



Norges miljø- og  
biovitenskapelige  
universitet

**Masteroppgave 2024 30 stp**

Fakultetet for miljøvitenskap og naturforvaltning

## **Fra problem til ressurs?: En kartleggingsstudie av ålegras før og etter opptak av grønnalgematter**

From a problem to potential resource: A mapping  
study of eelgrass before and after green algae mat  
removal

Oda Ludvigsen

Naturforvaltning



## Forord

På hjemstedet mitt i Larvik, Ytre Oslofjord, er jeg vokst opp med å se store oppblomstringer av grønnalgeomatter hver sommer. Lokalt kaller vi oppblomstringene *slikk*. Interessen rundt de enorme grønne teppene som barn ble inspirasjonen til denne masteroppgaven som avslutter min tid ved Norges- miljø og biovitenskapelige universitet som naturforvalter.

Jeg vil rette en stor takk til alle som har gjort denne oppgaven mulig. Tusen takk til Ivar E. Trondsen som lot meg sitte en hel dag på kontoret hans og lese gjennom all data hentet inn i forbindelse med Prosjekt Indre Viksfjord, og for all hjelp underveis. Uten dette hadde aldri utformingen av oppgaven blitt til. En stor takk til Eli Rinde og Hartvig Christie for flotte dager i felt, for hjelp til oppgaveutforming, skriveprosessen, korrekturlesing og med alle andre spørsmål jeg hadde underveis. Tusen takk til Indre Viksfjord Vel for finansiering til å utføre temperaturmålingene. Tusen takk til pappa som stilte som skipper under feltdagene, og takk til mamma som ble redningsmannskap da båtmotoren gikk tom for bensin. Jeg vil takke min veileder Jonathan E. Colman som hadde troen på at dette kunne bli en oppgave. Til sist, takk til kollektivet mitt for hjelp og motivasjon underveis, og for mange fine år sammen.

Norges miljø- og biovitenskapelige universitet

Ås, 14.5.2024

---

Oda Ludvigsen

## Sammendrag

Oppblomstring av trådalger, eller «slikk», forårsaker negative økologiske problemer i marine økosystemer og er ødeleggende for friluftslivet. Store grønnalgeansamlinger skygger for viktige ålegrasenger og skaper oksygenfattige og illeluktende områder. I Varildfjorden og Vikerøysundet, Larvik, ble flytende matter av fintrådige alger, kalt slikk på folkemunne, tatt opp i 6 sesonger mellom 2013-2018. Det ble gjort som et initiativ fra lokalbefolkningen som på lik linje med ålegraset har interesse av at grønnalgeteppene forsvinner. Totalt 2700 tonn grønnalger ble tatt opp og brukt til jordforbedring. Feltarbeidet til denne oppgaven ble utført 5 år etter det siste opptaket av grønnalger i Varildfjorden. Tidligere kartlegging av ålegras gir grunnlag for å kunne sammenlikne utbredelsen og tilstanden til ålegrasengene i fjorden under perioden med høstetiltak av grønnalger og situasjonen 5 år etter. Målet med oppgaven er å sammenlikne data fra ålegraskartlegging utført av NIVA i september 2017 med nye feltregistreringer i juni og september 2023. Oppgaven forsøker også å svare på om slikk har oppvarmende effekt på vannet, og om slikk er egnet som gjødsel eller som bruk til jordforbedring i jordbruket.

Tettheten av grønnalger økte signifikant fra 2017 til 2023. Prosentvis ble det registrert høyere tetthet av grønnalger på hvert punkt i 2023 i forhold til 2017. Kjemiske analyser viste at slikket hadde et unormalt lavt N:P-atomforhold i forhold til det som er forventet for makroalger. Forholdet var mer likt det vi forventer for fytoplankton, og reflekterer at veksten av trådalgene ikke har vært næringssaltbegrenset. I gjødslingssammenheng var konsentrasjonen av fosfor og beregnet konsentrasjon av plantetilgjengelig nitrogen lavt i forhold til kalium. Slikk kan benyttes til jordforbedring, men nytten må vurderes med hensyn til type jordsmonn, pH og hvilke planter som skal dyrkes. Særlig grønnalgenes innhold av aluminium, natrium, mangan og jern må tas i betraktning da verdiene var høyere enn referanseverdien for giftig konsentrasjon for planter. Temperaturmålinger i flytende grønnalgematter, grønnalgematter på bunn og vannet rundt, viste at overflatematter har oppvarmende effekt på vannet. De økologiske konsekvensene av tykke grønnalgematter, som reduksjon i lysmengde og påvirkning på vannsirkulasjon bør studeres nærmere og tilstanden i ålegrasengene bør overvåkes årlig for å følge utviklingen. Forvaltningstiltak i områder der algeoppblomstringer truer ålegrasenger, innebærer å redusere næringssalttilførsler fra jordbruk og kloakk og avløp, samt å få tilbake rovfiskbestander gjennom strengere marint vern.

Det ble registrert en nedgang i tetthet av ålegras fra september 2017 til september 2023, men nedgangen var ikke signifikant. Det ble registrert færre punkter med dominant tetthet (>75-100 % dekningsgrad) og flere punkter med enkeltvis og spredt tetthet (0-25 % dekningsgrad) i 2023. Kartfesting av observasjonene i et utbredelseskart viste at ålegrasutbredelsen ikke var nevneverdig redusert fra 2017 til 2023. Det var heller ikke tegn til at havgras var i ferd med å ta over områdene til ålegraset. Maksimalt nedre voksedyp for enkeltplanter var mindre i 2023 i forhold til 2017. Det ble registrert en sesongvariasjon i ålegrasutbredelse mellom juni og september, som viser at det er viktig å se på variasjoner i tetthet og tilstand til ålegrasenger gjennom sesongen. Hvis utbredelse kun skal undersøkes én gang i løpet av en sesong, er det mest hensiktsmessig å gjøre dette mot slutten av vekstsesongen slik at ålerasskudd som vokser ut senere også registreres. Selv om det er en svakhet å kun gjøre feltobservasjoner over én sesong, viser resultatene at det kan være grønne og frodige ålegrasenger til tross for at det i store deler av studieområdet var 100 % dekningsgrad av grønnalger.

## Abstract

Blooms of filamentous algae, cause ecological problems in marine ecosystems and have a negative impact on recreational activities such as boating and swimming. Huge accumulations of green algae shade over important eelgrass meadows, as well as creating oxygen poor and foul-smelling areas. Floating mats of green algae were removed over a period of 6 seasons between 2013-2018 in Varildfjorden and Vikerøysundet, Larvik. This was done as an initiative from the local community. A total of 2700 tons of green algae were removed and used in soil improvement. The field work for this thesis was conducted 5 years after the last removal of green algae in Varildfjorden. Previous mappings of eelgrass are used as the foundation for comparing distribution, and the state of the eelgrass meadows in the fjord during the removal period of green algae and the situation 5 years after. The aim of this thesis is to compare data from eelgrass mapping done by NIVA in September 2017 with new data from two mappings in June and September 2023. This thesis also investigates if green algae mats have a heating effect on surrounding water, and if green algae is suitable as a fertilizer or in soil improvement in agriculture.

Green algae density increased significantly from 2017 to 2023. In each sampling point, a greater density of green algae was registered in 2023 compared to 2017. Chemical analyses showed that green algae had an abnormal N:P-atomic ratio, compared to what we would expect for macroalgae. The ratio was more equal to what we would expect for phytoplankton and thus reflects that growth of the filamentous algae was not nutrient limited. The concentration of phosphorus and calculated concentration of plant available nitrogen was too low compared to potassium, when considering using algae as a fertilizer. Although green algae mats can be used in soil improvement, its benefits depend on soil type, pH and types of plants that are being cultivated. Especially the concentrations of aluminum, sodium, manganese, and iron in the algae should be taken into account considering it exceeds the reference values considered toxic to plants. Temperature measurements in floating green algae mats, bottom green algae mats and the surrounding water, demonstrated that floating mats have a heating effect on water. The ecological consequences of thick green algae mats, such as light attenuation and impact on water circulation, should be studied further, and moreover conditions in the eelgrass meadows should be monitored yearly. Management measures in areas where algae blooms are threatening eelgrass meadows, includes reducing

nutrient pollution from agriculture and sewage, as well as restoring populations of predator fish through stricter marine protection.

A decrease in eelgrass density was registered from September 2017 to September 2023, however the reduction was not significant. Fewer sample points were recorded with dominant density (>75-100 % coverage) and more of the sample points had single and scattered densities (0-25 % coverage) in 2023. A map of distribution illustrated that the distribution of eelgrass was not remarkably reduced from 2017 to 2023. There were no indications that *Ruppia maritima* was about to take over any of the eelgrass areas. Maximal lower growth depth for single plants was shallower in 2023 compared to 2017. Seasonal variation in the distribution of eelgrass between June and September illustrates the importance of looking at variations in density, and the state of eelgrass meadows during the whole season. If eelgrass distribution is to be studied once during a season, it would make most sense to do it towards the end of the growth season. Despite the thesis' weakness of only doing field observations during one season, the results display that eelgrass meadows can be green and lush even though big parts of the study area had a 100 % coverage of green algae.

# Innholdsfortegnelse

<b>1. Introduksjon</b> .....	<b>1</b>
<b>2. Materialer og metoder</b> .....	<b>8</b>
2.2 Studieområde.....	8
2.3 Ålegras .....	9
2.3 Feltarbeid og datainnsamling .....	9
<b>3. Resultater</b> .....	<b>14</b>
3.1 Endringer i utbredelse og tetthet av ålegras, grønnalger og havgras.....	14
3.3 Temperaturforskjeller over, under og i grønnalgemattene.....	21
3.4 Næringsinnhold i slikket/grønnalgene.....	22
<b>4. Diskusjon</b> .....	<b>24</b>
4.1 Endringer i utbredelse og tetthet av ålegras, grønnalger og havgras.....	24
4.2 Temperaturforskjeller over, under og i grønnalgemattene.....	27
4.3 Næringsinnhold i slikket/grønnalgene.....	29
4.4 Metodekritikk.....	32
4.5 Relevans for forvaltning.....	33
<b>5. Referanser</b> .....	<b>35</b>
<b>6. Vedlegg</b> .....	<b>42</b>





## 1. Introduksjon

Viktige sjøgrasenger forsvinner i høy hastighet verden over (Waycott et al., 2009). Nedbygging av kysten, eutrofiering og tap av toppredatorer ansees som hovedårsakene (Riera et al., 2020). I 2021 kom tiltaksplanen «Helhetlig tiltaksplan for en ren og rik Oslofjord med et aktivt friluftsliv», der målet med planen er «at fjorden skal oppnå god miljøtilstand, at viktige naturverdier skal restaureres, at et aktivt friluftsliv skal fremmes og at naturmangfoldet i fjorden skal ivaretas» (Klima- og miljødepartementet, 2021). Tiltaksplanen kom som en følge av redusert tilstand i Oslofjorden, herunder observasjoner av mindre fisk, tilbakegang i utbredelsen til undervannsenger og lave oksygennivåer i bunnvann (Klima- og miljødepartementet, 2021). To av innsatsområdene for å oppnå bedre miljøtilstand i følge tiltaksplanen, er å redusere avrenning fra jordbruk og utslipp fra avløp som begge bidrar til økt eutrofiering av havet (Klima- og miljødepartementet, 2021). Enger av sjøgress slik som ålegras (og i Norge hovedsakelig dannet av sjøgressarten *Zostera marina*) er viktig for marint biologisk mangfold og er habitat for fisk og virvelløse dyr (Havforskningsinstituttet, 2021).

Enger av ålegras bidrar til å forbedre vannkvaliteten gjennom å frakte oksygen fra fotosyntesen ned til røttene og sedimentet, resirkulere næringssalter, motvirke resuspensjon av sedimenter gjennom erosjonssikring og redusere turbiditet (Direktoratsgruppen vanndirektivet, 2018). Plantene lagrer karbon i plantedelene og røttene i sedimentet samt binder annet organisk materiale (Borum et al., 2004), og er derfor en viktig bidragsyter i karbonregnskapet (Duarte et al., 2005). Gjennom å skape oppveksthabitat for sosioøkonomisk viktige arter, er ålegraset også med på å fremme sportsfiske og kommersiell høsting av fisk (Waycott et al., 2009). Ålegrasenger er ikke bare med på å forbedre økologisk tilstand i grunne sjøområder, men kan også brukes som indikator på eutrofiering (Direktoratsgruppen vanndirektivet, 2018). Økt eutrofi reduserer voksedybden til ålegras gjennom økt oppblomstring av planteplankton og opportunistiske makroalger som reduserer lysforholdene (Burkholder et al., 2007). Det er derfor både tetthet av ålegras og trådalger samt nedre voksegrense er ålegraseng-parametere for klassifisering av miljøtilstand etter veileder 02:2018 (Direktoratsgruppen vanndirektivet, 2018).

Eutrofiering er økt planteproduksjon som følger av økt tilgang på næringsstoffer (J. H. Andersen et al., 2006). Hovedkilden til nitrogen og fosfor fra menneskelig aktivitet i Ytre Oslofjord kommer fra jordbruket (Miljødirektoratet et al., 2019). Økte næringssalttilførsler fra

land stimulerer vekst av planteplankton og bentiske alger (Dybas, 2005). Organisk materiale fra land og døde plante- og dyreplankton som synker til bunnen, brytes ned (Dybas, 2005) og lagres i sedimentet (T. Andersen et al., 2006). Lagrene med nedbrutt organisk materiale fungerer som et reservoar for næringsstoffer som kan tilføres havet igjen gjennom interngjødning når næringsstoffene frigjøres fra sedimentet og ut i vannsøylen (T. Andersen et al., 2006). Nitrogen og fosfor er ofte begrensende faktorer for vekst av primærprodusenter (Elser et al., 2007). Når det er overskudd av vanligvis begrensende faktorer, utkonkurreres undervannsplanter av rasktvoksende alger som kan danne masseoppblomstringer (Schramm, 1999). Sjøgress som ålegras behøver også fosfor og nitrogen, men i mindre grad enn makroalger (Borum et al., 2004). Høye konsentrasjoner av ammonium og nitrat kan dessuten være giftig for sjøgress (Borum et al., 2004).

Algeoppblomstringer kan også forårsakes av mangel på toppredatorer. Toppredatorer regulerer biomassen i både bentiske (Östman et al., 2016) og pelagiske systemer på lavere trofiske nivåer, altså en «top-down»-regulering (Rudstam et al., 1994). Östman et al. (2016), i en studie som ser på det bentiske systemet, viste at mengden mesopredatorer, slik som strandkrabber og mindre fisk øker når det mangler toppredatorer på grunn av redusert predasjonspress fra rovfiskene. Som en følge av økt predasjon fra mesopredatorer, reduseres mengden planteetere slik som små krepsdyr og snegl, som spiser trådalger (Östman et al., 2016). På samme måte som overgjødning, kan ubalanse i næringsnettene dermed skape algeoppblomstringer, en såkalt «pseudo-eutrofieringseffekt» (Kvile et al., 2022). Duffy et al. (2015) viste i en studie at mengden mikroorganismer i større grad ble påvirket av å fjerne beitere enn det å tilføre næringsalter. Studien viser at fravær av beitere kan være en enda viktigere årsak til oppblomstring av epifyttiske alger enn overgjødning (Duffy et al., 2015). I Skagerrak er det observert et regimeskifte der mangel på toppredatorer resulterer i økning av stor epifauna som spiser liten epifauna (Riera et al., 2020). Resultatet er at det blir færre i næringskjeden som kan beite ned trådalger som danner store algeoppblomstringer. I Viksfjord, Ytre Oslofjord, har oppblomstringer av trådalgene fått navnet «slikk» på folkemunne (Moy et al., 2014), som også brukes gjennom denne oppgaven vekselvis med begrepet grønnalger. En vanligere fellesbetegnelse å bruke om de fintrådige algene er «lurv» (Rinde et al., 2024). Lurv defineres av Rinde et al. (2024) som «en uformelig masse av sammenvevde fintrådige alger, der enkeltindividene er vanskelige å skille fra hverandre. Lurven er dannet av fintrådige, opportunistiske alger, inkludert rørforma grenete og ugrenete

arter, bentiske kiselalger og trådforma blågrønnbakterier, og kan forekomme både fastsittende og løstliggende.».

I slekten *Cladophora* finner vi eksempler på opportunistiske trådalger som kan danne masseoppblomstringer (Rinde et al., 2024). Vekst av de trådformede algene skjer ved forlenging og forgreining av filamentene (Evert & Eichhorn, 2013). Hver celle har flere cellekjerner, og celledeling er derfor uavhengig av cellekjernedeling (Evert & Eichhorn, 2013). Algene har både aseksuell, seksuell og vegetativ reproduksjon (Sandhya et al., 2023). *Cladophora* kan produsere sporer fra sen vår til tidlig høst (Eriksson & Johansson, 2005), og kan dessuten utvikle hvilesporer som spirer når forholdene for vekst blir gunstige (Michalak & Messyas, 2021). Algene har kromatoforer med klorofyll a og b, karoten og xhantophyll, som muliggjør fotosyntese (Sandhya et al., 2023). I kromatoforene er det pyrenoider som lagrer stivelse fra fotosyntesen (Michalak & Messyas, 2021). *Cladophora* kan feste seg på substrater slik som undervannsplanter, men noen arter kan danne store forekomster som flyter rundt (Dodds & Gudder, 1992). I algenettverkene samles bobler fra fotosyntesen eller fra nedbrytning, og gjør at algemassene flyter opp til overflaten og legger seg som tette matter (Moy et al., 2014). Ettersom algene driver fotosyntese, produserer de oksygen og bidrar derfor med å forbedre vannkvaliteten, men respirasjon om natten og nedbrytning av døde alger forbruker store mengder oksygen som kan skape oksygenmangel (Holmer & Nielsen, 2007).

Trådalgematter har negative konsekvenser for vekst og rekruttering av ålegrasplanter gjennom reduserte lysforhold, og forbruk av oksygen og tilførsler av næringsstoffer når de brytes ned (Hauxwell et al., 2001). Hauxwell et al. (2001) viste en signifikant nedgang i produksjon av ålegrasplantedeler oppå sedimentet, med økende kronetak-høyde av makroalger og dermed sterkere skyggeeffekt. Undersøkelse av algematters påvirkning på ålegras i en studie av Rasmussen et al. (2012), viste økt dødelighet av ålegrasspirer på grunn av skyggeeffekten, mens andre studier har forklart ålegrasdødelighet med anoksiske forhold og reduserte sulfidforbindelser som trenger inn i plantene (Dooley et al., 2013; Holmer & Nielsen, 2007). Økte temperaturer i havet kan ytterligere bidra til å skape anoksiske forhold og øke sulfidkonsentrasjonen (Rasmussen et al., 2012).

Oppvarming av grønnalgematter gjennom absorpsjon fra sola og frigjøring av varme fra metabolisme (Escartin & Aubrey, 1995), kan ha oppvarmende effekt på vann (Gulick et al., 2023). Økte vanntemperaturer påvirker vekst og geografisk utbredelse av arter, tilgjengelighet

av mat (Pörtner & Farrell, 2008), samt skaper sterkere sjiktning og mindre vannsirkulasjon (Li et al., 2020). Gulick et al. (2023) målte høyere temperaturer inne i og under flytende matter av *Sargassum* sammenlignet med åpent vann. Økning i vanntemperatur over gjennomsnittlig sommertemperatur kan forårsake termisk stress og massedødelighet av ålegras (Moore et al., 2014; Plaisted et al., 2022), der selv korte varmeperioder er vist å være nok (Shields et al., 2019). Ved økte vanntemperaturer, øker respirasjonen i større grad enn fotosyntesen i ålegraset, noe som resulterer i at plantenes krav til lys og oksygen øker (Staehr & Borum, 2011). Nejrup og Pedersen (2008) viste at vanntemperaturer mellom 25-30 °C førte til økt dødelighet og redusert vekst av ålegras, samt reduksjon av fotosyntese med 50 %.

Fjerning av algematter kan føre tilbake gode vekstvilkår for ålegras. Hauxwel et al. (2001) observerte en økning i tetthet av skudd og av ålegrasets nettoproduksjon over bakken med 500 % etter at matter av *Cladophora vagabunda* og *Gracilaria tikvahiae* ble fjernet. Den høstede algebiomassen kan utnyttes i jordbruket slik det ble gjort i en studie av Alkhafaji et al. (2019). I denne studien hadde gjødsling med 900 gm/30 kg jord med *Cladophora* en signifikant økning i lengde og areal av skudd og røtter, samt økning i bladareal og antall frø hos *Vigna radiate* og *Sesamum indicum* (Alkhafaji et al., 2019). Gjødsling med alger kan øke både tilgjengeligheten og utnyttelsen av næringsstoffer, samt tilføre jorda plantehormoner og polysakkarider (Ammar et al., 2022), motvirke erosjon og redusere plantenes opptak av tungmetaller (Guo et al., 2020). Alger fjerner dessuten atmosfærisk karbondioksid gjennom fotosyntesen og beriker jorda med organisk karbon (Guo et al., 2020). Fjerning av alger nevnes av miljødirektoratet som et tiltak for å bedre tilstanden til ålegrasenger, gjennom å minske reduserende og anoksiske forhold i sedimentene (Miljødirektoratet, 2018).

Lange perioder med anoksiske forhold er ubeboelig for planter og dyr (Dybas, 2005; Oug et al., 2018). Zhang et al. (2021) viste at perioder med lite oksygen skaper anoksiske stress og hemmer vekst og fotosyntese hos ålegrasplanter. Hydrogensulfid ( $H_2S$ ), som er til stede ved reduserende forhold, er giftig for det meste av marint liv (Kelley et al., 2016). Ved eksponering for  $H_2S$  er det vist at Fotosystem II i ålegras slutter å fungere og ålegrasspirer dør (Dooley et al., 2013). Dette kan være en mulig forklaring på dårlig rekruttering av nye planter der det er høye nivåer av  $H_2S$  (Dooley et al., 2013).  $Fe^{2+}$ -ioner sammen med høye konsentrasjoner av  $H_2S$  danner tungtløselig jern(II)sulfat ( $FeS$ ) (Ferrández-Gómez et al., 2021), og motvirker den negative effekten av  $H_2S$  (Borum et al., 2004). Forekomsten av  $FeS$  og mye organisk materiale i sedimentet setter en svart farge på sedimentet som indikerer

lange perioder uten oksygen (Ferrández-Gómez et al., 2021). I fravær av oksygen frigjøres fosfor til vannsøylen, men oksygen over sedimentet fungerer som en barriere mot interngjødsling ved at  $\text{Fe}^{2+}$  oksideres til  $\text{Fe}^{3+}$  og binder fosfor til jern(III)fosfat og sedimenterer (Xiao et al., 2021). Når det derimot er mangel på oksygen, reduseres  $\text{Fe}^{3+}$  til  $\text{Fe}^{2+}$  og fosfor frigjøres som fosfat ut i vannsøylen (Xiao et al., 2021). Ålegras har tilpasset seg anoksiske forhold og kan frakte oksygen produsert i fotosyntesen ned til plantedelene i sedimentet via luftrør kalt lacunae (Borum et al., 2004; Goodman et al., 1995). Dette gjør at giftige reduserte sulfidforbindelser oksideres og dermed uskadeliggjøres (Holmer et al., 2005). Havgras (*Ruppia maritima*), som vi kan finne sammen med ålegras, har den sammen tilpasningen, men tåler normalt høyere konsentrasjoner av sulfider enn ålegras (Pedersen & Kristensen, 2015).

Selv om havgras kan vokse sammen med ålegras på grunnere farvann, vokser de ofte hver for seg på grunn av interspesifikk konkurranse (Pedersen & Kristensen, 2015). Etter år med massedødelighet av ålegras forårsaket av høye vanntemperaturer, observerte Shields et al. (2019) et skifte i Chesapeake Bay, USA, der havgras tok over deler av områdene påfølgende sommer frem til ålegras reetablerte seg og tok over igjen. Havgras er mer varmetilpasset enn ålegras med høyere temperaturoptimum for fotosyntese (Evans et al., 1986) og større toleranse mot saltholdighet og sulfider i sedimentet (Pedersen & Kristensen, 2015). Under gode vekstvilkår vinner normalt ålegras i konkurranse mot havgras (Pedersen & Kristensen, 2015). Et skifte til havgras-dominerte områder kan derfor bety svekkede vekstforhold for ålegras. Havgras har mer permeable, røtter enn ålegras (Pedersen & Kristensen, 2015). Det er en fordel under reduserte forhold når oksygen er til stede og kan skilles ut i store mengder, men kan være negativt ved fravær av oksygen når reduserte forbindelser i sedimentet kan strømme inn via røttene (Pedersen & Kristensen, 2015). Faktorer som påvirker oksygenproduksjon og oksygenforbruk slik som redusert lysinnstråling, anoksiske forhold og økte temperaturer, kan derfor føre til at havgras blir mer utsatt for sulfidforgiftning enn ålegrasplantene (Pedersen & Kristensen, 2015).

Ålegrasenger er hjem for mange arter og er svært viktig for kystens biodiversitet. De er oppveksthabitat blant annet for torsk (Warren et al., 2010) og er særlig viktig for 0-gruppe av fisken (Lilley & Unsworth, 2014). I en studie utført på svenskekysten i Skagerrak, ble det observert en reduksjon av 0-gruppe torsk med 96 % i områder der ålegras var forsvunnet (Pihl et al., 2006). I tillegg til å være habitat for en rekke andre dyr, bidrar også ålegras med erosjonssikring, produksjon av oksygen, mat for fugler (NOAA Fisheries, 2014) og lagring av

karbon i røttene og sedimentet (Kvile et al., 2022). Når ålegrasengene forsvinner, forankrer ikke lengre plantene sedimentene, karbon og nitrogen frigjøres til vannsøylen (Kvile et al., 2022), og vi mister ålegrasenger som oksygenerer sedimentene (Borum et al., 2004). Lovende resultater har vist at det kan være mulig å få tilbake fiskesamfunn og biodiversitet i ålegrashabitat dersom engene reetableres igjen (Gagnon et al., 2023; Warren et al., 2010). Overvåking av tilstand i ålegrasenger er viktig for å forstå hvorfor ålegrasenger forsvinner, slik at motvirkende tiltak og eventuell restaurering av tapte enger kan settes i verk.

Tiltak for å forbedre økologisk tilstand for ålegras har i flere år vært utført i Viksfjord, Larvik, i Ytre Oslofjord. I forbindelse med store algeoppblomstringer i områder med ålegras, ble Prosjekt Indre Viksfjord startet i 2012 med ambisjon om å redde undervannsengene (Indre Viksfjord Vel, u.å.). Prosjektet mottok til sammen 11,5 millioner kroner fra Miljødirektoratet i en prosjektperiode på 7 år (Piene, 2018). Gjennom prosjektet ble det blant annet høstet matter av slikk, pumpet luft ned i sedimentet, plantet ut ålegras og plassert ut børstemark (Trondsen, 2018). I perioden mellom 2013 til 2018 ble det tatt opp 2700 tonn slikk i regi av prosjektet (Trondsen, u.å.), og alt ble brukt til naturbasert jordforbedring (B. Tvetter, Personlig kommunikasjon, 19. april 2024). I 2018 stoppet Riksrevisor i Klima- og miljødepartementet pengestøtten, og viste til at ålegras ikke er tilskuddsberettiget fordi ålegras kun var (og er) *foreslått* utvalgt naturtype etter naturmangfoldloven § 52 (Piene, 2018). I dag er det 8 naturtyper som har status som utvalgte naturtyper (Forskrift om utvalgte naturtyper etter nml., 2011, § 3). Disse har økt prioritering og skal tas ekstra hensyn til etter naturmangfoldloven § 53 (Naturmangfoldloven – nml, 2009, § 53). Fra Miljødirektoratet kan det søkes om tilskudd rettet mot tiltak for de utvalgte naturtypene (Miljødirektoratet, u.å.-b) og for truede og prioriterte arter (Miljødirektoratet, u.å.-a). I dag står ålegras oppført som livskraftig (LC) på artsdatabankens rødliste (Solstad et al., 2021), og er dermed ikke definert som truet.

Gjennom Prosjekt Indre Viksfjord ble det gjort regelmessige overvåkinger av ålegrasengene og utformet årlige rapporter. Ved hjelp av disse dataene sammen med NIVAs mer omfattende undersøkelse i 2017, gir dette grunnlag for å sammenligne utbredelse og tilstand til ålegrasengene før og nå ved å utføre tilsvarende feltundersøkelser. Et viktig spørsmål å få svar på er om stopp av opptak av slikk har hatt en observerbar effekt på tilstanden og utbredelsen til ålegraset. På bakgrunn av dette formuleres følgende hovedhypotese: «Siden prosjektslutt i 2018 har utbredelsen og tettheten av ålegraset gått tilbake». I et forsøk på å svare på dette, har jeg undersøkt tetthet av ålegras, slikk og havgras sommeren 2023 og sammenliknet med

tilsvarende data fra 2017. Andre problemstillinger som ble undersøkt er om slikk har en oppvarmende effekt på vannet, og dermed kan forsterke effekten av hetebølger, og i hvilken grad slikk er egnet som gjødsel eller jordforbedring i jordbruket.

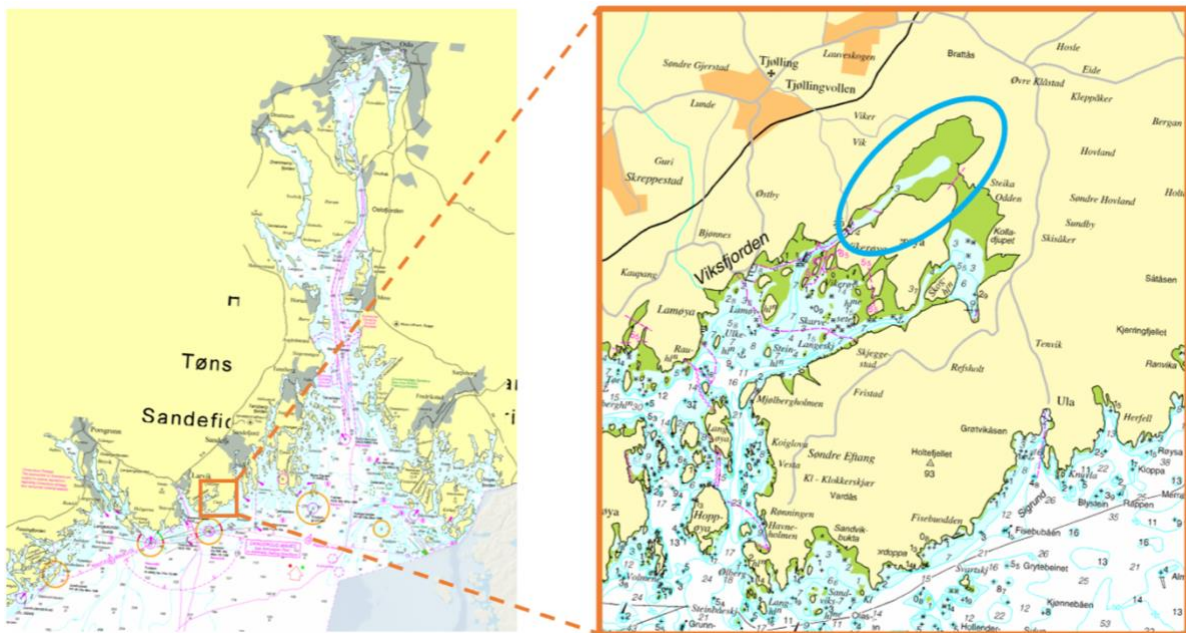


## 2. Materialer og metoder

### 2.2 Studieområde

Studieområdet Varildfjorden og Vikerøysundet ligger i Indre Viksfjord i Larvik kommune i Vestfold, og er del av Ytre Oslofjord (figur 1). Vikerøysundet er en liten fjordarm som leder inn mot Varildfjorden som er en skjernet kil med liten vannutskiftning omkranset av jordbruk. Bekker med utløp til området har dårlig til svært dårlig økologisk tilstand (Krzeminska et al., 2023). I en rapport fra kartlegging av eutrofiering av vassdrag i Vestfold utarbeidet av NIBIO i 2023, er konklusjonen at gjennomsnittlig årlig tilførsel av fosfor til nedbørsfeltet i Viksfjord er 2,1 tonn, hvorav jordbruket står for 82 % og avløp for 11 % (Krzeminska et al., 2023).

I 1981 ble deler av Varildfjorden fredet og fikk status som naturreservat med formål å bevare våtmarksområdet med fuglearter, vegetasjon og dyreliv (Forskrift om naturreservat Tjølling, 1981). Naturreservatet inkluderer de grunneste områdene i Varildfjorden. I forskriften om fredning, følger det av bestemmelsene at vegetasjonen i vann er fredet mot ødeleggelse, herunder ålegraset (Forskrift om naturreservat Tjølling, 1981). I Varildfjorden og Vikerøysundet ble tre ålegrasenger avgrenset under en kartlegging av NIVA i 2017 (Rinde & Christie, 2017).



**Figur 1:** Kartutsnittet til venstre viser hvor i Oslofjorden studieområdet ligger (Norgeskart, u.å.-a). Deler av Viksfjorden i kartutsnittet til høyre (Norgeskart, u.å.-b), med det undersøkte området i Vikerøysundet og Varildfjorden innenfor den blå sirkelen.

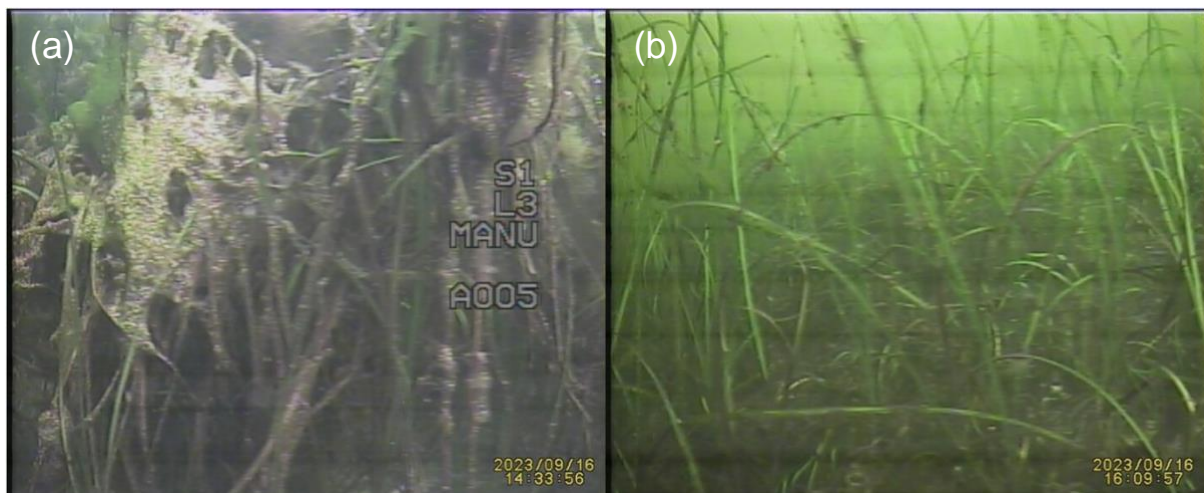
## 2.3 Ålegras

Vanlig ålegras (*Zostera marina*) er en art sjøgress som danner frodige undervannsenger, gjerne på bløtbunn og i næringsfattig vann (Avnes, 2019). Arten er en marin, flerårig undervannsplante med høy økologisk verdi (Rørslett & Mjelde, 2021). Ålegras har underjordiske røtter som vokser ut fra en krypende jordstokk, eller rhizom, som forankrer planten i sedimentet (Rørslett & Mjelde, 2021). Ålegraset overvintrer med rotsystemet og blader vokser ut om våren fra rhizomet (Sjøtun, 2023). Sterile skudd er ugreinet, mens de fertile er forgreinet, og har både hunn- og hannblomster på samme skudd (Murphy et al., 2011; Rørslett & Mjelde, 2021).

Formering skjer kjønnet med frø som dannes i hunnblomstene etter befruktning av pollen, og vegetativt med skudd fra rhizomet (Murphy et al., 2011). Arten kan produsere flere tusen frø pr. kvadratmeter, som kan ligge i dvale i opptil 7-9 måneder i sedimentet, men mange av dem går tapt (Borum et al., 2004). Frø som spirer kan kolonisere nye områder ved klonal vekst der rhizomet forlenges og nye skudd identiske til morplanten vokser ut (Borum et al., 2004). Hele enger kan dannes på denne måten og bestå av én klon fra samme plante (Murphy et al., 2011). Denne formen for aseksuell vekst, er en tilpasning som gjør at ålegrasplanter raskt kan kolonisere nye områder, eller utvide engens areal, men kan samtidig gjøre dem sårbare for forstyrrelser (Ries et al., 2023). Plantene tåler et stort spenn i temperatur, og er tilpasset temperaturer omkring 25 °C om sommeren og -1 °C om vinteren (Borum et al., 2004).

## 2.3 Feltarbeid og datainnsamling

I NIVAs kartlegging i 2017 ble tetthet av ålegras, slikk og havgras undersøkt på 340 punkter fordelt langs flere transekter i Vikerøysundet og Varildfjorden. NIVA plukket ut 100 tilfeldige punkter av de 340, med en minste avstand på 20 meter som skulle gjenbesøkes sommeren 2023. Vi rakk å undersøke 92 av disse. Kartlegging av ålegras, slikk og havgras ble 7. juni 2023 utført sammen med NIVA, og på nytt 16. september 2023 uten NIVA. Tetthet av slikk ble registrert ettersom høye tettheter indikerer svekket økologisk tilstand. For å undersøke om havgras hadde tatt over deler av vokseområdene til ålegraset, ble også tetthet av denne arten registrert. De 92 punktene utgjør sammenlikningsgrunnlaget i denne oppgaven.

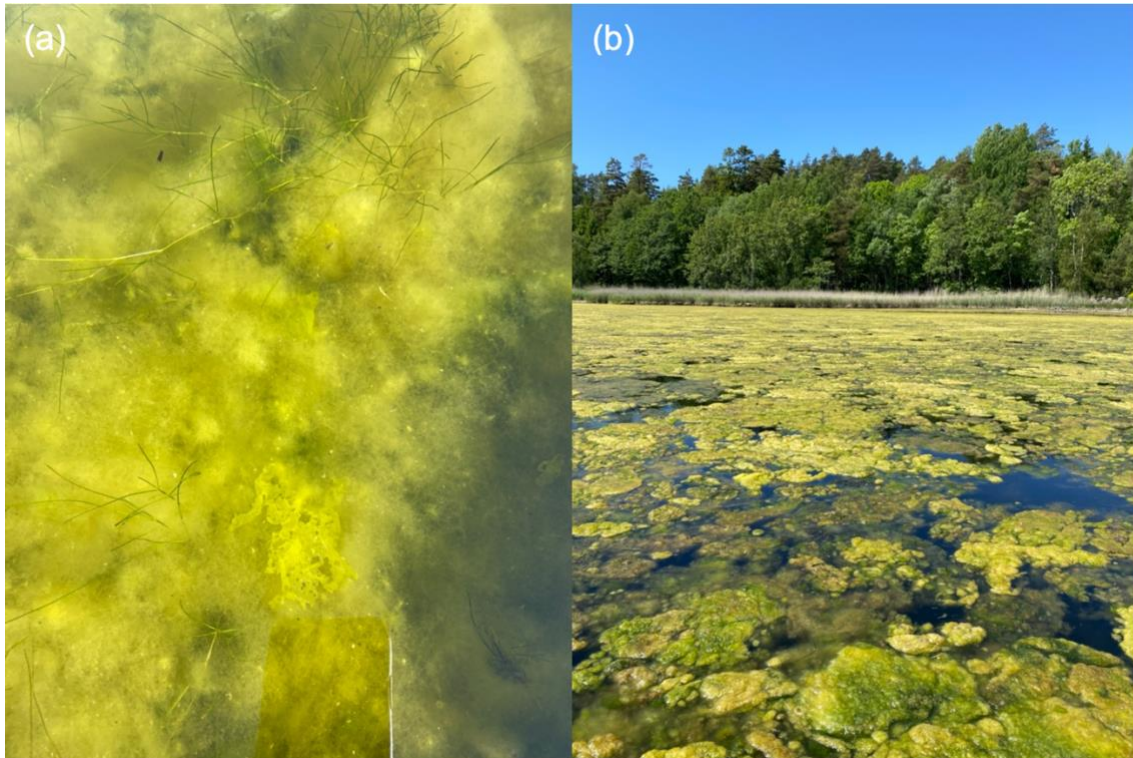


**Figur 2:** Bilder tatt med droppkamera på to ulike punkter under felt i september 2023. Nedgrodd ålegras til venstre (a) og til høyre ålegras nesten uten begroing av grønnalger og trolig med ålegrassnegl (b).

Registreringene ble utført fra båt, med vannkikkert og droppkamera. NIVAs droppkamera hadde en dybdesensor som gjorde det mulig å også registrere sjøbunnsdybden samtidig med tetthet av ålegras, havgras og slikk. Der sikten, eller dybden, gjorde det nødvendig, ble droppkameraet brukt istedenfor vannkikkert. Registreringene i juni ble utført sammen med Eli Rinde og Hartvig Christie fra NIVA som foretok de samme registreringene i september 2017. De utvalgte GPS-posisjonene var lagt inn på GPS på forhånd og et avvik på ca. 5 meter radius rundt punktene ble god tatt ute i felt. Ved hver GPS-posisjon ble det notert ned dybde registrert med droppkamera, tetthet av ålegras, grønnalger, og havgras med verdien 0 = ingen forekomst, E = enkeltvis, S = spredt, V = vanlig og D = dominant tetthet. Observasjoner av andre arter eller om droppkamera ble brukt istedenfor vannkikkert, ble også notert ned. Etter tabell 9.8 i veileder 02:2018 (Direktoratsgruppen vanndirektivet, 2018), kan dekningsgraden for den firedelte skalaen omgjøres til prosent som følger; E = enkeltfunn, S = 0-25 %, V = >25-75 % og D = >75-100 %. I felt ble det enkelte ganger registrert to tetthetsklasser på samme punkt, eksempelvis spredt til vanlig tetthet. Dette ble i etterkant endret til den tettheten som står oppført først. I eksempelet ville derfor spredt til vanlig bli endret til kun spredt. Dette ble gjort for å beholde den firedelte skalaen (E, S, V og D).

Feltarbeidet september 2023 ble utført uten NIVA, og derfor med annet utstyr. Det ble brukt en annen GPS, og et annet droppkamera uten dybdesensor. Dybde ble derfor registrert ved hjelp av en lang linjal. Registreringene ble ellers foretatt på samme måte, og i de samme 92 punktene.

Ifølge veileder 02:2018, skal nedre voksegrense registreres som både nedre voksedyp og dypeste observerte ålegrasplante. Nedre registrerte voksedyp vil si dypeste observerte enkeltplante, mens nedre voksegrense gjelder for eng med minimum spredt dekningsgrad (Direktoratsgruppen vanndirektivet, 2018). Denne oppgaven hadde som hensikt å sammenlikne et utvalg av tidligere registrerte punkter, og hadde derfor ikke som mål å avgrense totalarealet til hver av de tidligere registrerte engene. I denne oppgaven benyttes derfor kun dypeste registrerte enkeltplante.



**Figur 3:** (a) Havgras i bunnmatte av grønnalger med 100 % dekningsgrad (dominant tetthet). (b) Overflatematte av grønnalger.

Temperaturmålinger i grønnalgematter og vann ble utført 11. august på en solfylt dag sammen med Hartvig Christie fra NIVA. Registreringene ble gjort fra båt og med et DSS-multiparameter (digital sampling system). DSS-måleren måler blant annet temperatur med  $\pm 0,2$  °C nøyaktighet og oppløst oksygen med nøyaktighet  $\pm 1$  mg/L (YSI, u.å.). I den innerste delen av Varildfjorden ble temperatur målt i 14 tilfeldig utvalgte overflatematter (figur 3 b) og vannet under. Det ble også utført temperaturmålinger i 14 tilfeldig utvalgte bunnmatter (figur 3 a) og vannet over i samme område. For å ha et sammenlikningsgrunnlag med temperatur i de åpne vannmassene, ble temperaturen målt i dybdetransjekter på to steder. Temperaturen ble lest av på bunnen og for hver meter frem til 1 meter fra vannoverflaten. Overflatetemperaturen ble også målt, og løst oksygen (DO%) ble lest av ved tolv av punktregistreringene.

Grønnalger ble samlet inn fra flytende matter i Varildfjorden 6. juli 2023. Det ble samlet inn tre klumper av slikk fra samme område, med ikke mer enn ti meters avstand mellom hvor de ble tatt opp. Algene ble tørket i stekeovn på lav varme over natten og lagret i kjøleskap. Prøvene ble levert til analyse for ICP-MS (Inductively Coupled Plasma Mass Spectrometry) og total nitrogen hos jordfagavdelingen på Norges- miljø og biovitenskapelige universitet. ICP-MS målte konsentrasjonen av natrium, magnesium, aluminium, fosfor, svovel, kalium, kalsium, mangan, jern, kobber, sink og molybden. Analysene ble gjort etter *dry combustion*-metoden som beskrevet av Nelson og Sommers (1982) og *Dumas*-metoden som beskrevet av Bremner og Mulvaney (1982). I denne oppgaven er det ikke foretatt morfologiske analyser eller DNA-tester av slikket, men tidligere analyser av innsamlede alger i Viksfjord har vist at mattene domineres av *Cladophora vagabunda* (Trondsen et al., 2014). *Cladophora* er en vanlig slekt av grønnalger å finne i algematter (Hillebrand, 1983; Rinde et al., 2024), og det er derfor i denne oppgaven antatt at denne slekten i stor grad var å finne i trådalgeoppblomstringene også i 2023.

## 2.4 Databehandling

Basert på observasjonene av ålegras i september 2017 og juni og september 2023, ble utbredelsen av ålegras i den undersøkte delen av ålegrasengene for hver av disse tidspunktene, avgrenset i QGIS versjon 3.22.11-Białowieża. Punkter uten observasjoner av ålegras ble fjernet, og polygon ble laget fra punktene med funn av ålegras. Dette ble gjort ved hjelp av verktøyet «Minimum bounding geometry» i QGIS, som er et verktøy som tegner opp ei linje i ytterkant mellom punkter og omslutter dem til et polygon. Ut ifra de 92 registrerte punktene ble fire ålegraseng-polygoner produsert for observasjonene fra hver av de tre feltdagene. Polygonene fra 2017 ble laget basert på de samme 92 punktene, og ikke for alle de 340 punktene som ble registrert av NIVA. For feltregistreringer i juni og september 2023 ble det produsert kart som viser tetthet av ålegras for alle registrerte punkter.

Stolpediagram som viser fordeling av antall observasjoner gjort av tetthetsklasser av ålegras og antall observasjoner med høy tetthet av grønnalger i hver ålegras-tetthetsklasse ble produsert ved hjelp av programmeringsprogrammet R versjon v2022.12.0. Hensikten med stolpediagrammene er å analysere endringen i fordelingen av observasjoner gjort av tetthetsklassene av ålegras mellom de tre feltdatoene, og samtidig vise hvor stor andel av observasjonene som hadde høy tetthet (altså vanlig eller dominant tetthet) av slikk. Over hver stolpe er det lagt inn tall for antall observasjoner som er gjort i hver tetthetsklasse av ålegras.

R er også brukt til å lage boksdiagram over temperaturdifferansene mellom flytende matte og vannet under, og bunnmatte og vannet over fra feltundersøkelsene 11. august 2023. Ved flere av punktregistreringene i juni og september 2023 var det så dårlig sikt at tettheten av grønnalger ikke ble anslått. Disse punktene er utelukket fra stolpediagrammet og fra de statistiske tetthetsanalysene av grønnalger. Tettheten av grønnalger kan derfor være underrapportert de to periodene, sommer og høst, i 2023.

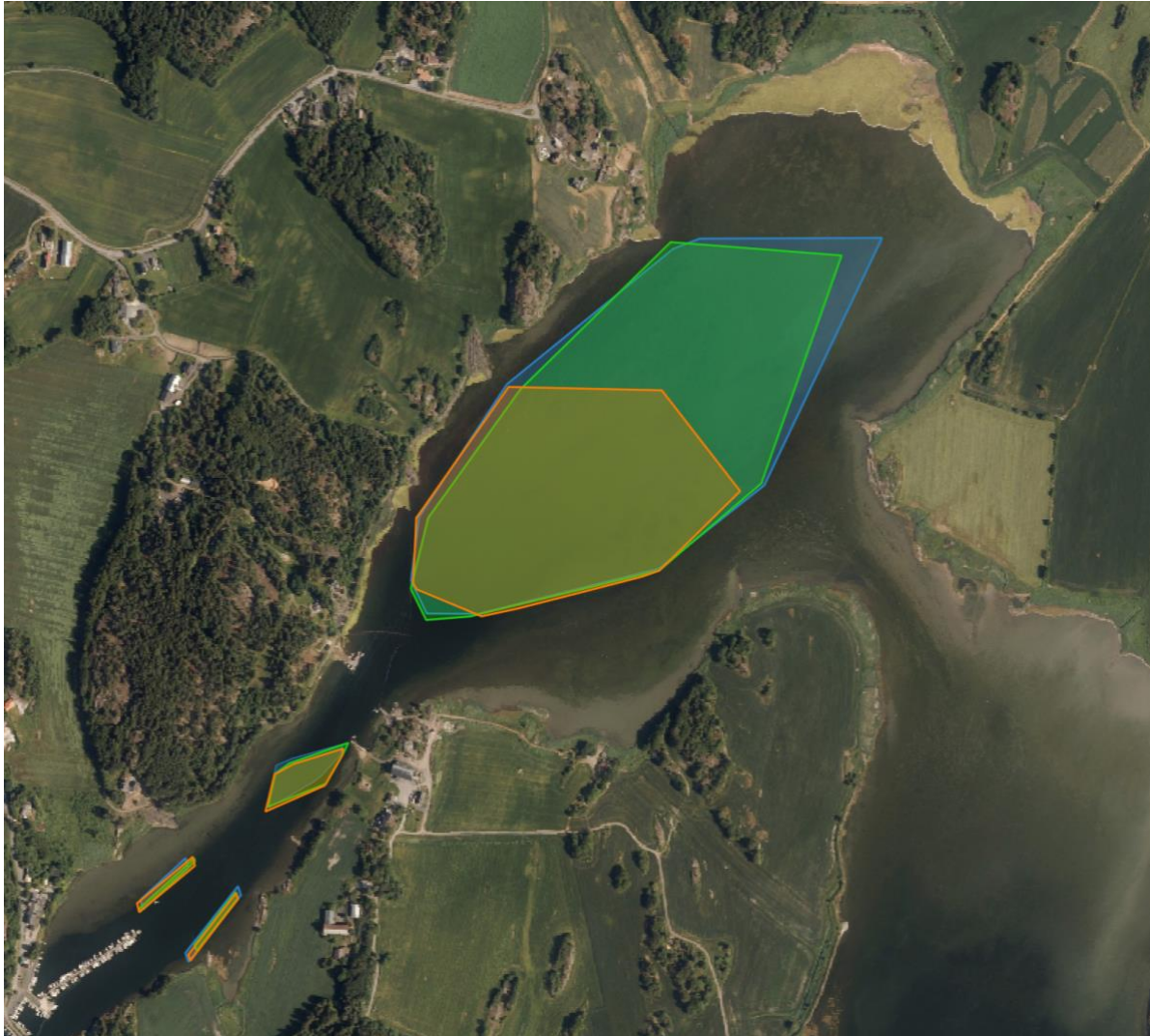
Før de statistiske analysene ble utført, ble de semi-kvantitative verdiene for tetthet konvertert til tallverdier slik at, fravær = 0, E = 1, S = 2, V = 3 og D = 4. Dette ble gjort i henhold til Rinde et al. (2022) og veileder 02:2018 (Direktoratsgruppen vanndirektivet, 2018). Antagelse om lik varians for dataen ble ikke møtt, men antagelse om normalfordeling ble godtatt basert på at det er snakk om mange observasjoner i hver gruppe (92 observasjoner). Det ble derfor valgt å kjøre en Welch ANOVA-test som ikke krever lik varians. For å undersøke om det er signifikante forskjeller i tetthet av ålegras, slikk og havgras mellom de tre feltdagene, ble Welch ANOVA-testen utført for hvert taksa for seg (utført i R). Der testen viste signifikant forskjell, altså  $p$ -verdi  $< 0,05$ , ble post hoc-testen Tukey HSD, med  $\alpha = 0,05$ , utført for å se mellom hvilke feltperioder det var signifikant forskjell i tetthet. For temperaturdataen ble det kjørt parvis t-test mellom temperatur i bunnmatte og vannet over, og temperatur i overflatematte og vannet under.

Dybde data fra felt ble tidevannsjustert ved hjelp av vannstandsestimater. Estimert vannstand ble trukket fra alle de målte dybdeverdiene. Vannstand ble hentet fra tabeller fra kartverket og er estimert for Varildfjorden basert på målinger gjort ved nærmeste stasjon i Helgeroa, med kartnull som referanseverdi (Kartverket, u.å.). Vannstand i tabellene er oppført for hvert 10. minutt og nærmeste klokkeslett til dybderegistreringene fra felt er derfor brukt.

### 3. Resultater

#### 3.1 Endringer i utbredelse og tetthet av ålegras, grønnalger og havgras

Utbredelse og tetthet av ålegras, slikk og havgras varierte mellom de tre feltperiodene. Juni 2023 skilte seg mest ut fra de andre to periodene med tanke på arealutbredelse og tetthet av ålegras.



**Figur 4:** Utbredelseskart av ålegras basert på avgrensning gitt de 92 punktene som ble undersøkt september 2017 og juni og september 2023. Polygoner i tre ulike farger viser utbredelsen av ålegras, observert som enkeltvis, spredt, vanlig eller dominant tetthet. Det oransje polygonet er basert på punktregistreringer juni 2023, blått er basert på data fra september 2023 og grønt polygon er basert på de samme kartlagte punktene i september 2017. Bakgrunnskartet er ortofoto «Østfold Vestfold 2015» fra Norge i bilder WMS-Prosjekt (Geonorge, 2023).

Arealutbredelsen av ålegrasenga i Varildfjorden i september 2017 og september 2023 var tilnærmet lik, mens utbredelsen av ålegrasenga i juni 2023 var vesentlig mindre. De tre små forekomstene av ålegras i Vikerøysundet varierte lite i arealutbredelse mellom de tre periodene.



**Figur 5:** Tetthet av ålegras i Varildfjorden og Vikerøysundet i juni 2023 ved de 92 registrerte punktene. Mørkere farge på punktene indikerer større tetthet av ålegras. Hvite sirkler tilsvareer fravær av ålegras. Gule punkter er enkeltvis tetthet, oransje er spredt, lyserød er vanlig og mørkerød er dominant tetthet av ålegras. Bakgrunnskartet er ortofoto «Østfold Vestfold 2015» fra Norge i bilder WMS-Prosjekt (Geonorge, 2023).

Det ble ikke observert ålegras langs transektet lengst nord i Varildfjorden i juni 2023 (figur 5). 21 av punktene som ble registrert i juni 2023 var uten forekomst av ålegras, og det ble observert kun én forekomst med dominant tetthet av ålegras.





**Figur 6:** Tetthet av ålegras i Varildfjorden og Vikerøysundet i september 2023 ved de 92 registrerte punktene. Mørkere farge på punktene indikerer større tetthet av ålegras. Hvite sirkler tilsvarer fravær av ålegras. Gule punkter er enkeltvis tetthet, oransje er spredt, lyserød er vanlig og mørkerød er dominant tetthet av ålegras. Bakgrunnskartet er ortofoto «Østfold Vestfold 2015» fra Norge i bilder WMS-Prosjekt (Geonorge, 2023).

Punktene langs det nordligste transektet som var uten ålegras i juni 2023 (figur 5), hadde alle enkeltvis eller spredt forekomst i september 2023 (figur 6). Kun tre registreringer var uten forekomst av ålegras i september 2023, og det ble registrert 14 punkter med dominant tetthet av ålegras.

Tabell 1 og 2 viser resultatene fra Tukey HSD-testene som ble utført på tetthet av ålegras og på tetthet av grønnalger for september 2017 og juni og september 2023. Post-hoc-testene ble utført etter at Welch ANOVA viste at det var signifikant forskjell i tetthet mellom de tre periodene ( $p$ -verdi  $< 0,05$ ) (vedlegg III). Det var signifikant høyere tetthet av ålegras i september 2017 enn i juni 2023 ( $p$ -verdi = 0,0001) (tabell 1). Det var også signifikant høyere tetthet av ålegras i september 2023 enn i juni 2023 ( $p = 0,0077$ ). Det var en nedgang i ålegrastetthet fra september 2017 til september 2023, men denne var ikke signifikant ( $p = 0,3758$ ). Det var signifikant høyere tetthet av grønnalger i juni 2023 og september 2023 enn i september 2017 (tabell 2). Det var også signifikant høyere tetthet av grønnalger i juni 2023 kontra september 2023 ( $p = 0,0086601$ ). Alle registreringer som ble gjort av grønnalger i juni 2023, hadde vanlig eller dominant tetthet, altså høy tetthet.

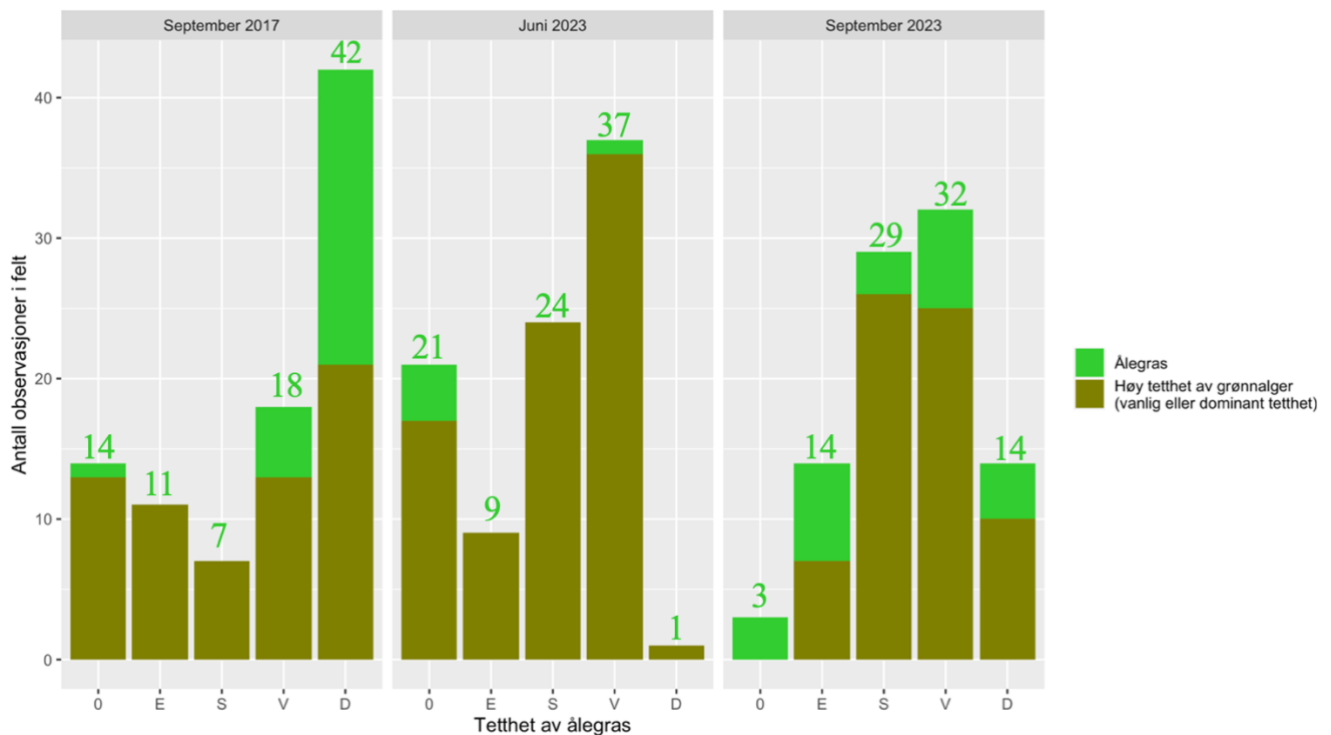
**Tabell 1:** Resultater fra Tukey HSD-test med 95 % konfidensintervall på tetthet av ålegras i september 2017, juni 2023 og september 2023. Testen sammenlikner gjennomsnittet av tettheten av ålegras i gruppe 1 mot gruppe 2.

Gruppe 1	Gruppe 2	Differanse gjennomsnitt	p-verdi
September 2017 Gjennomsnitt: 2,68	Juni 2023 Gjennomsnitt: 1,87	-0,8152	0,0001
September 2017 Gjennomsnitt: 2,68	September 2023 Gjennomsnitt: 2,43	-0,25	0,3758
Juni 2023 Gjennomsnitt: 1,87	September 2023 Gjennomsnitt: 2,43	0,562	0,0077

**Tabell 2:** Resultater fra Tukey HSD-test med 95 % konfidensintervall på tetthet av grønnalger i september 2017, juni 2023 og september 2023. Testen sammenlikner gjennomsnittet av tettheten av grønnalger i gruppe 1 mot gruppe 2.

Gruppe 1	Gruppe 2	Differanse gjennomsnitt	p-verdi
Juni 2023 Gjennomsnitt: 3,87	September 2017 Gjennomsnitt: 2,76	1.1126937	0.0000000
September 2023 Gjennomsnitt: 3,34	September 2017 Gjennomsnitt: 2,76	0.5763397	0.0036861
September 2023 Gjennomsnitt: 3,34	Juni 2023 Gjennomsnitt: 3,87	-0.5363539	0.0086601

Figur 7 illustrerer endringen i fordelingen av observasjoner gjort av tetthetsklassene av ålegras mellom de tre feltdatoene, og hvor stor andel av observasjonene som hadde høy tetthet av grønnalger. Høy tetthet defineres som vanlig eller dominant tetthet. Tabell 3 viser fordeling av andelen registreringer i tetthetsklassene av ålegras mellom de tre periodene, og fordelingen av andelen punkter i lav og høy tetthetsklasse av ålegras som har høy tetthet av grønnalger.



**Figur 7:** Fordelingen av høy tetthet av grønnalger fordelt på hver tetthetsklasse for ålegras i de tre feltundersøkelsene, dvs. september 2017 og juni og september 2023. X-aksen er tetthetsklassene 0 = ingen, E = enkeltvis, S = spredt, V = vanlig og D = dominant tetthet av ålegras. På Y-aksen er antall observasjoner pr. tetthetsklasse for ålegras. Lysegrønne stolper angir antall observasjoner pr. klasse. Olivengrønn del av stolpene angir antall registreringer med vanlig eller dominant tetthet (>25 % dekningsgrad) av grønnalger. Punktobservasjoner der tetthet av grønnalger ikke ble registrert i felt grunnet dårlig sikt, er ikke inkludert. Alle registreringer som ble gjort av grønnalger i juni 2023, var av klassene vanlig eller dominant tetthet. Antall observasjoner pr. tetthetsklasse av ålegras er angitt over hver stolpe.

**Tabell 3:** Endringen i andelen observasjoner for de ulike tetthetsklassene av ålegras og fordelingen av andelen punkter med lav og høy tetthetsklasse av ålegras som har høy tetthet slikk, over de tre periodene. Den høyeste verdien i hver tetthetsklasse er uthevet med fet skrift. Lav tetthet vil si enkeltvis og spredt tetthet, mens høy tetthet er vanlig og dominant tetthet.

<b>Fordeling av tetthetsklassene av ålegras i de tre periodene</b>			
	sep. 17	jun. 23	sep. 23
Andel punkter med dominant tetthet ålegras	<b>0,23</b>	0,02	0,22
Andel punkter med vanlig og dominant (høy) tetthet ålegras	<b>0,65</b>	0,41	0,50
Andel punkter med enkeltvis og spredt (lav) tetthet ålegras	0,20	0,36	<b>0,47</b>
Andel punkter med fravær av ålegras	0,15	<b>0,23</b>	0,03
<b>Forekomst av slikk i punkter med lav eller høy tetthet av ålegras i de tre periodene</b>			
	sep.17	jun. 23	sep. 23
Andel punkter med høy tetthet ålegras, som hadde høy tetthet av slikk	0,55	<b>0,97</b>	0,76
Andel punkter med lav tetthet ålegras, som hadde høy tetthet av slikk	<b>1,00</b>	<b>1,00</b>	0,97

Det var større andel punkter med dominant tetthet ålegras i september 2017 enn juni og september 2023 (tabell 3), samtidig som andelen punkter med vanlig tetthet var større i 2023 enn i 2017 (figur 7). Andelen punkter som hadde høy tetthet av ålegras var større i september 2017 enn begge periodene i 2023. September og juni 2023 hadde flere punktregistreringer med lav ålegrastetthet enn september 2017, hvorav september 2023 hadde flest punkter med lav tetthet. Juni 2023 hadde flest observasjoner av punkter uten forekomst av ålegras (23 %), som var mer enn i september 2023. I september 2023 var det kun 3 % av punktene som hadde fravær av ålegras, som var mindre enn det som ble registrert i september 2017 (15 %).

Alle punktene som hadde lav tetthet av ålegras i september 2017 og juni 2023 hadde høy tetthet av slikk. For september 2023 gjaldt det samme for 97 % av punktene (tabell 3). I juni 2023 hadde nesten alle punkter (97 %) med høy tetthet av ålegras også høy tetthet av slikk. Punkter med høy tetthet ålegras som også hadde høy tetthet slikk var noe mindre i september 2023 (76 %), men fortsatt høyere enn i september 2017 (55 %).

Som vist i tabell 4 er maksimal voksedybde for ålegras redusert med ca. 0,5 meter fra 2017 til 2023.

**Tabell 4:** Dypeste registrerte enkeltplante av ålegras i september 2017 og juni og september 2023.

	sep. 17	jun. 23	sep. 23
<b>Dypeste registrerte ålegrasplante (maks dyp enkeltplante)</b>	3,9 m	3,58 m	3,47 m

Tabell 5 viser resultatene fra post-hoc-testen som ble utført etter at Welch ANOVA viste at det var signifikant forskjell i tetthet av havgras mellom de tre periodene (vedlegg III). Tabell 6 viser hvordan andelen registrerte punkter med havgras alene og punkter registrert med både havgras og ålegras fordeler seg mellom de tre periodene.

**Tabell 5:** Resultater fra Tukey HSD-test på tetthet av havgras i september 2017, juni 2023 og september 2023, med 95 % konfidensintervall. Testen sammenlikner gjennomsnittet av tettheten av havgras i gruppe 1 mot gruppe 2.

Gruppe 1	Gruppe 2	Differanse gjennomsnitt	p-verdi
Juni 2023 Gjennomsnitt: 0.789	September 2017 Gjennomsnitt: 1.01	-0.2221001	0.3690938
September 2023 Gjennomsnitt: 0.467	September 2017 Gjennomsnitt: 1.01	-0.5435977	0.0029205
September 2023 Gjennomsnitt: 0.467	Juni 2023 Gjennomsnitt: 0.789	-0.3214976	0.1245334

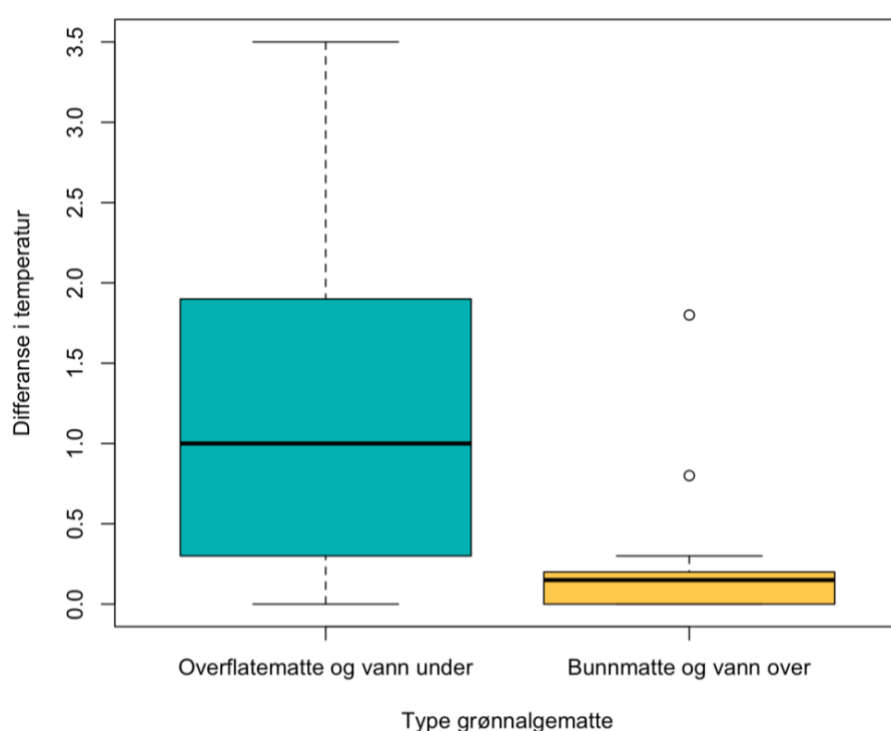
**Tabell 6:** Observasjoner av punkter med kun havgras og punkter med både havgras og ålegras i de tre periodene. Den høyeste verdien er uthevet med fet skrift.

<b>Andelen punkter med havgras alene og sammen med ålegras i de tre periodene</b>			
	sep. 17	jun. 23	sep. 23
Andel punkter med kun havgras	0,09	<b>0,16</b>	0
Andel punkter med både havgras og ålegras	<b>0,35</b>	0,28	0,21

Det ble registrert lavere tetthet av havgras i september og juni 2023 enn i september 2017 (tabell 5). Nedgangen i havgrastetthet fra juni 2017 til september 2023 var signifikant. I både september 2017 og juni 2023, ble havgras registrert alene uten ålegras på henholdsvis 9 % og 16 % av punktene (tabell 6). I september 2023 ble det ikke registrert noen punkter med kun havgras. September 2017 hadde flest punkter der både havgras og ålegras ble registrert sammen (35 % av alle registrerte punkter).

### 3.3 Temperaturforskjeller over, under og i grønnalgemattene

Det var signifikant høyere temperatur i overflatemattene enn i sjøvannet under, og gjennomsnittlig 1,3 °C høyere temperatur i overflatemattene (tabell 7). For enkelte målinger var differansen så høy som 3,5 °C, og for andre så lav som nede i 0 °C (figur 8 og vedlegg IV). Gjennomsnittlig temperatur i bunnmatte og vannet over var ikke signifikant forskjellig, med et snitt på 0 °C i differanse. To utliggerverdier ble registrert med differanser på 0,8 og 1,8 °C mellom bunnmatte og vannet over. Rett under grønnalgemattene ble det i snitt målt 19,0 °C i vannet, mot 18,4-18,5 °C som ble målt i to dybdetransjekter i de åpne vannmassene (vedlegg V). Overflatetemperaturen ble målt til 18,4 °C.



**Figur 8:** Boksdiaagram som viser fordeling av differansen i temperatur mellom overflatematte og vannet under (grønn boks) og differansen i temperatur mellom bunnmatte og vannet over (gul boks). Gjennomsnittlig differanse i temperatur mellom grønnalgematte på overflaten og vannet under var tilnærmet 1,3 °C. Gjennomsnittlig temperaturdifferanse mellom grønnalgematte på bunnen og vannet over var 0 °C.

**Tabell 7:** t-test som tester om det er signifikant forskjell mellom gjennomsnittlig temperatur i overflatematte og vannet under, og mellom bunnmatte og vannet over. Konfidensintervall er satt til 95 %.

Gruppe 1	Gruppe 2	Differanse gjennomsnitt	p-verdi
Vann under overflatematte Gjennomsnitt: 19 °C	Overflatematte Gjennomsnitt: 20,3 °C	-1.3285714	0.0008079
Vann over bunnmatte Gjennomsnitt: 18,5 °C	Bunnmatte Gjennomsnitt: 18,5 °C	0.0000000	1.0000000

### 3.4 Næringsinnhold i slikket/grønnalgene

Næringsanalysene viser at innholdet av natrium, aluminium, mangan og jern i slikket er høyere enn referanseverdien for hva som er giftig konsentrasjon for planter (tabell 8).

Referanseverdiene for hva som tilsvarer giftig konsentrasjon for de ulike stoffene er hentet fra White & Brown (2010), som har sammenstilt data fra 6 andre studier. Referanseverdiene er definert som den konsentrasjonen som reduserer tilveksten til plantene med mer enn 10% (White & Brown, 2010).

**Tabell 8:** Gjennomsnittlig næringsinnhold i tre undersøkte grønnalgerprøver fra Varildfjorden samlet 6. juli 2023.  $\pm$  er beregnet standardavvik. Referanseverdiene for giftig konsentrasjon er hentet fra White og Brown (2010), og er omregnet fra mg/g til g/kg eller mg/kg. Det er manglende data for giftig konsentrasjon av svovel og total nitrogen.

Næringsstoff	Gjennomsnittlig næringsinnhold $\pm$ standardavvik i grønnalgerprøvene	Giftig konsentrasjon i planter
Na g/kg	10,6 $\pm$ 1,7	2-5
Mg g/kg	13	>15
Al mg/kg	1733,3 $\pm$ 471,4	40-200
P g/kg	2,6 $\pm$ 0,5	>10
S g/kg	35,3 $\pm$ 1,9	-
K g/kg	43,3 $\pm$ 2,9	>50
Ca g/kg	8,1 $\pm$ 0,7	>100
Mn mg/kg	556,7 $\pm$ 193,9	200-5300
Fe mg/kg	2433,3 $\pm$ 694,4	>500
Cu mg/kg	4,5 $\pm$ 0,8	15-30
Zn mg/kg	25,7 $\pm$ 3,1	100-300
Mo mg/kg	0,3 $\pm$ 0,05	1000
Total nitrogen g/kg	18,5 $\pm$ 3,3	-

I slippet var det 18,5 g/kg tørrstoff total nitrogen, som likner mest på innholdet i svin gjødsel som har 16 g/kg (tabell 9). Innholdet av fosfor er lavere enn for andre organiske gjødselstyper og for Yara sin fullgjødsel. Kalium er derimot mye høyere i slippet enn i de tre organiske gjødselstypene hentet fra NIBIO. Tabell 9 kan brukes til å finne forholdet mellom nitrogen, fosfor og kalium og deretter argumentere for egnetheten som gjødsel.

**Tabell 9:** Gjennomsnittlig mengde total nitrogen, fosfor og kalium i g/kg i grønnalgeprøvene sammenliknet mot fiskeslam, svin gjødsel og matavfall basert på data fra NIBIO (NIBIO, u. å.), og en fullgjødsel fra Yara (Yara, u.å.). \* vil si at tallene er hentet fra NIBIO. Total nitrogen fra algeanalysene og tall hentet fra Yara er omregnet fra prosent til g/kg.

	Gjennomsnittlig næringsinnhold i grønnalgeprøvene (tørket)	Fiskeslam (tørket)*	Svin gjødsel (avvannet biogjødsel)*	Matavfall/avløps slam (avvannet bioest)*	Yara Fullgjødsel 8-5-19 mikro
<b>Total nitrogen (g/kg tørrstoff)</b>	18,5	42 Hvorav 8 % er mineralsk N	16 Hvorav 6 % er mineralsk N	72 Hvorav 14 % er mineralsk N	80
<b>Fosfor (g/kg tørrstoff)</b>	2,6	28	9,9	22	50
<b>Kalium (g/kg tørrstoff)</b>	43,3	1	6	5	190



## 4. Diskusjon

### 4.1 Endringer i utbredelse og tetthet av ålegras, grønnalger og havgras

Det var en signifikant nedgang i gjennomsnittlig tetthet av ålegras fra september 2017 til juni 2023, men nedgangen fra september 2017 til september 2023 var derimot ikke signifikant. Estimert utbredelse (figur 4) indikerer ingen tilbakegang i ålegrasutbredelse i september 2023 kontra september 2017 i Varildfjorden. Men antall registreringer med dominant tetthet av ålegras har gått tilbake i både juni og september 2023 sammenlignet med september 2017, og det var flere punkter med enkelt og spredt tetthet i 2023 enn i 2017. Imidlertid var det også flere punkter som var uten ålegras i 2017 som hadde forekomst av ålegras i september 2023. Resultatene tyder dermed ikke på at utbredelsen av ålegras har gått tilbake i september 2023 sammenlignet med september 2017, men at det er blitt flere partier med glissen forekomst av ålegras, og tette forekomster er blitt redusert til vanlig forekomst flere steder.

Maksimal dybde for enkeltplante av ålegras har blitt grunnere siden 2017. Denne dybden ble fra september 2017 til juni og september 2023 redusert med henholdsvis 32 og 43 cm (tabell 4). Reduksjon i nedre voksegrense samsvarer med en trend observert i en kartlegging utført av NIVA i 2021 i Indre Oslofjord, på Hurumkysten og vestkysten i Frogn. De registrerte redusert nedre voksedyp for 67 % av 99 kartlagte enger (Rinde et al., 2021). Den samme trenden har vært registrert langs danskekysten (Stæhr et al., 2019). Redusert maksdyp kan skyldes dårligere sikt, slik det er registrert andre steder (Lefcheck et al., 2017) og henger sammen med økt tilførsel av næring og partikler (Borum et al., 2004). Sammen med begroingsalger kan derfor reduksjon i voksedyp brukes som indikator på eutrofi. Andre faktorer som høyt innhold av organisk materiale og hydrogensulfid i sedimentet kan også være med å redusere voksedybden (Krause-Jensen et al., 2011; Stæhr et al., 2019). I Varildfjorden er det trolig at det er flere faktorer som spiller inn, og særlig skygge fra de store ansamlingene av grønnalgematter må tenkes å ha stor innvirkning på lysforholdene på sjøbunnen og dermed tilgangen til lys for ålegrasplantene.

Færre registrerte punkter med dominant tetthet i 2023 og reduksjon i nedre voksedyp indikerer at tilstanden til engene er redusert siden 2017. Flere punkter med enkelt og spredt tetthet av ålegras i september 2023 sammenlignet med undersøkelsene 6 år tidligere, indikerer også redusert tilstand. Økt antall registreringer med lav tetthet kan gjøre engene mindre motstandsdyktige ved forstyrrelser slik som stormer (Borum et al., 2004). Sesongen 2023 var

imidlertid et godt vekstår for etablering av ålegrasspirer, som også ble observert av andre ute i felt (J. E. Colman, personlig kommunikasjon, 2024). Økt andel registreringer av enkeltvis og spredte forekomster kan derfor forklares med at det var mange nyetableringer av planter i sesongen 2023, men er nok mer sannsynlig en indikator på nedgang i tetthet, som også kan settes i sammenheng med reduksjon i nedre voksedyp. I felt ble det ikke registrert om ålegrasplantene var spirer, og det kan derfor ikke konkluderes med at økning av enkeltvis og spredte tettheter skyldes nyetableringer av planter. I følge Borum et al. (2004) kan det dessuten ta et tiår før små flekker av ålegras danner enger, og de fleste forsvinner innen et år, selv om utviklingen kan gå raskere ved gode lysforhold og med mindre tilførsler av næringsstoffer og organisk materiale (Borum et al., 2004). Eventuelle nyetableringer av planter trenger derfor ikke å tilsi at arealutbredelsen til engene nødvendigvis vil øke. Dårligere lysforhold kan også være en forklaring på at det registreres flere punkter med lavere tetthet, fordi ålegras som en respons på mindre tilgjengelig lys kan redusere tettheten av skudd og forlenge bladene for å bedre utnytte tilgjengelig lys (Borum et al., 2004). Ålegraset i Varildfjorden bør overvåkes de kommende årene for å se om ålegraset i punkter med lavere tetthet opprettholdes, eller om de forsvinner helt.

Undersøkelsene viste en signifikant sesongvariasjon i tetthet av ålegras mellom juni og september. Dette er som forventet, og skyldes sesongvariasjoner i temperatur og lystilgang (Borum et al., 2004). I 2023 var det flere punkter der ålegrasplanter ble registrert i september, men som hadde fravær av planter i juni 2023. Dersom kartleggingen fra juni 2023 alene ble brukt til å vurdere endring i arealutbredelsen, ville det ført til en feilaktig antagelse om at ålegrasutbredelsen har gått tilbake i Varildfjorden siden september 2017. Etter veileder 02:2018 anbefales det at kartlegging av ålegras og trådalger gjøres i september (Direktoratsgruppen vanndirektivet, 2018), og det samme er tilfelle i rapporten «Nye klassegrenser for ålegress og makroalger i vannforskriften», som anbefaler å gjøre registreringer i august-september (Gundersen et al., 2017). I følge Borum et al. (2004) er det viktig at innsamlet data fra ulike år sammenliknes mot data fra samme tid på året (Borum et al., 2004). September 2023 utgjør dermed det beste sammenlikningsgrunnlaget for å si noe om utviklingen siden september 2017. På bakgrunn av det kan vi si at det ikke er signifikant nedgang i arealutbredelsen til ålegrasengen fra 2017 til 2023, men resultater slik som færre registreringer med dominant tetthet og redusert nedre maksvoksedyp for enkeltplante, noe som sannsynligvis henger sammen, viser likevel at tilstanden er redusert.

Tetthet av grønnalger i Varildfjorden økte signifikant fra 2017 til 2023. I likhet med ålegrastetthet, ble det observert en sesongvariasjon i tetthet av grønnalger, men i motsatt retning av ålegras, med signifikant høyere tetthet i juni 2023 kontra september 2023. Signifikant sesongvariasjon av grønnalgetetthet ble også observert i Varildfjorden i 2021 av NIVA (Rinde et al., 2022). NIVA fant at det var signifikant større tetthet av grønnalger på høsten enn om våren når de så på summen av fastsittende og løstliggende trådalger (Rinde et al., 2021). I 2023 var tettheten størst om sommeren, men den gode veksts sesongen 2023 la til rette for høye tettheter av grønnalger både om sommeren og høsten. Den tidlige etableringen av høye tettheter av grønnalger kan gi grønnalgene et forsprang på ålegraset og både redusere lystilgang og hindre etablering av nye planter.

Slikket i Varildfjorden forekom hovedsakelig i høy tetthet (tetthetsklasse vanlig eller dominant) i alle de tre undersøkelsestidspunktene. I juni 2023 ble det registrert høy tetthet av grønnalger i alle punktene, unntatt 5 punkter der tettheten ikke kunne bli registrert på grunn av dårlig sikt. I september 2017 ble det registrert høy tetthet på 71 % av punktene, og i september 2023 74 % av punktene. Rinde et al. (2024) foreslår at «forekomst av lurv indikerer dårlig tilstand/negativ påvirkning på økosystemet dersom den forekommer i høy tetthet (dvs. kategori vanlig eller dominerende i den 4-delte skalaen) på fjell eller sedimentbunn, på tang, tare og ålegras, eller dersom lurven har overtatt for stedegne, flerårige habitatdannende arter.». I Varildfjorden forekom slikket i høy tetthet både på sedimentbunn og ålegras ved godt over halvparten av de registrerte punktene undersøkt i september 2017 og juni og september 2023, og vi må derfor kunne påstå at slikket indikerer dårlig tilstand eller negativ virkning på ålegrasforekomstene i Varildfjorden. Det er en bekymringsverdig observasjon at 97 % av punktene som hadde høy tetthet av ålegras også hadde høy tetthet av grønnalger i juni 2023 (tabell 3). I september 2023 var det ikke like mange av punktene (76 %), men fortsatt betydelig mer enn i september 2017, der 55 % av punktene med høy tetthet av ålegras også hadde høy tetthet av slikk.

Tettheten av havgras ble redusert fra september 2017 til juni 2023 og var signifikant redusert i september 2023 i forhold til september 2017. Havgras er som tidligere nevnt mer varmetilpasset enn ålegras, men ser ikke ut til å etablere isolerte énartsenger i Varildfjorden. I juni 2023, ble det registrert kun havgras uten ålegras ved 16 % av punktene (tabell 6). I september 2023 var det ingen av punktene som hadde kun havgras. Lavere tetthet av havgras kan være en positiv indikator for tilstanden til ålegrasengene, ettersom havgras har vist seg å

tape i konkurranse når vekstforholdene for ålegras er gode (Pedersen & Kristensen, 2015). Som tidligere nevnt kan havgras være enda mer utsatt for giftige reduserte forbindelser når det er dårlige oksygen- og lysforhold. Dette kan også være forklaringen på at det var lavere tetthet av havgras i 2023 enn 6 år tidligere, men dette er ikke studert i denne oppgaven. Det ble registrert en nedgang i gjennomsnittlig tetthet av havgras i september 2023 kontra juni 2023. Det kan indikere bortfall av havgrasplanter i løpet av sommeren 2023, men nedgangen var ikke signifikant og færre registreringer av havgras i september 2023 kontra juni 2023 kan også forklares med at det ikke er mulig å oppsøke nøyaktig de samme punktene mellom feltdagene.

#### 4.2 Temperaturforskjeller over, under og i grønnalgemattene

Det var signifikant høyere temperatur i flytende grønnalgematter kontra vannet under. I snitt holdt flytende grønnalgematter 1,3 °C høyere temperatur. Rett under grønnalgemattene ble det i snitt målt 19,0 °C i vannet, mot 18,4-18,5 °C som ble målt i to dybdetranssektorer i de åpne vannmassene (vedlegg V). Det var 0,5-0,6 °C varmere i vannet rett under mattene enn de åpne vannmassene målt i dybdetranssektorene. Det indikerer at algemattene hadde oppvarmende effekt på vannet under. Relativt til de åpne vannmassene holdt i snitt grønnalgemattene 21,3 °C, som er 2,9 °C høyere enn den målte overflatetemperaturen på 18,4 °C. Oppvarmingen av mattene kan som tidligere nevnt skyldes både absorpsjon fra sola, og frigjøring av varme fra nedbrytning eller metabolisme (Escartin & Aubrey, 1995). Alle målingene av DO% var over 100, og tyder derfor på at fotosynteseaktiviteten i mattene var større enn nedbrytningen.

Infantes et al. (2022) trekker frem at det ikke er forventet at ålegraset i Oslofjorden påvirkes direkte av økende havtemperaturer, ettersom området ikke ligger i noen av ytterpunktene til artens utbredelse. Oppvarmende effekt fra grønnalgemattene sammen med klimaendringer, kan likevel ha indirekte konsekvenser som reduserte lysforhold, mindre oppløst oksygen og økt forbruk av oksygen som følger av økt metabolisme. Kravet til oksygen blir dessuten større fordi respirasjonen øker mer enn fotosynteseaktiviteten i ålegraset når temperaturen stiger (Raun & Borum, 2013), samtidig som oppløst oksygen er mindre tilgjengelig i varmere vann (Cyfoeth Naturiol Cymru & Natural Resources Wales, u.å.). Når lysforholdene dessuten reduseres kan det føre til at ikke tilstrekkelig med oksygen produseres i fotosyntesen. Dermed frigjøres ikke oksygen fra rotsystemet, og jern- og sulfidforbindelser under anoksiske forhold kan trenge inn i plantene (Goodman et al., 1995). På feltdagene i 2017 og 2023, ble det

observert store ansamlinger av døde hjerteskjell, som kan skyldes anoksiske forhold. Endringer i temperatur kan muligens få enda større konsekvenser for ålegrasenger som består av én klon. Lav genetisk variasjon kan gjøre plantene i slike enger mer sårbare for klimaendringer på grunn av svekket evne til å raskt omstille seg plutselige endringer. Hvorvidt det er tilfelle at engene i Varildfjorden består av én klon eller ikke, er ikke undersøkt.

Det var ingen signifikant forskjell i temperaturen i grønnalgemattene på bunnen og sjøvannet over. Selv på en solfylt dag ble det ikke registrert at bunnmatter hadde oppvarmende effekt på vannet rundt. Likevel kan skygge fra mattene ha store negative konsekvenser fordi lysgjennomtrengningen til ålegraset reduseres. Det bør derfor studeres hvor mye lys som kommer gjennom både bunn- og overflatematter av slikt. Effekter av grønnalgematter på vannsirkulasjon bør også studeres, da det under feltdagen i juni 2023 ble observert at grønnalgene vokste høyt opp i vannsøylen. Escartín & Aubrey (1995) viste i en studie av fluks av vann i algematter at kun 10 % av vannstrømmen gikk gjennom mattene. Studien argumenterer for at det innebærer en reduksjon i vanddybden tilsvarende tykkelsen av mattene (Escartín & Aubrey, 1995). Den samme studien fant en økning i turbulens i vannet over mattene som en følge av økt friksjon mot algene (Escartín & Aubrey, 1995). En eventuell effekt av økt turbulens og hvorvidt dette for eksempel bidrar til resuspensjon av sediment eller økt blanding av vannlagene bør studeres.

På feltdagene ble det i flere flytende matter observert sediment i algenettverket. Noen av mattene hadde også et rosa bakteriebelegg som også ble observert på bunnen andre steder. Det tyder på at algene tar med seg sediment opp fra bunnen når ansamlinger av gass sender dem oppover i vannsøylen. Mendoza-Lera et al. (2015) viste det samme i forsøk med alger i kar innendørs og at det i størst grad skjer på sandbunn når tykke matter av trådformede alger fanger oksygen og flyter opp (Mendoza-Lera et al., 2015). Slike omveltninger er med på å virvle opp sedimenter og bidrar med interngjødsling. Gjennom sesongen 2023 ble det også observert flytende ålegrasplanter som kan ha blitt revet opp av driftende algematter. Etter feltobservasjoner i Odense Fjord, Danmark i 2009, ble 40 % av dødeligheten av ålegrasspirer forklart med driftende alger som skader eller river opp plantene (Valdemarsen et al., 2010).

### 4.3 Næringsinnhold i slikket/grønnalgene

Forholdet mellom N og P i slikket var ca. 7:1, som tilsvarer et forhold på ca. 16:1 i molar (utregning i vedlegg VI). Dette er lavt i forhold til det vi skulle forvente for makroalger, og tilsvarer derimot fytoplankton sitt gjennomsnittlige forhold på 16 atomer nitrogen pr. atom fosfor (Atkinson & Smith, 1983). For bentiske marine makroalger og sjøgress, er C:N:P-atomforholdet i snitt 550:30:1 (Atkinson & Smith, 1983), og for *Cladophora* sp. fant Atkinson og Smith (1983) et atomforhold på 265:38:1. At vi forventer høyere atomforhold mellom N og P i makroalger kontra fytoplankton settes i sammenheng med at vekst av makroalger i større grad er N- og P-begrenset relativt til C enn fytoplankton (Atkinson & Smith, 1983). Det høye forholdet vil si at makroalgene krever mindre næringsstoffer enn fytoplankton for å opprettholde et visst netto produksjonsnivå (Atkinson & Smith, 1983). Et høyt C:N:P-atomforhold er dessuten forventet fordi makroalgene inneholder mer strukturelt karbon enn fytoplankton (Atkinson & Smith, 1983; Duarte, 1992). Det lave forholdet mellom N og P som ble funnet i grønnalgene, tyder på at grønnalgene ikke har vært næringssaltbegrenset, noe som stemmer godt med at Varildfjorden er svært eutrof (Berge et al., 2009; Krzeminska et al., 2023; Moy et al., 2014).

De kjemiske analysene gir kun tall for total nitrogen i tørrstoffprøvene, og vi må anta at det meste av nitrogen i algene er organisk bundet i form av proteiner (T. A. S. Tomasgaard, personlig kommunikasjon, 15. februar 2024). Dersom algene skal brukes som gjødsel, må nitrogen som er organisk bundet først omdannes til nitrat og ammonium (mineralsk nitrogen) av mikroorganismer før det blir tilgjengelig for planter i jorda (NIBIO, u. å.). NIBIO har sett på effektene av ulike organiske gjødselprodukter (NIBIO, u. å.). Disse kan brukes som sammenligningsgrunnlag for grønnalgeprøvene. For tørre prøver av fiskeslam, svinegjødsel og matavfall, fant NIBIO at henholdsvis 8, 6 og 14 % av det totale nitrogenet var mineralsk (tabell 9) (NIBIO, u. å.). Inkuberingsforsøk ved 15 °C viste at lite av nitrogenet ble frigjort som mineralsk nitrogen de første 10 dagene, men at fiskeslam og svinegjødsel de påfølgende dagene begynte å frigjøre mer av det mineralske nitrogenet (NIBIO, u. å.). Gjødsling med svinegjødsel immobiliserte derimot mineralsk nitrogen fordi C/N-forholdet var for høyt (NIBIO, u. å.). Et forhold over 20 gjør at nitrogenet som allerede er tilgjengelig i jorda tas opp av mikroorganismer til eget bruk (NIBIO, 2017).

Sammenlikning med andre organiske gjødselformer, gjør at vi kan anta at det også for alger er et lavt innhold av mineralsk nitrogen. Havforskningsinstituttet (HI) har tidligere analysert næringsinnholdet samlet for alger og sediment i Varildfjorden (vedlegg VII) (Moy, 2012). Samlet utgjorde mineralsk nitrogen fra disse analysene ca. 4 % av total nitrogen. Dette er enda mindre enn det NIBIO fant for fiskeslam, svinestjødsel og matavfall. Prøvene fra HI omfatter som sagt både sediment og slikk, men tallene fra den kjemiske analysen gjør at vi med større sikkerhet kan anta at det er lite mineralsk nitrogen i slikket.

For at slikk skal være en fullgod erstatning for gjødsel, er det nødvendig med egnet forhold mellom nitrogen, fosfor og kalium (NPK-forhold). Ettersom mengde mineralsk nitrogen ikke er analysert, kan vi bare anta hvor mye av det totale nitrogenet som er mineralsk i algene. Dersom vi antar at algene har 6 % mineralsk nitrogen, som både er midt mellom det som ble funnet for sediment og grønnalger samlet, og det vi finner i fiskeslam, tilsvarer dette ca. 1,1 g/kg mineralsk nitrogen og et estimert NPK-forhold på 1:2:39. Hvis vi sammenlikner med en av Yara sine fullgjødseltyper 8:5:19 (tabell 9), ser vi at NPK-forholdet i slikket er mye større. Grønnalgene inneholder lite fosfor og mineralsk nitrogen, og høy konsentrasjon av kalium. Det skjeve forholdet gjør at slikk i liten grad egner seg som gjødsel alene, men det kan muligens kombineres med mineralgjødsel og på den måten være med på å redusere mengden kunstgjødsel som behøves. Konsentrasjonen av mineralisert nitrogen avhenger som sagt også av hvor mye som frigjøres første vekstsesong. Analyse av mengde mineralsk nitrogen i algene alene, og grad av frigjøring av mineralsk nitrogen fra algene må studeres videre for å kunne si noe om effekten gjennom vekstsesongen.

Analyse av algefiber (rest etter at ekstrakt er tatt ut av grisetang) i en rapport fra Løes et al. (2023) viste også skjevt NPK-forhold med høy konsentrasjon kalium i forhold til fosfor og nitrogen. På tross av lavt innhold av fosfor, hadde gjødsling med algefiber en positiv effekt på avlinger de påfølgende årene, som ifølge Løes et al. (2023) kan skyldes at algefiber har høyt innhold av andre næringsstoffer slik som kalium. Løes et al. (2023) fant at algefiber ikke har en umiddelbar gjødslingseffekt, men at det har en langtidseffekt på vekst av raigrass. Bjørn Tvetter som brukte slikk fra Varildfjorden i jordforbedring av jordene sine, registrerte ikke at det hadde effekt på jorda, samtidig som han trekker frem at det heller ikke var å forvente da mengden slikk var liten i forhold til laget med matjord (B. Tvetter, Personlig kommunikasjon, 19. april 2024). Bruk av bunn sediment hadde derimot positiv effekt. På et skrint jordstykke

ble det spredd ut i snitt 15 cm bunnsediment fra Varildfjorden, som siden den gang har hatt gode avlinger (B. Tveter, Personlig kommunikasjon, 19. april 2024).

For høye konsentrasjoner av aluminium er skadelig for planterøtter, men tilgjengeligheten avhenger av pH i jorda. Makronæringsstoffer er tilgjengelige ved pH mellom 6 og 6,5 (Ferrarezi et al., 2022), men det kan oppstå problemer ved for sur eller basisk jord. Mikronæringsstoffer er mindre tilgjengelige ved pH over 7 (Ferrarezi et al., 2022), og ved pH < 5,5, er aluminium tilgjengelig som  $Al^{3+}$  som hemmer opptak av fosfor og kalsium (Yara, u.å.). Sammenliknet med mengden aluminium som kan være giftig, er innholdet i slikket for høyt. Det samme kan også være tilfelle for natrium, mangan og jern, men det er viktig å påpeke at hva som er giftige konsentrasjoner avhenger av både plantene som skal dyrkes, type jord og pH (Barrow & Hartemink, 2023). Mengden klor er ikke undersøkt i grønnalgene, men dette er også et næringsstoff som er giftig særlig for planter som tåler lite klor, slik som potet (Yara, u.å.). Konsentrasjonen av kadmium (Cd) i algene bør også undersøkes før gjødsling, da tidligere undersøkelser av blant annet makroalger fra Østersjøen viste seg å være uegnet grunnet høye konsentrasjoner av kadmium (Greger et al., 2007). Etersom alger hentes ut fra saltvann, bør massen avsaltes før bruk. Dette vil redusere mengden natrium og klor i algene. Grønnalgene som ble tatt opp i Varildfjorden ble lagt i deponi der regnvann sørget for avsalting før algemassen ble tatt i bruk. Bjørn Tveter observerte ikke negative utslag fra saltinnhold verken fra sedimentet eller de avsaltede algene han hadde på jordene sine (B. Tveter, Personlig kommunikasjon, 19. april 2024). Konklusjonen fra en rapport utgitt av HI i 2014, var at avsaltet grønnalgemateriale er gunstig i jordforbedring (Moy et al., 2014). Løes et al. (2022) konkluderer også med at algefiber kan brukes som jordforbedringsmiddel, men at høye verdier av Cd gjør at det må brukes i begrensede mengder (Løes et al., 2022). C/N-forholdet bør som nevnt heller ikke overstige 20.

Det er ikke foretatt morfologiske undersøkelser eller DNA-analyser for å bestemme hvilke algearter som inngår i grønnalgemattene i denne oppgaven, men det er nærliggende å anta at de består av flere trådformede algearter. Relativt høyt standardavvik for mange av næringsstoffene mellom de tre algeprøvene viser at det var variasjon i materialet, og analyseavdelingen kom med tilbakemelding om at det var vanskelig å få et homogent materiale å utføre analysene på (I. E. E. Dahl, Personlig kommunikasjon, 7. februar 2024). Mye tyder på at det vil være en variasjon i slikket som tas opp, og dermed også variasjon i konsentrasjonen av næringsstoffer som tilføres jordbruket.



#### 4.4 Metodekritikk

Det var utfordrende å oppsøke eksakt de samme GPS-punktene i 2023 som i 2017 med båt. Registreringene utført i september 2023 var basert på GPS-punktene som ble registrert i juni 2023, som igjen var basert på GPS-registreringer fra NIVA sitt feltarbeid i 2017. Det, og usikkerheten til GPS-utstyret, gjør at det ikke er eksakt de samme posisjonene som er undersøkt hver gang, og at avstanden for enkelte punkter kan være mer enn fem meter ansett som akseptabelt. Når tetthetsregistreringer fra de samme punktene sammenliknes, kan det derfor forekomme feil. Alle registreringer av tetthet i felt var personlige vurderinger som ofte måtte avgjøres raskt da båten drev av punktet. Det kan være vanskelig å fatte raske beslutninger om tetthetsklasse for både grønnalger, havgras og ålegras samtidig. Ettersom registreringene er personlige vurderinger, er det en fordel at de gjøres av samme person. Metoden styrkes av at Eli Rinde og Hartvig Christie som foretok feltarbeidet i 2017, var med ut i felt i juni 2023. På den måten ble det satt en referanse for registreringene som ble utført uten NIVA i september 2023.

Polygonene som ble laget for å estimere arealutbredelsen til ålegras er basert på avgrensning av kartlagte punkter der det ble observert ålegras, og er ikke en nøyaktig feltavgrensning av engene. Det kan også være ålegras mellom polygonene, men det er ikke undersøkt. Det er også viktig å påpeke at dataen fra 2017 inneholder flere observasjoner enn det som er vist i figur 4. I denne undersøkelsen er det kun de 92 utvalgte punktene av 340 som utgjør sammenlikningsgrunlaget med undersøkelsene jeg utførte i 2023.

Metoden som er benyttet for å registrere nedre voksegrense samsvarer ikke med veileder 02:2018. Ifølge veilederen skal nedre voksegrense registreres som nedre voksedyp for ålegraseng med minimum spredt tetthet og maks voksedyp for enkeltplante. I denne oppgaven brukes kun maks voksedyp for enkeltplante, fordi metoden som ble brukt i felt i 2023 ikke avgrenset ålegrasengenes totalareal. Dybdene som ble registrert i felt kan ha usikkerhet ved seg, ettersom det ble benyttet forskjellige metoder for dybdemåling mellom de to feltdagene i 2023. Omregningen fra målt til vannstandsjustert dybde må også tas i betraktning som en feilkilde, ettersom det ikke finnes historiske målinger for vannstand for Varildfjorden. Referansemålingene for vannstand ble hentet fra en stasjon i Helgeroa og deretter justert til Varildfjorden.

Temperaturen i vann under grønnalgemattene ble sammenliknet mot kun to vannsøyلةtransekter. Likevel viste disse at det denne dagen ikke var noen observerbar temperatursjiktning i de åpne vannmassene. Liten temperaturvariasjon i vannmassene, styrker antagelsen om at snittemperaturen i transektene er representative. Likevel ville et mer ideelt oppsett være å måle temperaturen inne i flytende matter parvis med åpent overflatevann for å konkludere med hvor stor oppvarmingen var. Dette burde gjøres både på en solfylt og en overskyet dag.

#### 4.5 Relevans for forvaltning

Selv om resultatene viser at det ikke er redusert utbredelse eller signifikant nedgang i tetthet av ålegras i september 2023 kontra september 2017, indikerer resultatene redusert tilstand i ålegrasforekomstene. Siden stans i opptak av slikk, er det registrert økt tetthet grønnalger, redusert nedre voksedyp for enkeltplanter, og mer glissen ålegrasforekomst. Redusert tilstand kan ikke kobles direkte mot stans i opptak av slikk, men opptaket i seg selv kan kobles mot positive effekter som fjerning av næringssalter, bedring av lysforhold og ikke minst en umiddelbar positiv effekt på opplevelsesverdien for bruk av området. I sesonger med store oppblomstringer, ødelegges aktiviteter som båtliv og bading. Situasjonen i Varildfjorden er bekymringsfull, og bør følges opp årlig. For å redusere grønnalgemengden er det nødvendig å redusere tilførselene av næringssalter fra jordbruk og avløp. I et pilotprosjekt fra HI som vurderer samlet påvirkning i Oslofjorden, havner ålegras blant de fem økosystemkomponentene som har høyest risiko fra menneskelig påvirkning i Ytre Oslofjord (Aarflot et al., 2024). Den samme rapporten vurderer også ålegras til å ha lav resiliens (Aarflot et al., 2024). Dersom ålegrasengene forsvinner, vil de negative effektene forsterkes ytterligere fordi vi mister erosjonssikring som gjør at enda mere næringsstoffer, deriblant lagre av CO<sub>2</sub>, frigjøres via resuspensjon. Dessuten mister vi viktige habitater blant annet for torsken.

Fraværet av rovfiskene fører til en trofisk kaskade som resulterer i færre beitere som kan holde grønnalgemengden nede. I felt ble det ikke observert fisk. Dette kan både skyldes at fiskebestandene er på et historisk lavmål (Klima- og miljødepartementet, 2021) og at tykke algematter gjorde det vanskelig å se bunnen. Bedre forvaltning av rovfiskbestandene, som torsk, er ansett å være viktig for å få tilbake balansen i Oslofjorden (Miljødirektoratet, 2023). Det innebærer å innføre strengere vern slik som nullfiskeområder der all form for fiske er

forbudt (Bergström et al., 2022). I dag er det lov å fiske i de fleste verneområder (Jørgensen et al., 2021). I deler av Oslofjorden er det ikke tillat å fiske torsk, som er et steg i riktig retning selv om det siden innføringen av forbudet i 2019 ikke har vist noen effekt (Knutson et al., 2022). Selv om vi får tilbake rovfiskbestandene, kan det ikke tenkes at dette alene vil løse problemene med oppblomstring av slikk på grunn av de store tilførselene av næringssalter fra menneskelig aktivitet. Det er snakk om enorme forekomster av slikk som beitere må holde nede, og fiskeforvaltning må derfor kombineres med at næringssalttilførselene til havet reduseres kraftig.

Dersom vi skal utnytte slikk som en ressurs slik som i jordforbedring, må vi vite mer om næringssammensetningen, og om det forekommer høye verdier av tungmetaller og miljøgifter slik som kadmium og arsenikk. Mer omfattende kjemiske analyser vil kunne svare på hvor mye næringsstoffer slikket binder og fjerner fra systemet. Mengden plantetilgjengelig nitrogen og frigjøringsgraden av mineralsk nitrogen bør også studeres og er noe som kan gjøres for eksempel med pottforsøk. Folkeforskning i samarbeid med forskere kan være en god løsning for å effektivt samle inn mer informasjon om slikk. Med opplæring og i samarbeid med dykkerklubber kan det innhentes mer kunnskap om grønnalgenes økologiske innvirkning. Registreringer av voksemåte og tetthet kan brukes sammen med Rinde et al. (2024) sin definisjon av lurv og hva som indikerer økologisk dårlig tilstand. Artsbestemmelse av algen kan gjøres i samarbeid med forskere som innsamles av folkeforskere med en beskrivelse av algenes vokseform.

## 5. Referanser

- Alkhafaji, B. Y., Malih, H. R., & Elkheralla, R. J. (2019). Effect of fertilization by Cladophora algae on morphological characteristics of Vigna radiate & Sesamum indicum plants. *Journal of Physics: Conference Series*, 1294(7), 6. <https://doi.org/10.1088/1742-6596/1294/7/072024>
- Ammar, E. E., Aioub, A. A., Elesawy, A. E., Karkour, A. M., Mouhamed, M. S., Amer, A. A., & El-Shershaby, N. A. (2022). Algae as Bio-fertilizers: Between current situation and future prospective. *Saudi Journal of Biological Sciences*, 29(5), 3083-3096. <https://doi.org/10.1016/j.sjbs.2022.03.020>
- Andersen, J. H., Schlüter, L., & Ærtebjerg, G. (2006). Coastal eutrophication: recent developments in definitions and implications for monitoring strategies. *Journal of plankton research*, 28(7), 621-628. <https://doi.org/10.1093/plankt/fbl001>
- Andersen, T., Brabrand, Å., J.Færøvig, P., Kaasa, B., Molversmyr, Å., Skjelbred, B., & Aaseberg, T. (2006). *Vurdering av mulig interngjødsling i Vestre Vansjø*. [https://niva.brage.unit.no/niva-xmlui/bitstream/handle/11250/213069/5144\\_72dpi.pdf?sequence=1&isAllowed=y](https://niva.brage.unit.no/niva-xmlui/bitstream/handle/11250/213069/5144_72dpi.pdf?sequence=1&isAllowed=y)
- Atkinson, M., & Smith, S. (1983). C: N: P ratios of benthic marine plants 1. *Limnology and Oceanography*, 28(3), 568-574. <http://www.jstor.org/stable/2835836>
- Avnes, M. P. (2019). *Kunnskapsstatus Oslofjorden* (1036). SALT. <https://www.miljodirektoratet.no/globalassets/publikasjoner/m1556/m1556.pdf>
- Barrow, N., & Hartemink, A. E. (2023). The effects of pH on nutrient availability depend on both soils and plants. *Plant and Soil*, 487(1), 21-37. <https://doi.org/10.1007/s11104-023-05960-5>
- Berge, D., Bækken, T., Romstad, R., Källqvist, T., Corneliusen, C. H., Dahl-Hansen, G. A., Christensen, G. N., & Rygg, B. (2009). *Samlet plan for utslipp til vann fra steinindustrien (larvikittprodusentene) i Larvik, Del I: Resipientundersøkelser 2006-2008 (Tekstdel)* (RAPPORT LNR 5834-2009 ). NIVA. [https://www.larvik.kommune.no/media/4419/niva-rapport-lnr-5834-2009-resipientundersokelser-2006\\_2008-tekstdel.pdf](https://www.larvik.kommune.no/media/4419/niva-rapport-lnr-5834-2009-resipientundersokelser-2006_2008-tekstdel.pdf)
- Bergström, U., Berkström, C., Sköld, M., Börjesson, P., Eggertsen, M., Fetterplace, L., Florin, A.-B., Fredriksson, R., Fredriksson, S., & Kraufvelin, P. (2022). Long-term effects of no-take zones in Swedish waters. *Aqua reports*(2022: 20). <https://doi.org/10.54612/a.10da2mgf51>
- Borum, J., Duarte, C. M., Greve, T. M., & Krause-Jensen, D. (2004). *European seagrasses: an introduction to monitoring and management*. Monitoring and Managing of European Seagrasses <https://imedea.uib-csic.es/icg/downloads/seagrass.pdf>
- Bremner, J. M., & Mulvaney, C. S. (1982). Nitrogen-Total. In *Methods of soil analysis. Part 2. Chemical and microbiological properties* (Vol. 9, pp. 595-624). American Society of Agronomy, Inc. <https://doi.org/10.4236/as.2011.23030>
- Burkholder, J. M., Tomasko, D. A., & Touchette, B. W. (2007). Seagrasses and eutrophication. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 350(1-2), 46-72. <https://doi.org/10.1016/j.jembe.2007.06.024>
- Cyfoeth Naturiol Cymru, & Natural Resources Wales. (u.å.). *Dissolved oxygen in water*. <https://cdn.cyfoethnaturiol.cymru/media/692076/new-information-note-dissolved-oxygen.pdf>
- Direktoratsgruppen vanndirektivet. (2018). *Veileder 02:2018 Klassifisering av miljøtilstand i vann*. Direktoratgruppen for gjennomføringen av vannforskriften. <https://www.vannportalen.no/sharepoint/downloaditem/?id=01FM3LD2STI64GHKCMPJHYTOXA4RVVNAAE>

- Dodds, W. K., & Gudder, D. A. (1992). The ecology of Cladophora. *Journal of Phycology*, 28(4), 415-427. <https://doi.org/10.1111/j.0022-3646.1992.00415.x>
- Dooley, F. D., Wyllie-Echeverria, S., Roth, M. B., & Ward, P. D. (2013). Tolerance and response of *Zostera marina* seedlings to hydrogen sulfide. *Aquatic Botany*, 105, 7-10. <https://doi.org/10.1016/j.aquabot.2012.10.007>
- Duarte, C. M. (1992). Nutrient concentration of aquatic plants: patterns across species. *Limnology and Oceanography*, 37(4), 882-889. <https://aslopubs.onlinelibrary.wiley.com/doi/pdf/10.4319/lo.1992.37.4.0882>
- Duarte, C. M., Middelburg, J. J., & Caraco, N. (2005). Major role of marine vegetation on the oceanic carbon cycle. *Biogeosciences*, 2(1), 1-8. <https://doi.org/10.5194/bg-2-1-2005>
- Duffy, J. E., Reynolds, P. L., Boström, C., Coyer, J. A., Cusson, M., Donadi, S., Douglass, J. G., Eklöf, J. S., Engelen, A. H., & Eriksson, B. K. (2015). Biodiversity mediates top-down control in eelgrass ecosystems: a global comparative-experimental approach. *Ecology letters*, 18(7), 696-705. <https://doi.org/10.1111/ele.12448>
- Dybas, C. L. (2005). Dead zones spreading in world oceans. *BioScience*, 55(7), 552-557. [https://doi.org/10.1641/0006-3568\(2005\)055\[0552:DZSIWO\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1641/0006-3568(2005)055[0552:DZSIWO]2.0.CO;2)
- Elser, J. J., Bracken, M. E., Cleland, E. E., Gruner, D. S., Harpole, W. S., Hillebrand, H., Ngai, J. T., Seabloom, E. W., Shurin, J. B., & Smith, J. E. (2007). Global analysis of nitrogen and phosphorus limitation of primary producers in freshwater, marine and terrestrial ecosystems. *Ecology letters*, 10(12), 1135-1142. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2007.01113.x>
- Eriksson, B. K., & Johansson, G. (2005). Effects of sedimentation on macroalgae: species-specific responses are related to reproductive traits. *Oecologia*, 143(3), 438-448. <https://doi.org/10.1007/s00442-004-1810-1>
- Escartin, J., & Aubrey, D. (1995). Flow structure and dispersion within algal mats. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 40(4), 451-472. <https://doi.org/10.1006/ecss.1995.0031>
- Evans, A. S., Webb, K. L., & Penhale, P. A. (1986). Photosynthetic temperature acclimation in two coexisting seagrasses, *Zostera marina* L. and *Ruppia maritima* L. *Aquatic Botany*, 24(2), 185-197. [https://doi.org/10.1016/0304-3770\(86\)90095-1](https://doi.org/10.1016/0304-3770(86)90095-1)
- Evert, R. F., & Eichhorn, S. E. (2013). *Raven Biology of Plants* (8 ed.). W. H. Freeman and Company.
- Ferrández-Gómez, B., Sánchez, A., Jordá, J. D., Fonfría, E. S., Bordehore, C., & Cerdán, M. (2021). Effectiveness of Oxygen-Saturated Seawater Injections and Air Sparging Technologies in Remediation of Coastal Marine Sediments from Sludge. *Environmental Geochemistry and Health*, 43, 4975-4986. <https://doi.org/10.1007/s10653-021-00952-9>
- Ferrarezi, R. S., Lin, X., Gonzalez Neira, A. C., Tabay Zambon, F., Hu, H., Wang, X., Huang, J.-H., & Fan, G. (2022). Substrate pH influences the nutrient absorption and rhizosphere microbiome of Huanglongbing-affected grapefruit plants. *Frontiers in plant science*, 13, 856937. <https://doi.org/10.3389/fpls.2022.856937>
- Forskrift om naturreservat Tjølling. (1981). *Forskrift om fredning for Indre Viksfjord naturreservat, Tjølling kommune, Vestfold*. (FOR-1981-10-02-4740). Lovdata. <https://lovdata.no/dokument/LF/forskrift/1981-10-02-4740>
- Forskrift om utvalgte naturtyper etter nml. (2011). *Forskrift om utvalgte naturtyper etter naturmangfoldloven* (FOR-2011-05-13-512). Lovdata. <https://lovdata.no/dokument/SF/forskrift/2011-05-13-512/%C2%A73#%C2%A73>
- Gagnon, K., Bocoum, E. H., Chen, C. Y., Baden, S. P., Moksnes, P. O., & Infantes, E. (2023). Rapid faunal colonization and recovery of biodiversity and functional diversity following eelgrass restoration. *Restoration Ecology*, e13887. <https://doi.org/doi.org/10.1111/rec.13887>

- Geonorge. (2023). *Østfold Vestfold 2015* [Ortofoto WMS]. kartkatalog.geonorge.no, Norge i bilder. Hentet 30. april 2024 fra: <https://kartkatalog.geonorge.no/metadata/norge-i-bilder-wms-prosjekt/77785340-1208-4fe8-9afd-00b83c6f5e93>
- Goodman, J. L., Moore, K. A., & Dennison, W. C. (1995). Photosynthetic responses of eelgrass (*Zostera marina* L.) to light and sediment sulfide in a shallow barrier island lagoon. *Aquatic Botany*, 50(1), 37-47. [https://doi.org/10.1016/0304-3770\(94\)00444-Q](https://doi.org/10.1016/0304-3770(94)00444-Q)
- Greger, M., Malm, T., & Kautsky, L. (2007). Heavy metal transfer from composted macroalgae to crops. *European Journal of Agronomy*, 26(3), 257-265. <https://doi.org/10.1016/j.eja.2006.10.003>
- Gulick, A. G., Constant, N., Bolten, A. B., & Bjorndal, K. A. (2023). Holopelagic Sargassum aggregations provide warmer microhabitats for associated fauna. *Scientific Reports*, 13(1), 15129. <https://doi.org/10.1038/s41598-023-41982-w>
- Gundersen, H., Walday, M. G., Gitmark, J. K., Bekkby, T., Rinde, E., Syverud, T. H., Fagerli, C. W., Vedal, J., Tveiten, L. A., Christie, H., & Moy, F. E. (2017). *Nye klassegrenser for ålegras og makroalger i vannforskriften* (M-788). Miljødirektoratet. <https://www.vannportalen.no/globalassets/publikasjoner/m788/m788.pdf>
- Guo, S., Wang, P., Wang, X., Zou, M., Liu, C., & Hao, J. (2020). Microalgae as biofertilizer in modern agriculture. *Microalgae biotechnology for food, health and high value products*, 397-411. [https://doi.org/10.1007/978-981-15-0169-2\\_12](https://doi.org/10.1007/978-981-15-0169-2_12)
- Hauxwell, J., Cebrián, J., Furlong, C., & Valiela, I. (2001). Macroalgal canopies contribute to eelgrass (*Zostera marina*) decline in temperate estuarine ecosystems. *Ecology*, 82(4), 1007-1022. <https://doi.org/10.2307/2679899>
- Havforskningsinstituttet. (2021, 29. september 2023). *Ålegrasenger og andre undervassenger*. <https://www.hi.no/hi/radgivning/marine-naturverdier-og-tiltak-i-kystsonen/marint-biologisk-mangfold/alegrasenger-og-andre-undervassenger>
- Hillebrand, H. (1983). Development and dynamics of floating clusters of filamentous algae. In *Periphyton of Freshwater Ecosystems: Proceedings of the First International Workshop on Periphyton of Freshwater Ecosystems held in Växjö, Sweden, 14–17 September 1982* (pp. 31-39). Springer. [https://doi.org/10.1007/978-94-009-7293-3\\_7](https://doi.org/10.1007/978-94-009-7293-3_7)
- Holmer, M., Frederiksen, M. S., & Møllegaard, H. (2005). Sulfur accumulation in eelgrass (*Zostera marina*) and effect of sulfur on eelgrass growth. *Aquatic Botany*, 81(4), 367-379. <https://doi.org/10.1016/j.aquabot.2004.12.006>
- Holmer, M., & Nielsen, R. M. (2007). Effects of filamentous algal mats on sulfide invasion in eelgrass (*Zostera marina*). *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 353(2), 245-252. <https://doi.org/10.1016/j.jembe.2007.09.010>
- Indre Viksfjord Vel. (u.å.). *Prosjekt Indre Viksfjord*. <https://www.indreviksfjordvel.no/prosjekt-indre-viksfjord/>
- Infantes, E., Rinde, E., & Kvile, K. Ø. (2022). *Restaurering av ålegrasenger En praktisk veileder utviklet for Oslo kommune* (RAPPORT L.NR. 7693-2022). NIVA. <https://niva.brage.unit.no/niva-xmlui/bitstream/handle/11250/2977588/7693-2022%20high.pdf?sequence=1>
- Jørgensen, L. L., Moland, E., Husa, V., Kutti, T., Kleiven, A. R., & Meeren, G. v. d. (2021). *Marint vern* (Rapport fra havforskningen, Issue 2021-9). Havforskningsinstituttet. <https://www.hi.no/hi/nettrapporter/rapport-fra-havforskningen-2021-9>
- Kartverket. (u.å.). *Resultat for Varillfjorden (Larvik)*. <https://www.kartverket.no/til-sjos/se-havniva/resultat?id=729179&location=Varillfjorden>
- Kelley, J. L., Arias-Rodriguez, L., Patacsil Martin, D., Yee, M.-C., Bustamante, C. D., & Tobler, M. (2016). Mechanisms underlying adaptation to life in hydrogen sulfide-rich environments. *Molecular biology and evolution*, 33(6), 1419-1434. <https://doi.org/10.1093/molbev/msw020>

- Klima- og miljødepartementet. (2021). *Helhetlig tiltaksplan for en ren og rik Oslofjord med et aktivt friluftsliv*.  
<https://www.regjeringen.no/contentassets/7e80a758716344cbbb97adc5c7c27f18/t-1571b.pdf>
- Knutsen, H., Espeland, S. H., & Moland, E. (2022). *Evaluering av tiltak for vern av kysttorsk i sør innført juni 2019* (Rapport fra havforskningen, Issue 2022-48).  
<https://imr.brage.unit.no/imr-xmlui/bitstream/handle/11250/3056151/RH%2b2022-48.pdf?sequence=1&isAllowed=y>
- Krause-Jensen, D., Carstensen, J., Nielsen, S. L., Dalsgaard, T., Christensen, P. B., Fossing, H., & Rasmussen, M. B. (2011). Sea bottom characteristics affect depth limits of eelgrass *Zostera marina*. *Marine Ecology Progress Series*, 425, 91-102.  
<https://doi.org/10.3354/meps09026>
- Krzeminska, D., Kværnø, S. H., Bechmann, M., & Turtumøygard, S. (2023). *Eutrofiering av vassdrag i Vestfold – kartlegging av årsaksforhold og kilder til fosfor: Viksfjord*. NIBIO. [https://www.nibio.no/prosjekter/eutrofiering-av-vassdrag-i-vestfold/\\_attachment/inline/edd9543e-ce91-478b-afe8-f86b5a5ef790:c0fdb3fbd102b01816e0466500145031b3325f3/09\\_Viksfjord\\_final.pdf](https://www.nibio.no/prosjekter/eutrofiering-av-vassdrag-i-vestfold/_attachment/inline/edd9543e-ce91-478b-afe8-f86b5a5ef790:c0fdb3fbd102b01816e0466500145031b3325f3/09_Viksfjord_final.pdf)
- Kvile, K. Ø., Infantes, E., Skjellum, S. F., Platjouw, F. M., & Rinde, E. (2022). *Potensial for restaurering og reintroduksjon av ålegrasenger i Oslofjorden, og mulighetene dette kan gi for klimatilpasning, karbonopptak og lagring (1894-7948)*. (NIVA-rapport, Issue 7692-2022). NIVA. <https://niva.brage.unit.no/niva-xmlui/bitstream/handle/11250/2977587/7692-2022%20high.pdf?sequence=1>
- Lefcheck, J. S., Wilcox, D. J., Murphy, R. R., Marion, S. R., & Orth, R. J. (2017). Multiple stressors threaten the imperiled coastal foundation species eelgrass (*Zostera marina*) in Chesapeake Bay, USA. *Global Change Biology*, 23(9), 3474-3483.  
<https://doi.org/10.1111/gcb.13623>
- Li, G., Cheng, L., Zhu, J., Trenberth, K. E., Mann, M. E., & Abraham, J. P. (2020). Increasing ocean stratification over the past half-century. *Nature Climate Change*, 10(12), 1116-1123. <https://doi.org/10.1038/s41558-020-00918-2>
- Lilley, R. J., & Unsworth, R. K. (2014). Atlantic Cod (*Gadus morhua*) benefits from the availability of seagrass (*Zostera marina*) nursery habitat. *Global Ecology and Conservation*, 2, 367-377. <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2014.10.002>
- Løes, A.-K., Ahuja, I., de Boer, A., & Rittl, T. (2023). *Fertilisation effects of marine-derived residual materials on agricultural crops* (NORSØK REPORT, Issue 13). NORSØK. <https://orgprints.org/id/eprint/45330/1/NORS%20C3%298K%20rapport%20nr%2013%20vol%207%202022%20Fertilisation%20effects%20of%20marine-derived%20residual%20materials.pdf>
- Løes, A.-K., Grønmyr, F., Pommeresche, R., Rittl, T. F., & Stensrud, A. F. (2022). *Algae fibre for soil improvement (FIMO)* (NORSØK REPORT, Issue 8). NORSØK. <https://orgprints.org/id/eprint/44040/1/NORSOK%20report%20no%208%20vol%207%202022%20Algae%20fibre%20for%20soil%20improvement.pdf>
- Mendoza-Lera, C., Federlein, L. L., Knie, M., & Mutz, M. (2015). The algal lift: Buoyancy-mediated sediment transport. *Water Resources Research*, 52(1), 108-118.  
<https://doi.org/10.1002/2015WR017315>
- Michalak, I., & Messyasz, B. (2021). Concise review of *Cladophora* spp.: macroalgae of commercial interest. *Journal of Applied Phycology*, 33(1), 133-166.  
<https://doi.org/10.1007/s10811-020-02211-3>
- Miljødirektoratet. (2018). *Beslutningsgrunnlag for ålegraseng*.  
<https://www.miljodirektoratet.no/sharepoint/downloaditem?id=01FM3LD2XSSXN7LW7ETZGZCFQ5FTLWJGVJ>

- Miljødirektoratet. (2023). *Gjennomføring av helhetlig tiltaksplan for Oslofjorden. Rapport fra året 2022-2023* (M-2591). Miljødirektoratet.  
<https://www.miljodirektoratet.no/publikasjoner/2023/november-2023/gjennomforing-av-helhetlig-tiltaksplan-for-oslofjorden-2022-2023/>
- Miljødirektoratet. (u.å.-a). *Tilskudd til trua arter*.  
<https://soknadssenter.miljodirektoratet.no/TilskuddTruedeArterTiltakSkjema/Startside/Index?s%C3%B8knadstypeId=12>
- Miljødirektoratet. (u.å.-b). *Tiltak for trua naturtyper*.  
<https://soknadssenter.miljodirektoratet.no/TilskuddTruedeNaturtyperTiltakSkjema/Startside/Index?s%C3%B8knadstypeId=13>
- Miljødirektoratet, Fiskeridirektoratet, Landbruksdirektoratet, Statens vegvesen, Sjøfartsdirektoratet, Kystverket, Riksantikvaren, Forsvarsbygg, Kulturdepartementet, & fylkesmenn og fylkeskommuner rundt fjorden. (2019). *Forslag til helhetlig plan for Oslofjorden* (M-1550). Miljødirektoratet.  
<https://www.miljodirektoratet.no/globalassets/publikasjoner/m1550/m1550.pdf>
- Moore, K. A., Shields, E. C., & Parrish, D. B. (2014). Impacts of Varying Estuarine Temperature and Light Conditions on *Zostera marina* (Eelgrass) and its Interactions With *Ruppia maritima* (Widgeongrass). *Estuaries and Coasts*, 37(1), 20-30.  
<https://doi.org/10.1007/s12237-013-9667-3>
- Moy, F. (2012). *Næringsinnhold i grønnalge/sediment prøver i Viksfjord*. [Upublisert]. Havforskningsinstituttet.
- Moy, F., Albretsen, J., Bodvin, T., Naustvoll, L. J., & Ohldieck, M. (2014). *Truet ålegressforekomst i indre Viksfjord, Larvik Undersøkelser 2011-2013 i forbindelse med skjøtsel*. Havforskningsinstituttet. <https://www.indreviksfjordvel.no/wp-content/uploads/2016/06/HI-Rapport-Viksfjorden2011-2013.pdf>
- Murphy, R., Orzetti, L., & Johnson, W. (2011). *Plant fact sheet for eelgrass (Zostera marina)*. USDA & Natural Resources Conservation Service.  
[https://plants.usda.gov/DocumentLibrary/factsheet/pdf/fs\\_zoma.pdf](https://plants.usda.gov/DocumentLibrary/factsheet/pdf/fs_zoma.pdf)
- Naturmangfoldloven – nml. (2009). *Lov om forvaltning av naturens mangfold (naturmangfoldloven)* (LOV-2009-06-19-100). Lovdata.  
[https://lovdata.no/dokument/NL/lov/2009-06-19-100/KAPITTEL\\_6#%C2%A753](https://lovdata.no/dokument/NL/lov/2009-06-19-100/KAPITTEL_6#%C2%A753)
- Nejrup, L. B., & Pedersen, M. F. (2008). Effects of salinity and water temperature on the ecological performance of *Zostera marina*. *Aquatic Botany*, 88(3), 239-246.  
<https://doi.org/10.1016/j.aquabot.2007.10.006>
- Nelson, D. W., & Sommers, L. E. (1982). Total carbon, organic carbon, and organic matter. In *Methods of soil analysis: Part 2 chemical and microbiological properties* (2 ed., Vol. 9, pp. 539-579). American Society of Agronomy, Inc.  
<https://doi.org/10.2134/agronmonogr9.2.2ed.c29>
- NIBIO. (2017, 23. oktober). *nitrogen*. NIBIO. <https://nibio.no/tema/jord/organisk-avfall-som-gjodsel/nitrogen>
- NIBIO. (u. å.). *WP 2 Bearbeide organiske gjødselråstoff til høyverdi produkter*.  
[https://www.nibio.no/prosjekter/mafibold/\\_attachment/inline/d87b1a2b-8aa6-4d7c-a94b-6df2d5f6fd6e:697429bc45f8824b819a06bed8676c7b84a78798/WP2%20nettside%20produktutvikling%20WP2.pdf](https://www.nibio.no/prosjekter/mafibold/_attachment/inline/d87b1a2b-8aa6-4d7c-a94b-6df2d5f6fd6e:697429bc45f8824b819a06bed8676c7b84a78798/WP2%20nettside%20produktutvikling%20WP2.pdf)
- Norgeskart. (u.å.-a). [Bildesøk Oslofjorden med bakgrunnskart sjøkart. ]. norgeskart.no, Kartverket. Hentet 30. april 2024 fra:  
<https://www.norgeskart.no/#!/?project=norgeskart&layers=1008&zoom=7&lat=6591393.29&lon=232555.68&sok=Vikveien&markerLat=6556068.849526418&markerLon=222355.6673877463&p=searchOptionsPanel>



- Norgeskart. (u.å.-b). [Bildesøk Varildfjorden med bakgrunnskart sjøkart. ]. norgeskart.no, Kartverket. Hentet 30. april 2024 fra: <https://www.norgeskart.no/#!?project=norgeskart&layers=1008&zoom=11&lat=6554397.42&lon=221635.59&sok=Vikveien&markerLat=6556068.849526418&markerLon=222355.6673877463&p=searchOptionsPanel>
- NOAA Fisheries. (2014, April 21, 2022). *The Importance of Eelgrass*. <https://www.fisheries.noaa.gov/feature-story/importance-eelgrass>
- Oug, E., Buhl-Mortensen, P., Bakken, T., Rapp, H. T., Bekkby, T., Gundersen, H., & Norderhaug, K. M. (2018). *Marin sedimentbunn preget av oksygenmangel, Marint gruntvann*. Artsdatabanken. <https://artsdatabanken.no/RLN2018/6>
- Pedersen, M. Ø., & Kristensen, E. (2015). Sensitivity of *Ruppia maritima* and *Zostera marina* to sulfide exposure around roots. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 468, 138-145. <https://doi.org/10.1016/j.jembe.2015.04.004>
- Piene, G. E. (2018). *NEDSLÅENDE INFORMASJON TIL VÅRE MEDLEMMER*. <https://www.indreviksfjordvel.no/wp-content/uploads/2018/12/IVIV-Informasjon-til-v%C3%A5re-medlemmer.pdf>
- Pihl, L., Baden, S., Kautsky, N., Rönnbäck, P., Söderqvist, T., Troell, M., & Wennhage, H. (2006). Shift in fish assemblage structure due to loss of seagrass *Zostera marina* habitats in Sweden. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 67(1-2), 123-132. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2005.10.016>
- Plaisted, H. K., Shields, E. C., Novak, A. B., Peck, C. P., Schenck, F., Carr, J., Duffy, P. A., Evans, N. T., Fox, S. E., & Heck, S. M. (2022). Influence of rising water temperature on the temperate seagrass species eelgrass (*Zostera marina* L.) in the Northeast USA. *Frontiers in Marine Science*, 9, 920699. <https://doi.org/10.3389/fmars.2022.920699>
- Pörtner, H. O., & Farrell, A. P. (2008). Physiology and climate change. *Science*, 322(5902), 690-692. <https://doi.org/10.1126/science.1163156>
- Rasmussen, J. R., Olesen, B., & Krause-Jensen, D. (2012). Effects of filamentous macroalgae mats on growth and survival of eelgrass, *Zostera marina*, seedlings. *Aquatic Botany*, 99, 41-48. <https://doi.org/10.1016/j.aquabot.2012.01.005>
- Raun, A. L., & Borum, J. (2013). Combined impact of water column oxygen and temperature on internal oxygen status and growth of *Zostera marina* seedlings and adult shoots. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 441, 16-22. <https://doi.org/10.1016/j.jembe.2013.01.014>
- Riera, R., Vasconcelos, J., Baden, S., Gerhardt, L., Sousa, R., & Infantes, E. (2020). Severe shifts of *Zostera marina* epifauna: Comparative study between 1997 and 2018 on the Swedish Skagerrak coast. *Marine Pollution Bulletin*, 158, 111434. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.111434>
- Ries, S. R., Faust, E., Johannesson, K., Jonsson, P. R., Moksnes, P.-O., Pereyra, R. T., & Jahnke, M. (2023). Genetic structure and diversity of the seagrass *Zostera marina* along a steep environmental gradient, with implications for genetic monitoring. *Frontiers in Climate*, 5, 1303337. <https://doi.org/10.3389/fclim.2023.1303337>
- Rinde, E., Bekkby, T., Kvile, K., Andersen, G. S., Brkljacic, M., d'Auriac, M. A., Christie, H., Fagerli, C. W., Fredriksen, S., Moy, S., Staalstrøm, A., & Tveiten, L. (2021). *Kartlegging av et utvalg marine naturtyper i Oslofjorden* (RAPPORT L.NR. 7605-2021). NIVA. <https://niva.brage.unit.no/niva-xmlui/bitstream/handle/11250/2760220/7605-2021%2bhigh.pdf?sequence=1&isAllowed=y>
- Rinde, E., & Christie, H. (2017). *Kartlegging av ålegrasenger og andre undervannsenger i Varildsfjorden*. <http://www.indreviksfjordvel.no/wp->

- [content/uploads/2018/04/Kartlegging-aalegrasenger-og-andre-undervannsender-i-Varildsfjorden-sept20017.pdf](#)
- Rinde, E., Gitmark, J. K., Kile, M. R., Moy, S., Fagerli, C. W., & Bekkby, T. (2024). *Hva er lurv? Er all lurv indikator for dårlig økologisk tilstand?* (NIVA-rapport 7968-2024).
- Rinde, E., Moy, S. R., Tveiten, L. A., Kvile, K. Ø., Walday, M. G., Christie, H., Brkljacic, M. S., Kile, M. R., Bekkby, T., Gitmark, J. K., Mjelde, M., Fagerli, C. W., Oug, E., & d'Auriac, M. A. (2022). *Feltbasert kunnskap, metodikk og kriterier for økologisk kvalitet til et utvalg av marine naturtyper* (RAPPORT L.NR. 7691-2022). NIVA. <https://www.miljodirektoratet.no/sharepoint/downloaditem?id=01FM3LD2XF6YBNLUDJRRGJGH7NJW5MZJ3L>
- Rudstam, L. G., Aneer, G., & Hildén, M. (1994). Top-down control in the pelagic Baltic ecosystem. *Dana*, 10, 105-129. [https://www.aqua.dtu.dk/-/media/institutter/aqua/publikationer/dana/dana\\_vol\\_10\\_pp\\_105\\_129.pdf](https://www.aqua.dtu.dk/-/media/institutter/aqua/publikationer/dana/dana_vol_10_pp_105_129.pdf)
- Rørslett, B., & Mjelde, M. (2021). *Faktaark: Zostera marina Ålegras*. (Fotoflora vannplanter, Issue 1). NIVA. [https://www.niva.no/omradesider/fotoflora-for-norske-vannplanter/elodeider-langskuddsplanter/\\_attachment/inline/09d2f14c-5162-4b91-9a67-0122fd95fb99:900493041c9330c3915c8328c63a6b2a238a13bd/Faktaark-ZOST\\_MAR.pdf](https://www.niva.no/omradesider/fotoflora-for-norske-vannplanter/elodeider-langskuddsplanter/_attachment/inline/09d2f14c-5162-4b91-9a67-0122fd95fb99:900493041c9330c3915c8328c63a6b2a238a13bd/Faktaark-ZOST_MAR.pdf)
- Sandhya, P., Naseeha Farsana, M. N., & Femina, K. (2023). Nanocellulose from Cladophora: Applications. In *Handbook of Biopolymers* (pp. 877-906). Springer. [https://doi.org/10.1007/978-981-19-0710-4\\_33](https://doi.org/10.1007/978-981-19-0710-4_33)
- Schramm, W. (1999). Factors influencing seaweed responses to eutrophication: some results from EU-project EUMAC. *Journal of Applied Phycology*, 11, 69–78. <https://doi.org/10.1023/A:1008076026792>
- Shields, E. C., Parrish, D., & Moore, K. (2019). Short-term temperature stress results in seagrass community shift in a temperate estuary. *Estuaries and Coasts*, 42, 755-764. <https://www.jstor.org/stable/48703372>
- Sjøtun, I. K. (2023). *ålegras*. Store norske leksikon. <https://snl.no/%C3%A5legras>
- Solstad, H., Elven, R., Arnesen, G., Eidesen, P. B., Gaarder, G., Hegre, H., Høitomt, T., Mjelde, M., & Pedersen, O. (2021). Karplanter: Vurdering av ålegras *Zostera marina* for Norge. Rødlista for arter 2021. <http://www.artsdatabanken.no/lister/rodlisteforarter/2021/21442>
- Staehr, P. A., & Borum, J. (2011). Seasonal acclimation in metabolism reduces light requirements of eelgrass (*Zostera marina*). *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 407(2), 139-146. <https://doi.org/10.1016/j.jembe.2011.05.031>
- Staehr, P. A., Göke, C., Holbach, A. M., Krause-Jensen, D., Timmermann, K., Upadhyay, S., & Ørberg, S. B. (2019). Habitat model of eelgrass in Danish coastal waters: Development, validation and management perspectives. *Frontiers in Marine Science*, 6, 175. <https://doi.org/10.3389/fmars.2019.00175>
- Trondsen, I. E. (2018). *ÅPRSRAPPORT 2018*. <https://www.indreviksfjordvel.no/wp-content/uploads/2018/12/Aarsrapport-2018.pdf>
- Trondsen, I. E. (u.å.). *Opptak i tonn 2018* [Upublisert].
- Trondsen, I. E., Piene, G. E., Haakestad, S. R., Strand, J. E., Tveter, B., & Thorvaldsen, P. S. (2014). *Skjøtselsplan for Indre Viksfjord, Larvik kommune*. [https://www.indreviksfjordvel.no/wp-content/uploads/2016/06/Skjoedselsplan\\_Indre\\_Viksfjord.pdf](https://www.indreviksfjordvel.no/wp-content/uploads/2016/06/Skjoedselsplan_Indre_Viksfjord.pdf)
- Valdemarsen, T., Canal-Vergés, P., Kristensen, E., Holmer, M., Kristiansen, M. D., & Flindt, M. (2010). Vulnerability of *Zostera marina* seedlings to physical stress. *Marine Ecology Progress Series*, 418, 119-130. <https://doi.org/10.3354/meps08828>

- Warren, M., Gregory, R., Laurel, B., & Snelgrove, P. (2010). Increasing density of juvenile Atlantic (*Gadus morhua*) and Greenland cod (*G. ogac*) in association with spatial expansion and recovery of eelgrass (*Zostera marina*) in a coastal nursery habitat. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 394(1-2), 154-160. <https://doi.org/10.1016/j.jembe.2010.08.011>
- Waycott, M., Duarte, C. M., Carruthers, T. J., Orth, R. J., Dennison, W. C., Olyarnik, S., Calladine, A., Fourqurean, J. W., Heck Jr, K. L., & Hughes, A. R. (2009). Accelerating loss of seagrasses across the globe threatens coastal ecosystems. *Proceedings of the national academy of sciences*, 106(30), 12377-12381. <https://doi.org/10.1073/pnas.0905620106>
- White, P. J., & Brown, P. (2010). Plant nutrition for sustainable development and global health. *Annals of botany*, 105(7), 1073-1080. <https://doi.org/10.1093/aob/mcq085>
- Xiao, L.-J., Lei, L.-M., Peng, L., Lin, Q.-Q., & Naselli-Flores, L. (2021). Iron operates as an important factor promoting year-round diazotrophic cyanobacteria blooms in eutrophic reservoirs in the tropics. *Ecological Indicators*, 125, 107446. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2021.107446>
- Yara. (u.å.). *Gjødselhandbok*. Yara. [https://www.yara.no/siteassets/crop-nutrition/aktuelt/2023\\_gjodselhandboka\\_full-pdf-versjon2.pdf?\\_gl=1\\*1h0b15g\\*\\_up\\*MQ..\\*\\_ga\\*NzQ0ODc0NTc1LjE3MTQ5OTgyNTM.\\*\\_ga\\_KWCCLWEFQT\\*MTcxNDk5ODI1My4xLjAuMTcxNDk5ODI1My4wLjAuMTkwNDYzNDY3OQ..](https://www.yara.no/siteassets/crop-nutrition/aktuelt/2023_gjodselhandboka_full-pdf-versjon2.pdf?_gl=1*1h0b15g*_up*MQ..*_ga*NzQ0ODc0NTc1LjE3MTQ5OTgyNTM.*_ga_KWCCLWEFQT*MTcxNDk5ODI1My4xLjAuMTcxNDk5ODI1My4wLjAuMTkwNDYzNDY3OQ..)
- YSI. (u.å.). *ProDSS Multiparameter Digital Water Quality Meter*. <https://www.yei.com/prodss>
- Zhang, Y., Zhao, P., Yue, S., Liu, M., Qiao, Y., Xu, S., Gu, R., Zhang, X., & Zhou, Y. (2021). New insights into physiological effects of anoxia under darkness on the iconic seagrass *Zostera marina* based on a combined analysis of transcriptomics and metabolomics. *Science of The Total Environment*, 768, 144717. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.144717>
- Östman, Ö., Eklöf, J., Eriksson, B. K., Olsson, J., Moksnes, P. O., & Bergström, U. (2016). Top-down control as important as nutrient enrichment for eutrophication effects in North Atlantic coastal ecosystems. *Journal of Applied Ecology*, 53(4), 1138-1147. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12654>
- Aarflot, J. M., Naustvoll, L.-J., Moy, F., Norderhaug, K. M., Florian Berg, C. K., Søvik, G., Kleiven, A. R., Albretsen, J., Brandt, C. F., Thorbjørnsen, S. H., & Falkenhaus, T. (2024). *Pilotprosjekt for vurdering av samlet påvirkning i Oslofjorden – ytre del* (Rapport fra havforskningen, Issue 2024-15). <https://hi.no/hi/nettrapporter/rapport-fra-havforskningen-2024-15#sec-2-3>

## 6. Vedlegg

### Vedlegg I: Feltnotater fra juni 2023 og vannstand hentet fra kartverket

Punkt	lat	lon	KI	Vannstand	Dybde (m)	Ålegras	Havgras	Slikk	Kommentar	Justert dybde
1	59,05145	10,15892	10:05:16	0,49	0,40	0	E	D	Flekkvis rød bakteriebelegg, lavt lag slikk	-0,09
2	59,05139	10,15962	10:12:04	0,49	0,50	0	E	D	Høyt lag slikk	0,01
3	59,0512	10,16003	10:16:59	0,49	0,60	0	S-V	D	Sjøsalat enkel, høyt slikk	0,11
4	59,05121	10,16053	10:23:23	0,49	0,50	0	S	D	Høyt slikk, strandsnegl, ålegrassnegl	0,01
5	59,05121	10,16157	10:29:30	0,48	0,40	0	S	D	En patch med tomme skjell, tynnere med slikk	-0,08
6	59,05115	10,16194	10:33:22	0,48	0,50	0	S	D	slikk middels	0,02
7	59,05107	10,16277	10:36:28	0,47	0,60	0	S-V	D	Middels høyde slikk, hjerteskjell	0,13
8	59,05119	10,16299	10:39:43	0,47	0,50	0	S-V	D	Lav-middels høyt slikk	0,03
9	59,05122	10,16318	10:42:43	0,47	0,40	0	S-V	D	Lavt slikk	-0,07
10	59,05142	10,164	10:46:28	0,47	0,30	0	S	D	Lavt slikk	-0,17
11	59,04954	10,15864	10:57:17	0,46	0,80	S	S	D	Høyt slikk	0,34
12	59,04962	10,15489	11:03:41	0,46	0,50	E	S	D	Høyt slikk	0,04
13	59,04959	10,15497	11:05:41	0,45	0,60	0	S	D	Høyt slikk, dårlig sikt	0,15
14	59,04959	10,15515	11:08:11	0,45	0,70	S-E	S	D	Høyt og løst slikk	0,25
15	59,04961	10,15543	11:12:00	0,45	0,80	S	S	D	Høyt slikk	0,35
16	59,04952	10,15565	11:14:39	0,45	0,80	0	S	D	Tett med kaker på overflate	0,35
17	59,04951	10,15642	11:20:21	0,44	0,90	S	S	D	Høyt slikk	0,46
18	59,04937	10,15715	11:23:48	0,44	0,80	S-V	E	D	Høyt slikk	0,36
19	59,04927	10,15745	11:27:02	0,43	0,80	V	E	D	Høyt slikk	0,37
20	59,04911	10,15796	11:30:42	0,43	0,80	V	E	D	Høyt slikk	0,37
21	59,04907	10,15819	11:32:49	0,43	0,80	V	0	D	Middels høyt slikk, enkeltvis salat	0,37
22	59,04897	10,15838	11:38:49	0,42	0,80	V	E	D	Høyt slikk	0,38
23	59,0489	10,15882	11:41:45	0,42	0,80	V	E	D	Middels høyt slikk, enkeltvis salat	0,38
24	59,04869	10,15923	11:47:27	0,41	1,00	V	S	D	Høyt slikk	0,59
25	59,04859	10,15953	11:51:36	0,41	0,90	V	0	D	Høyt slikk	0,49
26	59,04845	10,16001	11:54:13	0,41	0,90	S	E	D	Høyt slikk	0,49
27	59,04834	10,16014	11:58:08	0,40	0,90	S	E	D	Høyt slikk	0,50
28	59,04824	10,16041	12:00:11	0,40	0,80	S	E	D	Høyt slikk, enkeltvis salat	0,40
29	59,04826	10,16052	12:03:26	0,40	0,70	E	E	D	Høyt slikk, enkeltvis salat	0,30

30	59,04823	10,16089	12:06:22	0,39	0,60	0	E	D	Høyt slikk, rødt bakteriebelegg	0,21
31	59,04828	10,16112	12:09:38	0,39	0,50	0	S	V	Høyt slikk, rødt bakteriebelegg	0,11
32	59,04799	10,15258	12:36:53	0,37	0,70	S	?	D	Dårlig sikt, høyt slikk	0,33
33	59,04798	10,15298	12:32:30	0,37	1,00	V	0	D	Dårlig sikt, høyt slikk, sjøpung	0,63
34	59,04795	10,15308	12:20:26	0,38	1,10	V	E	D	Dårlig sikt, høyt slikk	0,72
35	59,048	10,15331	12:16:41	0,38	1,10	V	0	D	Lavt slikk	0,72
36	59,04716	10,15247	13:55:49	0,33	1,30	V	0	D	Høyt slikk	0,97
37	59,04709	10,15256	13:58:54	0,33	2,00	V	0	D	Høyt slikk	1,67
38	59,04702	10,153	14:00:47	0,33	2,20	V	0	D	Høyt slikk	1,87
39	59,04703	10,15333	14:07:30	0,34	2,60	V	0	V	Droppkamera	2,26
40	59,04705	10,15369	14:12:27	0,34	2,10	S	0	V	Droppkamera	1,76
41	59,04714	10,15419	14:15:33	0,34	1,80	V	0	D	Høyt slikk	1,46
42	59,04724	10,15443	14:16:55	0,34	1,60	V	0	D	Høyt slikk	1,26
43	59,04725	10,15452	14:21:09	0,34	1,60	S	0	D	Høyt slikk, veldig tett med slikk	1,26
44	59,04724	10,15475	14:25:37	0,35	1,70	V	0	D	Høyt slikk	1,35
45	59,04731	10,15502	14:29:16	0,35	1,60	V	0	D	Høyt slikk	1,25
46	59,04725	10,15564	14:31:43	0,35	2,50	V	0	D	Høyt slikk, droppkamera	2,15
47	59,0472	10,15609	14:33:28	0,35	1,00	V	0	D	Høyt slikk	0,65
48	59,04725	10,15625	14:34:18	0,35	1,20	V	0	D	Høyt slikk	0,85
49	59,0472	10,15662	14:36:48	0,36	0,90	V	0	D	Høyt slikk	0,54
50	59,04725	10,15702	14:38:57	0,36	0,90	D	0	D	Høyt slikk	0,54
51	59,04718	10,15735	14:42:59	0,36	1,00	V	0	D	Høyt slikk	0,64
52	59,04723	10,15768	14:45:38	0,36	0,90	V	S	D	Høyt slikk, enkeltvis ulva	0,54
53	59,04722	10,15799	14:50:24	0,36	0,70	S	S	D	Høyt slikk	0,34
54	59,0472	10,15808	14:53:21	0,36	0,70	E	S	D	Høyt slikk	0,34
55	59,04727	10,1585	14:56:09	0,37	0,70	E	0	D	Høyt slikk	0,33
56	59,04675	10,15279	15:02:25	0,37	3,90	0	0	?	Droppkamera	3,53
57	59,04666	10,15314	15:05:10	0,38	4,30	0	0	?	Droppkamera	3,92
58	59,04671	10,15337	15:07:38	0,38	4,30	0	0	?	Droppkamera, ikke slikk på kamera	3,92
59	59,04669	10,1539	15:09:21	0,38	3,80	0	0	?	Droppkamera, slikk på kamera	3,42
60	59,04673	10,15413	15:22:50	0,39	2,70	V	0	D	Droppkamera	2,31
61	59,04681	10,15447	15:24:56	0,39	2,10	V	S	D	Droppkamera	1,71
62	59,04682	10,15503	15:26:57	0,40	1,00	V	0	D	Høyt slikk	0,60
63	59,04491	10,14946	16:09:06	0,44	2,20	S	0	D	Droppkamera	1,76

64	59,04479	10,14927	16:08:14	0,44	2,30	S		0	V-D	Droppkamera	1,86
65	59,04462	10,14908	16:06:05	0,44	2,90	S		0	D	Droppkamera	2,46
66	59,04446	10,14891	16:03:17	0,42	3,30	S		0	V	Droppkamera	2,88
67	59,0444	10,14887	16:01:17	0,42	3,40	V		0	V	Droppkamera	2,98
68	59,04432	10,14876	15:58:56	0,42	3,70	S		0	D	Droppkamera	3,28
69	59,04479	10,149	15:50:50	0,41	1,40	V		0	D	Høyt slikk	0,99
70	59,04472	10,14929	15:51:46	0,41	3,00	V		0	?	Droppkamera, dreiv raskt av	2,59
71	59,04467	10,14956	15:53:54	0,41	4,00		0	0	D	Droppkamera	3,59
72	59,0447	10,14996	15:55:11	0,42	4,00	S		0	D	Droppkamera	3,58
73	59,04463	10,15023	15:38:55	0,40	0,90	V		0	D	Høyt slikk	0,50
74	59,04475	10,15026	15:40:02	0,40	2,90	V	S		D	Droppkamera	2,50
75	59,04485	10,15042	15:42:16	0,40	0,30	S		?	D	Høyt slikk	-0,10
76	59,04502	10,15067	15:44:41	0,40	1,50	S		0	D	Dreiv raskt av	1,10
77	59,0451	10,15069	15:45:41	0,41	2,70	S-V		0	D	Droppkamera	2,29
78	59,04518	10,15082	15:48:10	0,41	2,00		0	0	D	Høyt slikk	1,59
79	59,0433	10,14801	16:48:27	0,46	2,40	V		0	V	Droppkamera	1,94
80	59,04311	10,1478	16:51:12	0,46	1,70	V		0	V		1,24
81	59,04297	10,14767	16:52:59	0,46	0,90	E	V		D	Høyt slikk, blåskjell	0,44
82	59,04283	10,14736	16:55:05	0,46	1,10	V		0	D	Middels høy slikk	0,64
83	59,04271	10,14709	16:56:59	0,46	1,40	S		0	D		0,94
84	59,04261	10,147	16:59:32	0,46	0,70	S-V	V		D	Høyt slikk	0,24
85	59,04253	10,14682	17:01:41	0,46	0,50	E	S		D	Høyt slikk	0,04
86	59,04308	10,14563	16:17:48	0,45	2,50	S		0	V	Droppkamera	2,05
87	59,04322	10,14564	16:19:02	0,45	0,50	E		0	D	Kort slikk, sagtang	0,05
88	59,04324	10,14598	16:20:44	0,45	1,40	V		0	V		0,95
89	59,04337	10,14632	16:23:04	0,45	1,40	V		0	V		0,95
90	59,04347	10,14651	16:25:36	0,45	1,00	E	V		D	Høyt slikk	0,55
91	59,04362	10,14671	16:27:25	0,45	0,30		0	S	D	Dårlig sikt, blåskjell, sjøsalat	-0,15
92	59,04377	10,14697	16:32:28	0,45	0,30	E	E		D	Dårlig sikt, salat	-0,15

## Vedlegg II: Feltnotater fra september 2023 og vannstand hentet fra kartverket

Punkt	lat	lon	Kl	Vannstand	Dybde (m)	Ålegras	Havgras	Slikk	Kommentar	Juster dybde
1	59,05133	10,15898	10:14:50	0,45	0,40	E	0	S	Mye sjøsalat. Bunnlag med alger tynt og brunt.	-0,05
2	59,05145	10,15964	10:20:16	0,44	0,40	E	E	S	Bunnlag alger tynt og brunt.	-0,04
3	59,05119	10,15994	10:45:22	0,42	0,65	S	V	D	Mye begroing på ålegrasplanter. Nesten vanskelig å skille <i>Ruppia</i> og ålegras.	0,23
4	59,05115	10,1606	10:47:20	0,42	0,65	S	V	D	Mye begroing på ålegrasplanter. Dø krabbe.	0,23
5	59,05124	10,16154	10:51:26	0,42	0,58	S	V	D	Mye begroing på ålegrasplanter. Noe alger på bunn. Friske skudd av ålegras innimellom som ikke er begrodd.	0,16
6	59,05115	10,16196	10:57:28	0,41	0,60	E	V	D	Mindre begroing på plantene. Ålegras ser friskt ut.	0,19
7	59,05111	10,1629	11:25:45	0,39	0,65	E	V	D	Ålegras delvis rent for begroing. Noen grønne kaker av grønnalger på bunn.	0,26
8	59,05125	10,16297	11:22:23	0,40	0,55	E	V	D	Ålegras delvis rent for begroing. Noen grønne kaker av grønnalger på bunn.	0,15
9	59,05127	10,16327	11:18:40	0,40	0,55	S	V	D	Mye begroing på ålegrasplanter, med innslag av planter uten. Noen grønne kaker av grønnalger på bunn.	0,15
10	59,05142	10,1641	11:12:38	0,41	0,47	S	S	D	Ålegras delvis rent for begroing. Tynt grønnalgebelegg på bunn.	0,06
11	59,04955	10,15863	11:36:11	0,39	0,90	V	0	D	Noe begroing på ålegrasplantene.	0,51
12	59,04966	10,15485	11:44:16	0,39	0,62	S	S	V	Lite begroing på bladene. Lysegrønne kaker av grønnalger på bunn. Fine grønne ålegrasskudd.	0,23
13	59,04958	10,15495	11:46:17	0,39	0,87	S	0	D	Tykke, grønne grønnalgekaker på bunn.	0,48
14	59,04959	10,15516	11:47:38	0,39	0,90	S	0	D	Tykke, grønne grønnalgekaker på bunn. Fine ålegras, noe begrodd.	0,51
15	59,04963	10,15544	11:48:52	0,39	0,95	E	0	D	Tykke, grønne grønnalgekaker på bunn. Fine ålegras, noe begrodd.	0,56
16	59,04951	10,15567	11:51:49	0,39	1,00	E	0	V	Tykke, grønne grønnalgekaker på bunn. Fine ålegras, noe begrodd. Noen grønne grønnalgekaker på bunn.	0,61
17	59,04961	10,15573	11:55:27	0,39	1,05	E	0	S	Noen grønnalgekaker. Ålegras ser friskt ut.	0,66
18	59,0494	10,1572	11:59:00	0,39	1,05	E	0	V	Noen grønnalgekaker. Ålegras noe begrodd. Dårlig sikt.	0,66
19	59,04928	10,15758	12:02:02	0,39	1,00	S	E	D	Ålegras mye begrodd.	0,61

20	59,04913	10,15784	12:08:20	0,39	1,10	S		0	D	Nesten alle ålegrasplanter begrodd. Mørkebrune klaser av grønnalger på graset.	0,71
21	59,04914	10,15819	12:11:04	0,39	0,95	S		0	D	Nesten alle ålegrasplanter begrodd. Mørkebrune klaser av grønnalger på graset.	0,56
22	59,04902	10,15834	12:13:14	0,39	0,95	V		0	D	Nesten alle ålegrasplanter begrodd. Mørkebrune klaser av grønnalger på graset.	0,56
23	59,04894	10,15873	12:15:23	0,39	0,95	S-V		0	D	Nesten alle ålegrasplanter begrodd. Mørkebrune klaser av grønnalger på graset.	0,56
24	59,04872	10,1592	12:17:44	0,39	1,15	V		0	D	Nesten alle ålegrasplanter begrodd. Mørkebrune klaser av grønnalger på graset.	0,76
25	59,04861	10,15949	12:19:56	0,39	1,10	S		0	D	Nesten alle ålegrasplanter begrodd. Mørkebrune klaser av grønnalger på graset. Dårlig sikt.	0,71
26	59,04842	10,16003	12:26:17	0,39	1,20	V		0	D	Nesten alle ålegrasplanter begrodd. Mørkebrune klaser av grønnalger på graset. Dårlig sikt.	0,81
27	59,04838	10,16016	12:31:59	0,39	1,15	S		0	D	Ser ikke bunnen. Dårlig sikt.	0,76
28	59,04826	10,16045	12:35:58	0,39	1,00	S		0	V	Ser ikke bunnen. Dårlig sikt.	0,61
29	59,04831	10,16048	12:38:12	0,39	1,00	S	E		D		0,61
30	59,0483	10,16092	12:40:31	0,39	0,85	E	E		S		0,46
31	59,04832	10,16111	12:42:20	0,39	0,75	S	S		D	Mørke grønnagekaker på bunnen.	0,36
32	59,048	10,15264	13:22:54	0,42	0,95	V-S		0	V	Begroing på ålegrasbladene.	0,53
33	59,04808	10,15302	13:20:57	0,42	1,20	V		0	D	Dårlig sikt. Høyt med grønnalger.	0,78
34	59,04799	10,15312	13:19:56	0,42	1,35	V	E		D	Noen grønne ålegrasblad.	0,93
35	59,04805	10,15329	13:16:57	0,42	1,35	V		0	D	Dårlig sikt. Ingen grønne ålegrasskudd.	0,93
36	59,0472	10,15243	13:35:37	0,43	2,65	V		0	S	Droppkamera.	2,22
37	59,0471	10,1525	13:37:37	0,43	2,25	V-D		0	S	Droppkamera. Fine grønne ålegrasplanter. Lite begroing.	1,82
38	59,04706	10,15293	13:41:04	0,43	2,65	V		0	S	Droppkamera. Fine grønne ålegrasplanter. Lite begroing. Klumper lysegrønne alger på bunn.	2,22
39	59,04706	10,1534	13:42:52	0,43	2,75	V		0	S	Droppkamera. Fine grønne ålegrasplanter. Lite begroing. Klumper lysegrønne alger på bunn.	2,32
40	59,04704	10,15374	13:45:19	0,44	2,80	S-V		0	S	Droppkamera. Fine grønne ålegrasplanter. Lite begroing. Noe grønnalgebelegg på bunn.	2,36
41	59,04716	10,15423	13:48:00	0,44	2,25	S-V		0	D	Droppkamera. Nesten alle ålegrasplanter begrodd.	1,81
42	59,04723	10,15438	13:52:58	0,44	2,00	V		0	V	Droppkamera.	1,56
43	59,0473	10,15463	13:54:52	0,44	1,95	V		0	V	Droppkamera.	1,51



44	59,04727	10,15466	14:02:48	0,45	2,05	V		0	V	Droppkamera. Lag med alger på bunnen.	1,60
45	59,0473	10,15507	14:04:52	0,45	1,95	D		0	D	Droppkamera. Lag med alger på bunnen.	1,50
46	59,04731	10,15558	14:07:27	0,46	2,70	V		0	V	Droppkamera.	2,24
47	59,04721	10,15602	14:09:34	0,46	1,30	V		0	D	Droppkamera.	0,84
48	59,04733	10,15621	14:11:32	0,46	1,55	S		0	D	Droppkamera. Tett lag med alger på bunn.	1,09
49	59,04725	10,15656	14:14:05	0,46	1,30	V		0	D	Tykt lag alger på bunn.	0,84
50	59,04731	10,15695	14:15:44	0,47	1,25	V		0	D	Tykt lag alger på bunn.	0,78
51	59,04726	10,15744	14:32:50	0,48	1,40	V		0	D	Tykt lag alger på bunn.	0,92
52	59,04723	10,15772	14:37:53	0,49	1,15	S		0	D		0,66
53	59,04723	10,15791	14:39:42	0,49	1,30	S		0	D	Klumper med grøninalger på bunn.	0,81
54	59,04727	10,158	14:42:13	0,49	1,00	S		0	D	Klumper med grøninalger på bunn.	0,51
55	59,0473	10,15849	14:43:07	0,49	0,95	S		0	V	Droppkamera. Klumper med grøninalger på bunn.	0,46
56	59,04678	10,1528	15:23:30	0,52	4,00	E		0	?	Droppkamera.	3,48
57	59,0467	10,1532	15:19:42	0,52	4,20		0	0	?	Droppkamera.	3,68
58	59,04683	10,15334	15:15:20	0,52	3,50	S		0	?	Droppkamera. Tykke klumper med lysegrønne alger på bunn. Snegl.	2,98
59	59,04672	10,15383	15:06:49	0,51	3,60		0	0	S	Droppkamera.	3,09
60	59,04677	10,15405	15:03:52	0,50	3,20	S		0	E	Droppkamera. Klumper med grøninalger (lysegrønt) på bunn. Snegl.	2,70
61	59,04686	10,15441	14:59:44	0,50	2,70	V		0	S	Droppkamera. Klumper med grøninalger på bunn.	2,20
62	59,04687	10,15492	14:56:44	0,50	1,35	D		0	V		0,85
63	59,04498	10,14942	16:03:49	0,53	2,10	D		0	V	Droppkamera.	1,57
64	59,04484	10,14924	16:13:36	0,54	2,40	V		0	V	Droppkamera.	1,86
65	59,04462	10,14926	16:21:55	0,54	3,50	V		0	V	Droppkamera.	2,96
66	59,0445	10,14901	16:27:05	0,55	3,60	V		0	V	Droppkamera.	3,05
67	59,04437	10,14886	16:29:37	0,55	4,00	E		0	V	Droppkamera.	3,45
68	59,04438	10,14881	16:37:08	0,55	3,40	D		0	S	Droppkamera. Noen brune ålegrasblader.	2,85
69	59,0449	10,14904	16:01:15	0,53	1,70	D		0	D		1,17
70	59,04476	10,14926	15:57:35	0,53	3,40	V-D		0	S	Droppkamera. Fine grønne ålegrasblad.	2,87
71	59,04472	10,14957	15:51:05	0,53	4,00	E		0	?	Droppkamera. Rødt bakteriebelegg på bunn. Grøninalger lysegrønne på bunn.	3,47
72	59,04469	10,14997	16:09:11	0,54	3,40	V		0	V	Droppkamera. Sjøpung.	2,86
73	59,04476	10,15015	15:48:14	0,53	1,55	D		0	D	Tett lag alger på bunn.	1,02
74	59,04494	10,15021	15:41:45	0,53	1,55	D		0	V	Fine lange, grønne ålegrasblader.	1,02
75	59,04492	10,15039	15:39:30	0,53	2,60	D		0	S	Droppkamera. Sjøpung.	2,07
76	59,04502	10,15062	15:36:25	0,53	1,70	V		0	D	Tykt lag alger på bunn.	1,17

77	59,04515	10,15068	15:33:18	0,53	3,40	E		0	?	Droppkamera. Sjøpung.	2,87
78	59,04522	10,15076	15:31:01	0,53	3,20		0	0	?	Droppkamera.	2,67
79	59,04338	10,14806	17:05:56	0,56	2,75	D		0	S	Droppkamera. Noen brune blad, mye ålegrassnegl. Sjøpung.	2,19
80	59,0431	10,14769	17:09:12	0,56	2,85	V		0	V	Droppkamera. Noen brune blad, mye ålegrassnegl. Sjøpung.	2,29
81	59,04293	10,14759	17:11:41	0,56	1,45	S	D		D	Droppkamera.	0,89
82	59,04278	10,14715	17:16:51	0,57	2,35	V		0	V	Droppkamera. Rødt belegg.	1,78
83	59,0427	10,147	17:19:41	0,57	1,55	D	E		D		0,98
84	59,04266	10,14695	17:23:18	0,57	1,80	V		0	S	Sjøpung.	1,23
85	59,04255	10,14675	17:26:34	0,58	1,20	S	V		D	En del brune blader.	0,62
86	59,0432	10,14568	16:59:42	0,56	1,60	D		0	D	Brune ålegrasblader.	1,04
87	59,04328	10,14576	16:54:35	0,55	0,80	V	V		D		0,25
88	59,04326	10,14581	16:51:15	0,55	1,17	D		0	D	Brune ålegrasblader.	0,62
89	59,04342	10,1464	16:48:29	0,55	2,10	D		0	S	Droppkamera. Brune blader.	1,55
90	59,04348	10,14644	16:47:26	0,55	1,30	D		0	D		0,75
91	59,04368	10,14667	16:44:54	0,55	0,55	V		0	D	Båskjell. Sjøsalat.	0,00
92	59,04375	10,14679	16:41:57	0,55	0,85	S		0	D		0,30

### Vedlegg III: Welch Anova-tester

Resultater fra Welch ANOVA utført på tetthet av ålegras.

**F = 9.5606, num df = 2.00, denom df = 177.95, p-value = 0.0001138**

Resultater fra Welch ANOVA utført på tetthet av grønnsalger.

**F = 29.954, num df = 2.00, denom df = 136.81, p-value = 1.624e-11**

Resultater fra Welch ANOVA utført på tetthet av havgras.

**F = 5.4048, num df = 2.00, denom df = 176.37, p-value = 0.00527**

**Vedlegg IV: Temperaturmålinger i algematter på overflaten og på bunnen**

Temperatur i overflatematte (°C)	Temperatur i vann under matte (°C)	Differanse	Oppløst oksygen (DO%)
21,5	18,2	3,3	
22,0	18,5	3,5	
18,5	18,2	0,3	
20,7	18,8	1,9	164
19,7	18,8	0,9	
19,3	18,6	0,7	180
20,5	19,0	1,5	
19,5	19,2	0,3	
20,1	18,8	1,3	
20,0	18,9	1,1	173
19,3	19,3	0,0	174
19,8	19,5	0,3	
22,6	19,8	2,8	148 i vann, 173 i matte
20,5	19,8	0,7	160

Temperatur bunnmatte (°C)	Temperatur i vann over matte (°C)	Differanse	Oppløst oksygen (DO%)
18,0	18,2	-0,2	113
19,9	18,1	1,8	106
18,0	18,2	-0,2	
18,0	18,1	-0,1	
18,4	18,2	0,2	
18,2	18,5	-0,3	
18,3	18,5	-0,2	
18,6	18,7	-0,1	140
18,6	18,6	0,0	
18,7	18,7	0,0	
17,8	18,6	-0,8	
18,6	18,6	0,0	170
18,6	18,7	-0,1	140
19,1	19,1	0,0	170

### Vedlegg V: Temperaturmålinger i to dybdetransjekter

Dybdetransjekt nr. 1	Temperatur (°C)
1m	18,4
2m	18,5
3m	18,5
4m	18,5

Dybdetransjekt nr. 2	Temperatur (°C)
1m	18,5
2m	18,4
3m	18,4
4m	18,4
5m	18,4

### Vedlegg VI: Utregning av forholdet mellom N og P i molar i slippet

$$m_N = 18,5g/kg * 1000 = 18500g$$

$$n_P = \frac{2600g}{30,97 /mol} \approx 83,95mol$$

$$m_P = 2,6g/kg * 1000 = 2600g$$

$$n_N = \frac{18500g}{14,01g/mol} \approx 1321,43mol$$

$$\frac{n_N}{n_P} = \frac{1321,43mol}{83,95mol} \approx 15,74 \rightarrow \text{tilsvarende atomforhold mellom N og P p\aa ca. 16:1}$$

## Vedlegg VII: Næringsanalyser av sediment og grønnalger utført av HI i 2012

Grunnstoff	Prøve 1	Prøve 2	Prøve 3	St-avvik	Genomsnitt
Tot-N	7	10	7,3	1,65227	8,1000
Tot-P	0,76	0,51	0,71	0,13229	0,6600
P (Al)	0,12	0,16	0,1	0,03055	0,1267
K (Al)	1,9	2,4	2	0,26458	2,1000
Mg (Al)	3,9	5,1	4,4	0,60277	4,4667
Ca (Al)	51	15	19	19,73153	28,3333
NH4	0,41	0,32	0,25	0,08021	0,3267
NO3	0,004	0,0046	0,0041	0,00032	0,0042
Na (Al)	24	33	27	4,58258	28,0000
Al	9100	5300	9400	2285,46130	7933,3333
B	98	62	86	18,33030	82,0000
Fe	17000	9900	17000	4099,18691	14633,3333
Cu	19	11	20	4,93288	16,6667
Co	8	4,8	8	1,84752	6,9333
Hg	0,045	0,019	0,039	0,01361	0,0343
Mn	190	110	200	49,32883	166,6667
Mo	6	7,1	7,2	0,66583	6,7667
Zn	96	55	100	24,90649	83,6667
S	9300	5500	9200	2165,64078	8000,0000
Cond	330	280	300	25,16611	303,3333
pH	8,3	8,2	8,4	0,10000	8,3000
TS	20	14	22	4,16333	18,6667
Glødetap	14	16	13	1,52753	14,3333
Cd	0,4	0,23	0,37	0,09074	0,3333
Cu-icp	13	8,6	12	2,30651	11,2000
Pb-icp	14	8,9	15	3,27159	12,6333
Cr-icp	21	13	19	4,16333	17,6667
Ni-icp	13	8	11	2,51661	10,6667
Zn-icp	66	71	62	4,50925	66,3333



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

Postboks 5003  
NO-1432 Ås  
Norway