Miljøeffekter ved dyrking av sukkertare (*Saccharina latissima*)

Et taredyrkingsanleggs rolle som kunstig habitat

Ragnhild Ryther Grimm Torstensen

Masteroppgave

Seksjon for akvatisk biologi og toksikologi
Institutt for biovitenskap
Det matematisk-naturvitenskapelige fakultet

UNIVERSITETET I OSLO

Dato: 01.06.20

Sammendrag

Befolkningsvekst og uforutsigbarhet knyttet til landbasert industri vil medføre økt fokus på marin produksjon. Makroalger kan bli en bærekraftig ressurs blant annet i matindustri, i produksjon av biodrivstoff, og i medisin- og kosmetikkindustri. Interessen for dyrking av makroalger har blitt større også i Norge, og det antas at vi innen 2050 kan produsere så mye som 20 millioner tonn makroalger i året. En så kraftig oppskalering av en marin industri vil kreve kunnskap om både positive og negative effekter som dette kan få på det marine økosystemet. Gjennom prosjektet KELPPRO vil denne studien omhandle den effekten et taredyrkingsanlegg med sukkertare (*Saccharina latissima* – Linnaeus) kan ha på det marine miljøet. I denne studien vil det bli gjort en vurdering av anleggets potensielle rolle som kunstig habitat, «kunstig tareskog», og hvorvidt samfunnene man finner her gjenspeiler det man finner i naturlig tareskog. I tillegg vil taredyrkingsanleggets rolle som medium for uønskede, truede og sårbare arter blir undersøkt. For å gjennomføre studien ble taredyrkingsanlegget til Seaweed Energy Solutions på Frøya utenfor Trondheim undersøkt. Det ble utført feltarbeid i tre perioder, henholdsvis april, september og november 2019. Det ble satt ut faunafeller og fiskegarn i taredyrkingsanlegget, naturlig sukkertareskog, naturlig stortareskog og i en vannmassekontroll. Dette ble gjort før og etter høstingen av tare i anlegget. I tillegg ble det hentet inn tareplanter fra anlegget og de naturlige tareskogene på våren. Vekstperioden til sukkertaren i anlegget ble undersøkt for å kunne si om den spiller inn på den økologiske funksjonen til anlegget. Resultatene viser at taredyrkingsanlegget har en økologisk funksjon som et kunstig habitat, men samfunnet likner mer på den naturlige stortareskogen som vokste rett rundt anlegget enn den naturlige sukkertareskogen, som lå et stykke unna. Det tomme anlegget hadde stor forekomst av den fremmede arten *Caprella mutica* (Schurin). Feltarbeidet i november hadde som mål å sammenligne forskjellige kunstige substrater man finner på blant annet lakseoppdrettsanlegg, taredyrkingsanlegg og brygger i området rundt taredyrkingsanlegget for å undersøke forekomsten av *C. mutica*. Resultatene viser at *C. mutica* har høyest forekomst i taredyrkingsanlegget, men også høy forekomst på andre akvakulturrekvisitter. Resultatene fra denne studien vil bidra til kunnskap om taredyrkingsanleggs økologiske rolle i det marine miljø. Dette vil være viktig for forvaltningen av industrien, nå, og i en framtid med en potensiell oppskalering av industrien. Dette gjelder både med tanke på hvor man skal plassere et taredyrkingsanlegg og hva slags materialer man bør bruke for å forhindre spredning av fremmede arter.

Abstract

The increasing world population and an unpredictability towards land-based industry will potentially increase the focus of marine production and industry in the future. Seaweeds might contribute as an increasing resource in food industry, production of biofuels, as substitute for pharmaceuticals and cosmetics and others. The interest in seaweed cultivation in Norway is increasing, and it's predicted an annual seaweed production of 20 million tons each year by 2050. This requires knowledge of the potential effect of seaweed production on the marine environment, both negative and positive. As a part of the science project KELPPRO, this study will investigate the ecological role of a *Saccharina latissimi*a farm as an artificial habitat, "artificial kelp forests", and whether the communities within natural kelp forests is reflected in the kelp farm. In addition, the role of kelp farms as substrates for invasive species and endangered species will be investigated. The field work was conducted on a kelp farm owned by Seaweed Energy Solutions on the island of Frøya outside of Trondheim. There were conducted three fieldworks, in April, September and November, respectively. Fauna traps and fishnets was placed in the kelp farm, the natural kelp forests and in the free water masses as a control. This was conducted both in April and September. In addition, kelp plants where harvested from the kelp farm and from the natural kelp forests during the April fieldwork. Investigation were conducted before and after harvesting, in order to also investigate the role of an empty kelp farm. The growth period of the *S. latissima* plants was investigated in order to predict if it would affect the communities within the farm and the ecological role of the farm. The results showed that the kelp farm did play an ecological role as an artificial habitat, but the community structure within the farm showed more resemblance to the *Laminaria hyperborea* forest compared to the *Saccharina latissima* forest. The kelp farm post-harvest showed a massive occurrence of the Japanese skeleton shrimp *Caprella mutica*. The fieldwork in November was conducted in order to investigate the role of artificial substrates on kelp farms, salmon farms and marines to the appearance of *C. mutica*. The result show that *C. mutica* have the highest occurrence in the kelp farms, however, they also occur on salmon farms. Of all the substrates investigated the highest occurrence of *C. mutica* appeared to be on rope. The result from this study will contribute to the knowledge of kelp farms ecological role in the marine environment. This is important for the management of the industry today, but also in the future, when the industry is potentially bigger. This regards which areas to place a kelp farm, and what substrate to use in order to prevent the spread of invasive species.

Anerkjennelse

Denne masteroppgaven ble gjennomført på seksjonen for akvatisk biologi og toksikologi (AQUA) ved Institutt for biovitenskap ved Universitetet i Oslo, men er en del av prosjektet KELPPRO under ledelse av Norsk institutt for vannforskning (NIVA).

Først og fremst ønsker jeg å takke min hovedveileder ved NIVA, Trine Bekkby, for en utmerket veiledning gjennom hele masterløpet. Med henne som veileder blir man kun møtt med strålende humør og engasjement. Jeg vil også takke alle på NIVA som har hjulpet til, både i felt, på laben og med statistiske analyser. Noen av feltdagene var lange og slitsomme, men på tross av dette var alle dagene fylt med godt humør og latter. En spesiell takk til Hartvig Christie for gode vitser, historier og skrøner. Takk til Marijana Brkljacic og igjen Hartvig, for hjelp med artsidentifisering på laben. En stor takk til Guri Sogn Andersen for god hjelp i R og utallige ggplot, og også til Hege Gundersen og Kapser Hancke for råd og tilbakemeldinger.

Videre ønsker jeg å gi en stor takk til Luiza Neves og Diogo Raposo på Seaweed Energy Solutions for assistanse under alle tre feltarbeidene. Takk til gjengen på Ervik, Måsevold og Lerøy som gledelig stilte opp for å hjelpe til. En ekstra stor takk til Harry Paulsen, som har stilt opp med bryggeplass og utstyr på vårt opphold på Frøya. Jeg ønsker å sitere Harrys innstilling til alle oppgaver: «Jajaja, itj nå problem»!

På Universitetet i Oslo vil jeg gjerne takke min interveileder Stein Fredriksen for assistanse gjennom hele masterløpet, og som alltid stiller med en godt smil. Takk til alle mine medstudenter for støtte, godt samarbeid og hyggelige stunder gjennom 5 år med studier. En spesiell takk til medstudent, Lars Andreas Grünfeld, for motivasjon, gode stunder i felt, inkludert utallige latterutbrudd underveis.

Takk til kjæreste og venner for all støtte! Og sist, men ikke minst, ønsker jeg å takke min alltid like støttende familie for assistanse, gode telefonsamtaler og tillit! Takk mor, for all hjelpen, du er god!

Innholdsfortegnelse

1. Introduksjon ... 7

1.1 Utnyttelse av makroalger ... 8

1.2 Dagens produksjon av makroalger globalt og i Norge ... 8

1.3 En voksende industri ... 10

1.4 Effekten av dyrking av makroalger på det marine miljø ... 11

1.5 Mål for denne studien ... 15

2 Materialer og metoder ... 16

2.1 Taredyrkingsanlegget - Seaweed Energy Solutions ... 17

2.2 Nærmere beskrivelse av lokaliteter ... 19

2.3 Innsamlingsmetoder ... 21

2.3.1 Faunafeller ... 22

2.3.2 Innsamling av tareplanter ... 23

2.3.3 Fiskegarn ... 24

2.3.4 Innsamling av *Caprella mutica i november* ... 25

2.4 Laboratoriearbeid ... 25

2.4.1 Artsbestemmelse og litteratur ... 25

2.5 Statistiske analyser og visualisering av data ... 26

2.5.1 Beregning og analyse av Shannon-Weaver indeks og artsrikhet ... 26

2.5.2 Ordinasjonsanalyser av samfunn ... 27

2.5.3 Biomasse ... 28

2.5.4 *Caprella mutica*-data ... 28

3 Resultater ... 29

3.1 Analyse av samfunn, artsrikhet og antall individer av evertebrater ... 30

3.2 Antall fisk ... 34

3.3 Størrelse på tareplanter med ulike vekstperioder ... 34

3.4 Biomasse av evertebrater ... 35

3.5 Artsdiversitet (Shannon-Weaver diversitet indeks) ... 37

3.6 Caprella mutica ... 38

4. Diskusjon ... 40

4.1 Kort oppsummering av resultater 40
4.2 Taredyrkingsanleggets økologiske funksjon sammenlignet med naturlig tareskog 40
4.3 Vekstperiodens effekt på den økologiske funksjonen 45
4.4 Hva slags funksjon har et tomt makroalgeanlegg? 46
4.5 Kan makroalgeanlegg ha en spesiell rolle for truede, sårbare eller fremmede arter? 47
4.6 Diskusjon av mangler og begrensninger 49
4.6.1 Større «sample» design 49
4.6.2 Tidspunkt for feltarbeid 49
4.6.3 Metoder 49
4.6.4 Identifisering av arter 50
5 Konklusjon og anbefaling til videre studier 50
Vedlegg I: Artsliste 63
Vedlegg II: Dominerende grupper 66
Vedlegg III: Caprella mutica september 66
Vedlegg IV: Samfunnsmatriser 67
Vedlegg V: Biomasse-data 75
Vedlegg VI: November-data 81
Vedlegg VII: Diverse data 86
Vedlegg VIII: R-script 87

1. Introduksjon

Store deler av de ressursene mennesker er og har vært avhengig av kommer fra arealer på land. Dette kan bli en stor utfordring i framtiden, da klimaendringer skaper uforutsigbart vær og svært varierende avlinger og mangel på ferskvann (Mcdonald et al., 2011; FAO et al., 2018). Siden tidlig på 1990-tallet har antall flommer- og tørkeperioder blitt fordoblet (FSIN, 2019), og er med på å redusere dyrkbart areal og landbasert industrivirksomhet. I tillegg er det anslått et befolkningstall på over 9 milliarder innen 2050 (FN, 2017), noe som vil være med på å forsterke behovet for nye ressurser. Det er forventet at uforutsigbarheten knyttet til landbaserte ressurser i kombinasjon med økende befolkningsvekst, vil medføre et økt fokus på marin produksjon (Broch et al., 2019), da arealet i havet er mye større enn på land. OECD anslår at den globale havøkonomien vil dobles innen 2030 sammenlignet med 2010, og samtidig skape 40 millioner nye arbeidsplasser (OECD, 2016).

Samtidig med at verdens befolkning står ovenfor en knapphet på ressurser, må innsatsen for å redusere klimagassutslipp intensiveres. Dette vil også forutsette en mer bærekraftig produksjon basert på fornybare ressurser, inkludert matproduksjon med utgangspunkt i ressurser på et lavere trofisk nivå (Duarte et al., 2009).

Makroalger er allerede i dag en viktig ressurs i verden, men vil i framtiden kunne bli en mye større kilde til både mennesker og dyrs kosthold, samt som råstoff i andre industrier (Garcia-Vaquero & Hayes, 2016). Makroalgers vekstrate kan potensielt overgå terrestriske planters vekstrate (Creed et al., 2019), og det kreves verken ferskvann, sprøytemidler eller gjødsel under produksjonsprosessen (Hughes et al., 2012). I tillegg er makroalger primærprodusenter og representerer dermed det laveste trofiske nivået i næringskjeden (Bonhommeau et al., 2013). Økt bruk av alger kan dermed bidra til mer bærekraftig produksjon og være med på å redusere presset på terrestriske ressurser.

Skal man øke marin produksjon i framtiden, vil det imidlertid være helt avgjørende med god kunnskap om miljøeffektene av de ulike industriene som utvikles, slik at de drives innenfor gode og bærekraftige forvaltningsrammer (Hancke et al., 2018; Campbell et al., 2019). Taredyrking i Norge er en næring i startfasen (Stévant et al., 2017) og taredyrkingsanlegg påvirkning på miljøet er lite studert (Walls et al., 2016). En studie av et slikt anleggs miljøpåvirkninger vil derfor være et viktig bidrag i arbeidet for å få på plass en kunnskapsbasert forvaltning av taredyrkingen langs norskekysten.

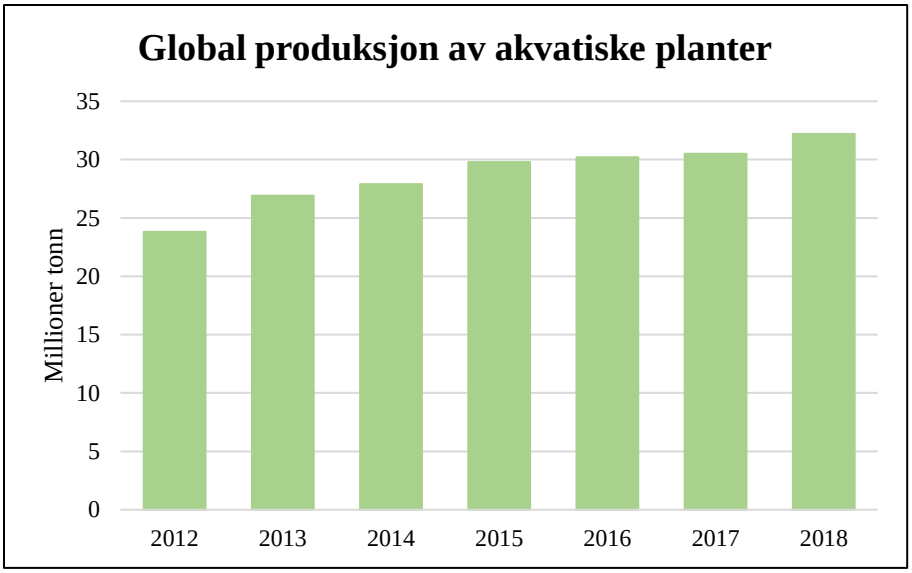
1.1 Utnyttelse av makroalger

I flere århundrer har mennesker utnyttet makroalger både til mat, som fôr til husdyr og som gjødsel (Olafsen et al., 2012). Høsting av makroalger har blitt gjort i kystsamfunn over hele verden. Munker i Skottland drev med det allerede på 600-tallet, og i Portugal var «sarago» en samlebetegnelse på høsting av makroalger på 1300-tallet. I Asia har høsting av makroalger pågått i mange århundrer (Mac Monagail et al., 2017). Også i Norge har det blitt høstet tang og tare i kystnære strøk (Olafsen et al., 2012), og på 60-tallet ble tråling av stortare (*Laminaria hyperborea*) og høsting av grisetang (*Ascophyllum nodosum*) industrialisert (Vea & Ask, 2011).

I dag utnyttes over 200 forskjellige makroalgearter industrielt og i kommersiell skala (FAO, 2018). Mesteparten av disse artene blir brukt som supplement i menneskers kosthold, i all hovedsak i Asia, men noen arter blir også utnyttet i andre industrier (Mac Monagail et al., 2017; FAO, 2018). Enkelte rødalgearter er kilde til karragenan og agar, som blant annet brukes som emulsjonsstabiliserende supplement i melkeprodukter og som fortykningsmiddel (Usov, 1998; Aliste et al., 2000; Boran & Regenstein, 2010). Fra flere arter brunalger utvinnes alginat (Ertesvåg & Ertesvåg, 2015), og brukes som blant annet fortykningsmiddel, som supplement i farmasiindustrien og i tekstilindustri (Mac Monagail et al., 2017). Mange arter, blant annet fra slektene *Fucus* og *Laminaria*, brukes også i dag som gjødsel, da disse har positiv innvirkning på avlinger (Mac Monagail et al., 2017). I tillegg blir mange makroalgearter brukt hyppig i plantevernmidler, kosmetikk og helsekost (Olafsen et al., 2012).

1.2 Dagens produksjon av makroalger globalt og i Norge

I 2015 ble det internasjonalt høstet 1,1 millioner tonn viltvoksende makroalger, hvor Chile, Kina, Japan og Norge var ledende aktører (FAO, 2018). Selv om høsting av viltvoksende makroalger fortsatt utgjør en del av den totale produksjonen, er imidlertid dyrking av makroalger den ledende industrien i verden i dag (FAO, 2018). I 2018 ble det produsert 32,2 millioner tonn makrolager. Dette er en økning på nesten 10 millioner tonn siden 2011 (figur 1).



Figur 1*: Oversikt over global produksjon av akvatiske planter fra 2011-2017 presentert i millioner tonn. Akvatiske planter innebærer rødalger, grønnalger, brunalger og spirulina. Data hentet fra: FAO (2020).*

Selv om over 90 % av dagens makrolager blir produsert i Asia (FAO, 2018), øker den globale interessen (Buschmann et al., 2017), også på den nordlige halvkule (Stévant et al., 2017). Europa er i dag på andreplass blant verdens makroalgeproduserende kontinenter (FAO, 2018), og produserte alene 5295 tonn akvatiske planter i 2018. Dette er en stor økning fra året før, da det bare ble produsert 2254 tonn (FAO, 2020).

Norges ledende posisjon innen høsting av viltvoksende makroalger skyldes i all hovedsak den store forekomsten av stortare (*Laminaria hyperborea*) langs norskekysten. I tillegg til at arten utgjør høy biomasse, inneholder den høye nivåer av alginat. Tråling etter stortare har vært en industri i Norge i over 50 år (Vea & Ask, 2011). I dag høstes det rundt 130 000-180 000 tonn stortare i året (Fiskeridirektoratet, 2015). Dyrking av makroalger har derimot ikke vært en like stor industri i Norge, og startet ikke før i 2005, og da bare på eksperimentelt nivå. Lisensen til å drive kommersielt ble ikke gitt før i 2014 (Stévant et al., 2017; Hancke et al., 2018). Siden den gang har produksjonen økt, og i 2018 ble det høstet totalt 178 tonn tare. Dette er en stor økning bare fra 2016, da det ble produsert 60 tonn (Fiskeridirektoratet, 2020). I 2018 drev 23 selskaper med taredyrking, med totalt 83 lokaliteter langs norskekysten. I 2019 har dette økt med ytterligere 14 lokaliteter (Fiskeridirektoratet, 2020).

Den vanligste arten som dyrkes i Norge i dag er sukkertare (*Saccharina latissima*- Linnaeus) (Fiskeridirektoratet, 2020) som er en brunalgeart innenfor ordenen Laminariales (Rueness & Knispel, 1998) (figur 2). Sukkertare er en av de vanligste tareartene vi har langs kysten av Norge, og dominerer sublittorale hardbunnsområder i beskyttede og middels bølgeeksponerte

områder (Bekkby & Moy, 2011). Den vokser fort, er relativt tilpasningsdyktig når det gjelder miljøforandringer, og utgjør stor biomasse (Handå et al., 2013; Kerrison et al., 2015). Den kan brukes i både produksjon av mat, biodrivstoff, kosmetikk og dyrefor (Olafsen et al., 2012; FAO, 2018).

Figur 2*:Dyrket sukkertare (Saccharina latissima). Foto: Akvaplan-Niva. Hentet fra: Akvaplan-niva (2020)*

Av den totale produksjonen av dyrket tare i Norge utgjør sukkertare hele 96 %. De resterende 4 % er basert på dyrking av butare (*Alaria Esculenta*) (Hancke et al., 2018). Det forskes også på hvordan man kan øke og utvikle dyrking av andre algearter, som søl (*Palmaria palmata* - Linnaeus), fjærehinne (*Porphyra umbilicalis* – Kützing) og havsalat (*Ulva lactuca* - Linnaeus*)* (Hancke et al., 2018). Med en av verdens lengste kystlinjer (Kartverket, 2019) er potensialet for en oppskalering av denne industrien i Norge stor (Broch et al., 2019).

1.3 En voksende industri

Det er forventet at produksjonen av makroalger vil øke kraftig i tiden framover. Mye tyder på at makroalger kommer til å bli mer vanlig i menneskers kosthold, også utenfor Asia, både i sushi og som næringssupplement (Olafsen et al., 2012) Makrolager blir også betraktet som såkalt «supermat», på grunn av det høye næringsinnholdet (FAO, 2018). Det høye nivået av både makro- og mikronæringsstoffer i mange makroalgearter, gjør at det også kan bli en erstatning til andre næringsrike matvarer dersom terrestriske ressurser blir knappe (Garcia-Vaquero & Hayes, 2016). En utfordring er imidlertid det høye nivået av jod i enkelte makroalgearter, noe som kan være helseskadelig (Zava et al., 2011). Denne utfordringen kan

løses på flere måter, f. eks. ved å forvelle makroalgene i kokende vann, noe som fjerner over 90% av jod-innholdet (Zava et al., 2011).

Det arbeides også for å kunne benytte makroalger i dyrefôr da bruken av soya i dagens dyrefôrproduksjon gjør at både fisk og kjøtt er svært lite bærekraftig (Nepstad et al., 2006). Ettersom enkelte arter av makroalger kan være en kilde til protein, er det blitt diskutert om hvorvidt makroalger kan brukes som en erstatter for dyreprotein og tradisjonelle planteproteiner (Garcia-Vaquero & Hayes, 2016). I tillegg kan laminaran (β-1,3-glukan) og M-alginat (mannuronsyre) fra en rekke brunalger fungere immunstimulerende, og i fiskeindustrien kan dette ha en positiv effekt på fiskens tarm, samt gi resistens mot en rekke infeksjoner (Olafsen et al., 2012). Det er også sett at makroalger i dyrefôr kan redusere metanutslipp fra blant annet kvegindustrien (Duarte et al., 2017). I tillegg kan det høye innholdet av karbohydrater i enkelte arter også fermenteres og brukes til å utvinne etanol, som videre kan brukes i biodrivstoff (Kraan, 2013).

1.4 Effekten av dyrking av makroalger på det marine miljø

Det har blitt anslått at innen 2050 vil Norge kunne produsere om lag 20 millioner tonn makroalger per år (Olafsen et al., 2012; Broch et al., 2019). Men en langsiktig og bærekraftig oppskalering av denne industrien krever kunnskap om både de positive og negative konsekvensene dette kan ha på det marine økosystem (Campbell et al., 2019).

Introduksjon av kunstige substrater og akvakulturrekvisitter i det marine miljø kan ha en rekke negative effekter (Primavera, 2006), både på bentiske og pelagiske samfunn (Rosamond et al., 2000; Hancke et al., 2018; Campbell et al., 2019). Makroalgeanlegg henger ofte fritt, øverst i vannmassene, og kan derfor redusere tilgangen på lys for lysavhengige organismer, som pelagiske fytoplankton og bentiske makroalger (Campbell et al., 2019). Selv om det ikke har blitt gjennomført mange slike studier direkte på taredyrkingsanlegg, er det kjent at ulike typer akvakultur kan redusere lystilgangen for organismer som er avhengig av lys for å drive fotosyntese (Skinner et al., 2014). Reduksjon av lys for lysavhengig organismer, kan etterhvert påvirke organismer høyere opp i næringskjeden, som for eksempel dyreplankton og larver som lever av primærprodusenter (Hancke et al., 2018). En nylig studie gjennomført på taredyrkingsanlegg på vestkysten av Sverige fant en lyssvekking på 40 % rett før høsting (Visch et al., 2020), men likevel ble det registrert svært liten negativ effekt på bentiske miljøet (Visch et al., 2020).

Taredyrkingsanlegg kan bidra til endringer i næringssammensetninger i kystnære strøk. Taren i et taredyrkingsanlegg tar opp store mengder næringsstoffer under vekstsesongen, og kan dermed redusere nivået av næringsstoffer i området rundt (Kerrison et al., 2015; Campbell et al., 2019). Dette kan ha både positive og negative effekter på det marine miljø. I områder der mengder av næringsstoffer er for høye, kan opptaket av næringsstoffer som et taredyrkingsanlegg står for, være med på å forbedre vannkvaliteten (Jiang et al., 2020). Dette kan blant annet være positivt i områder med høy fiskeproduksjon, hvor tilførsel av for mye næring i omgivelsene rundt anlegget kan være et problem (Lüning & Pang, 2003). Det kan også være positivt for områder som sliter med eutrofieffekter, som f.eks. Oslofjorden (Thaulow & Faafeng, 2014). Er nivået av næringsstoffer derimot lave, har man spekulert i om opptaket av næringsstoffer som taredyrkingsanlegget står for kan ha en negativ effekt, da næringstilgangen vil kunne bli redusert i området (Campbell et al., 2019).

Taredyrkingsanlegg står også for tilførsel av organisk karbon, både som partikler og oppløst materiale. Den partikulære avsetningen består som oftest av hele tareplaner som løsner fra anlegget eller fragmentering (biter av planten blir revet av) av tareplanten (Zhang et al., 2012). Disse fragmentene kan etter hvert avsettes på bunnen, og påvirke både den mikrobielle sammensetningen og bunnlevende organismer (Campbell et al., 2019). Dette kan være positivt, hvis det faller av i små mengder, og gir en tilførsel av karbon til bunnen (Rossi et al., 2010; Visch et al., 2020). Men det kan også være negativt hvis store deler av plantene faller av samtidig, og forårsaker reduksjon av oksygen på bunnen (Zhang et al., 2009). I tillegg viser det seg at tareplanter under vekstperioden avsetter store deler løst organisk materiale (dissolved organic matter, DOM) (Abdullah & Fredriksen, 2004), noe som potensielt kan påvirke lystilførselen i vannsøylen (Hancke et al., 2018).

Det har lenge vært kjent at ulike typer akvakultur har vært kilde til sykdommer (Bondad-Reantaso et al., 2005; Thanigaivel et al., 2016). Det er dermed ikke usannsynlig at dette også kan være tilfelle i taredyrkingsindustrien, da tareplanter kan tiltrekke seg en rekke mikroorganismer (Mia et al., 2012). Hvis det oppstår sykdommer i taredyrkingsanleggene kan dette potensielt spres videre til andre økosystemer (Hancke et al., 2018).

Makroalger lager store deler karbon naturlig gjennom fotosyntese (Hughes et al., 2012), og en økt makroalgeindustri kan dermed bidra positivt i klimasammenheng (Duarte et al., 2017). I Norge har SINTEF, gjennom prosjektet MACROSEA, sett på potensialet for å bygge store makroalgeanlegg i høyproduktive havområder med den hensikt å senke mengden av CO_2 i atmosfæren (Skjermo, 2018).

Makroalgeanlegg ligger i vannmassene, og kan potensielt ha den samme økologiske funksjonen som en naturlig tareskog. Naturlige tareskoger dominerer hardbunnsområder i tempererte og subpolare områder (Steneck et al., 2002; Teagle et al., 2017), og representerer noen av de mest produktive og varierte habitatene i verden (Steneck et al., 2002; Christie et al., 2003; Teagle et al., 2017). I en stortareskog langs kysten av Norge er det i gjennomsnitt ca. 100 000 mobile individer per m^2 , med et lavere tall for sukkertareskog enn for stortareskog (Christie et al., 2009). Her finner man for det det meste små evertebrater (virvelløse dyr), som flere typer arter av snegl (*Gastropoda*) og små krepsdyr (amfipoder og isopoder) (Christie et al., 2003; Christie et al., 2007). Det store antallet evertebrater gjør tareskog til et viktig habitat også for fisk, som igjen er en viktig matkilde for sjøfugl, sjøpattedyr og andre (Pauly et al., 1998; Pihl & Wennhage, 2002; Barrett et al., 2007).

Dersom et dyrkingsanlegg har lik funksjon som en naturlig tareskog, kan disse være med på å introdusere nye habitater og dermed fremme biodiversitet i kystnære strøk (Walls et al., 2016; Campbell et al., 2019), også for arter av kommersiell interesse (Teagle et al., 2017). Taredyrkingsanleggets funksjon i denne sammenheng kan være spesielt viktig i områder der tareskogen har forsvunnet som et resultat av blant annet overtagelse av lurv (ulike arter trådformede makroalger) (Moy & Christie, 2012), eller som følge av nedbeiting av kråkeboller (Filbee-Dexter & Scheibling, 2014; Rinde et al., 2014). Dette kan også være positivt for truede og sårbare arter, hvor taredyrkingsanlegg kan fungere som gjemmested for slike arter. Det har blitt gjennomført få studier på dette i direkte sammenheng med taredyrkingsanlegg, men det er gjennomført flere studier på effekten av kunstige rev og substrater, som har vist at det kan være et habitat for slike arter, både ønskede og fremmede. Det har imidlertid også vist seg at kunstige rev og substrater kan fremme et levested for fremmede arter (Willis et al., 2004; Buschbaum & Gutow, 2005).

Fremmede arter, eller NNS (Non-Native Species) er arter som har blitt introdusert utenfor deres naturlige leveområde som en konsekvens av menneskelig aktivitet. Disse artene kan være svært tilpasningsdyktige, og kan potensielt ha stor innvirkning på økosystemet. Etter at de er introdusert, er arter som truer biomangfold eller forårsaker skade på økosystemer referert til som en invaderende art (Campbell et al., 2019). Dyrking av makroalger har vist seg å være grunnen til introduksjonen av uønskede makroalgearter og ulike genotyper flere steder i verden (Tano et al., 2015). I tillegg representerer slike anlegg flere typer kunstige substrater, som tau og bøyer. I forbindelse med andre akvakultur-rekvisitter, har dette bidratt til spredningen av

uønskede arter (Campbell et al., 2019; O'Shaughnessy et al., 2020). I tillegg kan båter og andre vektorer knyttet til slik industri, bidra til å spre artene videre (Campbell et al., 2019).

Den japanske spøkelseskrepsen *Caprella mutica* er en amfipodeart som er naturlig begrenset til subboreale havområder i Nord-Asia (Willis et al., 2004; G. Ashton et al., 2007). På bare 10 år spredte denne arten imidlertid seg til europeiske farvann fra Nordsjøen, til Det keltiske hav, og helt til Den engelske kanal. *C. mutica* er en av de mest hurtige invaderende artene i europeiske farvann (Cook, Jahnke, et al., 2007). Årsaken til artens hurtige spredning kan tilskrives at den trives på kunstige substrater, blant annet båtskrog, tau, fisketeiner og fiskegarn (Cook, Jahnke, et al., 2007). Fordi *C. mutica* mangler et planktonisk stadium, er den avhengig av å spre seg ved hjelp av kunstige substrater i vannmassene (Cook, Jahnke, et al., 2007). Da taredyrkingsanlegg i hovedsak består av tau og bøyer, er det ikke usannsynlig at disse og andre kommersielle konstruksjoner vil kunne fortsette å spre *C. mutica* til nye områder (Cook, Jahnke, et al., 2007; Hancke et al., 2018; Campbell et al., 2019).

Selv om det er blitt gjort noen studier på effekten av makroalgedyrking, og da spesielt i tropiske regioner (Walls et al., 2016), er det få studier som viser til den rollen et makrolageanlegg kan ha som et kunstig habitat. En studie fra Irland undersøkte artsrikheten og antall individer i et taredyrkingsanlegg med fingertare (*Laminaria digitata)* og sammenlignet med den naturlige forekomsten av arten. Den dyrkede taren hadde høyere artsrikhet sammenlignet med den som ble funnet i naturlig tareskog (Walls et al., 2016).

I Norge har det blitt gjennomført svært få systematiske studier på artsmangfold i taredyrkingsanlegg (Hancke et al., 2018), men det har imidlertid blitt observert flere dyregrupper innad i ulike anlegg (Skjermo et al., 2014; Hasselström et al., 2018; Forbord et al., 2020). I tillegg til dette har det de siste årene blitt opprettet ulike forskningsprosjekter med mål om å kartlegge effekten av makroalgedyrking på det marine miljø. Disse prosjektene er blant annet prosjektet MACROSEA, ledet av SINTEF Ocean AS (MACROSEA, 2017) og KELPPRO ledet av NIVA (KELPPRO, 2020).

Siden de aller fleste norske dyrkingsanlegg består av sukkertare, vil en slik studie i Norge ikke bare kreve kunnskap om artssammensetningen i taredyrkingsanlegg, men også i en naturlig sukkertareskog. Det er imidlertid ikke blitt gjort studier på sukkertare (Christie et al., 2009), da de systematiske studiene på artssammensetning i tareskog i Norge er gjennomført i stortareskog (Christie et al., 2003; Norderhaug et al., 2005; Christie et al., 2007; Norderhaug et al., 2014). Det vil derfor være svært betydningsfullt med en bedre forståelse av hvorvidt dyrket sukkertare

har en egen artssammensetning eller om den denne gjenspeiler den man finner i naturlig sukkertareskog.

1.5 Mål for denne studien

Denne studien er en del av prosjektet KELPPRO, som ble startet opp i 2017 under ledelse av Norsk institutt for vannforskning (NIVA) og i samarbeid med SINTEF, NTNU, Akvaplan-Niva, Havforskningsinstituttet, Syddansk Universitet og ledende aktører innen norsk taredyrkingsindustri, spesielt Seaweed Energy Solutions (SES).

KELPPRO skal bidra til økt kunnskap og forvaltningsrettede retningslinjer for nåværende og framtidig taredyrking i Norge. Dette inkluderer modellering av potensialet for taredyrking i Norge, og kunnskapen om effektene det vil ha på bentiske og pelagiske økosystemer. Som en del av dette prosjektet har denne studien bestått i å øke kunnskapen om hvorvidt taredyrkingsanlegg kan bidra som et kunstig tareskogshabitat og om taredyrkingsanlegg kan fungere som et medium for sårbare, truede eller fremmede arter.

Dette vil jeg finne ut av ved å besvare følgende spørsmål:

1. Har et taredyrkingsanlegg i drift (dvs. mens det vokser sukkertare i anlegget) en økologisk funksjon tilsvarende den man finner i naturlig tareskog?
2. Hva slags effekt har vekstperioden på sukkertaren som dyrkes i taredyrkingsanlegget?
3. Hva slags økologisk funksjon har et tomt taredyrkingsanlegg?
4. Kan taredyrkingsanlegg ha en spesiell rolle for truede, sårbare eller fremmede arter?

Disse spørsmålene blir forsøkt besvart ved å sammenligne samfunnene man finner i taredyrkingsanlegget med naturlig tareskog, samt i vannmassene rundt. Det ble fokusert på sukkertare, da dette er den arten som er mest vanlig å dyrke i Norge. Undersøkelsene ble gjort både når sukkertare vokser i anlegget, og etter høsting.

Ettersom det foreløpig bare dyrkes tare i Norge, og ikke andre makroalgearter, blir begrepet taredyrkingsanlegg brukt i norsk sammenheng. Makroalgeanlegg blir brukt i områder hvor det ikke finnes tare, eller som et samlebegrep.

2 Materialer og metoder

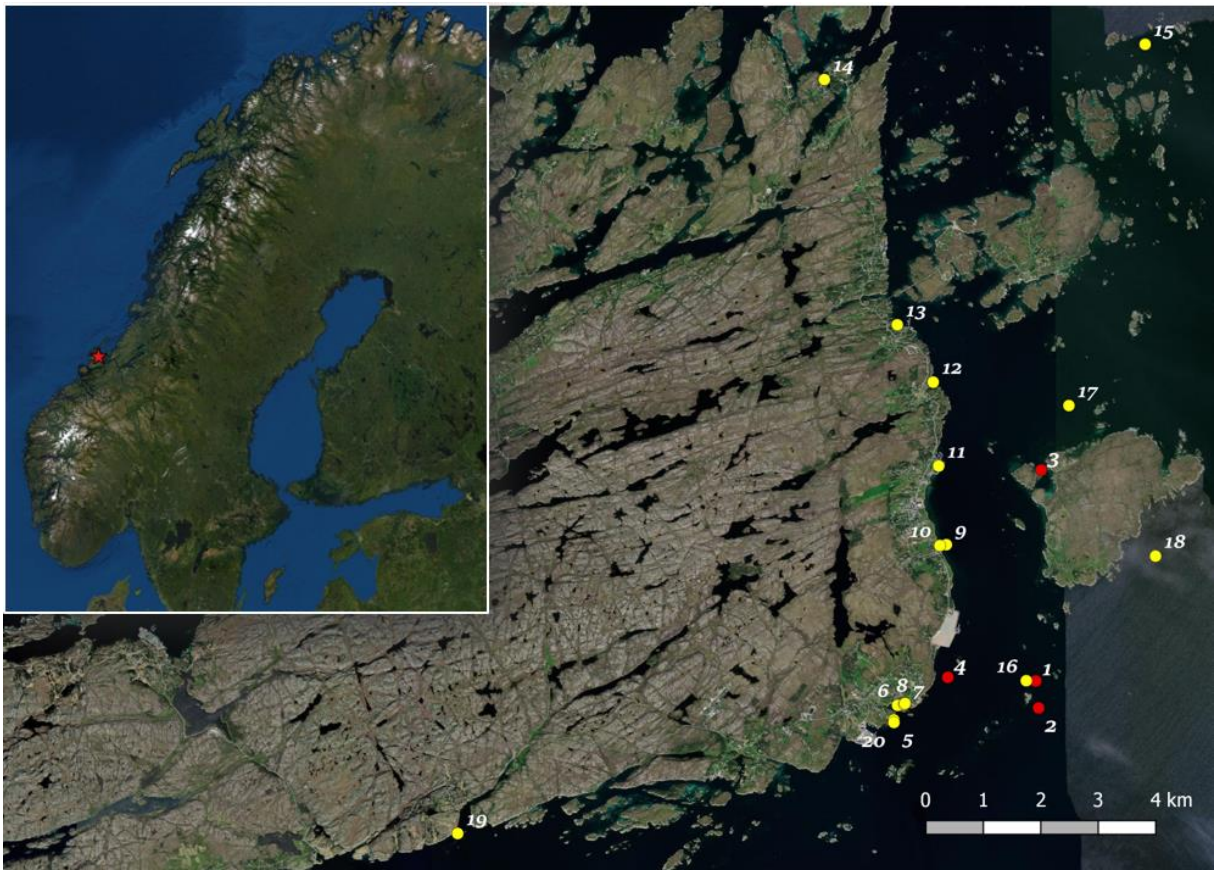
Feltdata til denne studien ble samlet inn på Frøya, en øy vest for innløpet til Trondheimsfjorden i Trøndelag. Alle prøver ble samlet inn på østsiden av øya, 63°41‘49 N 8°49‘19 Ø, i nærheten av og i Seaweed Energy Solutions (SES) sitt taredyrkingsanlegg (se figur 3). Sjøområdet rundt Frøya er dominert av flere små øyer og skjær, og representerer store areal med tareskog. Den dominerende tarearten i området er stortare, men det finnes også butare på de mest bølgeeksponerte stedene, og sukkertare på mer beskyttede områder.

Data på samfunnene i anlegget med tare ble samlet inn rett før høsting, dvs. 23.-27. april 2019. Data fra det tomme (innhøstet) anlegget ble samlet inn 9.-12. september samme år. Innsamling ble med andre ord gjort over to sesonger. Dette var for å kunne sammenligne den økologiske funksjonen i taredyrkingsanlegget med naturlige tareskoger, samt den økologiske funksjonen til et innhøstet og tomt taredyrkingsanlegg. Innsamlinger ble gjort med faunafeller, fiskegarn, innsamling av tareplanter, og skraping av tau. Det vises til kapittel 2.3 for mer detaljert beskrivelse av dette.

På bakgrunn av funnene i september 2019, ble det bestemt at vi i tillegg til det opprinnelige planlagte feltarbeidet skulle gjennomføre et nytt feltarbeid fra 5.-6. november. Årsaken til dette toktet var den store mengden av den fremmede arten *Caprella mutica* som ble funnet på de tomme tauene i taredyrkingsanlegget i september. På grunn av begrenset med tid, ble metodene som ble brukt noe annerledes sammenlignet med feltarbeidene i april og september (kapittel 2.3.4).

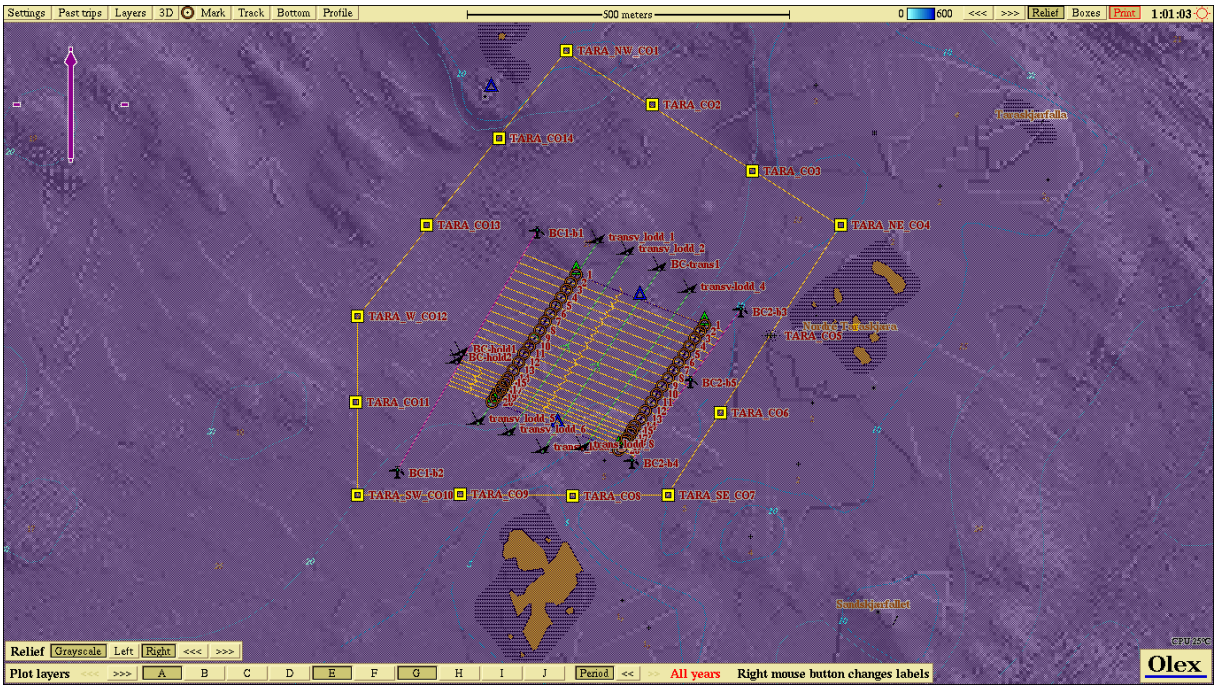
2.1 Taredyrkingsanlegget - Seaweed Energy Solutions

Seaweed Energy Solutions (SES) er et selskap som ble startet opp i 2009, med en visjon om å utvikle storskaladyrking av makroalger for produksjon både av mat, fôr, biokjemikalier og energi. Deres pilotanlegg er et av de største i Europa. Hovedkontoret til SES ligger i Trondheim, men selve taredyrkingsanlegget er stasjonert på Frøya (SES, 2020), ca. 2 km fra Sistranda, kommunesenteret på Frøya (se figur 3).



Figur 3: *Innsamlingsområde og oversikt over de ulike lokalitetene prøvene ble hentet fra (1-18). Punkter markert i rødt er lokaliteter fra feltarbeidene i april og i september, mens punktene i gult viser kartlegging av substrat for mulig forekomst av spøkelseskrepsen* Caprella mutica.. *1: SES-anlegg, 2: naturlig stortareskog, 3: naturlig sukkertareskog og 4: kontrollokalitet. 5-14: brygger, 15: fiskeanlegg, 16: SES-anlegg (Tareskjæret), 17: SES-anlegg (Moskjæret) og 18-19: fiskeanlegg.*

Selve taredyrkingsanlegget dekker et område på ca. 200x250 m (se figur 4), og inneholder både sukkertare og butare. Anlegget er et «longline-basert» system, dvs. at selve anlegget holdes oppe av lange tau festet til bøyer. Selve taren henger på ca. 2 meters dyp. Dybden under anlegget varierte fra 15-45 meter. Anlegget var delt opp i flere seksjoner basert på vekstperiode, hvor noe av taren var sådd ut i september, og hadde dermed 7 måneders vekstperiode. Andre deler av taren var sådd ut i januar, og hadde dermed 4 måneders vekstperiode. For å unngå påvekst på tareplantene blir de høstet inn på våren (Førde et al., 2016).



Figur 4: Olex-kart over taredyrkingsanlegget til Seaweed Energy Soultions (SES) på Frøya. Bildet viser den korrekte størrelsen på anlegget, samt «longline»-systemet, hvor de gule strekene representerer longlines, festet til anker. Figur: Seaweed Energy Solutions (SES).

2.2 Nærmere beskrivelse av lokaliteter

Den første dagen på feltarbeidet i april ble brukt til å lokalisere de ulike områdene hvor prøvene skulle hentes fra. Lokalitetene representerte to naturlige tareskoger; stortareskog og sukkertareskog, SES-anlegget og vannmassene (det siste som kontrollområde). For å finne egnede lokaliteter for hvor prøvene skulle hentes i de to naturlige tareskogene ble det brukt en vannkikkert fra båt. De aktuelle tareartene ble artsidentifisert, med såpass stor tetthet at de representerte skoger, og av såpass stor størrelse at det var sannsynlig at man hadde et økosystem knyttet til den arten det gjaldt. For å få et godt sammenligningsgrunnlag mellom anlegget og de andre lokalitetene ble det forsøkt å velge lokaliteter med så like miljøforhold som mulig, med tanke på både bølgeeksponering og dyp.

SES-anlegget. Området rundt SES-anlegget var relativt bølgeeksponert (se figur 5), men med noen omkringliggende skjær (figur 3, punkt 1). Alle prøvene ble hentet fra ca. 2 meters dyp, hvor faunafeller ble plassert på tauene i anlegget, både i området med 4 måneders vekstperiode og 7 måneders vekstperiode. Fiskegarn ble satt ut i et område uten dyrket tare. Tareskogene rundt anlegget var dominert av stortare. Alle prøvene ble hentet fra sukkertare-delen av anlegget, og det ble tatt prøver fra seksjonen med 4 måneders vekstperiode og 7 måneders vekstperiode.

Figur 5*: SES-anlegget sett fra siden. Bøyene holder «longlines» og andre konstruksjoner oppe. Foto: Eli Rinde.*

Naturlig stortareskog. Prøvene fra stortareskog ble hentet inn fra et område som lå like i nærheten av taredyrkingsanlegget. I likhet med SES-anlegget er dette også et bølgeeksponert område (se figur 6), med noen omkringliggende skjær, se figur 3 (punkt 2). Lokasjonen på stortareskogen varierte med et dyp på 2-10 m. De fleste prøvene ble imidlertid innhentet på ca. 2 meters dyp. Faunafellene her hang på ca. 2 meters dyp, men 30-40 meter over bunnen.

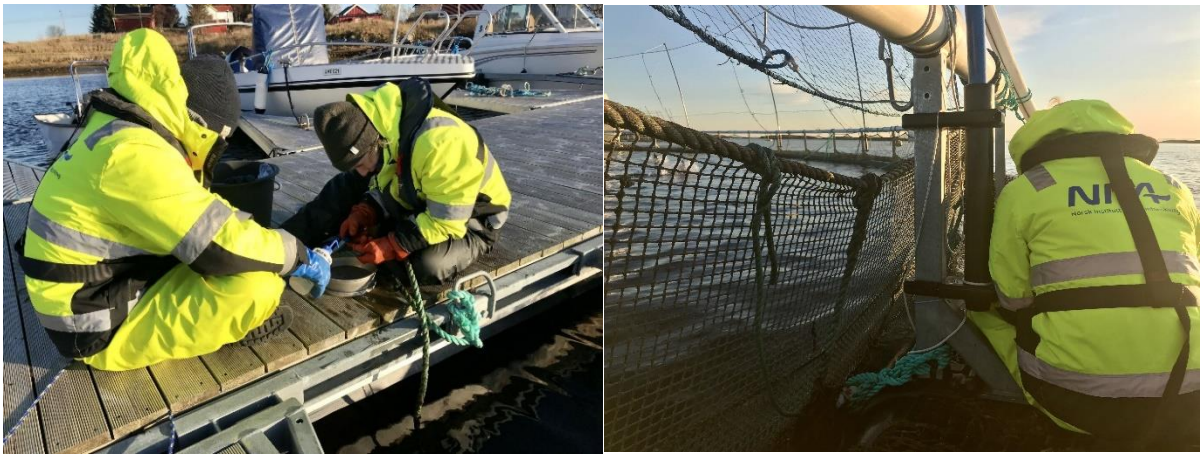
Figur 6*: Stortare-lokaliteten i september. Bøyene viser hvor faunafellene ble plassert, foto: Trine Bekkby.*

Naturlig sukkertareskog. I området rundt SES-anlegget var det lite tilgang på sukkertareskog, og derfor ble det valgt en lokalitet et lite stykke unna anlegget og de to andre lokalitetene (figur 3, punkt 3). Det ble forsøkt å finne en lokalitet lik de tre andre lokalitetene, selv om denne var noe mindre bølgeeksponert (se figur 7). Faunafellene ble satt ut på lik måte som i stortareskogen.

Figur 7*: Utsetting av fiskegarn på sukkertare-lokaliteten i september, foto: Trine Bekkby.*

Vannmassekontrollen. Vannmassene skulle representere kontrollområdet, dvs. et område som verken var i befatning med naturlig tareskog eller med et taredyrkingsanlegg. Derfor ble lokaliteten valgt ca. 500 meter fra land (figur 3, punkt 4), med ca. 20 meter ned til bunnen.

Kunstig substrat for spøkelseskreps. Feltarbeidet i november hadde som mål å kartlegge mengden av *C. mutica* på andre steder enn i taredyrkingsanlegget, som f. eks på tau og andre kunstige substrater på brygger (se figur 8, til venstre), i havner og på lakseoppdrettsanlegg i nærliggende områder (se figur 8, til høyre). Det ble derfor valgt ut 12 brygger og 3 lakseoppdrettsanlegg (Lerøy, Måsevold og Ervik) for å undersøke forkomesten av *C. mutica*, (figur 3). I tillegg ble det undersøkt tre lokaliteter på SES-anlegget, Tareskjæret (figur 3, punkt 15, evt. 1), som ble besøkt i april og september, samt tre lokaliteter på et tomt SES-anlegg, Moskjæret, som ikke har vært i drift på flere år (figur 3, punkt 16).



Figur 8: Til venstre*: En av 10 brygger som ble undersøkt for den fremmede arten* Caprella mutica. ***Til høyre****: Et av fiske- anleggene undersøkt for* C. mutica. *Foto: Trine Bekkby.*

2.3 Innsamlingsmetoder

Alle data i april og september ble samlet inn ved hjelp av tre ulike metoder: faunafeller, innsamling av tareplanter og fiskegarn. Både garn og faunafeller ble satt ut på alle lokalitetene på både våre og høsten (tabell 1). Tare ble samplet inn i taredyrkingsanlegget og i de naturlige tareskogene på våren. Prøvene i november (kartlegging av *C. mutica*), ble samlet inn fra ulike tau og andre kunstige substrater ved å skrape substratene med kniv. Det ble planlagt tre replikater av hver metode for hver lokaliltet, dvs. tre faunafeller, tre fiskegarn og tre tareplanter for hhv. både taredyrkingsanlegget, de naturlige tareskogene og vannmassekontrollen.

Tabell 1: *Oversikt over hvilke metoder som er brukt på de ulike lokalitetene i april og september. 7 og 4 måneder gjelder tare sådd ut i henholdsvis september og januar. «Ingen tare» = den delen av anlegget uten dyrket tare. V=vår, H=høst.*

Metode	**Lokalitet**					
	Anlegg - sukkertare			Naturlig stortareskog	Naturlig sukkertareskog	Vannmasser
	7 måneder	4 måneder	Ingen tare			
Garn			V+H	V+H	V+H	V+H
Innsamling av tare	V	V		V	V	
Faunafeller	V	V+H		V+H	V+H	V+H

2.3.1 Faunafeller

Evertebrater (virvelløse dyr) ble samlet inn med faunafeller (se figur 9). Faunafellene er konstruert for å fange små evertebrater som er vanlige i tareskoger, blant annet krepsdyr (*Amphipoda*, *Isopoda*), snegler (*Gastropoda*), flerbørstemark (Polycheata) og muslinger (Bivalvia) (Christie et al., 2007). Denne metoden ble utviklet av NIVA for å skaffe til veie faunadata som var representative for det man finner i en tareskog (Christie et al., 2007). Metoden er brukt i en rekke andre studier (Christie et al., 2007; Carlsson & Christie, 2019) og gir et godt grunnlag for å sammenligne de forskjellige lokalitetene (Christie et al., 2007). Faunafellene som ble benyttet i denne studien bestod av ca. 5.5 m med tau, med en tauknute i enden. Tauknuten bestod av tre tau, hvert på ca. 1 m lengde, festet sammen med en strips. Denne knuten utgjorde selve faunafellen. Nederst på tauet ble det festet et lodd. Lodd, faunafelle og tau ble til slutt festet i en bøye.

Figur 9*:* ***Til venstre****: Pelagisk faunafelle i tareskog, foto: Eli Rinde.* ***Til høyre****: Faunafeller med lodd og tau. Foto: Trine Bekkby*

På våren ble det satt ut faunafeller i seksjonene med ulik vekstperiode, altså 3 feller i sukkertare med 7 måneders vekstperiode (sådd ut i september), og 3 feller i sukkertare med 4 måneders vekstperiode (sådd ut i januar). Forskjellen mellom disse seksjonene ble bare undersøkt under feltarbeidet på våren, ettersom taren allerede var innhøstet under feltarbeidet på høsten. Det ble derfor bare satt ut tre faunafeller totalt i anlegget på høsten, for å representere det tomme anlegget (tabell 1).

Fellene ble senket ned på de forskjellige lokalitetene fra båt. Faunafellene hang ute i 2 døgn. Fellene ble hentet inn av et dykkerlag fra NIVA. De ble lagt i lynlåsposer på stedet for å fange opp dyresamfunnet i fella, uten å miste dyr på vei opp til overflaten. Etter dette ble fellene renset for dyr i ferskvann, silt i en 200 µm sil og lagt på beholdere med ca. 70 % etanol.

2.3.2 Innsamling av tareplanter

Tareplanter ble samlet inn ved hjelp av dykking. En bomullspose ble tredd over hele planten for å sørge for at alle artene ble med. Tareplantene ble deretter skylt med ferskvann som ble silt i en 200 µm-sil (Christie et al., 2003; Christie et al., 2009) (se figur 10). Det som var igjen i silen ble deretter satt på flasker med ca. 70 % etanol. Alle tareplantene ble i tillegg målt og veid. Bredden ble målt på den bredeste delen av bladet og lengden ble målt fra tuppen av bladet ned til starten av stilken. Til slutt ble selv stilken målt (se figur 11).

***Figur 10**: Skylling av en sukkertareplante med ferskvann, ned i en bøtte, som senere ble silt. Foto: Trine Bekkby.*

***Figur 11**: Demonstrasjon av hvordan en sukkertareplante ble målt med hensyn på lengde (grønn), bredde (gul) og stilklengde (rød).*

2.3.3 Fiskegarn

Fiskegarn ble satt ut på alle stasjonene for å se på artssammensetningen av fisk på de ulike lokalitetene (se figur 12). Det ble brukt garn som var ca. 30 x 1.5 m. Hvert garn var delt inn i 2.5 meters firkanter med maskestørrelser på 55.0, 43.0, 35.0, 29.0, 24.0, 19.5, 15.5, 12.5, 10.0, 8.0, 6.25 og 5.0 mm. Slike garn er ofte referert til som Nordiske fiskegarn (Appelberg et al., 1995). Garnene ble satt ut på kvelden og hentet morgenen etter. Dyrene som var blitt fanget i garnet ble tatt med tilbake til land, der de ble artsidentifisert, veid og målt. Fisk ble målt med total lengde, dvs. fra tippen av snuten til enden av halefinnen (Miller & Lea, 1972). Videre ble magesekken tatt ut og vurdert på en skala fra henholdsvis tom, middels til full. All fauna ble til slutt veid med en vekt av merket UWE HGS-6000.

***Figur 12**: A: Utsettelse av fiskegarn. B: Viser hvordan fiskegarnet blir liggende i vannet ved hjelp av bøye. C: Klargjøring av fiskenett. Foto: Trine Bekkby.*

2.3.4 Innsamling av *Caprella mutica i november*

For å se om *C. mutica* befant seg på andre typer substrater under feltarbeidet i november, ble tau og andre overflater (plastrør, planker, plastplater) på de ulike lokalitetene skrapet med kniv (se figur 13, til venstre). Alt materiale som ble skrapet av ble deretter silt i en 250 µm sil, og overført og oppbevart i lynlåsposer med ca. 70% etanol. Alle prøvene ble tatt med tilbake på laben, hvor *Caprella*-artene ble artsidentifisert og veid (se figur 13, til høyre).

***Figur 13**: **Til venstre**: Skraping av tau fra en av bryggene for lokalisering av spøkelseskrepsen Caprella mutica i november 2019, foto: Trine Bekkby. **Til høyre**: C. mutica fotografert på laben.*

2.4 Laboratoriearbeid

Prøvene ble gjort klar for identifisering ved å fjerne etanolen, og de ble deretter lagt i en petriskål med ferskvann. Evertebratene ble dermed artsidentifisert til lavest mulige taksonomiske nivå under en Leica TL5000- «Ergo Transmitted Light Base-lupe». Etter artsidentifiseringen ble prøvene lagt på nye beholdere med 70 % etanol slik at de i ettertid kunne veies. I tillegg ble de mest representative artene fotografert med en lupe (Nikon SmZ1270) koblet til et kamera (Infinity1 Lumenera).

Veiing ble gjennomført med hensyn på «drip-dry»-vekt, dvs. at artene ble lagt på glassmikrofiber-filtre med diameter på 47 mm i ca. ett minutt for å tørke. De ble deretter veid på en kalibrert Sartorius Research R200D-vekt med 5 desimalers nøyaktighet i gram. Prøvene ble veid, ett replikat om gangen.

2.4.1 Artsbestemmelse og litteratur

Evertebratene fanget i faunafeller og skylt av innsamlede tareplanter ble identifisert til lavest mulige taksonomiske nivå under veiledning av seniorforsker Hartvig Christie (NIVA) og forskerassistent Marijana Stenrud Brkljacic (NIVA). Artsidentifiseringen ble gjort basert på

morfologiske trekk. Noen av eksemplarene i prøvene var mangelfulle, og ble dermed ofte plassert innenfor orden og deretter klassifisert som *ikke identifisert*. Individer innenfor *Gastropoda* ble ofte plassert til familie på grunn av vanskelighetsgraden med identifisering ned til art. Alle arter ble sjekket med hensyn til risikovurdering på artsdatabanken sine nettsider.

Litteratur

I løpet av identifiseringsprosessen ble det brukt en rekke støttelitteratur. Identifisering av de fleste evertebratene ble identifisert ved hjelp av identifiseringsnøkkelen laget av Ryland og Hayward (1995) sammen med Lincoln (1979), Enckell (1980), (Graham, 1988) og (Christiansen, 1972). Mye av litteraturen brukt til artsbestemmelse var ikke oppdatert med riktige artsnavn, og derfor ble alle navn dobbeltsjekket i databasen «Worlds Register of Marine Species» (Worms).

2.5 Statistiske analyser og visualisering av data

All analyse og visualisering av data ble gjennomført i RStudio (Versjon 1.1.463 - © 2009-2018 Rstudio, Inc). Datamaterialet ble presentert visuelt i form av boxplot, søylediagram og punktdiagram, alle gjennomført i ggplot2 innenfor R-pakken *Tidyverse* (Wickham, 2011).

Ordinasjonsanalyser, ANOVA og beregning av diverse indekser ble gjennomført i R-pakken *vegan*, et verktøy som er mye brukt for å presentere og beskrive samfunnsøkologiske analyser (Dixon, 2003). For å møte antagelsene for å bruke ANOVA-analyser, ble det sjekket for normalfordelte residualer (Lantz, 2013) (vedlegg VIII). Kart ble laget i det geografiske informasjonssystemet Qgis (Las Palmas) (versjon 2.18.28-©2016-2018).

2.5.1 Beregning og analyse av Shannon-Weaver indeks og artsrikhet

Artsdiversiteten på de ulike lokalitetene ble sammenlignet ved beregning av en Shannon-Weaver-indeks, se formel 1. Artsrikheten ble beregnet som antall taksa per lokalitet. Shannon-Weaver-indeksen antar at individene i prøvene er tilfeldig innsamlet fra den totale populasjonen, og at alle artene er representert i prøvene. Formålet til denne indeksen er å skaffe et kvantitativt estimat av biologisk variasjon som kan brukes til å sammenligne biologiske enheter i tid og rom (Magnussen & Boyle, 1995). Indeksen tar utgangspunkt i et tilfeldig utvalg av individer fra en populasjon (Shannon, 1948).

Formel 1*: Shannon-Weaver hvor p_i er andelen individer av hver art (Dickman, 1968).*

$$\boldsymbol{H'} = -\sum p_i \ln p_i$$

Det ble utført en ANOVA-analyse på indeksene for å se om det var noen signifikante forskjeller i variasjonen mellom forskjellige faktorer.

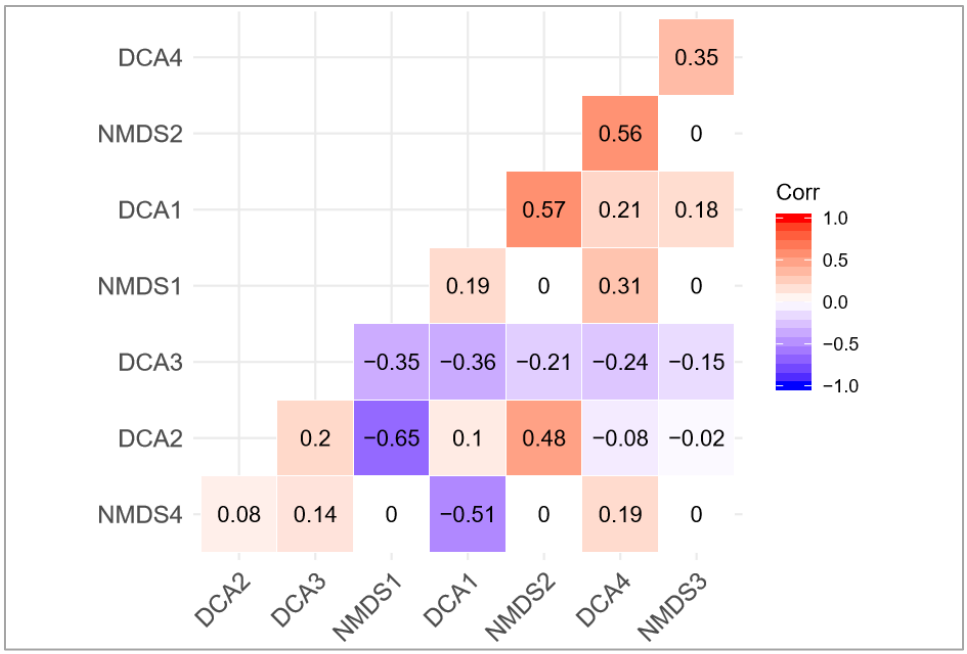
2.5.2 Ordinasjonsanalyser av samfunn

For å bedre kunne visualisere forskjellene mellom lokalitetene ble det utført en ordinasjonsanalyse, som presenterer forskjeller mellom enheter i en egentlig romlig kontekst på et to-dimensjonalt plan (Clarke, 1993). For å kunne gjøre dette ble det laget en samfunnsmatrise, hvor lokalitetene var presentert vertikalt og artsnavnene horisontalt. Altså representerte matrisen registrert antall individer for hver lokalitet for hver art (se vedlegg IV).

For å avgjøre hvilken ordinasjonsmetode som skulle brukes på matrisen, ble det testet ut to ulike ordinasjonsmetoder, DCA (Detrended Correspondance Analysis) og NMDS (Non-Metric Multidimentional Scaling). DCA bygger på en CA (Correspondance Analysis) som er en statistisk ordinasjonsmetode. En av svakhetene til denne metoden er at den kan danne en såkalt bueeffekt, spesielt ved datasett med lange underliggende gradienter i samfunnsendring (uttrykt i vidt spenn langs ordinasjonsaksene). Detrending-delen av DCA reduserer denne effekten, ved å flate ut ekstremene i gradienten (Correa-Metrio et al., 2014). I motsetning til DCA er NMDS en geometrisk ordinasjonsmetode som baserer seg på en avstandsmatrise eller ulikhetsmatrise, og regner rangert-basert avstand og ikke enhetsbasert som i DCA (Clarke, 1993).

For å undersøke om disse to ordinasjonsmetodene forteller samme historie om datasettet, ble det utført en Procrustes-rotasjon. Dette er en funksjon i *vegan*-pakken, som bruker en uniform skalering og rotering for å minimere forskjellene mellom de to ordinasjonene (Oksanen et al., 2013). Deretter ble det gjennomført en korrelasjonstest mellom ordinasjonene. Dette ble gjort ved hjelp av protest-funksjonen i *Vegan*-pakken. Denne testen viste at ordinasjonsmetodene var tett sammenfallende (med signifikans på 0.001), med en korrelasjon på 0.67.

For å støtte opp under denne testen, ble det også sett på korrelasjoner akse for akse. Dette ble gjort med Pearson-korrelasjonstester (Blyth, 1994) mellom akse-scorene fra de to ordinasjonsmetodene. Basert på dette ble det laget en korrelasjonsmatrise (se figur 14). Procrustes-analysen, og en relativ sterk korrelasjon mellom DCA- og NMDS-aksene tilsier at både NMDS og DCA kan brukes. DCA var den ordinasjonsmetoden som ble valgt videre. DCA-analysen baserer seg på artsmatrisen (vedlegg IV), og kombinerer både antall arter, hvilke arter som finnes i være hvert replikat per lokalitet, og antall individer av hver art. Dette ligger dermed til grunn for DCA-analysen. Det ble utført en ANOVA-analyse på aksene i DCA-ordinasjonen for å kartlegge hvilke faktorer som bidro til mest variasjon langs de to aksene.



***Figur 14**: Korrelasjonsmatrise som viser korrelasjonen mellom aksene fra DCA og NMDS.*

2.5.3 Biomasse

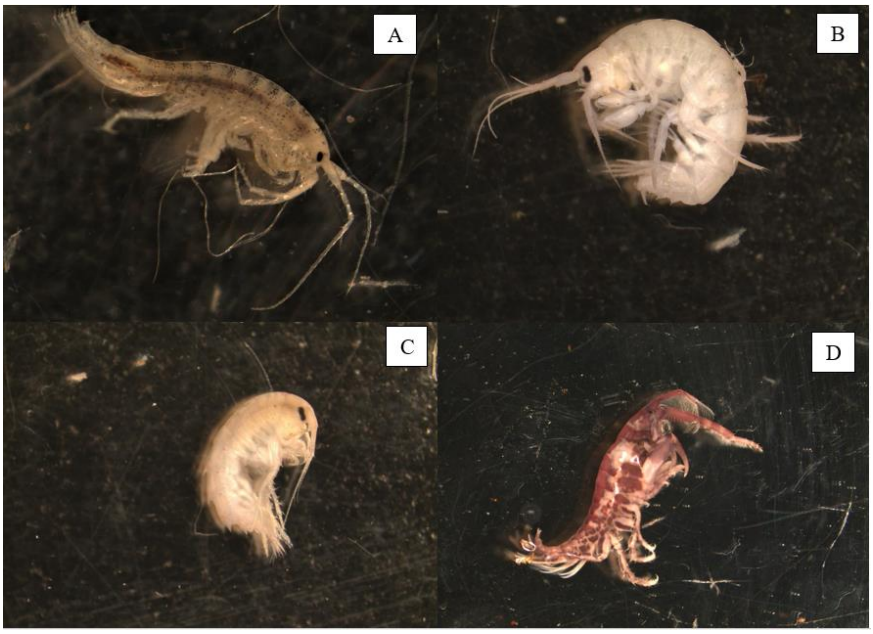
Vektdata ble presentert i boxplot. Her blir også vekstperiode innad i anlegget (7 måneder og 4 måneder) presentert hver for seg. De mest dominerende familiene ble valgt ut og plottet i boxplot, for å se hvordan biomassen innad i familiene varierer fra lokalitet til lokalitet. For å kartlegge hva som forklarte mest av variasjonen i biomasse både på høsten og på våren, ble det gjennomført en ANOVA-analyse.

2.5.4 *Caprella mutica*-data

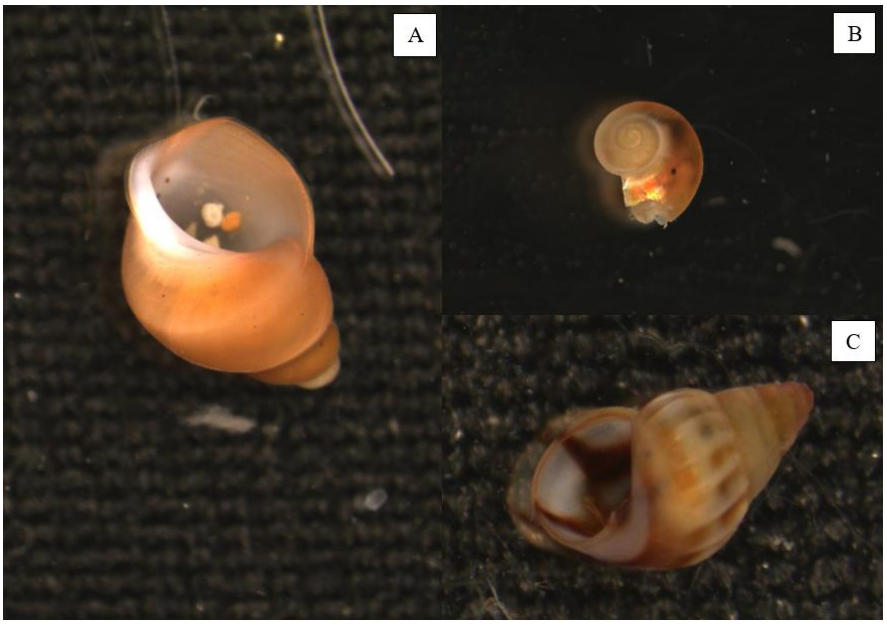
Datasettet fra november-toktet ble behandlet på en litt annen måte enn april og september. Prøvene ble kun indentifisert for antall *C. mutica*, juvenile *Caprella*-individer og *Caprella spp*. Andre dyr ble kategorisert som annet.

3 Resultater

I løpet av feltarbeidet på Frøya ble det totalt funnet 3959 individer i faunafeller og på tareplanter fordelt på de ulike lokalitetene. Det ble funnet 348 individer på våren og 3611 på høsten. Av det totale antall individer, ble det identifisert totalt 55 ulike taksa, hvorav 41 på våren og 36 på høsten (artsliste, vedlegg I). I fiskegarnene ble det funnet totalt 175 individer. Det ble funnet 56 individer på våren, og 119 på høsten. Av det totale antallet individer ble det identifisert 16 arter, 12 på våren og 12 på høsten. På våren var de mest dominerende (ut fra antall) gruppene i faunafellene og på tareplantene (vedlegg II) i taredyrkingsanlegget, amfipoder (*Amphipoda*), tifotkreps (*Decapoda*) og snegl (Gastropoda). I tareskogen var amfipoder, snegl og flerbørstemark (Polychaeta) de mest dominerende. I vannmassekontrollen ble det funnet flest individer av tifotkreps, isopoder (isopoda) og slangestjerner (Ophiuroidea), men i et svært lite antall (artsliste, vedlegg I). På høsten (vedlegg II) var amfipoder, tifotkreps og snegl dominerende i taredyrkingsanlegget, mens amfipoder, snegl og muslinger (Bivalvia) var dominerende i tareskogen. I vannmassekontrollen ble det funnet flest amfipoder og tifotkreps. Gjennomgående på de fleste av lokalitetene, var det amfipoder og snegl som var de mest dominerende. De vanligste familiene innenfor amfipoder var Aoridae, Gammaridae, Dexaminidae og Ischyroceridae (figur 15). Av snegl var de dominerende familiene Littorinidae, Margaritidae, Rissoidae (figur 16).



Figur 15: *De vanligste familiene innenfor orden* Amfipoda*. Bildene er tatt under identifisering på laboratoriet, og viser de familiene som var mest representert. Bilde A: Aoridae, bilde B: Gammaridae, bilde C: Dexaminidae, bilde D: Ischyroceridae. Foto: Ragnhild Grimm Torstensen og Lars Andreas Grünfeld*

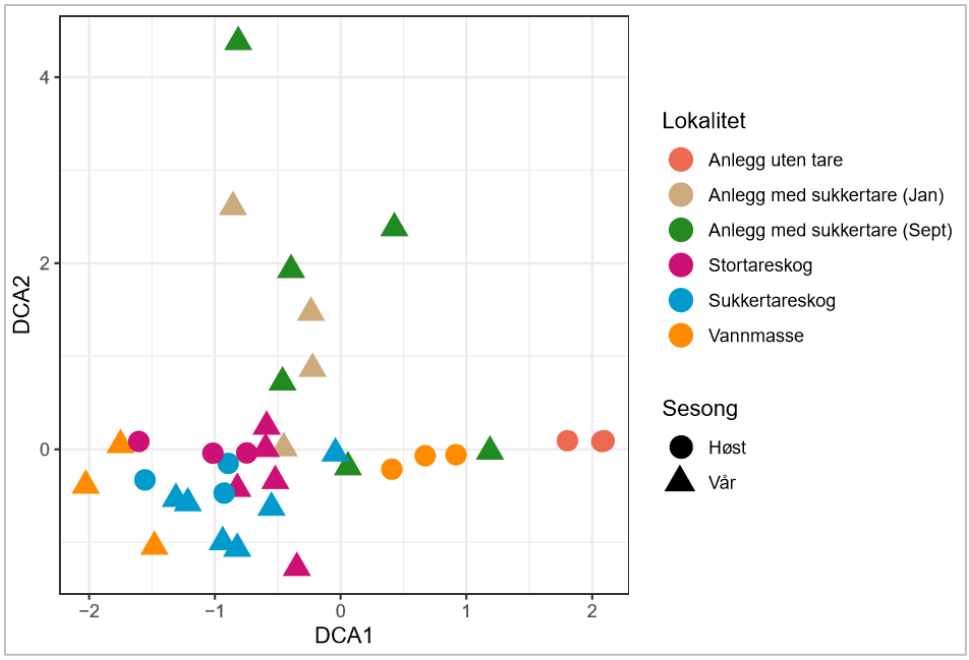


***Figur 16**: De vanligste familiene innenfor* Gastropoda*. Bilde A: Littorinidae, bilde B: Margaritidae, bilde C: Rissoidae. Foto: Ragnhild Grimm Torstensen og Lars Andreas Grünfeld*

På feltarbeidet i november ble det identifisert totalt 230 individer av *C. mutica*, hvorav 42 på bryggene, 52 på lakseoppdrettsanleggene og 136 på taredyrkingsanleggene. Det ble identifisert 81 *Caprella spp*., hvorav 20 på bryggene, 44 på lakseoppdrettsanleggene og 17 på taredyrkingsanleggene. Av juvenile *Caprella*-individer, ble det identifisert totalt 519, hvorav 21 på bryggene, 232 på lakseoppdrettsanleggene og 284 på taredyrkingsanleggene. Det ble ikke observert verken *C. mutica*, *Caprella spp*. eller juvenile *Caprella*-individer i strandsonen (vedlegg VI).

3.1 Analyse av samfunn, artsrikhet og antall individer av evertebrater

Ordinasjonsanalysen viser at samfunnet i taredyrkingsanlegget skiller seg fra samfunnene i de naturlige tareskogene (figur 17). Det ser også ut til at vekstperioden innad i anlegget (anlegg med sukkertare i januar og anlegg med sukkertare i september) varierer. Taredyrkingsanlegget på våren skiller seg ikke like mye ut som taredyrkingsanlegget på høsten, men har imidlertid noen likheter med naturlig tareskog. Det ser ut til at flest replikater fra taredyrkingsanlegget overlapper med den naturlige stortareskogen. Samfunnet i det tomme taredyrkingsanlegget på høsten skiller seg helt ut fra de naturlige tareskogene, og har flere likheter med vannmassekontrollen. ANOVA-analysen viser at både lokalitet og vekstperiode spiller inn på variasjonen i ordinasjonsakse 1 (DCA1) (tabell 2).

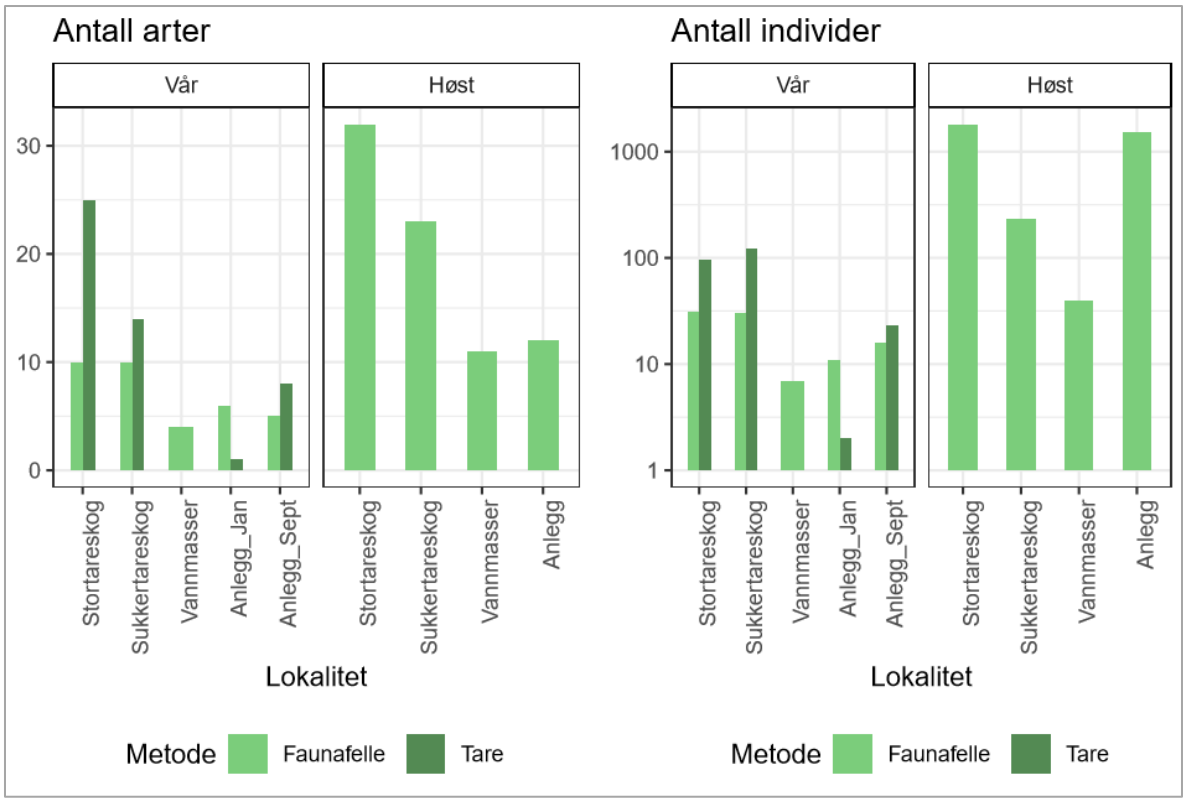


Figur 17: *Plottet DCA-analyse mellom alle lokalitetene (fargekode), både på våren og høsten (fasong). Da det ikke ble skilt mellom vekstsesong på høsten, er anlegg uten tare bare representert i sirkelfasong. Det samme gjelder for anlegg med sukkertare, som bare er presentert med trekantfasong.*

Tabell 2*: ANOVA-analyse av DCA1 med hensyn på habitat, utsåing (vekstperiode) og metode.*

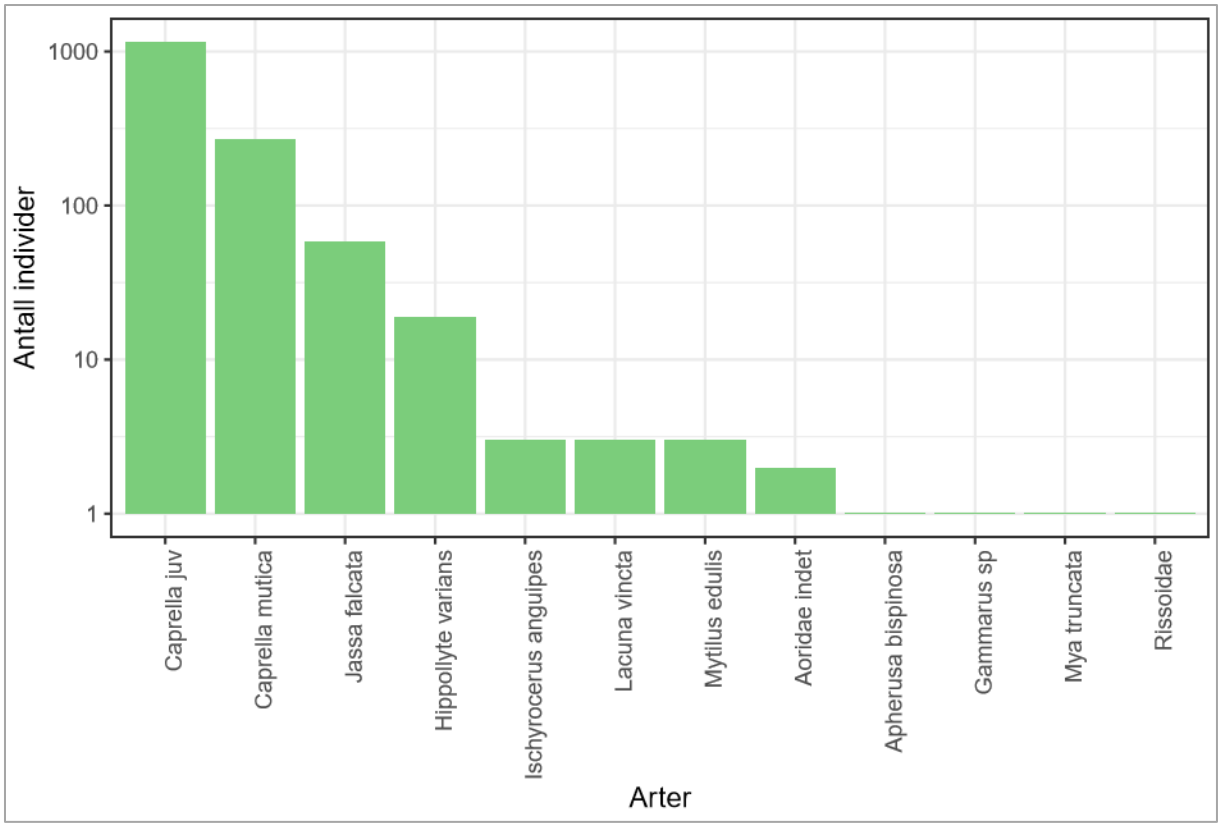
	Df	**F-verdi**	**Pr(>F)**
Lokalitet	2	16,3	<0,001
Vekstperiode	2	6,1	0,006
Metode	1	1,7	0,2
Sesong	1	2,7	0,1
Residualer	29		

ANOVA-analysen av ordinasjonsakse 1 (DCA 1) viser at det er signifikante forskjeller mellom lokalitetene. Det ble observert både flere arter og individer i naturlig sukkertareskog og stortareskog sammenlignet med taredyrkingsanlegget og vannmassekontrollen i april (figur 18). Selv om taredyrkingsanlegget verken hadde like mange observerte arter og individer som naturlig sukkertareskog og naturlig stortareskog, hadde det imidlertid flere observerte antall arter og individer enn i vannmassekontrollen. I september ble det observert et mye høyere antall arter i de naturlige tareskoglokalitetene sammenlignet med taredyrkingsanlegget og vannmassekontrollen (figur 18). Taredyrkingsanlegget huset flere arter enn vannmassekontrollen. Observerte antall individer var derimot høyere i taredyrkingsanlegget sammenlignet med naturlig sukkertareskog. I stortareskogen ble det likevel observert det høyeste antall individer.



***Figur 18**: Antall arter og antall individer på de ulike lokalitetene, på våren og på høsten. Fargekodene representerer hvilken metode som ble brukt, faunafeller eller innsamlet tareplante (tare). I september ble det ikke samlet inn tareplanter, og dermed ble det kun brukt faunafelle. Antall individer eller arter er representert på y-aksen, mens de ulike lokalitetene er representert på x-aksen. Y-aksen i grafen over antall individer er log-transformert grunnet den store forskjellen i individer mellom høst og vår.*

Mye av grunnen til det høye antallet individer i taredyrkingsanlegget i september var den massive forekomsten av spøkelseskrepsen *Caprella mutica* (figur 20). Denne arten utgjorde store deler av de observerte individene i anlegget i september (figur 19 eller evt. vedlegg III). Det ble funnet totalt 13 faunagrupper i anlegget på høsten, hvor *C. mutica* var svært dominerende. Det ble også registrert et høyt antall av amfipodearten *Jassa falcata* og rekearten *Hyppolyte varians* (figur 19, evt. vedlegg III).



Figur 19*: Antall individer av de ulike artene funnet i taredyrkingsanlegget i september. På grunn av det høye antallet av spøkelseskrepsen* Caprella mutica *er antall individer på y-aksen log-transformert.*

Figur 20*: Til venstre:* Caprella mutica-*hann. Til høyre:* Caprella mutica-*hunn.*

3.2 Antall fisk

Det ble ikke fanget fisk i garnene som ble satt ut i anlegget i april, og i september ble det kun fanget én sild (*Clupea harengus*) (se artsliste i vedlegg I). I tareskogene ble det derimot fanget flere arter og individer av fisk. På våren var de mest dominerende artene bergnebb (*Ctenolabrus rupestris*), lyr (*Pollachius pollachius*), vanlig ulke (*Myoxocephalus scorpius*), torsk (*Gadus morhua*) og tangstikling (*Spinachia spinachia*). På høsten var det sei (*Pollachius virens*), bergnebb (*Ctenolabrus rupestris*), vanlig ulke (*Myoxocephalus scorpius*), lyr (*Pollachius pollachius*), og gressgylt (*Centrolabrus exoletus*) som var de dominerende. Det ble ikke fanget noen fisk i vannmassekontrollen, verken i april eller i september. På bakgrunn av lite data i taredyrkingsanlegget ble det ikke gjennomført visualisering eller statistiske analyser av fisk, da sammenligningsgrunnlaget var såpass dårlig. Det ble derfor ikke gjort analyser på biomasse og størrelse.

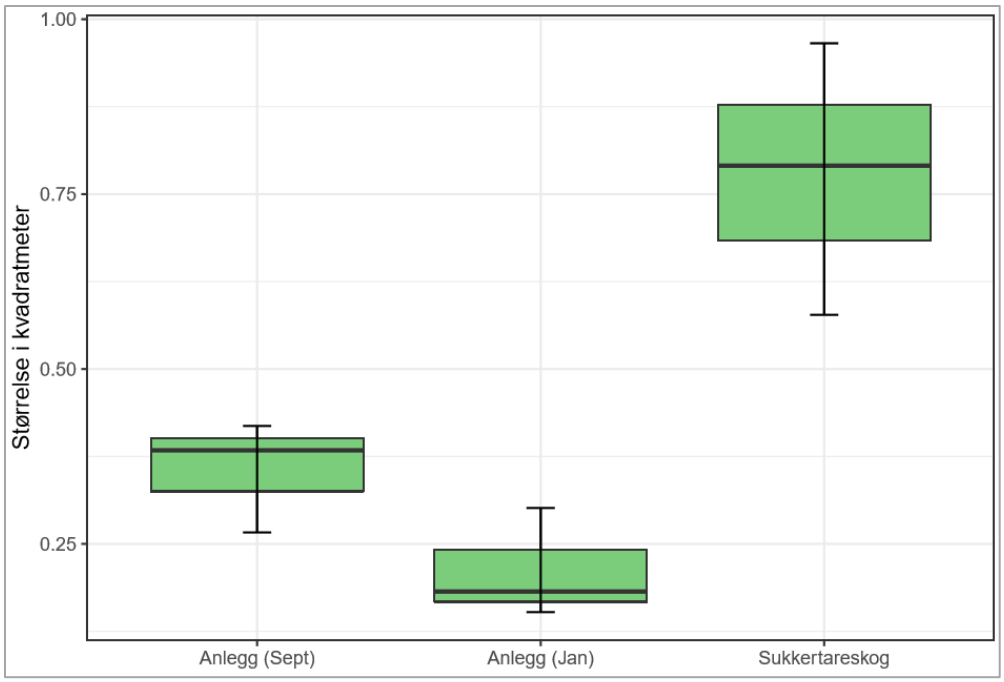
3.3 Størrelse på tareplanter med ulike vekstperioder

ANOVA-analysen av tarestørrelse viser at variasjonen i størrelse i stor grad forklares av vekstperiode.

Tabell 3: ANOVA-analyse av variasjonen på tarestørrelse (m^2)

	Df	F-verdi	Pr(>F)
Vekstperiode	2	17,2	0,003
Residualer	6		

Sukkertaren med 7 måneders vekstperiode (sådd ut i september) hadde et høyere registrert antall individer og arter sammenlignet med sukkertare med 4 måneders vekstperiode (sådd ut i januar) (figur 17). Størrelsen på sukkertaren var forskjellig mellom de ulike vekstperiodene (tabell 3), hvor sukkertaren med lengst vekstperiode hadde størst areal (figur 21). Sukkertaren i naturlig tareskog var igjen større enn sukkertaren i anlegget. Det ble observert lite påvekst på sukkertaren i anlegget uavhengig av om den hadde 4 måneders vekstperiode eller 7 måneders vekstperiode.



***Figur 21**: Størrelsen (m^2) på tareplanter med 7 måneders vekstperiode (anlegg, sept.) og tareplanter med 4 måneders vekstperiode (anlegg, jan.). Tareplanter hentet fra naturlig sukkertareskog hadde ukjent vekstperiode.*

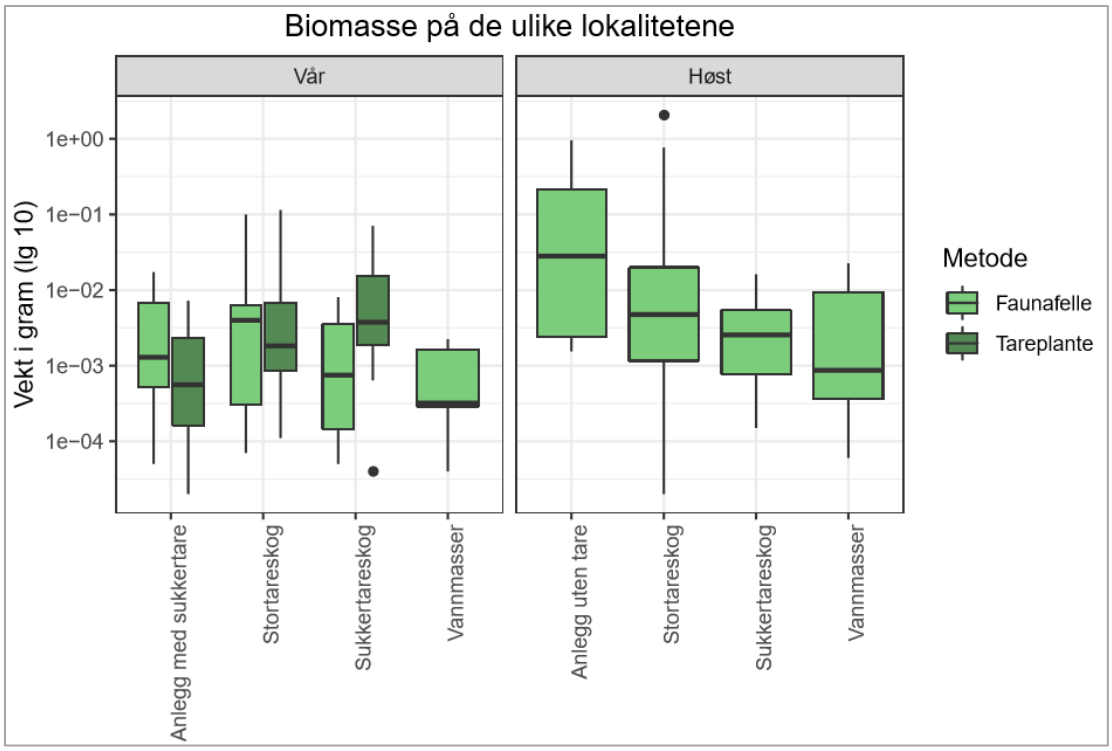
3.4 Biomasse av evertebrater

ANOVA-analysen av den totale biomassen fra dyrene funnet i faunafellene og på tareplantene, viser en signifikant forskjell i biomasse mellom ulike familier (tabell 4). Det er også en signifikant forskjell mellom lokalitetene og metoden som ble brukt (faunafeller og innsamling av tareplanter).

	Df	F-verdi	Pr(>F)
Familie	42	3,6	<0,001
Lokalitet	2	7,5	<0,001
Metode	1	4,3	0,04
Sesong	1	7,3	0,007
Residualer	213		

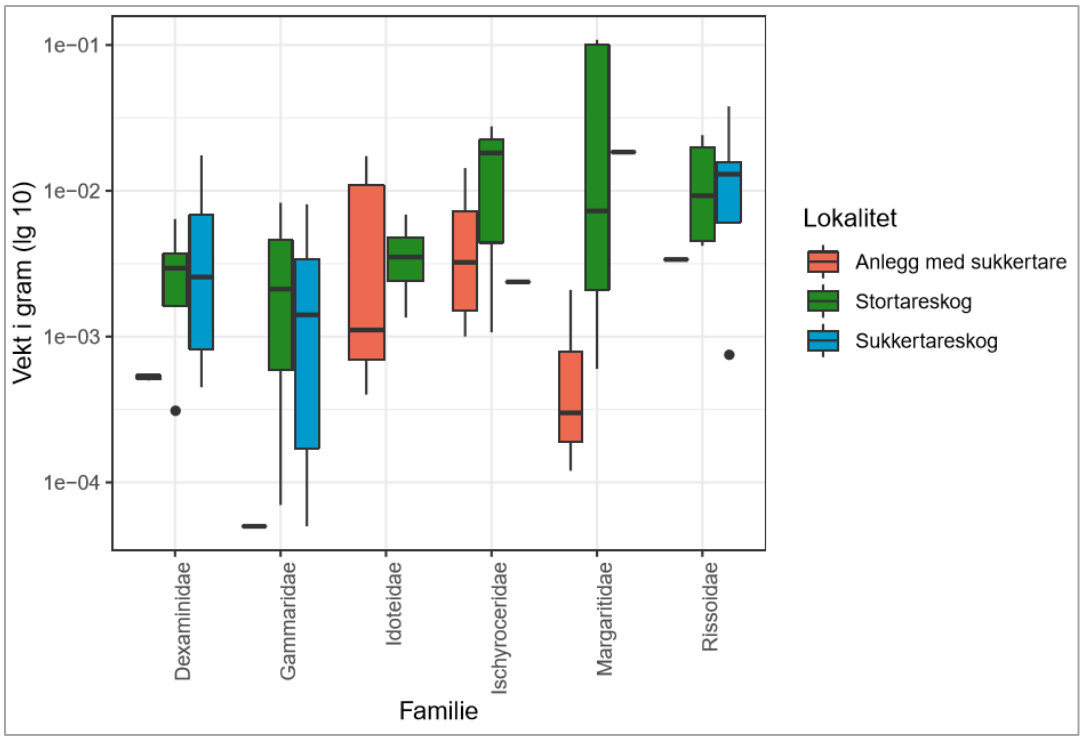
Tabell 4: ANOVA-analyse av total biomasse mot familie, lokalitet, metode og sesong.

I faunafellene og på tareplantene på våren hadde anlegget lavere biomasse sammenlignet med både sukkertareskog og stortareskog (figur 22). Det var imidlertid høyere biomasse i anlegget sammenlignet med vannmassekontrollen. På høsten hadde taredyrkingsanlegget noe høyere biomasse sammenlignet med de naturlige tareskogene og vannmassekontrollen. Det var imidlertid lite forskjell i biomasse mellom de andre lokalitetene.



Figur 22: *Total biomasse av alle taksa funnet i faunafeller og på tareplanter ved de ulike lokalitetene. Plottet til venstre viser resultatene fra april (vår) og plottet til høyre viser resultatene fra september (høst). Vekten på y-aksen er log-transformert og presentert i drip-dry vekt, dvs. hvert individ tørkes på filterpair i ca. 1 minutt før veiing.*

De familiene som dominerte på våren var Aoridae, Dexaminidae, Gammaridae, Ideothea, Ischyroceridae, Margaritidae og Rissiodae (artsliste, vedlegg I). Biomassen på de naturlige lokalitetene (sukkertareskog og stortareskog) er noe høyere sammenlignet med anlegget (figur 22). Det er imidlertid ikke stor forskjell mellom familiene Gammaridae, Dexaminidae, Rissiodae (figur 23). Det er likevel er større forskjell mellom familiene Margaritidae og Ischyroceridae.



Figur 23: *Forskjellen i biomasse mellom de 6 familiene/gruppene som var representert på alle lokalitetene på våren. Familiene/gruppene er representert på x-aksen, og vekten i gram (lg 10) på y-aksen. Fargekodene representerer de ulike lokalitetene. Fordi kontrollen hadde såpass få familier representert, ble den lokaliteten fjernet fra plottet.*

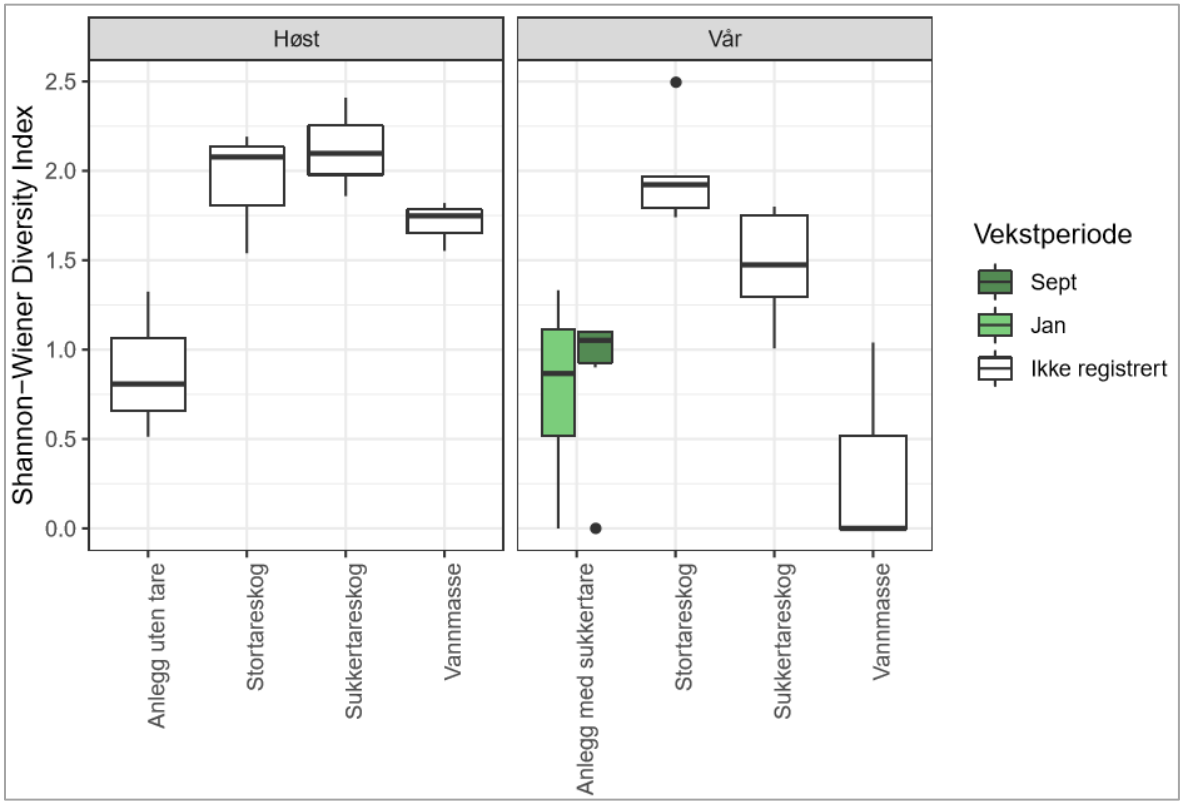
3.5 Artsdiversitet (Shannon-Weaver diversitet indeks)

ANOVA-analysen av Shannon-Weaver indeksen viser at det er en signifikant forskjell i biodiversitet mellom de ulike lokalitetene, men også mellom sesongene (april og november) (tabell 5). Det var derimot ingen signifikant forskjell i biodiversitet mellom de ulike vekstperiodene (sukkertare sådd ut i september og sukkertare sådd ut i januar).

Tabell 5*: Resultater fra ANOVA-analyse av variasjonen i diversitet (Shannon-Weaver indeks) på alle lokalitetene (naturlig sukkertareskog, stortareskog, taredyrkingsanlegg og vannmassekontroll) på våren og høsten.*

	Df	**F-verdi**	**Pr(>F)**
Lokalitet	3	8,8	<0,001
Vekstperiode	1	0,03	0,9
Metode	1	0,9	0,4
Sesong	1	10,3	0,003
Residualer	28		

På våren hadde taredyrkingsanlegget lavere biodiversitet sammenlignet med de naturlige tareskogene, men hadde likevel høyere biodiversitet sammenlignet med vannmassekontrollen (figur 24). På høsten hadde også taredyrkingsanlegget lavere biodiversitet sammenlignet med naturlig stortareskog og naturlig sukkertareskog. I tillegg hadde vannmassekontrollen høyere biodiversitet enn taredyrkingsanlegget.

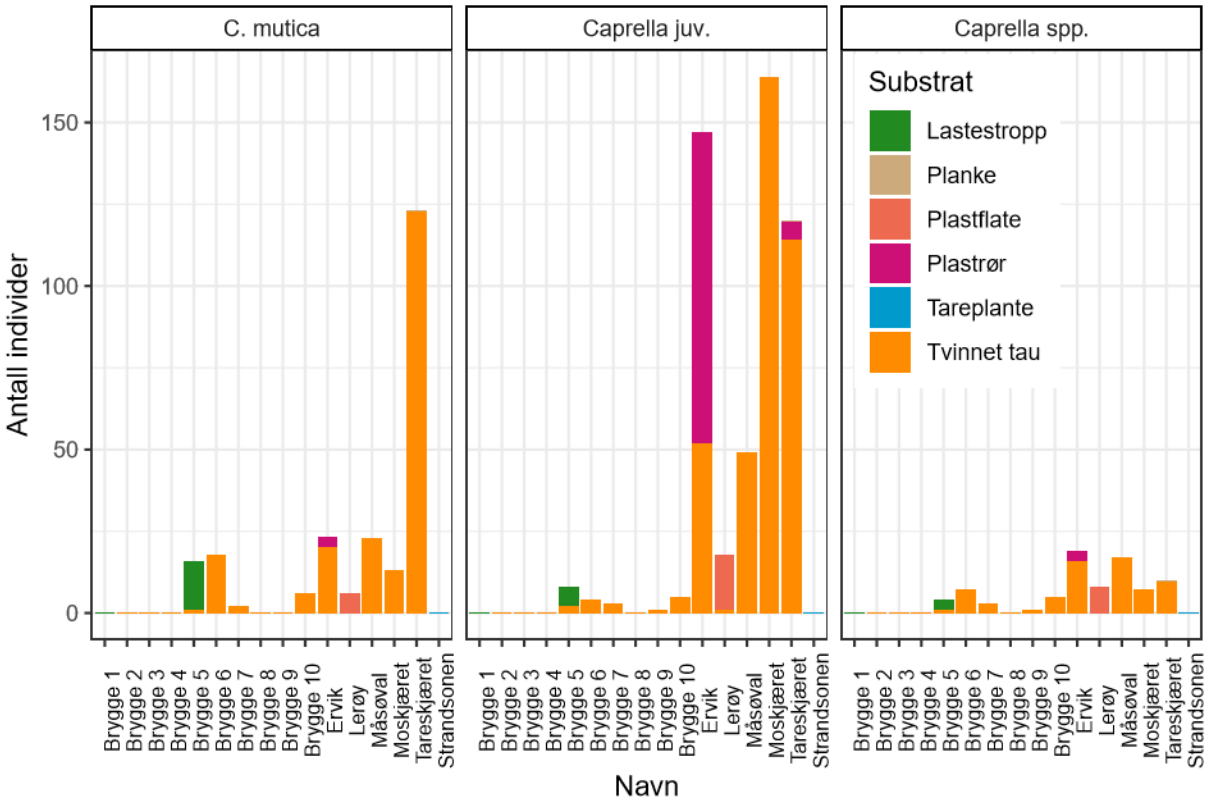


Figur 24*: Forskjell i biodiversitet (beregnet med Shannon-Weaver-indeks) mellom lokalitetene, for prøver samlet inn på våren og høsten. I taredyrkingsanlegget på våren skilles det mellom tare med 4 måneders vekstperiode (utsådd i januar, lysegrønn) og tare med 7 måneders vekstperiode (sådd ut i september, mørkegrønn). Ikke registrert betyr at det ikke er kjent hvilen vekstperiode tareplantene har.*

3.6 Caprella mutica

Det ble funnet *C. mutica* på 9 av 16 lokaliteter (figur 25) i november. I tillegg ble det også identifisert andre *Caprella*-arter registrert som *Caprella* spp. Det ble i tillegg funnet store mengder juvenile *Caprella*-individer. *C. mutica* ble funnet på samtlige akvakulturstasjoner, men forekomsten var størst på SES-Tareskjæret, som er det samme anlegget som ble undersøkt i april og september. Arten hadde størst forekomst på tvinnet tau. Den forekom også på lastestropper, plastrør og plastoverflater. Det var ingen forekomst på planker, eller tang som ble hentet fra strandsonen. I tillegg til *Caprella*-artene, ble det også identifisert andre arter på alle

stasjonene. Fordi målet i november kun var å kartlegge *C. mutica* og andre *Caprella*-arter, ble andre arter registrert under kategorien «annet» (vedlegg IV). Disse artene blir derfor ikke inkludert i plottet under (figur 25).



Figur 25*: Oversikt over antallet av spøkelseskrepsen* Caprella mutica *på de ulike lokalitetene i november. Plottet er delt opp etter om det ble funnet* C. mutica, Caprella spp.*, eller juvenile* Caprella*-individer. De ulike fargekodene demonstrerer hvilket substrat* C. mutica *ble hentet fra, og hvor det ble funnet mest. Ervik, Lerøy og Måsøval var fiskeanlegg, SES-Moskjæret og SES-Tareskjæret var taredyrkingsanlegg. SES-Tareskjæret var det samme anlegget som ble undersøkt i april og i september. Brygge 1-10 var ulike brygger i omkringliggende områder.*

4. Diskusjon

4.1 Kort oppsummering av resultater

Ordinasjonsanalysen viser at det var en signifikant forskjell mellom de ulike lokalitetene, og også mellom de ulike vekstperiodene på våren (april). Basert på funnene som ble observert i faunafellene og på tareplantene var det færre antall arter og individer, samt en lavere artsdiversitet, i taredyrkingsanlegget sammenlignet med både naturlig sukkertareskog og naturlig stortareskog. Samtidig viser ordinasjonsanalysen at samfunnet i taredyrkingsanlegget og de naturlige tareskogene hadde noen likheter. Det kan se ut til at taredyrkingsanlegget hadde flere likheter med naturlig stortareskog enn med naturlig sukkertareskog. ANOVA-analysen av ordinasjonsakse 1, forteller også at det var en signifikant forskjell mellom vekstperiodene innad i taredyrkingsanlegget. Lengre vekstperiode viste et høyere registrert antall arter og individer sammenlignet med kortere vekstperiode. Det var ingen signifikant forskjell i biodiversitet (Shannon-Weaver indeks) mellom vekstperiodene, og det betyr derfor at man ikke har grunnlag for å si at biodiversiteten mellom vekstperiodene var forskjellig. Ordinasjonsanalysen viser at samfunnet i taredyrkingsanlegget på høsten skilte seg fra begge de naturlige tareskogene, og hadde flere likheter til vannmassekontrollen. Det ble registrert et mye høyere antall arter i tareskoglokalitetene sammenlignet med taredyrkingsanlegget og vannmassekontrollen. Det ble imidlertid registrert et mye høyere antall individer i taredyrkingsanlegget sammenlignet med både sukkertareskogen og vannmassekontrollen. Det høye individtallet kan forklares med den store forekomsten av den fremmede arten *Caprella mutica* i det tomme taredyrkingsanlegget i september. På feltarbeidet i november ble *C. mutica* funnet på 9 av de 16 stasjonene som ble undersøkt, inkludert på samtlige akvakulturstasjoner, både fiske- og taredyrkingsanlegg. Taredyrkingsanlegget som også ble undersøkt i september, hadde den høyeste forekomsten av *C. mutica*, og det så ut til å være størst forekomst av arten på tvinnet tau, som er det materialet det fantes mest av i taredyrkingsanlegget.

4.2 Taredyrkingsanleggets økologiske funksjon sammenlignet med naturlig tareskog

Et mål for denne studien er å sammenligne den økologiske funksjonen til et taredyrkingsanlegg (med sukkertare) med den man finner i en naturlig tareskog. I første omgang er det interessant å sammenligne det som ble funnet i faunafeller og på tareplanter i den naturlige sukkertareskogen med det som ble funnet i taredyrkingsanlegget. Dette er interessant da det kan

fortelle oss om det er selve tarearten som bestemmer den økologiske funksjonen. De vanligste gruppene i den naturlige sukkertareskogen var snegl og amfipoder, som også var tilfelle i taredyrkingsanlegget. Snegl og amfipoder er også definert som de vanligste gruppene i en stortareskog langs kysten av Norge, noe som er godt dokumentert (Christie et al., 2003; Christie et al., 2009). I ordinasjonsanalysen er det en tydelig forskjell mellom samfunnet i tareskogen og samfunnet i taredyrkingsanlegget, og det ble registrert et lavere antall arter og individer i taredyrkingsanlegget, samt en lavere biodiversitet, enn i den naturlige sukkertareskogen. I studien til Walls et al. (2016) blir et taredyrkingsanlegg med fingertare sammenlignet med naturlig forekomst av fingertare. Resultatene i deres studie viste at artssammensetningen i taredyrkingsanlegget var ulik den i naturlig fingertare, men at artsrikheten var høyere i taredyrkingsanlegget. Det blir dermed konkludert med at taredyrkingsanlegget fungerer som et distinkt habitat, ulikt den naturlige forekomsten av fingertare. Selv om samfunnet i taredyrkingsanlegget i min studie også skiller seg fra naturlig sukkertareskog, var det registrerte antall arter i taredyrkingsanlegget betydelig mindre, og skiller seg dermed fra resultatene til Walls et al. (2016). Det er viktig å poengtere at studien til Walls et al. (2016) fokuserte på artssamfunnet i hapteret til fingertareplantene, og ikke på fauna assosiert med, og på tareplanten, slik det ble gjort i denne studien. Habitatet et hapter gir er ulikt det en tareplante gir, og har også en svært forskjellig artssammensetning (Christie et al., 2003). Det er likevel interessant at et hapter i et taredyrkingsanlegg har høyere artsrikhet sammenlignet med det man finner i naturlig fingertareskog. Det blir forslått i Walls et al. (2016) sin studie at dette kan skyldes forskjellig morfologi mellom hapter i taredyrkingsanlegg og naturlig tareskog, men at det også kan skyldes alder på habitatet, og habitatet i seg selv. I en annen studie fra Zanzibar ble artssammensetning i et makroalgeanlegg med dyrking av rødalgen *Eucheuma spinosum* undersøkt. Her viste undersøkelsen at anlegget utelukkede hadde et lavere antall av alle faunagruppene, sammenlignet med kontrollområdene som var plassert 5 og 50 meter unna anlegget. I tillegg hadde anlegget en lavere artsdiversitet. Samfunnet i anlegget skilte seg fra samtlige av kontrollområdene i ordinasjonsanalysen (Ólafsson et al., 1995). Likevel skiller Ólafsson et al. (1995) sin studie seg fra både denne masterstudien og Walls et al. (2016) sin studie, da det ble undersøkt sedimentprøver, og ikke arter assosiert direkte med tareplanten. Det er likevel interessant at sedimentprøvene under anlegget viser at taredyrkingsanlegget representerer et distinkt menneskeskapt habitat.

I området rundt taredyrkingsanlegget i denne masterstudien ble det observert store områder med naturlig stortareskog, mens sukkertareskogen lå et stykke unna anlegget. Det er derfor også

naturlig å sammenligne samfunnet i taredyrkingsanlegget med den omkringliggende stortareskogen. Også i stortareskogen var det snegl og amfipoder som var de dominerende gruppene. Ordinasjonsanalysen viser at samfunnet i taredyrkingsanlegget hadde flere likheter med naturlig stortareskog enn med naturlig sukkertareskog. Det ble likevel registret både flere arter og flere individer i tillegg til høyere artsdiversitet, i stortareskogen sammenlignet med taredyrkingsanlegget. En studie av Jørgensen og Christie (2003) viser til at tare-assosiert fauna kan være svært mobil og ha høy spredningsrate. Det er derfor sannsynlig at faunaen i anlegget kan ha migrert fra omkringliggende stortareskoger. Basert på denne antagelsen kan det være grunn til å tro at anlegget ikke representerer et distinkt habitat slik som i Walls et al. (2016) sin studie, men at samfunnet man finner i et taredyrkingsanlegg heller er styrt av omgivelsene og samfunnet rundt. Siden taredyrkingsanlegget er relativt lite (ca. 200 x 250 m), kunne det vært interessant å undersøke et større anlegg. Dette for å undersøke om et større anlegg da utvikler seg til et habitat som ligner mer på den naturlige forekomsten av den dyrkede arten, i dette tilfellet sukkertare. En annen grunn til at artssamfunnet i taredyrkingsanlegget så ut til å være mer likt stortareskogen kan skyldes bølgeeksponeringen der anlegget ligger. Ifølge Norderhaug et al. (2014) blir også fauna assosiert med tare i stor grad påvirket av bølgeeksponering og strømmer, i tillegg til påvekstalgene de er knyttet til. Da den naturlige stortareskogen og taredyrkingsanlegget i denne masterstudien hadde relativ lik bølgeeksponering (basert på bølgeksponeringsmodellen for området) (Bekkby et al., 2009), så er det ikke utenkelig at dette bidrar til likhetene mellom dem. Fordi den naturlige sukkertareskogen både lå et stykke unna anlegget, dekket et mindre område, og lå i et mindre bølgeeksponert området, kan dette være grunnen til at taredyrkingsanleggets fauna ikke likner mer på naturlig sukkertareskog.

Det er viktig å poengtere at det er en del fysiske forskjeller mellom et taredyrkingsanlegg og en naturlig tareskog. Taredyrkingsanlegget henger i tau øverst i vannmassene, og er dermed ikke i kontakt med bunnen. En naturlig tareskog har derimot tareplanter som vokser fra bunnen og opp mot overflaten (se figur 26), noe som gjør at habitatstrukturen mellom taredyrkingsanlegget og den naturlige tareskogen blir forskjellig (Walls et al., 2016). I tillegg blir taren i et taredyrkingsanlegg høstet inn for hver sesong, og plantene vil derfor være yngre sammenlignet med tareplanter i en naturlig tareskog (Walls et al., 2016).

***Figur 26**: **Til venstre**: Dyrket tare fra tau. Foto: Seaweed Energy Solutions. **Til høyre**: En naturlig sukkertareskog. Foto: Hartvig Christie (NIVA).*

I ordinasjonsanalysen skiller samfunnet i vannmassene seg fra de øvrige lokalitetene, og det var registrert et lavere antall arter, antall individer, samt biodiversitet sammenlignet med både taredyrkingsanlegget, den naturlige sukkertareskogen og den naturlige stortareskogen.

Å sammenligne vannmassene med en tareskog i seg selv gir lite mening da disse to representerer to helt forskjellige artssammensetninger og miljø. Men det faktum at samfunnet skiller seg fra det man finner i taredyrkingsanlegget, tilsier at taredyrkingsanlegget danner et habitat for tareassosiert fauna i større grad enn en faunafelle i vannmassene gjør. Dette gjør at anlegget ikke bare har en funksjon tilsvarende et kortvarig skjul, slik vannmassekontrollen gir. Variasjonen i biomasse av dyrene fanget i faunafellene og på tareplantene på våren, ser ifølge ANOVA-analysen ut til å kunne forklares av både variasjonen mellom lokalitetene og metodene (faunafelle eller innsamlet tareplante). Den mest signifikante forskjellen i biomasse var derimot mellom ulike familier. Dette gir mening, da det er stor variasjon i produksjon og biomasse mellom ulike familier av evertebrater og taksa (Norderhaug & Christie, 2011). Variasjonen er også forklart ut fra betydningen av lokalitet, dvs. at det er en signifikant forskjell i biomasse mellom taredyrkingsanlegget, de naturlige tareskogene og vannmassekontrollen. Siden det er en stor forskjell i familier, er det ikke usannsynlig at variasjonen mellom lokalitetene er basert på familier, da det ble representert ulike familier i naturlig sukkertareskog, naturlig stortareskog og taredyrkingsanlegget. Det var likevel noen familier som var representert på alle lokalitetene; Aoridae, Dexaminidae, Gammaridae, Idoteidae, Ischyroceridae, Margaritidae og Rissiodae. Mellom disse familiene så det ut til å være høyere biomasse i naturlig stortareskog og naturlig sukkertareskog enn i taredyrkingsanlegget. I vannmassekontrollen var det såpass få familier representert, at de derfor ikke ble inkludert i sammenligningen av biomasse mellom familiene. Variasjonen i biomasse mellom de ulike lokalitetene kan også skyldes ulik bølgeeksponering.

Norderhaug og Christie (2011) fant at gjennomsnittlig sekundær produksjon økte med økt bølgeeksponering.

Det ble ikke fanget noe fisk i de garnene som ble satt ut i anlegget. Det ble derimot fanget flere arter og individer av fisk i naturlig sukkertareskog og stortareskog. Undersøkelser i denne masterstudien gir derfor grunn til å anta at taredyrkingsanlegget er et mindre egnet habitat for fisk. Det er imidlertid viktig å ta i betraktning måten garnene i anlegget ble satt ut på. For det første kunne vi, av hensyn til driften i anlegget, kun sette ut garn i den delen av anlegget som ikke hadde tare. For det andre forflyttet anlegget seg mye i løpet av tiden garnene hang ute som følge av vind og havstrømmer. Dette førte til at store deler av garnene tvinnet seg rundt tauene i anlegget. Selv om det ikke ble fanget fisk i taredyrkingsanlegget, ble det likevel observert fisk i løpet av feltarbeidet. Det er derfor ikke grunnlag for å konkludere med at anlegget ikke representerer et habitat for fisk basert på resultatene alene. Det er imidlertid blitt gjort en del studier på hvordan taredyrkingsanlegg påvirker artssammensetningen av fisk i nærheten av naturlige habitat, og i flere sammenhenger har taredyrkingsanlegg hatt en større negativ effekt enn forventet. En studie fra Filipinene undersøkte betydningen av taredyrkingsanlegg for artssamfunnet av fisk i nærliggende korallrev. I utgangspunktet ble det forventet en positiv effekt av makroalgeanlegg, da det muligens kunne gi utvidelse av habitater og dermed en mulig matkilde. Resultatene viste derimot en negativ effekt av makroalgeanlegg, spesielt i nærheten av marine verneområder (Hehre & Meeuwig, 2015). En annen studie fra Tanzania viser lignende resultat, der makroalgeanlegg forårsaket lavere tettet av fisk i enkelte områder. Men i samme studie ble det også undersøkt andre områder, hvor det ble funnet høyere tetthet av fisk, samt større diversitet (Bergman et al., 2001). Det kan virke som at makroalgeanlegg ikke har en gunstig påvirkning eller er spesielt attraktivt for fisk. Det kan være flere faktorer som forklarer dette. I oversiktsartikkelen til Campbell et al. (2019) blir støy fra maskiner som brukes i forbindelse med taredyrkingsindustri presentert som en forklaringsfaktor. I forbindelse med taredyrkingsanlegg er effekten av dette foreløpig uvisst, (Campbell et al., 2019), men støy i forbindelse med andre akvakulturindustrier har imidlertid vist seg å ha en negativ effekt på fiskepopulasjoner i nærheten (Smith et al., 2004; Nichols et al., 2015).

Resultatene i denne masterstudien viser med andre ord at taredyrkingsanlegg med sukkertare har en økologisk funksjon i større grad enn det som var tilfelle i vannmassekontrollen. Samfunnet i taredyrkingsanlegget hadde flere likheter med den naturlige stortareskogen enn med naturlige sukkertareskog. Dette kan være et resultat av lik bølgeeksponeringsgrad

(Norderhaug et al., 2014), men kan også skyldes migrering av fauna fra de omkringliggende stortareskogene (Jørgensen & Christie, 2003). Denne masterstudien gir ikke grunnlag for å si at et taredyrkingsanlegg har en økologisk funksjon for fiskesamfunn. Basert på andre studier kan effekten av taredyrkingsanlegg være mindre positiv enn forventet (Bergman et al., 2001; Hehre & Meeuwig, 2015).

4.3 Vekstperiodens effekt på den økologiske funksjonen

I denne masterstudien ser det ut til, basert på ordinasjonsanalysen, at tiden taren har til å vokse i anlegget (vekstperiode) har betydning for hvilke samfunn man finner. Dette gir mening, da det var en klar forskjell mellom 4 måneders vekstperiode og 7 måneders vekstperiode, hvor det i all hovedsak var en større artsrikhet og et høyere antall individer på den delen av anlegget med 7 måneders vekstperiode. I og med at tareplantene med 7 måneders vekstperiode også var større enn de med 4 måneders vekstperiode, så er det vanskelig å skille effekten av vekstperiode med effekten av størrelse. Det ble registrert både en større artsrikhet og et høyere antall individer på tareplanter fra naturlig tareskog sammenlignet med tareplanter fra anlegget (uansett vekstperiode), og tareplantene fra den naturlige tareskogen var betraktelig større. Resultatene fra denne studien strider delvis mot det som studien til Walls et al. (2016) fant. De fant at antall individer ikke ble påvirket av habitatstørrelse eller utsettelsesdato, men at artsrikhet imidlertid var påvirket av begge faktorer. Det er igjen viktig å merke seg at Walls et al. (2016) undersøkte hapteret hos fingertare, og ikke selve tareplanten og den assosierte faunaen, og det kan hende at hapteret ikke er påvirket av vekstperiode på samme måte som bladet. Men med utgangspunkt i Walls et al. (2016) er det uansett interessant å diskutere hvorvidt vekstperioden til tareplanten, i dette tilfellet til sukkertareplanten, har en innvirkning på artsrikheten, diversiteten og antall individer. Siden det i denne masterstudien vises til at det var høyere artsrikhet på plantene med 7 måneders vekstperiode, og at disse var betraktelig større enn på tareplantene med 4 måneders vekstperiode, kan det være sannsynlig at også arealet på planten, altså habitatstørrelse, spilte inn på artsrikhet. Christie et al. (1998) fant at det vil ta 8-10 år for at artssamfunnet assosiert med stortare kommer tilbake etter tråling. Det kan derfor være rimelig å anta at lengre vekstperiode i seg selv spiller inn på artsrikhet og antall individer, samt artsdiversitet. Christie et al. (2003) fant at volumet av epifyttalger spesielt forklarte antallet individer på stortareplanter langs norskekysten. I et taredyrkingsanlegg er målet derimot å forhindre påvekst av epifyttalger og andre påvekster (Førde et al., 2016). Det er i tillegg slik at sukkertare mangler stilk som huser påvekstalger slik som på stortare (Christie et al., 2003).

Påvekst kan være hydroider, mosdyr, flerbørstemark, , spøkelseskreps, muslinger og alger (Kim et al., 2017). En studie av Kim et al. (2017) fant at påvekst ble observert fra mai til september, men ikke fra januar til april. Dette er sammenfallende med tiden for utsåing og innhøsting på taredyrkingsanlegget til Seaweed Energy Soultions, hvor sukkertaren ble sådd ut i september og januar, og innhøstet i april. Det kan dermed se ut til at vekstperiode kan innvirke på økologiske funksjonen til et taredyrkingsanlegg ved at lengre vekstperiode gir høyere artsrikhet og høyere antall individer.

4.4 Hva slags funksjon har et tomt makroalgeanlegg?

På høsten, etter at sukkertaren var innhøstet, ble det funnet 13 faunagrupper i faunafellene i det tomme anlegget. Dette kan tilsi at anlegget har en økologisk funksjon også når taren er høstet inn. Ordinasjonsanalysen viste også at samfunnet i det tomme taredyrkingsanlegget var forskjellig både fra naturlig stortareskog og naturlig sukkertareskog, noe som også ble funnet ved analyse av artsdiversitet. Samfunnet i det tomme taredyrkingsanlegget lignet mer på vannmassekontrollen. Grunnen til dette kan være at faunafellene brukt i denne studien bestod av tvinnet tau, som utgjør størstedelen av strukturene i taredyrkingsanlegget, og kan dermed være med på å gjøre disse to lokalitetene mer like på høsten, når taren ikke lenger er til stede og utgjør et leveområde for arter. Likevel var det registrert et høyere antall arter, antall individer og en høyere biodiversitet i taredyrkingsanlegget enn vannmassekontrollen. Det kan dermed se ut til at taredyrkingsanlegget hadde en økologisk funksjon også når det er tomt. Hvis man i denne sammenheng anser taredyrkingsanlegget som et kunstig substrat eller rev, kan det i så fall samsvare med resultatene fra studien til Connell (2001). Der ble det undersøkt artssammensetning og mengden av epibiota mellom kunstige substrater, som påler og flyteelementer på brygger, og naturlige hardbunnshabitater. Resultatene viste at det ble dannet egne distinkte habitat, både på påler og flyteelementer, og at det skilte seg fra naturlige habitater både i forhold til sammensetning og mengde av epibionter. Grunnen til at de kunstige substratene skilte seg fra de naturlige substratene ble ikke undersøkt her. Det ble imidlertid foreslått at funnet kunne forklares med fysiske faktorer, som at de kunstige substratene ligger nær overflaten, da spesielt flyteelementene. Dette er ikke ulikt begrunnelsene presentert i studien til Walls et al. (2016). I en lignende studie av Connell og Glasby (1999), ble det funnet at kunstige substrater ikke kan erstatte naturlige omkringliggende habitater, og at de ergo representerer sitt eget habitat, noe som også samsvarer med resultatene fra denne masterstudien.

I følge ANOVA-analysen av biomassen av dyrene funnet i faunafeller på høsten, forklares biomassen, på sammen måte som på våren, av lokalitet og ulike familier. Biomassen på høsten er høyere i taredyrkingsanlegget sammenlignet med naturlig sukkertareskog og naturlig stortareskog, samt kontrollen. Selv om det var observert færre arter i taredyrkingsanlegget sammenlignet med naturlig tareskog, var det likevel registrert et høyt antall individer, noe som kan være med på å forklare denne forskjellen. *Caprella mutica* er en av de største *Caprella*-artene i verden, og utgjør derfor en stor biomasse (Cook, Jahnke, et al., 2007). Denne, i tillegg til den store forekomsten av artene *Jassa Falcata* og *Hippolyte varians* kan forklare den høye biomassen, da alle disse artene utgjør stor biomasse (Norderhaug & Christie, 2011).

Det ble fanget kun én sild i taredyrkingsanlegget på høsten, men flere arter og individer av fisk ble fanget i naturlig stortareskog og naturlig sukkertareskog. Igjen ble det også på dette feltarbeidet observert fisk i taredyrkingsanlegget, og det kan dermed ikke konkluderes med at det tomme anlegget heller ikke representerer et habitat for fisk. Flere studier viser at kunstige artefakter i vannmassene kan fungere som et kunstig rev for fisk (Lemoine et al., 2019; Paxton et al., 2019), og det kan dermed sannsynlig at et tomt taredyrkingsanlegg kan fungere på samme måten.

4.5 Kan makroalgeanlegg ha en spesiell rolle for truede, sårbare eller fremmede arter?

Det ble ikke funnet noen truede eller sårbare (rødlistede) arter i anlegget verken i april eller september. I november ble det ikke sjekket for slike arter. Når det gjelder taredyrkingsanleggets rolle for fremmede arter, så ble det funnet store mengder av den japanske spøkelseskrepsen, *Caprella mutica*, i det tomme anlegget, både i september og i november. Dette er bekymringsfullt, da dette er en art som er plassert i kategorien SE («svært høy risiko») i fremmedartbasen på grunn av dens store invasjonspotensial og økologiske effekt (Fremmedartsbasen, 2018). Et bemerkelsesverdig resultat er at det ikke ble identifisert *C. mutica* i taredyrkingsanlegget i april, altså når det fortsatt var sukkertare i anlegget. Det kan virke som at *C. mutica* ble dominerende først etter at sukkertaren ble høstet inn. Siden *C. mutica* i all hovedsak tiltrekkes kunstige substrater (Cook, Jahnke, et al., 2007), kan tareplantene i anlegget i april potensielt ha blokkert det kunstige substratet i anlegget (i dette tilfelle tau), og dermed forhindret arten å etablere seg. Likevel kan det ikke utelukkes at de juvenile *Caprella*-individene funnet på våren kan ha vært juvenile *C. mutica*.

Det ble ikke funnet andre *Caprella*-arter i taredyrkingsanlegget på høsten, bare *C. mutica*. På våren ble det derimot identifisert flere *Caprella*-arter, og ingen *C. mutica*. Det kan virke som at når *C. mutica* ble dominerende i anlegget en gang mellom april og september, så ble andre *Caprella*-arter utkonkurrert. Igjen er det viktig å poengtere at det ble funnet juvenile Caprella-arter også da, som kunne ha vært andre Caprella-arter. I et laboratorieforsøk, undersøkte Shucksmith et al. (2009) konkurransen mellom *C. mutica* og de to andre *Caprella*-artene *Pseudoprotella phasma* og *Caprella linearis* hentet fra Loch Creran i Skottland. Tre ulike kunstige substrater ble konstruert, og det viste seg at bare etter 48 timer hadde *C. mutica* erstattet begge de andre *Caprella*-artene på kunstige substrater. Ifølge Eltons biodiversitet- og invaderingshypotese må invaderende arter være svært konkurransedyktige mot endemiske arter for å kunne invadere med suksess (Collins et al., 2007; Shucksmith et al., 2009). Det er spekulert i om en av grunnene til at *C. mutica* er såpass konkurransedyktig er dens evne til å spise fra en stor variasjon av matkilder (Cook et al., 2010). Det er også observert at *C. mutica* kan overleve under svært ekstreme forhold, for eksempel knyttet til global transport (G. V. Ashton et al., 2007; Cook, Willis, et al., 2007).

Det er viktig å merke seg at det ikke ble funnet *C. mutica* på noen av de naturlige lokalitetene (tareskoger eller kontroll) verken i april, september eller i strandsonen undersøkt i november. I en studie av Buschbaum og Gutow (2005) ble det undersøkte havner på to ulike øyer, Sylt og Helgoland i Tyskebukta i Nordsjøen. Her ble det estimert så mye som 3000 individer av *C. mutica* per m^2 i de ulike havnene. Også i deres studie ble det ikke observert C. mutica på naturlige habitater i nærheten. Basert på både deres og denne masterstudien, kan det virke som at *C. mutica* kun forekommer på kunstige substrater, og ikke spres til naturlig habitater i området rundt.

Resultatene fra feltarbeidet i november viser at *C. mutica* er til stede på flere av de kunstige substratene undersøkt i området rundt taredyrkingsanlegget. Det ser også ut til at taredyrkingsanlegget som ble undersøkt i september hadde størst forekomst av arten, og i mye større grad enn de andre lokalitetene. Dette gir mening da det substratet hvor det ble funnet størst forekomst av *C. mutica* var tvinnet tau. Den høye forekomsten i taredyrkingsanlegget kan derfor skyldes at anlegget for det meste bestod av dette substratet.

4.6 Diskusjon av mangler og begrensninger

4.6.1 Større «sample» design

Denne masterstudien ble gjennomført på kun ett taredyrkingsanlegg i Norge, vel vitende om at det eksisterer langt flere langs kysten (Fiskeridirektoratet, 2020). For å kunne generalisere resultatene vil det derfor være viktig at man gjør tilsvarende undersøkelser på flere taredyrkingsanlegg, for å ha et sammenligningsgrunnlag for lignende studier i framtiden. Dette gjelder også for vekstperiode. Seksjonene med de ulike vekstperiodene i denne studien lå relativt nærme hverandre, og siden tareassosiert fauna har såpass høy spredningsevne, (Jørgensen & Christie, 2003), er det dermed sannsynlig at faunaen vil migrere mellom de to seksjonene.

4.6.2 Tidspunkt for feltarbeid

I utgangspunktet skulle sukkertaren i taredyrkingsanlegget høstes i slutten av mai, men det ble besluttet at dette skulle skje i slutten av april i 2019 av hensyn til påvekst. Dette var uheldig for analysene i denne masterstudien, da april fortsatt er tidlig i sesongen og at det dermed vil være lavere produksjon enn senere på våren (Brockington & Clarke, 2001). For framtidige studier kunne det være interessant å ha et område i anlegget der taren får henge ute langt utover ordinært innhøstingstidspunkt, for å se hvordan dette påvirker taredyrkingsanleggets økologiske funksjon. I tilfeller hvor tare blir dyrket for opptak av karbon, slik som i prosjektet til SINTEF nevnt innledningsvis, vil kanskje ikke påveksten av epifyttalger spille en like stor rolle. Men det vil uansett kunne påvirke artssammensetningen og antallet individer på tareplantene. Det ville derfor vært interessant om liknende studier kunne gjennomføres i et slikt anlegg.

4.6.3 Metoder

Det er viktig å bemerke at en av faunafellene i april forvant, og derfor representerer prøvene fra naturlig stortareskog et mindre replikat sammenlignet med de andre lokalitetene. Da resultatene viser at samfunnet i taredyrkingsanlegget deler flere likheter med naturlig stortareskog enn naturlig sukkertareskog, var dette uheldig, da et replikat til, kunne ha gitt et sikrere resultatet. I tillegg burde metoden for å fange fisk i anlegget vært annerledes, slik at man kunnet fått et mer representativt bilde av anleggets betydning for fiskesamfunn. En mulighet hadde vært å sette ut undervannsvideokamera for å overvåke aktiviteten og mengden av fisk i anlegget.

4.6.4 Identifisering av arter

Det er viktig å poengtere at selv om artsidentifiseringen ble gjort under assistanse av NIVA, ble mye gjort på egen hånd. Dette kan ha påvirket hvilke arter som ble funnet. På grunn av store prøver med tett forekomst av arter, kan sjeldne arter ha blitt oversett. Selv om identifiseringsprosessen ble gjort så nøye som mulig, kan man ikke utelukke at sjeldne arter ble oversett. Fremmede arter kan derimot oppstå i store mengder, og er dermed lettere å registrere.

5 Konklusjon og anbefaling til videre studier

Denne studien viser at et taredyrkingsanlegg med dyrket sukkertare ikke viser særlige likhetstrekk med naturlig sukkertareskog. Imidlertid viser taredyrkingsanlegget i denne studien noen likheter med naturlig stortareskog. På grunn av at området rundt anlegget besto av stortareskoger, kan man anta at faunaen representert fra anlegget til en viss grad består av migrert fauna fra de omkringliggende stortareskogene. Likevel er det også mye som skiller lokalitetene når det kommer til artsrikhet, artsdiversitet og antall individer, noe som kan være påvirket av forskjellen i habitatstruktur og alder på habitatet. Vekstperioden i taredyrkingsanlegget viser til økt antall arter og individer, samt en høyere diversitet. Selv om taredyrkingsanlegget ikke har lik økologisk funksjon som de naturlige tareskogene, skiller det seg likevel fra vannmassekontrollen.

Det tomme taredyrkingsanlegg representerer et habitat for flere faunagrupper, men er likevel dominert av den invaderende spøkelseskrepsen *Caprella mutica.* Det kan dermed se ut til at et tomt taredyrkingsanlegg er medium for uønskede arter, da det er bestående av flere typer kunstige substrat. Tvinnet tau er det substratet som viser til størst forekomst av *C. mutica*, og arten viser høy forekomst på akvakulturrekvisitter. Fraværende forekomst av C. mutica i naturlig habitater kan støtte opp under hypotesen om at den kun forekommer på kunstige substrater.

Å kartlegge taredyrkingsanleggs rolle som kunstig habitat kan gi økt kunnskap om hvilken rolle slike anlegg kan ha langs kysten av Norge. Det gjelder både som oppvekstområde for kommersielle arter, men også som et habitat i områder hvor tareskog har forsvunnet og som et anlegg for høyere biodiversitet i kystnære strøk. Taredyrkingsanleggs rolle for fremmede arter må imidlertid tas i betraktning ved en eventuell oppskalering av industrien. Dersom slike anlegg bidrar til å spre slike konkurransedyktige og dominerende arter til naturlige habitater,

kan konsekvensene være store. Det er derfor nødvendig med mer kunnskap med utgangspunkt i lignende og nye studier i tiden framover for å kunne gi et godt grunnlag for en bærekraftig forvaltning av industrien.

6 Referanseliste

Abdullah, M. I., & Fredriksen, S. (2004). Production, respiration and exudation of dissolved organic matter by the kelp Laminaria hyperborea along the west coast of Norway. *J. Mar. Biol. Ass., 84*(5), 887-894. doi:10.1017/S002531540401015Xh

Akvaplan-niva. (2020). Kan taredyrking bli en industri? Retrieved from https://www.akvaplan.niva.no/mynewsdesk-articles/kan-taredyrking-bli-en-industri/ - Hentet: 10.05.20

Aliste, A. J., Vieira, F. F., & Del Mastro, N. L. (2000). Radiation effects on agar, alginates and carrageenan to be used as food additives. *Radiation Physics and Chemistry, 57*(3-6), 305-308. doi:10.1016/S0969-806X(99)00471-5

Appelberg, M., Berger, H., Hesthagen, T., Kleiven, E., Kurkilahti, M., Raitaniemi, J., & Rask, M. (1995). Development and intercalibration of methods in nordic freshwater fish monitoring. *An International Journal of Environmental Pollution, 85*(2), 401-406. doi:10.1007/BF00476862

Ashton, G., Willis, K., Cook, E., & Burrows, M. (2007). Distribution of the introduced amphipod, Caprella mutica Schurin, 1935 (Amphipoda: Caprellida: Caprellidae) on the west coast of Scotland and a review of its global distribution. *The International Journal of Aquatic Sciences, 590*(1), 31-41. doi:10.1007/s10750-007-0754-y

Ashton, G. V., Willis, K. J., Burrows, M. T., & Cook, E. J. (2007). Environmental tolerance of Caprella mutica: Implications for its distribution as a marine non-native species. *Marine Environmental Research, 64*(3), 305-312. doi:10.1016/j.marenvres.2007.02.003

Barrett, R. T., Camphuysen, K., Anker-Nilssen, T., Chardine, J. W., Furness, R. W., Garthe, S., . . . Veit, R. R. (2007). Diet studies of seabirds: a review and recommendations. *ICES Journal of Marine Science, 64*(9), 1675-1691. doi:10.1093/icesjms/fsm152

Bekkby, T., & Moy, F. E. (2011). Developing spatial models of sugar kelp (Saccharina latissima) potential distribution under natural conditions and areas of its disappearance in Skagerrak. *Estuarine, Coastal and Shelf Science, 95*(4), 477-483. doi:10.1016/j.ecss.2011.10.029

Bekkby, T., Rinde, E., Erikstad, L., & Bakkestuen, V. (2009). Spatial predictive distribution modelling of the kelp species Laminaria hyperborea. *ICES Journal of Marine Science, 66*(10), 2106-2115. doi:10.1093/icesjms/fsp195

Bergman, K. C., Svensson, S., & Öhman, M. C. (2001). Influence of Algal Farming on Fish Assemblages. *Marine Pollution Bulletin, 42*(12), 1379-1389. doi:10.1016/S0025-326X(01)00168-0

Blyth, S. (1994). Karl Pearson and the Correlation Curve. *International Statistical Review / Revue Internationale de Statistique, 62*(3), 393-403. doi:10.2307/1403769

Bondad-Reantaso, M. G., Subasinghe, R. P., Arthur, J. R., Ogawa, K., Chinabut, S., Adlard, R., . . . Shariff, M. (2005). Disease and health management in Asian aquaculture. *Veterinary Parasitology, 132*(3-4), 249-272. doi:10.1016/j.vetpar.2005.07.005

Bonhommeau, S., Dubroca, L., Le Pape, O., Barde, J., Kaplan, D. M., Chassot, E., & Nieblas, A.-E. (2013). Eating up the world's food web and the human trophic level. *110*(51), 20617-20620. doi:10.1073/pnas.1305827110 %J Proceedings of the National Academy of Sciences

Boran, G., & Regenstein, J. M. (2010). Fish gelatin. *Advances in food and nutrition research, 60*, 119-143. doi:10.1016/S1043-4526(10)60005-8

Broch, O. J., Alver, M., Bekkby, T., Gundersen, H., Forbord, S., Handå, A., . . . Hancke, K. (2019). The kelp cultivation potential in coastal and offshore regions of Norway.

Brockington, S., & Clarke, A. (2001). The relative influence of temperature and food on the metabolism of a marine invertebrate. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology, 258*(1), 87-99. doi:https://doi.org/10.1016/S0022-0981(00)00347-6

Buschbaum, C., & Gutow, L. (2005). Mass occurrence of an introduced crustacean (Caprella cf. mutica) in the south-eastern North Sea. *Helgoland Marine Research, 59*(3), 252-253. doi:10.1007/s10152-005-0225-7

Buschmann, A. H., Camus, C., Infante, J., Neori, A., Israel, Á., Hernández-González, M. C., . . . Critchley, A. T. (2017). Seaweed production: overview of the global state of exploitation, farming and emerging research activity. *European Journal of Phycology: Applied Phycology Special Issue, 52*(4), 391-406. doi:10.1080/09670262.2017.1365175

Campbell, I., Macleod, A., Sahlmann, C., Neves, L., Funderud, J., Overland, M., . . . Stanley, M. (2019). The Environmental Risks Associated With the Development of Seaweed Farming in Europe - Prioritizing Key Knowledge Gaps. *Frontiers in Marine Science, 6*. doi:10.3389/fmars.2019.00107

Carlsson, P. M., & Christie, H. C. (2019). Regrowth of kelp after removal of sea urchins (Strongylocentrotus droebachiensis). In: Norsk insitutt for vannforskning.

Christiansen, M. E. (1972). *Bestemmelsestabell over Crustacea Decapoda, tifotkreps*. Oslo: Universitetsforlaget.

Christie, H., Fredriksen, S., & Rinde, E. (1998). Regrowth of kelp and colonization of epiphyte and fauna community after kelp trawling at the coast of Norway. *The International Journal of Aquatic Sciences, 375-376*, 49-58. doi:10.1023/A:1017021325189

Christie, H., Jørgensen, N. M., & Norderhaug, K. M. (2007). Bushy or smooth, high or low; importance of habitat architecture and vertical position for distribution of fauna on kelp. *Journal of Sea Research, 58*(3), 198-208. doi:10.1016/j.seares.2007.03.006

Christie, H., Jørgensen, N. M., Norderhaug, K. M., & Waage-Nielsen, E. (2003). Species distribution and habitat exploitation of fauna associated with kelp (Laminaria Hyperborea) along the Norwegian Coast. *J. Mar. Biol. Ass., 83*(4), 687-699. doi:10.1017/S0025315403007653h

Christie, H., Norderhaug, K., & Fredriksen, S. (2009). Macrophytes as habitat for fauna. *Marine Ecology Progress Series, 396*, 221-233. doi:10.3354/meps08351

Clarke, K. R. (1993). Non-parametric multivariate analyses of changes in community structure. *Australian Journal of Ecology, 18*(1), 117-143. doi:10.1111/j.1442-9993.1993.tb00438.x

Collins, A., Jose, S., Daneshgar, P., & Ramsey, C. (2007). Elton's hypothesis revisited: an experimental test using cogongrass. *Biological Invasions, 9*(4), 433-443. doi:10.1007/s10530-006-9050-4

Connell, S. D. (2001). Urban structures as marine habitats: an experimental comparison of the composition and abundance of subtidal epibiota among pilings, pontoons and rocky reefs. *Marine Environmental Research, 52*(2), 115-125. doi:10.1016/S0141-1136(00)00266-X

Connell, S. D., & Glasby, T. M. (1999). Do urban structures influence local abundance and diversity of subtidal epibiota? A case study from Sydney Harbour, Australia. *Marine Environmental Research, 47*(4), 373-387. doi:10.1016/S0141-1136(98)00126-3

Cook, E., Jahnke, M., Kerckhof, F., Minchin, D., Faasse, M., Boos, K., & Ashton, G. (2007). European expansion of the introduced amphipod Caprella mutica Schurin, 1935. *Aquatic Invasions, 2*(4), 411-421. doi:10.3391/ai.2007.2.4.11

Cook, E., Shucksmith, R., Orr, H., Ashton, G., & Berge, J. (2010). Fatty acid composition as a dietary indicator of the invasive caprellid, Caprella mutica (Crustacea: Amphipoda).

International Journal on Life in Oceans and Coastal Waters, 157(1), 19-27. doi:10.1007/s00227-009-1292-0

Cook, E., Willis, K., & Lozano-Fernandez, M. (2007). Survivorship, growth and reproduction of the non-native Caprella mutica Schurin, 1935 (Crustacea: Amphipoda). *The International Journal of Aquatic Sciences, 590*(1), 55-64. doi:10.1007/s10750-007-0757-8

Correa-Metrio, A., Dechnik, Y., Lozano García, S., & Caballero Miranda, M. M. (2014). Detrended correspondence analysis: A useful tool to quantify ecological changes from fossil data sets. *Boletín de la Sociedad Geológica Mexicana*(1), 135-143.

Creed, J. C., Vieira, V. M. N. C. S., Norton, T. A., & Caetano, D. (2019). A meta-analysis shows that seaweeds surpass plants, setting life-on-Earth's limit for biomass packing. *BMC Ecology, 19*(1). doi:10.1186/s12898-019-0218-z

Dickman, M. (1968). Some Indices of Diversity. *Ecology, 49*(6), 1191-1193. doi:10.2307/1934512

Dixon, P. (2003). VEGAN, a package of R functions for community ecology. *Journal of Vegetation Science, 14*(6), 927-930. doi:10.1111/j.1654-1103.2003.tb02228.x

Duarte, C. M., Holmer, M., Olsen, Y., Soto, D., Marbà, N., Guiu, J., . . . Karakassis, I. (2009). Will the Oceans Help Feed Humanity? *BioScience, 59*(11), 967-976. doi:10.1525/bio.2009.59.11.8

Duarte, C. M., Wu, J., Xiao, X., Bruhn, A., & Krause-Jensen, D. (2017). Can Seaweed Farming Play a Role in Climate Change Mitigation and Adaptation? *Frontiers in Marine Science, 4*. doi:10.3389/fmars.2017.00100

Enckell, P. H. (1980). *Kräftdjur*: Signum i Lund

Ertesvåg, H., & Ertesvåg, H. (2015). Alginate-modifying enzymes: biological roles and biotechnological uses. *Frontiers in microbiology, 6*(MAY), 523-523. doi:10.3389/fmicb.2015.00523

FAO. (2018). The Global Status of Seaweed Production, Trade and Utilization. *Globefish Research Programme, 124*.

FAO. (2020). Global Aquaculture Production 1950-2017. Retrieved from http://www.fao.org/fishery/statistics/global-aquaculture-production/query/en - Hentet: 06.05.20

FAO, IFAD, WFP, WHO, & UNICEF. (2018). The State of Food Security and Nutrition in the World 2018. Building climate resilience for food security and nutrition. . *Rome, FAO*.

Filbee-Dexter, K., & Scheibling, R. E. (2014). Sea urchin barrens as alternative stable states of collapsed kelp ecosystems. *Marine Ecology Progress Series*, *495*, 1-25.

Fiskeridirektoratet. (2015). Tarehøsting Retrieved from https://www.fiskeridir.no/Yrkesfiske/Havmiljoe/Tarehoesting - Hentet 05.05.20

Fiskeridirektoratet. (2020). Akvakulturstatistikk (tidsserier) - Alger. Retrieved from https://www.fiskeridir.no/Akvakultur/Tall-og-analyse/Akvakulturstatistikk-tidsserier/Alger - Hentet 31.03.20

FN. (2017). World population projected to reach 9.8 billion in 2050, and 11.2 billion in 2100. Retrieved from https://www.un.org/development/desa/en/news/population/world-population-prospects-2017.html

Forbord, S., Matsson, S., Brodahl, G. E., Bluhm, B., Broch, O. J., Handå, A., . . . Olsen, Y. (2020). Latitudinal, seasonal and depth-dependent variation in growth, chemical composition and biofouling of cultivated Saccharina latissima (Phaeophyceae) along the Norwegian coast. doi:https://doi.org/10.1007/s10811-020-02038-y

Fremmedartsbasen. (2018). Caprella mutica. Retrieved from https://artsdatabanken.no/Fab2018/N/1117 - Hentet 28.05.20

FSIN. (2019). *Global Report on Food Crises - JOINT ANALYSIS FOR BETTER DECISIONS*. Retrieved from FAO:

Førde, H., Forbord, S., Handå, A., Fossberg, J., Arff, J., Johnsen, G., & Reitan, K. (2016). Development of bryozoan fouling on cultivated kelp (Saccharina latissima) in Norway. *Journal of Applied Phycology*, *28*(2), 1225-1234. doi:10.1007/s10811-015-0606-5

Garcia-Vaquero, M., & Hayes, M. (2016). Red and green macroalgae for fish and animal feed and human functional food development. *Food Reviews International*, *32*(1), 15-45. doi:10.1080/87559129.2015.1041184

Graham. (1988). *Molluscs: Prosobranch and pyramidellid gastropods*: Brill.

Hancke, K., Bekkby, T., Gilstad, M., Chapman, A., & Christie, H. (2018). *Taredyrking - mulige miljøeffekter, synergier og konflikter med andre interesser i kystsonen*. Retrieved from NIVA:

Handå, A., Forbord, S., Wang, X., Broch, O. J., Dahle, S. W., Størseth, T. R., . . . Skjermo, J. (2013). Seasonal- and depth-dependent growth of cultivated kelp (Saccharina latissima) in close proximity to salmon (Salmo salar) aquaculture in Norway. *Aquaculture*, *414-415*, 191-201. doi:10.1016/j.aquaculture.2013.08.006

Hasselström, L., Visch, W., Gröndahl, F., Nylund, G. M., & Pavia, H. (2018). The impact of seaweed cultivation on ecosystem services - a case study from the west coast of Sweden. *Marine Pollution Bulletin, 133*, 53-64. doi:10.1016/j.marpolbul.2018.05.005

Hehre, E. J., & Meeuwig, J. J. (2015). Differential response of fish assemblages to coral reef-based seaweed farming. *PLoS ONE, 10*(3), e0118838. doi:10.1371/journal.pone.0118838

Hughes, A. D., Black, K. D., Campbell, I., Davidson, K., Kelly, M. S., & Stanley, M. S. (2012). Does seaweed offer a solution for bioenergy with biological carbon capture and storage? *Greenhouse Gases: Science and Technology, 2*(6), 402-407. doi:10.1002/ghg.1319

Jiang, Z., Liu, J., Li, S., Chen, Y., Du, P., Zhu, Y., . . . Chen, J. (2020). Kelp cultivation effectively improves water quality and regulates phytoplankton community in a turbid, highly eutrophic bay. *Science of the Total Environment, 707*. doi:10.1016/j.scitotenv.2019.135561

Jørgensen, N., & Christie, H. (2003). Diurnal, horizontal and vertical dispersal of kelp-associated fauna. *The International Journal of Aquatic Sciences, 503*(1-3), 69-76. doi:10.1023/B:HYDR.0000008491.89382.e5

Kartverket. (2019). Norges kystlinje. Retrieved from https://www.kartverket.no/kunnskap/Fakta-om-Norge/norges-kystlinje/kystlinjen-i-kilometer/ - Hentet 23.04.20

KELPPRO. (2020). Kelp industrial production: Potential impacts on coastal ecosystems. Retrieved from https://kelppro.net/index.html - Hentet 31.03.20

Kerrison, P. D., Stanley, M. S., Edwards, M. D., Black, K. D., & Hughes, A. D. (2015). The cultivation of European kelp for bioenergy: Site and species selection. *Biomass and Bioenergy, 80*, 229-242. doi:10.1016/j.biombioe.2015.04.035

Kim, J.-O., Kim, W.-S., Jeong, H.-N., Choi, S.-J., Seo, J.-S., Park, M.-A., & Oh, M.-J. (2017). A survey of epiphytic organisms in cultured kelp Saccharina japonica in Korea. *Fisheries and Aquatic Sciences, 20*(1), 1. doi:10.1186/s41240-017-0046-z

Kraan, S. (2013). Mass-cultivation of carbohydrate rich macroalgae, a possible solution for sustainable biofuel production. *An International Journal Devoted to Scientific, Engineering, Socio-Economic and Policy Responses to Environmental Change, 18*(1), 27-46. doi:10.1007/s11027-010-9275-5

Lantz, B. (2013). The impact of sample non-normality on ANOVA and alternative methods. *British Journal of Mathematical and Statistical Psychology, 66*(2), 224-244. doi:10.1111/j.2044-8317.2012.02047.x

Lemoine, H. R., Paxton, A. B., Anisfeld, S. C., Rosemond, R. C., & Peterson, C. H. (2019). Selecting the optimal artificial reefs to achieve fish habitat enhancement goals. *Biological Conservation, 238*. doi:10.1016/j.biocon.2019.108200

Lincoln, R. J. (1979). *British Marine Amphipods: Gammaridea*. London: British Museum Natural History.

Lüning, K., & Pang, S. (2003). Mass cultivation of seaweeds: current aspects and approaches. *Journal of Applied Phycology, 15*(2), 115-119. doi:10.1023/A:1023807503255

Mac Monagail, M., Cornish, L., Morrison, L., Araújo, R., & Critchley, A. T. (2017). Sustainable harvesting of wild seaweed resources. *52*(4). doi:10.1080/09670262.2017.1365273

MACROSEA. (2017). MACROSEA. Retrieved from https://www.sintef.no/prosjekter/macrosea/ - Hentet 16.05.20

Magnussen, S., & Boyle, T. J. B. (1995). Estimating sample size for inference about the Shannon-Weaver and the Simpson indices of species diversity. *Forest Ecology and Management, 78*(1-3), 71-84. doi:10.1016/0378-1127(95)03596-1

Mcdonald, R. I., Green, P., Balk, D., M. Fekete, B., Revenga, C., Todd, M., & Montgomery, M. (2011). Urban growth, climate change, and freshwater availability. *Proceedings of the National Academy of Sciences, 108*(15), 6312. doi:10.1073/pnas.1011615108

Mia, M. B., Kjersti, S., Anders, L., & Lise, Ø. (2012). Bacterial diversity in relation to secondary production and succession on surfaces of the kelp Laminaria hyperborea. *The ISME Journal, 6*(12), 2188. doi:10.1038/ismej.2012.67

Miller, D. J., & Lea, R. N. (1972). Fish Bulletin 157. Guide To The Coastal Marine Fishes of California.

Moy, F. E., & Christie, H. (2012). Large-scale shift from sugar kelp (Saccharina latissima) to ephemeral algae along the south and west coast of Norway. *Marine Biology Research, 8*(4), 309-321. doi:10.1080/17451000.2011.637561

Nepstad, D. C., Stickler, C. M., & Almeida, O. T. (2006). Globalization of the Amazon Soy and Beef Industries: Opportunities for Conservation,Globalización de las Industrias de Soya y Ganado del Amazonas: Oportunidades para la Conservación. *Conservation Biology, 20*(6), 1595-1603. doi:10.1111/j.1523-1739.2006.00510.x

Nichols, T. A., Anderson, T. W., Širović, A., & Radford, C. A. (2015). Intermittent Noise Induces Physiological Stress in a Coastal Marine Fish (Intermittent Noise Induces Physiological Stress in a Marine Fish). *10*(9), e0139157. doi:10.1371/journal.pone.0139157

Norderhaug, K. M., & Christie, H. (2011). Secondary production in a Laminaria hyperborea kelp forest and variation according to wave exposure. *Estuarine, Coastal and Shelf Science, 95*(1), 135-144. doi:10.1016/j.ecss.2011.08.028

Norderhaug, K. M., Christie, H., Foss, J. H., & Fredriksen, S. (2005). fish-macrofauna interactions in a kelp (laminaria hyperborea) forest. *J. Mar. Biol. Ass., 85*(5), 1279-1286. doi:10.1017/S0025315405012439

Norderhaug, K. M., Christie, H., Rinde, E., Gundersen, H., & Bekkby, T. (2014). Importance of wave and current exposure to fauna communities in Laminaria hyperborea kelp forests. *Marine Ecology Progress Series, 502*, 295-301.

O'Shaughnessy, K. A., Hawkins, S. J., Yunnie, A. L. E., Hanley, M. E., Lunt, P., Thompson, R. C., & Firth, L. B. (2020). Occurrence and assemblage composition of intertidal non-native species may be influenced by shipping patterns and artificial structures. *Marine Pollution Bulletin, 154*. doi:10.1016/j.marpolbul.2020.111082

OECD. (2016). *The Ocean Economy in 2030*. Retrieved from Paris:

Oksanen, J., Blanchet, F. G., Kindt, R., Legendre, P., O'Hara, R. G., Simpson, G., . . . Wagner, H. (2013). Multivariate analysis of ecological communities in R: vegan tutorial. R package version 1.7.

Olafsen, T., Winther, U., Olsen, Y., & Skjermo, J. (2012). Verdiskaping basert på produktive hav i 2050. *Det Kongelige Norske Videnskabers Selskab (DKNVS) og Norges Tekniske Vitenskapsakademi (NTVA)*.

Ólafsson, E., Johnstone, R. W., & Ndaro, S. G. M. (1995). Effects of intensive seaweed farming on the meiobenthos in a tropical lagoon. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology, 191*(1), 101-117. doi:10.1016/0022-0981(95)00055-V

Pauly, D., Trites, A. W., Capuli, E., & Christensen, V. (1998). Diet composition and trophic levels of marine mammals. *55*(3), 467-481. doi:10.1006/jmsc.1997.0280

Paxton, A. B., Peterson, C. H., Taylor, J. C., Adler, A. M., Pickering, E. A., Silliman, B. R., & Paxton, A. B. (2019). Artificial reefs facilitate tropical fish at their range edge. *Communications biology, 2*(1), 168-168. doi:10.1038/s42003-019-0398-2

Pihl, L., & Wennhage, H. (2002). Structure and diversity of fish assemblages on rocky and soft bottom shores on the Swedish west coast. *Journal of Fish Biology, 61*(sa), 148-166. doi:10.1111/j.1095-8649.2002.tb01768.x

Primavera, J. H. (2006). Overcoming the impacts of aquaculture on the coastal zone. *Ocean and Coastal Management, 49*(9-10), 531-545. doi:10.1016/j.ocecoaman.2006.06.018

Rinde, E., Christie, H., Fagerli, C. W., Bekkby, T., Gundersen, H., Norderhaug, K. M., . . . Dias, J. M. (2014). The Influence of Physical Factors on Kelp and Sea Urchin Distribution in Previously and Still Grazed Areas in the NE Atlantic. *PLoS ONE, 9*(6). doi:10.1371/journal.pone.0100222

Rosamond, L. N., Rebecca, J. G., Jurgenne, H. P., Nils, K., Malcolm, C. M. B., Jason, C., . . . Max, T. (2000). Effect of aquaculture on world fish supplies. *Nature, 405*(6790), 1017. doi:10.1038/35016500

Rossi, F., Olabarria, C., Incera, M., & Garrido, J. (2010). The trophic significance of the invasive seaweed Sargassum muticum in sandy beaches. *Journal of Sea Research, 63*(1), 52-61. doi:10.1016/j.seares.2009.09.005

Rueness, J., & Knispel, A. (1998). *Alger i farger : en felthåndbok om kystens makroalger*. Oslo: Almater forl.

Ryland, J. S., & Hayward, P. J. (1995). *Handbook of the marine fauna of North-West Europe*. Oxford: Oxford University Press.

SES. (2020). About us. Retrieved from http://seaweedenergysolutions.com/en/home#about-us - Hentet: 20.04.20

Shannon, C. E. (1948). A Mathematical Theory of Communication. *Bell System Technical Journal, 27*(3), 379-423. doi:10.1002/j.1538-7305.1948.tb01338.x

Shucksmith, R., Cook, E. J., Hughes, D. J., & Burrows, M. T. (2009). Competition between the non-native amphipod Caprella mutica and two native species of caprellids Pseudoprotella phasma and Caprella linearis. *J. Mar. Biol. Ass., 89*(6), 1125-1132. doi:10.1017/S0025315409000435

Skinner, M. A., Courtenay, S. C., McKindsey, C. W., Carver, C. E., & Mallet, A. L. (2014). Experimental determination of the effects of light limitation from suspended bag oyster (Crassostrea virginica) aquaculture on the structure and photosynthesis of eelgrass (Zostera marina). *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology, 459*, 169-180. doi:10.1016/j.jembe.2014.05.012

Skjermo, J. (2018). Taredyrking kan være med og redde klimaet *Fiskeribladet* Retrieved from https://fiskeribladet.no/tekfisk/nyheter/?artikkel=63508 - Hentet: 05.05.20

Skjermo, J., Aasen, I. M., Arff, J., Broch, O. J., Carvajal, A., Christie, H., . . . Handå, A. (2014). A new Norwegian bioeconomy based oncultivation and processing of seaweeds: Opportunities and R&D needs

Smith, M. E., Kane, A. S., & Popper, A. N. (2004). Noise-induced stress response and hearing loss in goldfish (Carassius auratus). *The Journal of experimental biology, 207*(3), 427. doi:10.1242/jeb.00755

Steneck, R. S., Graham, M. H., Bourque, B. J., Corbett, D., Erlandson, J. M., Estes, J. A., & Tegner, M. J. (2002). Kelp forest ecosystems: biodiversity, stability, resilience and future. *Envir. Conserv., 29*(4), 436-459. doi:10.1017/S0376892902000322

Stévant, P., Rebours, C., & Chapman, A. (2017). Seaweed aquaculture in Norway: recent industrial developments and future perspectives. *Aquaculture International, 25*(4). doi:10.1007/s10499-017-0120-7

Tano, S., Halling, C., Lind, E., Buriyo, A., & Wikström, S. (2015). Extensive spread of farmed seaweeds causes a shift from native to non-native haplotypes in natural seaweed beds. *International Journal on Life in Oceans and Coastal Waters, 162*(10), 1983-1992. doi:10.1007/s00227-015-2724-7

Teagle, H., Hawkins, S. J., Moore, P. J., & Smale, D. A. (2017). The role of kelp species as biogenic habitat formers in coastal marine ecosystems. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology, 492*(C), 81-98. doi:10.1016/j.jembe.2017.01.017

Thanigaivel, S., Chandrasekaran, N., Mukherjee, A., & John, T. (2016). Seaweeds as an alternative therapeutic source for aquatic disease management. *Aquaculture, 464*, 529-536. doi:10.1016/j.aquaculture.2016.08.001

Thaulow, H., & Faafeng, B. (2014). *Indre Oslofjord 2013 – status, trusler og tiltak*. Retrieved from NIVA:

Usov, A. I. (1998). Structural analysis of red seaweed galactans of agar and carrageenan groups. *Food Hydrocolloids, 12*(3), 301-308. doi:10.1016/S0268-005X(98)00018-6

Vea, J., & Ask, E. (2011). Creating a sustainable commercial harvest of Laminaria hyperborea , in Norway. *Journal of Applied Phycology, 23*(3), 489-494. doi:10.1007/s10811-010-9610-y

Visch, W., Kononets, M., Hall, P. O. J., Nylund, G. M., & Pavia, H. (2020). Environmental impact of kelp (Saccharinalatissima) aquaculture. *Marine Pollution Bulletin, 155*.

Walls, A., Kennedy, R., Fitzgerald, R., Blight, A., Johnson, M., & Edwards, M. (2016). Potential novel habitat created by holdfasts from cultivated laminaria digitata: assessing the macroinvertebrate assemblages. *8*. doi:10.3354/aei00170

Wickham, H. (2011). ggplot2. *Wiley Interdisciplinary Reviews: Computational Statistics, 3*(2), 180-185. doi:10.1002/wics.147

Willis, K. J., Cook, E. J., Lozano-Fernandez, M., & Takeuchi, I. (2004). First record of the alien caprellid amphipod, Caprella mutica , for the UK. *J. Mar. Biol. Ass., 84*(5), 1027-1028. doi:10.1017/S0025315404010355h

Zava, T. T., Zava, D. T., & Zava, T. T. (2011). Assessment of Japanese iodine intake based on seaweed consumption in Japan: A literature-based analysis. *Thyroid research, 4*(1), 14-14. doi:10.1186/1756-6614-4-14

Zhang, J., Fang, J., Wang, W., Du, M., Gao, Y., & Zhang, M. (2012). Growth and loss of mariculture kelp Saccharina japonica in Sungo Bay, China. *Journal of Applied Phycology, 24*(5), 1209-1216. doi:10.1007/s10811-011-9762-4

Zhang, J., Hansen, P. K., Fang, J., Wang, W., & Jiang, Z. (2009). Assessment of the local environmental impact of intensive marine shellfish and seaweed farming—Application of the MOM system in the Sungo Bay, China. *Aquaculture, 287*(3), 304-310. doi:10.1016/j.aquaculture.2008.10.008

Vedlegg I: Artsliste

Tabell (I): Artsliste. *Liste over alle arter som ble funnet på de ulike stasjonene vår og høst. SES: taredyrkingsanlegget, inndelt i tare sådd ut i januar (jan) og i september (sept), SL:* Saccharina latissima *(sukkertareskog), LH:* Laminaria hyperborea *(stortareskog), V: vannmassekontroll. FF og T i parentes om arten ble funnet på (FF): faunafelle, (T): tareplante eller (FF, T): begge deler.*

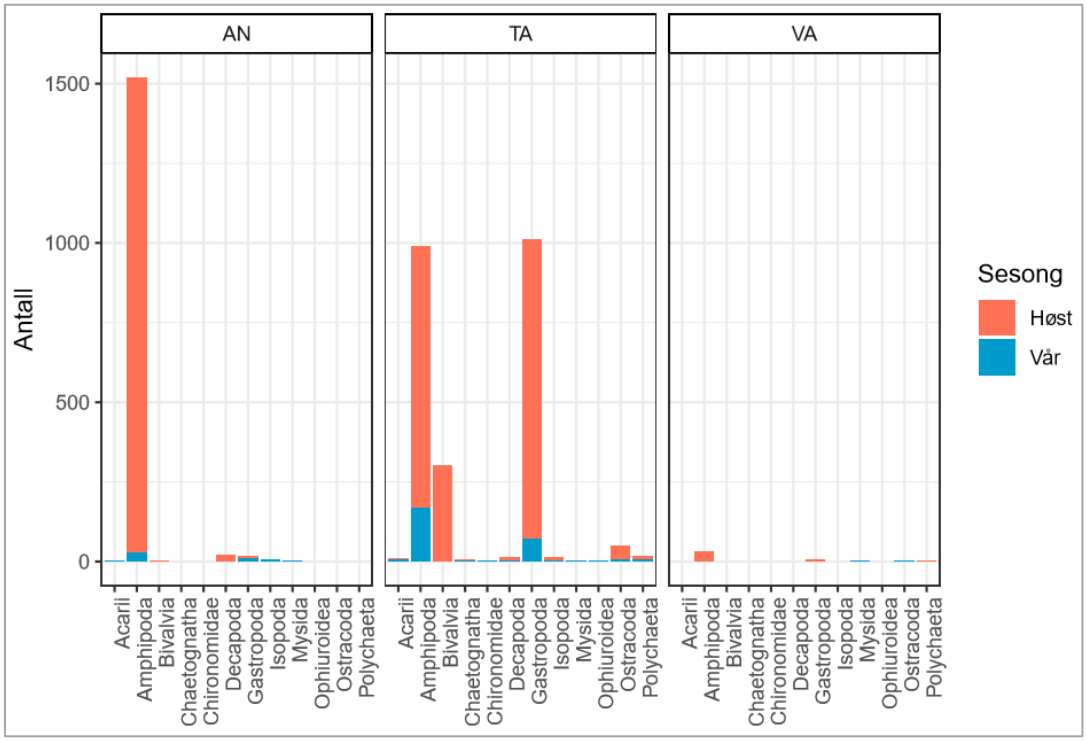
			Vår				**Høst**		
Arter/grupper	**SES**		**SL**	**LH**	**V**	**SES**	**SL**	**LH**	**V**
	Jan	**Sept**							
REKKE ARTHROPODA									
UNDERREKKE CHELICERATA									
KLASSE INSECTA									
ORDEN ACARI									
Acari indet		1 (T)	1 (FF)	7 (FF, T)				1(FF)	
ORDEN DIPTERA									
Chironomidae larvae			4 (T)						
UNDEREKKE CRUSTACEA									
ORDEN DECAPODA									
Caridea indet								1 (FF)	
Caridea juv							4 (FF)		
Hippolyte varians (Leach)			2 (T)			19 (FF)		8 (FF)	
ORDEN MYSIDA									
Mysida indet.			3 (T)		2(FF)				
ORDEN AMFIPODA									
UNDERORDEN GAMMARIDEA									
Aeginina longicornis (Krøyer)		2 (FF)							
Amphipoda indet			26 (FF,T)	8 (T)		2 (FF)	17 (FF)	25 (FF)	3 (FF)
Amphipoda juv indet								410 (FF)	6 (FF)
Amphithoe rubricata (Montagu)							3 (FF)		
Aora typica (Krøyer)			1 (T)				9 (FF)	5 (FF)	
Lembos websteri (Spence Bate)							14 (FF)	7 (FF)	
Aoridae indet	1 (FF)	1 (FF)					2 (FF)	5 (FF)	
Apherusa bispinosa (Spence Bate)			1 (T)	10 (FF)		1 (FF)	4 (FF)	45 (FF)	3 (FF)
Apherusa jurinei (H. Milne Edwards)								147 (FF)	
Apohyale prevostii (H. Milne Edwards)								8 (FF)	
Caprella juv		10 (T)				1157 (FF)		2 (FF)	14 (FF)
Caprella linearis (Linnaeus)		1 (FF)							
Caprella mutica (Schurin)						269 (FF)		1 (FF)	2 (FF)
Caprella septentrionalis (Krøyer)								1 (FF)	
Phtisica marina (Slabber)			2 (T)			7 (FF)			
Dexamine spinosa (Montagu)	1 (FF)						4 (FF)	15 (FF)	1 (FF)
Dexamine thea (Boeck)	1 (FF)	1 (T)	69 (FF, T)	19 (FF, T)			30 (FF)	23 (FF)	2 (FF)

Dexaminidae indet.			2 (T)						
Echinogammarus marinus (Leach)			1 (FF)				1 (FF)		1 (FF)
Gammarus spp.	1 (FF)		6 (FF, T)	8 (FF, T)		1 (FF)	13 (FF)	5 (FF)	
Gammarus zaddachi (Sexton)							1 (FF)		
Ischyroceridae				1 (T)				4 (FF)	
Ischyrocerus anguipes (Krøyer)	2 (FF, T)	7 (FF, T)		3 (T)		3 (FF)		1 (FF)	
Jassa falcata (Montagu)				4 (T)		59 (FF)	3 (FF)	15 (FF)	3 (FF)
Stenothoidae indet				2 (FF, T)					
ORDEN ISOPODA									
Isopoda indet								1 (FF)	
Idotea granulosa (Rathke)								1 (FF)	
Idotea pelagica (Leach)	5 (FF)	3 (FF)		6 (FF, T)			3 (FF)	1 (FF)	
*Munna kroyeri (*Goodsir)								2 (FF)	
Jaera albifrons (Leach)								2 (FF)	1 (FF)
Janira sp.				1 (T)					
REKKE MOLLUSKA									
KLASSE POLYPLACOPHORA									
Polyplacophora juv			1 (T)						
KLASSE GASTROPODA									
Lacuna vincta (Montagu)				1 (T)		3 (FF)	6 (FF)	38 (FF)	4 (FF)
Skeneopsis planorbis (O. Fabricius)		1 (T)	1 (FF)	1 (T)					
Lepeta caeca (O. F. Müller)		1 (T)		1 (T)					
Tritia incrassata (Strøm)				1 (T)					
Rissoidae		1 (T)	24 (FF, T)	26 (FF,T)	1 (FF)	1 (FF)	70 (FF)	629 (FF)	
Steromphala cineraria (Linnaeus)			1 (FF)				2 (FF)		
Assiminea spp.				2 (T)					
Eulima bilineata (Alder)				2 (T)					
Margarites helicinius (Phipps)	2 (T)	6 (T)	1 (T)	10 (FF, T)			4 (FF)	102 (FF)	
KLASSE BIVALVIA									
Mya truncata (Linnaeus)						1 (FF)	1 (FF)	2 (FF)	
Mytilus edulis (Linnaeus)				1 (T)		3 (FF)		299 (FF)	
KLASSE OSTRACODA									
Ostracoda indet.			7 (FF)	2 (FF, T)	2 (FF)		34 (FF)	7 (FF)	
REKKE LEDDORMER									
KLASSE HAVBØRSTEORMER									
Polynoidae indet.			3 (T)	2 (T)	1 (FF)		1 (FF)	1 (FF)	
Nereidae				2 (T)					
Nereis pelagica (Linnaeus)				2 (T)					
REKKE ECHINODERMATA									
KLASSE OPHIUROIDEA									
Ophiopholis aculata (Linnaeus)			1 (FF)	1 (T)					
REKKE CHAETOGNATHA									
Chaetognatha indet.			4 (T)				4 (FF)		

Tabell (II): *Liste over alle artene fisk som ble funnet på de ulike lokalitetene på høsten (september) og våren (april). LH:* Laminaria hyperborea *(stortareskog), SL:* Saccharina latissima *(sukkertareskog), Anlegg: taredyrkingsanlegget til Seaweed Energy Solution, Kontroll: vannmassekontroll.*

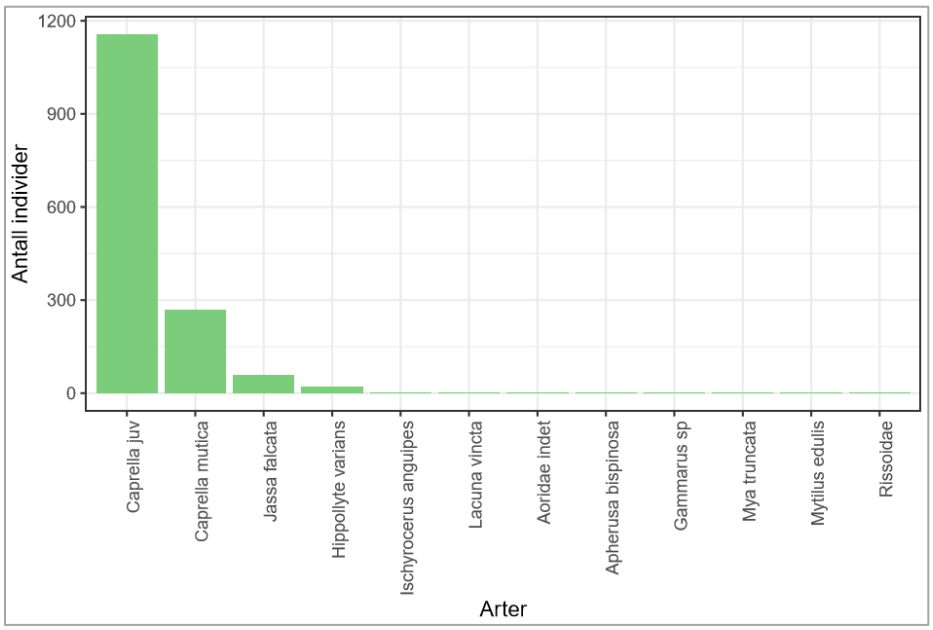
	Vår				**Høst**			
	LH	***SL***	**Anlegg**	**Kontroll**	***LH***	***SL***	**Anlegg**	**Kontroll**
REKKE CHRORDATA								
UNDERREKKE VERTEBRATA								
ORDEN SCORPAENIFORMES								
Agonus cataphractus (Linnaeus)		1						
Myoxocephalus scorpius (Linnaeus)		6			1	23		
ORDEN PERCIFORMES								
Centrolabrus exoletus (Linnaeus)	1				5			
Ctenolabrus rupestris (Linnaeus)	9	18			5	17		
Labrus bergylta (Ascanius)					4			
Symphodus melops (Linnaeus)	1							
Gobiusculus flavescens (Fabricius)		2						
Pholis gunnellus (Linnaeus)	1					1		
ORDEN CLUPEIFORMES								
Clupea harengus (Linnaeus)							1	
ORDEN GADIFORMES								
Gadus morhua (Linnaeus)		4			1	1		
Trisopterus minutus (Linnaeus)						1		
Pollachius pollachius (Linnaeus)	1	7			10	3		
Pollachius virens (Linnaeus)	1				19	25		
Gaidropsarus mediterraneus (Linnaeus)		1				1		
ORDEN GASTEROSTEIFORMES								
Spinachia spinachia (Linnaeus)	1	2						
ORDEN SYNGNATHIFORMES								
Syngnathus acus (Linnaeus)						1		

Vedlegg II: Dominerende grupper



Figur (I): Oversikt over de mest dominerende gruppene på de ulike lokalitetene på våren (blå) og høsten (rød). Antall individer for hver gruppe er presentert på y-aksen.

Vedlegg III: *Caprella mutica* september



Figur (II): Oversikt over antall individer av hver art funnet i faunafellene i taredyrkingsanlegget på høsten (september).

Vedlegg IV: Samfunnsmatriser

Tabell (III): *Datamatrise av vårdatasettet, brukt i DCA-analyse og beregning av indekser.*

Prove	Sesong	Wp	Rep	Navn	Habitat	Metode	Type	Utsaing	Acari	Aeginina_longicornis	Amphipoda_indet	Aora_typica
15	Vår	83	3	VA_ff	Vannmasse	ff	Vannmasse	ingen	0	0	0	0
15	Vår	81	2	VA_ff	Vannmasse	ff	Vannmasse	ingen	0	0	0	0
15	Vår	82	1	VA_ff	Vannmasse	ff	Vannmasse	ingen	0	0	0	0
13	Vår	57	1	TA_L_;	tareskog	tare	Laminaria hyperborea	ingen	2	0	1	0
13	Vår	57	2	TA_L_;	tareskog	tare	Laminaria hyperborea	ingen	1	0	7	0
13	Vår	57	3	TA_L_;	tareskog	tare	Laminaria hyperborea	ingen	3	0	0	0
12	Vår	56	1	TA_SL	tareskog	tare	Saccharina latissima	ingen	0	0	6	0
12	Vår	56	3	TA_SL	tareskog	tare	Saccharina latissima	ingen	0	0	11	1
12	Vår	56	2	TA_SL	tareskog	tare	Saccharina latissima	ingen	0	0	5	0
10	Vår	78	1	TA_L_;	tareskog	ff	Laminaria hyperborea	ingen	0	0	0	0
10	Vår	79	2	TA_L_;	tareskog	ff	Laminaria hyperborea	ingen	1	0	0	0
9	Vår	77	2	TA_SL	tareskog	ff	Saccharina latissima	ingen	1	0	0	0
9	Vår	77	1	TA_SL	tareskog	ff	Saccharina latissima	ingen	0	0	0	0
9	Vår	77	3	TA_SL	tareskog	ff	Saccharina latissima	ingen	0	0	4	0
5	Vår	17	1	AN_S_;	Anlegg	ff	Saccharina latissima	sep	0	1	0	0
5	Vår	18	3	AN_S_;	Anlegg	ff	Saccharina latissima	sep	0	0	0	0
5	Vår	16	2	AN_S_;	Anlegg	ff	Saccharina latissima	sep	0	1	0	0
4	Vår	10	1	AN_S_;	Anlegg	ff	Saccharina latissima	jan	0	0	0	0
4	Vår	9	3	AN_S_;	Anlegg	ff	Saccharina latissima	jan	0	0	0	0
4	Vår	11	2	AN_S_;	Anlegg	ff	Saccharina latissima	jan	0	0	0	0
3	Vår	17	1	AN_S_;	Anlegg	tare	Saccharina latissima	sep	0	0	0	0
3	Vår	16	2	AN_S_;	Anlegg	tare	Saccharina latissima	sep	1	0	0	0
3	Vår	18	3	AN_S_;	Anlegg	tare	Saccharina latissima	sep	0	0	0	0
2	Vår	11	2	AN_S_;	Anlegg	tare	Saccharina latissima	jan	0	0	0	0
2	Vår	9	3	AN_S_;	Anlegg	tare	Saccharina latissima	jan	0	0	0	0
2	Vår	10	1	AN_S_;	Anlegg	tare	Saccharina latissima	jan	0	0	0	0

0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	2
0	0	0	0	0	0	0	12	0	0	0
0	0	2	0	0	0	0	3	0	0	0
0	0	0	0	0	0	0	30	0	0	0
0	1	0	0	0	3	0	27	1	0	0
0	0	0	0	0	1	0	6	1	0	0
0	4	0	0	0	0	0	1	0	0	0
0	6	0	0	0	0	0	0	0	0	0
0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0
0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0
0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
0	0	0	10	0	0	0	0	0	0	0
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Aoridae indet	**Apherusa bispinosa**	**Assiminea**	**Caprella juv**	**Caprella linearis**	**Chaetognatha**	**Dexamine spinosa**	**Dexamine thea**	**Dexaminidae**	**Echinogammarus marinus**	**Eulima bilineata**

Fjærmygg-larve	Gammarus spp.	Hippolyte varians	Idotea pelagica	Ischyroceridae	Ischyrocerus anguipes	Janaria sp	Jassa falcata	Lacuna vincta	Lepeta caeca	Margarites helicinius	Mysid a
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
0	4	0	1	1	0	0	4	0	2	3	0
0	1	0	1	0	3	1	0	0	0	1	0
0	2	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4	1	2	0	0	0	0	0	0	0	0	1
0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	2
0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0
0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	4	0
0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
0	1	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0
0	0	0	2	0	5	0	0	0	0	0	0
0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
0	1	0	2	0	1	0	0	0	0	0	0
0	0	0	2	0	1	0	0	0	0	0	0
0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5	0
0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0

Mytilus edulis	Triata incrassata	Nereidae	Nereis pelagica	Ophiopholis aculata	Ostracoda	Phtisica marina	Polynoidae	Polyplacophora juv	Rissoidae	Skeneopsis planorbis	Stenothoidae indet
0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0
0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0
0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
1	0	2	0	1	0	0	2	0	12	1	1
0	0	0	2	0	1	0	0	0	9	0	0
0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
0	0	0	0	0	0	1	2	0	5	0	0
0	0	0	0	0	0	1	1	0	4	0	0
0	0	0	0	0	0	0	0	0	13	0	0
0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	2
0	0	0	0	1	1	0	0	0	3	0	0
0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
0	0	0	0	0	7	0	0	0	1	1	0
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

Tabell (IV): *Datamatrise fra høstdatasettet, brukt i DCA-analyse og beregning av indekser*

Prove	Sesong	Wp	Rep	Navn	Habitat	Metode	Type	Utsaing	Acari	Amphipoda_indet	Amphipoda_juv_indet	Steromphala cineraria	Shannon Indeks
22	Høst	30	2	VA_ff	Vannmasse	ff	Vannmasse	ingen	0	0	4	0	0
22	Høst	31	1	VA_ff	Vannmasse	ff	Vannmasse	ingen	0	0	0	0	1.039721
22	Høst	32	3	VA_ff	Vannmasse	ff	Vannmasse	ingen	0	3	2	0	0
20	Høst	25	1	TA_LH	tareskog	ff	Laminaria hyperborea	ingen	0	2	402	0	2.495331
20	Høst	24	2	TA_LH	tareskog	ff	Laminaria hyperborea	ingen	0	7	8	0	1.922603
20	Høst	26	3	TA_LH	tareskog	ff	Laminaria hyperborea	ingen	1	16	0	0	1.970181
19	Høst	27	1	TA_SL	tareskog	ff	Saccharina latissima	ingen	0	5	0	0	1.006463
19	Høst	28	3	TA_SL	tareskog	ff	Saccharina latissima	ingen	0	5	0	0	1.799461
19	Høst	29	2	TA_SL	tareskog	ff	Saccharina latissima	ingen	0	7	0	0	1.616918
16	Høst	9	3	AN_ff	Anlegg	ff	Anlegg	ingen	0	0	0	0	1.791759
16	Høst	10	2	AN_ff	Anlegg	ff	Anlegg	ingen	0	0	0	0	1.739839
16	Høst	11	1	AN_ff	Anlegg	ff	Anlegg	ingen	0	2	0	1	1.791759
												0	1.331664
												0	1.279854
												0	0.900256
												0	0
												0	1.098612
												0	0.693147
												0	1.332179
												0	1.039721
												0	1.098612
												0	1.005387
												0	1.098612
												0	0
												0	0
												0	0

Amphithoe_ rubricata	Aora_typica	Aoridae indet	Apherusa bispinosa	Apherusa jurinei	Apohyale prevostii	Caprella juv	Caprella mutica	Caprella septentrionalis	Caridea indet	Caridea juv	Chaetognatha
0	0	0	2	0	0	10	0	0	0	0	0
0	0	0	1	0	0	1	1	0	0	0	0
0	0	0	0	0	0	3	1	0	0	0	0
0	1	0	0	137	8	0	1	0	0	0	0
0	1	0	10	2	0	2	0	0	1	0	0
0	3	5	35	8	0	0	0	1	0	0	0
0	6	2	3	0	0	0	0	0	0	4	0
3	2	0	1	0	0	0	0	0	0	0	4
0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
0	0	0	0	0	0	967	112	0	0	0	0
0	0	0	0	0	0	99	130	0	0	0	0
0	0	0	1	0	0	91	27	0	0	0	0

Dexamine spinosa	Dexamine thea	Echinogammarus marinus	Gammarus spp.	Gammarus zaddachi	Hippolyte varians	Idotea granulosa	Idotea pelagica	Ischyroceridae	Ischyrocerus anguipes	Isopoda indet	Jaera albifrons
0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
8	0	0	0	0	5	1	0	0	1	1	1
0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0
7	23	0	5	0	2	0	0	4	0	0	1
2	2	1	6	0	0	0	0	0	0	0	0
1	11	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
1	17	0	7	1	0	0	2	0	0	0	0
0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
0	0	0	0	0	18	0	0	0	3	0	0

Jassa falcata	Lacuna vincta	Lembos websteri	Margarites helicinius	Munna kroyeri	Mya truncata	Mytilus edulis	Ostracoda	Phtisica marina	Polynoidae	Rissoidae	Sterompha la cineraria	Shannon Indeks
1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1.551969
1	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1.747868
1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1.820076
10	32	2	0	0	0	202	7	0	0	507	0	1.539036
5	1	2	18	0	0	31	0	0	3	6	0	2.190923
0	5	3	84	2	2	66	0	0	0	116	0	2.07738
1	4	9	0	0	0	0	0	5	0	13	0	2.40885
0	1	2	2	0	1	0	33	1	0	41	2	1.858616
1	1	3	2	0	0	0	1	1	1	16	0	2.097502
44	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0.512384
4	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0.807494
11	3	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1.324671

Vedlegg V: Biomasse-data

***Tabell (V)**: Totalvekt og enkeltindividvekt på alle individer funnet på alle lokalitetene på våren og på høsten.*

Rep	Stasjon	Substrat	Type	Utsåing	Arter	Familie	Rekke	Antall	Totalvekt	Enkelvekt
1	AN	SL	tare	jan	*Margarites helicinus*	Margaritidae	Gastropoda	2	0.00012	0.00006
3	AN	SL	tare	jan	Ingen	Ingen	Ingen	0	0	0
2	AN	SL	tare	jan	Ingen	Ingen	Ingen	0	0	0
3	AN	SL	tare	sep	*Ischyrocerus anguipes*	Ischyroceridae	Amphipoda	1	0.00723	0.00723
3	AN	SL	tare	sep	*Margarites helicinus*	Margaritidae	Gastropoda	1	0.00209	0.00209
3	AN	SL	tare	sep	*Mysida*	Mysida	Mysida	1	0.00056	0.00056
3	AN	SL	tare	sep	Rissoidae	Rissoidae	Gastropoda	1	0.00338	0.00338
2	AN	SL	tare	sep	Acarii	Acarii	Acarii	1	0.00004	0.00004
2	AN	SL	tare	sep	Caprella juv	Caprellidae	Amphipoda	10	0.00063	0.000063
2	AN	SL	tare	sep	*Margarites helicinus*	Margaritidae	Gastropoda	5	0.0003	0.00006
2	AN	SL	tare	sep	*Skeneopsis planorbis*	Skeneopsidae	Gastropoda	1	0.00002	0.00002
1	AN	SL	tare	sep	*Ischyrocerus anguipes*	Ischyroceridae	Amphipoda	1	0.00323	0.00323
1	AN	SL	tare	sep	*Lepeta caeca*	Lepetidae	Gastropoda	1	0.00018	0.00018
1	AN	SL	tare	sep	*Dexamine thea*	Dexaminidae	Amphipoda	1	0.00056	0.00056
2	AN	SL	ff	jan	*Dexamine spinosa*	Dexaminidae	Amphipoda	1	0.00053	0.00053
2	AN	SL	ff	jan	*Idotea pelagica*	Idoteidae	Isopoda	2	0.00069	0.000345
2	AN	SL	ff	jan	*Ischyrocerus anguipes*	Ischyroceridae	Amphipoda	1	0.0015	0.0015
3	AN	SL	ff	jan	*Dexamine thea*	Dexaminidae	Amphipoda	1	0.0005	0.0005
3	AN	SL	ff	jan	*Gammarus sp.*	Gammaridae	Amphipoda	1	0.00005	0.00005
3	AN	SL	ff	jan	*Idotea pelagica*	Idoteidae	Isopoda	2	0.0004	0.0002
3	AN	SL	ff	jan	*Ischyrocerus anguipes*	Ischyroceridae	Amphipoda	1	0.001	0.001
1	AN	SL	ff	jan	***Idotea pelagica***	Idoteidae	Isopoda	1	0.00111	0.00111
1	AN	SL	ff	jan	Aoridae sp.	Aoridae	Amphipoda	1	0.00043	0.00043
2	AN	SL	ff	sep	*Aeginina longicornis*	Calliopiidae	Amphipoda	1	0.00963	0.00963
2	AN	SL	ff	sep	Aoridae sp.	Aoridae	Amphipoda	1	0.00359	0.00359
2	AN	SL	ff	sep	*Caprella linearis*	Caprellidae	Amphipoda	1	0.00513	0.00513
3	AN	SL	ff	sep	*Idotea pelagica*	Idoteidae	Isopoda	1	0.01731	0.01731
1	AN	SL	ff	sep	*Aeginina longicornis*	Calliopiidae	Amphipoda	1	0.00613	0.00613
1	AN	SL	ff	sep	*Idotea pelagica*	Idoteidae	Isopoda	2	0.0109	0.00545
1	AN	SL	ff	sep	*Ischyrocerus anguipes*	Ischyroceridae	Amphipoda	5	0.01432	0.002864
3	TA	SL	ff	ingen	*Amphipoda indet*	Amphipoda	Amphipoda	4	0.00027	6.75E-05
3	TA	SL	ff	ingen	*Dexamine thea*	Dexaminidae	Amphipoda	2	0.00088	0.00044
3	TA	SL	ff	ingen	Gammarus sp	Gammaridae	Amphipoda	1	0.00009	0.00009
3	TA	SL	ff	ingen	*Ischyrocerus anguipes*	Ischyroceridae	Amphipoda	3	0.00237	0.00079
1	TA	SL	ff	ingen	*Dexamine thea*	Dexaminidae	Amphipoda	3	0.00532	0.001773

1	TA	SL	ff	ingen	Gammarus sp	Gammaridae	Amphipoda	3	0.00118	0.000393
1	TA	SL	ff	ingen	Ostracoda	Ostracoda	Ostracoda	7	0.00023	3.29E-05
1	TA	SL	ff	ingen	Rissoidae	Rissoidae	Gastropoda	1	0.00075	0.00075
1	TA	SL	ff	ingen	*Skeneopsis planorbis*	Skeneopsidae	Gastropoda	1	0.00008	0.00008
2	TA	SL	ff	ingen	Acarii	Acarii	Acarii	1	0.00005	0.00005
2	TA	SL	ff	ingen	*Dexamine thea*	Dexaminidae	Amphipoda	1	0.00045	0.00045
2	TA	SL	ff	ingen	*Echinogammarus marinus*	Gammaridae	Amphipoda	1	0.00808	0.00808
2	TA	SL	ff	ingen	Gammarus sp	Gammaridae	Amphipoda	1	0.00005	0.00005
2	TA	SL	ff	ingen	Rissoidae	Rissoidae	Gastropoda	1	0.00608	0.00608
2	TA	SL	ff	ingen	*Steromphala cineraria*	Trochidae	Gastropoda	1	0.00676	0.00676
2	TA	LH	ff	ingen	Acarii	Acarii	Acarii	1	0.00007	0.00007
2	TA	LH	ff	ingen	*Apherusa bispinosa*	Calliopiidae	Amphipoda	6	0.01446	0.00241
2	TA	LH	ff	ingen	*Idotea pelagica*	Idoteidae	Isopoda	3	0.00421	0.001403
2	TA	LH	ff	ingen	*Margarites helicinus*	Margaritidae	Gastropoda	4	0.10006	0.025015
2	TA	LH	ff	ingen	*Ophiopholis aculata*	Ophiopholidae	Ophiuroidea	1	0.00088	0.00088
2	TA	LH	ff	ingen	Ostracoda	Ostracoda	Ostracoda	1	0.00029	0.00029
2	TA	LH	ff	ingen	Rissoidae	Rissoidae	Gastropoda	3	0.00419	0.001397
1	TA	LH	ff	ingen	*Apherusa bispinosa*	Calliopiidae	Amphipoda	4	0.00378	0.000945
1	TA	LH	ff	ingen	*Dexamine thea*	Dexaminidae	Amphipoda	1	0.00031	0.00031
1	TA	LH	ff	ingen	Gammarus sp	Gammaridae	Amphipoda	1	0.00007	0.00007
1	TA	LH	ff	ingen	*Idotea pelagica*	Idoteidae	Isopoda	1	0.00687	0.00687
1	TA	LH	ff	ingen	*Margarites helicinus*	Margaritidae	Gastropoda	1	0.00727	0.00727
1	TA	LH	ff	ingen	Rissoidae	Rissoidae	Gastropoda	2	0.00461	0.002305
1	TA	LH	ff	ingen	Stenothoidae indet	Stenothoidae	Amphipoda	2	0.0003	0.00015
2	TA	SL	tare	ingen	Amphipoda indet	Amphipoda	Amphipoda	5	0.01206	0.002412
2	TA	SL	tare	ingen	Chaetognatha	Chaetognatha	Chaetognatha	1	0.00071	0.00071
2	TA	SL	tare	ingen	*Dexamine thea*	Dexaminidae	Amphipoda	6	0.0021	0.00035
2	TA	SL	tare	ingen	Dexaminidae	Dexaminidae	Amphipoda	1	0.00312	0.00312
2	TA	SL	tare	ingen	Gammarus sp	Gammaridae	Amphipoda	1	0.00431	0.00431
2	TA	SL	tare	ingen	*Margarites helicinus*	Margaritidae	Gastropoda	1	0.01843	0.01843
2	TA	SL	tare	ingen	Mysida	Mysida	Mysida	2	0.0448	0.0224
2	TA	SL	tare	ingen	Rissoidae	Rissoidae	Gastropoda	13	0.03795	0.002919
3	TA	SL	tare	ingen	Amphipoda indet	Amphipoda	Amphipoda	11	0.00629	0.000572
3	TA	SL	tare	ingen	*Aora typica*	Aoridae	Amphipoda	1	0.002	0.002
3	TA	SL	tare	ingen	*Apherusa bispinosa*	Calliopiidae	Amphipoda	1	0.00152	0.00152
3	TA	SL	tare	ingen	Chaetognatha	Chaetognatha	Chaetognatha	3	0.00113	0.000377
3	TA	SL	tare	ingen	*Dexamine thea*	Dexaminidae	Amphipoda	27	0.01451	0.000537
3	TA	SL	tare	ingen	Dexaminidae	Dexaminidae	Amphipoda	1	0.00064	0.00064
3	TA	SL	tare	ingen	Chironomidae	Chironomidae	Chironomidae	4	0.00423	0.001058
3	TA	SL	tare	ingen	Gammarus sp	Gammaridae	Amphipoda	1	0.00168	0.00168
3	TA	SL	tare	ingen	*Hippollyte varians*	Hippolytidae	Decapoda	2	0.0705	0.03525
3	TA	SL	tare	ingen	Mysida	Mysida	Mysida	1	0.02681	0.02681
3	TA	SL	tare	ingen	*Phtisica marina*	Caprellidae	Amphipoda	1	0.00335	0.00335
3	TA	SL	tare	ingen	Polynoidae	Polynoidae	Polychaeta	1	0.00274	0.00274
3	TA	SL	tare	ingen	Rissoidae	Rissoidae	Gastropoda	4	0.0157	0.003925

1	TA	SL	tare	ingen	*Dexamine thea*	Dexaminidae	Amphipoda	30	0.01749	0.000583
1	TA	SL	tare	ingen	Amphipoda indet	Amphipoda	Amphipoda	6	0.00328	0.000547
1	TA	SL	tare	ingen	*Phtisica marina*	Caprellidae	Amphipoda	1	0.00185	0.00185
1	TA	SL	tare	ingen	Polynoidae	Polynoidae	Polychaeta	2	0.00004	0.00002
1	TA	SL	tare	ingen	Rissoidae	Rissoidae	Gastropoda	5	0.013	0.0026
3	TA	LH	tare	ingen	Acarii	Acarii	Acarii	3	0.0005	0.000167
3	TA	LH	tare	ingen	Assiminea	Assimineidae	Gastropoda	2	0.00109	0.000545
3	TA	LH	tare	ingen	Polyplacophora	Polyplacophora	Gastropoda	1	0.0243	0.0243
3	TA	LH	tare	ingen	*Dexamine thea*	Dexaminidae	Amphipoda	3	0.00282	0.00094
3	TA	LH	tare	ingen	Gammarus sp	Gammaridae	Amphipoda	2	0.00119	0.000595
3	TA	LH	tare	ingen	*Lacuna vincta*	Littorinidae	Gastropoda	1	0.11473	0.11473
3	TA	LH	tare	ingen	*Margarites helicinus*	Margaritidae	Gastropoda	1	0.00209	0.00209
3	TA	LH	tare	ingen	*Tritia incrassata*	Nassariidae	Gastropoda	1	0.00477	0.00477
2	TA	LH	tare	ingen	Acarii	Acarii	Acarii	1	0.0006	0.0006
2	TA	LH	tare	ingen	Amphipoda indet	Amphipoda	Amphipoda	7	0.01072	0.001531
2	TA	LH	tare	ingen	*Dexamine thea*	Dexaminidae	Amphipoda	12	0.00641	0.000534
2	TA	LH	tare	ingen	Gammarus sp	Gammaridae	Amphipoda	1	0.00827	0.00827
2	TA	LH	tare	ingen	*Idotea pelagica*	Idoteidae	Isopoda	1	0.00135	0.00135
2	TA	LH	tare	ingen	*Ischyrocerus anguipes*	Ischyroceridae	Amphipoda	3	0.02761	0.009203
2	TA	LH	tare	ingen	*Jaera (Jaera) albifrons*	Janiridae	Polychaeta	1	0.00012	0.00012
2	TA	LH	tare	ingen	*Margarites helicinus*	Margaritidae	Gastropoda	1	0.0006	0.0006
2	TA	LH	tare	ingen	*Nereis pelagica*	Nereididae	Polychaeta	2	0.00203	0.001015
2	TA	LH	tare	ingen	Ostracoda	Ostracoda	Ostracoda	1	0.0008	0.0008
2	TA	LH	tare	ingen	Rissoidae	Rissoidae	Gastropoda	9	0.02407	0.002674
1	TA	LH	tare	ingen	Acarii	Acarii	Acarii	2	0.00011	0.000055
1	TA	LH	tare	ingen	*Dexamine thea*	Dexaminidae	Amphipoda	3	0.00307	0.001023
1	TA	LH	tare	ingen	Amphipoda indet	Amphipoda	Amphipoda	1	0.00164	0.00164
1	TA	LH	tare	ingen	*Eulima bilineata*	Eulimidae	Gastropoda	2	0.00153	0.000765
1	TA	LH	tare	ingen	Gammarus sp	Gammaridae	Amphipoda	4	0.00377	0.000943
1	TA	LH	tare	ingen	*Idotea pelagica*	Idoteidae	Isopoda	1	0.00293	0.00293
1	TA	LH	tare	ingen	Stenothoidae indet	Stenothoidae	Amphipoda	1	0.00104	0.00104
1	TA	LH	tare	ingen	*Jassa falcata*	Ischyroceridae	Amphipoda	4	0.01816	0.00454
1	TA	LH	tare	ingen	Ischyroceridae	Ischyroceridae	Amphipoda	1	0.00107	0.00107
1	TA	LH	tare	ingen	*Lepeta caeca*	Lepetidae	Gastropoda	2	0.00164	0.00082
1	TA	LH	tare	ingen	*Margarites helicinus*	Margaritidae	Gastropoda	3	0.10844	0.036147
1	TA	LH	tare	ingen	*Mytilus edulis*	Mytilidae	Bivalvia	1	0.0007	0.0007
1	TA	LH	tare	ingen	Nereidae	Nereidae	Polychaeta	2	0.00352	0.00176
1	TA	LH	tare	ingen	*Ophiopholis aculata*	Ophiopholidae	Echinodermata	1	0.00088	0.00088
1	TA	LH	tare	ingen	Polynoidae	Polynoidae	Polychaeta	2	0.00069	0.000345
1	TA	LH	tare	ingen	Rissoidae	Rissoidae	Gastropoda	12	0.01852	0.001543
1	TA	LH	tare	ingen	*Skeneopsis planorbis*	Skeneopsidae	Amphipoda	1	0.00026	0.00026
3	VA	VA	ff	ingen	Ostracoda	Ostracoda	Ostracoda	2	0.00029	0.000145
1	VA	VA	ff	ingen	Rissoidae	Rissoidae	Gastropoda	1	0.00224	0.00224
2	VA	VA	ff	ingen	Mysida	Mysida	Mysida	2	0.00032	0.00016
2	VA	VA	ff	ingen	Ostracoda	Ostracoda	Ostracoda	1	0.00004	0.00004
2	VA	VA	ff	ingen	Polycheata	Polycheata	Polychaeta	1	0.00164	0.00164

1	AN	AN	ff	ingen	Aoridae indet	Aoridae	Amphipoda	2	0.00201	0.001005
1	AN	AN	ff	ingen	*Apherusa bispinosa*	Calliopiidae	Amphipoda	1	0.00193	0.00193
1	AN	AN	ff	ingen	Caprella juv	Caprellidae	Amphipoda	91	0.0048	5.27E-05
1	AN	AN	ff	ingen	*Caprella mutica*	Caprellidae	Amphipoda	27	0.21254	0.007872
1	AN	AN	ff	ingen	*Hippollyte varians*	Hippolytidae	Decapoda	18	0.21365	0.011869
1	AN	AN	ff	ingen	*Ischyrocerus anguipes*	Ischyroceridae	Amphipoda	3	0.00243	0.00081
1	AN	AN	ff	ingen	*Jassa falcata*	Ischyroceridae	Amphipoda	11	0.03592	0.003265
1	AN	AN	ff	ingen	*Lacuna vincta*	Littorinidae	Gastropoda	3	0.0281	0.009367
1	AN	AN	ff	ingen	*Mytilus edulis*	Mytilidae	Bivalvia	1	0.00479	0.00479
2	AN	AN	ff	ingen	Caprella juv	Caprellidae	Amphipoda	99	0.18293	0.001848
2	AN	AN	ff	ingen	*Caprella mutica*	Caprellidae	Amphipoda	130	0.96055	0.007389
2	AN	AN	ff	ingen	*Jassa falcata*	Ischyroceridae	Amphipoda	4	0.01492	0.00373
2	AN	AN	ff	ingen	*Mya truncata*	Myidae	Bivalvia	1	0.00232	0.00232
2	AN	AN	ff	ingen	*Mytilus edulis*	Mytilidae	Bivalvia	1	0.03513	0.03513
3	AN	AN	ff	ingen	Caprella juv	Caprellidae	Amphipoda	967	0.37702	0.00039
3	AN	AN	ff	ingen	*Caprella mutica*	Caprellidae	Amphipoda	112	0.76918	0.006868
3	AN	AN	ff	ingen	Gammarus sp	Gammaridae	Amphipoda	1	0.00218	0.00218
3	AN	AN	ff	ingen	*Hippollyte varians*	Hippolytidae	Decapoda	1	0.01283	0.01283
3	AN	AN	ff	ingen	*Jassa falcata*	Ischyroceridae	Amphipoda	44	0.25819	0.005868
3	AN	AN	ff	ingen	*Mytilus edulis*	Mytilidae	Bivalvia	1	0.09204	0.09204
3	AN	AN	ff	ingen	Rissoidae	Rissoidae	Gastropoda	1	0.00154	0.00154
2	TA	SL	ff	ingen	*Aora typica*	Aoridae	Amphipoda	1	0.00277	0.00277
2	TA	SL	ff	ingen	*Dexamine spinosa*	Dexaminidae	Amphipoda	1	0.00491	0.00491
2	TA	SL	ff	ingen	*Dexamine thea*	Dexaminidae	Amphipoda	17	0.00537	0.000316
2	TA	SL	ff	ingen	Gammarus sp	Gammaridae	Amphipoda	7	0.00569	0.000813
2	TA	SL	ff	ingen	*Gammarus zaddachi*	Gammaridae	Amphipoda	1	0.01212	0.01212
2	TA	SL	ff	ingen	*Idotea pelagica*	Idoteidae	Isopoda	2	0.00056	0.00028
2	TA	SL	ff	ingen	*Jassa falcata*	Ischyroceridae	Amphipoda	1	0.00272	0.00272
2	TA	SL	ff	ingen	*Lacuna vincta*	Littorinidae	Gastropoda	1	0.00413	0.00413
2	TA	SL	ff	ingen	*Lembos websteri*	Aoridae	Amphipoda	3	0.00063	0.00021
2	TA	SL	ff	ingen	*Margarites helicinus*	Margaritidae	Gastropoda	2	0.00077	0.000385
2	TA	SL	ff	ingen	Ostracoda	Ostracoda	Ostracoda	1	0.00057	0.00057
2	TA	SL	ff	ingen	*Phtisica marina*	Caprellidae	Amphipoda	1	0.00079	0.00079
2	TA	SL	ff	ingen	Polynoidae indet	Polynoidae	Polychaeta	1	0.00768	0.00768
2	TA	SL	ff	ingen	*Rissoidae*	Rissoidae	Gastropoda	16	0.01025	0.000641
3	TA	SL	ff	ingen	*Amphipoda indet*	Amphipoda	Amphipoda	5	0.00024	0.000048
3	TA	SL	ff	ingen	Ampithoe rubricata	Ampithoidae	Amphipoda	3	0.00077	0.000257
3	TA	SL	ff	ingen	*Aora typica*	Aoridae	Amphipoda	2	0.00191	0.000955
3	TA	SL	ff	ingen	*Apherusa bispinosa*	Calliopiidae	Amphipoda	1	0.00048	0.00048
3	TA	SL	ff	ingen	Chaetognatha	Chaetognatha	Chaetognatha	4	0.00099	0.000248
3	TA	SL	ff	ingen	*Dexamine spinosa*	Dexaminidae	Amphipoda	1	0.00019	0.00019
3	TA	SL	ff	ingen	*Dexamine thea*	Dexaminidae	Amphipoda	11	0.00209	0.00019
3	TA	SL	ff	ingen	Steromphala cineraria	Trochidae	Gastropoda	2	0.0066	0.0033
3	TA	SL	ff	ingen	*Idotea pelagica*	Idoteidae	Isopoda	1	0.00197	0.00197
3	TA	SL	ff	ingen	*Lacuna vincta*	Littorinidae	Gastropoda	1	0.00419	0.00419
3	TA	SL	ff	ingen	*Lembos websteri*	Aoridae	Amphipoda	2	0.00065	0.000325

3	TA	SL	ff	ingen	*Margarites hellicinus*	Margaritidae	Gastropoda	2	0.00168	0.00084
3	TA	SL	ff	ingen	*Mya truncata*	Myidae	Bivalvia	1	0.00076	0.00076
3	TA	SL	ff	ingen	*Ostracoda*	Ostracoda	Ostracoda	33	0.00104	3.15E-05
3	TA	SL	ff	ingen	*Phtisica marina*	Caprellidae	Amphipoda	1	0.00026	0.00026
3	TA	SL	ff	ingen	*Rissoidae*	Rissoidae	Gastropoda	41	0.01621	0.000395
1	TA	SL	ff	ingen	*Amphipoda indet*	Amphipoda	Amphipoda	5	0.00255	0.00051
1	TA	SL	ff	ingen	*Aora typica*	Aoridae	Amphipoda	6	0.00677	0.001128
1	TA	SL	ff	ingen	*Aoridae indet*	Aoridae	Amphipoda	2	0.00102	0.00051
1	TA	SL	ff	ingen	*Apherusa bispinosa*	Calliopiidae	Amphipoda	3	0.00305	0.001017
1	TA	SL	ff	ingen	*Caridea juv*	Caridea	Decapoda	4	0.00523	0.001308
1	TA	SL	ff	ingen	*Dexamine spinosa*	Dexaminidae	Amphipoda	2	0.00255	0.001275
1	TA	SL	ff	ingen	*Dexamine thea*	Dexaminidae	Amphipoda	2	0.00167	0.000835
1	TA	SL	ff	ingen	*Echinogammarus marinus*	Gammaridae	Amphipoda	1	0.01272	0.01272
1	TA	SL	ff	ingen	*Gammarus sp*	Gammaridae	Amphipoda	6	0.00884	0.001473
1	TA	SL	ff	ingen	*Jassa falcata*	Ischyroceridae	Amphipoda	1	0.00015	0.00015
1	TA	SL	ff	ingen	*Lacuna vincta*	Littorinidae	Gastropoda	4	0.00759	0.001898
1	TA	SL	ff	ingen	*Lembos websteri*	Aoridae	Amphipoda	9	0.01545	0.001717
1	TA	SL	ff	ingen	*Phtisica marina*	Caprellidae	Amphipoda	5	0.00256	0.000512
1	TA	SL	ff	ingen	*Rissoidae*	Rissoidae	Gastropoda	13	0.00306	0.000235
3	TA	LH	ff	ingen	*Acarii*	Acarii	Acarii	1	0.00016	0.00016
3	TA	LH	ff	ingen	*Amphipoda indet*	Amphipoda	Amphipoda	16	0.00475	0.000297
3	TA	LH	ff	ingen	*Aora typica*	Aoridae	Amphipoda	3	0.00218	0.000727
3	TA	LH	ff	ingen	*Aoridae indet*	Aoridae	Amphipoda	5	0.00247	0.000494
3	TA	LH	ff	ingen	*Apherusa bispinosa*	Calliopiidae	Amphipoda	35	0.02861	0.000817
3	TA	LH	ff	ingen	*Apherusa jurinei*	Calliopiidae	Amphipoda	8	0.00873	0.001091
3	TA	LH	ff	ingen	Caprella septentrionalis	Caprellidae	Amphipoda	1	0.00555	0.00555
3	TA	LH	ff	ingen	*Dexamine spinosa*	Dexaminidae	Amphipoda	7	0.00897	0.001281
3	TA	LH	ff	ingen	*Dexamine thea*	Dexaminidae	Amphipoda	23	0.02116	0.00092
3	TA	LH	ff	ingen	*Gammarus sp*	Gammaridae	Amphipoda	5	0.00072	0.000144
3	TA	LH	ff	ingen	*Hippollyte varians*	Hippolytidae	Decapoda	2	0.02002	0.01001
3	TA	LH	ff	ingen	Ischyroceridae	Ischyroceridae	Amphipoda	4	0.00116	0.00029
3	TA	LH	ff	ingen	Jaera (Jaera) albifrons	Janiridae	Polychaeta	1	0.00002	0.00002
3	TA	LH	ff	ingen	*Lacuna vincta*	Littorinidae	Gastropoda	5	0.01478	0.002956
3	TA	LH	ff	ingen	*Lembos websteri*	Aoridae	Amphipoda	3	0.00146	0.000487
3	TA	LH	ff	ingen	*Margarites helicinus*	Margaritidae	Gastropoda	84	0.0714	0.00085
3	TA	LH	ff	ingen	*Mya truncata*	Myidae	Bivalvia	2	0.00308	0.00154
3	TA	LH	ff	ingen	*Mytilus edulis*	Mytilidae	Bivalvia	66	0.202353	0.003066
3	TA	LH	ff	ingen	*Rissoidae*	Rissoidae	Gastropoda	116	0.2726	0.00235
2	TA	LH	ff	ingen	*Amphipoda juv*	Amphipoda	Amphipoda	8	0.0006	0.000075
2	TA	LH	ff	ingen	*Amphipoda indet*	Amphipoda	Amphipoda	7	0.00038	5.43E-05
2	TA	LH	ff	ingen	*Aora typica*	Aoridae	Amphipoda	1	0.00031	0.00031
2	TA	LH	ff	ingen	*Apherusa bispinosa*	Calliopiidae	Amphipoda	10	0.00986	0.000986
2	TA	LH	ff	ingen	*Apherusa jurinei*	Calliopiidae	Amphipoda	2	0.00091	0.000455
2	TA	LH	ff	ingen	*Caprella juv*	Caprellidae	Amphipoda	2	0.00118	0.00059
2	TA	LH	ff	ingen	*Caridea indet*	Caridea	Decapoda	1	0.00286	0.00286
2	TA	LH	ff	ingen	*Hippollyte varians*	Hippolytidae	Decapoda	1	0.0369	0.0369

2	TA	LH	ff	ingen	*Idotea pelagica*	Idoteidae	Isopoda	1	0.00055	0.00055
2	TA	LH	ff	ingen	*Jassa falcata*	Ischyroceridae	Amphipoda	5	0.00213	0.000426
2	TA	LH	ff	ingen	*Lacuna vincta*	Littorinidae	Gastropoda	1	0.00151	0.00151
2	TA	LH	ff	ingen	*Lembos websteri*	Aoridae	Amphipoda	2	0.0013	0.00065
2	TA	LH	ff	ingen	*Margarites helicinus*	Margaritidae	Gastropoda	18	0.00831	0.000462
2	TA	LH	ff	ingen	*Mytilus edulis*	Mytilidae	Bivalvia	31	0.09659	0.003116
2	TA	LH	ff	ingen	Polynoidae indet	Polynoidae	Polychaeta	3	0.00084	0.00028
2	TA	LH	ff	ingen	*Rissoidae*	Rissoidae	Gastropoda	6	0.00536	0.000893
1	TA	LH	ff	ingen	*Amphipoda juv*	Amphipoda	Amphipoda	402	0.00917	2.28E-05
1	TA	LH	ff	ingen	*Amphipoda indet*	Amphipoda	Amphipoda	2	0.00165	0.000825
1	TA	LH	ff	ingen	*Aora typica*	Aoridae	Amphipoda	1	0.00059	0.00059
1	TA	LH	ff	ingen	*Apherusa jurinei*	Calliopiidae	Amphipoda	137	0.48802	0.003562
1	TA	LH	ff	ingen	Apohyale prevostii	Hyalidae	Amphipoda	8	0.00249	0.000311
1	TA	LH	ff	ingen	*Caprella mutica*	Caprellidae	Amphipoda	1	0.00979	0.00979
1	TA	LH	ff	ingen	*Dexamine spinosa*	Dexaminidae	Amphipoda	8	0.03352	0.00419
1	TA	LH	ff	ingen	*Hippollyte varians*	Hippolytidae	Decapoda	5	0.07103	0.014206
1	TA	LH	ff	ingen	*Idotea granulosa*	Idoteidae	Isopoda	2	0.00604	0.00302
1	TA	LH	ff	ingen	*Ischyrocerus anguipes*	Ischyroceridae	Amphipoda	1	0.00056	0.00056
1	TA	LH	ff	ingen	*Isopoda indet*	Isopoda	Isopoda	1	0.00048	0.00048
1	TA	LH	ff	ingen	Jaera (Jaera) albifrons	Janiridae	Polychaeta	1	0.00039	0.00039
1	TA	LH	ff	ingen	*Jassa falcata*	Ischyroceridae	Amphipoda	10	0.01065	0.001065
1	TA	LH	ff	ingen	*Lacuna vincta*	Littorinidae	Gastropoda	40	0.2323	0.005808
1	TA	LH	ff	ingen	*Lembos websteri*	Aoridae	Amphipoda	2	0.00491	0.002455
1	TA	LH	ff	ingen	*Mytilus edulis*	Mytilidae	Bivalvia	202	2.05949	0.010195
1	TA	LH	ff	ingen	*Ostracoda*	Ostracoda	Ostracoda	7	0.0021	0.0003
1	TA	LH	ff	ingen	*Rissoidae*	Rissoidae	Gastropoda	587	0.76677	0.001306
3	VA	VA	ff	ingen	*Amphipoda juv*	Amphipoda	Amphipoda	2	0.00011	0.000055
3	VA	VA	ff	ingen	*Amphipoda indet*	Amphipoda	Amphipoda	3	0.00063	0.00021
3	VA	VA	ff	ingen	*Caprella juv*	Caprellidae	Amphipoda	3	0.00191	0.000637
3	VA	VA	ff	ingen	*Caprella mutica*	Caprellidae	Amphipoda	1	0.0113	0.0113
3	VA	VA	ff	ingen	*Dexamine spinosa*	Dexaminidae	Amphipoda	1	0.00006	0.00006
3	VA	VA	ff	ingen	*Jassa falcata*	Ischyroceridae	Amphipoda	1	0.00019	0.00019
3	VA	VA	ff	ingen	*Lacuna vincta*	Littorinidae	Gastropoda	1	0.01503	0.01503
1	VA	VA	ff	ingen	*Apherusa bispinosa*	Calliopiidae	Amphipoda	1	0.00071	0.00071
1	VA	VA	ff	ingen	*Caprella mutica*	Caprellidae	Amphipoda	1	0.02264	0.02264
1	VA	VA	ff	ingen	*Caprella juv*	Caprellidae	Amphipoda	1	0.00043	0.00043
1	VA	VA	ff	ingen	*Ischyrocerus anguipes*	Ischyroceridae	Amphipoda	1	0.00043	0.00043
1	VA	VA	ff	ingen	*Jassa falcata*	Ischyroceridae	Amphipoda	1	0.00542	0.00542
1	VA	VA	ff	ingen	*Lacuna vincta*	Littorinidae	Gastropoda	2	0.01893	0.009465
2	VA	VA	ff	ingen	*Amphipoda juv*	Amphipoda	Amphipoda	4	0.00012	0.00003
2	VA	VA	ff	ingen	*Caprella juv*	Caprellidae	Amphipoda	10	0.00106	0.000106
2	VA	VA	ff	ingen	Jaera (Jaera) albifrons	Janiridae	Polychaeta	1	0.00034	0.00034
2	VA	VA	ff	ingen	*Jassa falcata*	Ischyroceridae	Amphipoda	1	0.00194	0.00194
2	VA	VA	ff	ingen	*Lacuna vincta*	Littorinidae	Gastropoda	1	0.01522	0.01522

Vedlegg VI: November-data

Tabell (VI): *Oversikt over datasettet fra feltarbeidet i november, hvor det ble kartlagt Caprella-arter på ulike stasjoner.*

Lokasjon	Art	Antall	Navn	Substrat
Brygge	C. mutica	0	Brygge 4	Tvinnet tau
Brygge	C. mutica	6	Brygge 10	Tvinnet tau
Brygge	C. mutica	2	Brygge 7	Tvinnet tau
Brygge	C. mutica	0	Brygge 1	Lastestropp
Brygge	C. mutica	1	Brygge 5	Tvinnet tau
Brygge	C. mutica	0	Brygge 9	Tvinnet tau
Brygge	C. mutica	0	Brygge 8	Tvinnet tau
Brygge	C. mutica	0	Brygge 2	Tvinnet tau
Brygge	C. mutica	2	Brygge 5	Lastestropp
Brygge	C. mutica	0	Brygge 9	Tvinnet tau
Brygge	C. mutica	0	Brygge 8	Tvinnet tau
Brygge	C. mutica	2	Brygge 5	Lastestropp
Brygge	C. mutica	8	Brygge 6	Tvinnet tau
Brygge	C. mutica	5	Brygge 5	Lastestropp
Brygge	C. mutica	6	Brygge 5	Lastestropp
Brygge	C. mutica	0	Brygge 4	Tvinnet tau
Brygge	C. mutica	10	Brygge 6	Tvinnet tau
Brygge	C. mutica	0	Brygge 1	Lastestropp
Brygge	C. mutica	0	Brygge 3	Tvinnet tau
Brygge	C. mutica	0	Brygge 3	Tvinnet tau
Brygge	C. mutica	0	Brygge 3	Tvinnet tau
Fiskeanlegg 1	C. mutica	3	Ervik anlegg	Plastrør
Fiskeanlegg 1	C. mutica	0	Ervik anlegg	Plastrør
Fiskeanlegg 1	C. mutica	5	Ervik anlegg	Tvinnet tau
Fiskeanlegg 1	C. mutica	7	Ervik anlegg	Tvinnet tau
Fiskeanlegg 1	C. mutica	8	Ervik anlegg	Tvinnet tau
Fiskeanlegg 1	C. mutica	0	Ervik anlegg	Plastrør
Fiskeanlegg 2	C. mutica	2	Lerøy	Plastflate
Fiskeanlegg 2	C. mutica	0	Lerøy	Plastflate
Fiskeanlegg 2	C. mutica	1	Lerøy	Plastflate
Fiskeanlegg 2	C. mutica	0	Lerøy	Plastflate
Fiskeanlegg 2	C. mutica	0	Lerøy	Tvinnet tau
Fiskeanlegg 2	C. mutica	3	Lerøy	Plastflate
Fiskeanlegg 3	C. mutica	6	Måsøval	Tvinnet tau
Fiskeanlegg 3	C. mutica	5	Måsøval	Tvinnet tau
Fiskeanlegg 3	C. mutica	2	Måsøval	Tvinnet tau
Fiskeanlegg 3	C. mutica	3	Måsøval	Tvinnet tau
Fiskeanlegg 3	C. mutica	5	Måsøval	Tvinnet tau
Fiskeanlegg 3	C. mutica	2	Måsøval	Tvinnet tau
Tareanlegg 2	C. mutica	1	SES Moskjæret	Tvinnet tau
Tareanlegg 2	C. mutica	1	SES Moskjæret	Tvinnet tau
Tareanlegg 2	C. mutica	3	SES Moskjæret	Tvinnet tau

Tareanlegg 2	C. mutica	4	SES Moskjæret	Tvinnet tau
Tareanlegg 2	C. mutica	3	SES Moskjæret	Tvinnet tau
Tareanlegg 2	C. mutica	1	SES Moskjæret	Tvinnet tau
Tareanlegg 2	C. mutica	0	SES Moskjæret	Tvinnet tau
Tareanlegg 2	C. mutica	0	SES Moskjæret	Tvinnet tau
Tareanlegg 1	C. mutica	4	SES Tareskjæret	Tvinnet tau
Tareanlegg 1	C. mutica	8	SES Tareskjæret	Tvinnet tau
Tareanlegg 1	C. mutica	8	SES Tareskjæret	Tvinnet tau
Tareanlegg 1	C. mutica	11	SES Tareskjæret	Tvinnet tau
Tareanlegg 1	C. mutica	2	SES Tareskjæret	Tvinnet tau
Tareanlegg 1	C. mutica	0	SES Tareskjæret	Planke
Tareanlegg 1	C. mutica	2	SES Tareskjæret	Tvinnet tau
Tareanlegg 1	C. mutica	3	SES Tareskjæret	Tvinnet tau
Tareanlegg 1	C. mutica	16	SES Tareskjæret	Tvinnet tau
Tareanlegg 3	C. mutica	0	SES Tareskjæret	Plastrør
Tareanlegg 3	C. mutica	63	SES Tareskjæret	Tvinnet tau
Tareanlegg 3	C. mutica	0	SES Tareskjæret	Plastrør
Tareanlegg 3	C. mutica	6	SES Tareskjæret	Tvinnet tau
Strandsonen	C. mutica	0	Strandsonen	Tareplante
Strandsonen	C. mutica	0	Strandsonen	Tareplante
Strandsonen	C. mutica	0	Strandsonen	Tareplante
Brygge	Caprella spp.	0	Brygge 4	Tvinnet tau
Brygge	Caprella spp.	5	Brygge 10	Tvinnet tau
Brygge	Caprella spp.	3	Brygge 7	Tvinnet tau
Brygge	Caprella spp.	0	Brygge 1	Lastestropp
Brygge	Caprella spp.	1	Brygge 5	Tvinnet tau
Brygge	Caprella spp.	1	Brygge 9	Tvinnet tau
Brygge	Caprella spp.	0	Brygge 8	Tvinnet tau
Brygge	Caprella spp.	0	Brygge 2	Tvinnet tau
Brygge	Caprella spp.	1	Brygge 5	Lastestropp
Brygge	Caprella spp.	0	Brygge 9	Tvinnet tau
Brygge	Caprella spp.	0	Brygge 8	Tvinnet tau
Brygge	Caprella spp.	1	Brygge 5	Lastestropp
Brygge	Caprella spp.	7	Brygge 6	Tvinnet tau
Brygge	Caprella spp.	1	Brygge 5	Lastestropp
Brygge	Caprella spp.	0	Brygge 5	Lastestropp
Brygge	Caprella spp.	0	Brygge 4	Tvinnet tau
Brygge	Caprella spp.	0	Brygge 6	Tvinnet tau
Brygge	Caprella spp.	0	Brygge 1	Lastestropp
Brygge	Caprella spp.	0	Brygge 3	Tvinnet tau
Brygge	Caprella spp.	0	Brygge 3	Tvinnet tau
Brygge	Caprella spp.	0	Brygge 3	Tvinnet tau
Fiskeanlegg 1	Caprella spp.	1	Ervik anlegg	Plastrør
Fiskeanlegg 1	Caprella spp.	1	Ervik anlegg	Plastrør
Fiskeanlegg 1	Caprella spp.	5	Ervik anlegg	Tvinnet tau
Fiskeanlegg 1	Caprella spp.	7	Ervik anlegg	Tvinnet tau
Fiskeanlegg 1	Caprella spp.	4	Ervik anlegg	Tvinnet tau
Fiskeanlegg 1	Caprella spp.	1	Ervik anlegg	Plastrør

Fiskeanlegg 2	Caprella spp.	2	Lerøy	Plastflate
Fiskeanlegg 2	Caprella spp.	0	Lerøy	Plastflate
Fiskeanlegg 2	Caprella spp.	2	Lerøy	Plastflate
Fiskeanlegg 2	Caprella spp.	0	Lerøy	Plastflate
Fiskeanlegg 2	Caprella spp.	0	Lerøy	Tvinnet tau
Fiskeanlegg 2	Caprella spp.	4	Lerøy	Plastflate
Fiskeanlegg 3	Caprella spp.	0	Måsøval	Tvinnet tau
Fiskeanlegg 3	Caprella spp.	12	Måsøval	Tvinnet tau
Fiskeanlegg 3	Caprella spp.	3	Måsøval	Tvinnet tau
Fiskeanlegg 3	Caprella spp.	1	Måsøval	Tvinnet tau
Fiskeanlegg 3	Caprella spp.	1	Måsøval	Tvinnet tau
Fiskeanlegg 3	Caprella spp.	0	Måsøval	Tvinnet tau
Tareanlegg 2	Caprella spp.	0	SES Moskjæret	Tvinnet tau
Tareanlegg 2	Caprella spp.	0	SES Moskjæret	Tvinnet tau
Tareanlegg 2	Caprella spp.	2	SES Moskjæret	Tvinnet tau
Tareanlegg 2	Caprella spp.	0	SES Moskjæret	Tvinnet tau
Tareanlegg 2	Caprella spp.	5	SES Moskjæret	Tvinnet tau
Tareanlegg 2	Caprella spp.	0	SES Moskjæret	Tvinnet tau
Tareanlegg 2	Caprella spp.	0	SES Moskjæret	Tvinnet tau
Tareanlegg 2	Caprella spp.	0	SES Moskjæret	Tvinnet tau
Tareanlegg 1	Caprella spp.	3	SES Tareskjæret	Tvinnet tau
Tareanlegg 1	Caprella spp.	0	SES Tareskjæret	Tvinnet tau
Tareanlegg 1	Caprella spp.	0	SES Tareskjæret	Tvinnet tau
Tareanlegg 1	Caprella spp.	2	SES Tareskjæret	Tvinnet tau
Tareanlegg 1	Caprella spp.	2	SES Tareskjæret	Tvinnet tau
Tareanlegg 1	Caprella spp.	0	SES Tareskjæret	Planke
Tareanlegg 1	Caprella spp.	0	SES Tareskjæret	Tvinnet tau
Tareanlegg 1	Caprella spp.	0	SES Tareskjæret	Tvinnet tau
Tareanlegg 3	Caprella spp.	0	SES Tareskjæret	Tvinnet tau
Tareanlegg 1	Caprella spp.	0	SES Tareskjæret	Plastrør
Tareanlegg 3	Caprella spp.	0	SES Tareskjæret	Tvinnet tau
Tareanlegg 3	Caprella spp.	0	SES Tareskjæret	Plastrør
Tareanlegg 3	Caprella spp.	3	SES Tareskjæret	Tvinnet tau
Strandsonen	Caprella spp.	0	Strandsonen	Tareplante
Strandsonen	Caprella spp.	0	Strandsonen	Tareplante
Strandsonen	Caprella spp.	0	Strandsonen	Tareplante
Brygge	Caprella juv.	0	Brygge 4	Tvinnet tau
Brygge	Caprella juv.	5	Brygge 10	Tvinnet tau
Brygge	Caprella juv.	3	Brygge 7	Tvinnet tau
Brygge	Caprella juv.	0	Brygge 1	Lastestropp
Brygge	Caprella juv.	2	Brygge 5	Tvinnet tau
Brygge	Caprella juv.	1	Brygge 9	Tvinnet tau
Brygge	Caprella juv.	0	Brygge 8	Tvinnet tau
Brygge	Caprella juv.	0	Brygge 2	Tvinnet tau
Brygge	Caprella juv.	4	Brygge 5	Lastestropp
Brygge	Caprella juv.	0	Brygge 9	Tvinnet tau
Brygge	Caprella juv.	0	Brygge 8	Tvinnet tau
Brygge	Caprella juv.	2	Brygge 5	Lastestropp

Brygge	Caprella juv.	0	Brygge 6	Tvinnet tau
Brygge	Caprella juv.	0	Brygge 5	Lastestropp
Brygge	Caprella juv.	0	Brygge 5	Lastestropp
Brygge	Caprella juv.	0	Brygge 4	Tvinnet tau
Brygge	Caprella juv.	4	Brygge 6	Tvinnet tau
Brygge	Caprella juv.	0	Brygge 1	Lastestropp
Brygge	Caprella juv.	0	Brygge 3	Tvinnet tau
Brygge	Caprella juv.	0	Brygge 3	Tvinnet tau
Brygge	Caprella juv.	0	Brygge 3	Tvinnet tau
Fiskeanlegg 1	Caprella juv.	83	Ervik anlegg	Plastrør
Fiskeanlegg 1	Caprella juv.	5	Ervik anlegg	Plastrør
Fiskeanlegg 1	Caprella juv.	22	Ervik anlegg	Tvinnet tau
Fiskeanlegg 1	Caprella juv.	10	Ervik anlegg	Tvinnet tau
Fiskeanlegg 1	Caprella juv.	20	Ervik anlegg	Tvinnet tau
Fiskeanlegg 1	Caprella juv.	7	Ervik anlegg	Plastrør
Fiskeanlegg 2	Caprella juv.	8	Lerøy	Plastflate
Fiskeanlegg 2	Caprella juv.	5	Lerøy	Plastflate
Fiskeanlegg 2	Caprella juv.	1	Lerøy	Plastflate
Fiskeanlegg 2	Caprella juv.	0	Lerøy	Plastflate
Fiskeanlegg 2	Caprella juv.	1	Lerøy	Tvinnet tau
Fiskeanlegg 2	Caprella juv.	3	Lerøy	Plastflate
Fiskeanlegg 3	Caprella juv.	2	Måsøval	Tvinnet tau
Fiskeanlegg 3	Caprella juv.	3	Måsøval	Tvinnet tau
Fiskeanlegg 3	Caprella juv.	15	Måsøval	Tvinnet tau
Fiskeanlegg 3	Caprella juv.	4	Måsøval	Tvinnet tau
Fiskeanlegg 3	Caprella juv.	18	Måsøval	Tvinnet tau
Fiskeanlegg 3	Caprella juv.	7	Måsøval	Tvinnet tau
Tareanlegg 2	Caprella juv.	8	SES Moskjæret	Tvinnet tau
Tareanlegg 2	Caprella juv.	12	SES Moskjæret	Tvinnet tau
Tareanlegg 2	Caprella juv.	22	SES Moskjæret	Tvinnet tau
Tareanlegg 2	Caprella juv.	40	SES Moskjæret	Tvinnet tau
Tareanlegg 2	Caprella juv.	8	SES Moskjæret	Tvinnet tau
Tareanlegg 2	Caprella juv.	23	SES Moskjæret	Tvinnet tau
Tareanlegg 2	Caprella juv.	28	SES Moskjæret	Tvinnet tau
Tareanlegg 2	Caprella juv.	23	SES Moskjæret	Tvinnet tau
Tareanlegg 1	Caprella juv.	33	SES Tareskjæret	Tvinnet tau
Tareanlegg 1	Caprella juv.	16	SES Tareskjæret	Tvinnet tau
Tareanlegg 1	Caprella juv.	9	SES Tareskjæret	Tvinnet tau
Tareanlegg 1	Caprella juv.	15	SES Tareskjæret	Tvinnet tau
Tareanlegg 1	Caprella juv.	4	SES Tareskjæret	Tvinnet tau
Tareanlegg 1	Caprella juv.	0	SES Tareskjæret	Planke
Tareanlegg 1	Caprella juv.	8	SES Tareskjæret	Tvinnet tau
Tareanlegg 1	Caprella juv.	5	SES Tareskjæret	Tvinnet tau
Tareanlegg 3	Caprella juv.	0	SES Tareskjæret	Tvinnet tau
Tareanlegg 1	Caprella juv.	6	SES Tareskjæret	Plastrør
Tareanlegg 3	Caprella juv.	8	SES Tareskjæret	Tvinnet tau
Tareanlegg 3	Caprella juv.	0	SES Tareskjæret	Plastrør
Tareanlegg 3	Caprella juv.	16	SES Tareskjæret	Tvinnet tau

Strandsonen	Caprella juv.	0	Strandsonen	Tareplante
Strandsonen	Caprella juv.	0	Strandsonen	Tareplante
Strandsonen	Caprella juv.	0	Strandsonen	Tareplante
Brygge	Annet	7	Brygge 4	Tvinnet tau
Brygge	Annet	6	Brygge 10	Tvinnet tau
Brygge	Annet	11	Brygge 7	Tvinnet tau
Brygge	Annet	6	Brygge 1	Lastestropp
Brygge	Annet	31	Brygge 5	Tvinnet tau
Brygge	Annet	13	Brygge 9	Tvinnet tau
Brygge	Annet	69	Brygge 8	Tvinnet tau
Brygge	Annet	4	Brygge 2	Tvinnet tau
Brygge	Annet	21	Brygge 5	Lastestropp
Brygge	Annet	9	Brygge 9	Tvinnet tau
Brygge	Annet	76	Brygge 8	Tvinnet tau
Brygge	Annet	10	Brygge 5	Lastestropp
Brygge	Annet	0	Brygge 6	Tvinnet tau
Brygge	Annet	0	Brygge 5	Lastestropp
Brygge	Annet	8	Brygge 5	Lastestropp
Brygge	Annet	6	Brygge 4	Tvinnet tau
Brygge	Annet	46	Brygge 6	Tvinnet tau
Brygge	Annet	16	Brygge 1	Lastestropp
Brygge	Annet	6	Brygge 3	Tvinnet tau
Brygge	Annet	4	Brygge 3	Tvinnet tau
Brygge	Annet	6	Brygge 3	Tvinnet tau
Fiskeanlegg 1	Annet	42	Ervik anlegg	Plastrør
Fiskeanlegg 1	Annet	600	Ervik anlegg	Plastrør
Fiskeanlegg 1	Annet	20	Ervik anlegg	Tvinnet tau
Fiskeanlegg 1	Annet	55	Ervik anlegg	Tvinnet tau
Fiskeanlegg 1	Annet	550	Ervik anlegg	Tvinnet tau
Fiskeanlegg 1	Annet	430	Ervik anlegg	Plastrør
Fiskeanlegg 2	Annet	91	Lerøy	Plastflate
Fiskeanlegg 2	Annet	171	Lerøy	Plastflate
Fiskeanlegg 2	Annet	109	Lerøy	Plastflate
Fiskeanlegg 2	Annet	386	Lerøy	Plastflate
Fiskeanlegg 2	Annet	96	Lerøy	Tvinnet tau
Fiskeanlegg 2	Annet	83	Lerøy	Plastflate
Fiskeanlegg 3	Annet	196	Måsøval	Tvinnet tau
Fiskeanlegg 3	Annet	616	Måsøval	Tvinnet tau
Fiskeanlegg 3	Annet	82	Måsøval	Tvinnet tau
Fiskeanlegg 3	Annet	186	Måsøval	Tvinnet tau
Fiskeanlegg 3	Annet	76	Måsøval	Tvinnet tau
Fiskeanlegg 3	Annet	358	Måsøval	Tvinnet tau
Tareanlegg 2	Annet	90	SES Moskjæret	Tvinnet tau
Tareanlegg 2	Annet	55	SES Moskjæret	Tvinnet tau
Tareanlegg 2	Annet	200	SES Moskjæret	Tvinnet tau
Tareanlegg 2	Annet	176	SES Moskjæret	Tvinnet tau
Tareanlegg 2	Annet	73	SES Moskjæret	Tvinnet tau
Tareanlegg 2	Annet	520	SES Moskjæret	Tvinnet tau

Tareanlegg 2	Annet	51	SES Moskjæret	Tvinnet tau
Tareanlegg 2	Annet	123	SES Moskjæret	Tvinnet tau
Tareanlegg 1	Annet	116	SES Tareskjæret	Tvinnet tau
Tareanlegg 1	Annet	75	SES Tareskjæret	Tvinnet tau
Tareanlegg 1	Annet	61	SES Tareskjæret	Tvinnet tau
Tareanlegg 1	Annet	68	SES Tareskjæret	Tvinnet tau
Tareanlegg 1	Annet	50	SES Tareskjæret	Tvinnet tau
Tareanlegg 1	Annet	224	SES Tareskjæret	Planke
Tareanlegg 1	Annet	63	SES Tareskjæret	Tvinnet tau
Tareanlegg 1	Annet	56	SES Tareskjæret	Tvinnet tau
Tareanlegg 3	Annet	24	SES Tareskjæret	Tvinnet tau
Tareanlegg 1	Annet	110	SES Tareskjæret	Plastrør
Tareanlegg 3	Annet	78	SES Tareskjæret	Tvinnet tau
Tareanlegg 3	Annet	125	SES Tareskjæret	Plastrør
Tareanlegg 3	Annet	77	SES Tareskjæret	Tvinnet tau
Strandsonen	Annet	134	Strandsonen	Tareplante
Strandsonen	Annet	135	Strandsonen	Tareplante
Strandsonen	Annet	105	Strandsonen	Tareplante

Vedlegg VII: Diverse data

***Tabell (VII)**: antall arter og antall individer per lokalitet vår og høst*

Sesong	Habitat	Metode	Tare	Utsaaing	Artsrikhet	Antall_individer
Vår	Anlegg_Jan	Tare	*Saccharina latissima*	Jan	1	2
Vår	Anlegg_Sept	Tare	*Saccharina latissima*	Sept	8	23
Vår	Anlegg_Jan	Faunafelle	*Saccharina latissima*	Jan	6	11
Vår	Anlegg_Sept	Faunafelle	*Saccharina latissima*	Sept	5	16
Vår	Tareskog_SL	Faunafelle	*Saccharina latissima*	Ingen	10	30
Vår	Tareskog_LH	Faunafelle	*Laminaria hyperborea*	Ingen	10	31
Vår	Tareskog_SL	Tare	*Saccharina latissima*	Ingen	14	123
Vår	Tareskog_LH	Tare	*Laminaria hyperborea*	Ingen	25	96
Vår	Vannmasser	Faunafelle	Vannmasser	Ingen	4	7
Høst	Anlegg	Faunafelle	*Saccharina latissima*	Ingen	12	1519
Høst	Tareskog_SL	Faunafelle	*Saccharina latissima*	Ingen	23	236
Høst	Tareskog_LH	Faunafelle	*Laminaria hyperborea*	Ingen	32	1816
Høst	Vannmasser	Faunafelle	Vannmasser	Ingen	11	40

***Tabell (VIII)**: Størrelse på innhentede tareplanter, lengde og bredde i cm og m, samt areal i m² på våren. I tillegg blir antall arter per tareplanter, samt indivder presentert.*

Rep	Tare	Habitat	Arter	Individer	Lengde	Bredde	Lengre_m	Bredde_m	Areal_m
1	*Saccharina latissima*	Skog	5	44	134	59	1.34	0.59	0.7906
2	*Saccharina latissima*	Skog	8	30	136	71	1.36	0.71	0.9656
3	*Saccharina latissima*	Skog	13	58	105	55	1.05	0.55	0.5775
1	*Laminaria hyperborea*	Skog	17	43	82	31	0.82	0.31	0.2542
2	*Laminaria hyperborea*	Skog	11	39	85	32	0.85	0.32	0.272
3	*Laminaria hyperborea*	Skog	8	14	93	29	0.93	0.29	0.2697
1	*Saccharina latissima*	Anlegg_sept	3	3	101	38	1.01	0.38	0.3838
2	*Saccharina latissima*	Anlegg_sept	4	17	72	37	0.72	0.37	0.2664
3	*Saccharina latissima*	Anlegg_sept	3	3	91	46	0.91	0.46	0.4186
1	*Saccharina latissima*	Anlegg_jan	1	2	131	23	1.31	0.23	0.3013
2	*Saccharina latissima*	Anlegg_jan	0	0	109	14	1.09	0.14	0.1526
3	*Saccharina latissima*	Anlegg_jan	0	0	130	14	1.3	0.14	0.182

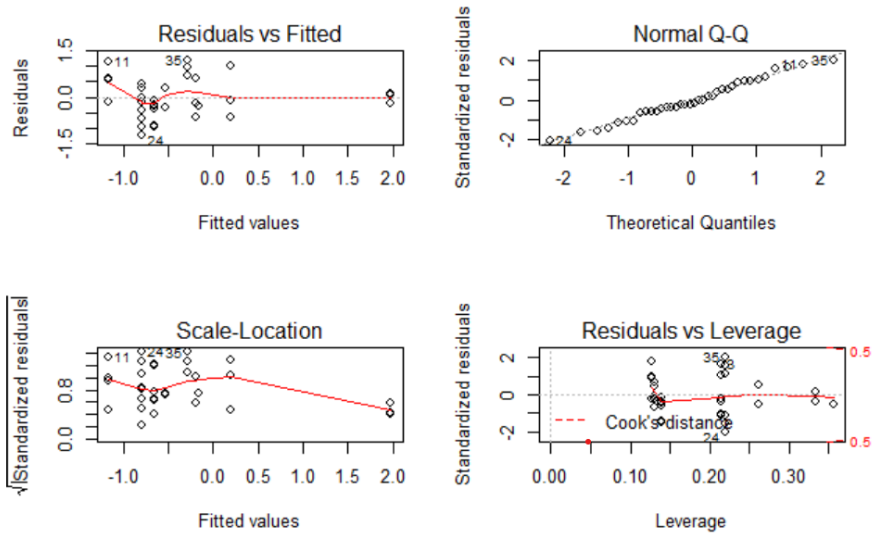
Vedlegg VIII: R-script

```
## Datapakker ##
library("readxl")
library("tidyverse")
library("vegan")
library("ggplot2")
library("ggthemes")
library("GGally")
library("dplyr")
library("tidyr")
library("plotly")
library("corrplot")
library("ggcorrplot")
library("tidyselect")
```

Samfunnsanalyser og indekser

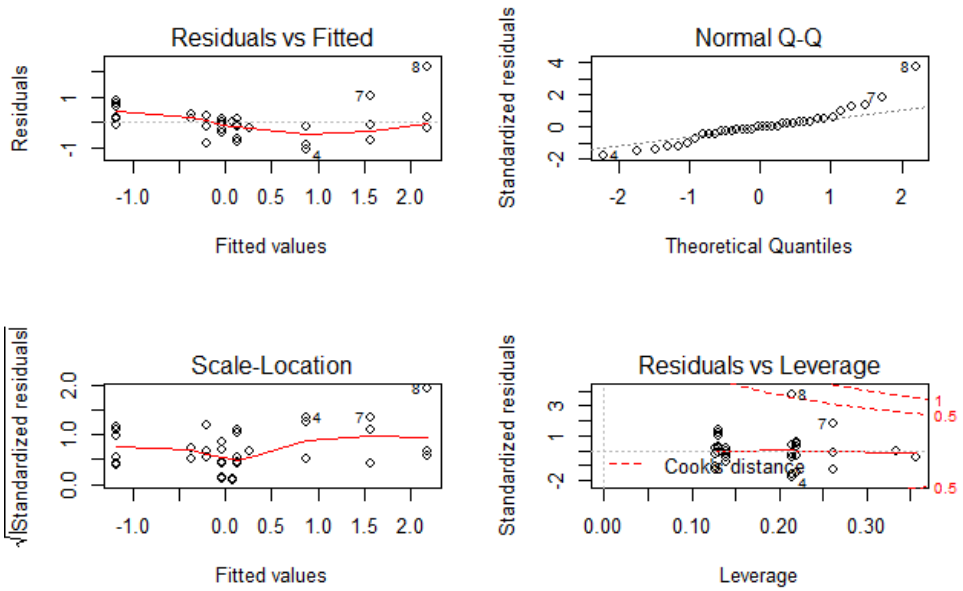
```
## Innlasting av data ##
total_vh <- read_xlsx("Rot_sortert_utenae.xlsx")
total_vh <- total_vh [-c (2,3),] #Fjerner rad 2,3 fordi de inneholder rader som er lik null
total_vh_ubf <- total_vh [-c (11:13, 25:27, 34:36, 43:45),]
arter_data1 <- total_vh_ubf [10:80] #Artsmatrise
parameter_data2 <- total_vh_ubf[1:9] #Parametermatrise
```

```
## Sortering av data ##
arter_data2 <- arter_data1[, -(which(colSums(arter_data1) ==0))] #Fjerner kolonner som blir 0

## Sammenligning mellom NMDS og DCA ##

dca2 <- decorana(arter_data2) #DCA-analyse
nmds2 <- metaMDS(arter_data2, dist="bray", k=4) #NMDS-analyse
dca. sites2 <- scores (dca2, display = "sites") #DCA sites scores
nmds. sites2 <- scores (nmds2, display = "sites") #NMDS sites scores
dcanmds2 <- cbind (dca. sites2, nmds. sites2) # Samlet scores
cor.test3 <- cor (dcanmds2, method = «pearson») #Tester for korrelasjon mellom
   ordinasjonsmetodene
ggcorrplot(cor.test3, hc.order=TRUE, type="lower", outline.col="white", lab=TRUE) #Lager
korrelasjonsplot
orddata2 <- cbind(parameter_data2,arter_data2, dca.sites2, nmds.sites2)  # Samlet
ordinasjonsdata

protest (dca2, nmds2) # Procrusters rotasjon og korrelasjonstest, korrelasjon i procrusters
rotasjon= 0.6759,

signifikans = 0.001.

## Ordinasjonsdata ##

ordinasjon2 <- orddata2 %>%
mutate(Substrat=paste(Habitat, Type, Utsaing,  sep=» - «)) %>%
ggplot(aes(x=DCA1, y=DCA2)) +
geom_point(aes(color=Substrat, shape=Sesong, size=0.5)) +
guides(size=FALSE) +
theme_bw() +
theme (plot.title = element_blank())
labs (title = "Detrended correspondence analysis", x = "DCA1", y = "DCA2", color =
«Habitat») +
scale_color_manual (labels = c («Anlegg uten tare», «Anlegg med sukkertare (Jan)»,
«Anlegg med sukkertare (Sept)», «Stortareskog», «Sukkertareskog», «Vannmasse»),

    values = c ("coral2", "burlywood3", "forestgreen", "deeppink3", "deepskyblue3",
"darkorange")) +

        guides (color = guide_legend(order=1,override.aes = list(size=5))) +

        guides (shape = guide_legend(order=2, override.aes = list(size=5)))

## Residualplot DCA1 ##

anova_ub_DCA1 <- lm (data= orddata2, DCA1 ~ Habitat + Utsaing + Metode + Sesong)

        plot(anova_ub_DCA1):
```



Residualplot DCA2

```
anova_ub_DCA2 <- lm (data=orddata2, DCA2 ~ Habitat + Utsaing + Sesong + Metode)

plot(anova_ub_DCA2):
```



ANOVA DCA1 og DCA 2

```
Anova (anova_ub_DCA1, type = "II")
#ANOVA DCA2
Anova(anova_ub_DCA2, type="II")
```

Tabell: Resultater fra ANOVA-analyse av DCA2 i ordinasjonen.

Response: DCA2

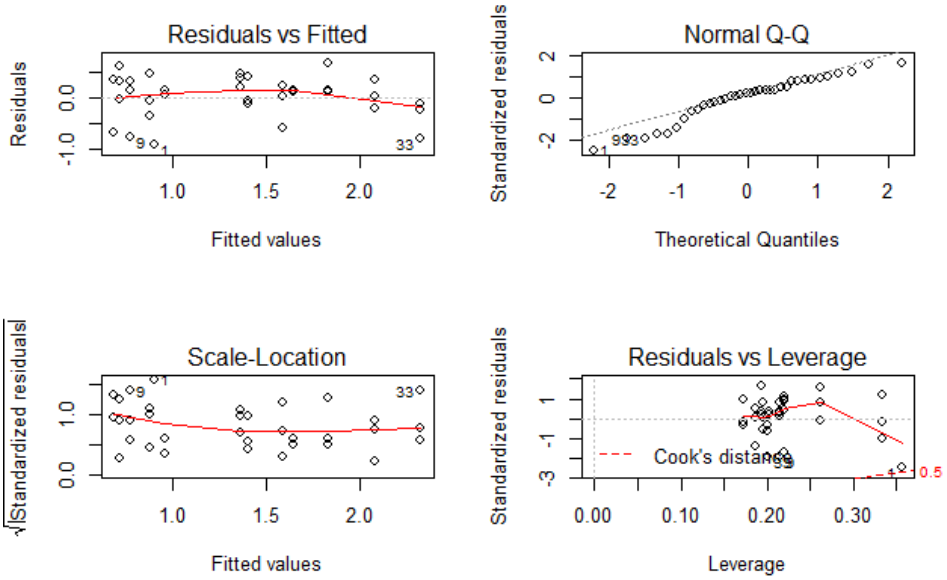
```
           Sum Sq Df F value    Pr(>F)
Habitat    0.5870  2  0.6749  0.517008
Utsaing    5.4928  2  6.3160  0.005285 **
Sesong     0.1241  1  0.2854  0.597287
Metode     9.0564  1 20.8271 8.514e-05 ***
Residuals 12.6102 29
Signif. codes:  0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1
```

Shannon-Weaver-indeks

```
div_total <- diversity (arter_data2, index = "shannon") #Shannon-Weaver indekx
data_tot_shannon <- cbind(parameter_data2,arter_data2, div_total) #Samlet datasett med indeks
#Plotter shannon
shannon_vh = data_tot_shannon %>%
   mutate (Substrat = paste Habitat, Type)) %>%
   ggplot (aes (x=Substrat, y=div_total)) +
   geom_boxplot(aes(fill=Utsaing)) +
   facet_grid (~Sesong, scales = "free") +
   theme_bw () +
   theme (axis.text.x = element_text (angle = 45, hjust = 1)) +
   theme (axis.title.x = element_blank()) +
   ylab("Shannon-Wiener Diversity Index") +
   scale_x_discrete («Habitat», labels=c («Anlegg Anlegg» = «Anlegg tare»,
   «Anlegg Saccharina latissima» = «Anlegg med sukkertare»,
   «Tareskog Laminaria hyperborea» =»Stortareskog»,
   «Tareskog Saccharina latissima» =»Sukkertareskog»,
   «Vannmasse Vannmasse»=»Vannmasse»)) +
    scale_fill_manual(labels = c(«Ikke registrert», «Jan», «sept»), values = c(rep(c(«white»,
«palegreen3»,
   «palegreen4»)))) +
   Labs (fill = «Vekstperiode»)
```

ANOVA-analyse av Shannon-Weaver-indeks

```
anova_shannon <- lm (data=data_tot_shannon, div_total ~ Navn + Utsaing + Metode + Sesong)
anova_shannon1 <- Anova (anova_shannon, type=»II»)
plot(anova_shannon:
```



Antall arter og individer evertebrater

```
## Nedlastning av data ##
tot_vh <- read_xlsx(«Arter_individer_tot_vh.xlsx»)
tot_ub <- tot_vh [-c (5,10,13,16,18),] #fjerner bunnfeller
tot_ub$Sesong = factor (tot_ub$Sesong, levels=c («Vår», «Høst»))

## Arrangerer plot ##
ind_art_antall <- grid.arrange(plot_antal_arter, plot_antal_individer, ncol=2)

## Plot av arter og individer ##
plot_antal_arter <- ggplot (tot_ub, aes(Habitat, Antall_arter)) +

   geom_col(position=»dodge»,  width = 0.5, aes(fill=Metode)) +
   ylab(«Antall arter») +
   theme_bw() +
   scale_fill_manual (values = c (rep (c ("palegreen3", "palegreen4")))) +
   labs(fill="Metode") +
   theme(axis.title.y=element_blank()) +
   ylab(«Antall arter») +
   xlab(«Lokalitet») +
   facet_grid(~Sesong, scales = "free") +
   theme (axis.text.x = element_text(angle = 90, hjust = 1)) +
   labs (title="Antall arter") +
   theme (legend.position = "bottom") +
   theme (strip.background = element_rect(colour = "black", fill = "white")) +

    scale_x_discrete (labels = c («Habitat», «Tareskog_LH» = «Stortareskog»,»Tareskog_SL» =
«Sukkertareskog»,

    «Vannmasser» = «Vannmasser»,»Anlegg» = «Anlegg»,»Anlegg_Jan» = «Anlegg_Jan»,

        «Anlegg_Sept»=»Anlegg_Sept»))
```

```
plot_antal_individer <- ggplot (tot_ub, aes (Habitat, Antall_individer)) +
   geom_col (position="dodge", width = 0.5, aes(fill=Metode)) +
   theme_bw () +
   ylab ("Antall Individer") +
   xlab(«Lokalitet») +
   scale_y_log10() +
   scale_fill_manual (values = c (rep (c ("palegreen3", "palegreen4")))) +
   labs(fill="Metode") +
   theme(axis.title.y=element_blank()) +
   ylab ("Antall individer") +
   facet_grid (~Sesong, scales="free") +
   theme (axis.text.x = element_text(angle = 90, hjust = 1)) +
   labs (title="Antall individer") +
   theme (legend.position = "bottom") +
   theme (strip.background = element_rect(colour = "black", fill = "white")) +
    scale_x_discrete(labels = c(«Habitat», «Tareskog_LH» = «Stortareskog»,»Tareskog_SL» =
«Sukkertareskog»,
    «Vannmasser» = «Vannmasser»,»Anlegg» = «Anlegg»,»Anlegg_Jan» = «Anlegg_Jan»,
        «Anlegg_Sept»=»Anlegg_Sept»)
```

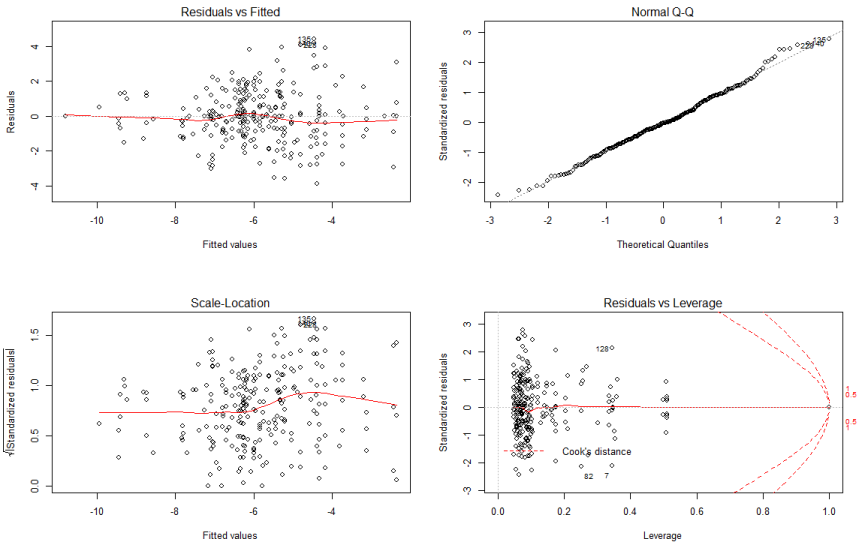
Antall arter i anlegget

```
## Nedlastning av data ##
Vekt_vh <- read_xlsx(«vektdata-vh_utenae_med_orden.xlsx»)
Vekt_vh_ub <- Vekt_vh[-c(31:53, 145:162, 189:221, 319:349),] #fjerner bunnfeller
Vekt_sl_ub <- Vekt_vh_ub[-c(2,3),]
Anlegg_høst <- Vekt_sl_ub[125:145,]
## Plot over antall arter og individer i anlegget på høsten ##
MUTICA <- Vekt_sl_ub %>% filter(stasjon == «AN», sesong == «H») %>%
   group_by(arter) %>%
   summarise(Antall2 = sum(Antall)) %>%
   ggplot(aes(x = reorder(arter, -Antall2), y =Antall2)) +
   geom_col(fill="palegreen3") +
   theme_bw() +
   scale_y_log10()+
   theme(axis.text.x = element_text(angle = 90, hjust = 1)) +
   xlab(«Arter») +
   ylab(«Antall individer»)
```

Biomasse

```
## Nedlasting av data ##
Vekt_vh <- read_xlsx(«vektdata-vh_utenae_med_orden.xlsx»)
Vekt_vh <- Vekt_vh [1:14] #fjerner kommentarfeltet
Vekt_vh_ub <- Vekt_vh [-c (31:53, 145:162, 189:221, 319:349),]
Vekt_sl_ub <- Vekt_vh_ub [-c (2,3),]

## Sortering av data ##
vekt_v <- Vekt_sl_ub [1:124,] #Vårdata
vekt_h <- Vekt_sl_ub [125:260,] #Høstdata
Vekt_sl_ub$sesong =factor (Vekt_sl_ub$sesong, levels =c («V»,»H»))
new_labels <- c («V»=»Vår», «H» = «Høst»)
Sesong_Navn <- list (

   'V'=»Vår»,
   'H'=»Høst»

)
Sesong_labeller <- function(variable,value) {
Return (Sesong_Navn[value])

}
## Plotter total biomasse på lokalitetene vår og høst ##

Vekt_sl_ub_save1 <-

   Vekt_sl_ub %>%
   Mutate (Habitat=paste (stasjon, substrat)) %>%
   Ggplot (aes (Habitat, tot_ww, fill=type)) +
   geom_boxplot () +
   scale_y_log10() +
   theme_bw () +
   labs (fill = "Metode") +
   scale_fill_manual(labels = c("Faunafelle", "Tareplante"), values = c(rep(c("palegreen3",
   «palegreen4»)))) +
   facet_grid (~sesong, labeller = Sesong_labeller, scales = «free») +
   ggtitle («Biomasse på de ulike lokalitetene») +
   ylab («Vekt i gram (lg 10)») +
   xlab("Lokalitet") +
   theme (plot.title = element_text(hjust = (0.5))) +
   scale_x_discrete («Habitat», labels = c («AN AN» = «Anlegg uten tare»,»AN SL» = «Anlegg med

       sukkertare», «TA LH» = «Stortareskog»,»TA SL» = «Sukkertareskog»,»VA VA» =
    «Vannmasser»)) +

   Theme (axis.text.x = element_text (angle = 90, hjust = 1)) +
   theme(axis.title.x=element_blank())
```

```
## Lager ny dataframe for de mest dominerende familiene på våren (april) ##
i <- filter (vekt_v, Familie == «Aoridoe»)
j <- filter (vekt_v, Familie == «Dexaminidae»)
k <- filter (vekt_v, Familie == «Idoteidae»)
l <- filter (vekt_v, Familie == «Gammaridae»)
m <- filter (vekt_v, Familie == «Ischyroceridae»)
n <- filter (vekt_v, Familie == «Margaritidae»)
o <- filter (vekt_v, Familie == «Rissoidae»)
vekt_fam <- rbind(i,j,k,l,m,n,o)
vekt_fam_uv <- vekt_fam [-c (64),] #fjerner kontrollen
## Plotter de mest dominernede familiene på våren (april) ##

   vekt_fam_uv %>%
   mutate (Lokalitet=paste(stasjon, substrat))%>%
   ggplot (aes (Familie, tot_ww)) +
   geom_boxplot(aes(fill=Lokalitet)) +
   scale_y_log10() +
   theme_bw () +
   theme (axis.text.x = element_text(angle = 90, hjust = 1)) +
   ylab («Vekt i gram (lg 10)») +
   xlab(«Familie») +

labs (x = «Familie», y = «Vekt i gram (lg 10)», color = «Lokalitet») +

    scale_fill_discrete(name = «Lokalitet», labels = c(«Anlegg med sukkertare»,
«Stortareskog», «Sukekrtareskog»))

## ANOVA-analyse av biomasse ##
anova_vekt_log <- lm(data = Vekt_sl_ub, log(tot_ww) ~ Familie + stasjon + type + sesong)

plot(anova_vekt_log)
```

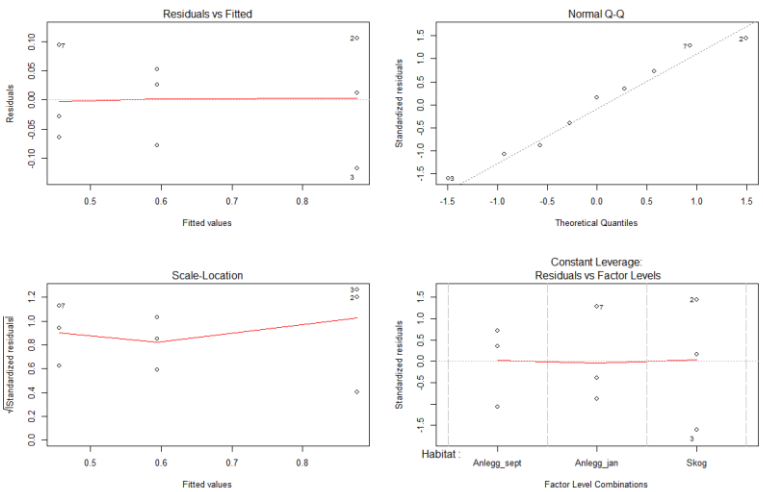


```
Anova(anova_vekt_log, type =»II»):

Response: log(tot_ww)
          Sum Sq  Df F value    Pr(>F)
Familie   410.15  42  3.5578 6.566e-10 ***
stasjon    41.13   2  7.4919 0.0007172 ***
type       11.82   1  4.3080 0.0391351 *
sesong     20.04   1  7.3007 0.0074482 **
Residuals 584.65 213
Signif. codes:  0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1
```

Tarestørrelse

```
## Nedlasting av data ##
str_tare <- read_xlsx(«Tarestr_arter_individer.xlsx»)
str_tare_uLH <- str_tare [-c (4:6),] #Fjerner Laminaria
## Sortering av data ##

str_tare_uLH$Habitat = factor(str_tare_uLH$Habitat,levels = c(«Anlegg_sept», «Anlegg_jan»,
«Skog»))

#Tarestørrelse-plot#

str_tareplanter <- ggplot (str_tare_uLH, aes (Habitat, Areal_m)) +

   geom_boxplot(fill="palegreen3") +
   theme_bw () +
   xlab(«Lokalitet») +
   stat_boxplot(geom ='errorbar', width = 0.1, linetype = 1) +
   ylab(«Størrelse i kvadratmeter») +
   theme(axis.title.x=element_blank()) +
   scale_x_discrete(labels=c(«Habitat»,»Anlegg_sept» =»Anlegg (Sept)», «Anlegg_jan» =»Anlegg

(Jan)», «Skog»=»Sukkertareskog»))
## ANOVA-analyse ##
Anova_str <-lm(data=str_tare_uLH, sqrt(Areal_m) ~ Habitat)
Anova(Anova_str, type = «II»)
```

plot(Anova_str):



Novemberdata

```
## Nedlasting av data ##
caprella_data <- read_xlsx(«Caprella_data_mod.xlsx»)
Cap_uten <- caprella_data[-c(190:252),]
## Sortering av data ##

Cap_uten$Navn = factor(Cap_uten$Navn, levels=c(«Brygge 1», «Brygge 2», «Brygge 3», «Brygge 4»,
«Brygge 5», «Brygge 6», «Brygge 7», «Brygge 8», «Brygge 9», «Brygge 10», «Ervik anlegg»,
«Lerøy», «Måsøval», «SES Moskjæret», «SES Tareskjæret», «Strandsonen»))

## Plotter caprella og antall individer ##

Mutica3 <- ggplot(Cap_uten, aes(Navn, Antall)) +

   geom_col(position="stack", aes(fill=Substrat)) +
   facet_grid(~Art) +
   theme_bw() +

       theme(strip.background = element_rect(colour = "black", fill = "white")) +

       theme(axis.text.x = element_text(face="plain", color="black", size=8, angle=90)) +

       ylab("Antall individer") +

       theme(panel.background = element_rect(fill = "white", colour = "black")) +

       scale_fill_manual(labels = c("Lastestropp", "Planke", "Plastflate", "Plastrør",

       "Tareplante", "Tvinnet tau"), values = c("forestgreen", "burlywood3", "coral2",
   "deeppink3",

       "deepskyblue3", "darkorange"))
```

Tabell (IX): *Koordinater for alle lokaliteter*

Lat	Long	Habitat
63.697225	8.821752	Brygge
63.699508	8.823062	Brygge
63.699656	8.825455	Brygge
63.699817	8.825684	Brygge
63.724495	8.840219	Brygge
63.724365	8.837957	Brygge
63.736728	8.837523	Brygge
63.749757	8.835603	Brygge
63.758662	8.822965	Brygge
63.796719	8.797346	Brygge
63.802183	8.910117	Ervik
63.703337	8.868323	Tareskjæret
63.74612	8.883315	Moskjæret
63.722719	8.91377	Lerøy
63.679563	8.668399	Måsøval
63.696849	8.821794	Tidevannssonen
63.699102	8.87266	Stortareskog
63.736099	8.873581	Sukkertareskog
63.703871	8.840731	Vannmasser