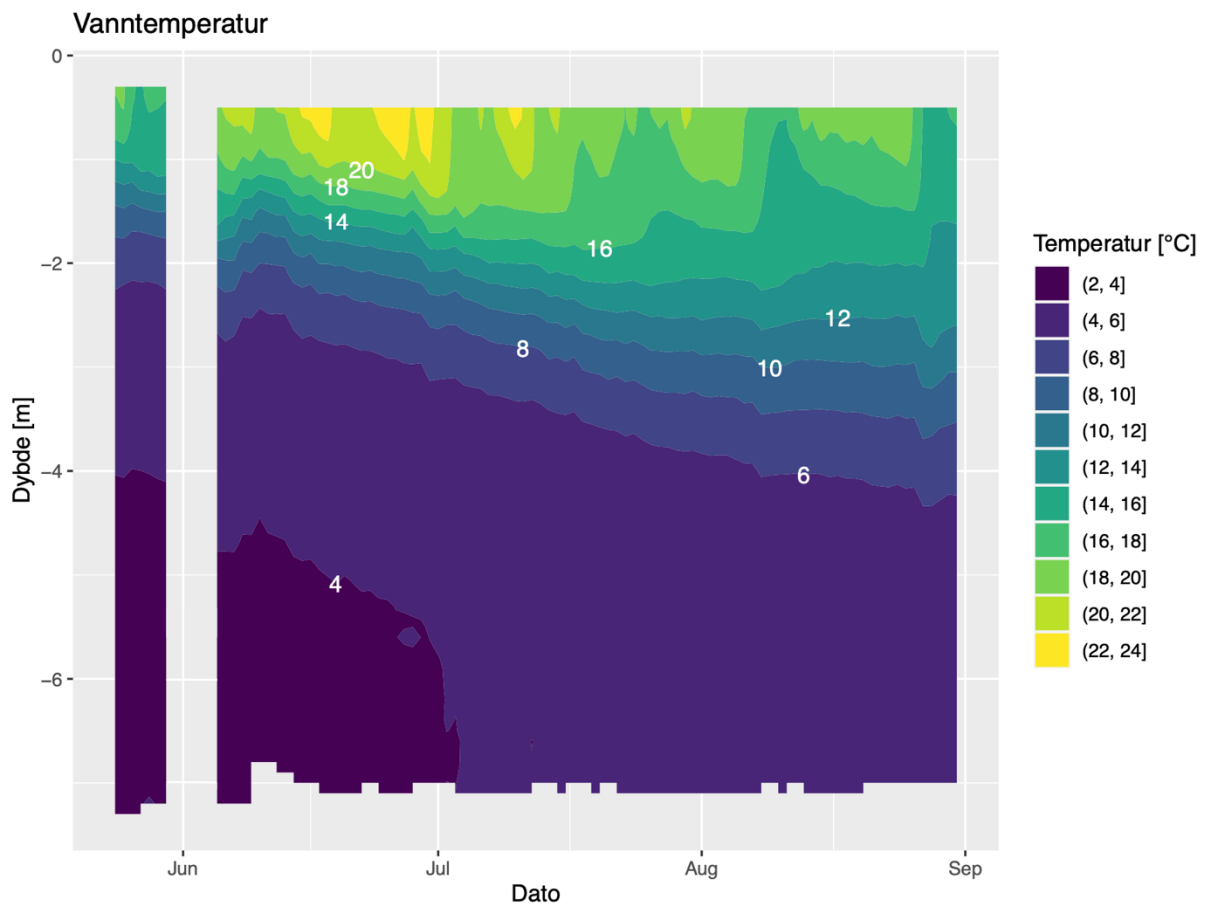


Figur 8: lysintensiteten fra 1 m til 7 m i Kutjern i perioden 23.05.2024 til 31.08.2024. Målenheten er LUX, og konturplottet viser logtransformerte målinger. Det ble ikke foretatt målinger ved 4 m på grunn av teknisk svikt. R har interpolert målinger ved 4 m.

3.3 Termisk sjiktning

Figur 9 illustrerer vanntemperaturen i Kutjern. Vanntemperaturen sank med dybden, og bunnvannet ble gradvis oppvarmet i løpet av studieperioden. De høyeste vanntemperaturene ble registrert ved vannoverflaten i mai og juni. Den første målingen ble gjort den 23. mai, der temperaturforskjellen mellom 0 m og 8 m var 15 °C. Den største temperaturforskjellen mellom 0 m og 8 m var 20 °C, og ble målt den 17. juni. I starten av studieperioden lå termoklinen ved ca. 2 m, men den ble bredere og flyttet seg ned til ca. 3-4 m i løpet av

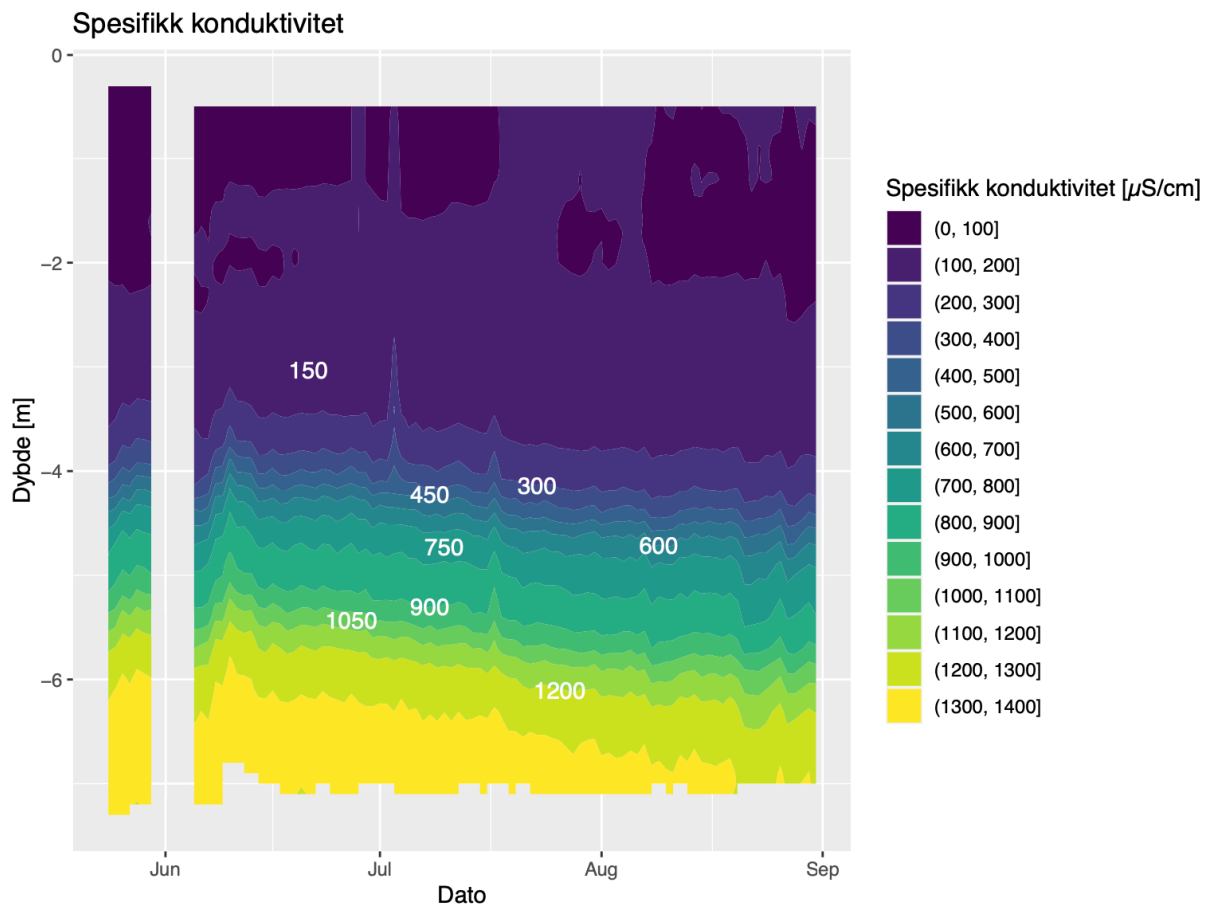
studieperioden. Den gjennomsnittlige vanntemperaturen mellom 0-2 m var $16,5 (\pm 3,0) ^\circ\text{C}$ og mellom 2-8 var den gjennomsnittlige vanntemperaturen $5,7 (\pm 2,7) ^\circ\text{C}$.



Figur 9: vanntemperaturen [$^\circ\text{C}$] i Kutjern i perioden 23.05.2024 til 31.08.2024. Lengde på verdiintervall er 2.

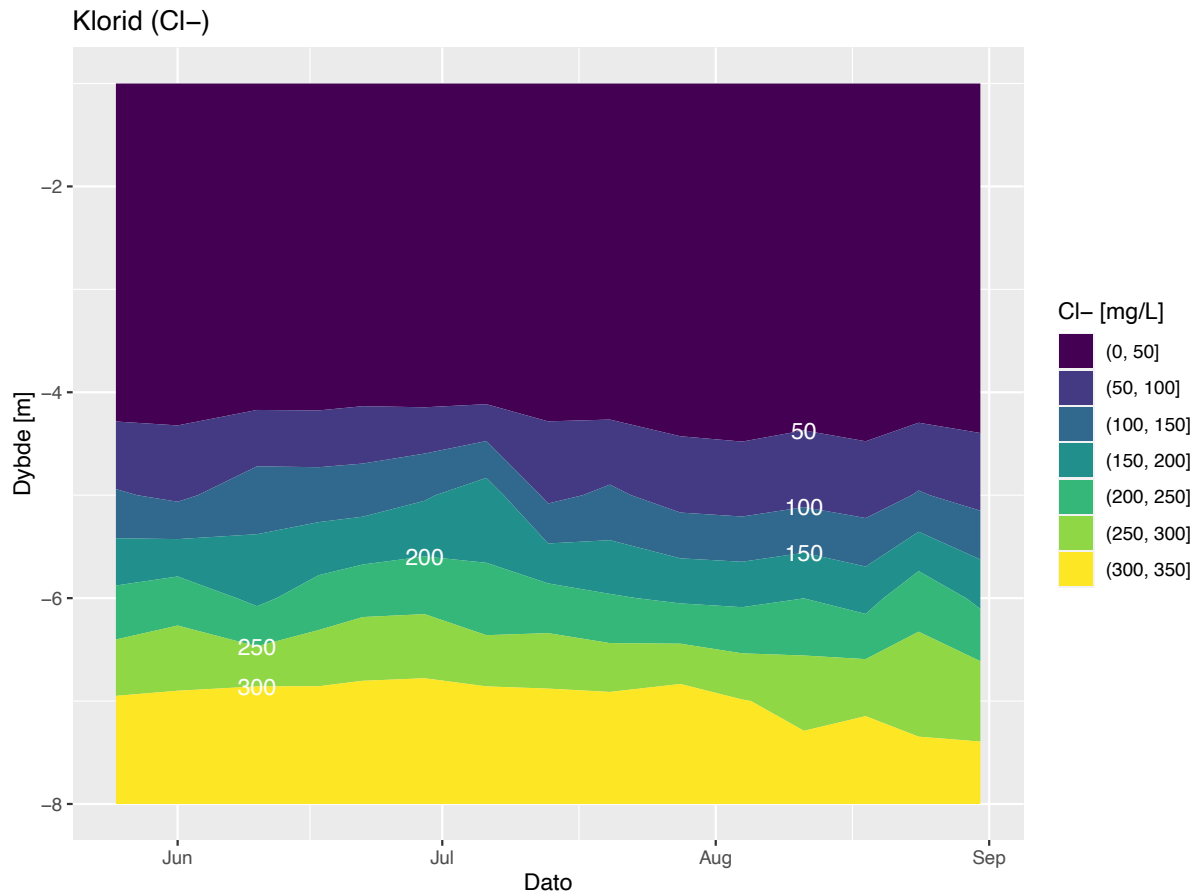
3.4 Kjemisk sjiktning

Figur 10 illustrerer den spesifikke konduktiviteten i Kutjern som økte med dybden gjennom studieperioden. Den høyeste målingen ble tatt den 26. mai ved 7-8 m dybde og var $1362,1 \mu\text{S}/\text{cm}$, mens den laveste målingen på $64,3 \mu\text{S}/\text{cm}$ ble tatt den 27. august ved 1-2 m dybde. Kjemoklin lå ved ca. 4 m dybde, men ser ut til å flytte seg gradvis nedover vannsøylen gjennom studieperioden. Dette skyldes antageligvis økende vannstand. Fra overflaten og ned til 4 m var det liten endring i den spesifikke konduktiviteten, der den gjennomsnittlige spesifikke konduktiviteten var $127,8 (\pm 45,9) \mu\text{S}/\text{cm}$. Under 4 m dybde økte den spesifikke konduktiviteten, som hadde et gjennomsnitt på $1044,5 (\pm 306,4) \mu\text{S}/\text{cm}$ ved 4-8 m. Dette er omtrent åtte ganger høyere enn de fire øverste meterne.



Figur 10: spesifikke konduktiviteten [mS/cm] i Kutjern i perioden 23.05.2024 til 31.08.2024. Lengde på verdi-intervall er 150.

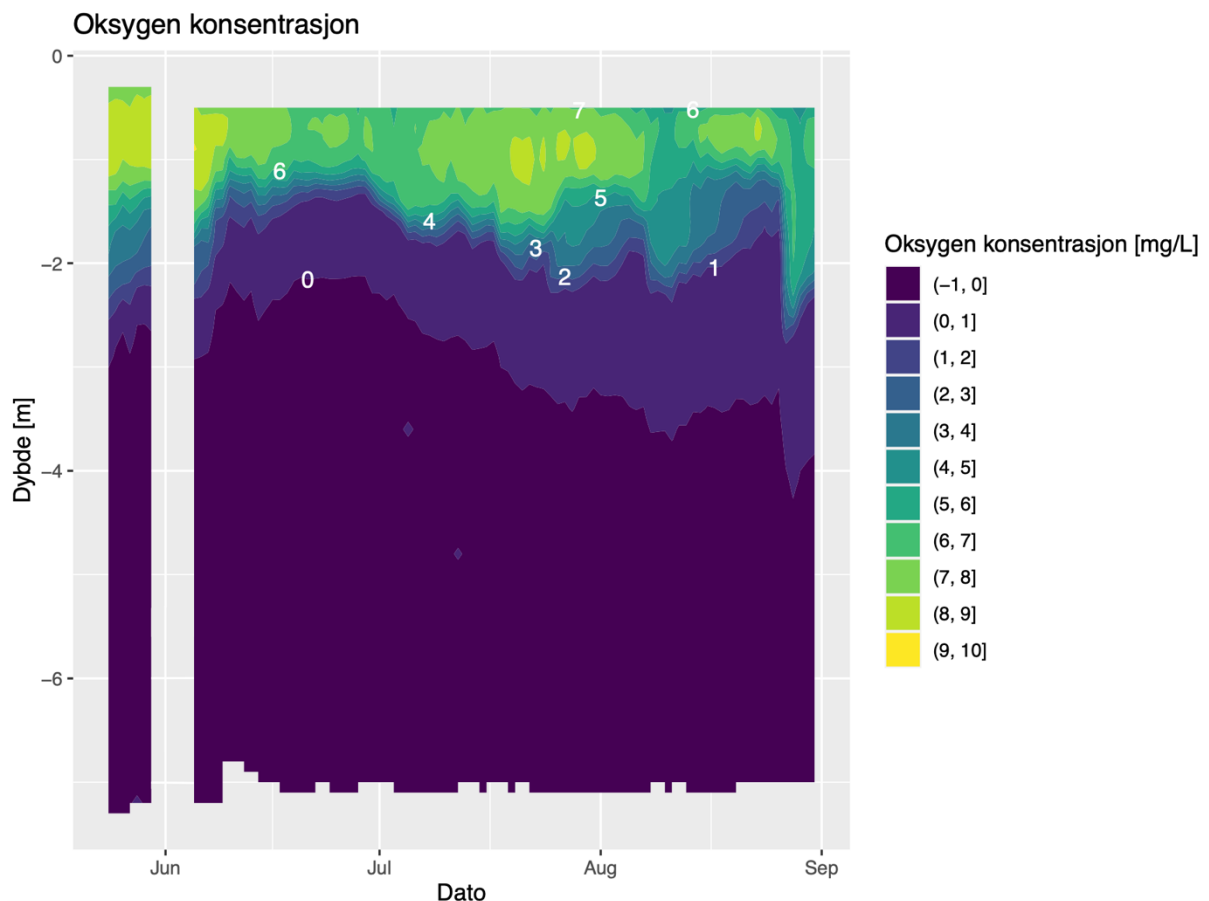
Figur 11 illustrerer kloridkonsentrasjonen som økte med dybden gjennom studieperioden. Den høyeste kloridkonsentrasjonen ble målt den 20. juli ved 8 m dybde og var 334,5 mg Cl^-/L , mens den laveste kloridkonsentrasjonen på 7,2 mg Cl^-/L ble målt den 6. juli ved 2 m dybde. Fra overflaten og ned til 4 m dybde var konsentrasjonen av klorid relativt konstant, der den gjennomsnittlige konsentrasjonen var $20 (\pm 7)$ mg Cl^-/L . Under 4 m dybde økte konsentrasjonen, med en gjennomsnittlig konsentrasjon på $238 (\pm 90)$ mg Cl^-/L mellom 5-8 m dybde. Dette er omtrent tolv ganger høyere enn de fire øverste meterne.



Figur 11: kloridkonsentrasjonen [mg/L] i Kutjern i perioden 23.05.2024 til 31.08.2024.

3.5 Oksygenfordeling

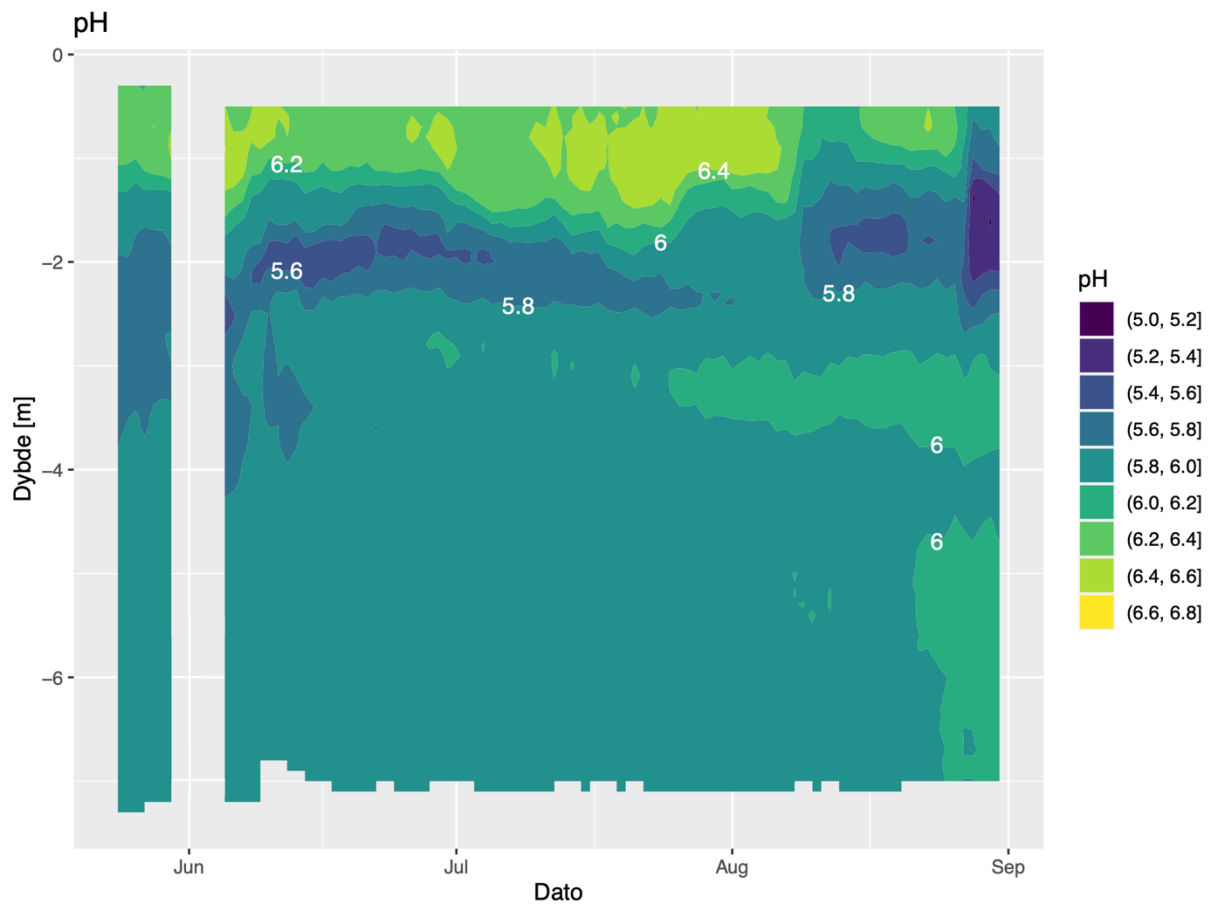
Figur 12 illustrerer oksygenkonsentrasjonen i Kutjern. Oksygenkonsentrasjonen varierte mellom 0-2 m, der den gjennomsnittlige konsentrasjonen var $6 (\pm 2)$ mg O₂/L. Den høyeste oksygenkonsentrasjonen ble målt den 5. juni ved vannoverflaten og var 8,7 mg O₂/L. Den laveste oksygenkonsentrasjonen ble målt den 23. mai ved 7-8 m dybde og var -0,2 mg O₂/L. I midten av juni var oksygenkonsentrasjonen ved vannoverflaten på sitt laveste, og på slutten av studieperioden økte oksygenkonsentrasjonen plutselig ved vannoverflaten. Under 3 m dybde var det anaerobe forhold gjennom hele studieperioden.



Figur 12: oksygenkonsentrasjonen [mg/L] i Kutjern i perioden 23.05.2024 til 31.08.2024. Lengde på verdiintervall er 1.

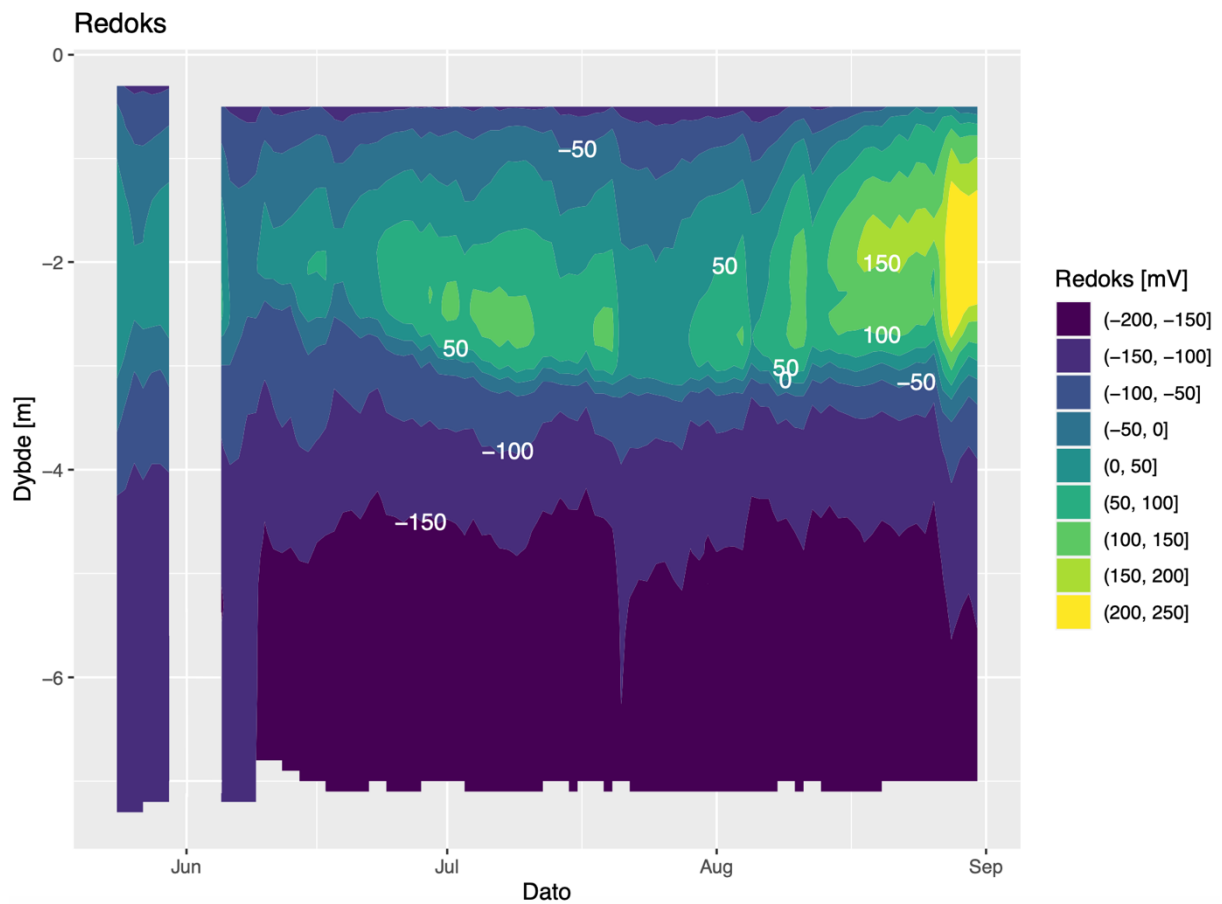
3.6 Kjemiske vannmålinger

Figur 13 illustrerer variasjonen i pH som varierte mellom 5,3-6,5. Mellom 0 m og 3 m varierte pH-verdiene mest, men som en generell trend sank pH med dybden. Ved dybde 0-3 m hadde pH-verdiene et gjennomsnitt på 6,0 (0,3), og mellom 3-8 m var pH-verdiene relativt stabile med et gjennomsnitt på 5,9 (0,1). Mot slutten av studieperioden sank pH-verdiene ved vannoverflaten. Dette kommer antageligvis fra økende nedbørsmengder som sannsynligvis førte til økt transport av oksygen til innsjøen, og presset pH ned. Den laveste pH-verdien ble målt den 28. august ved 1-2 m dybde og var 5,3. Den høyeste pH-verdien var 6,5 og ble målt den 26. juli ved 0-1 m dybde.



Figur 13: pH i Kutjern i perioden 23.05.2024 til 31.08.2024. Lenge på verdiintervall er 0,2.

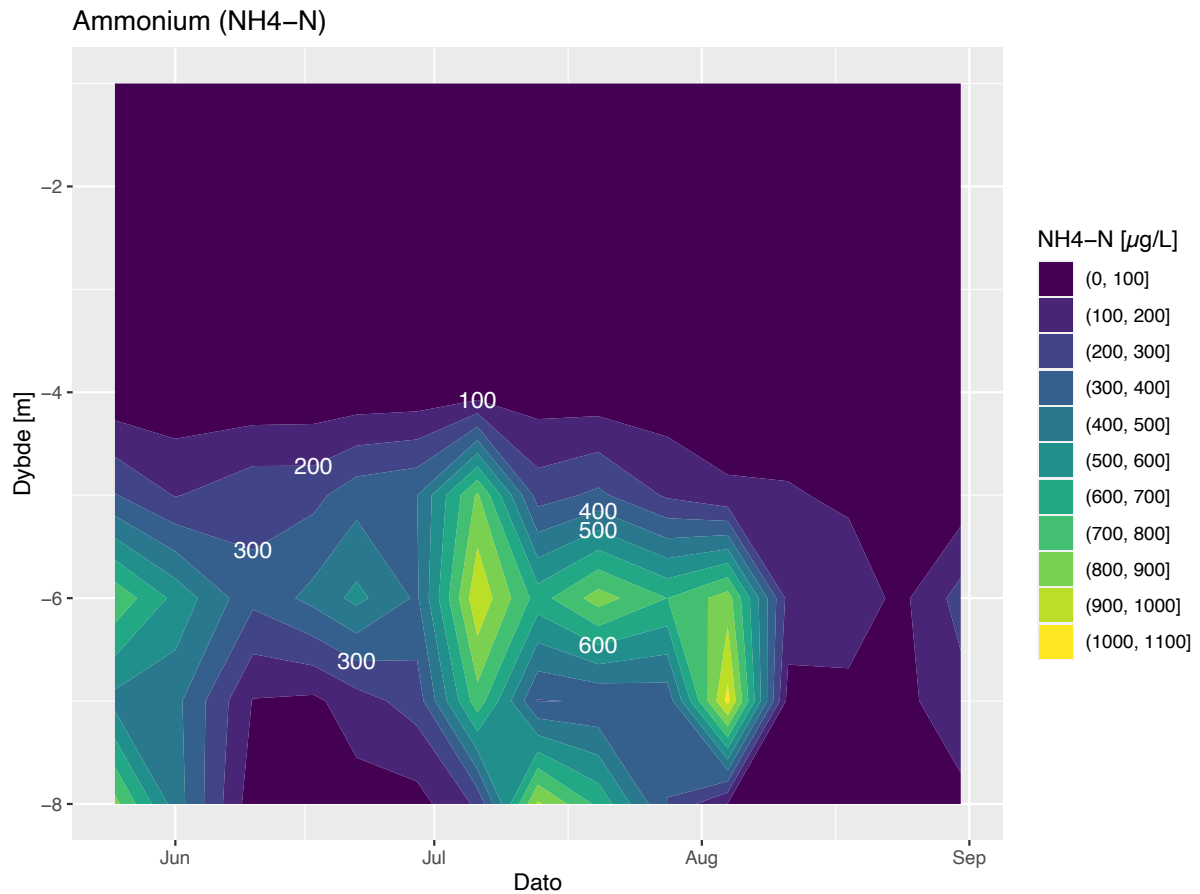
Figur 14 illustrerer redokspotensialet i Kutjern. Redokspotensialet økte fra vannoverflaten og ned til ca. 2 m, og under 2 m sank redokspotensialet. Dette mønsteret vedvarer gjennom hele studieperioden, med unntak av slutten av studieperioden hvor redokspotensiale mellom 1-3 m økte. Dette kommer sannsynligvis av økte oksygenkonsentrasjoner som følge av mye nedbør. Under 5 m dybde var redokspotensialet lavt og stabilt. Det gjennomsnittlige redokspotensialet mellom 0-3 m dybde var 13,62 (70,17) mV, og mellom 3-8 m var det gjennomsnittlige redokspotensialet -143,55 (34,91) mV.



Figur 14: redoks-potensialet [mV] i Kutjern i perioden 23.05.2024 til 31.08.2024. Lengde på verdiintervall er 50.

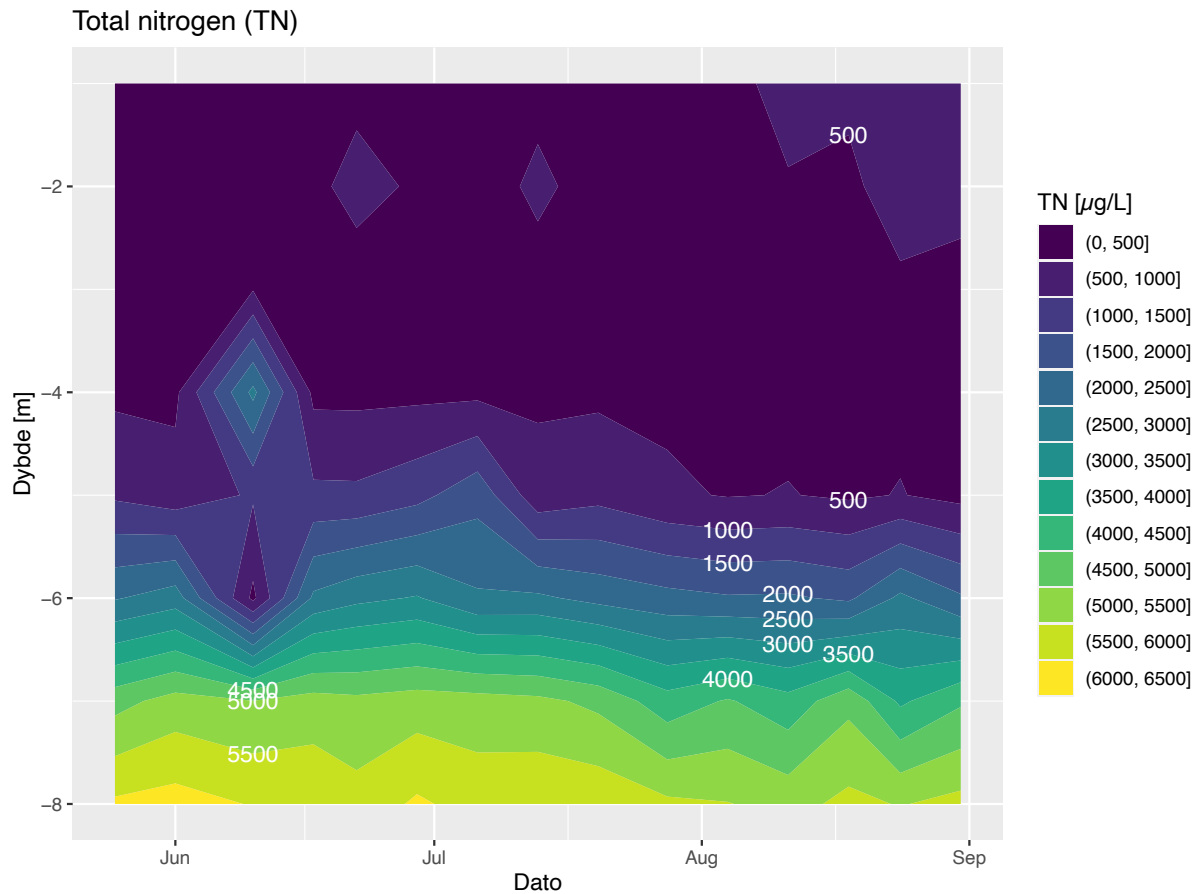
3.7 Næringsstoffer og metaller

Konsentrasjon av $\text{NH}_4\text{-N}$ vises i figur 15. Mellom 0-4 m dybde var ammoniumkonsentrasjonen lav, med et gjennomsnitt på $37 (\pm 12) \mu\text{g NH}_4\text{-N/L}$. Under 4 m varierte konsentrasjonen, der de høyeste konsentrasjonene ble målt 25. mai, 6. juli og 4. august på henholdsvis $832 \mu\text{g NH}_4\text{-N/L}$, $982 \mu\text{g NH}_4\text{-N/L}$ og $1030 \mu\text{g NH}_4\text{-N/L}$. Gjennomsnittlig konsentrasjonen ved dybde 4-8 m var $335 (\pm 281) \mu\text{g NH}_4\text{-N/L}$. I august var ammoniumkonsentrasjonen imidlertid lav.



Figur 15: konsentrasjonen av ammonium [mg/L] i Kutjern i perioden 23.05.2024 til 31.08.2024.

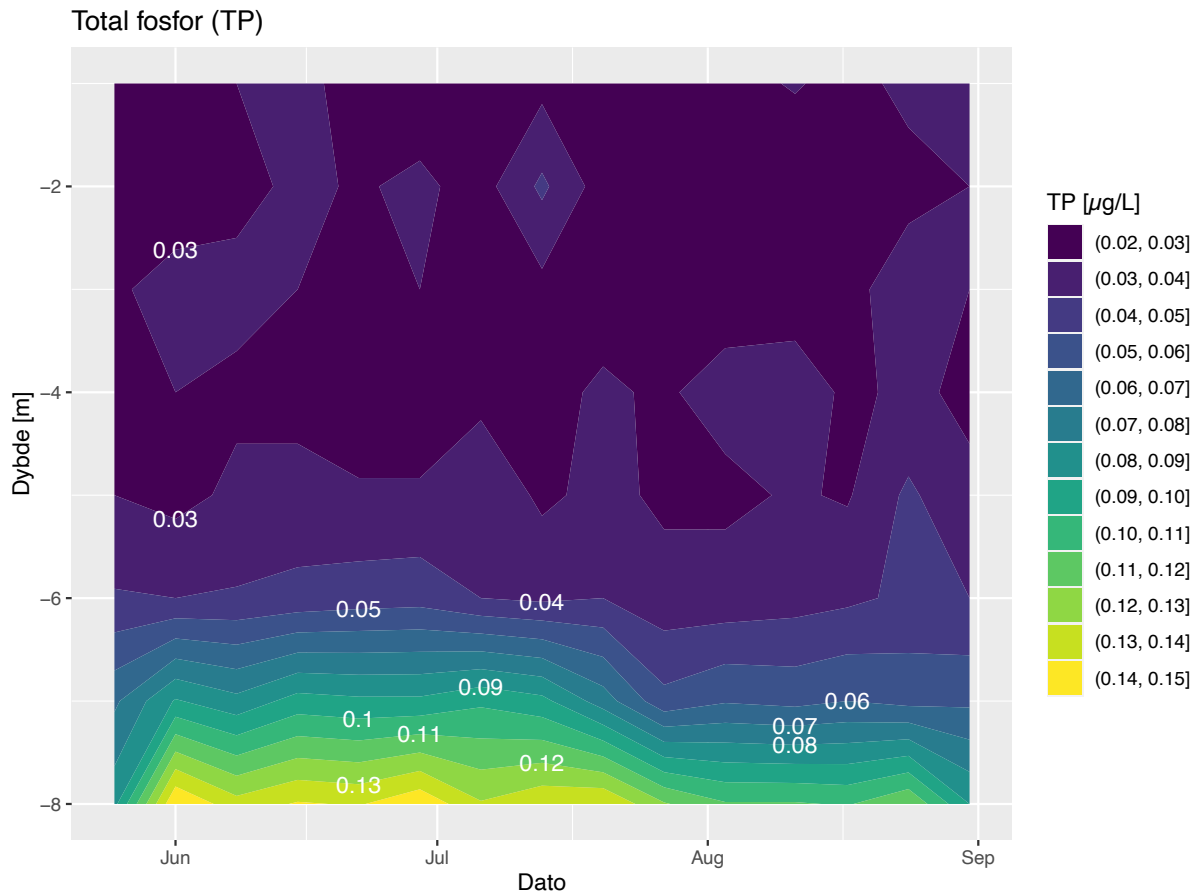
Konsentrasjon av TN vises i figur 16. Mellom 0-4 m var konsentrasjonen av TN lav, og hadde en gjennomsnittlig konsentrasjon på $483,58 (\pm 286,95) \mu\text{g TN/L}$. Under 4 m økte konsentrasjonen, hvor den gjennomsnittlige konsentrasjon mellom 4-8 m var $3426,15 (\pm 2027,46) \mu\text{g TN/L}$. Den høyeste konsentrasjon ble målt den 1. juni ved 8 m og var $6200 \mu\text{g TN/L}$. I august sank konsentrasjonen av TN noe, hvor den laveste konsentrasjon gjennom studieperioden ble målt den 31. august ved 5 m dybde og var $452 \mu\text{g TN/L}$.



Figur 16: konsentrasjonen av totalt nitrogen [mg/L] i Kutjern i perioden 23.05.2024 til 31.08.2024.

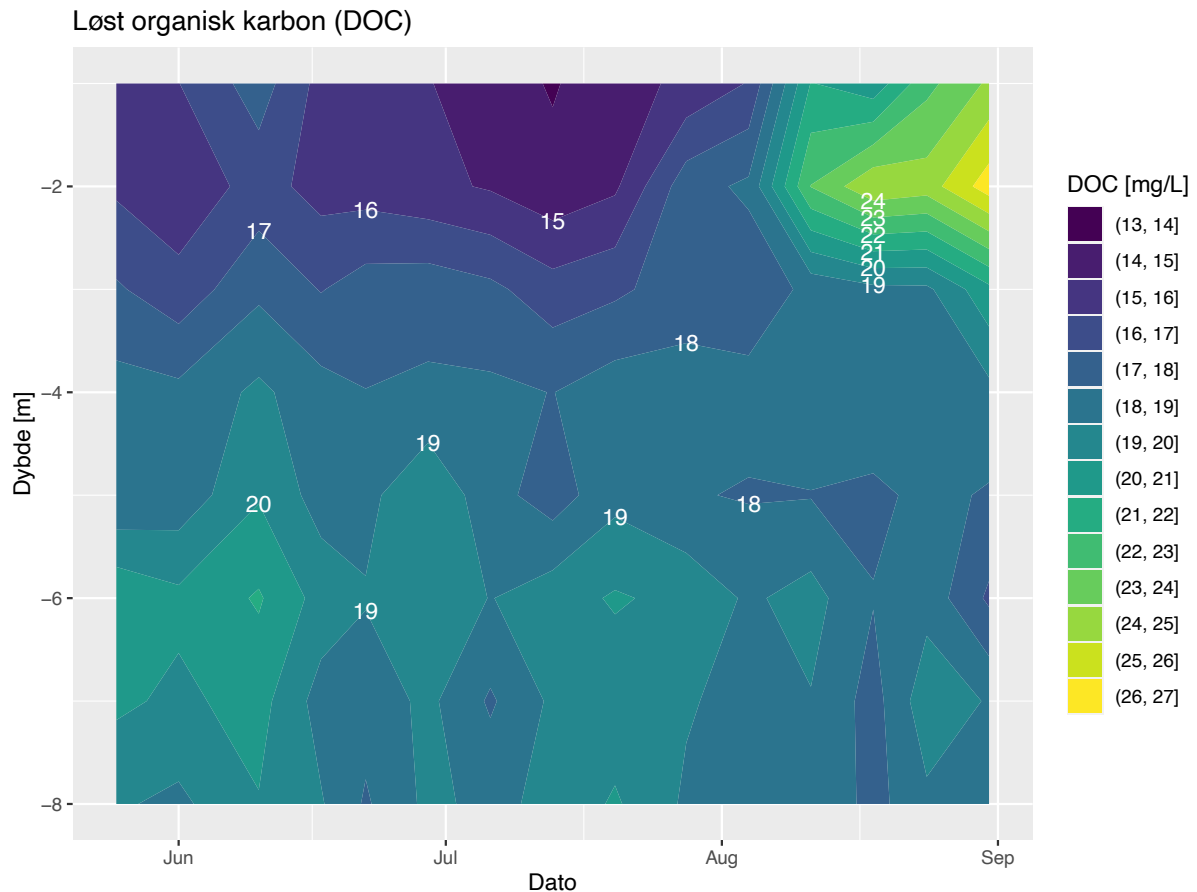
Verdier av nitrat og fosfat ble målt under deteksjonsgrensen på $5 \mu\text{m/L}$. Derfor kan verken nitrat eller fosfat påvises i Kutjern.

Figur 17 viser konsentrasjonen av TP. Mellom dybde 0-6 m var konsentrasjonen av TP stabilt og lav, hvor gjennomsnittlig konsentrasjon er $0,03$ ($0,004$) $\mu\text{g TP/L}$ ved 0-5 m. Under 6 m økte konsentrasjonen av TP, der de høyeste konsentrasjonene ble målt i juni rett over innsjøbunnen. Ved dybde 6-8 m var den gjennomsnittlige konsentrasjonen $0,08$ ($0,04$) $\mu\text{g TP/L}$.



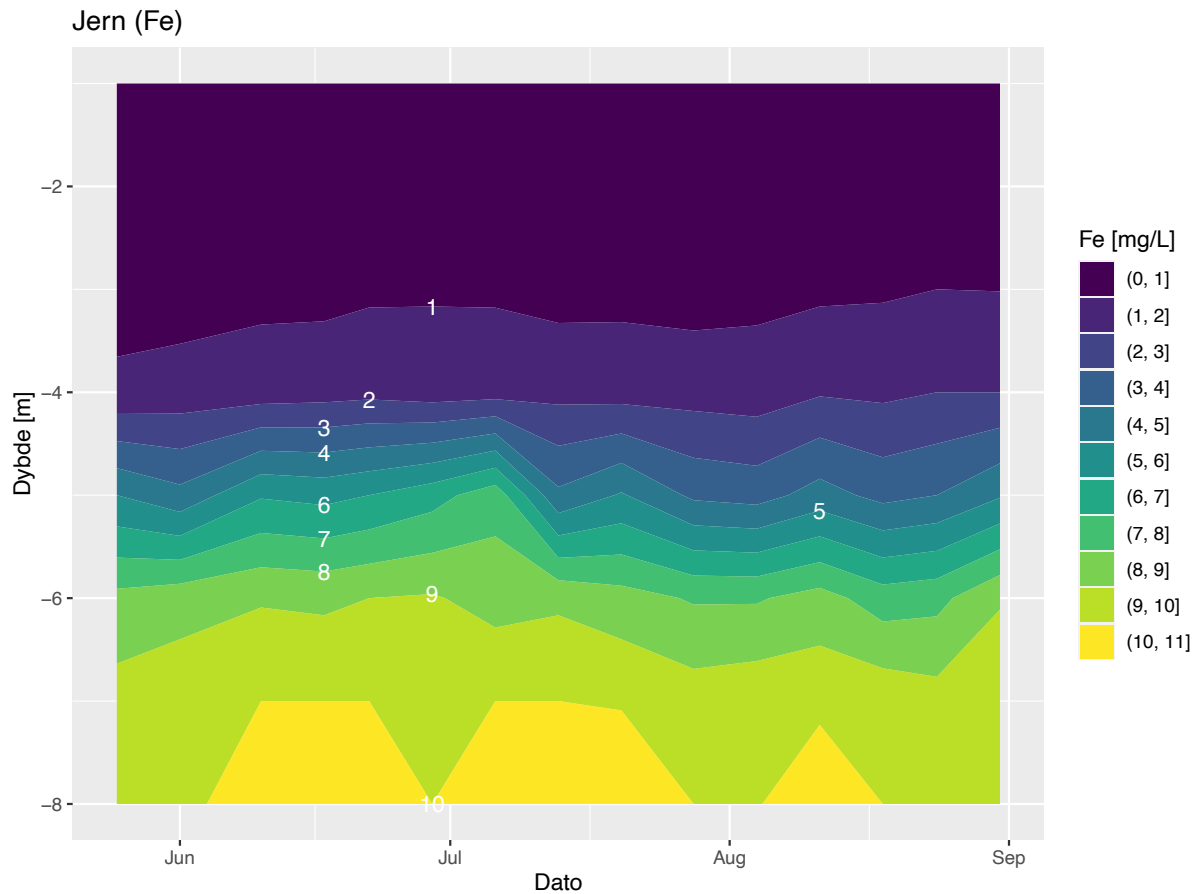
Figur 17: konsentrasjonen av totalt fosfor [mg/L] i Kutjern i perioden 23.05.2024 til 31.08.2024.

Figur 18 viser konsentrasjonen av DOC som økte noe med dybden gjennom studieperioden, med unntak av august. De høye nedbørsmengdene i august var antageligvis årsaken til de høye konsentrasjonene av DOC mellom 1-3 m. Den høyeste konsentrasjonen ble målt den 31. august ved 2 m dybde, og var 27 mg DOC/L. Konsentrasjonen av DOC var lavest i juli, der den laveste konsentrasjonen ble målt den 13. juli ved 1 m dybde, og var 14 mg DOC/L. Den gjennomsnittlige konsentrasjonen mellom 0-4 m i perioden fra 25. juni til 04. august var 17 (\pm 1) mg DOC/L. Fra 11. august (da konsentrasjonen økte plutselig) til 31. august var den gjennomsnittlige konsentrasjonen mellom 0-4 m 21 (\pm 3) mg DOC/L. Mellom 5-8 m var den gjennomsnittlige konsentrasjonen 19 (\pm 1) mg DOC/L.



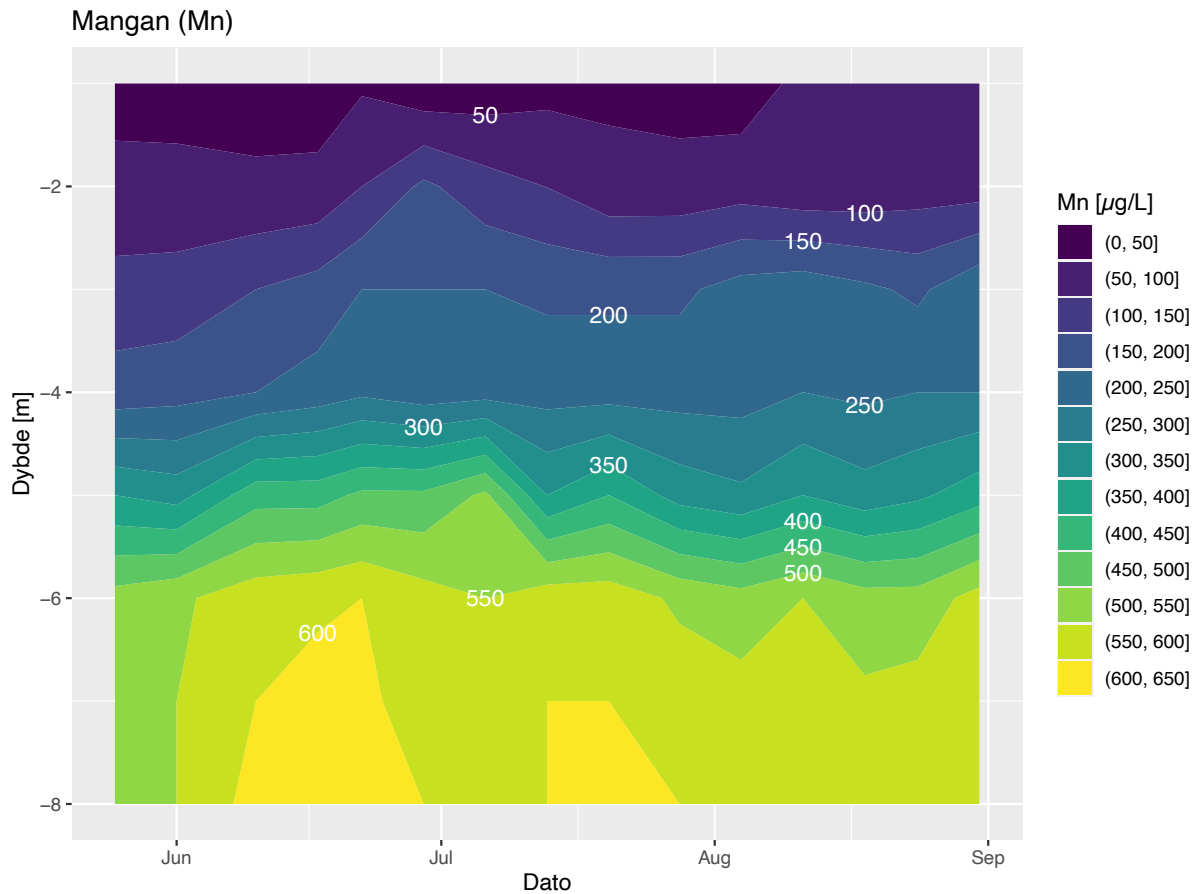
Figur 18: konsentrasjonen av løst organisk karbon [mg/L] i Kutjern i perioden 23.05.2024 til 31.08.2024.

Figur 19 viser jernkonsentrasjonen som økte med dybden. I den aerobe sonen var konsentrasjonen av jern lav, med en gjennomsnittlig konsentrasjon på $0,76 (\pm 0,56)$ mg Fe/L mellom 0-4 m dybde. Under 4 m økte konsentrasjonen, der den gjennomsnittlige konsentrasjonen mellom dybde 5-8 m var $8,33 (\pm 2,15)$ mg Fe/L. Dette er omtrent elleve ganger høyere enn de fire øverste meterne.



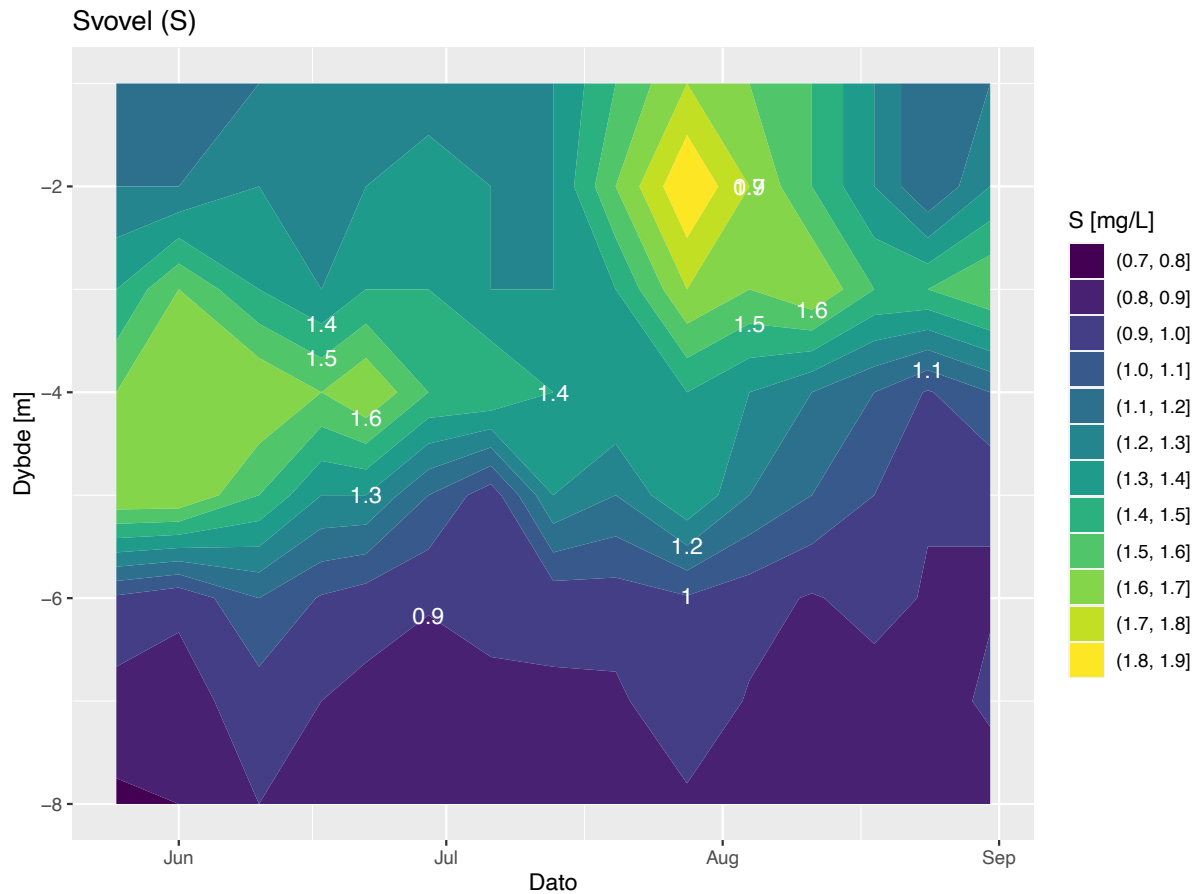
Figur 19: jernkonsentrasjonen [mg/L] i Kutjern i perioden 23.05.2024 til 31.08.2024.

Figur 20 viser mangankonsentrasjonen som økte med dybden. Mellom dybde 0-4 m økte konsentrasjonen gradvis, med en gjennomsnittlig konsentrasjon på $132,56 (\pm 81,33) \mu\text{g Mn/L}$. Mangankonsentrasjonen økte spesielt mellom 4-6 m, og den gjennomsnittlige konsentrasjonen mellom 5-8 m var $528,00 (\pm 92,92) \mu\text{g Mn/L}$. Dette er omtrent fire ganger høyere sammenlignet med de øverste fire meterne.



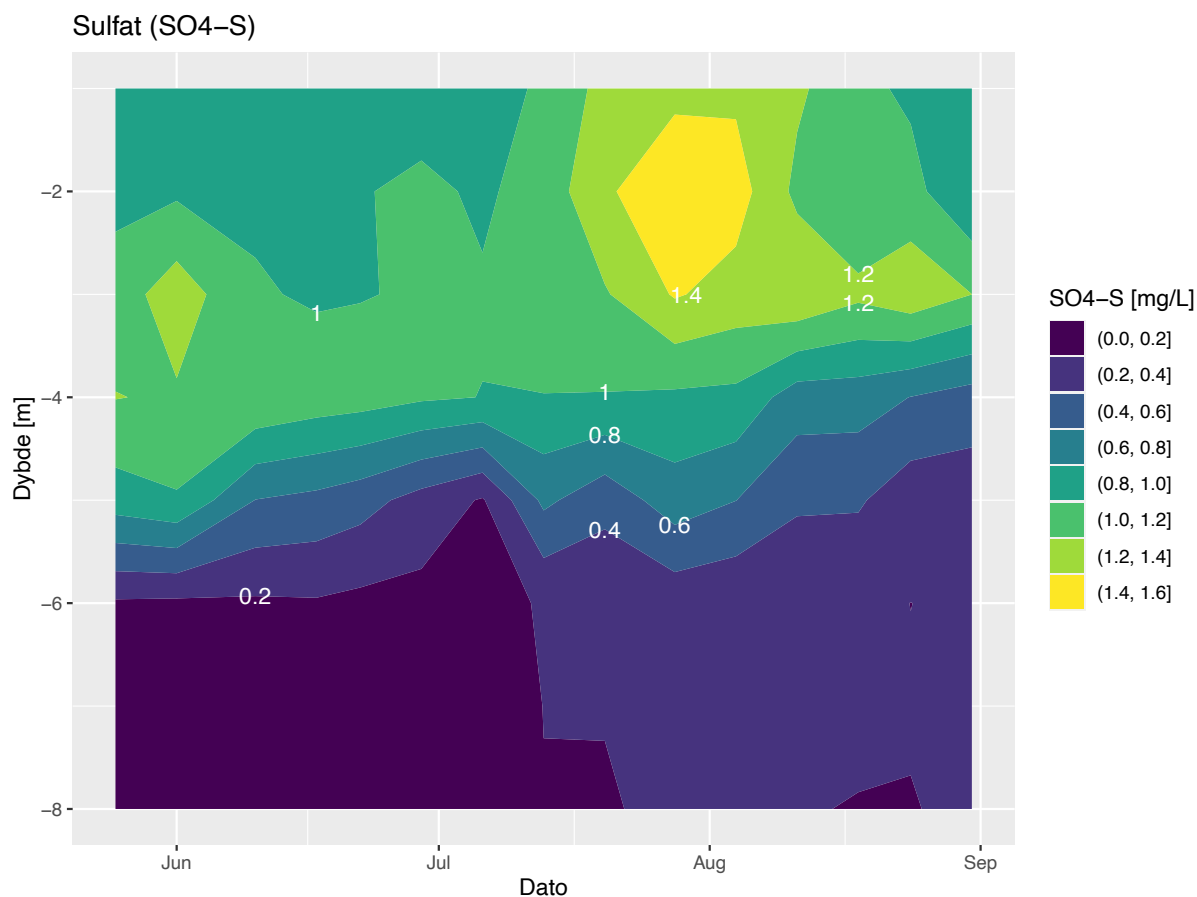
Figur 20: mangankonsentrasjonen [mg/L] i Kutjern i perioden 23.05.2024 til 31.08.2024.

Figur 21 viser svovelkonsentrasjonen som varierte langs vannsøylen, men som en generell trend sank konsentrasjonen med dybden. Den høyeste svovelkonsentrasjonen ble målt ved 2 m den 28. juli og var 1,9 mg S/L, mens den laveste svovelkonsentrasjonen ble målt ved 8 m den 25. mai og var 0,78 mg S/L. Den gjennomsnittlige svovelkonsentrasjonen mellom dybde 0-5 m var 1,36 ($\pm 0,22$) mg S/L. Under 6 m var den gjennomsnittlige svovelkonsentrasjonen 0,89 ($\pm 0,06$) mg S/L.



Figur 21: svovelkonsentrasjonen [mg/L] i Kutjern i perioden 23.05.2024 til 31.08.2024.

Figur 22 viser sulfatkonsentrasjonen i Kutjern som sank med dybden. Den høyeste konsentrasjonen av sulfat ble målt ved samme dyp og tid som den høyeste målte svovelkonsentrasjonen, og var 4,60 mg SO₄-S/L. Svovelgradienten steg litt oppover vannsøylen gjennom studieperioden, den startet ved ca. 5 m og steg til ca. 4 m. Den gjennomsnittlige sulfatkonsentrasjonen mellom dybde 0-4 m var 3,18 (± 0,62) mg SO₄-S/L, og mellom 5-8 var den gjennomsnittlige sulfatkonsentrasjonen 0,80 (± 0,56) mg SO₄-S/L.

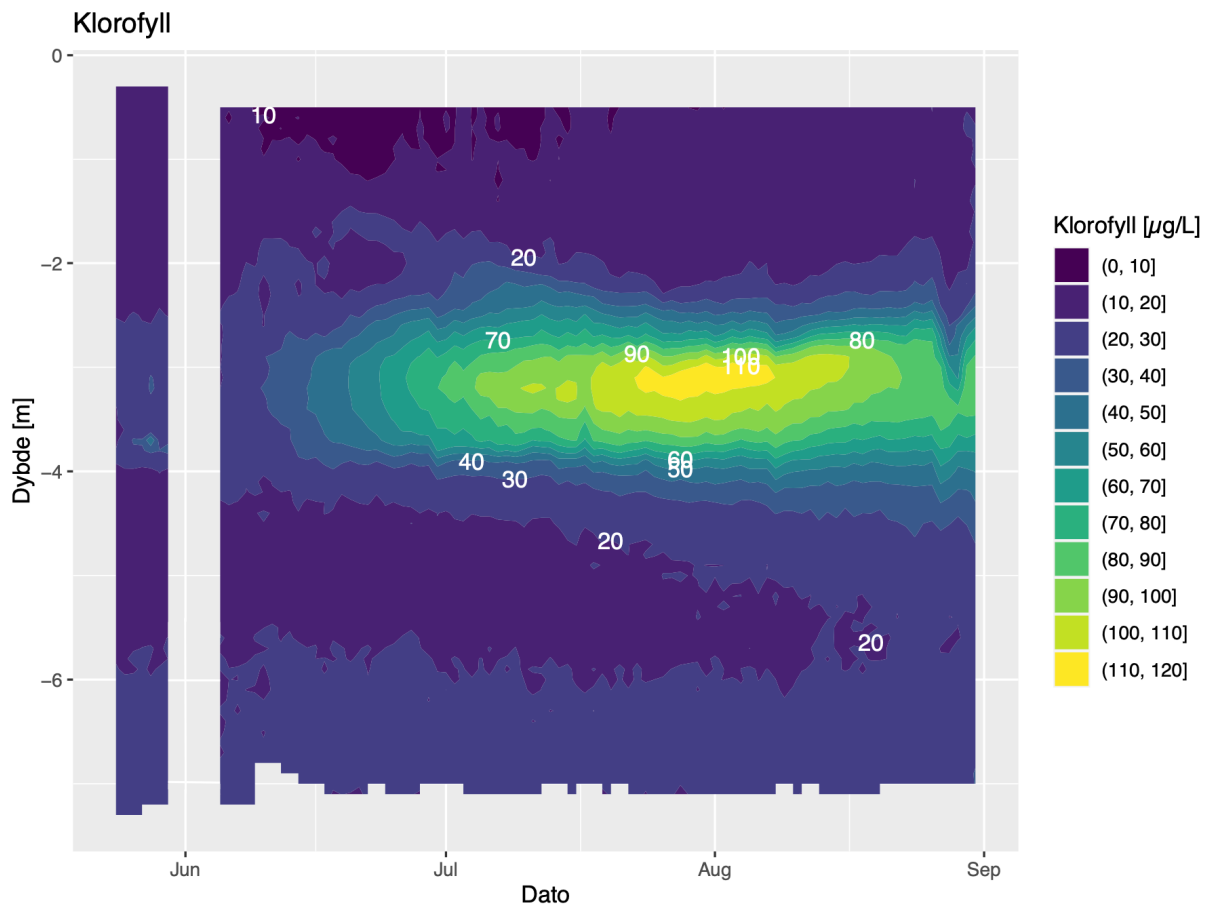


Figur 22: sulfatkonsentrasjonen [mg/L] i Kutjern i perioden 23.05.2024 til 31.08.2024.

3.8 Sammensetning av fytoplankton

3.8.1 Klorofyll

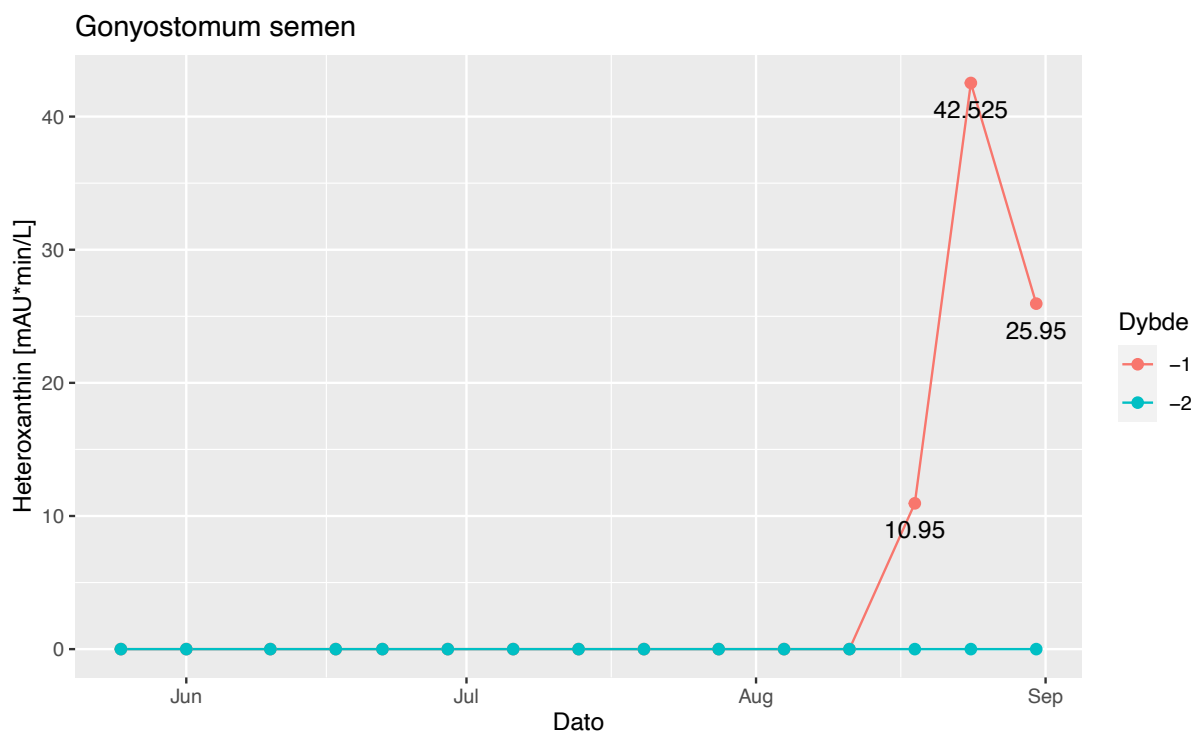
Klorofyllkonsentrasjonen i Kutjern vises i figur 23. Ved vannoverflaten og over innsjøbunnen var klorofyllkonsentrasjonen lav. Den gjennomsnittlige konsentrasjonen mellom 0-2 m var 13,5 (2,8) $\mu\text{g/L}$ og mellom 4-8 var gjennomsnittet på 21,7 (3,1) $\mu\text{g/L}$. I juli økte klorofyllkonsentrasjonene betraktelig mellom 2-4 m. Den høyeste klorofyllkonsentrasjonen ble målt den 28. juli ved 3-4 m dybde og var 95,5 $\mu\text{g/L}$. Gjennomsnittlige klorofyllkonsentrasjon fra 1. juli til 31. august ved dybde 2-4 m var 63,51 ($\pm 17,95$) $\mu\text{g/L}$.



Figur 23: klorofyllkonsentrasjonen [$\mu\text{g/L}$] i Kutjern i perioden 23.05.2024 til 31.08.2024. Lenge på verdiintervall er 10.

3.8.2 Dybdefordeling og mengde av *G. semen*

G. semen ble observert ved 1 m dybde de tre siste ukene i studieperioden. Dybdefordelingen av *G. semen* presenteres i linjediagrammet nedenfor (figur 24). Den 18. august var konsentrasjonen av heteroxanthin på 10,95 mAU*min/L, den 24. august var konsentrasjonen 42,525 mAU*min/L og den 31. august var konsentrasjonen 25,95 mAU*min/L.

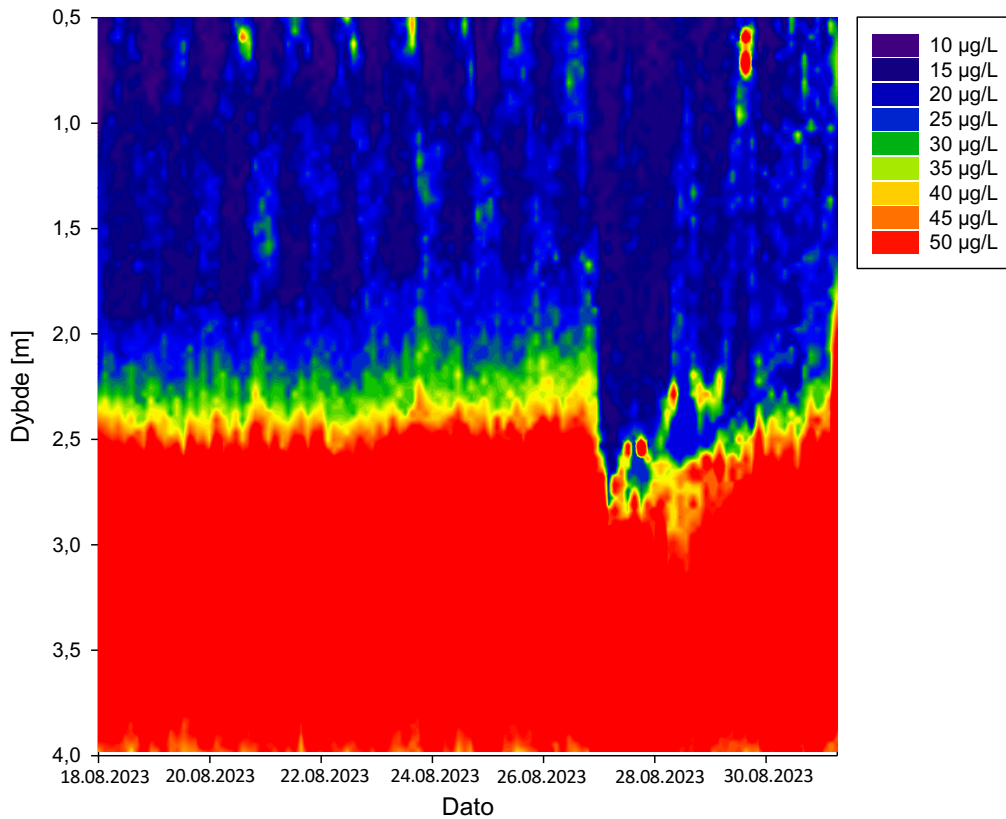


Figur 24: linjediagram viser dybdefordeling og mengde av *G. semen* i perioden 23.05.2024 til 31.08.2024, presentert som pigment heteroxanthin [mAU*min/L].

3.8.3 Døgnvandring til *G. semen*

Figur 25 nedenfor viser målinger av klorofyll fra dybde 0,5 m til 4 m i perioden fra 18. august til 31. august. Figuren viser et repetitivt mønster som strekker seg over et døgn. Dette er trolig *G. semen* som utfører døgnvandring fordi døgnmønsteret ikke var til stede i Kutjern før heteroxanthin ble registrert for første gang (18. august). Fra 18. august til 27. august vandret *G. semen* ned til ca. 2 m dybde. Den 28. august vandret *G. semen* ned til ca. 3 m, som antageligvis skyldes den ekstreme nedbørsmengden som kom den 27. august (96,3 mm nedbør). Etter dette steg vandringen til *G. semen* gradvis tilbake til 2 m.

Vandring av *G. semen*

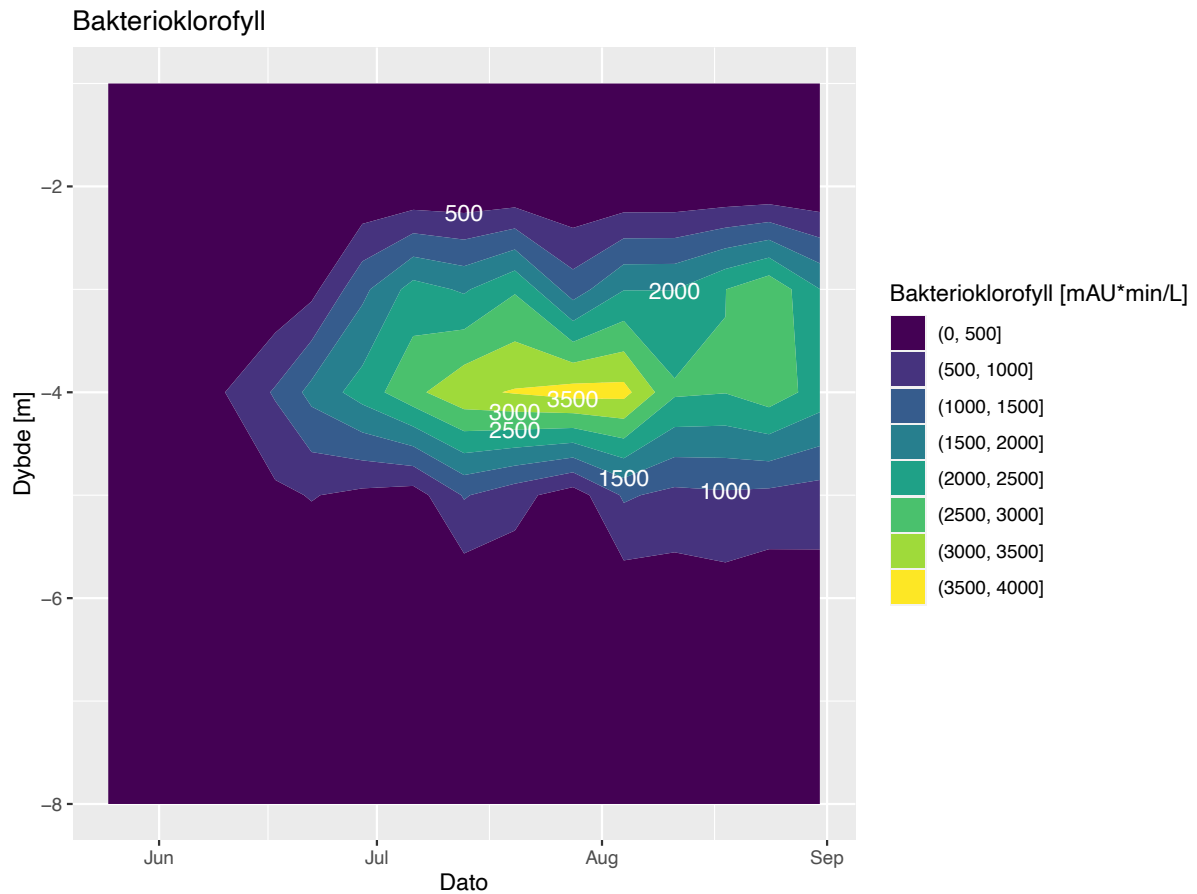


Figur 25: målinger av klorofyll fra 18. til 30 august mellom 0,5 m og 4,0 m, som trolig er *G. semen* som utfører døgnvandring. Målinger > 50 µg/L vises som rødt.

3.8.4 Dybdefordeling av andre fytoplankton

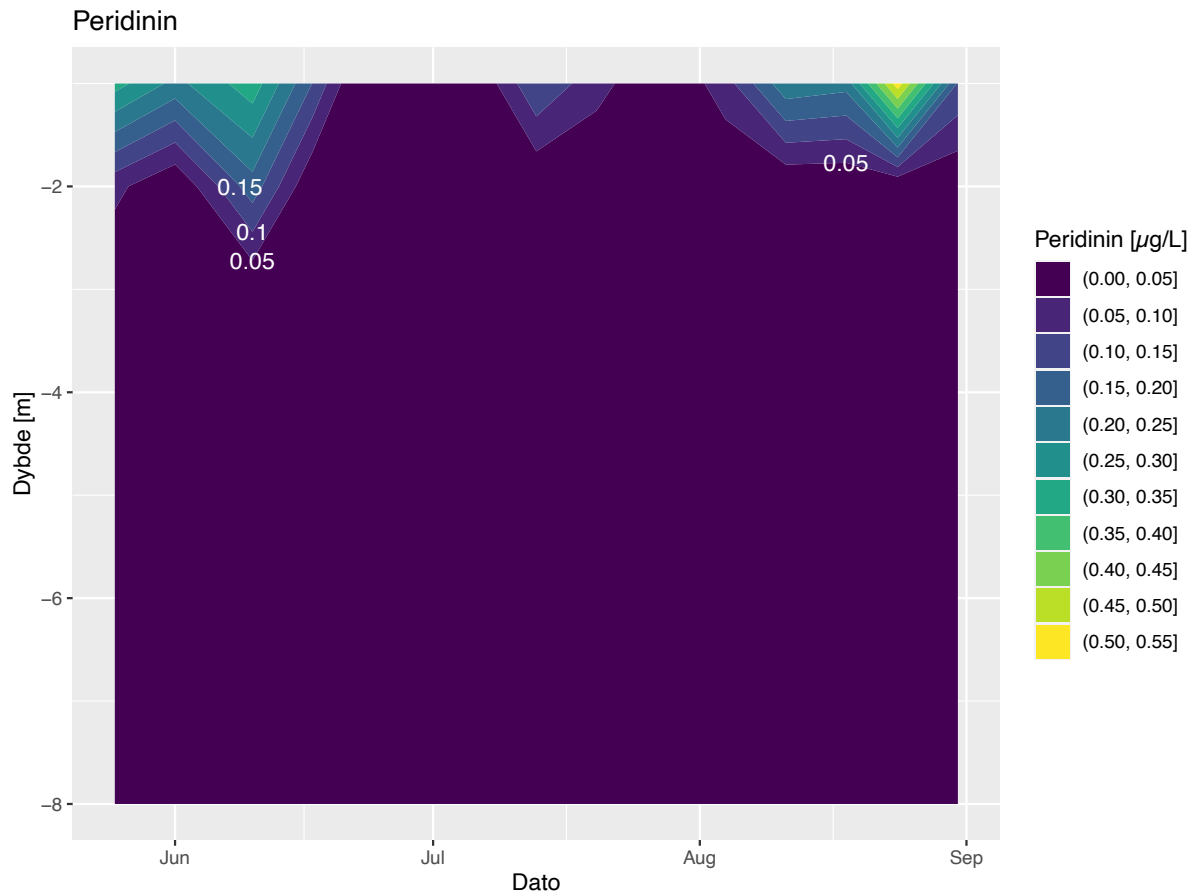
Figur 26 viser tilstedeværelsen av svovelbakterier i Kutjern, målt som bakterioklorofyll. Det var ingen tilstedeværelse av svovelbakterier mellom 0-2 m. Svovelbakteriene oppholdt seg hovedsakelig mellom 3-5 m, og de høyeste målingene ble målt i slutten av juli. Den gjennomsnittlige konsentrasjonen mellom 3-5 m var $1702,3 (\pm 1079,3)$ mAU*min/L. Svovelbakteriene oppholdt seg også under 6 m, men i lavere konsentrasjoner. Mellom dybde 6-8 m var den gjennomsnittlige konsentrasjonen $159,1 (\pm 59,9)$ mAU*min/L. Den høyeste målingen ble målt 28. juli ved 4 m dybde, og var $3706,4$ mAU*min/L.

Fargen på glassfiberfiltrene etter filtrering var grønne, og indikerer at det var grønne svovelbakterier som var til stede i Kutjern denne vekstsesongen, og ikke lilla svovelbakterier.



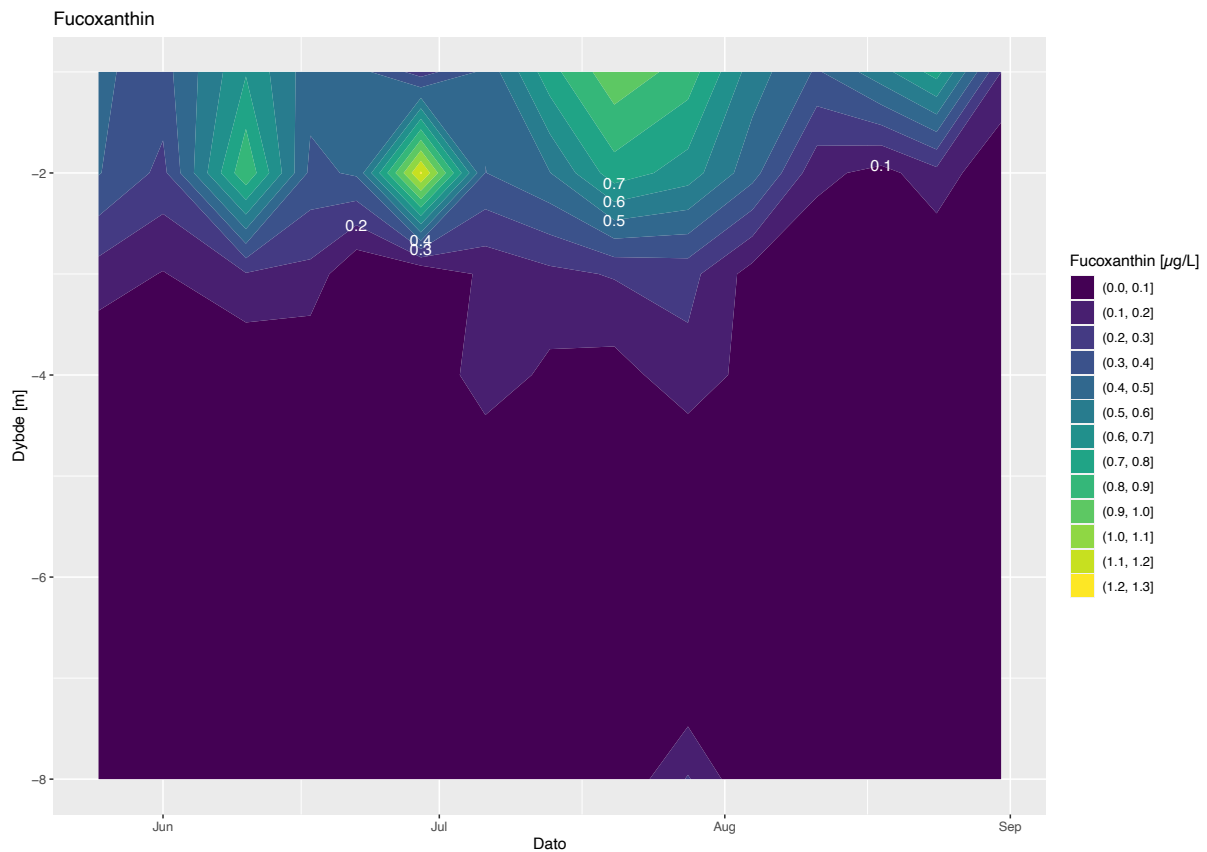
Figur 26: konsentrasjonen av bakterioklorofyll [mAU*min/L] i Kutjern i perioden 23.05.2024 til 31.08.2024.

Pigmentet peridinin var kun til stede mellom 0-2 m, og indikerer lav forekomst av dinoflagellater (figur 27). I perioden 22. juni til 5. juli og 28. juli var det imidlertid ingen tilstedeværelse av dinoflagellater. Peridinin hadde en gjennomsnittlig konsentrasjon på 0,09 ($\pm 0,13$) $\mu\text{g/L}$ mellom dybde 0-2 m.



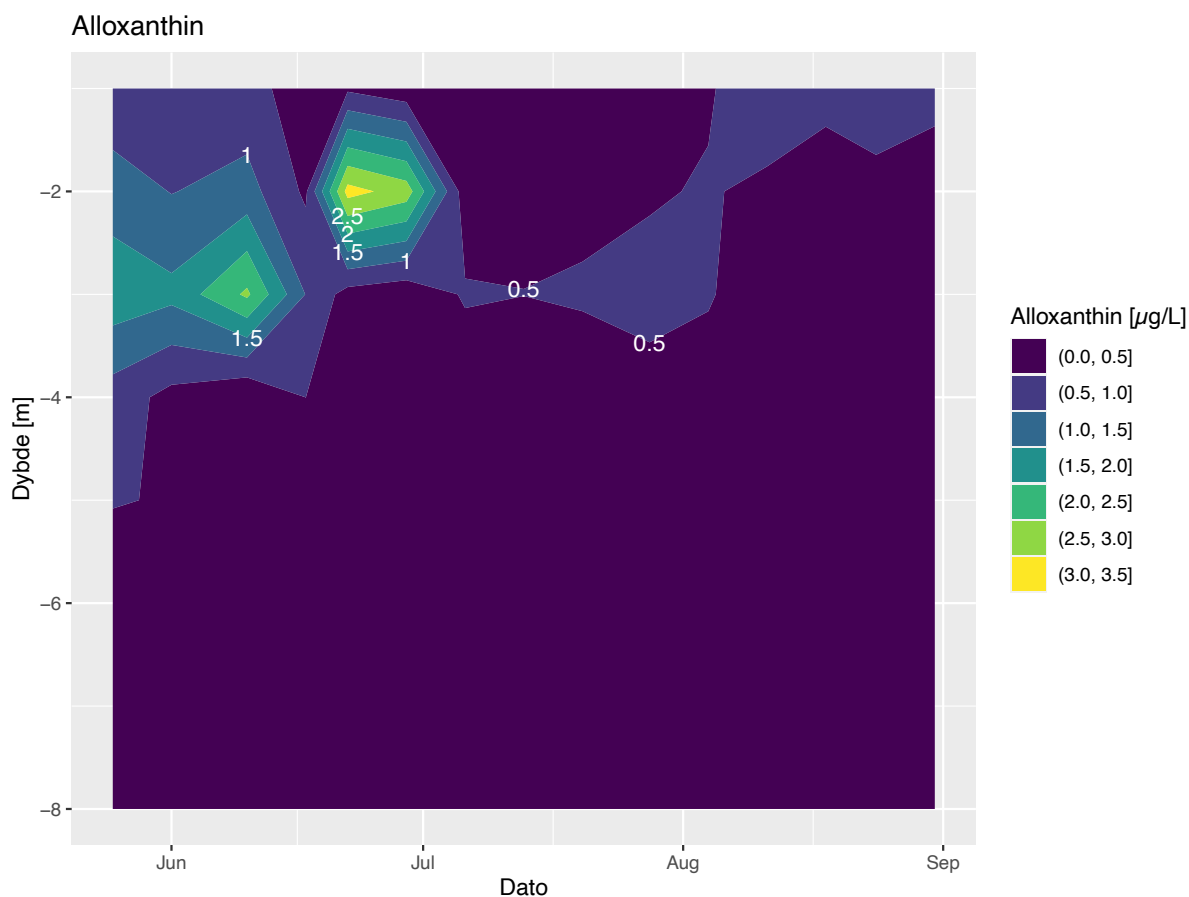
Figur 27: konsentrasjonen av peridinin [$\mu\text{g/L}$] i Kutjern i perioden 23.05.2024 til 31.08.2024.

Pigmentet fucoxanthin indikerer tilstedeværelse av kiselalger (figur 28). Kiselalgene oppholdte seg hovedsakelig ved dybde 0-3 m, med høyest forekomst fra vannoverflaten. Den gjennomsnittlige konsentrasjonen av fucoxanthin mellom dybde 0-3 m var $0,36 (\pm 0,30) \mu\text{g/L}$. Den høyeste konsentrasjonen av fucoxanthin var $1,214 \mu\text{g/L}$ og ble målt den 29. juni ved 2 m dybde. I midten av studieperioden ble fucoxanthin også observert ved 4 m dybde.



Figur 28: konsentrasjonen av fucoxanthin [$\mu\text{g/L}$] i Kutjern i perioden 23.05.2024 til 31.08.2024. Dette konturplottet har et annen utseende for å få plass til alle tallverdier i konturplottet.

Pigmentet alloxanthin kommer fra Kryptomonader og litt fra *G. semen*. I juni og ved dybde 0-4 m ble de høyeste konsentrasjonene av alloxanthin målt (figur 29). Utover i studieperioden ble konsentrasjoner av alloxanthin lavere. Den gjennomsnittlige konsentrasjonen av alloxanthin mellom dybde 0-4 m var $0,58 (\pm 0,64) \mu\text{g/L}$.



Figur 29: konsentrasjonen av alloxanthin [mg/L] i Kutjern i perioden 23.05.2024 til 31.08.2024.

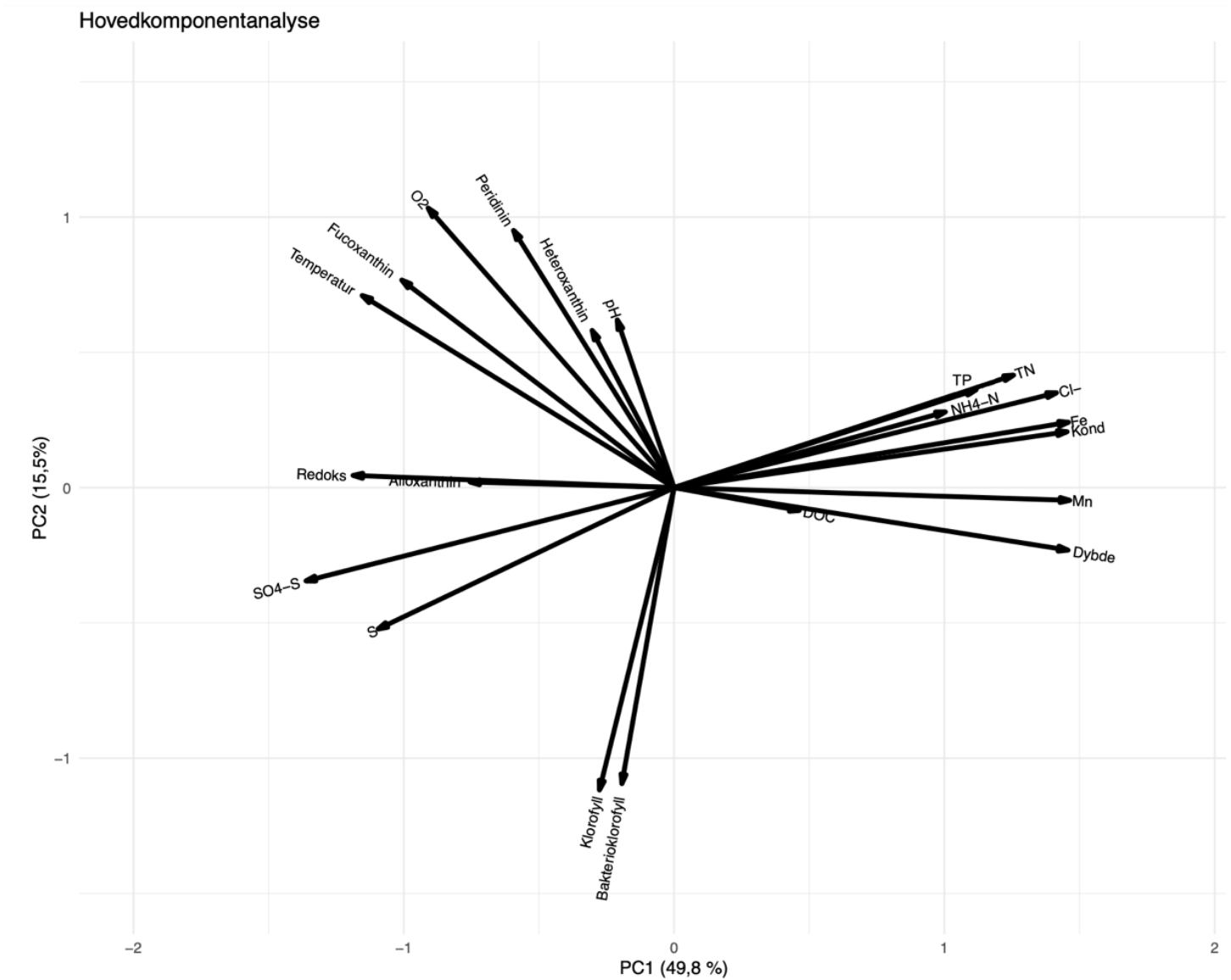
3.9 Spearman's rank korrelasjonstest

Spearman's rank korrelasjonstest ligger vedlagt som tabell (vedlegg 4). Tallene i tabellen viser Spearman's Rho (ρ) og anses som akseptabel og statistisk signifikant ($p\text{-verdi} < 0,05$) dersom cellen er farget grønn.

3.10 Hovedkomponentanalyse

Biplottet fra hovedkomponentanalysen vises i figur 30. Kovariansmatrisen og egenvektorer er vedlagt (vedlegg 5). PC1 og PC2 forklarte til sammen 65,3%, av variasjonen i datasettet, på henholdsvis 49,8 % og 15,5 %. Figur 30 viser at den spesifikke konduktiviteten er positivt korrelert dybden, sammen med klorid-, jern- og mangankonsentrasjonen. DOC og dybde er også positivt korrelert, men lengdene på pilene ulike. Næringsstoffene TN, TP og $\text{NH}_4\text{-N}$ er positivt korrelert med hverandre, og negativt korrelert med $\text{SO}_4\text{-S}$ og S. TN, TP og $\text{NH}_4\text{-N}$ er også noe positivt korrelert med dybden, samt spesifikk konduktivitet, klorid-, jern- og mangankonsentrasjonen. Oksygenkonsentrasjonen er positivt korrelert med temperatur, og negativt korrelert med dybde, spesifikk konduktivitet og kloridkonsentrasjonen. Klorofyll og

bakterioklorofyll er positivt korrelert med hverandre, som også er noe positivt korrelert med S og SO₄-S. Klorofyll er negativt korrelert med pigmentene heteroxanthin, peridinin, fucoxanthin. Disse pigmentene er positivt korrelert med temperatur, oksygenkonsentrasjonen og pH, og er noe negativt korrelert med næringsstoffene TP, TN, NH₄-N og DOC, samt dybde. Alloxanthin er positivt korrelert med redoks, og er ikke korrelert med klorofyll.



Figur 30: viser biplottet fra hovedkomponentanalysen, og viser variablene oksygen (O₂), temperatur, spesifikk konduktivitet (Kond), dybde, DOC, mangan, jern, kloridkonsentrasjonen (Cl⁻), TP, TN, NH₄-N, S, SO₄-S, redoks, pH, klorofyll, heteroxanthin, bakterioklorofyll, peridinin, fucoxanthin og alloxanthin.

Kapittel 4: Diskusjon

I dette kapittelet diskuteres hypotesene opp mot resultatene fra studie- og feltarbeidet. Resultatene sammenlignes med tidligere undersøkelser i Kutjern, samt studier fra andre meromiktiske innsjøer. Først diskuteres den kjemiske og termiske sjiktningen, og deretter hvilken effekt dette har hatt på næringsstoffene. Til slutt presenteres effekten den permanente sjiktningen har hatt på fyttoplanktonsamfunnet, med et spesielt fokus på døgnvandringen og veksten til *G. semen*.

4.1 Utviklingen av kjemisk og termisk sjiktning i Kutjern

Forskjellen i klorid- og oksygenkonsentrasjonen mellom overflatevannet og bunnvannet var større enn 10 mg Cl⁻/L (figur 11) og 6 mg O₂/L i hele studieperioden (figur 12). Disse differansene er de operasjonelle definisjonene for kjemisk sjiktning i forbindelse med veisalting i Norge (Haaland et al., 2012; Saunes & Værøy, 2016). Kloridkonsentrasjonen i Kutjern virker stabil fordi kjemoklinen lå ved 4 m dybde i både 2021 og 2023 (figur 11) (Steiro, 2022). En kjemoklin gjør at sirkulasjonen om våren og høsten helt eller delvis uteblir, slik at monimolimnion (4-8 m i Kutjern) blir mer eller mindre permanent adskilt fra de overliggende vannmassene. Dette er et typisk kjennetegn til meromiktiske innsjøer (Wetzel, 2011, s. 83). Den gjennomsnittlige konsentrasjonsforskjell mellom overflatevannet (1 m) og bunnvannet (8 m) gjennom studieperioden var 312 mg Cl⁻/L og på 7,3 mg O₂/L. En rapport fra Statens vegvesen påviste konsentrasjonsforskjeller på 394 mg Cl⁻/L og 11,1 mg O₂/L mellom overflatevannet og bunnvannet i juni 2016 (Saunes & Værøy, 2017). Statens vegvesen viser til at økningen i kloridkonsentrasjonen var betydelig fra 2010 til 2015 og at dette skyldes veisalt fra E18. Fra 2015 til 2016 var det liten endring i kloridkonsentrasjonen (Saunes, 2019; Saunes & Værøy, 2016, 2017). Omlegging av E18 i 2017 kan ha ført til det lille avviket i klorid differansen som ble observert sommeren 2023, sammenlignet med juni 2016.

Veisalt er sannsynligvis den eneste kilden til salt i nedbørfeltet. Kutjern ligger over den marine grensen og skisporer ved Kølen skianlegg blir trolig ikke saltet under sesong (R. Heed, personlig kommunikasjon, 23. november 2023). Klorid og spesifikk konduktivitet er signifikant positivt korrelert med hverandre (Spearman's rho = 0,987) (p-verdi < 0,05) (vedlegg 4). På biplottet fra hovedkomponentanalysen peker også klorid og spesifikk konduktivitet i samme retning, som indikerer positiv korrelasjon (figur 30). Den spesifikke

konduktiviteten er et uttrykk for mengden oppløste salter i vannet, og høye kloridkonsentrasjoner gir utslag i økende spesifikk konduktivitet i bunnsjiktet, sammenlignet med overflatelaget (figur 10 og 11) (Gulati et al., 2017, s. 26).

I tillegg til kjemisk sjiktning, kan termisk sjiktning utvikles om sommeren som følge av små temperaturforskjeller (Wetzel, 2011, s. 74-75). Figur 9 viser at vanntemperaturen sank med dybden gjennom studieperioden, og viser dannelsen av termisk sjiktning over kjemoklinen (0 - 4 m). Allerede ved første temperaturmåling (23. mai) var temperaturforskjellen mellom 0 m og 4 m på 15 °C. Termisk sjiktning oppstår antageligvis hver sommer fordi Kutjern var termisk sjiktet i både 2016 og 2021 (Saunes & Værøy, 2017; Steiro, 2022). I 2021 lå termoklinen ved ca. 2 m dybde (Steiro, 2022). I 2023 lå termoklinen også ved 2 m i mai og juni, men den ble bredere og flyttet seg ned til 3-4 m i løpet i juli og august (figur 9). Dette kommer antageligvis fra økende nedbørsmengder, ettersom multiparametersonden tok temperaturmålinger i forhold til vannoverflaten. Lavere lufttemperaturer gjennom studieperioden kan også ha påvirket termoklinen (Wetzel, 2011, kapittel 2.1).

Kutjern ligger midt i Marker vindpark, og selv opplevde jeg Kutjern som vindutsatt under feltarbeidet. Statens vegvesen skriver likevel at Kutjern er lite eksponert for vind (Saunes & Værøy, 2016). Lite vind motvirker sirkulasjon av vannmassene og distribusjon av varme (Pilla et al., 2018; Saunes & Værøy, 2017; Wetzel, 2011, s. 107-108). Lang oppholdstid kan også bidra til termisk sjiktning fordi oppvarming og avkjøling er prosesser som tar lang tid (Vaskinn, 2010). Oppholdstiden til Kutjern er imidlertid vanskelig å beregne fordi det ikke er noen synlige inn- eller utløp til innsjøen. I tillegg er det ikke undersøkt hvorvidt Kutjern er grunnvannspåvirket. Vertikal sjiktning påvirker mange fysiske, kjemiske og biologiske prosesser i innsjøer, og har vist seg å være til fordel for veksten til *G. semen* (Pęczuła et al., 2018; Rengefors et al., 2012; Trigal et al., 2013; Vaskinn, 2010).

Kutjern hadde en gulbrun fremtoning under feltarbeid, og blir omtalt som *humøs* i Statens vegvesen sine rapporter (Saunes & Værøy, 2017). Den gulbrune fargen kan også skyldes jern (Xiao & Riise, 2021). Figur 18 viser at Kutjern hadde høye nivåer av DOC sommeren 2023, med gjennomsnittlige konsentrasjoner på 18 (\pm 3) mg DOC/L ved dybde 1-4 m og 19 (\pm 1) mg DOC/L ved dybde 5-8 m. Mesteparten av solstrålene som trenger ned i vannoverflaten omdannes til varmeenergi, slik at solenergien avtar med økende dybde (Wetzel, 2011, s. 72-73). Hvor langt ned solstrålene når, avhenger av bølgelengden på lyset (Vaskinn, 2010). DOM

absorberer UV-lys, og kan påvirke utvikling av termisk sjiktingen ved å bidra til økte vanntemperaturer i vannoverflaten. Dette gjør at epilimnion blir grunnere, og termoklinen presses oppover i vannsøylen (Bertilsson & Tranvik, 2000; Boehrer & Schultze, 2008; Gulati et al., 2017, s. 195-196). Absorpsjon av UV-lys bryter ned løste organisk stoffer og frigjør blant annet næringsstoffer (Wen et al., 2022). DOM består av >50 % karbon, og man kvantifiserer ofte DOM ved å måle karboninnholdet i vannprøver (figur 18) (Saadi et al., 2006). Dette kan indikere at DOM var delaktig i utviklingen av den termiske sjiktningen i Kutjern, som videre kan påvirke den biologiske produktiviteten (Gulati et al., 2017, s. 195-196).

Figur 12 viser anaerobe forhold under 2-3 m dybde. Oksygenkonsentrasjonen og den spesifikke konduktiviteten er signifikant negativt korrelert med hverandre fordi Spearmans rho mellom spesifikk konduktivitet og oksygen var -0,904 (vedlegg 4), og på biplottet fra hovedkomponentanalysen peker disse variablene i motsatt retning (figur 30). Allerede i mai var det anaerobe forhold under 3 m, og det kan tyde på at Kutjern ikke sirkulerte fullstendig våren 2023. Vannprøvene fra 2016 påviste også anaerobe forhold under 2-3 m dybde, og en såpass høy konduktivitet at man kunne forvente en endring i det biologiske mangfoldet (Saunes & Værøy, 2017). Oksygenmangel i monimolimnion har antageligvis oppstått som følge av konstante tilførsler av organisk materiale, som raskt brytes ned (Wetzel, 2011, s. 164). Utvikling av kjemisk og termisk sjiktning gjør at Kutjern kan kategorisere som en ektogen meromiktisk innsjø, som følge av salttilførsler fra E18 (Wetzel, 2011, s. 83).

Lignende situasjon ble dokumentert i Nordre- og Søndre Brutjern av Bækken i 2012, som ligger ca. 2 km unna Kutjern. I disse innsjøene har forhøyede kloridkonsentrasjoner og tidvis oksygenvinn oppstått som følge av veiforurensing fra E18. I 2010 var ÅDT langs Nordre- og Søndre Brutjern ca. 5400 kjøretøy/døgn og saltforbruket var 6 tonn/km (Bækken, 2012). Til sammenligning var SDT langs Kutjern ca. 4 600 kjøretøy/døgn under vinterdrift fra 2012 til 2022 og saltforbruken var 11 434 kg salt i perioden 2015-2018 (Saunes et al., 2019; *Trafikkdata | Ørje*, u.å.). Derfor kan man med høy sannsynlighet påstå at Kutjern påvirkes av veisalt, som har forårsaket saltgradient med markante forskjeller i oksygen og konduktivitet over og under kjemoklinen.

4.2 Hvilken effekt har den meromiktiske sjiktning på næringsstoffene i Kutjern?

Kjemiske forskjeller over og under kjemoklinen påvirker løseligheten og tilgjengeligheten til mange næringsstoffer (Gulati et al., 2017, s. 14; Wetzel, 2011, s. 83). Kommende underkapitler omhandler svovel, nitrogen og fosfor som er essensielle mikronæringsstoffer for vannlevende organismer (Hongve, 1994).

4.2.1 Svovel

Figur 22 viser at monimolimnion inneholder lav konsentrasjon av $\text{SO}_4\text{-S}$. Stabiliteten til $\text{SO}_4\text{-S}$ avhenger av redokspotensialet og oksygenkonsentrasjonen, og dette kommer frem i Spearmans rank korrelasjonstest (vedlegg 4). Spearmans rho mellom $\text{SO}_4\text{-S}$ og redoks ble beregnet til å være 0,779 (p-verdi $< 0,05$) og mellom $\text{SO}_4\text{-S}$ og oksygen ble Spearmans rho 0,606 (ikke signifikant fordi p-verdi $> 0,05$). På biplottet fra hovedkomponentanalysen peker $\text{SO}_4\text{-S}$, redoks og oksygen i tilnærmet samme retning (figur 30). Under aerobe forhold er hydrogensulfid (H_2S) vanligvis fraværende og sulfatkonsentrasjonen er relativt konstant med dybden. Dersom redokspotensialet synker under ca. 100 mV kan $\text{SO}_4\text{-S}$ reduseres til H_2S , som et resultat av bakteriell nedbryting (Wetzel, 2011, s. 313). Over sedimentene kan H_2S reagere med Fe(II)-ioner og danne uløselig jernsulfid (FeS). Ved produksjon av H_2S og FeS kan betydelige mengder svovel fjernes fra monimolimnion (J. G. Jones et al., 1982; Zhao et al., 2021). Dette er mulige reaksjoner i Kutjern fordi figur 14 viser at redokspotensialet var under 100 mV i monimolimnion.

Monimolimnion inneholder vanligvis mye H_2S (Wetzel, 2011, s. 313). H_2S er giftig for mange vannlevende organismer, og er kjent for sin karakteristiske lukt (Truong et al., 2006). Denne lukten var tydelig under felt- og laboratoriearbeidet. I tillegg ble gassbobler i Ruttner vannhenter observert. Gassboblene kan også skyldes metangassproduksjon fra anaerob nedbrytning av organisk materiale (Wetzel, 2011, s. 645). En stor andel av svovelinnholdet var i form av $\text{SO}_4\text{-S}$ (Spearmans rho mellom S og $\text{SO}_4\text{-S} = 0,898$ (p-verdi $< 0,05$)) (vedlegg 4). Det gjenværende svovelinnholdet var sannsynligvis H_2S . I alkaliske løsninger med pH over 7 kan også noe HS^- og lave konsentrasjoner av S^{2-} være til stede, fordi H_2S dissosierer svakt (Wetzel, 2011, s. 313). pH i Kutjern var imidlertid aldri over 7 (figur 13).

Et kjennetegn på meromiktiske innsjøer er at kjemoklinen ofte danner gunstige vekstforhold for svovelbakterier (Overmann et al., 1996; Wetzel, 2011, s. 319). Figur 26 viser høy

konsentrasjon av svovelbakterier ved kjemoklinen, og ettersom fargen på glassfiberfiltrene etter filtrering var grønn betyr dette at det er grønne svovelbakterier. Her kan fototrofe svovelbakteriene i teorien bruke H_2S og SO_4-S som elektrondonor i fotosyntesen, sammen med det tilgjengelige lyset som energikilde (Wetzel, 2011, s. 317). Dette er enda en indikasjon på at Kutjern kan kategoriseres som en meromiktisk innsjø (Wetzel, 2011, s. 319).

Svovelforbindelser kommer fra nedbørfeltet og interne kilder (sediment). I en undersøkelse fra oktober 1969 til oktober 1971 av Bremmeng og Kloster i Transjøen, som ligger i Ullensaker kommune i Akershus fylke, ble sulfat dokumentert i monimolimnion, til tross for reduserende forhold. Dette var en grunnvannspåvirket innsjø, der grunnvannet tilførte sulfat til bunnvannet, slik at sulfatreduksjonen ble ufullstendig (Bremmeng & Kloster, 1976). Det er uvisst om Kutjern påvirkes av grunnvannet, men figur 22 viser en lav konsentrasjon av sulfat i monimolimnion. Våtmarksområdene, som Kutjern er forbundet med, er reservoarer for organisk materiale som potensielt kan frigjøre svovelholdige forbindelser eller andre næringsstoffer (Solomon et al., 2015).

Sulfat kan karakteriseres som en katalysator i mange limnologiske næringscykluser. Reduksjon av sulfat til sulfid, dannelsen av uløselig FeS og oksidasjon av H_2S til sulfat spiller en viktig rolle i forhold som styrer mobiliseringen av fosfat og en rekke andre næringsstoffer (Wetzel, 2011, s. 314).

4.2.2 Nitrogen

Under kjemoklinen ble det målt høye konsentrasjoner av TN og NH_4-N (figur 15 og 16). Dette var også tilfelle i 2021 (Steiro, 2022). I følge klassifiseringsveilederen til Miljødirektoratet for totalt nitrogen var tilstandsklassen i miksolimnion «god», mens tilstandsklassen i monimolimnion var «svært dårlig» (Iversen & Sandøy, 2018). Kjemoklinen fungerer som en barriere mot transport av TN og NH_4-N fra monimolimnion til miksolimnion. Kun alger og bakterier som kan leve anaerobt kan benytte seg av det biotilgjengelige ammoniumet under kjemoklinen. Spearman's rho for TN og NH_4-N ble beregnet til å være 0,693 (p -verdi $< 0,05$) (vedlegg 4), og på biplottet fra hovedkomponentanalysen peker TN og NH_4-N i samme retning (figur 30).

NH_4-N anses som den nitrogenforbindelsen som er mest biotilgjengelig. Derfor er konsentrasjonen av NH_4-N ofte lav i den eufotiske sonen, og etter sirkulasjon i de fleste

innsjøer (Wetzel, 2011, s. 214). Nitrat er også en foretrukken kilde til nitrogen, og rask assimilering av nitrat har trolig ført til en konsentrasjon under deteksjonsgrensen (Wetzel, 2011, s. 217). Aerobe forhold i epilimnion tillater aerob fotosyntese, og primærproduksjon kan tømme epilimnion for nitrat under sommerstratifisering. Følgende kan nitrogen være en begrensende næringsstoff for vekst av planteplankton i ferskvann (Gulati et al., 2017, s. 195; Verdouw & Dekkers, 1982).

Konsentrasjonen av $\text{NH}_4\text{-N}$ øker når betydelige mengder organisk materiale akkumuleres i hypolimnion og monimolimnion (Hongve, 1994; Wetzel, 2011, s. 214). Dette kan forklare hvorfor konsentrasjonen av $\text{NH}_4\text{-N}$ varierte under kjemoklinen (figur 15). Når det er lav konsentrasjon av nitrogen er mengden alger og bakterier sannsynligvis høy, og motsatt (Hongve, 1994; Wetzel, 2011, s. 214). Bakteriell nitrifikasjon av ammonium til nitritt og nitrat opphører under anaerobe forhold når redokspotensialet synker under 0,4 V (Wetzel, 2011, s. 114). Denitrifikasjonsprosessen derimot, initieres under anaerobe forhold. Anaerobe bakterier reduserer da nitritt og nitrat ved å bruke nitrat som alternativ elektronakseptor i stedet for oksygen i sine metabolske reaksjoner (Boehrer et al., 2017; Gulati et al., 2017, s. 69; Wetzel, 2011, s. 217). Dette har vært tilfelle i andre meromiktiske innsjøer, der fravær av sirkulasjon har resultert i akkumulering av ammonium i monimolimnion og uttømming i miksolimnion (Boehrer & Schultze, 2006; Jellison et al., 1993; Melack & Jellison, 1998). Endringer i nitrogenforbindelsene kan videre påvirke algesammensetningen i innsjøer. For eksempel kan dominans av $\text{NH}_4\text{-N}$ favorisere små fyttoplanktonceller, mens større celler kan favorisere $\text{NO}_3\text{-N}$ (Gulati et al., 2017, s. 144).

Våtmarksområdene rundt Kutjern kan være en viktig kilde til alloktont organisk materiale, og nitrogen kan være bundet til organisk materiale (Wetzel, 2011, s. 236). Spearman's rho mellom DOC og TN ble beregnet til å være 0,449 (p-verdi < 0,05) (vedlegg 4), og på biplottet fra hovedkomponentanalysen peker DOC og TN i omtrent samme retning (figur 30). Nitrat og ammonium ble sannsynligvis raskt assimilert av alger og bakterier i Kutjern, mens resten av TN trolig er organisk bundet; enten som cellulære bestanddeler i biota eller bundet til humusstoffer. I 1991 dokumenterte Jellison et al. at sedimentasjonshastigheten av partikkelbundet nitrogen var 2,0 millimol/m² pr. døgn i en meromiktisk innsjø (Jellison et al., 1993). Siden Kutjern antageligvis har vært kjemisk sjiktet i flere år, inneholder sedimentene sannsynligvis en god del organisk bundet nitrogen.

Sedimenter kan imidlertid frigjøre ammonium etter hvert som adsorpsjonskapasiteten avtar under anaerobe forhold (Wetzel, 2011, s. 215). Aktiviteten til bunndyr kan påvirke diffusjonshastigheten av næringsstoffer fra sedimentene (Hongve, 1994; Jellison & Melack, 1993; Montani et al., 1980). Fravær av oksygen kan redusere bioturbasjon, som er omrøring av jord eller sedimenter forårsaket av dyr som graver ganger. Dette kan videre redusere diffusjonshastigheten av næringsstoffer (som $\text{NH}_4\text{-N}$ og $\text{PO}_4\text{-P}$) fra sediment (Gautreau et al., 2020). Det er ikke undersøkt omfanget av bunndyr i Kutjern, men bunndyr er ofte fraværende i meromiktiske innsjøer (Hongve, 1994).

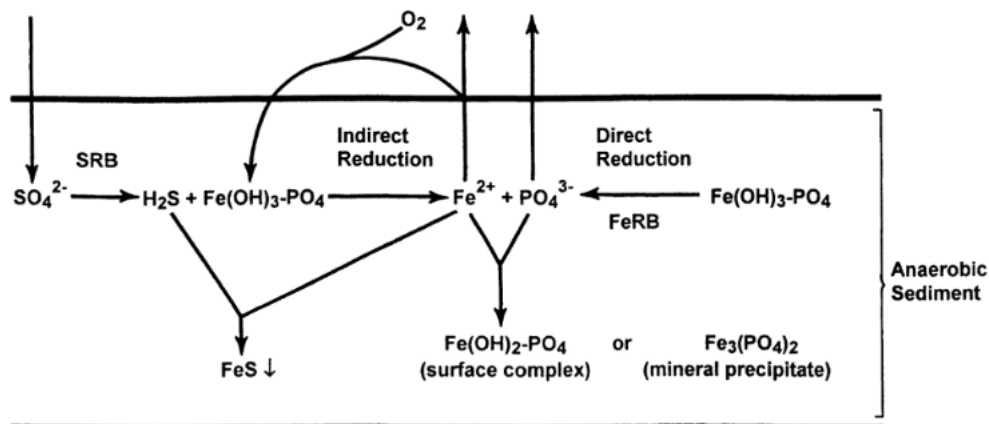
4.2.3 Fosfor

Fosfatkonsentrasjonen ble målt under deteksjonsgrensen. $\text{PO}_4\text{-P}$ er den vanligste formen for uorganisk fosfor, og er ofte et vekstbegrensende næringsstoff i innsjøer. Derfor er raskt biologisk opptak av autotrofe bakterier sannsynligvis årsaken til at $\text{PO}_4\text{-P}$ ikke ble akkumulert under kjemoklinen, til tross for anaerobe forhold (Wetzel, 2011, s. 263-264). Økt tilgang på $\text{PO}_4\text{-P}$ kan derfor øke primærproduksjon (eutrofiering), og konkurranse om $\text{PO}_4\text{-P}$ kan videre påvirke det biologiske mangfoldet (Wetzel, 2011, s. 239-240). Bakterier oppnår vanligvis ikke fosfatmetning og kan stå for 80% eller mer av netto opptak av fosfor (Wetzel, 2011, s. 263-264). Grønne svovelbakterier, som var til stede i monimolimnion (figur 26), krever $\text{PO}_4\text{-P}$ som fosforkilde under anaerob fotosyntese (Coulier, 2021; Lebret et al., 2012; Overmann et al., 1996). Konsentrasjonen av bakterioklorofyll økte mot slutten av juli, samtidig som konsentrasjonen av TP sank (figur 17). I tillegg ble den laveste målingen av TP målt dagen etter den høyeste målingen av bakterioklorofyll.

$\text{PO}_4\text{-P}$ har en negativ overflateladning og danner gjerne komplekser med Fe og Mn.

Spearmans rank korrelasjonstest beregnet en signifikant positiv korrelasjon mellom TP til både Fe (Spearmans rho = 0,769) og Mn (Spearmans rho = 0,758) (vedlegg 4). Speciering av Fe og Mn styres imidlertid av pH og redokspotensialet (Wetzel, 2011, s. 292). Bunnvannet i Kutjern var anaerobt (figur 12) med en relativt stabil pH på 6 (figur 13). Under slike forhold foreligger Fe og Mn som toverdige (Wetzel, 2011, s. 292-295). Fe^{2+} er mer løselig i vann enn Fe^{3+} , og løseligheten styres av flere ting. Forbindelser med Fe^{2+} danner generelt flere ioniske bindinger, mens Fe^{3+} danner kovalente bindinger. Kovalente bindinger gjør det mindre sannsynlig at forbindelsene dissosierer til ioner i vann, noe som resulterer i lavere løselighet. Under nøytral og basisk pH reduseres også løseligheten til Fe^{3+} , da Fe^{3+} har en tendens til å danne utfellinger som $\text{Fe}(\text{OH})_3$ (figur 31) (Wetzel, 2011, s. 251-252). Derfor er Fe lett løselig

med $\text{PO}_4\text{-P}$, slik forholdene i Kutjern kan indikere. Hovedkomponentanalysen viser en negativ korrelasjon mellom Fe og Mn på høyre side og O_2 og pH på venstre side (figur 30).



Figur 31: skjematisk skisse av sulfat sin interaksjon på reduksjon av Fe^{3+} og frigjøring av Fe^{2+} og PO_4^{3-} fra anaerobe sediment. SRB = sulfat reduserende bakterier. FeRB = jern reduserende bakterier (Wetzel, 2011, s. 252).

I innsjøer er sedimentene en viktig kilde til fosfor fordi de ofte har en høyere fosforkonsentrasjon enn det overliggende vannet (Gulati et al., 2017, s. 303; Wetzel, 2011, s. 245-246). Utveksling av $\text{PO}_4\text{-P}$ styres imidlertid av flere faktorer (figur 31) (Wetzel, 2011, s. 251-252). Under aerobe forhold fungerer oksygen som er barriere mot utslipp av $\text{PO}_4\text{-P}$ fra sediment. Da er utvekslingen ensrettet mot sedimentene, fordi oksidasjon av Fe^{2+} til Fe^{3+} omdanner Fe til en mindre løselig form som binder $\text{PO}_4\text{-P}$. Under anaerobe forhold transporters $\text{PO}_4\text{-P}$ fra sedimentene til overliggende vannet (intern gjødning), og derfor er fosfatkonsentrasjonen vanligvis høy i monimolimnion (Gulati et al., 2017, s. 282-283; Wetzel, 2011, s. 251-252).

I tillegg til raskt biologisk opptak av $\text{PO}_4\text{-P}$, kan lav sulfatkonsentrasjon holde $\text{PO}_4\text{-P}$ mer effektivt igjen i sedimentene. Når sulfatnivået i anaerobe sediment er lavt eller fraværende, kan mikrobiell reduksjon av Fe^{3+} til Fe^{2+} oppstå. Dette holder $\text{PO}_4\text{-P}$ mer effektivt igjen ettersom dannelse av FeS frigjør $\text{PO}_4\text{-P}$ lettere enn mikrobiell reduksjon av Fe^{3+} (figur 31) (Wetzel, 2011, s. 251-252). Dette kom frem i en studie av Wu et al i 2019, der dannelsen av uløselig FeS forsterket mobiliseringen av $\text{PO}_4\text{-P}$ (Wu et al., 2019). Siden figur 22 viser lav sulfatkonsentrasjon i bunnvannet til Kutjern er sulfatkonsentrasjonen sannsynligvis lav i sedimentene også, men dette er ikke undersøkt.

Fosforutvekslingen kan også påvirkes av sorpsjonsprosesser, partikulær ionebytting og atferdsmessig aktiviteter til biota (Wetzel, 2011, s. 246). For eksempel synker sorpsjonskapasiteten til Fe^{3+} når pH stiger over 6,5 (Wetzel, 2011, s. 252). Figur 13 viser at pH over 6,5 kun ble målt enkelte dager ved 1 m dybde. Grenseverdier for pH viser at tilstanden i Kutjern er «god», i følge klassifiseringsveilederen til Miljødirektoratet (Iversen & Sandøy, 2018).

Andre mulige forklaringer på hvorfor $\text{PO}_4\text{-P}$ ikke ble akkumulert over sedimentene er sedimentasjon av alloktone og autoktone fosformineraler, samt adsorpsjon og utfelling av fosfor med uorganiske forbindelser som jern, mangan, leire, oksider, hydroksider og karbonater (Wetzel, 2011, s. 245-246). En tidligere masteroppgave, skrevet av Vida Maria Daae Steiro våren 2022, foreslo at dannelsen av jernhydroksid var årsaken til den lave fosfatkonsentrasjon i monimolimnion (Steiro, 2022). Dette er tvilsomt en reaksjon som skjedde i Kutjern sommeren 2023 på grunn av for lav pH (figur 13) (Wetzel, 2011, s. 292).

TP ble akkumulert i lave konsentrasjoner over sedimentbunnen til Kutjern (figur 17). I løpet av studieperioden sank den totale konsentrasjonen av fosfor, angivelig på grunn av høyere biologisk aktivitet i juli og august. Målingene av TP viste en gjennomsnittlig konsentrasjon på 0,08 (0,04) mg TP/L ved dybde 6-8 m. Dette er lavere enn hva Kutjern i utgangspunktet kunne inneholdt fordi humøse innsjøer ofte er rike på fosfor (Wetzel, 2011, s. 240). Statens vegvesen sin undersøkelse av Kutjern fra 2016 målte 15 μg TP/L i overflatevannet (1 m) og 170 μg TP/L i bunnvannet (8 m) (Saunes & Værøy, 2017). Til sammenligning var den totale fosforkonsentrasjonen lavere i 2023, med målinger på 0,028 μg TP/L i overflatevannet og 0,125 μg TP/L i bunnvannet. Generelt inneholder innsjøer fra 0 til omtrent 50 μg P/L, og over 90% av fosfor er organisk bundet, enten som cellulære bestanddeler i biota eller bundet til uorganisk eller organisk materiale (Wetzel, 2011, s. 240).

Kutjern sitt tilsynelatende næringsfattige nedbørfelt kan indikere at sedimentene sannsynligvis inneholder lite fosfor. Videre er det lite menneskelig aktivitet som kloakkutslipp og landbruksaktiviteter i nedbørfeltet. Dette gir lav antropogen fosfortilførsel (Mekonnen & Hoekstra, 2018). Våtmarksområdene rundt Kutjern kan potensielt tilføre fosfor, da mer enn 70% av det totale organiske fosforet i en innsjø er partikulært bundet til organisk materiale. Resten er til stede som løst eller kolloidalt organisk fosfor (Wetzel, 2011, s. 241).

4.3 Hvilken effekt har den meromiktiske sjiktningen på fytoplanktonsamfunnet?

Konsentrasjonen av klorofyll økte i juli, der høyest konsentrasjon fant sted mellom 2 m og 4 m (figur 23). Spearmans rank korrelasjonstest viser en signifikant positiv korrelasjon mellom klorofyll og bakterioklorofyll, der Spearmans rho ble beregnet til 0,638 (vedlegg 4). På biplottet fra hovedkomponentanalysen peker klorofyll og bakterioklorofyll også i samme retning (figur 30). Dette kommer også frem på konturplottene over klorofyll og bakterioklorofyll (figur 23 og 26), der høyest tetthet av klorofyll samsvarer med høyest tetthet av bakterioklorofyll. I tillegg ble den høyeste målingen av klorofyll og bakterioklorofyll målt samme dag (28. juli). I Kutjern har forskjellen i konsentrasjonen av klorid og oksygen mellom overflatevannet og bunnvannet vedvart i flere år. Dette gir trolig den nødvendige stabiliteten de grønne svovelbakterier trenger for å utvikle høye konsentrasjoner (Chapin et al., 2004).

I 2016 dominerte klassene Cyanophyceae (blågrønnalger) og Bacillariophyceae (kiselalger) i Kutjern. Da utgjorde blågrønnalgen *Aphanocapsa reinboldii* hele 68 % av den totale biomassen. Dette er en salttolerant alge som i utgangspunktet beskrives som er marin art, og gir en indikasjon på at saltkonsentrasjonen i Kutjern påvirker fytoplanktonsamfunnet (Saunes & Værøy, 2017). I 2021 dominerte klassene Raphidophyceae (*G. semen*) og Chlorobiaceae (grønne svovelbakterier) (Steiro, 2022). Dette kan tyde på et skifte i fytoplanktonsamfunnet.

Det er dokumentert at Kutjern har vært saltpåvirket siden 2010, men det er uvisst hvor lenge innsjøen faktisk har vært kjemisk sjiktet (Saunes & Værøy, 2016). Nedbørfeltet til Kutjern er relativt lite og består hovedsakelig av bart fjell og tynn morene (vedlegg 3). Dette fører trolig til begrensende tilførsler av alloktone næringstilførsler fra nedbørfeltet, og kan delvis begrense den biologiske aktiviteten. Allikevel virker det som at primærproduksjonen i Kutjern har vært høy i mange år (Saunes & Værøy, 2016; Steiro, 2022). I 2016 var Kutjern den innsjøen med høyest målte biovolum av totalt åtte innsjøer som ligger nær E18 (Saunes & Værøy, 2017)

Høy klorofyllkonsentrasjon påvirker en innsjø sin kjemiske, biologiske og fysiske tilstand (Gulati et al., 2017, kapittel 4). I Kutjern står de grønne svovelbakterier mest sannsynlig ansvarlig for uttømming av PO₄-P og en betydelig del av NH₄-N i monimolimnion. Bakterier har evnen til å utkonkurrere alger på grunn av deres små celler som gir dem et gunstig volum-

overflateforhold. Konkurransen for $\text{PO}_4\text{-P}$ kan derfor bety at algeveksten begrenses av bakteriene, mens vekstraten til bakterier forblir upåvirket av alger (Wetzel, 2011, s. 268). Dette kan forklare dominansen til de grønne svovelbakterier i Kutjern. Mangel på $\text{NO}_3\text{-N}$ kan bety at primærproduksjonen begrenses av nitrogen fordi alger foretrekker $\text{NH}_4\text{-N}$ fremfor $\text{NO}_3\text{-N}$ som nitrogenkilde (Wetzel, 2011, s. 214). Når alger og bakterier har brukt opp det biotilgjengelige $\text{PO}_4\text{-P}$, vil opptak av $\text{NH}_4\text{-N}$ også stoppe. Figur 15 viser antageligvis den resterende konsentrasjonen av $\text{NH}_4\text{-N}$.

Dinoflagellater, kryptomonader og *G. semen* er flagellerte alger som har evnen til å justere posisjonen sin i vannsøylen (Carty & Parrow, 2015; Clay, 2015; Coulier, 2021). Denne evnen er blitt foreslått som et fortrinn i konkurransen om næringsstoffer i humøse innsjøer, samt for å unngå predasjon (Coulier, 2021; Salonen & Rosenberg, 2000). Dinoflagellatene ble kun observert ved dybde 0-2 m (figur 27), og er signifikant positivt korrelert med oksygen (Spearman's rho = 0,540) (vedlegg 4). Kryptomonadene ble først observert ved dybde 0-5 m, og ble senere observert langs hele vannsøylen (figur 29). *G. semen* ble kun registrert ved 1 m på slutten av studieperioden (figur 24). Forekomsten og vandringen til *G. semen* utdypes i kapittel 4.3.1. Kiselalger har ikke flageller og er hovedsakelig fotosyntetiske, og pigmentet fucoxanthin ble registrert ved 0-4 m dybde (figur 28) (Wang et al., 2021). Bevegelige alger kan utkonkurrere kiselalger under høye DOC-konsentrasjoner (Coulier, 2021).

Dinoflagellater, kryptomonader og *G. semen* er også miksotrofe alger, og kan assimilere karbondioksid i kombinasjon med organiske komponenter fra sollys gjennom fotosyntese (Carty & Parrow, 2015; Coulier, 2021; Jansson et al., 1996; R. I. Jones, 2000). Evnen til å leve heterotroft når miksolimnion tømmes for næringsstoffer gir dinoflagellater, kryptomonader og *G. semen* nok et konkurransefortrinn (Gulati et al., 2017, s. 79; Salonen et al., 1994). I tillegg kan miksotrofe alger utkonkurrere fotosyntetiske alger under lysbegrensning, som vanligvis er tilfelle i humøse innsjøer, slik som i Kutjern (figur 8) (Senar et al., 2021). Figur 8 gir en indikasjon på lysbegrensning i Kutjern, ettersom lyset nådde ned til dybde 2-3 m. Imidlertid kan den lave affiniteten til alger for enkle organiske substrater gjøre heterotrofi til en relativt ineffektiv og uviktig prosess sammenlignet med fotoautotrofi (Wetzel, 2011, s. 357). En studie i Sverige (Jansson et al., 1996) påviste at fosforbegrensning kan promotere vekst av miksotrofe alger, ettersom flagellerte miksotrofe alger stimuleres av nitrogen og obligate autotrofe alger stimuleres av nitrogen og fosfor. Primærproduksjonen i Kutjern er trolig begrenset av fosfor og delvis av nitrogen, ettersom nitrat ble målt under

deteksjonsgrensen og ammonium ble periodevis anriket under kjemoklinen. I teorien kan lite uorganiske nitrogenforbindelser og mye alger promotere vekst av miksotrofe alger, men her spiller flere komplekse sammenhenger inn (Jansson et al., 1996; Jones, 2000).

4.3.1 Veksten og døgnvandringen til *G. semen*

Heteroxanthin, som ble brukt som proxy for *G. semen*, ble registrert ved 1 m dybde de tre siste ukene av studieperioden (figur 24). Spearmans rank korrelasjonstest beregnet en signifikant negativ korrelasjon mellom klorofyll og heteroxanthin (Spearmans rho = -0,206) (vedlegg 4). Dette betyr at andre alger enn *G. semen* dominerte algebiomassen i Kutjern vekstsesongen 2023.

Figur 25 viser målinger av klorofyll i perioden fra 18. august til 31. august ved dybde 0,5 – 4,0 m. Dybdefordelingen av klorofyll viser et repeterende mønster, der klorofyllkonsentrasjonen er høyest i vannoverflaten på dagtid og beveger seg ned til ca. 2-3 m om natten. Dette er trolig *G. semen* som utførte døgnvandring for fordi det repeterende mønsteret av klorofyll ikke begynte før heteroxanthin ble registrert. *G. semen* er kjent for å oppholde seg i epilimnion på dagtid for å drive fotosyntese og bevege seg nedover vannsøylen om natten for å ta opp uorganiske næringsstoffer fra monimolimnion (Coulier, 2021; Rohrlack, 2020).

G. semen vandret imidlertid ikke ned til monimolimnion (figur 25). Vandringen stoppet ved dybde 2-3 m, hvor sjiktet med høyest tetthet av svovelbakterier ble registrert. Det er derfor rimelig å anta at de grønne svovelbakteriene påvirket døgnvandringen til *G. semen* (Cronberg et al., 1988a; Salonen & Rosenberg, 2000). *G. semen* har i andre innsjøer, for eksempel Lundebyvann og Glennetjern, vandret lenger nedover vannsøylen. Her utnyttet *G. semen* akkumuleringen av uorganiske næringsstoffer, og utviklet høyere konsentrasjoner enn Kutjern (Bingen, 2023; Hagman et al., 2019). Når *G. semen* vandrer nedover vannsøylen om natten, utsettes algen for giftig H₂S, som produseres av de grønne svovelbakteriene (Wetzel, 2011, s. 313). Det er uvisst om *G. semen* stopper opp på grunn av H₂S, men det kan være en forklaring.

Grønne svovelbakterier er en sterkt konkurrert for *G. semen* i konkurransen om næringsstoffer, men er også være en potensiell matkilde for *G. semen*. Dersom *G. semen* har tilstrekkelig tilgang på næringsstoffer, er det ikke lenger nødvendig å vandre nedover

vannsøylen. Dette var tilfelle i en annen humøs og sjiktet innsjø, der fosfor ble resirkulert av *Daphnia* (Salonen et al., 1994). I teorien kan *G. semen* utnytte grønne svovelbakterier som heterotrof matkilde. Miksotrofi blir først aktuelt når lysforholdene blir dårlige (8-12 DOC/L) (Coulier, 2021). Figur 18 viser at DOC/L generelt økte med dybden, der den gjennomsnittlige konsentrasjoner var $18 (\pm 2)$ mg DOC/L langs vannsøylen. Det er imidlertid lite undersøkt hvordan miksotrofi påvirker veksten til *G. semen* (Rengefors et al., 2008). *G. semen* utnyttet antageligvis ikke de grønne svovelbakteriene som næringskilde fordi *G. semen* ikke utviklet høyere konsentrasjoner.

G. semen ble ikke registrert i Kutjern i 2016, og i 2021 utviklet *G. semen* høyere konsentrasjoner enn i 2023 (Saunes & Værøy, 2017; Steiro, 2022). Undersøkelsen fra 2021 konkluderte med at *G. semen* sin oppblomstring skyldes døgnvandringen helt ned til monimolimnion, sammen med miksotrofi (Steiro, 2022). Det kan bety at veksten til *G. semen* avhenger av flere faktorer. En rapport fra Statens vegvesen skriver av den totale biomassen i en innsjø kan bli høyere enn normalt dersom *G. semen* er til stede (Pettersen et al., 2020). Det er vanskelig å si om *G. semen* sin tilstedeværelse i Kutjern har ført til høyere biomasse, da høye klorofyllkonsentrasjoner ble målt 2021 og 2023 (figur 23) (Steiro, 2022). Fra Statens vegvesen sin undersøkelse av 23 veinære innsjøer i 2016 var Kutjern den innsjøen der det ble målt høyest klorofyllinnhold, men *G. semen* ble ikke observert den sesongen (Saunes & Værøy, 2017).

DOM er foreslått som en drivende faktor for *G. semen* sin utbredelse i humøse innsjøer (Hagman et al., 2020; Rohrlack, 2020). Imidlertid peker heteroxanthin og DOC i motsatt retning på biplottet fra hovedkomponentanalysen (figur 30). En tydelig korrelasjon var imidlertid vanskelig å få når heteroxanthin ble registrert så sent i vekstsesongen. Lite nedbør i mai og juni kan ha begrenset tidligere vekst av *G. semen*, mens senere i vekstsesongen kom det kraftige nedbørmengder. Dette kan ha forårsaket forstyrrelser. Nedbørmengdene i august førte sannsynligvis til den plutselige høye konsentrasjon av DOC ved dybde 0-2 m mot slutten av august (figur 18). Det kan derfor virke som at DOM begrenset veksten til *G. semen*, siden *G. semen* ikke ble registrert før de tre siste ukene i studieperioden. Dette understreker at det er flere styrende faktorer for veksten til *G. semen*.

Kapittel 5: Avslutning

I dette avsluttende kapitelet gis det først en konklusjon med referanser til de tre hypotesene på side 7, etterfulgt av forslag til videre arbeid.

5.1 Konklusjon

Resultatene viste at Kutjern var kjemisk og termisk sjiktet, med markante konsentrasjonsforskjeller av klorid og oksygen mellom overflate- og bunnvannet. Anaerobe forhold under 3 m dybde og høy spesifikk konduktivitet under kjemoklinen ved 4 m dybde indikerer at Kutjern kan kategoriseres som en ektogen meromiktisk innsjø, som følge av veisalt. Dette betyr at Kutjern fortsatt hadde saltgradient og hypotese 1 blir bekreftet. Antageligvis har omleggingen av E18 i 2017 bidratt til noe lavere kloriddifferanse, sammenlignet med 2016, ettersom den nye motorveien ble plassert lenger unna Kutjern enn den opprinnelige.

Pigmentet heteroxanthin ble brukt som proxy for *G. semen*, og ble registrert ved 1 m dybde de tre siste ukene i august. I utgangspunktet er Kutjern en gunstig innsjø for vekst av *G. semen* fordi innsjøen er humøs og har en permanent sjiktning. Ved å bruke Spearmans rank korrelasjonstest ble det påvist en signifikant negativ korrelasjon mellom *G. semen* og klorofyll (Spearmans rho = -0,206) og en signifikant positiv korrelasjon mellom pigmentet bakterioklorofyll (biomarkør for svovelbakterier) og klorofyll (Spearmans rho = 0,638). Dette betyr at grønne svovelbakterier dominerte denne vekstsesongen.

Sannsynligvis hindrer kjemoklinen fullstendig sirkulasjon og fordeling av næringsstoffer fordi konturplottene viste konsentrasjonsforskjeller av næringsstoffer over og under kjemoklinen, samt anaerobe forhold under 3 m allerede ved første måling (23. mai 2023). Dette bekrefter delvis hypotese 2, ettersom raskt biologisk opptak trolig var årsaken til at fosfat og nitrat ble målt under deteksjonsgrensen. Antageligvis var en andel av det totale fosforet og det totale nitrogenet organisk bundet. Dette kan bety at fytoplanktonsamfunnet var begrenset av fosfor, og delvis av nitrogen, ettersom $\text{NH}_4\text{-N}$ periodevis ble akkumulert i monimolimnion, og alger foretrekker $\text{NH}_4\text{-N}$ fremfor $\text{NH}_3\text{-N}$ som nitrogenkilde. Slike forhold kan favorisere flagellerte miksotrofe alger fordi disse har evnen til å justere posisjonen sin for å utnytte heterotrofe næringskilder, samt unngå predasjon. Høye konsentrasjoner av løst organisk karbon ble målt langs vannsøylen, og Fe og Mn ble akkumulert under kjemoklinen. En stor andel av

svovelinholdet var i form av $\text{SO}_4\text{-S}$, men i de anaerobe vannmassene ble $\text{SO}_4\text{-S}$ trolig redusert til H_2S , som et resultat av bakteriell nedbrytning.

Hypotese 3 ble også delvis bekreftet fordi *G. semen* trolig utførte døgnvandring, men vandringen stoppet ved 2-3 m dybde. På grunn av høy konsentrasjon av grønne svovelbakterier ved 3-5 m, er det rimelig å anta at deres tilstedeværelse påvirket døgnvandringen. Grønne svovelbakterier produserer giftig H_2S , og har evnen til å utkonkurrere alger på grunn av deres gunstige volum-overflateforhold. Antageligvis utnyttet ikke *G. semen* sin evne til miksotrofi, ettersom *G. semen* ikke utviklet høyere konsentrasjoner. Begrenset tilgang på næringsstoffer og endrede værforhold kan også ha hatt en påvirkning på veksten. Døgnvandringen til *G. semen* styres av flere variabler som antageligvis er nøkkelen til å vise hvorfor algen kan danne intensive algeoppblomstringer i innsjøer, men ikke i Kutjern denne vekstsasjonen.

5.2 Videre arbeid

For å ytterligere utforske og forstå dynamikken i Kutjern, kan mer omfattende innsjøundersøkelser være nødvendig i det videre arbeidet. Klimaendringer og økende antropogen aktivitet gjør det særlig viktig å overvåke innsjøer i de kommende årene, særlig med tanke på konsekvensene algeoppblomstringer kan medføre.

En viktig retning å utforske er metallutslipp fra sedimentbunnen, og dens innvirkning på vannkvaliteten og økosystemet for øvrig. Masterstudent Erik Brækken undersøkte metallutslipp fra sedimentbunnen til Kutjern sommeren 2023. Det kan også være nødvendig å undersøke om grunnvannet påvirker innsjøens hydrologi, og om hvordan grunnvannet potensielt påvirker den meromiktiske sjiktningen.

Implementering av tiltak for å håndtere sjiktningssforholdene i innsjøen kan være avgjørende for å forbedre Kutjern sin økologiske og kjemiske tilstand. I tillegg vil en grundig kartlegging av kilder til næringsstoffer i nedbørfeltet bidra til å forstå og muligens begrense de negative effektene næringsstofftilførsler har på vannkvaliteten. Gjennom å ytterligere studere hvordan *G. semen* interagerer med andre organismer, som for eksempel med de grønne svovelbakteriene, kan vi oppnå en mer helhetlig forståelse av de styrende faktorene for veksten og døgnvandringen til *G. semen*.

Kapittel 6: Referanser

- 8 Riksgrensen—Ørje (6,4 km). (u.å.). Statens vegvesen. Hentet 14. november 2023, fra <https://www.vegvesen.no/vegprosjekter/europaveg/e18orjevinterbro/delprosjekter/riks-grensen-orje/>
- Bertilsson, S., & Tranvik, L. J. (2000). Photochemical transformation of dissolved organic matter in lakes. *Limnology and Oceanography*, 45(4), 753–762. <https://doi.org/10.4319/lo.2000.45.4.0753>
- Bingen, M. (2023). *Kan oppblomstringer av Gonyostomum semen føre til utslipp av metaller fra innsjøsedimenter?* [Master thesis, Norwegian University of Life Sciences]. <https://nmbu.brage.unit.no/nmbu-xmlui/handle/11250/3080277>
- Blanchet, C. C., Arzel, C., Davranche, A., Kahilainen, K. K., Secondi, J., Taipale, S., Lindberg, H., Loehr, J., Manninen-Johansen, S., Sundell, J., Maanan, M., & Nummi, P. (2022). Ecology and extent of freshwater browning—What we know and what should be studied next in the context of global change. *Science of The Total Environment*, 812, 152420. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.152420>
- Boehrer, B., Rohden, C. von, & Schultze, M. (2017). Physical Features of Meromictic Lakes: Stratification and Circulation. *Part of the Ecological Studies book series (ECOLSTUD)*, volume 228. https://link.springer.com/chapter/10.1007/978-3-319-49143-1_2
- Boehrer, B., & Schultze, M. (2006). ON THE RELEVANCE OF MEROMIXIS IN MINE PIT LAKES. *Journal American Society of Mining and Reclamation*, 2006(2), 200–213. <https://doi.org/10.21000/JASMR06020200>
- Boehrer, B., & Schultze, M. (2008). Stratification of lakes. *Reviews of Geophysics*, 46(2). <https://doi.org/10.1029/2006RG000210>
- Bremmng, G. S., & Kloster, A. E. (1976). Transjøen, a Groundwater Influenced Lake with Special Redox and Sulphate Conditions. *Hydrology Research*, 7(5), 307–320. <https://doi.org/10.2166/nh.1976.0020>
- Bækken, T. (2012). *Nordre og Søndre Brutjern ved E18*. (Nordre og Søndre Brutjern ved E18. Kartlegging av saltforurensning og annen forurensning fra vei, og vurdering av tiltak). Statens vegvesen, Region øst. https://niva.brage.unit.no/niva-xmlui/bitstream/handle/11250/215827/6312-2012_72dpi.pdf?sequence=1&isAllowed=y
- Bækken, T., & Haugen, T. (2011). *Vegsalt og tungmetaller i innsjøer langs veger i Sør-Norge 2010* (6220–2011; s. 55). Vegdirektoratet. https://niva.brage.unit.no/niva-xmlui/bitstream/handle/11250/215597/6220-2011_200dpi.pdf?sequence=1&isAllowed=y
- Carty, S., & Parrow, M. W. (2015). *Dinoflagellate—An overview* [Freshwater Algae of North America (Second Edition)]. <https://www.sciencedirect.com/topics/earth-and-planetary-sciences/dinoflagellate>
- Chapin, B. R. K., DeNoyelles Jr, F., Graham, D. W., & Smith, V. H. (2004). A deep maximum of green sulphur bacteria (‘Chlorochromatium aggregatum’) in a strongly stratified reservoir. *Freshwater Biology*, 49(10), 1337–1354. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2004.01270.x>
- Chuan, M. C., Shu, G. Y., & Liu, J. C. (1996). Solubility of heavy metals in a contaminated soil: Effects of redox potential and pH. *Water, Air, and Soil Pollution*, 90(3), 543–556. <https://doi.org/10.1007/BF00282668>
- Clay, B. L. (2015). Cryptomonads. I J. D. Wehr, R. G. Sheath, & J. P. Kociolek (Red.), *Freshwater Algae of North America (Second Edition)* (s. 809–850). Academic Press. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-385876-4.00018-9>

- Coulier, A. (2021). *Multiscale Modeling in Systems Biology: Methods and Perspectives* [Acta Universitatis Upsaliensis]. <https://doi.org/10.33063/diva-442412>
- Cronberg, G., Lindmark, G., & Björk, S. (1988a). *Mass development of the flagellate Gonyostomum semen (Raphidophyta) in Swedish forest lakes—An effect of acidification?* *Hydrobiologia*, 161(1), 217–236. <https://link.springer.com/article/10.1007/BF00044113>
- D. Hongve, Ø. Løvstad, & K. Bjørndalen. (1988). *Gonyostomum semen—A new nuisance to bathers in Norwegian lakes*. *SIL Proceedings, 1922-2010*, 23(1), 430–434. <https://www.tandfonline.com/doi/abs/10.1080/03680770.1987.11897957>
- Daffertshofer, A., Lamoth, C. J. C., Meijer, O. G., & Beek, P. J. (2004). PCA in studying coordination and variability: A tutorial. *Clinical Biomechanics*, 19(4), 415–428. <https://doi.org/10.1016/j.clinbiomech.2004.01.005>
- Davies-Colley, R. J., & Vant, W. N. (1987). Absorption of light by yellow substance in freshwater lakes. *Limnology and Oceanography*, 32(2), 416–425. <https://doi.org/10.4319/lo.1987.32.2.0416>
- E18 Ørje—Vinterbro*. (2022, april 20). Statens vegvesen. Hentet 13. januar fra <https://www.vegvesen.no/vegprosjekter/europaveg/e18orjevinterbro/>
- E18 Ørje—Vinterbro brosjyre*. (2020). Statens vegvesen. Hentet 13. januar fra <https://www.vegvesen.no/globalassets/vegprosjekter/utbygging/e18orjevinterbro/vedlegg/e18-orje-vinterbro-brosjyre.pdf>
- Figueroa, R. I., & Rengefors, K. (2006). Life Cycle and Sexuality of the Freshwater Raphidophyte *Gonyostomum Semen* (raphidophyceae)1. *Journal of Phycology*, 42(4), 859–871. <https://doi.org/10.1111/j.1529-8817.2006.00240.x>
- Finstad, A. G., Andersen, T., Larsen, S., Tominaga, K., Blumentrath, S., De Wit, H. A., Tømmervik, H., & Hessen, D. O. (2016). From greening to browning: Catchment vegetation development and reduced S-deposition promote organic carbon load on decadal time scales in Nordic lakes. *Scientific Reports*, 6(1), 31944. <https://doi.org/10.1038/srep31944>
- Gautreau, E., Volatier, L., Nogaro, G., Gouze, E., & Mermillod-Blondin, F. (2020). The influence of bioturbation and water column oxygenation on nutrient recycling in reservoir sediments. *Hydrobiologia*, 847(4), 1027–1040. <https://doi.org/10.1007/s10750-019-04166-0>
- Gulati, R. D., Zadereev, E. S., & Degermendži, A. G. (2017). *Ecology of meromictic lakes*. Springer (228).
- Hagman, C. H. C., Ballot, A., Hjermand, D. Ø., Skjelbred, B., Brettum, P., & Ptacnik, R. (2015). *The occurrence and spread of Gonyostomum semen (Ehr.) Diesing (Raphidophyceae) in Norwegian lakes*. *Hydrobiologia*, 744(1), 1–14. <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 a boreal lake is due to environmental changes rather than a recent invasion. *Limnologica*, 84, 125818. <https://doi.org/10.1016/j.limno.2020.125818>
- Hagman, C. H. C., Rohrlack, T., Uhlig, S., & Hostyeva, V. (2019). Heteroxanthin as a pigment biomarker for *Gonyostomum semen* (Raphidophyceae). *PLOS ONE*, 14(12), e0226650. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0226650>
- Hongve, D. (1994). Nutrient metabolism (C, N, P, and Si) in the trophogenic zone of a meromictic lake. *Hydrobiologia*, 277(1), 17–39. <https://doi.org/10.1007/BF00023983>
- Haaland, S., Turtumøygard, S., Jakob Gjemlestad, L., & Endre Nytrø, T. (2011). *Vegsalt i innsjøer. Tålegrense mht kjemisk sjiktning*. (6(130) 2011; s. 23). <https://vegvesen.brage.unit.no/vegvesen-xmlui/bitstream/handle/11250/2654469/Salt%20SMART%20Vegsalt%20i%20innsjøer>

- [r%20tålegrenser%20mht%20kjemisk%20sjiktning.pdf?sequence=1&isAllowed=y](#)
- Iversen, A., & Sandøy, S. (2018). *Veileder 02:2018 Klassifisering av miljøtilstand i vann. Økologisk og kjemisk klassifiseringssystem for kystvann, grunnvann, innsjøer og elver*. Direktoratgruppen vanddirektivet, Miljødirektoratet.
<https://www.vannportalen.no/veiledere/klassifiseringsveileder/>
- Jansson, M., Blomqvist, P., Jonsson, A., & Bergstrom, A. K. (1996). *Mixotrophy* (Limnology and Oceanography, 41(7), 1552-1559). <https://www.sciencedirect.com/topics/earth-and-planetary-sciences/mixotrophy>
- Jansson, M., Blomqvist, P., Jonsson, A., & Bergström, A.-K. (1996). Nutrient limitation of bacterioplankton, autotrophic and mixotrophic phytoplankton, and heterotrophic nanoflagellates in Lake Örräsket. *Limnology and Oceanography*, 41(7), 1552–1559.
<https://doi.org/10.4319/lo.1996.41.7.1552>
- Jellison, R., & Melack, J. M. (1993). Algal photosynthetic activity and its response to meromixis in hypersaline Mono Lake, California. *Limnology and Oceanography*, 38(4), 818–837. <https://doi.org/10.4319/lo.1993.38.4.0818>
- Jellison, R., Miller, L. G., Melack, J. M., & Dana, G. L. (1993). Meromixis in hypersaline Mono Lake, California. 2. Nitrogen fluxes. *Limnology and Oceanography*, 38(5), 1020–1039. <https://doi.org/10.4319/lo.1993.38.5.1020>
- Jolliffe, I. T. (2002). *Principal component analysis* (2nd ed). Springer.
[http://cda.psych.uiuc.edu/statistical_learning_course/Jolliffe%20I.%20Principal%20Component%20Analysis%20\(2ed.%20Springer,%202002\)\(518s\)_MVsa_.pdf](http://cda.psych.uiuc.edu/statistical_learning_course/Jolliffe%20I.%20Principal%20Component%20Analysis%20(2ed.%20Springer,%202002)(518s)_MVsa_.pdf)
- Jones, J. G., Simon, B. M., & Roscoe, J. V. (1982). Microbiological Sources of Sulphide in Freshwater Lake Sediments. *Microbiology*, 128(12), 2833–2839.
<https://doi.org/10.1099/00221287-128-12-2833>
- Jones, R. I. (2000). Mixotrophy in planktonic protists: An overview. *Freshwater Biology*, 45(2), 219–226. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2427.2000.00672.x>
- Klimanormaler*. (u.å.). Norsk klimaservicesenter. Hentet 16. november 2023, fra <https://klimaservicesenter.no/kss/vrdata/normaler>
- Kusber, W.-H. (2003). Typification of the Four European Species of *Gonyostomum* (Raphidophyceae) and First Records of *G. depressum* from NE Germany. *Willdenowia*, 33(2), 467–475. <https://www.jstor.org/stable/3997446>
- Lebret, K., Fernández Fernández, M., Hagman, C. H. C., Rengefors, K., & Hansson, L.-A. (2012). Grazing resistance allows bloom formation and may explain invasion success of *Gonyostomum semen*. *Limnology and Oceanography*, 57(3), 727–734.
<https://doi.org/10.4319/lo.2012.57.3.0727>
- Lepistö, L., Antikainen, S., & Kivinen, J. (1994). The occurrence of *Gonyostomum semen* (Ehr.) Diesing in Finnish lakes. *Hydrobiologia*, 273(1), 1–8.
<https://doi.org/10.1007/BF00126764>
- Løsmasser, nasjonal løsmassedatabase*. (u.å.). [Kart]. Norges geologiske undersøkelse. Hentet 21 november fra: https://geo.ngu.no/kart/losmasse_mobil/
- Løvås, G. (2021). *Statistikk for universiteter og høyskoler* (4. utgave). Universitetsforlaget.
- Marin grense, nasjonal løsmassedatabase*. (u.å.). [Kart]. Norges geologiske undersøkelse. Hentet 21. november fra: https://geo.ngu.no/kart/losmasse_mobil/?lang=nor&map=9
- Matantseva, O. V., & Skarlato, S. O. (2013). Mixotrophy in microorganisms: Ecological and cytophysiological aspects. *Journal of Evolutionary Biochemistry and Physiology*, 49(4), 377–388. <https://doi.org/10.1134/S0022093013040014>
- Mekonnen, M. M., & Hoekstra, A. Y. (2018). Global Anthropogenic Phosphorus Loads to Freshwater and Associated Grey Water Footprints and Water Pollution Levels: A High-Resolution Global Study. *Water Resources Research*, 54(1), 345–358.
<https://doi.org/10.1002/2017WR020448>

- Melack, J. M., & Jellison, R. (1998). Limnological conditions in Mono Lake: Contrasting monomixis and meromixis in the 1990s. *Hydrobiologia*, 384(1), 21–39. <https://doi.org/10.1023/A:1003352511328>
- Montani, S., Maita, Y., & Fukase, S. (1980). Flux of nitrogen compounds in coastal marine sediment and pore water (Funka Bay, Hokkaido). *Chemical Geology*, 30(1), 35–45. [https://doi.org/10.1016/0009-2541\(80\)90114-X](https://doi.org/10.1016/0009-2541(80)90114-X)
- Monteith, D. T., Stoddard, J. L., Evans, C. D., de Wit, H. A., Forsius, M., Høgåsen, T., Wilander, A., Skjelkvåle, B. L., Jeffries, D. S., Vuorenmaa, J., Keller, B., Kopáček, J., & Vesely, J. (2007). Dissolved organic carbon trends resulting from changes in atmospheric deposition chemistry. *Nature*, 450(7169), Artikkel 7169. <https://doi.org/10.1038/nature06316>
- Norsk klimaservicesenter. (u.å.). Hentet 16. november 2023, fra <https://seklima.met.no/observations/>
- Overmann, J., Beatty, J. T., Krause, H. R., & Hall, K. J. (1996). The sulfur cycle in the chemocline of a meromictic salt lake. *Limnology and Oceanography*, 41(1), 147–156. <https://doi.org/10.4319/lo.1996.41.1.0147>
- Pettersen, R. A., Våge, K., Skrutvold, J., Roseth, R., & Hereid, S. (2020). Forundersøkelser av vannkjemi og biologiske kvalitetselementer i 2019. Ås; NIBIO, 10(110). https://nibio.brage.unit.no/nibio-xmlui/bitstream/handle/11250/2677209/NIBIO_RAPPORT_2020_6_110.pdf?sequence=1&isAllowed=y
- Pfennig, N. (1975). The Phototrophic Bacteria and Their Role in the Sulfur Cycle. *Plant and Soil*, 43(1), 1–16. <https://www.jstor.org/stable/42932968>
- Phillips, A. A., Speth, D. R., Miller, L. G., Wang, X. T., Wu, F., Medeiros, P. M., Monteverde, D. R., Osburn, M. R., Berelson, W. M., Betts, H. L., Wijker, R. S., Mullin, S. W., Johnson, H. A., Orphan, V. J., Fischer, W. W., Course 2017, G., Course 2018, G., & Sessions, A. L. (2021). Microbial succession and dynamics in meromictic Mono Lake, California. *Geobiology*, 19(4), 376–393. <https://doi.org/10.1111/gbi.12437>
- Pilla, R. M., Williamson, C. E., Zhang, J., Smyth, R. L., Lenters, J. D., Brentrup, J. A., Knoll, L. B., & Fisher, T. J. (2018). Browning-Related Decreases in Water Transparency Lead to Long-Term Increases in Surface Water Temperature and Thermal Stratification in Two Small Lakes. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*, 123(5), 1651–1665. <https://doi.org/10.1029/2017JG004321>
- Pęczuła, W., Grabowska, M., Zieliński, P., Karpowicz, M., & Danilczyk, M. (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*, 419, Artikkel 419. <https://doi.org/10.1051/kmae/2018017>
- Ramakrishna, D. M., & Viraraghavan, T. (2005). Environmental Impact of Chemical Deicers – A Review. *Water, Air, and Soil Pollution*, 166(1), 49–63. <https://doi.org/10.1007/s11270-005-8265-9>
- Rengefors, K., Palsson, C., Hansson, L.-A., & Heiberg, L. (2008). Cell lysis of competitors and osmotrophy enhance growth of the bloom-forming alga *Gonyostomum semen*. *Aquatic Microbial Ecology - AQUAT MICROB ECOL*, 51, 87–96. <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*, 18, 65–73. <https://doi.org/10.1016/j.hal.2012.04.005>
- Ringné, M. (2008). What is principal component analysis? *Nature Biotechnology*, 26(3), Artikkel 3. <https://doi.org/10.1038/nbt0308-303>

- Rohrlack, T. (2020, januar). *The diel vertical migration of the nuisance alga Gonyostomum semen is controlled by temperature and by a circadian clock*. Rapport fra Science Direct, Limnologica, januar 2020, 125746.
<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S007595111930194X>
- Salonen, K., Jones, R. I., De Haan, H., & James, M. (1994). Radiotracer study of phosphorus uptake by plankton and redistribution in the water column of a small humic lake. *Limnology and Oceanography*, 39(1), 69–83.
<https://doi.org/10.4319/lo.1994.39.1.0069>
- Salonen, K., & Rosenberg, M. (2000). Advantages from diel vertical migration can explain the dominance of Gonyostomum semen (Raphidophyceae) in a small, steeply-stratified humic lake. *Journal of Plankton Research*, 22(10), 1841–1853.
<https://doi.org/10.1093/plankt/22.10.1841>
- Saunes, H. (2019). *Undersøkelse av vegnære innsjøer 2018* (2018).
<https://vegvesen.brage.unit.no/vegvesen-xmlui/bitstream/handle/11250/2593289/Vegnære%20innsjøer%202018%20SVV%20rapport%20218%20%284MB%29.pdf?sequence=1&isAllowed=y>
- Saunes, H., Jørgensen, N. E., Værøy, N., Konieczny, R. M., & Åstebøl, S. O. (2019). *Sluttrapport – Undersøkelse av veinære innsjøer 2015-2018*.
https://vegvesen.brage.unit.no/vegvesen-xmlui/bitstream/handle/11250/2611367/Sluttrapport%20vegnære%20innsjøer%202015_2018%20SVV%20rapport%20217%20%283MB%29.pdf?sequence=1&isAllowed=y
- Saunes, H., & Værøy, N. (2016). *Undersøkelse av vegnære innsjøer i Norge. Vannkjemiske undersøkelser 2015/2016* (344). Statens vegvesen, seksjon miljø.
<https://vegvesen.brage.unit.no/vegvesen-xmlui/bitstream/handle/11250/2659482/Rapport%20344%20Undersøkelse%20av%20vegnære%20innsjøer%20i%20Norge%20Vannkjemiske%20undersøkelser%20-%202015%20-%202016%20%28uten%20vedlegg%29.pdf?sequence=2&isAllowed=y>
- Saunes, H., & Værøy, N. (2017). *Undersøkelse av vegnære innsjøer i Norge* (Statens vegvesenes rapporter 565). <https://vegvesen.brage.unit.no/vegvesen-xmlui/bitstream/handle/11250/2671936/Rapport%20565%20Undersøkelse%20av%20vegnære%20innsjøer%20i%20Norge.pdf?sequence=1&isAllowed=y>
- Senar, O. E., Creed, I. F., & Trick, C. G. (2021). Lake browning may fuel phytoplankton biomass and trigger shifts in phytoplankton communities in temperate lakes. *Aquatic Sciences*, 83(2), 21. <https://doi.org/10.1007/s00027-021-00780-0>
- Sivertsen, Å. (2012). *Salt SMART* (92). Vegdirektoratet, trafikksikkerhet, miljø- og teknologiavdelingen, miljøseksjonen. https://vegvesen.brage.unit.no/vegvesen-xmlui/bitstream/handle/11250/2508149/SaltSmartRapportNR92_200912.pdf?sequence=1&isAllowed=y
- Solomon, C. T., Jones, S. E., Weidel, B. C., Buffam, I., Fork, M. L., Karlsson, J., Larsen, S., Lennon, J. T., Read, J. S., Sadro, S., & Saros, J. E. (2015). Ecosystem Consequences of Changing Inputs of Terrestrial Dissolved Organic Matter to Lakes: Current Knowledge and Future Challenges. *Ecosystems*, 18(3), 376–389.
<https://doi.org/10.1007/s10021-015-9848-y>
- Spearman Rank—An overview* | ScienceDirect Topics. (u.å.). Science Direct. Hentet 29. januar 2024, fra <https://www.sciencedirect.com/topics/engineering/spearman-rank>
- Statens Vegvesen. (2004). *Utslippsfaktorer fra veg til vann og jord i Norge. Beregning og verifisering av utslippsfaktorer* (Rapportnummer UTB 2004/08.).
https://vegvesen.brage.unit.no/vegvesen-xmlui/bitstream/handle/11250/193348/utslippsfaktorere_fra_veg_til_vann_og_jord.pdf

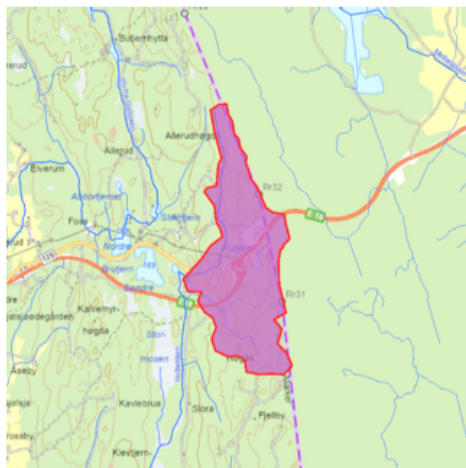
- [f?sequence=1&isAllowed=y](#)
- Statens Vegvesen. (u.å.). *Spørsmål og svar om salting av veier*. Hentet 29. oktober fra: <https://www.vegvesen.no/fag/veg-og-gate/vinterdrift/salting/sporsmal-og-svar/>
- Steiro, V. M. D. (2022). *Road salt-induced lake stratification: Effects on nutrient availability and consequences for the phytoplankton community in Lake Kutjern* [Master thesis, Norwegian University of Life Sciences, Ås]. <https://nmbu.brage.unit.no/nmbu-xmlui/handle/11250/3033156>
- Szklarek, S., Górecka, A., & Wojtal-Frankiewicz, A. (2022). The effects of road salt on freshwater ecosystems and solutions for mitigating chloride pollution—A review. *Science of The Total Environment*, 805, 150289. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.150289>
- Saadi, I., Borisover, M., Armon, R., & Laor, Y. (2006). Monitoring of effluent DOM biodegradation using fluorescence, UV and DOC measurements. *Chemosphere*, 63(3), 530–539. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2005.07.075>
- Tiwari, A., & Rachlin, J. W. (2018). A Review of Road Salt Ecological Impacts. *Northeastern Naturalist*, 25(1), 123–142. <https://doi.org/10.1656/045.025.0110>
- Trafikkdata | Ørje. (u.å.). Hentet 16. november 2023, fra <https://trafikkdata.atlas.vegvesen.no/#/utforsk?datatype=averageDailyYearVolume&aytype=ALL&display=chart&from=2023-11-15&trpids=21405V2607269>
- Trigal, C., Hallstan, S., Johansson, K. S. L., & Johnson, R. K. (2013). Factors affecting occurrence and bloom formation of the nuisance flagellate *Gonyostomum semen* in boreal lakes. *Harmful Algae*, 27, 60–67. <https://doi.org/10.1016/j.hal.2013.04.008>
- Truong, D. H., Eghbal, M. A., Hindmarsh, W., Roth, S. H., & O'Brien, P. J. (2006). Molecular Mechanisms of Hydrogen Sulfide Toxicity. *Drug Metabolism Reviews*, 38(4), 733–744. <https://doi.org/10.1080/03602530600959607>
- Vaskinn, K. A. (2010). *Temperaturforhold i elver og innsjøer. Tiltak for regulering av temperatur Simuleringsmodeller* (3 (2010)). Norges vassdrags- og energidirektorat (NVE). https://publikasjoner.nve.no/rapport_miljoebasert_vannfoering/2010/miljoebasert2010_03.pdf
- Verdouw, H., & Dekkers, E. M. J. (1982). Nitrogen cycle of Lake Vechten: Concentration patterns and internal mass-balance. *Hydrobiologia*, 95(1), 191–197. <https://doi.org/10.1007/BF00044483>
- Vaa, T., & Sakshaug, K. (2007). *Salting av veier. En kunnskapsoversikt* (Statens vegvesen, Teknologidivisjonen STF50 A1685). https://vegvesen.brage.unit.no/vegvesen-xmlui/bitstream/handle/11250/193079/teknologirapport_2493.pdf?sequence=1&isAllowed=y
- Walter, J. A., Coombs, N. J., & Pace, M. L. (2023). Synchronous variation of dissolved organic carbon in Adirondack lakes at multiple timescales. *Limnology and Oceanography Letters*, 8(4), 649–656. <https://doi.org/10.1002/lol2.10328>
- Wang, S., Wu, S., Yang, G., Pan, K., Wang, L., & Hu, Z. (2021). A review on the progress, challenges and prospects in commercializing microalgal fucoxanthin. *Biotechnology Advances*, 53, 107865. <https://doi.org/10.1016/j.biotechadv.2021.107865>
- Wen, Z., Shang, Y., Song, K., Liu, G., Hou, J., Lyu, L., Tao, H., Li, S., He, C., Shi, Q., & He, D. (2022). Composition of dissolved organic matter (DOM) in lakes responds to the trophic state and phytoplankton community succession. *Water Research*, 224, 119073. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2022.119073>
- Wetzel, R. G. (2011). *Limnology: Lake and river ecosystems* (Third Edition). Academic Press.
- Wu, S., Zhao, Y., Chen, Y., Dong, X., Wang, M., & Wang, G. (2019). Sulfur cycling in

- freshwater sediments: A cryptic driving force of iron deposition and phosphorus mobilization. *Science of The Total Environment*, 657, 1294–1303.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.12.161>
- Xiao, Y., & Riise, G. (2021). Coupling between increased lake color and iron in boreal lakes. *Science of The Total Environment*, 767, 145104.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.145104>
- Zhao, Y., Wu, S., Yu, M., Zhang, Z., Wang, X., Zhang, S., & Wang, G. (2021). Seasonal iron-sulfur interactions and the stimulated phosphorus mobilization in freshwater lake sediments. *Science of The Total Environment*, 768, 144336.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.144336>

Kapittel 7: Vedlegg

Vedlegg 1: Nedbørfeltet til Kutjern

Karttjenesten er tilgjengelig fra: <https://nevina.nve.no>. Data ble hentet 21.11.2023.



Norges
vassdrags- og
energidirektorat

Kartbakgrunn: Statens Kartverk
Kartdatum: EUREF89 WGS84
Projeksjon: UTM 33N
Beregn.punkt: 315325 E
6598402 N

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

Nedbørfeltparametere

Vassdragsnr.: 314.A4Z
Kommune.: Marker
Fylke.: Viken
Vassdrag.: Holbekken

Feltparametere

Areal (A)	2.3 km ²
Effektiv sjø (A _{SE})	-999 %
Elvleengde (E _L)	2.0 km
Elvegradient (E _G)	18.5 m/km
Elvegradient ₁₀₈₅ (E _{G,1085})	17.6 m/km
Helning	4.9 °
Dreneringstetthet (D _T)	1.6 km ⁻¹
Feltlengde (F _L)	2.0 km

Arealklasse

Bre (A _{BRE})	0 %
Dyrket mark (A _{JORD})	0 %
Myr (A _{MVR})	0 %
Leire (A _{LEIRE})	0 %
Skog (A _{SKOG})	98.7 %
Sjø (A _{SJØ})	0.6 %
Snøfjell (A _{SF})	0 %
Urban (A _U)	0 %
Uklassifisert areal (A _{REST})	0.6 %

Hypsografisk kurve

Høyde _{MIN}	171 m
Høyde ₁₀	197 m
Høyde ₂₀	205 m
Høyde ₃₀	214 m
Høyde ₄₀	220 m
Høyde ₅₀	224 m
Høyde ₆₀	229 m
Høyde ₇₀	232 m
Høyde ₈₀	236 m
Høyde ₉₀	243 m
Høyde _{MAX}	268 m

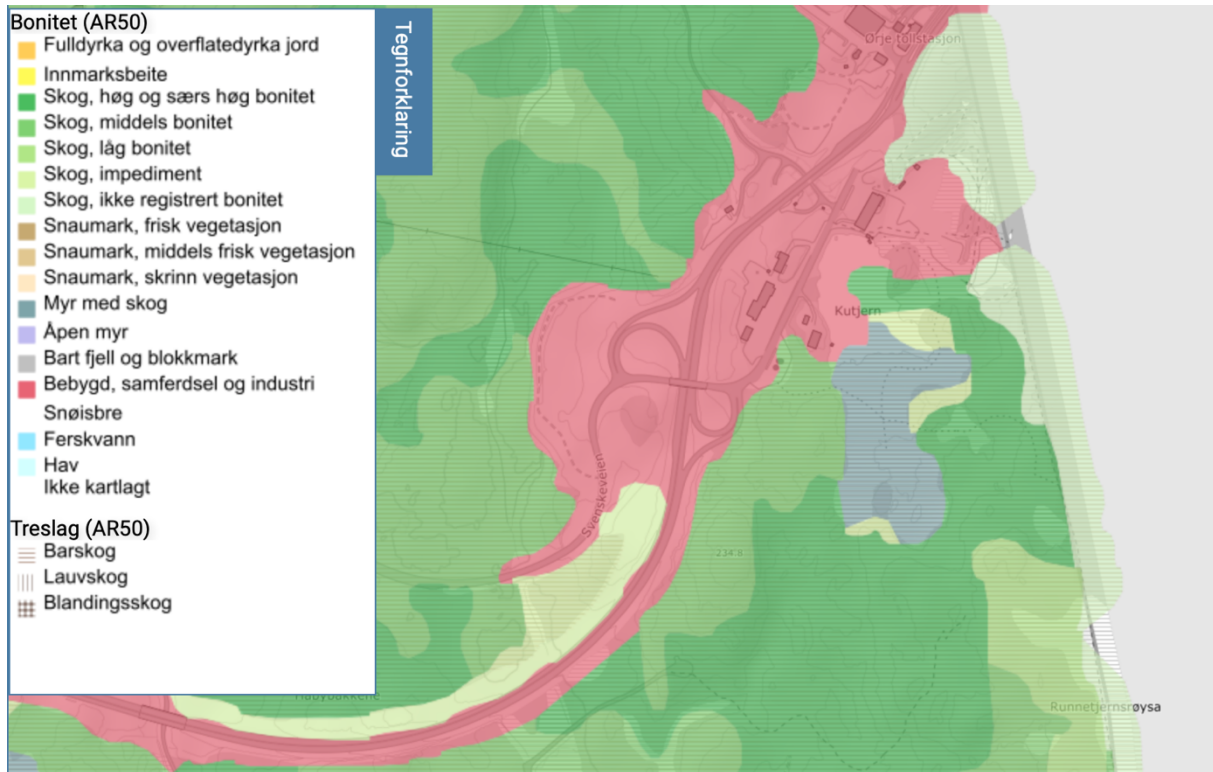
Klima- /hydrologiske parametere

Avrenning 1961-90 (Q _N)	12.5 l/s*km ²
Sommernedbør	387 mm
Vinternedbør	433 mm
Årstemperatur	4.8 °C
Sommertemperatur	12.3 °C
Vintertemperatur	-0.6 °C

Vedlegg 2: Arealinformasjon

Kart over bonitet og treslag rundt Kutjern. Tilgjengelig fra:

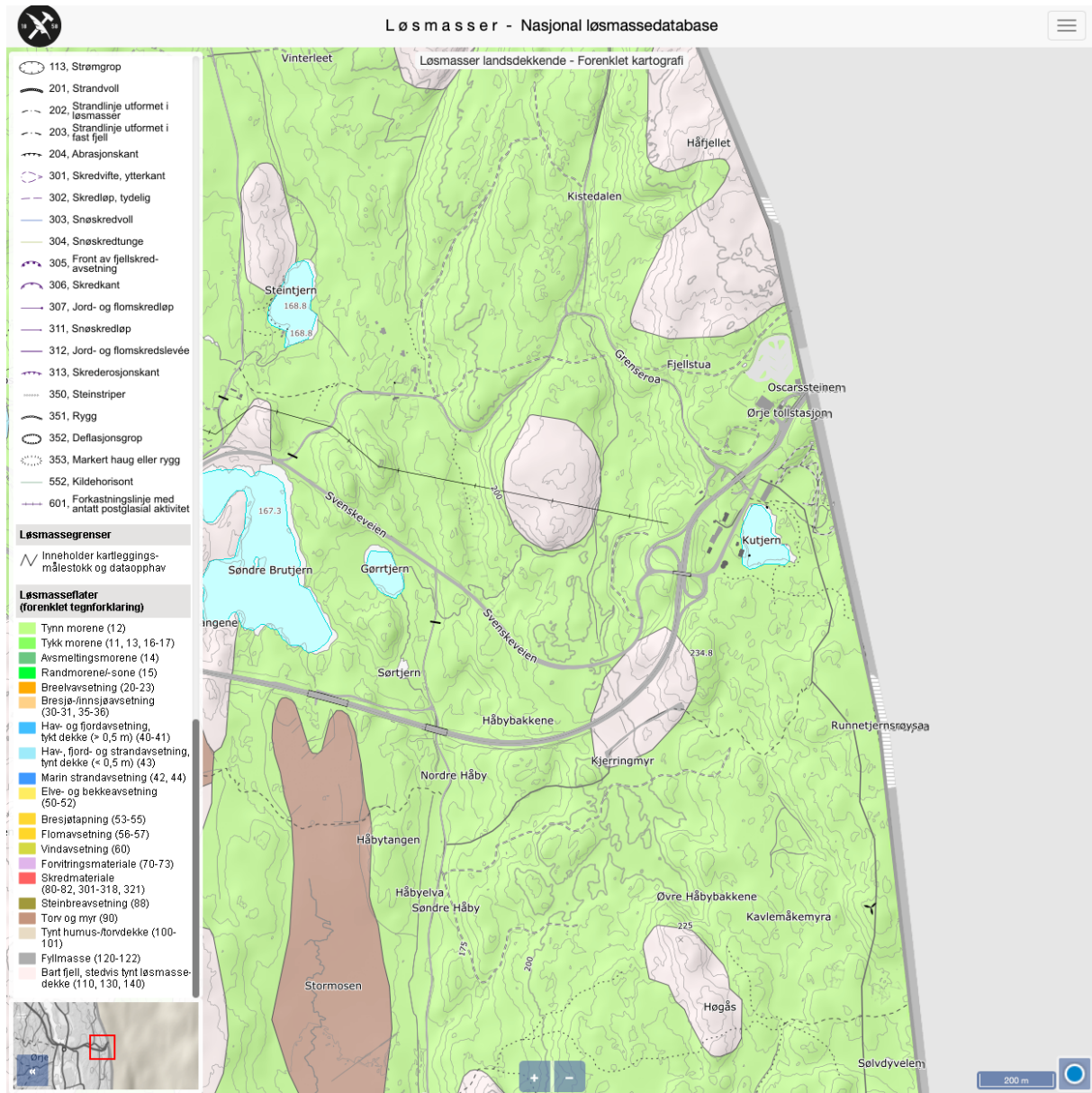
<https://kilden.nibio.no/?topic=arealinformasjon&zoom=0&x=7219344&y=383375&bgLayer=graatone>. Data er hentet 21.11.2023.



Vedlegg 3: Løsmassekart

Løsmassekart over området rundt Kutjern. Arealer med grå farge er bart fjell, grønne arealer er tynn morene og brune arealer er torv og myr. Tilgjengelig fra:

https://geo.ngu.no/kart/losmasse_mobil/. Data er hentet 21.11.2023.



Vedlegg 4: Spearmans rank korrelasjonstest

Tabellen oppsummerer Spearmans rank korrelasjonstest. Tall viser Spearmans rho. Grønne celler er signifikante (p-verdi < 0,05).

Kolonnel	Dybde	TP	Temperatur	Spesifikk konduktivitet	pH	Redoks	Klorofyll	O ₂	CT	SO4-S	NH4-N	DOC	TN	S	Mn	Fe	Peridinin	Heteroxanthin	Fucoxanthin	Alloxanthin
TP	0,747	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA
Temperatur	-0,905	-0,641	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA
Spesifikk konduktivitet	0,978	0,737	-0,923	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA
pH	-0,073	-0,032	0,288	-0,056	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA
Redoks	-0,881	-0,665	0,776	-0,881	-0,163	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA
Klorofyll	0,188	0,048	-0,077	0,133	-0,200	0,092	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA
O ₂	-0,869	-0,574	0,971	-0,904	0,279	0,734	-0,139	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA
CT	0,971	0,758	-0,890	0,987	0,003	-0,891	0,138	-0,871	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA
SO4-S	-0,771	-0,771	0,686	-0,752	-0,043	0,779	0,201	0,606	-0,753	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA
NH4-N	0,642	0,590	-0,578	0,655	0,188	-0,672	-0,355	-0,524	0,659	-0,746	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA
DOC	0,472	0,462	-0,540	0,600	-0,160	-0,299	0,042	-0,442	0,412	-0,415	0,412	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA
TN	0,609	0,725	-0,540	0,600	-0,025	-0,568	-0,300	-0,465	0,615	-0,657	0,693	0,449	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA
S	-0,635	-0,721	0,453	-0,589	-0,135	0,646	0,126	0,360	-0,801	0,898	-0,632	-0,337	-0,610	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA
Mn	0,974	0,738	-0,872	0,950	-0,055	-0,849	0,204	-0,836	0,957	-0,770	0,667	0,510	0,998	-0,626	NA	NA	NA	NA	NA	NA
Fe	0,984	0,789	-0,894	0,960	-0,064	-0,861	0,174	-0,861	0,961	-0,793	0,655	0,552	0,624	-0,652	0,982	NA	NA	NA	NA	NA
Peridinin	-0,535	-0,194	0,477	-0,520	0,310	0,318	-0,525	0,540	-0,496	0,186	0,136	-0,140	0,084	0,086	-0,529	-0,510	NA	NA	NA	NA
Heteroxanthin	-0,257	-0,003	0,234	-0,245	0,057	0,264	-0,206	-0,234	-0,239	0,058	0,029	0,559	-0,023	-0,023	-0,221	-0,188	0,468	NA	NA	NA
Fucoxanthin	-0,826	-0,528	0,789	-0,787	0,025	0,702	-0,275	0,794	-0,785	0,886	-0,444	-0,552	-0,365	0,411	-0,824	-0,843	0,557	0,241	NA	NA
Alloxanthin	-0,764	-0,537	0,646	-0,766	-0,102	0,772	0,043	0,641	-0,780	0,706	-0,697	-0,430	-0,524	0,562	-0,769	-0,765	0,396	0,227	0,698	NA
Bakterioklorofyll	0,428	0,109	-0,317	0,385	0,182	-0,329	0,638	-0,378	0,411	-0,081	0,021	0,169	-0,201	0,006	0,453	0,436	-0,452	-0,207	-0,584	-0,341

Vedlegg 5: Kovariansmatrise og egenvektorer

Kovariansmatrisen

	PC1	PC2	PC3	PC4	PC5	PC6	PC7	PC8	PC9	PC10	PC11	PC12	PC13	PC14	PC15	PC16	PC17	PC18	PC19	PC20	PC21
Standard deviation	3,233	1,807	1,357	1,194	0,984	0,904	0,734	0,709	0,561	0,486	0,462	0,428	0,269	0,237	0,222	0,159	0,111	0,105	0,073	0,071	0,044
Proportion of Variance	0,498	0,155	0,088	0,068	0,046	0,039	0,026	0,024	0,015	0,011	0,010	0,009	0,003	0,003	0,002	0,001	0,001	0,001	0,000	0,000	0,000
Cumulative Proportion	0,498	0,653	0,741	0,809	0,855	0,894	0,920	0,944	0,958	0,970	0,980	0,989	0,992	0,995	0,997	0,998	0,999	0,999	1,000	1,000	1,000

Egenvektorer

	PC1	PC2	PC3	PC4	PC5	PC6	PC7	PC8	PC9	PC10	PC11	PC12	PC13	PC14	PC15	PC16	PC17	PC18	PC19	PC20	PC21
Dybde	0,301	-0,086	0,015	0,003	-0,043	-0,066	0,099	-0,091	-0,015	-0,024	-0,108	0,075	0,016	0,039	0,037	0,259	0,292	-0,296	-0,640	0,452	0,050
TP	0,231	0,134	-0,049	-0,021	-0,484	0,305	0,084	-0,101	0,070	-0,155	0,272	-0,309	-0,541	-0,232	-0,171	0,046	0,036	0,055	-0,003	-0,023	0,013
Temperatur	-0,239	0,263	0,040	0,086	0,001	0,352	-0,198	0,069	-0,075	0,054	-0,211	-0,102	-0,132	-0,137	0,653	-0,319	0,204	-0,059	-0,144	0,055	0,000
Kond	0,301	0,076	0,024	-0,016	0,043	-0,037	0,048	-0,148	-0,013	0,025	-0,150	0,107	0,090	-0,255	0,098	0,221	0,429	-0,339	0,201	-0,602	-0,082
pH	-0,044	0,230	0,548	0,356	-0,020	-0,052	0,016	-0,102	0,159	0,357	-0,270	-0,145	-0,219	0,196	-0,030	0,326	-0,238	-0,071	0,051	-0,011	-0,007
Redoks	-0,246	0,017	-0,309	-0,076	-0,071	0,360	-0,276	0,069	-0,095	0,161	0,055	0,184	0,114	-0,228	0,015	0,602	-0,318	-0,141	-0,043	0,010	-0,020
Klorofyll	-0,057	-0,414	0,005	0,304	-0,367	0,098	-0,385	-0,081	0,076	0,360	-0,016	0,294	-0,019	0,024	-0,248	-0,293	0,224	-0,095	0,032	-0,007	0,061
O2	-0,188	0,383	0,101	0,164	0,092	0,186	0,019	0,066	0,202	-0,003	0,021	-0,211	0,467	-0,319	-0,488	-0,115	0,203	0,033	-0,181	0,039	-0,018
Cl-	0,293	0,130	0,006	-0,024	-0,139	0,119	-0,023	-0,109	0,017	0,037	-0,107	0,076	0,234	-0,029	0,097	0,070	0,129	0,134	0,550	0,550	-0,350
SO4.S	-0,282	-0,128	0,016	-0,040	-0,044	0,115	0,059	-0,411	0,052	0,006	0,073	-0,040	0,084	0,237	0,111	0,313	0,389	0,591	-0,117	-0,133	-0,021
NH4.N	0,208	0,104	-0,009	-0,018	0,338	-0,173	-0,762	-0,265	0,114	-0,123	0,236	-0,240	-0,067	0,054	-0,008	0,034	0,008	-0,014	-0,021	0,032	-0,007
DOC	0,096	-0,031	-0,560	0,246	0,298	0,245	0,096	-0,023	0,406	-0,079	-0,419	-0,044	-0,200	0,224	-0,128	-0,013	-0,001	0,008	0,046	-0,019	-0,009
TN	0,260	0,154	-0,029	-0,040	-0,312	0,283	0,007	-0,181	0,062	-0,043	0,108	-0,073	0,450	0,503	0,126	-0,157	-0,283	-0,168	-0,129	-0,226	0,038
S	-0,227	-0,194	0,060	-0,086	0,128	0,055	0,206	-0,734	0,094	-0,065	-0,027	-0,007	0,014	-0,299	0,028	-0,183	-0,254	-0,276	0,060	0,127	0,032
Mn	0,303	-0,017	0,014	0,035	-0,021	-0,063	0,088	-0,084	-0,007	0,088	-0,219	0,190	0,002	-0,314	0,024	-0,144	-0,327	0,420	-0,378	-0,189	-0,467
Fe	0,302	0,089	0,010	0,001	-0,011	0,009	-0,037	-0,067	0,004	0,055	-0,187	0,129	0,113	-0,239	0,072	0,014	-0,099	0,324	0,075	0,044	0,801
Peridrin	-0,123	0,352	-0,160	0,317	-0,149	-0,335	0,088	-0,049	0,423	-0,117	0,366	0,453	-0,035	0,051	0,231	0,022	-0,014	-0,014	-0,020	0,026	0,002
Heteroxanthin	-0,063	0,215	-0,442	0,352	-0,156	-0,350	0,048	-0,230	-0,558	0,174	-0,075	-0,276	0,050	0,011	-0,045	-0,024	-0,004	-0,001	0,006	0,014	0,006
Fucoaxanthin	-0,208	0,284	0,106	-0,164	-0,218	-0,044	-0,218	-0,122	-0,194	-0,525	-0,428	0,338	-0,127	0,154	-0,272	-0,007	0,017	-0,027	0,002	-0,015	0,008
Alloxanthin	-0,156	0,008	-0,173	-0,478	-0,367	-0,388	-0,101	0,055	0,424	0,214	-0,294	-0,299	0,074	-0,068	0,069	0,005	0,009	-0,037	-0,020	-0,002	0,004
Bakterioklorofyll	-0,040	-0,405	0,096	0,433	-0,216	-0,092	-0,087	0,144	0,084	-0,533	-0,137	-0,285	0,234	-0,170	0,195	0,168	-0,096	0,003	0,049	-0,025	-0,006



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

Postboks 5003
NO-1432 Ås
Norway