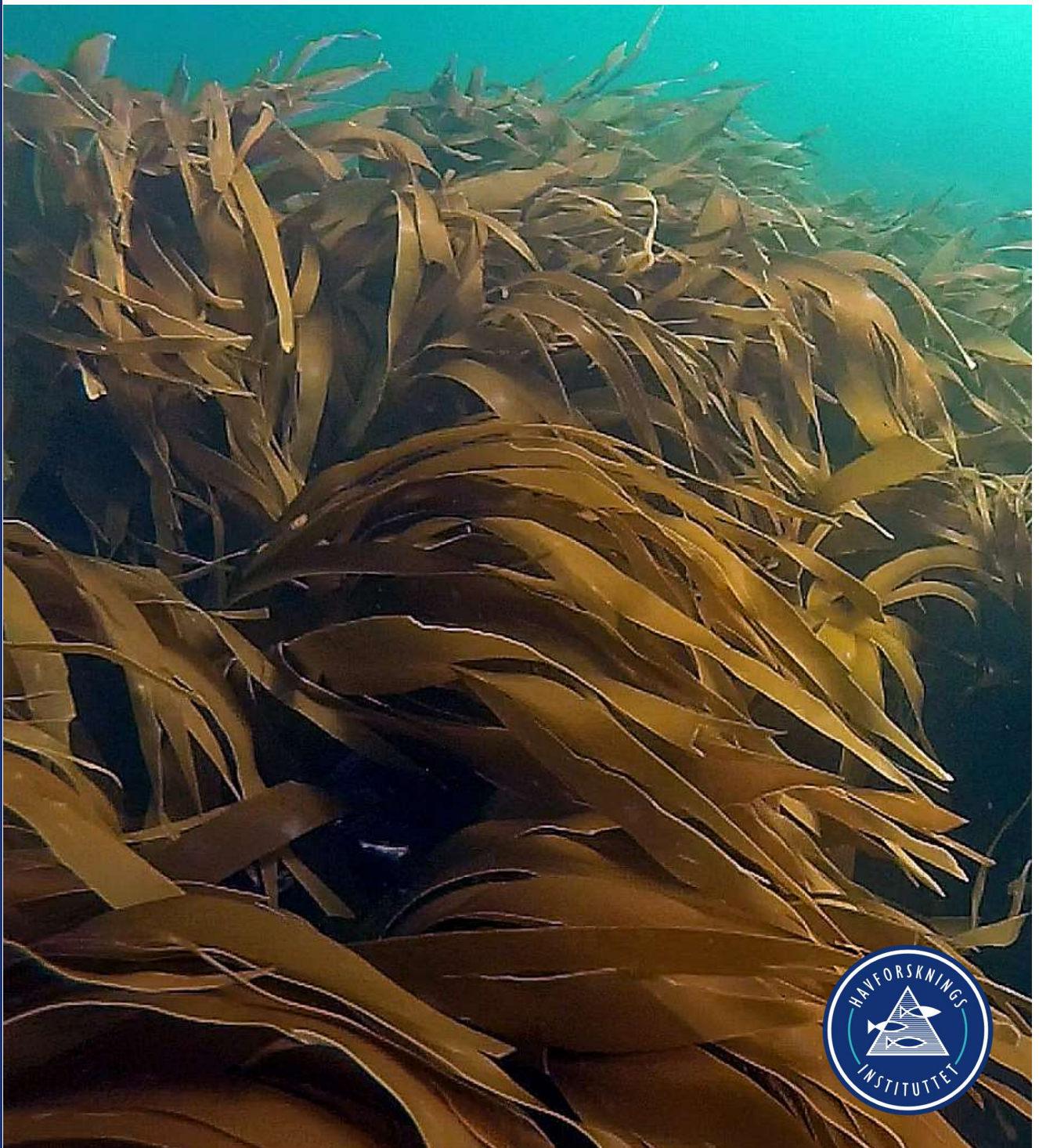


Tareundersøkelser i Nordland i 2018

Henning Steen
Kjell Magnus Norderhaug
Frithjof Emil Moy



Prosjektrapport

Rapport:
RAPPORT FRA HAVFORSKNINGEN

Nr. – År:
?-2018

Dato:
31.12.2018

Distribusjon: Åpen

Havforskningsprosjektnr.:
14914-01

Oppdragsgiver(e):
Fiskeridirektoratet

Program:
Kyst

Forskningsgruppe:
Bunnsamfunn

Antall sider totalt:
55

Tittel (norsk og engelsk):
Tareundersøkelser i Nordland i 2018
Kelp studies in Nordland in 2018

Forfattere:
Henning Steen
Kjell Magnus Norderhaug
Frithjof Emil Moy

Sammendrag (norsk):

Havforskningsinstituttet har i perioden 2013-2018 gjennomført undersøkelser i forbindelse med prøvehøsting av stortare (*Laminaria hyperborea*) på kyststrekningen Bindal - Vega i Nordland. Det ble i 2018 gjennomført oppfølgende undersøkelser av taresamfunnene på felt som ble prøvehøstet i 2013, 2014 og 2017, samt i nærliggende områder som ikke har vært tarehøstet tidligere (referanseområder). Tarevegetasjonen ble undersøkt ved hjelp av undervannsvideo og innsamlinger av tareplanter for studier av morfologi, alder, veksthistorikk og epifytter. Undersøkelsene viser at selv om høstefeltene raskt rekoloniseres av små stortareplanter, har tarevegetasjonens størrelses-, alder- og epifyttstruktur fortsatt ikke restituert seg helt fem år etter prøvehøstingene. På grunn av høy plantetetthet på høstefeltene er imidlertid stortarebiomassen reetablert allerede fire år etter høsting. Forekomstene av rød kråkebolle (*Echinus esculentus*) var lavere i 2018 enn året før, og beiting fra kråkeboller har hatt liten effekt på tarevegetasjonens reetablering i de tidligere prøvehøstede områdene. Tareprøvehøstingens effekt på forekomster av fisk og krabber ble undersøkt med teinefiske i et høstefelt og upåvirket referansefelt, før prøvehøstingen i 2017 og året etter. Selv om fangstene av fisk var lavere i 2018 enn i 2017, ble det ikke registrert signifikante negative effekter av tarehøsting på mengden fisk og krabber. Videokartlegging gjennomført i utvalgte breddegradsektorer på kyststrekningen fra Vega til Lurøy i 2018 tyder på at beitetrykket fra kråkeboller er lavt i de fleste områder og at stortarevegetasjonen er best utviklet i de ytre, vestlige deler av sektorene.

Summary (English):

The Institute of Marine Research have monitored the kelp vegetation after kelp (*Laminaria hyperborea*) harvesting in southern parts of Nordland county in Norway in 2013-2018. Survey stations included both harvested areas and unharvested areas (reference areas) and was performed by underwater video. In addition, kelp plants were collected for studies of plant morphology, age, growth history and epiphytes. Observations in previously harvested areas revealed that although kelp rapidly re-monopolizes the substratum the age, size and epiphyte structure of kelp plants were still below pre-harvesting levels five years after harvesting. Because of the high density of kelp plants at the harvested fields, the kelp biomass was restored already four years after harvesting. The abundance of sea urchins was lower in 2018 than in 2017, and grazing from sea urchins appear to have little effect on the recovery process after harvesting. Recordings of fish and crab abundance one year after kelp harvesting were made using traditional catching gear (pots). Although fish catches were lower in 2018 than in 2017, no negative impact of kelp harvesting on fish and crab abundance was detected. A video survey made further north in Nordland (between Vega – Lurøy municipalities) in 2018 revealed low densities of sea urchins in most areas, whereas *L. hyperborea* was most abundant in the outer, western parts of the region.

Emneord (norsk):

1. Tarehøsting
2. Stortare
3. Kråkeboller
4. Nordland

Subject heading (English):

1. Kelp harvesting
2. *Laminaria hyperborea*
3. Sea urchins
4. Nordland

Kjell Magnus Norderhaug

prosjektleder



Frithjof Emil Moy

faggruppeleder

Innhold

1	INNLEDNING	4
2	METODIKK	5
2.1	Videoundersøkelser	5
2.2	Tareinnsamlinger	7
2.3	Modellering av bølgeeksponering	9
2.4	Fisk og skalldyrundersøkelser	10
2.5	Statistisk behandling	10
3	RESULTATER	11
3.1	Effekter av prøvehøstingen i 2013	11
3.1.1	Videoundersøkelser	11
3.1.2	Tareinnsamlinger	14
3.2	Effekter av prøvehøstingen i 2014	16
3.2.1	Videoundersøkelser	16
3.2.2	Tareinnsamlinger	19
3.3	Effekter av prøvehøstingen i 2017	23
3.3.1	Videoundersøkelser	23
3.3.2	Fisk og skalldyrundersøkelser	26
3.4	Kartlegging av tareforekomster på kyststrekningen Vega – Lurøy i 2018	30
3.4.1	Videoundersøkelser	30
3.4.2	Tareinnsamlinger	35
4	DISKUSJON	40
5	KONKLUSJON	44
6	REFERANSER	45
7	APPENDIX	49

1 INNLEDNING

Det er i de senere år er observert tilbakegang av grønn kråkebolle (*Strongylocentrotus droebachiensis*) og gjenvekst av stortare (*Laminaria hyperborea*) i sørlige deler av Nordland (Norderhaug & Christie 2009, Fagerli *et al.* 2013, 2015). For å utrede ressursgrunnlaget for tarehøsting i dette området har tarenæringen i perioden 2013-2017 gjennomført prøvehøstinger av stortare på kyststrekningen fra grensen mot Trøndelag til sørsiden av Vega i Nordland med bruk av tindetrål.

I forkant av prøvehøstingene har Havforskningsinstituttet gjennomført kartlegginger av de omsøkte høstefeltene for å innhente grunnlagsdata på naturtilstanden og dokumentere feltenes egnethet for høsting mhp forekomst av stortare og kråkeboller. Det er videre gjennomført årlige etterundersøkelser i de tidligere prøvehøstede områdene, samt i nærliggende områder som er stengt for tarehøsting (referanseområder), for å dokumentere taresamfunnenes reetableringsevne og -hastighet. Resultater fra tidligere undersøkelser gjennomført sør for Vega i Nordland i perioden 2013-2017, tyder på at de vestlige deler av dette kystområdet rommer betydelige tareforekomster og at beiting fra kråkeboller ikke har påvirket reetableringen av tare på de høstede feltene (Steen *et al.* 2015ab, 2016b, 2018). Undersøkelsene gjennomført i 2017 viste at selv om stortare raskt rekoloniserer de tidligere høstede områdene, var tarevegetasjons populasjonsstruktur og epifyttsamfunn (begroingssamfunn) ikke fullt ut restituert fire år etter den første prøvehøstingen. I 2017 ble det også registrert en økning av rød kråkebolle (*Echinus esculentus*) på enkelte stasjoner sør av Vega i forhold til tidligere år. For å studere den videre utviklingen i taresamfunnene og kråkebollebestandene ble det sommeren 2018 gjennomført oppfølgende videoundersøkelser i et utvalg av de tidligere prøvehøstede områdene sør for Vega i Nordland, i tillegg til at det ble samlet tareplanter på enkelte felt som ble prøvehøstet i 2013 og 2014, for studier av morfologi, alder, veksthistorikk og epifytter. Tilsvarende undersøkelser ble også gjennomført i referanseområdene.

Stortareskog regnes som viktige oppvekst og næringsområde for viktige ressurser som fisk og krepssdyr (Christie *et al.* 2003, Fredriksen 2003, Norderhaug *et al.* 2005), og redusert tarevegetasjon som følge av høsting, eller andre årsaker, vil kunne gi økologiske så vel som økonomiske ringvirkninger (Smale *et al.* 2013, Voerman *et al.* 2013, Smale & Vance 2015). For å undersøke eventuelle effekter av tarehøsting på fisk og skalldyr ble det i forkant av prøvehøstingen i Nordland i 2017 gjennomført forsøksfiske i et prøvehøstefelt (PF19) og et referanseområde (Steen *et al.* 2018). Disse områdene ble fulgt opp med nye undersøkelser i 2018 (ca et år etter prøvehøstingen).

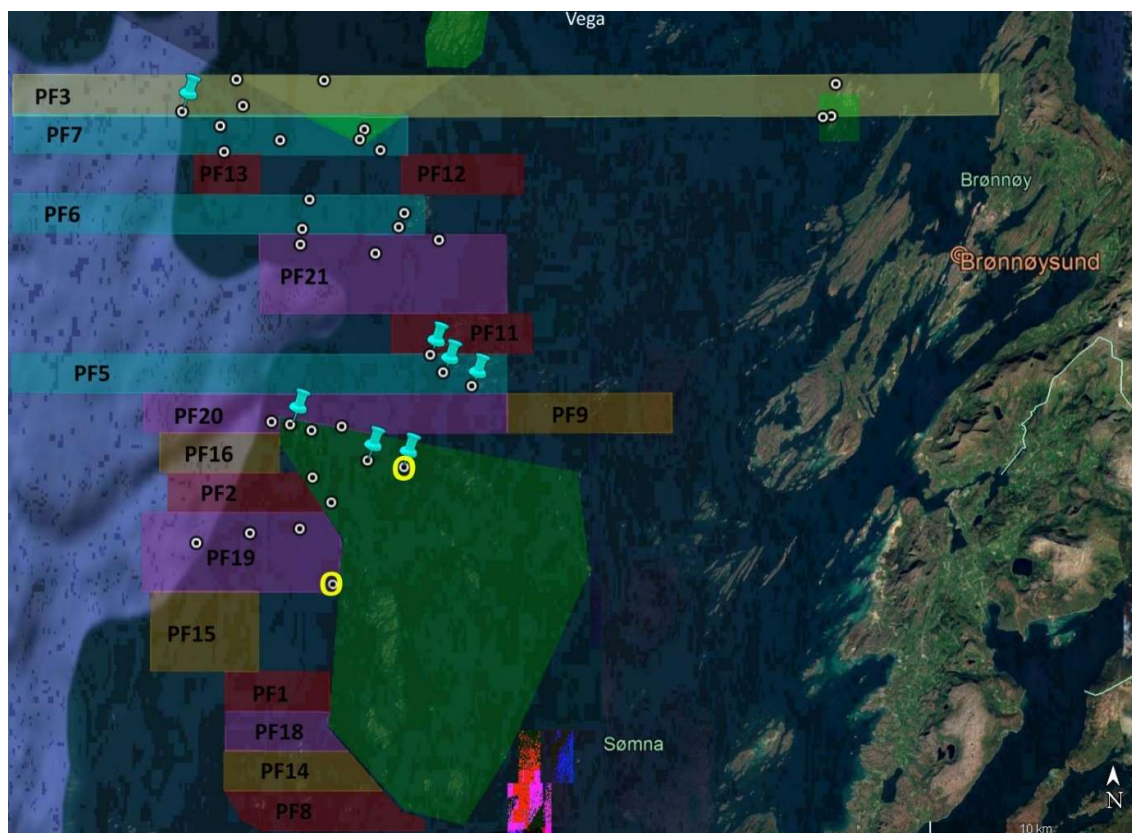
Kunnskap om tarehøstingens effekter er fortsatt mangelfull. Prøvehøstingsprosjektene i Nord-Trøndelag (Bodvin *et al.* 2014, 2015, Steen 2010, Steen *et al.* 2011, 2012, 2013, 2014ab, 2016a) og Nordland (Steen *et al.* 2014a, 2015ab, 2016b, 2018) har gitt unike muligheter for å sammenligne tilstanden før og etter tarehøsting da en her har områder som aldri tidligere har vært utsatt for denne type påvirkning. Prosjektet vil også bidra med kunnskap om tilstand i tareskogene og utvikling av kråkebollebestandene langs en kyststrekning som tidligere har vært mye preget av kråkebollebeiting (Sivertsen 1997, 2006).

Det er fra forvaltningshold og tarenæringen uttrykt ønske om å utrede tareressursgrunnlaget også i områdene nord for Vega i Nordland. Det er dessuten av generell interesse å få oppdatert kunnskap om tilstanden i taresamfunnene og forekomster av kråkeboller i indre og ytre kystområder i denne delen av Nordland. På bakgrunn av dette har Havforskningsinstituttet sommeren 2018 gjennomført en sektorvis videokartlegging av tare og kråkebolleforekomster i området fra nordsiden av Vega til Lovund i Lurøy. I enkelte områder på denne kyststrekningen ble det også samlet inn stortareplanter for studier av morfologi, alder, veksthistorikk og epifytter.

2 METODIKK

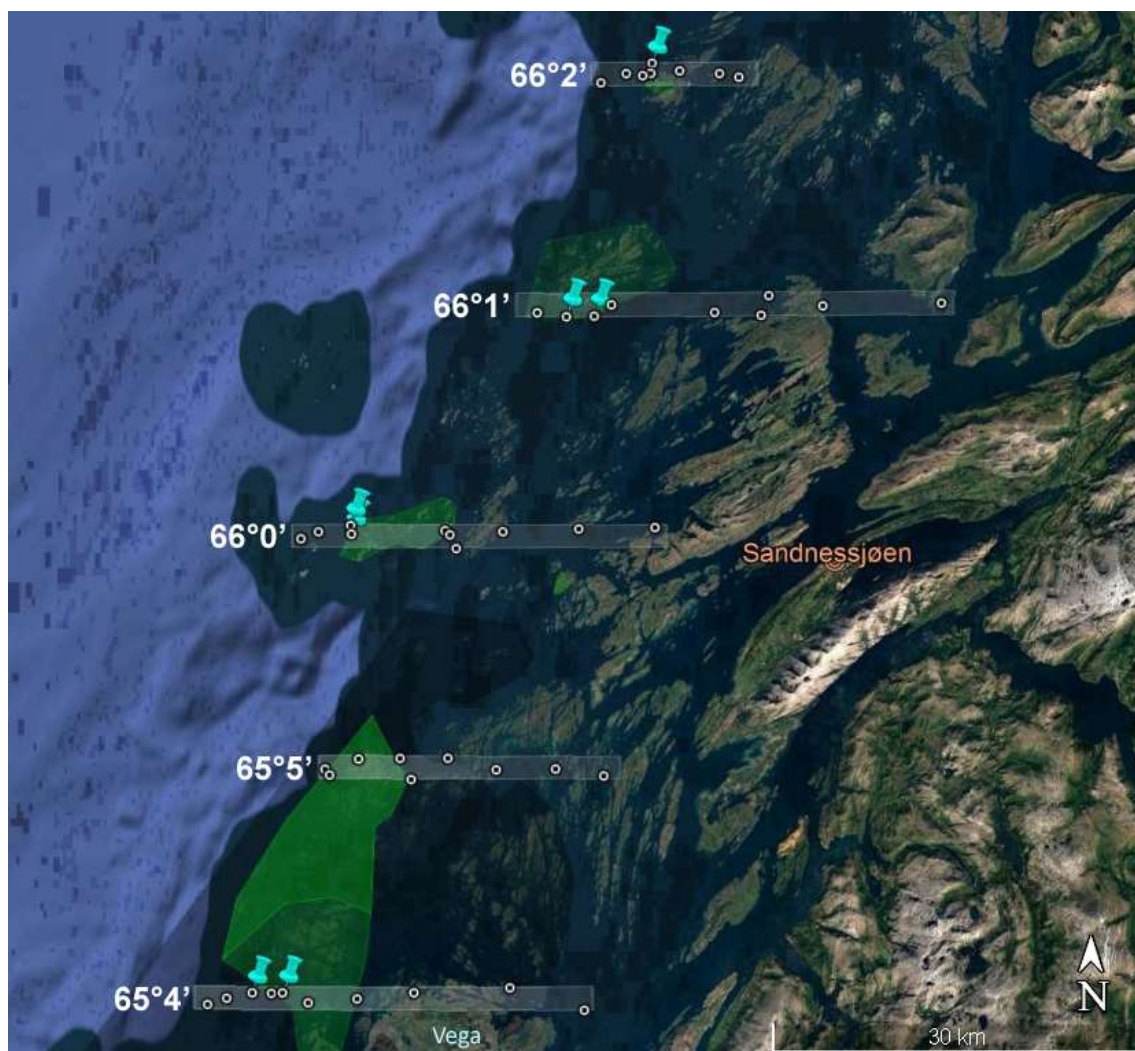
2.1 Videoundersøkelser

I juli 2018 ble det i området sør for Vega i Nordland gjennomført oppfølgende videoundersøkelser på faste stasjoner i felt som ble prøvehøstet i 2013 (PF3), 2014 (PF5-7) og 2017 (PF19-21) og i nærliggende referanseområder som ikke tidligere har vært tarehøstet (Fig. 1).



Figur 1. Kart over prøvehøstingsfelt for tare sør for Vega i Nordland i 2013 (PF3, gult polygon), 2014 (PF5-7, blå polygoner), 2015 (PF1-2, 8, 11-13, røde polygoner), 2016 (PF9, 14-17, brune polygoner), 2017 (PF18-21, lilla polygoner) og referanse/verneområder (grønne polygoner). Videostasjoner (hvite sirkler), innsamlingslokaliteter for stortare (turkise stifter) og lokaliteter for fisk og skalldyrundersøkelser (gule sirkler). Lister over posisjoner for samtlige stasjoner og fangstlokaliteter er gitt i appendix 1-3.

For å kartlegge forekomster av tare og kråkeboller nord for Vega, ble det i juni-juli 2018 etablert 7-10 videostasjoner i hver av 5 breddegradssektorer i området fra nordsiden av Vega til Lovund i Lurøy (Fig. 2). De undersøkte sektorene hadde en innbyrdes avstand på 10 nautiske mil (10 breddeminutter) i nord-sør retning og stasjonene innen hver sektor ble spredt fra indre til ytre kystområder for å fange opp eventuelle geografiske variasjoner og dekke en så stor bølgeeksponeringsgradient som mulig.



Figur 2. Kart over undersøkte sektorer (hvite polygoner) på kyststrekningen Vega – Lurøy i 2018. Videostasjoner (hvite sirkler) og innsamlingslokaliteter for stortare (turkise stifter) er markert. Verneområder er markert med grønne polygoner og verdensarvområdet ved Vega er markert med mørkegrått polygon. Lister over posisjoner for samtlige stasjoner er gitt i appendix 1-3.

Videostasjonene ble plukket på basis av ekkoloddregistreringer av dybde og bunnforhold. Det ble i juni-juli 2018 tatt opp videofilm på 35 stasjoner sør for Vega og 46 stasjoner nord for Vega. Videoobservasjonene på de enkelte stasjonene ble gjennomført med nedsenkbart undervannskamera (UVS 5080), med innebygd dybdesensor, langs faste transekter ved hjelp av forskningsfartøy (FF Fangst) med kartplotter og ekkolodd, med en gjennomsnittshastighet på ca 1 knop. For å få høyoppløselige filmopptak ble det også montert et GoPro kamera (HERO 3, Black edition) på oversiden av UVS 5080-kameraet (Fig. 3). Undervannskameraet ble vekselvis ført rett over og gjennom tarevegetasjonen over en distanse på ca 100-200m, der kamerapiloten justerer høyden i forhold til tarevegetasjonen og bunnen vha en monitor.



Figur 3. Undervannskamera benyttet til videundersøkelser i Nordland.

Filmoptakene ble fortløpende konvertert til PC-format (mpg) vha en Pinnacle movie box, og lagret på eksterne harddisker (dubletter). Før analyse ble videotransektene splittet opp i mindre avsnitt (for hvert minutt film) der gjennomsnittlig dyp, bunntype, tarevegetasjonens dekningsgrad (definert som andel bunnflate dekket av tarevegetasjon), canopytetthet (definert som tetthet av dekkvegetasjons (eller kronesjikt) planter), canoppyhøyde og rekrutt tetthet (definert som tetthet av undervegetasjonsplanter < ~25 cm) registreres.

Det ble også gjort anslag av gjennomsnittlig biomassetetthet av stortare langs videotransektene ved å multiplisere gjennomsnittlig plantevekt med plantetetthet per kvadratmeter (D). Stortareplantenes vekt ble beregnet utifra plantehøyden som observeres langs videotransektene ved å benytte en relasjon mellom individuell plantehøyde i meter (H) og plantevekt i kg (V) utviklet gjennom målinger av innsamlede stortareplanter der $V = 1,079H^{1,046}$ i kg per plante. Biomassetettheten (B) kan deretter beregnes utifra formelen $B = V * D$ i kg per kvadratmeter.

På videostasjonene ble det også gjennomført tellinger av kråkeboller og forekomstene ble angitt som antall kråkeboller registrert per meter videotransekt. Det er her viktig å skille mellom ulike arter av kråkebolle, da beiteadferden kan variere fra art til art. I tett tareskog er rød kråkebolle (*Echinus esculentus*) den vanligste arten, mens grønne kråkeboller (*S. droebachiensis*) sjeldnere observeres. Røde kråkeboller beiter normalt ikke tareplantene like aggressivt som de grønne, men forringer habitatet ved å beite bort epifytter på tarestilkene og kan ved høye tettheter også gi beiteskader på selve tarevegetasjonen (Sjötun *et al.* 2006).

Ved observasjoner av trålspor, ble det gjort semi-kvantitative anslag av høstepåvirkningsgrad (areal av trållflate / areal av uberørt tarevegetasjon), innen hvert transektavsnitt. For å standardisere datasettet ble transektavsnitt med bunntyper uegnet for tarevekst (mudder, sand, grus) og gjennomsnittdybder på mer enn 15 meter utelatt fra analysene, da mesteparten av tarehøstingen allikevel finner sted grunnere enn 15 meters dyp.

2.2 Tareinnsamlinger

For undersøkelser av tarevegetasjonens morfologi, alder, veksthistorikk og epifytter (Fig. 4), ble det i juni-juli 2018 samlet inn 10 tareplanter fra hver av 14 stasjoner (Fig. 1, 2) vha tareskraper (Fig. 5). Av innsamlingsstasjonene sør av Vega er den nordligste stasjonen som ligger i felt PF3 prøvehøstet i

2013, mens de tre stasjonene sør for denne, i felt PF5, ble prøvehøstet i 2014 (Fig. 1). De tre sørligste innsamlingsstasjonene ligger innenfor Horsvær naturreservat og har ikke vært prøvehøstet tidligere (Fig. 1). Det ble også samlet inn tareplanter på stasjonene sør av Vega i forkant av prøvehøstingene i henholdsvis 2013 og 2014. De syv stasjonene som det ble samlet inn stortare på nord av Vega i 2018, ligger alle i områder som ikke har vært utsatt for tarehøsting tidligere (Fig. 2).



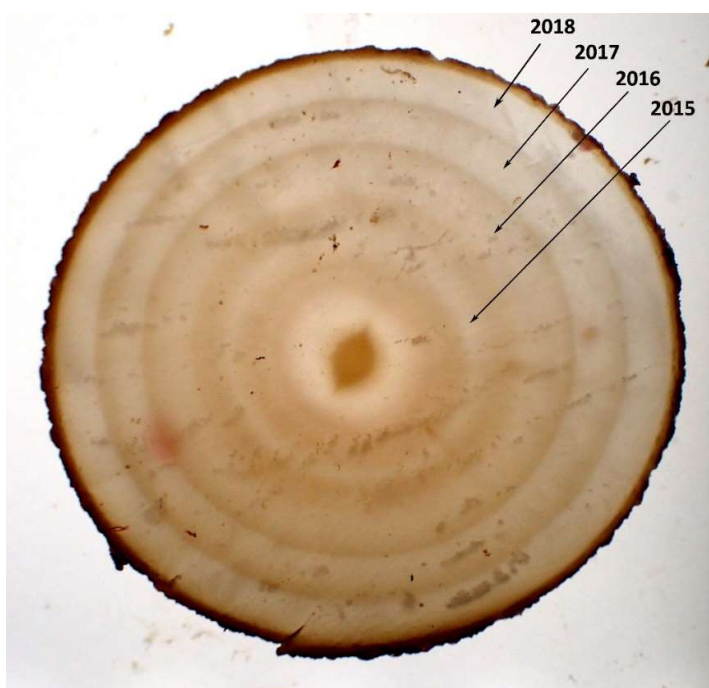
Figur 4. Eksempler på stortarestilker med ulik epifyttstruktur. Tarestilkene i venstre bilde har skorpeformede epifytter, mens tarestilkene på høyre bilde er dominert av blad- og trådformede rødalger som gir en tredimensjonal, voluminøs epifyttstruktur. Epifyttene skaper et viktig habitat for små evertebrater som snegl og krepsdyr og disse er igjen føde for fisk.



Figur 5. Tareskrape i stål (ca 60 cm bred) benyttet til innsamling av stortareplanter i Nordland i 2018.

Tarestilkenes lengde ble målt fra overgang festeorgan/stilk til overgang stilk/blad, mens tarebladenes lengde ble målt fra overgang stilk/blad til enden av blad. Begroingsorganismene (epifyttene) ble skrapet av tarestilkene og veid (våt vekt), og de dominerende arter/grupper ble rangert etter forekomst for hver enkelt tarestilk. Tareplantenes blad (lamina), stilk (stipes) og festeorgan (hapter) ble separert og veid (våt vekt) hver for seg. Forekomster av juvenile kråkeboller i tareplantenes festeorgan ble registrert.

Tarestilkenes diameter ble målt i tverrsnitt tatt ca 1 cm over festeorganet, der stilkene er på sitt tykkeste. Alderen på de innsamlede tareplantene ble bestemt ved å telle vekstsoner i tverrsnittene og samtlige tverrsnitt ble avfotografert for senere målinger av vekstzonearealene og rekonstruksjon av plantenes veksthistorikk (Fig. 4). Størrelsen (arealet) av hver enkelt vekstzone vil gi informasjon om tareplantenes vekst i et gitt år, der den ytre ringen representerer veksten i 2018, den nest ytterste ringen veksten i 2017, etc, etc (Fig. 6). Arealet på en vekstzone (a) ble estimert ved å måle bredden fra tverrsnittets sentrum til indre (i) og ytre (y) vekstzonegrense langs to akser med ca 90 graders vinkel og beregnet utifra formelen $a = \pi y^2 - \pi i^2$.



Figur 6. Aldersbestemmelsene gjøres ved telling av vekstsoner i tarestilkenes tverrsnitt og årlig tykkelsestilvekst beregnes utifra størrelsen (arealet) på hver enkelt vekstzone.

2.3 Modellering av bølgeeksponering

Bølgeeksponering er en faktor som kan ha betydning for utbredelse og vekst av stortare og dens begroingsorganismer (Sjötun & Fredriksen 1995, Sjötun *et al.* 1998, Norderhaug & Christie 2011, Norderhaug *et al.* 2012, Pedersen *et al.* 2012, Bekkby *et al.* 2014ab, Smale *et al.* 2016, Steen *et al.* 2014ab, 2015ab, 2016b, 2018). På samtlige undersøkte stasjoner ble det derfor gjort modellberegninger av bølgeeksponering for å undersøke om i hvilken grad denne faktoren påvirker de ulike målvariablene. Modellen estimerte midlere signifikant bølgehøyde som et mål på eksponering. Bølgehøyden var representert som et statistisk langtidsmiddel. Midlere signifikant bølgehøyde er per definisjon lik gjennomsnittsverdien av den høyeste tredjedelen av alle bølger innen et gitt tidsintervall. Strøklengde ble beregnet, og vindobservasjoner og modellerte bølgehøyder til havs (kilde: Meteorologisk institutt) ble brukt for å beregne et endelig mål på bølgehøyden for en gitt lokalitet eller et geografisk område. Modellen som bygger på formelverket til Norsk Standard 9415 (2009), har

innebygd fire ulike empiriske formelsett for beregning av signifikant bølgehøyde basert på vindmålinger, og alle formuleringene gir sammenliknbare resultater.

2.4 Fisk og skalldyrundersøkelser

Studiene av tarehøstingens effekter på fisk og skalldyr er basert på et BACI (Before-After-Control-Impact) – design (Underwood 1994), der datainnsamling gjennomføres på prøvehøstefelt og referansefelt både før og etter tarehøsting. Et slikt design gjør det mulig å skille mellom naturlig stedsspesifikk variasjon (mellom feltene) og naturlig temporær variasjon (mellom observasjonsperiodene).

I forkant av prøvehøsting ble det derfor gjennomført et forsøksfiske i prøvehøstefelt PF19 og et referanseområde i Horsvær naturreservat i august 2017 (Steen *et. al* 2018). Tilsvarende undersøkelser ble gjennomført i de samme områdene i august 2018, ca et år etter prøvehøstingen. For å studere effekter av tarehøsting på juvenile stadier av torskefisk samt organismer som er spesielt knyttet til tareskogsområder som f.eks leppefisk og krabbe, ble det som i tidligere år, fisket med leppefiskeiner og krabbeteiner (Steen *et al.* 2015ab, 2016b, 2018). Fisket ble gjennomført i samarbeid med lokalkjent fisker (John Ditlefsen) med fartøyet MS Heidi. I begge områder ble redskapen satt ut på formiddagen og trukket med telling/måling av fangst påfølgende formiddag over en to-døgns periode. Fangsteffektiviteten ble beregnet som fangst per teinedøgn (Tab. 1). All fisk ble bestemt til art og lengdemålt, mens taskekrabbene ble bestemt til kjønn og målt i skallbredden. Det ble benyttet runde leppefiskeiner og sammenleggbare krabbeteiner. For leppefiskeinene ble halvdelen av en kløvd taskekrabbe benyttet som agn, mens sei ble benyttet som agn i krabbeteinene. Leppefiskeiner ble satt i lenker på fem redskap, mens krabbeteinene ble satt parvis.

	PF19	Referanse
	Teinedøgn	Teinedøgn
	(antall)	(antall)
Leppefiskeine	80	40
Krabbeteine	20	20

Tabell 1. Antall fangstredskap benyttet til fisk og skalldyr-undersøkelser i prøvehøstefelt (PF19) og referansefelt i Nordland i henholdsvis august 2017 og august 2018.

2.5 Statistisk behandling

Resultatene er presentert som aritmetiske gjennomsnitt $\pm$ 95 % konfidensintervall, hvis ikke annet er oppgitt. For å statistisk teste effekter av tarehøsting ble det for videodata og innsamlede tareprøver benyttet lineære sammensatte modeller («linear mixed-effect models») tilpasset med “lmer” funksjonen i “Lme4” pakken i R (Bates *et al.* 2015). Modellen ble repetert for ulike responsvariable som tarevegetasjonsdekning, -høyde, -tetthet, tarerekruttering og kråkebolleforekomst for videodataene og alder, stilk lengde, stilkdiameter, plantevekt, epifytter og hapterkråkeboller for innsamlede tareplanter. Feltype (høstefelt vs referansefelt) krysses med periode (før høsting vs etter høsting) som faste («fixed») faktorer, og stasjon nestet i felt som tilfeldig («random») faktor. Effekt av tarehøsting på forekomster av fisk og skalldyr ble testet vha generalisert lineær regresjon tilpasset til negativ binomial fordeling med «glm.nb» funksjonen i «MASS» pakken i R (Ripley *et al.* 2018). Effekt av tarehøsting på lengde av torskefisk og skallbredde hos taskekrabbe ble testet vha standard lineær regresjon programmert i R (Zuur *et al.* 2007). Fordeling og varianshomogenitet av residualer ble kontrollert før kjøring av testene. Effekter av tarehøsting på de ulike responsvariablene observeres gjennom styrken på interaksjonen mellom de to faste faktorene, feltype og periode. For å teste forskjeller mellom to og to faktornivåer ble det benyttet parvise t-tester. Korrelasjoner mellom variable ble estimert vha Pearsons produkt-moment korrelasjonskoeffisient (r). T-testene og korrelasjonstestene ble programmert i R.

3 RESULTATER

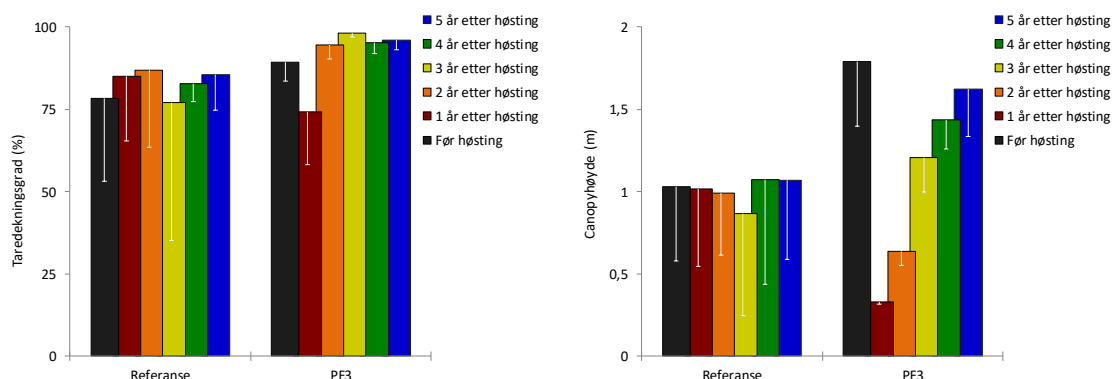
3.1 Effekter av prøvehøstingen i 2013

3.1.1 Videoundersøkelser

Reetableringen av stortare etter prøvehøstingene i 2013 har generelt vært god med over 90 prosent dekning av stortare på samtlige undersøkte stasjoner fem år etter høsting. Stortarevegetasjonens canopyhøyde var i 2018 marginalt lavere, enn det som ble observert rett før høsting i 2013. Forekomst av epifytter på tarestilker og tarerekrutter i undervegetasjonen er økende, men fortsatt på et lavere nivå enn det som ble observert før høsting i 2013. Kråkebollebeiting ser ikke ut til å ha påvirket reetableringen av tare i løpet av de fem første årene etter prøvehøstingen i Nordland, og forekomstene av rød kråkebolle i prøvehøstefeltet var noe lavere i 2018 enn året før. Grønne kråkeboller er ikke observert i perioden 2013-2018.

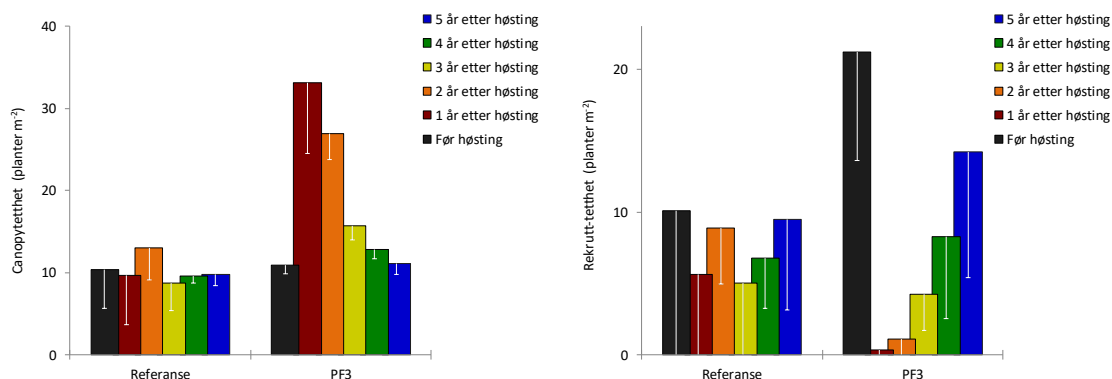
Totalt 5.576 tonn stortare ble prøvehøstet på et felt (PF3) i Nordland i juli 2013. Utvalgte videostasjoner i prøvehøstefeltet og et referansefelt har blitt undersøkt årlig fra før høstingen i 2013, for å studere gjenvekst av tarevegetasjon og utvikling i kråkebollebestandene. Videostasjonene dekker en stor eksponeringsgradient med variasjoner i midlere signifikant bølgehøyde fra 0,37 m i øst til 1,33 m i vest, og flest høstepåvirkede arealer (trålfater) ble observert i de vestligste delene av høstefeltet.

Gjennomsnittlig dekningsgrad av stortare (andel bunnflate dekket av tare) på stasjonene i PF3 ble i 2018 estimert til 95 %, og var noe høyere enn tilsvarende observert på de samme stasjoner før prøvehøsting i 2013 (Fig. 7). Gjennomsnittshøyden av tarevegetasjonen (canopyhøyden) observert i 2018 var 1,6 ($\pm 0,3$) m, og ikke signifikant forskjellig (t-test, $p = 0,10$) fra den gjennomsnittlige canopyhøyden på 1,8 ($\pm 0,4$) m observert før høsting i 2013. Etter å ha økt de første årene etter høsting, har tettheten av stortareplanter i canopsjiktet på trålfatene avtatt de seneste årene (Fig. 8). Tettheten av canopy planter var i 2018 omtrent på samme nivå som før prøvehøstingen i 2013 (Fig 8). Gjennomsnittlig tetthet av tarerekrutter i undervegetasjonen på høsteflatene hadde økt fra 8 (± 6) rekrutter per kvadratmeter i 2017, til 14 (± 9) rekrutter per kvadratmeter i 2018, mens den gjennomsnittlige tettheten observert før prøvehøstingen i 2013 var 21 (± 7) tarerekrutter per kvadratmeter (Fig. 8).



Figur 7. Gjennomsnittlig dekningsgrad (% tareddekket bunnflate) av tare (venstre panel) og gjennomsnittlig canopy høyde av tarevegetasjon (høyre panel) observert langs videotranssekt på PF3 og referansefelt i Nordland, henholdsvis før (sorte søyler), et år etter (røde søyler), to år etter (oransje søyler), tre år etter (gule søyler), fire år etter (grønne søyler) og fem år etter (blå søyler) prøvehøsting. Nedre grense for 95 % konfidensintervall er tegnet inn.

Gjennomsnittlig biomassetetthet på høsteflatene ble fem år etter prøvehøstingen estimert til 20 ± 4 kg tare per kvadratmeter, og var ikke signifikant forskjellig (t-test, $p = 0,20$) fra den gjennomsnittlige biomassetettheten på 23 ± 6 kg tare per kvadratmeter estimert før prøvehøsting i 2013. Observasjoner av epifytter på tarestilker langs videotransektene på PF3 tyder på at forekomstene i 2018 fortsatt er lavere enn det som ble observert før høsting fem år tidligere. Før høstingen i 2013 hadde de fleste tarestilkene en tre-dimensjonal epifyttstruktur, mens epifyttstrukturen som ble observert fem år etter høsting var mindre voluminøs (Fig. 9).



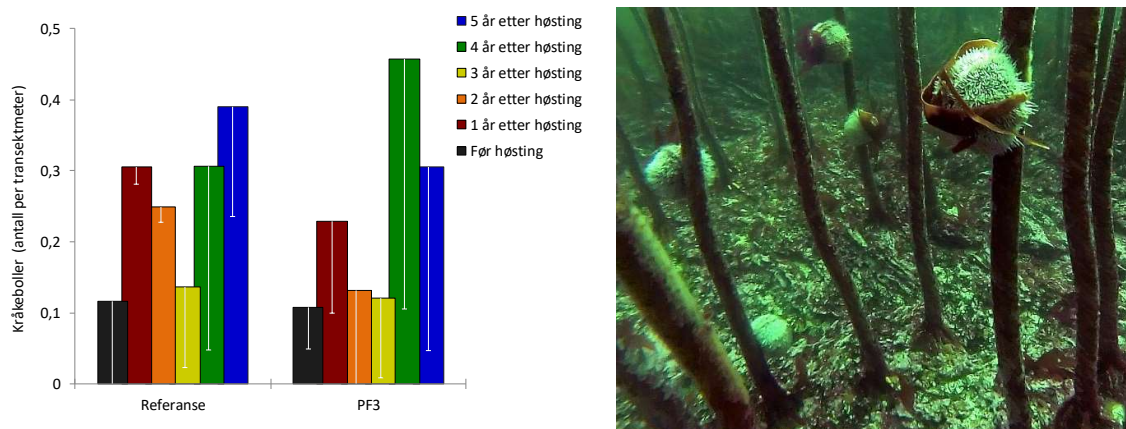
Figur 8. Tetthet av stortarecanopy (venstre panel) og stortarerekrutter i undervegetasjonen (høyre panel) langs videotransekt på PF3 og referansefelt i Nordland, henholdsvis før (sorte søyler), et år etter (røde søyler), to år etter (oransje søyler), tre år etter (gule søyler), fire år etter (grønne søyler) og fem år etter (blå søyler) prøvehøsting. Nedre grense for 95 % konfidensintervall er tegnet inn.



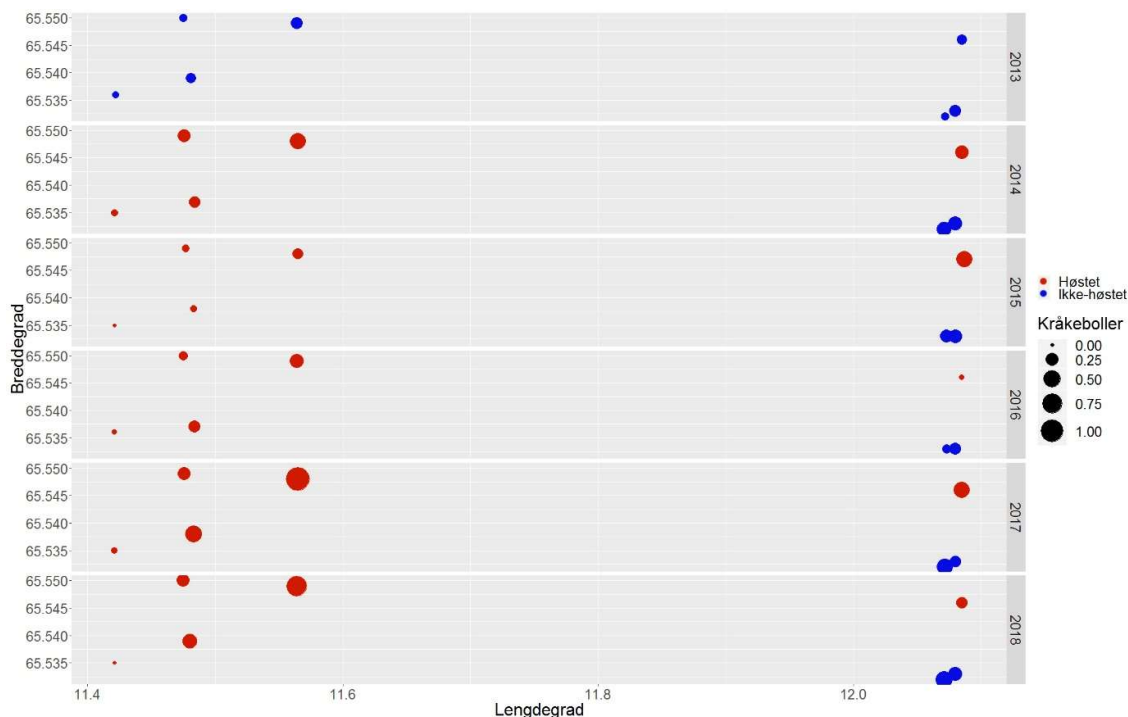
Figur 9. Eksempler på stortarestilker med ulik epifyttstruktur og rekrutt tetthet fra det nest vestligste videotransektet på PF3 i Nordland (Fig. 1) før høsting i mai 2013 (venstre bilde) og fem år etter høsting i juli 2018 (høyre bilde).

Som i tidligere år, ble det ikke observert innslag av grønn kråkebolle (*Strongylocentrotus droebachiensis*) på noen av videostasjonene i 2018. Til sammen ble det observert 315 individer av rød kråkebolle (*Echinus esculentus*) langs en total transektidistanse på 1,0 km. Registreringsfrekvensen av rød kråkebolle på PF3 var i 2018 i gjennomsnitt $0,31 (\pm 0,26)$ individer per meter videotransekt sammenlignet med en gjennomsnittlig registreringsfrekvens på $0,11 (\pm 0,06)$ individer per meter videotransekt før høsting i 2013 (Fig. 10). På referansestasjonene lå gjennomsnittlig registreringsfrekvens per meter videotransekt i 2018 på $0,39 (\pm 0,15)$ mot et gjennomsnitt på $0,12 (\pm 0,14)$ i 2013. Det var stor variasjon i forekomstene av rød kråkebolle mellom videostasjonene på PF3

(Fig. 11). Mens kråkebolleforekomstene har vært lave på den vestligste stasjon i hele perioden, ble det for stasjonene som ligger øst for denne observert en økning av forekomstene i 2017 sammenlignet med tidligere år. I 2018 var den gjennomsnittlige registreringsfrekvensen av rød kråkebolle omtrent på samme nivå, eller noe lavere enn i 2017 på de fleste av stasjonene i dette feltet (Fig. 11).



Figur 10. Diagrammet til venstre viser gjennomsnittlig registreringsfrekvens av kråkeboller langs videotranssekt på PF3 og referansefelt i Nordland, henholdsvis før (sorte søyler), et år etter (røde søyler), to år etter (oransje søyler), tre år etter (gule søyler), fire år etter (grønne søyler) og fem år etter (blå søyler) prøvehøsting. Nedre grense for 95 % konfidensintervall er tegnet inn. Bildet til høyre viser eksempel på forekomster av rød kråkebolle (*Echinus esculentus*) på det fjerde vestligste videotranssektet på PF3.



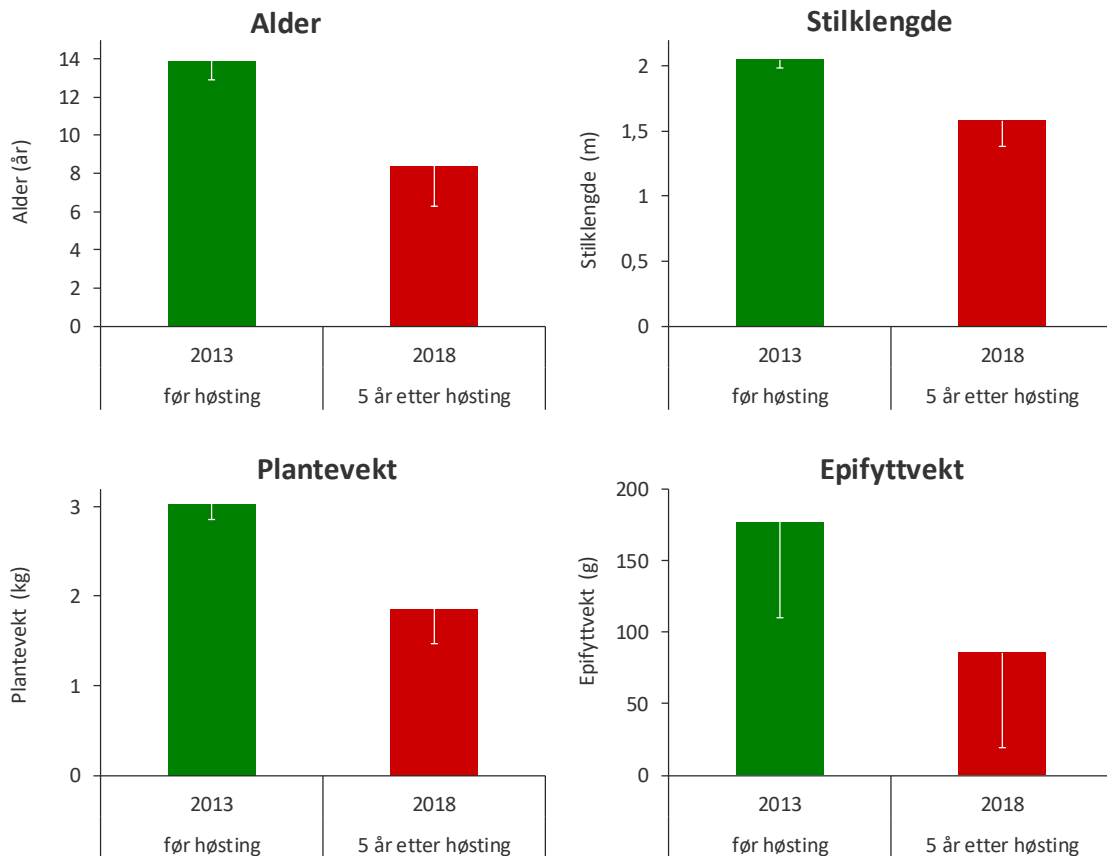
Figur 11. Kråkebolleforekomster på videostasjoner på prøvehøstefelt PF3. Stasjonene er plottet i forhold til geografisk posisjonering med breddegrad (i grader, desimaler) på y-aksen, og lengdegrad (i grader, desimaler) på x-aksen. De seks panelene representerer observasjonene i et enkelt år, med 2013 (før høsting) øverst og 2018 (fem år etter høsting) nederst. Størrelsen på stasjonssymbolene reflekterer forekomsten av rød kråkebolle (individer registrert per transektmeter).

3.1.2 Tareinnsamlinger

Tareplantene samlet inn i eksponert sektor av felt prøvehøstet i 2013 (PF3) hadde i 2018 en gjennomsnittsalder på 8,4 år, noe som viser at den oppvoksende tarevegetasjonen hovedsakelig ble rekruttert fra tareplanter som overlevde trålingen. Tareplantene var i 2018 allikevel betydelig yngre enn planter samlet inn på de samme lokalitetene før prøvehøstingen i 2013. Målingene viser også at plantene samlet inn i 2018 var mindre utviklet, både mhp størrelse og epifyttbegroing, enn plantene samlet inn før høsting i 2013. Analyser av tarestilkenes vekstsoner indikerer at stilktilveksten økte i årene etter prøvehøstingen.

Det ble i juli 2018 samlet inn tare vha skrape på en stasjon i prøvehøstefelt PF3 (Fig. 1) for undersøkelser av tarevegetasjonens morfologi, alder, veksthistorikk og epifytter (begroingsorganismer). Stasjonen i prøvehøstefelt PF3, som også ble undersøkt i 2013, ligger helt vest i feltet og er bølgeeksponert med midlere signifikant bølgehøyde på 1,3 meter. Tareplantene samlet inn i juli 2018 ble sammenlignet med tareprøver tatt på den samme stasjon før prøvehøsting i 2013.

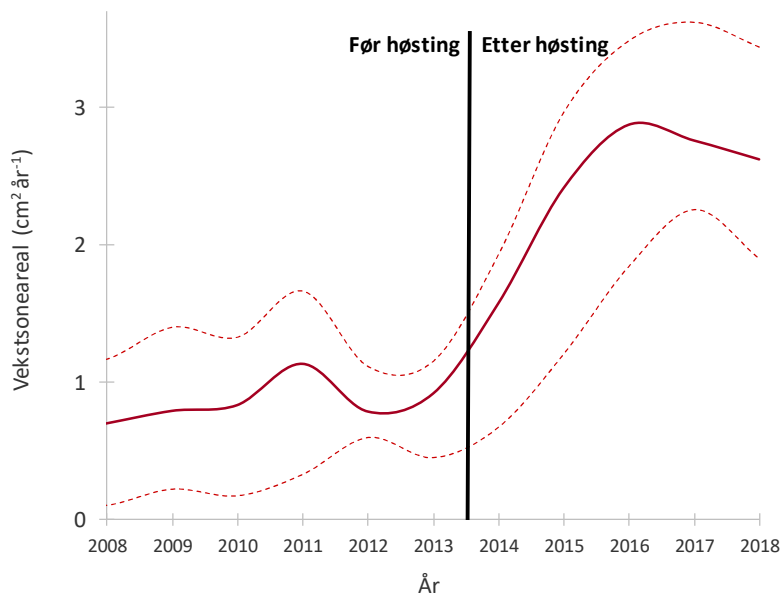
På grunn av det lave antallet innsamlingsstasjoner er det vanskelig å teste eventuelle forskjeller fra før til etter høstingen statistisk. Tareplantene samlet inn i prøvehøstefeltet hadde fem år etter høstingen en gjennomsnittlig alder på 8,4 år, noe som tilsier at vegetasjonen på trålflatene hovedsakelig ble rekruttert fra tareplanter som var tilstede allerede før prøvehøstingen i 2013 (Fig. 12). Målingene viser at plantene samlet inn fem etter høsting, var yngre og mindre utviklet, både mhp størrelse og epifyttbegroing, enn plantene samlet inn på samme stasjon før høsting i 2013 (Fig. 12).



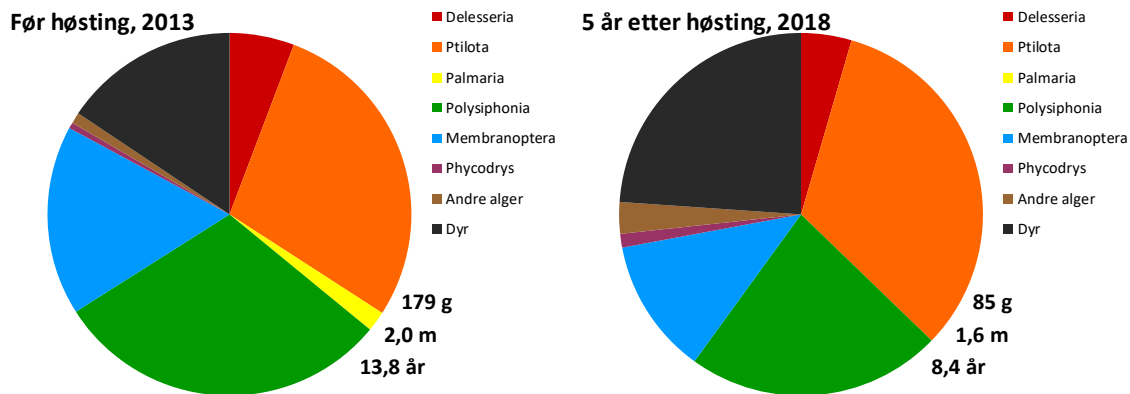
Figur 12. Alder, stikklengde, plantevekt og epifyttvekt hos tareplanter samlet inn før høsting (grønne søyler) og fem år etter høsting (røde søyler) i bølgeeksponert sektor på PF3 i Nordland. Nedre grense for 95 % konfidensintervall er tegnet inn.

Vekstsoneanalyser av planter samlet inn i prøvehøstefeltet i 2018 viste at stilktilveksten økte i årene etter prøvehøstingen i 2013 (Fig. 13). Den årlige tykkelsestilveksten for tareplanter i fem års perioden etter prøvehøstingen av PF3 i 2013 var i gjennomsnitt $2,4 \text{ cm}^2 \text{ år}^{-1}$, og høyere enn den årlige tykkelsestilveksten i perioden før prøvehøstingen (Fig. 13).

Epifytter (begrøingsorganismer) på innsamlede stortarestilker ble bestemt til slekt/gruppe og rangert etter forekomst. Epifyttsamfunnet ble dominert av tråd- og bladformede rødalger som dokke (*Polysiphonia*), draugfjær (*Ptilota*), søl (*Palmaria*), fagerving (*Delesseria*), eikeving (*Phycodrys*) og smalving (*Membranoptera*), som totalt sett utgjorde ca 75 % av stilkbegrøingen i 2018, mens de samme algegrupper utgjorde ca 85 % av stilkbegrøingen før prøvehøstingen i 2013 (Fig. 14). Selv om den gjennomsnittlige epifyttbiomassen i 2018 var under halvparten av det den var rett før prøvehøstingen i 2013, var epifyttsamfunnene dominert av mange av de samme gruppene.



Figur 13. Estimert gjennomsnittlig tykkelsestilvekst per år for tareplanter samlet inn i juli 2018 i prøvehøstefelt, PF3 (heltrukket rød linje). Stiplede linjer markerer øvre og nedre grenser for 95 % konfidensintervall for årlig tykkelsestilvekst. Den vertikale linjen markerer tidspunkt for prøvehøsting av PF3.



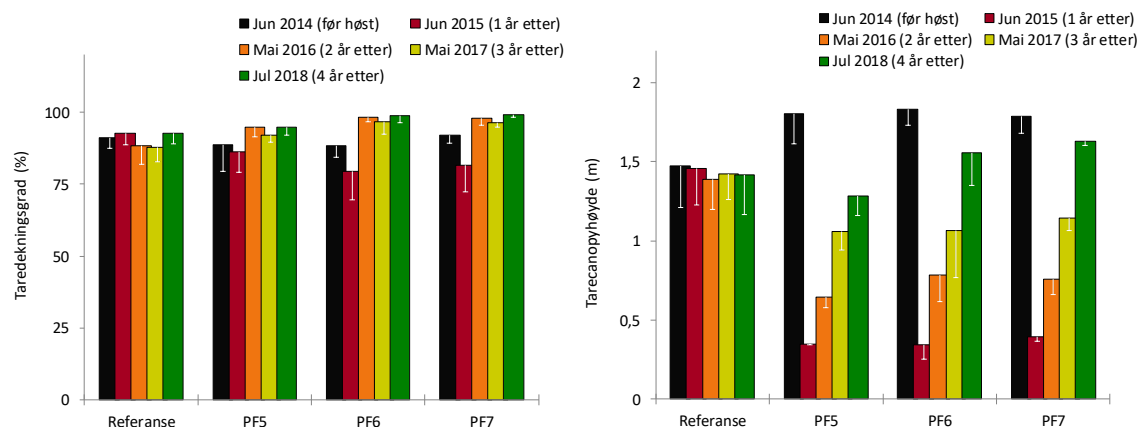
Figur 14. Gjennomsnittlig relativ forekomst av slekter av epifytter registrert på stortarestilker samlet inn i bølgeeksponert sektor på PF3 før prøvehøsting i mai 2013 (venstre diagram) og fem år etter prøvehøsting i juli 2018 (høyre diagram). Fagerving (*Delesseria*), draugfjær (*Ptilota*), søl (*Palmaria*), dokke (*Polysiphonia*), smalving (*Membranoptera*), eikeving (*Phycodrys*), andre alger og dyr. Gjennomsnittlig totalvekt av epifytter per tarestilk (i gram), gjennomsnittlig stikklengde av tareplanter (i meter) og gjennomsnittlig alder av tareplanter (i år) er angitt nederst til høyre i hvert diagram.

3.2 Effekter av prøvehøstingen i 2014

3.2.1 Videoundersøkelser

I 2014 ble det høstet 5.929 tonn stortare i tre felt (PF5-7) i Nordland. Videoobservasjoner av de tre høstefeltene og nærliggende referansefelt ble gjennomført i juli 2018, på de samme stasjonene som har vært undersøkt årlig siden 2014. Rekoloniseringen etter prøvehøstingen i 2014 har vært svært god med mer enn 95 % dekning av stortare på trålflatene allerede to år etter høsting. Den reetablerende tarevegetasjonen på trålflatene hadde i 2018 en gjennomsnittlig canopyhøyde på 1,5 m som er en økning på 0,4 m i forhold til 2017 observasjonene, men fortsatt noe mindre enn den gjennomsnittlige canopyhøyden (1,8 m) målt før prøvehøstingen i 2014. Forekomstene av rød kråkebolle var på et lavt nivå i de fleste områder, og ser ikke ut til å ha gitt synlige beiteskader på tarevegetasjonen. Grønne kråkeboller er ikke observert i perioden 2014-2018.

Totalt 5.929 tonn stortare ble høstet i tre prøvehøstefelt (PF5, PF6 og PF7) i Nordland i 2014 (Tab. 2). Det ble i juli 2018 gjennomført videoundersøkelser på stasjoner i prøvehøstefeltene PF5-7 og stasjoner i referansefelt nord i Horsvær naturreservat og sør i verdensarvområdet ved Vega (Fig. 1). Samtlige av disse videostasjonene har vært undersøkt årlig siden 2014. I juli 2018 ble det observert trålspor på alle videotransektene som ble undersøkt inne i prøvehøstefeltene, med en anslått gjennomsnittlig høstepåvirkningsgrad av bunnarealet på ca 55 %. Rekoloniseringen av stortare etter prøvehøstingen i 2014 har vært svært god med en gjennomsnittlig dekningsgrad av tare (dvs % taredekket bunnflate) på over 95 % gjennom de to siste årene (Fig 15, 16). Den gjennomsnittlige canopyhøyden på trålflatene hadde økt fra 0,7 ($\pm 0,1$) m i 2016 og 1,1 ($\pm 0,1$) m i 2017 til 1,5 ($\pm 0,2$) m i 2018, men var fortsatt noe redusert i forhold til canopyhøyden observert før prøvehøstingen i 2014 (Fig. 15, Tab. 2). Tarevegetasjons størrelsesutvikling fra 2017 til 2018 varierte mellom prøvehøstefeltene, og plantene har hatt noe bedre tilvekst på felt PF6 og PF7, enn på felt PF5, i løpet av det siste året.



Figur 15. Gjennomsnittlig dekningsgrad (% taredekket bunnflate) av tare (venstre panel) og gjennomsnittlig canopyhøyde av tarevegetasjon (høyre panel) observert langs videotransekt i prøvehøstefelt (PF5-7) og referansefelt i Nordland, henholdsvis før (sorte søyler), et år etter (røde søyler), to år etter (oransje søyler), tre år etter (gule søyler) og fire år etter (grønne søyler) prøvehøsting. Nedre grense for 95 % konfidensintervall er tegnet inn.

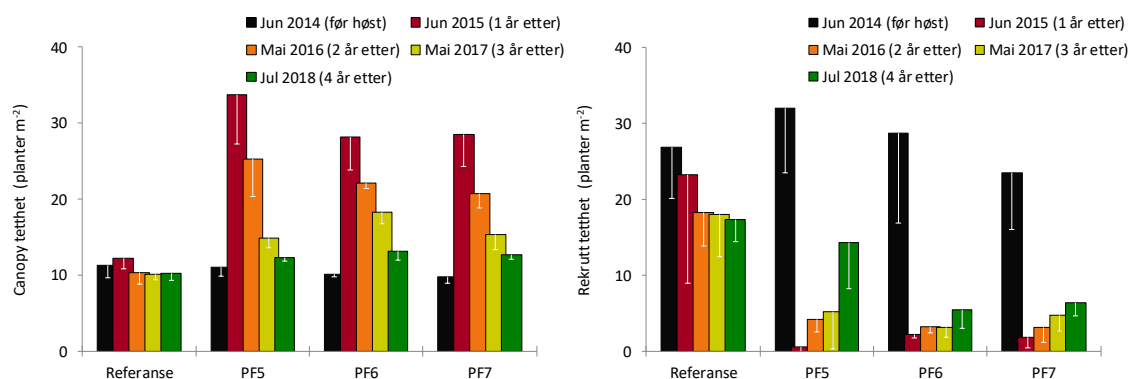
Tettheten av stortareplanter i canopysjiktet på trålflatene har avtatt de seneste årene, men er i 2018 fortsatt signifikant høyere enn plantetettheten observert før høstingen i 2014 og på referansestasjonene (Fig. 17, Tab. 2). Gjennomsnittlig tetthet av tarerekrutter i undervegetasjonen i de tidligere høstede områdene ble i mai 2018 estimert til 9 ± 6 rekrutter per kvadratmeter, noe som fortsatt er betydeligere

lavere enn den gjennomsnittlige rekrutt-tettheten på 28 ± 5 rekrutter per kvadratmeter som ble observert før prøvehøsting i 2014 (Fig. 17, Tab. 2).

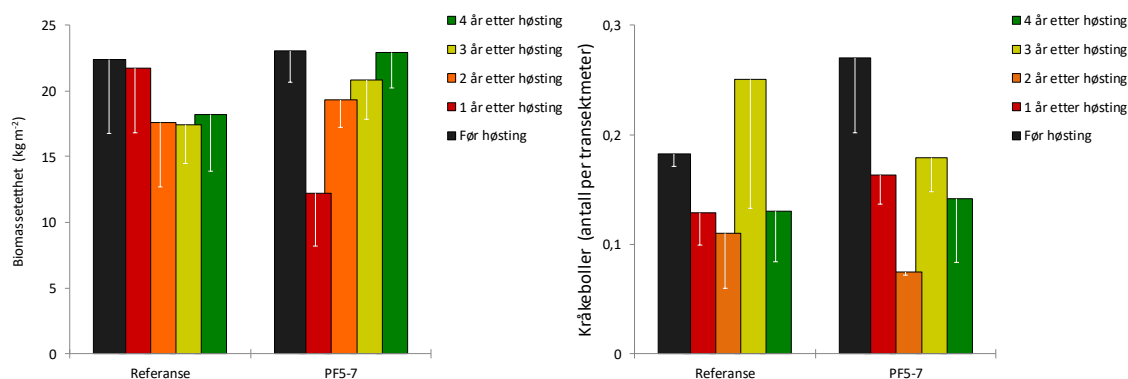
Gjennomsnittlig biomassetetthet av stortare ble i 2018 estimert til 23 ± 4 kg per kvadratmeter, og er ikke signifikant forskjellig fra biomassetettheten estimert før prøvehøstingen i 2014 (Fig. 18, Tab. 2). Registreringsfrekvensen av rød kråkebolle på stasjonene i prøvehøstefeltene var i gjennomsnitt $0,14 \pm 0,06$ individer per transektmeter i 2018, mot en registreringsfrekvens på $0,27 \pm 0,07$ kråkeboller per transektmeter før prøvehøsting i 2014 (Fig. 18). Grønn kråkebolle har ikke vært observert på noen av videostasjonene, verken i prøvehøstefeltene eller i referanseområdene, i perioden 2014-2018.



Figur 16. Eksempler på gjenvekst i trålspor fire år etter prøvehøstingen av felt PF7 i Nordland.



Figur 17. Tetthet av stortarecanopy (venstre panel) og stortarerekrutter i undervegetasjonen (høyre panel) langs videotransekt i prøvehøstefelt (PF5-7) og referansefelt i Nordland, henholdsvis før (sorte søyler), et år etter (røde søyler), to år etter (oransje søyler), tre år etter (gule søyler) og fire år etter (grønne søyler) prøvehøsting. Nedre grense for 95 % konfidensintervall er tegnet inn.



Figur 18. Biomassetetthet av stortare (venstre panel) og gjennomsnittlig registreringsfrekvens av kråkeboller (høyre panel) langs videotranssekt i prøvehøstefelt (PF5-7) og referansefelt i Nordland. Før (sorte søyler), et år etter (røde søyler), to år etter (oransje søyler), tre år etter (gule søyler) og fire år etter (grønne søyler) prøvehøsting. Nedre grense for 95 % konfidensintervall er tegnet inn.

Tabell 2. Lineære sammensatte modeller («linear mixed-effect models») for videodata med feltype (høstefelt vs referansefelt) krysset med periode (før høsting vs etter høsting) som uavhengige variabler. Modellen ble kjørt for et sett av responsvariabler (i kursiv): Taredekningsgrad, tarecanopy høyde, tarecanopy tetthet, tarerekrutt tetthet, tarebiomasse og forekomst av rød kråkebolle. Signifikante sannsynlighetsverdier ($p < 0,05$) for interaksjonsleddene (hvis signifikans indikerer effekt av taretråling) er understreket.

Responsvariabel	Effekt	Estimat	t verdi	p verdi	Responsvariabel	Effekt	Estimat	t verdi	p verdi
<i>Taredekningsgrad (%)</i>	(Skjæringspunkt)	91,00	42,31	<0,001	<i>Canopy høyde (m)</i>	(Skjæringspunkt)	1,483	18,03	<0,001
	Periode (2014 vs 2015)	1,667	0,617	0,580		Periode (2014 vs 2015)	-0,050	-0,687	0,495
	Periode (2014 vs 2016)	-2,500	-0,925	0,408		Periode (2014 vs 2016)	-0,100	-1,373	0,175
	Periode (2014 vs 2017)	-3,167	-1,172	0,295		Periode (2014 vs 2017)	-0,067	-0,915	0,364
	Periode (2014 vs 2018)	1,667	0,617	0,54		Periode (2014 vs 2018)	-0,067	-0,915	0,364
	Feltype (referanse vs høstefelt)	-1,091	-0,409	0,704		Feltype (referanse vs høstefelt)	0,335	3,274	0,003
	Interaksjon (2015 x høstefelt)	-9,394	-2,797	<u>0,015</u>		Interaksjon (2015 x høstefelt)	-1,395	-15,41	<u><0,001</u>
	Interaksjon (2016 x høstefelt)	9,864	2,937	<u>0,011</u>		Interaksjon (2016 x høstefelt)	-0,982	-10,85	<u><0,001</u>
	Interaksjon (2017 x høstefelt)	8,712	2,594	<u>0,024</u>		Interaksjon (2017 x høstefelt)	-0,652	-7,197	<u><0,001</u>
	Interaksjon (2018 x høstefelt)	6,424	1,913	0,061		Interaksjon (2018 x høstefelt)	-0,233	-2,577	<u>0,012</u>
<i>Canopy tetthet (per m⁻²)</i>	(Skjæringspunkt)	11,50	10,950	<0,001	<i>Rekrutt tetthet (per m⁻²)</i>	(Skjæringspunkt)	26,83	9,349	<0,001
	Periode (2014 vs 2015)	0,667	0,518	0,607		Periode (2014 vs 2015)	-3,500	-0,882	0,381
	Periode (2014 vs 2016)	-1,167	-0,906	0,369		Periode (2014 vs 2016)	-8,500	-2,142	0,036
	Periode (2014 vs 2017)	-1,500	-1,165	0,2488		Periode (2014 vs 2017)	-8,833	-2,226	0,03
	Periode (2014 vs 2018)	-1,333	-1,035	0,3047		Periode (2014 vs 2018)	-9,5	-2,394	0,02
	Feltype (referanse vs høstefelt)	-1,271	-0,954	0,352		Feltype (referanse vs høstefelt)	0,985	0,276	0,783
	Interaksjon (2015 x høstefelt)	18,88	11,79	<u><0,001</u>		Interaksjon (2015 x høstefelt)	-22,63	-4,546	<u><0,001</u>
	Interaksjon (2016 x høstefelt)	13,62	8,507	<u><0,001</u>		Interaksjon (2016 x høstefelt)	-15,68	-3,179	<u>0,002</u>
	Interaksjon (2017 x høstefelt)	7,773	4,854	<u><0,001</u>		Interaksjon (2017 x høstefelt)	-14,62	-2,964	<u>0,004</u>
	Interaksjon (2018 x høstefelt)	4,151	2,593	<u>0,012</u>		Interaksjon (2018 x høstefelt)	-10,05	-2,036	<u>0,046</u>
<i>Tarebiomasse (kg m⁻²)</i>	(Skjæringspunkt)	21,11	12,87	<0,001	<i>Kråkebolleforekomst (per m⁻¹)</i>	(Skjæringspunkt)	0,202	4,39	<0,001
	Periode (2014 vs 2015)	0,585	0,358	0,721		Periode (2014 vs 2015)	-0,042	-0,803	0,425
	Periode (2014 vs 2016)	-3,514	-2,152	0,035		Periode (2014 vs 2016)	-0,088	-1,701	0,1094
	Periode (2014 vs 2017)	-3,700	-2,263	0,027		Periode (2014 vs 2017)	0,053	1,027	0,308
	Periode (2014 vs 2018)	-2,887	-1,767	0,082		Periode (2014 vs 2018)	-0,073	-1,412	0,163
	Feltype (referanse vs høstefelt)	1,533	0,752	0,457		Feltype (referanse vs høstefelt)	0,075	1,308	0,197
	Interaksjon (2015 x høstefelt)	-11,08	-5,457	<u><0,001</u>		Interaksjon (2015 x høstefelt)	-0,076	-1,171	0,246
	Interaksjon (2016 x høstefelt)	0,318	0,157	0,876		Interaksjon (2016 x høstefelt)	-0,113	-1,758	0,084
	Interaksjon (2017 x høstefelt)	2,046	1,008	0,318		Interaksjon (2017 x høstefelt)	-1,171	-2,643	<u>0,011</u>
	Interaksjon (2018 x høstefelt)	3,532	1,739	0,087		Interaksjon (2018 x høstefelt)	-0,068	-1,047	0,299

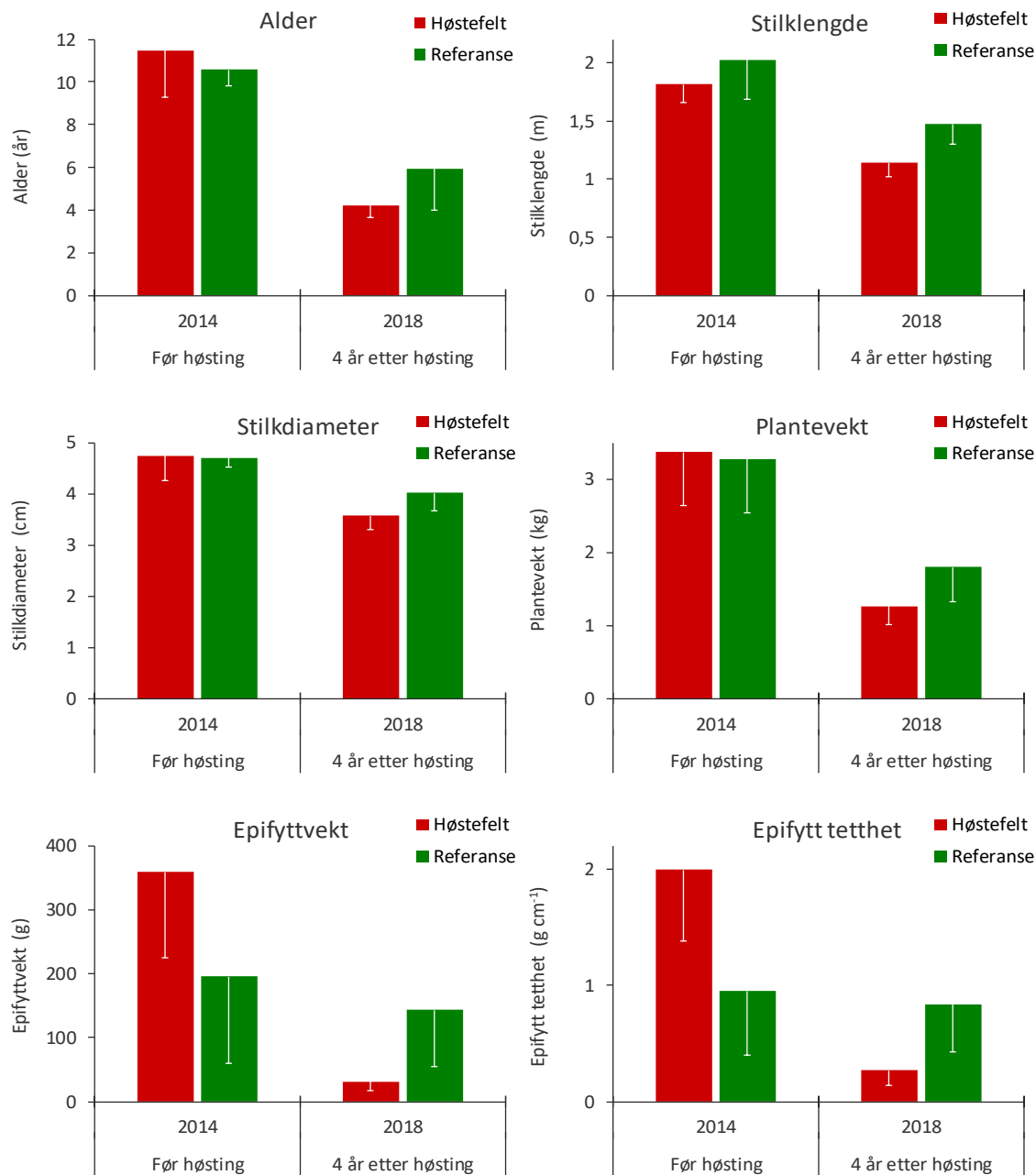
3.2.2 Tareinnsamlinger

Det ble samlet inn tareplanter på tre stasjoner i prøvehøstefelt PF5 og tre stasjoner i et referansefelt nord i Horsvær naturreservat i juli 2018. Tareplantene på stasjonene i prøvehøstefeltet hadde fire år etter høstingen en gjennomsnittlig alder på 4,2 år og var betydelig yngre og mindre enn planter samlet inn på de samme lokalitetene før prøvehøstingen i 2014. Analyser av tarestilkens vekstsoner indikerer at stilktilveksten i har økt i årene etter prøvehøstingen, sammenlignet med stilktilveksten i årene før prøvehøstingen. Epifyttbiomassen hos tareplantene samlet inn på prøvehøstingsstasjonene i 2018 var kun 10 %, av tilsvarende hos tareplanter samlet inn rett før prøvehøstingen i 2014. Forekomster av juvenile grønne kråkeboller i tareplantenes festeorgan hadde økt fra 2014 til 2018 i referansefeltet, men ikke i prøvehøstefeltet

Det ble i juli 2018 samlet inn stortare på tre stasjoner i prøvehøstefelt PF5 og på tre stasjoner i et referanseområde nord i Horsvær naturreservat i Nordland (Fig. 1) som ble sammenlignet med tareprøver samlet inn i forkant av prøvehøstingen i august 2014. Innsamlingsstasjonene ligger alle innenfor en bølgeeksponeringskategori som varierer fra 0,6 m – 0,8 m midlere signifikant bølgehøyde og med dybder fra 6 m – 9 m. Målingene viser at plantene samlet inn i 2018, var betydelig yngre og mindre utviklet mhp størrelse og epifyttbegroing, enn plantene samlet inn på samme stasjoner i forkant av prøvehøstingen i 2014 (Fig. 19, Tab. 3). Tareplantene i prøvehøstefeltet hadde fire år etter høstingen en gjennomsnittlig alder på 4,2 år. Ca 2/5 av tareplantene samlet inn i prøvehøstefeltet i 2018 var 5 år eller eldre og må derfor være rekruttert fra tareplanter som var tilstede allerede før prøvehøstingen i 2014.

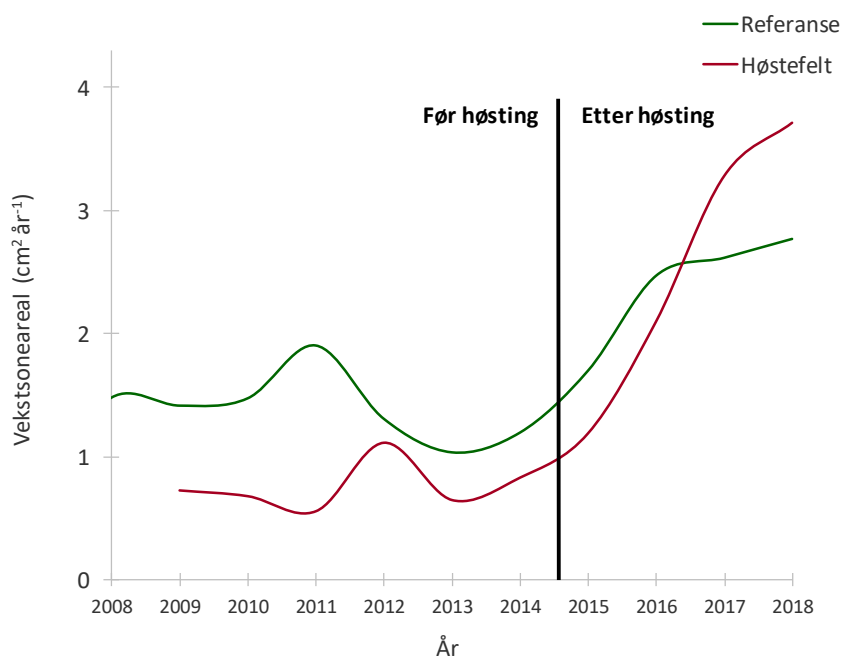
Tabell 3. Lineære sammensatte modeller («linear mixed-effect models») for tareinnsamlingsdata med feltype (høstefelt vs referansefelt) krysset med periode (2014 (før høsting) vs 2018 (etter høsting)) som uavhengige variabler. Modellen ble repeterende kjørt for et sett av responsvariabler (i kursiv): Alder, stilklengde, stilkdiameter, plantevekt, epifyttvekt og epifytt tetthet (per cm tarestilk). Signifikante sannsynlighetsverdier ($p < 0,05$) for interaksjonsleddene (hvis signifikans indikerer effekt av taretråling) er understreket.

Responsvariabel	Effekt	Estimat	t verdi	p verdi	Responsvariabel	Effekt	Estimat	t verdi	p verdi
<i>Alder (år)</i>	(Skjæringspunkt)	10,57	17,04	<0,001	<i>Stilklengde (cm)</i>	(Skjæringspunkt)	202,3	23,49	<0,001
	Periode (2014 vs 2018)	-4,633	-9,971	<0,001		Periode (2014 vs 2018)	-55,33	-9,453	<0,001
	Feltype (referanse vs høstefelt)	0,9	1,026	0,348		Feltype (referanse vs høstefelt)	-21	-1,724	0,144
	Interaksjon (periode x feltype)	-2,6	-3,956	<u><0,001</u>		Interaksjon (periode x feltype)	-12,07	-1,458	0,148
<i>Stilkdiameter (cm)</i>	(Skjæringspunkt)	4,697	29,66	<0,001	<i>Plantevekt (g)</i>	(Skjæringspunkt)	3279	14,08	<0,001
	Periode (2014 vs 2018)	-0,680	-6,940	<0,001		Periode (2014 vs 2018)	-1478	-10,24	<0,001
	Feltype (referanse vs høstefelt)	0,045	0,201	0,849		Feltype (referanse vs høstefelt)	88,27	0,268	0,800
	Interaksjon (periode x feltype)	-0,493	-3,560	<u><0,001</u>		Interaksjon (periode x feltype)	-629,4	-3,084	<u>0,002</u>
<i>Epifyttvekt (g)</i>	(Skjæringspunkt)	195,5	4,216	0,003	<i>Epifytt tetthet (g cm⁻¹)</i>	(Skjæringspunkt)	0,948	4,413	0,002
	Periode (2014 vs 2018)	-52,20	-1,135	0,259		Periode (2014 vs 2018)	-0,110	-0,443	0,658
	Feltype (referanse vs høstefelt)	163,6	2,495	0,041		Feltype (referanse vs høstefelt)	1,045	3,44	0,007
	Interaksjon (periode x feltype)	-275,0	-4,229	<u><0,001</u>		Interaksjon (periode x feltype)	-1,617	-4,601	<u><0,001</u>



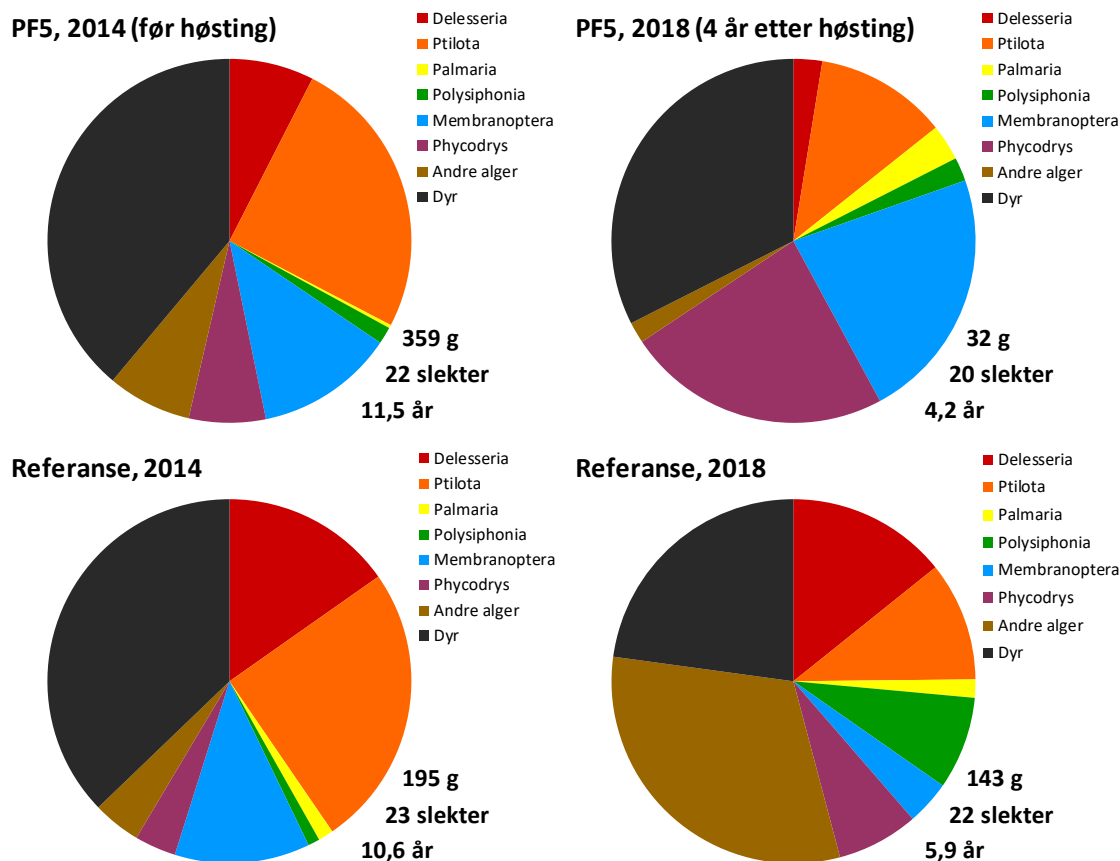
Figur 19. Alder, stilklengde, stilkdiameter, plantevekt, epifyttvekt og epifytt-tetthet (per cm tarestilk) hos tareplanter samlet inn før (2014) og fire år etter tarehøsting (2018) på høstefelt PF5 (røde søyler) og referanseområdet i Horsvær naturreservat i Nordland. Nedre grense for 95 % konfidensintervall er tegnet inn.

Vekstsoneanalyser av planter samlet inn i 2018 viste at tykkelsestilveksten av tarestilker økte i årene etter høstingen i 2014, både i prøvehøstefeltet og referansefeltet (Fig. 20). På stasjonene i prøvehøstefeltet har den gjennomsnittlige tykkelsestilveksten vært økende i hele perioden fra 2015 ($1,2 \text{ cm}^2 \text{ år}^{-1}$) til 2018 ($3,7 \text{ cm}^2 \text{ år}^{-1}$).



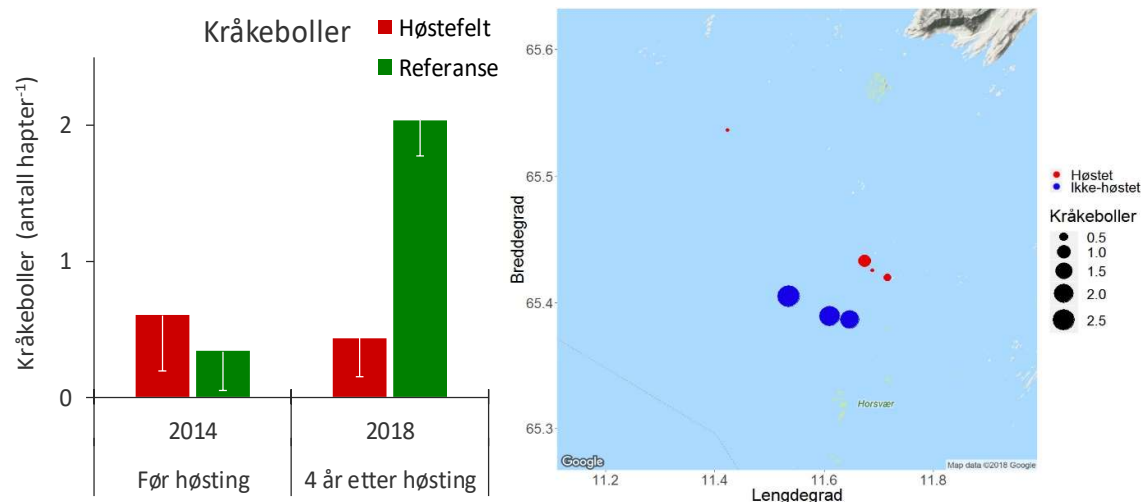
Figur 20. Estimert gjennomsnittlig tykkelsestilvekst per år for tareplanter samlet inn i juni 2018 på stasjoner i høstefelt, PF5 (røde linjer) og referansefeltet i Horsvær (grønne linjer). Den vertikale linjen markerer tidspunktet (august/september 2014) for prøvehøstingen på PF5.

Epifytter (begrøingsorganismer) på innsamlede stortarestilker ble bestemt til slekt/gruppe og rangert etter forekomst. Epifyttsamfunnene på tarestilkene ble dominert av tråd- og bladformede rødalger både før og etter høsting (Fig. 21). Av de 22 slektene/gruppene som ble registrert på prøvehøstefeltet i 2014 ble 16 også registrert i 2018, mens det ble registrert 4 slekter/grupper i 2018 som ikke ble registrert i 2014. Den relative forekomsten til enkelte av epifyttene som f.eks draugfjær (*Ptilota*) var noe lavere i 2018 enn i 2014, mens forekomsten av f.eks eikeving (*Phycodrys*) var noe høyere i 2018 enn i 2014. For enkelte tareplanter som ble samlet inn i referansefeltet i 2018 utgjorde brunalger som stortare og butare, en betydelig del av epifyttbiomassen.



Figur 21. Gjennomsnittlig relativ forekomst av slekter av epifytter registrert på stortarestilker samlet inn i på prøvehøstefelt PF5 (øvre panel) og referansefelt (nedre panel) i august 2014 (venstre panel) og juli 2018 (høyre panel). Fagerving (*Delesseria*), draugfjær (*Ptilota*), søl (*Palmaria*), dokke (*Polysiphonia*), smalving (*Membranoptera*), eikeving (*Phycodrys*), andre alger og dyr. Gjennomsnittlig totalvekt av epifytter per tarestilk (i gram), antall registrerte arter/slekter av epifytter og gjennomsnittlig alder av tareplanter (i år) er angitt nederst til høyre i hvert diagram.

Juvenile individer av grønn kråkebolle (*S. droebachiensis*) ble registrert i tareplantenes festeorgan (hapter) på samtlige av innsamlingsstasjonene i 2018 (Fig. 22). Det ble i gjennomsnitt registrert 0,4 kråkeboller per tarehapter på stasjonene i prøvehøstefeltet, mens gjennomsnittet var 2,0 kråkeboller per tarehapter på stasjoner i referanseområdet. Mens forekomstene av hapterkråkeboller på prøvehøstefeltet har vært stabile, har det vært en signifikant økning i forekomstene av hapterkråkeboller på referansefeltet fra 2014 til 2018 (Fig. 22, Tab. 4).



Figur 22. Figuren til venstre viser gjennomsnittlig antall grønne kråkeboller (*Strongylentrotus droebachiensis*) per festeorgan (hapter) hos tareplanter samlet inn før (2014) og fire år etter tarehøsting (2018) på høstefelt PF5 (røde søyler) og referansefelt i Horsvør naturreservat i Nordland. Nedre grense for 95 % konfidensintervall er tegnet inn. Kartet til høyre viser lokalisering av innsamlingsstasjonene. Stasjonene er plottet i forhold til geografisk posisjonering med breddegrad (i grader, desimaler) på y-aksen, og lengdegrad (i grader, desimaler) på x-aksen. Størrelsen på stasjonssymbolene reflekterer antall kråkeboller per hapter i 2018. Røde symboler angir innsamlingsstasjoner som tidligere har vært tarehøstet, mens blå symboler angir stasjoner i referansefeltet.

Tabell 4. Lineære sammensatte modell («linear mixed-effect model») for tareinnsamlingsdata med feltype (høstefelt vs referansefelt) krysset med periode (2014 (før høsting) vs 2018 (etter høsting)) som uavhengige variabler og antall grønne kråkeboller (*Strongylocentrotus droebachiensis*) per festeorgan (hapter) som responsvariabel.

Responsvariabel	Effekt	Estimat	t verdi	p verdi
Kråkeboller (hapter⁻¹)	(Skjæringspunkt)	0,333	1,481	0,162
	Periode (2014 vs 2018)	1,900	6,285	<0,001
	Feltype (referanse vs høstefelt)	0,333	1,048	0,314
	Interaksjon (periode x feltype)	-2,067	-4,834	<0,001

3.3 Effekter av prøvehøstingen i 2017

3.3.1 Videoundersøkelser

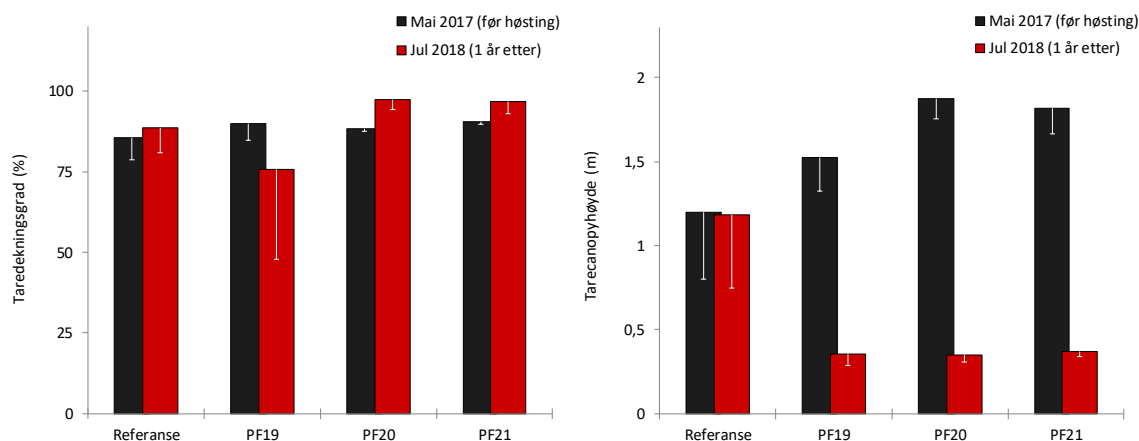
Det ble til sammen høstet 12.837 tonn stortare fordelt på 4 felt (PF18-21) i Nordland i 2017. Samtlige prøvehøstefelt ble undersøkt vha video før høsting i 2017 og videotransektene på tre av prøvehøstefeltene (PF19-21) ble fulgt opp med nye undersøkelser i 2018. Rekoloniseringen av tare på felt som ble prøvehøstet i 2017 har vært meget god, med en gjennomsnittlig dekningsgrad på ca 90 % året etter høsting. Høyden av den reetablerende tarevegetasjonen var i gjennomsnitt 0,36 m i 2018, noe som er ca 20 % av canopyhøyden målt før høsting i 2017. Forekomstene av rød kråkebolle var moderate og ser ut til å ha hatt liten effekt på reetableringen av tare på høsteflatene. Grønne kråkeboller ble ikke observert på videostasjonene, verken i 2017 eller 2018.

Det ble til sammen høstet 12.837 tonn stortare fordelt på fire felt (PF18-21) i Nordland i 2017 (Tab. 5). Tre av høstefeltene (PF19-21), der det til sammen ble høstet 9.427 tonn stortare i 2017, ble fulgt opp med nye undersøkelser i juli 2018, langs de samme videotransektene som ble undersøkt før prøvehøstingen i 2017. Observasjonene fra prøvehøstefeltene ble også sammenlignet med tilsvarende observasjoner gjennomført i nærliggende referanseområder.

Høstefelt	Høstekvantum (tonn)
PF18	3.410
PF19	7.757
PF20	383
PF21	1.287

Tabell 5. Kvantum av tare (data fra FMC Biopolymer AS) høstet på felt (PF18-21) i 2017.

Det ble registrert spor etter høsting langs samtlige videotransekt som ble undersøkt på prøvehøstefeltene i 2018. Andel høstepåvirket areal (% høstepåvirket bunnflate) observert langs videotransektene varierte fra 31 % til 79 %, med et gjennomsnitt på 62 %. Gjennomsnittlig dekningsgrad av tare observert på høsteflatene varierte fra 76 % på PF19 til 97 % på PF20 og PF21 (Fig. 23). På prøvehøstefelt PF19 var dekningsgraden av stortare noe redusert langs enkelte transektavsnitt på de østligste stasjonene (Fig. 24, 25), mens dekningsgraden av stortare på prøvehøstefelt PF20 og PF21 var gjennomgående høy (Fig. 26). Den gjennomsnittlige høyden av den reetablerende tarevegetasjonen ble i 2018 målt til 0,36 ($\pm 0,01$) m som tilsvarer ca 20 % av vegetasjonshøyden observert før prøvehøsting i 2017 (Fig. 23).



Figur 23. Gjennomsnittlig dekningsgrad (% tareddekket bunnflate) av tare (venstre panel) og gjennomsnittlig canopy høyde av tarevegetasjon (høyre panel) observert langs videotransekt i prøvehøstefelt (PF19-21) og referansefelt i Nordland, henholdsvis før (sorte søyler) og et år etter (røde søyler) prøvehøsting. Nedre grense for 95 % konfidensintervall er tegnet inn.



Figur 24. Eksempler på varierende gjenvekst i trålspor på den østligste videostasjonen på PF19 i 2018, et år etter prøvehøsting. Eldre tareplanter skimtes i bakgrunnen på bildene.

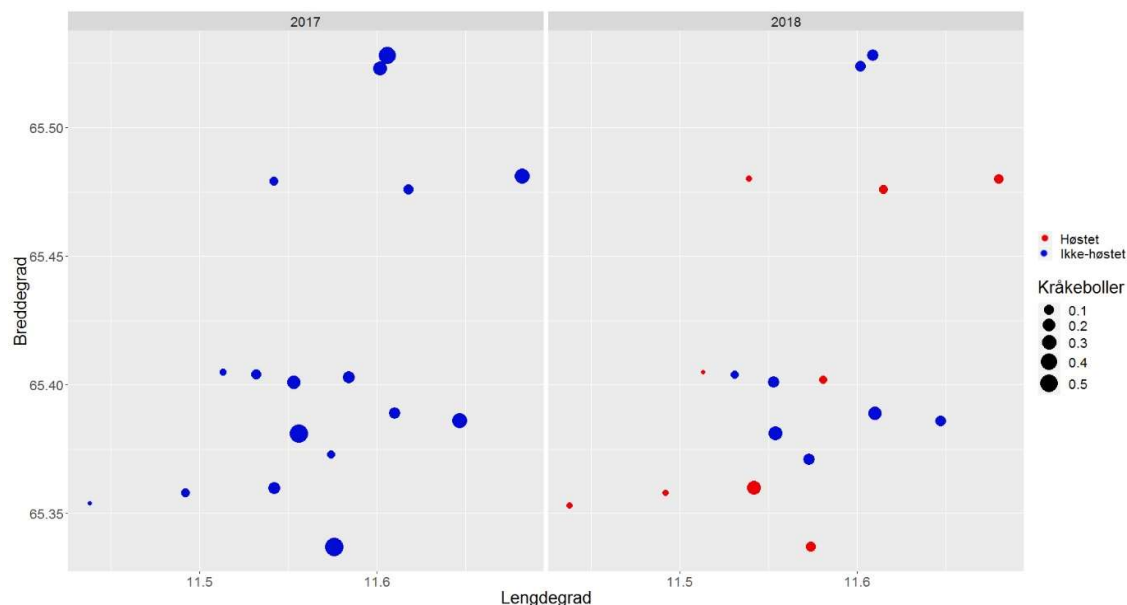


Figur 25. Eksempler på innslag av draughtare (*Saccorhiza polyschides*) på den nest østligste videostasjonen på PF19 i 2018, et år etter prøvehøsting.



Figur 26. Eksempler på gjenvekst i trålspor på PF20 (venstre bilde) og PF21 (høyre bilde) i 2018, et år etter prøvehøsting. Eldre tareplanter skimtes i bakgrunnen på bildene.

Det ble ikke registrert innslag av grønn kråkebolle på videostasjonene, verken i 2017 eller 2018. Det ble observert moderate forekomster av rød kråkebolle på stasjoner i prøvehøstefeltene (PF19-21) i 2018, med en gjennomsnittlig registreringsfrekvens $0,06 (\pm 0,05)$ individer per transektmeter (Fig. 27). Dette var en halvering i forhold til registreringsfrekvensen på $0,13 (\pm 0,05)$ individer per transektmeter for de samme stasjoner før høsting i 2017.



Figur 27. Kråkebolleforekomster på videostasjoner på prøvehøstefelt (PF19-21) og referansefelt i Nordland i 2017 (venstre figur) og 2018 (høyre figur). Stasjonene er plottet i forhold til geografisk posisjonering med breddegrad (i grader, desimaler) på y-aksen, og lengdegrad (i grader, desimaler) på x-aksen. Røde symboler angir stasjoner som ble tarehøstet etter undersøkelsene i 2017, mens blå symboler angir stasjoner som ikke er høstet. Størrelsen på stasjonssymbolene reflekterer forekomsten av rød kråkebolle (individer registrert per transektmeter).

3.3.2 Fisk og skalldyrundersøkelser

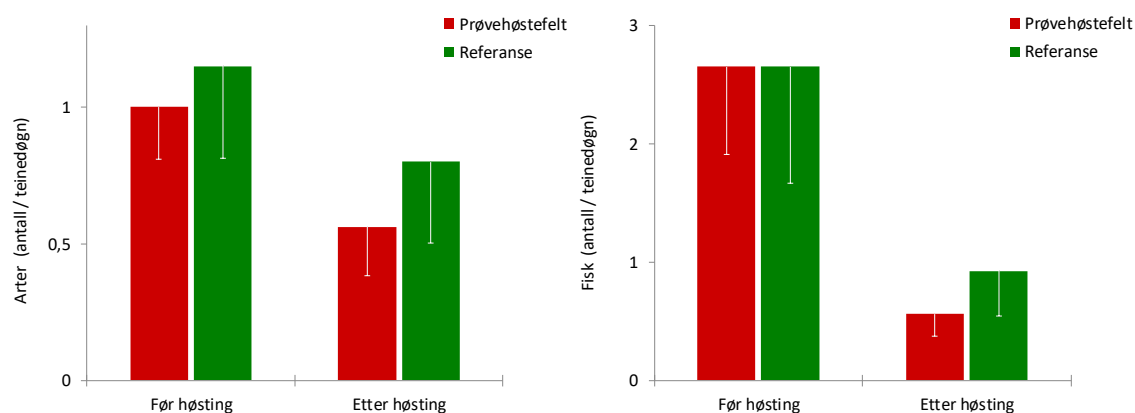
Før prøvehøstingen i Nordland i 2017 ble det gjennomført innledende fisk og skalldyrundersøkelser i et prøvehøstefelt (PF19) og i et referansefelt i Horsvær naturreservat vha leppefiskeiteiner og krabbeteiner. Tilsvarende undersøkelser ble gjennomført i de samme områdene i 2018, ca et år etter prøvehøsting. Fangstene i leppefiskeiteinene var dominert av juvenile sei og torsk. For sei var fangstene gjennomgående lavere i 2018, enn i 2017, mens fangstene av torsk viste kun mindre reduksjoner fra 2017 til 2018. Fangstutviklingen fra 2017 til 2018 har likevel ikke vært signifikant forskjellig mellom prøvehøstefeltet og referansefeltet. Dette betyr at tarehøstingen ikke har hatt en negativ effekt på forekomstene av juvenile stadier av disse artene. Krabbefangstene i prøvehøstefeltet økte signifikant fra 2017 til 2018, mens krabbefangstene i referansefeltet forble uendret i samme periode.

Fisk og skalldyrundersøkelser ble gjennomført i prøvehøstefelt (PF19) og et referansefelt i Horsvær naturreservat i august 2017 og august 2018 (Fig. 1). Det området av PF19 som ble benyttet til fisk og skalldyrundersøkelsene ble prøvehøstet i september 2017. Videoobservasjonene gjennomført sommeren 2018 tyder på at biomassetettheten av stortare i fiskeundersøkelsesområdet som følge av høstingen var redusert med 2/3 sammenlignet med biomassetettheten observert før prøvehøstingen i

2017 (ca 17 kg m⁻²). Den estimerte biomassetettheten av stortare i referansefeltet lå på det samme nivået i både 2017 og 2018 (ca 17 kg m⁻²).

Totalt så ble det i 2018 fanget 85 fisk i Nordland fordelt på 6 arter. Fangstene i leppefiskteinene ble dominert av juvenile torskefisk med 37 individer av torsk og 24 individer av sei. Av andre arter så ble det fanget 14 dvergulker, 5 bergnebb, 4 tangbrosmer og 1 hornkvabbe. Av tifotkreps ble det fanget 166 taskekrabber, 2 pyntekrabber, 1 strandkrabbe og 1 eremittkreps. Til sammenligning så ble det i 2017 fanget 319 fisk og 130 taskekrabber på de samme lokalitetene over like mange redskapsdøgn.

For leppefiskteiner ble det registrert en signifikant nedgang i antall fisk fanget per teinedøgn fra før høsting i august 2017, til et år etter høsting i august 2018 i begge områder (Fig. 28. Tab. 6). Nedgangen i fangstratene av fisk fra 2017 til 2018 var ikke signifikant forskjellige mellom prøvehøstefeltet og referansefeltet (Tab. 6). Det ble heller ikke registrert signifikante forskjeller i utviklingen mellom feltene med hensyn på antall arter fanget per teinedøgn.

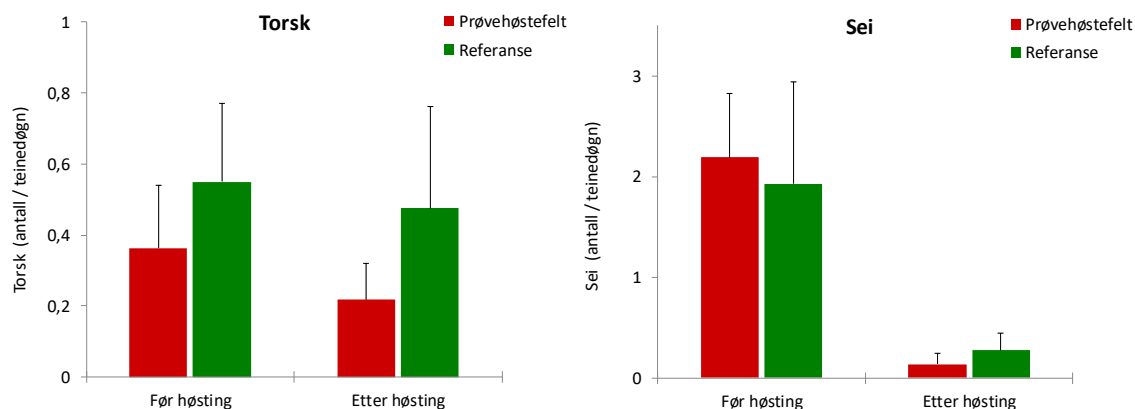


Figur 28. Gjennomsnittlig antall arter (venstre figur) og individer fisk (høyre figur) fanget per teinedøgn i leppefiskteiner på prøvehøstefelt (PF19) og referansefelt i Nordland, før (2017) og året etter (2018) prøvehøsting av tare. Vertikale linjer markerer nedre grense for 95 % konfidensintervall.

Tabell 6. Generaliserte lineære regresjonstester med felt (prøvehøstefelt vs referansefelt) og periode (før høsting vs etter høsting) som uavhengige (prediktor) variable og antall arter (venstre tabell) og antall individer (høyre tabell) fisk fanget per teinedøgn i leppefiskteiner som responsvariable. Signifikante sannsynlighetsverdier ($p < 0,05$) for interaksjonsleddene (som indikerer effekt av tarehøsting) er understreket.

Responsvariabel	Effekt	Estimat	z verdi	p verdi	Responsvariabel	Effekt	Estimat	z verdi	p verdi
<i>Arter, antall</i>	(Skjæringspunkt)	727,1	0,700	0,484	<i>Fisk, antall</i>	(Skjæringspunkt)	2121	3,417	<0,001
	Periode (2017 vs 2018)	-0,363	-0,705	0,481		Periode (2017 vs 2018)	-1,053	-3,422	<0,001
	Felttype (referanse vs høstefelt)	392,4	0,293	0,770		Felttype (referanse vs høstefelt)	921,7	1,176	0,239
	Interaksjon (periode x felttype)	-0,195	-0,293	0,769		Interaksjon (periode x felttype)	-0,457	-1,176	0,239

Fangstene av sei var lavere i 2018 enn i 2017, men fangstreduksjonene var ikke signifikant forskjellig mellom prøvehøstefeltet og referansefeltet (Fig. 29. Tab. 7). For fangstene av torsk var det mindre reduksjoner fra 2017 til 2018, og ingen forskjeller mellom feltene.

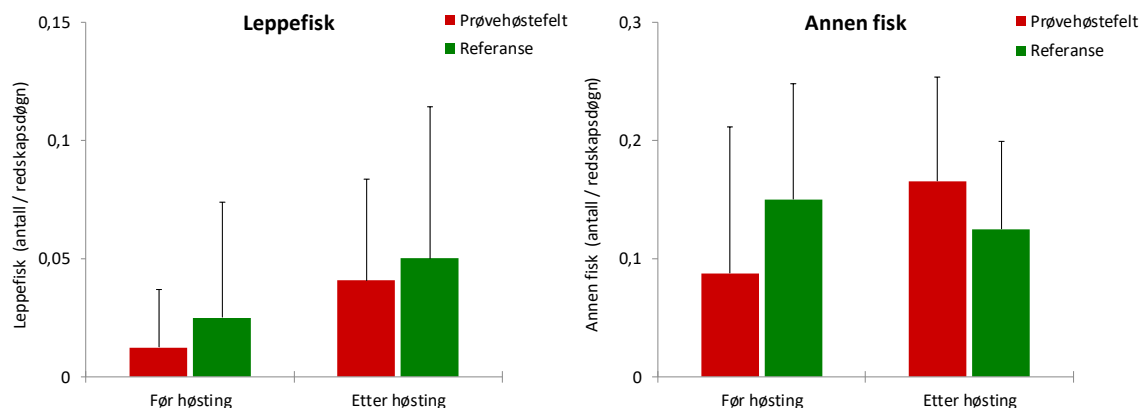


Figur 29. Gjennomsnittlig antall torsk (venstre figur) og sei (høyre figur) fanget per teinedøgn i leppefiskeiteiner på prøvehøstefelt (PF19) og referansefelt i Nordland, før (2017) og året etter (2018) prøvehøsting av tare. Vertikale linjer markerer nedre grense for 95 % konfidensintervall.

Tabell 7. Generaliserte lineære regresjonstester med felt (prøvehøstefelt vs referansefelt) og periode (før høsting vs etter høsting) som uavhengige (prediktor) variable og antall torsk (venstre tabell) og sei (høyre tabell) fanget per teinedøgn i leppefiskeiteiner som responsvariable. Signifikante sannsynlighetsverdier ($p < 0,05$) for interaksjonsleddene (som indikerer effekt av tarehøsting) er understreket.

Responsvariabel	Effekt	Estimat	z verdi	p verdi	Responsvariabel	Effekt	Estimat	z verdi	p verdi
<i>Torsk, antall</i>	(Skjæringspunkt)	291,7	0,38	0,705	<i>Sei, antall</i>	(Skjæringspunkt)	3922	4,372	<0,001
	Periode (2017 vs 2018)	-0,147	-0,386	0,701		Periode (2017 vs 2018)	-1,946	-4,376	<0,001
	Felttype (referanse vs høstefelt)	699,8	0,654	0,517		Felttype (referanse vs høstefelt)	1582	1,341	0,180
	Interaksjon (periode x felttype)	-0,347	-0,654	0,516		Interaksjon (periode x felttype)	-0,784	-1,341	0,180

Det ble kun fanget 5 individer av leppefisk (bergnebb) i Nordland i 2018, mot 2 individer før høsting i 2017, og antallet var for lavt til at eventuelle effekter kunne påvises statistisk (Fig. 30, Tab. 8). Av kategorien «annen fisk» fanget i leppefiskeiteinene i 2018 utgjorde dvergulke 74 %, mens fangstene av tangbrosme og hornkvabbe til sammen utgjorde 26 %. Det ble ikke registrert signifikante endringer i fangstene av «annen fisk» fra 2017 til 2018 (Fig. 30, Tab. 8).

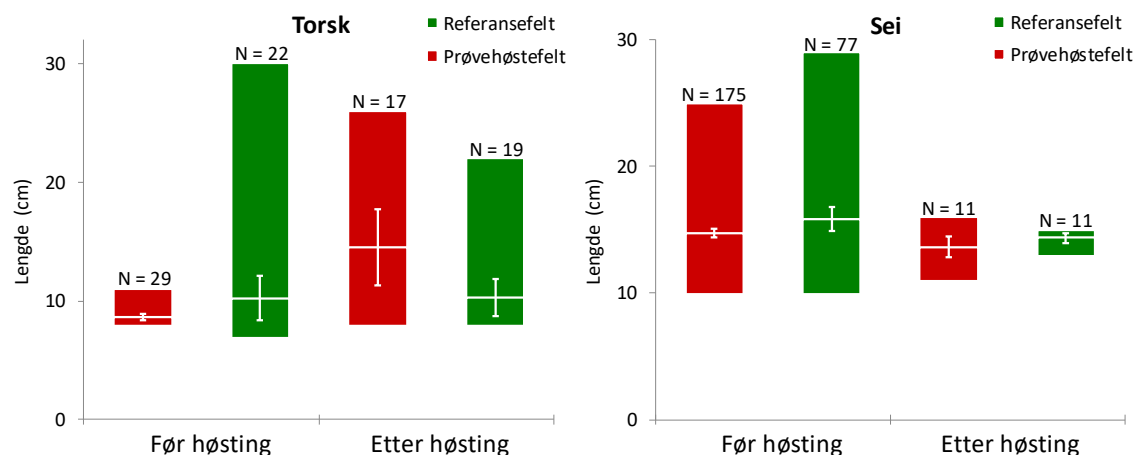


Figur 30. Gjennomsnittlig antall leppefisk (venstre figur) og annen fisk (høyre figur) fanget per teinedøgn i leppefiskeiteiner på prøvehøstefelt (PF19) og referansefelt i Nordland, før (2017) og året etter (2018) prøvehøsting av tare. Vertikale linjer markerer nedre grense for 95 % konfidensintervall.

Tabell 8. Generaliserte lineære regresjonstester med felt (prøvehøstefelt vs referansefelt) og periode (før høsting vs etter høsting) som uavhengige (prediktor) variable og antall leppefisk (venstre tabell) og «annen fisk» (høyre tabell) fanget per teinedøgn i leppefiskeiner som responsvariable. Signifikante sannsynlighetsverdier ($p < 0,05$) for interaksjonsleddene (som indikerer effekt av tarehøsting) er understreket.

Responsvariabel	Effekt	Estimat	z verdi	p verdi	Responsvariabel	Effekt	Estimat	z verdi	p verdi
Leppefisk, antall	(Skjæringspunkt)	-1405	-0,569	0,570	"Annen fisk", antall	(Skjæringspunkt)	812,5	0,525	0,600
Periode (2017 vs 2018)		0,693	0,566	0,570	Periode (2017 vs 2018)		-0,405	-0,528	0,597
Feltype (referanse vs høstefelt)		-899,9	-0,265	0,791	Feltype (referanse vs høstefelt)		-1657	-0,857	0,391
Interaksjon (periode x feltype)		0,446	0,265	0,791	Interaksjon (periode x feltype)		0,821	0,857	0,391

I leppefiskeinene fanges det hovedsakelig juvenile stadier av torskefisk. For fangstene tatt med denne redskapstypen i 2018 var det stor forskjell i størrelsen på torsk, fra 8 til 26 cm, og med et gjennomsnitt på 12,2 ($\pm 1,8$) cm. Lengdene av sei varierte fra 11 til 16 cm, med et gjennomsnitt på 14 ($\pm 0,5$) cm. Før høsting i 2017 var gjennomsnittslengdene for fangstene i leppefiskeiner 9,3 ($\pm 0,9$) cm for torsk og 15 ($\pm 0,4$) cm for sei (Fig. 31). Torsk fanget i høstefeltet var litt større (og statistisk signifikant) i 2018 sammenlignet med 2017, mens ingen slik forskjell ble registrert i referansefeltet (Fig. 31, Tab. 9). Gjennomsnittslengden av sei var noe høyere på referansefeltet enn på prøvehøstefeltet både i 2017 og i 2018, men det ble ikke registrert signifikante forskjeller mellom 2017 og 2018 for noen av feltene (Fig. 31, Tab. 9).

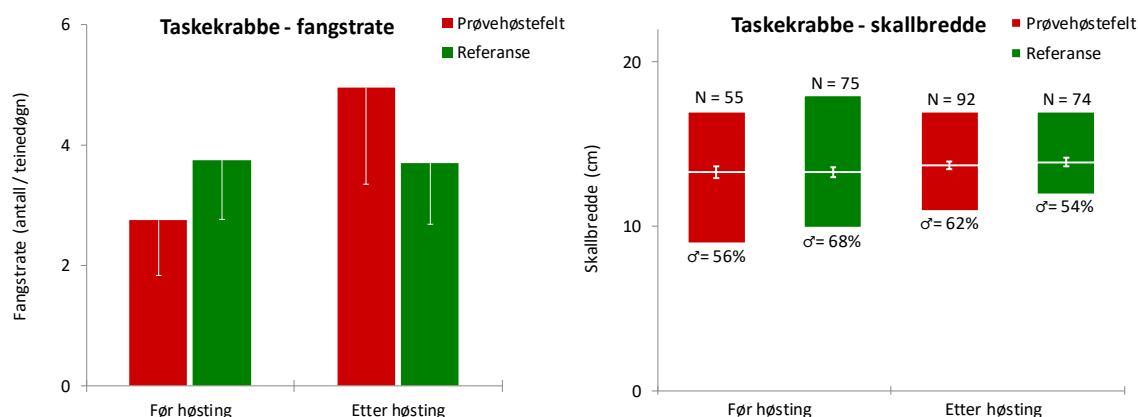


Figur 31. Lengde av torsk (venstre figur) og sei (høyre figur) fanget i leppefiskeine på prøvehøstefelt (PF19) og referansefelt i Nordland, før (2017) og et år etter (2018) prøvehøsting av tare. Hvite tverrlinjer i søylene indikerer gjennomsnittslengdene, mens vertikale linjer indikerer 95 % konfidensintervall. N = antall individer.

Tabell 9. Lineære regresjonstester med felt (prøvehøstefelt vs referansefelt) og periode (før høsting vs etter høsting) som uavhengige (prediktor) variable og gjennomsnittslengde av torsk (venstre tabell) og sei (høyre tabell) fanget i leppefiskeiner per stasjon som responsvariable. Signifikante sannsynlighetsverdier ($p < 0,05$) for interaksjonsleddene (som indikerer effekt av tarehøsting) er understreket.

Responsvariabel	Effekt	Estimat	t verdi	p verdi	Responsvariabel	Effekt	Estimat	t verdi	p verdi
Torsk lengde	(Skjæringspunkt)	10,33	9,928	<0,001	Sei lengde	(Skjæringspunkt)	16,14	0,680	<0,001
Periode (2017 vs 2018)		0,333	0,216	0,830	Periode (2017 vs 2018)		-1,639	-1,854	0,067
Feltype (referanse vs høstefelt)		-1,738	-1,225	0,225	Feltype (referanse vs høstefelt)		-1,446	-1,854	0,013
Interaksjon (periode x feltype)		5,321	2,128	<u>0,015</u>	Interaksjon (periode x feltype)		0,557	0,465	0,643

For taskekrabber fanget i krabbeteiner ble det registrert signifikant økning i fangstene fra 2017 til 2018 på prøvehøstefeltet, men ikke på referansefeltet (Fig. 32, Tab. 10). Det ble også registrert en liten, men signifikant økning i skallbredde hos taskekrabber fra 2017 til 2018, uten at det ble registrert signifikante forskjeller mellom feltene (Fig. 32, Tab. 10). Andelen hannkrabber lå i 2018 på ca 60 %, og hadde endret seg lite fra 2017.



Figur 32. Gjennomsnittlig fangstrate (venstre figur) og skallbredde (høyre figur) av taskekrabber fanget i krabbeteiner på prøvehøstefelt (PF19) og referansefelt i Nordland før (2017) og året etter (2018) prøvehøsting av tare. Nedre og øvre del av søylene i høyre figur representerer minimum og maksimum skallbredde, mens søylenes tverrlinjer representerer gjennomsnittene. N = antall taskekrabber målt. ♂ = prosentandel andel hannkrabber. Vertikale linjer markerer 95 % konfidensintervall for gjennomsnittene.

Tabell 10. Generalisert lineær regresjonstest for fangsteffektivitet av taskekrabber per teinedøgn (venstre tabell) og lineær regresjonstest for skallbredde av taskekrabber fanget i krabbeteiner (høyre tabell) med felt (prøvehøstefelt vs referansefelt) og periode (før høsting vs etter høsting) som uavhengige (prediktor) variable. Signifikante sannsynlighetsverdier ($p < 0,05$) for interaksjonsleddene (hvis signifikans indikerer effekt av tarehøsting) er understreket.

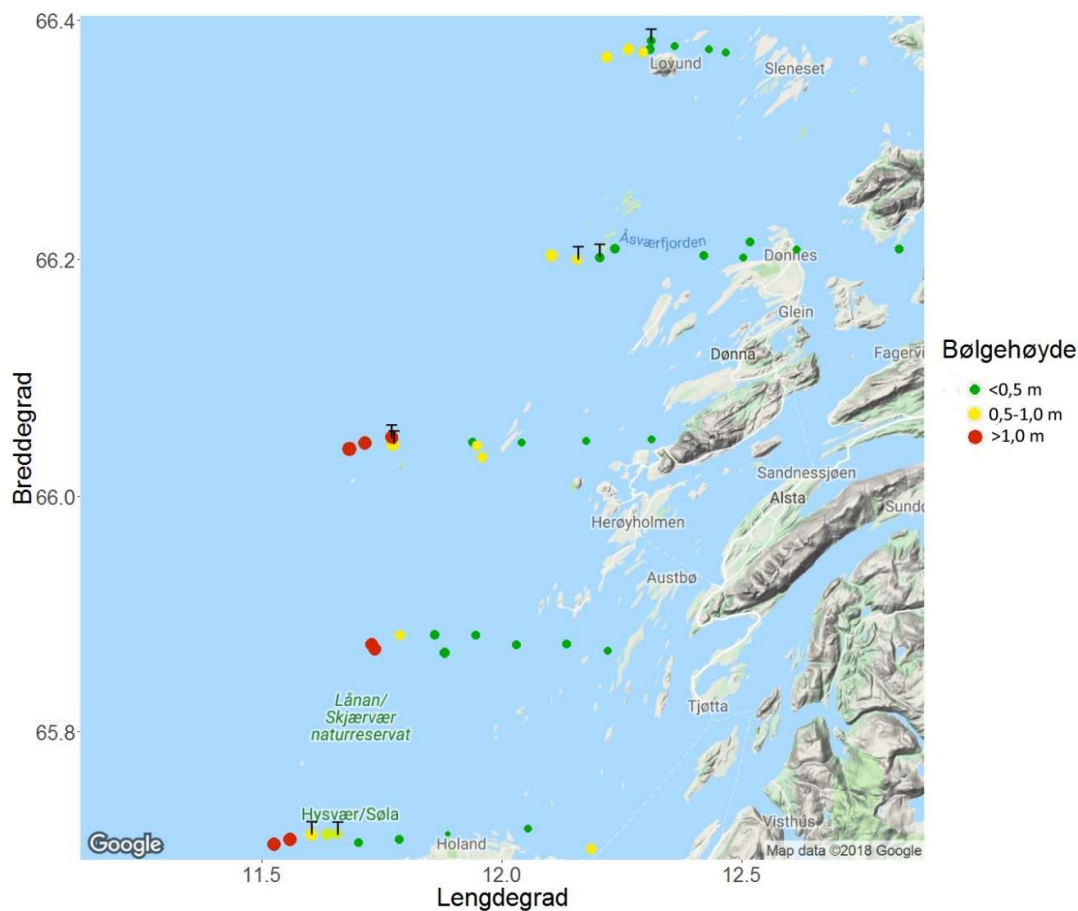
Responsvariabel	Effekt	Estimat	z verdi	p verdi	Responsvariabel	Effekt	Estimat	t verdi	p verdi
Taskekrabbe, antall	(Skjæringspunkt)	2,71	0,064	0,949	Taskekrabbe, bredde	(Skjæringspunkt)	13,31	71,35	<0,001
	Periode (2017 vs 2018)	-1,342	-0,064	0,949		Periode (2017 vs 2018)	0,693	2,588	0,012
	Felttype (referanse vs høstefelt)	-1,23	-2,010	0,045		Felttype (referanse vs høstefelt)	0,037	0,137	0,892
	Interaksjon (periode x felttype)	6,084	2,010	<u>0,045</u>		Interaksjon (periode x felttype)	-0,356	-0,936	0,353

3.4 Kartlegging av tareforekomster på kyststrekningen Vega – Lurøy i 2018

3.4.1 Videoundersøkelser

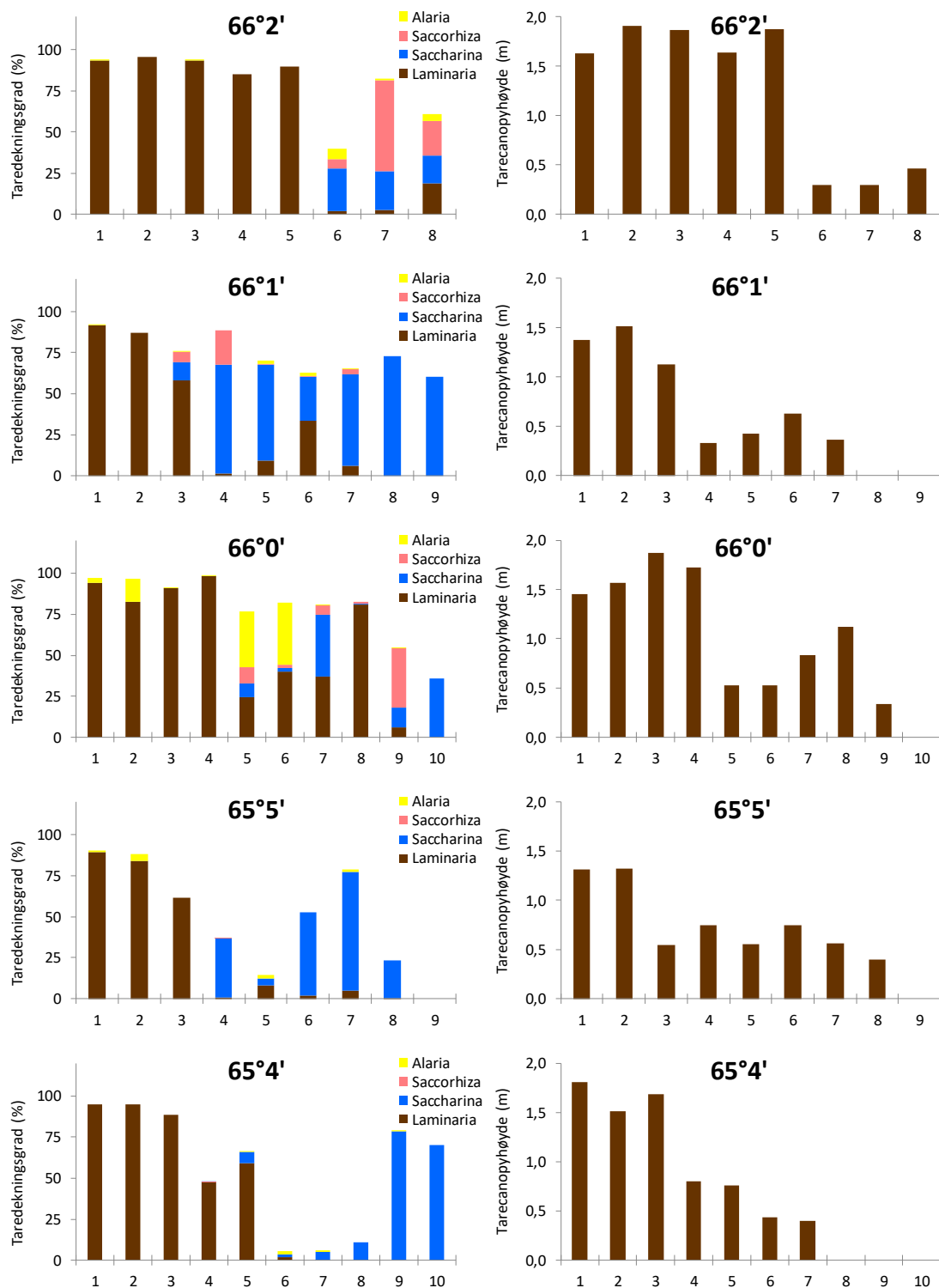
Det ble i juni-juli 2018 gjennomført videoundersøkelser på 46 stasjoner fordelt på 5 breddgradsektorer i området fra nordsiden av Vega til Lurøy i Nordland for å kartlegge forekomster av tare og kråkeboller. Stortare dominerte bunnvegetasjonen på de vestlige og mest bølgeeksponerte videostasjoner i samtlige sektorer, mens sukkertare, med innslag av draughtare og butare, dominerte vegetasjonen på østlige stasjoner. Epifyttsstrukturen på stortarestilkene varierte fra voluminøs, tre-dimensjonal på vestlige stasjoner, til mer en mer skorpeformet epifyttstruktur på østlige stasjoner. Den gjennomsnittlige beregnede biomassetettheten av stortare varierte fra 0 – 23 kg per kvadratmeter, og økte fra østlige til vestlige deler av sektorene. Grønn kråkeballe ble ikke observert på noen av videostasjonene. Forekomsten av rød kråkeballe var moderat på de fleste stasjoner, med en gjennomsnittlig registreringsfrekvens på 0,14 individer per transektmeter.

Det ble gjennomført videokartlegging på 46 stasjoner fordelt på 5 breddegradsektorer i området fra nordsiden av Vega til Lurøy i Nordland i juni-juli 2018 (Fig. 2). Bunnen på de fleste videostasjonene var dominert av fjell, mens enkelte av videostasjonene i østlige deler av sektorene hadde høyere innslag av bløtbunn. Gjennomsnittsdypet på stasjonene varierte fra 5 m til 15 m, mens midlere signifikant bølgehøyde varierte fra 0,11 m til 1,55 m, og økte fra østlige til vestlige deler av sektorene (Fig. 33).



Figur 33. Modellert midlere signifikant bølgehøyde på videostasjoner undersøkt i juni-juli 2018 på kyststrekningen Vega – Lurøy i Nordland. Stasjonene er plottet i forhold til geografisk posisjonering med breddegrad (i grader, desimaler) på y-aksen, og lengdegrad (i grader, desimaler) på x-aksen. Størrelsen på stasjonssymbolene reflekterer graden av bølgeeksponering, i tillegg til at fargen angir bølgeeksponeringskategorien fra midlere signifikant bølgehøyde på <0,5 m (grønne symboler), 0,5 – 1 m (gule symboler) til >1 m (røde symboler). Posisjoner for innsamlingsstasjoner av tareplanter er markert med T.

Stortare dominerte vegetasjonen på vestlige videostasjoner i samtlige sektorer, mens sukkertare, med innslag av draughtare og butare, dominerte vegetasjonen på østlige stasjoner (Fig 34, 35). Vegetasjonshøyden av stortare økte fra øst til vest, og tarevegetasjonen nådde i vestlige deler av enkelte sektorer en høyde på ca 1,5-2 m (Fig. 34). Epifyttstrukturen på stortarestilkene varierte fra voluminøs, tre-dimensjonal dominert av tråd- og bladformede rødalger på vestlige stasjoner, til mer en mer skorpeformet, to-dimensjonal epifyttstruktur på østlige stasjoner (Fig. 36). Gjennomsnittlig estimert biomassetetthet av stortare varierte fra 0 – 23 kg per kvadratmeter, og økte fra østlige til vestlige deler av sektorene (Fig. 37). Tettheten av tarerekrutter i undervegetasjonen økte også fra øst til vest, og lå i de vestlige deler av sektorene på ca 20-30 tarerekrutter per kvadratmeter.



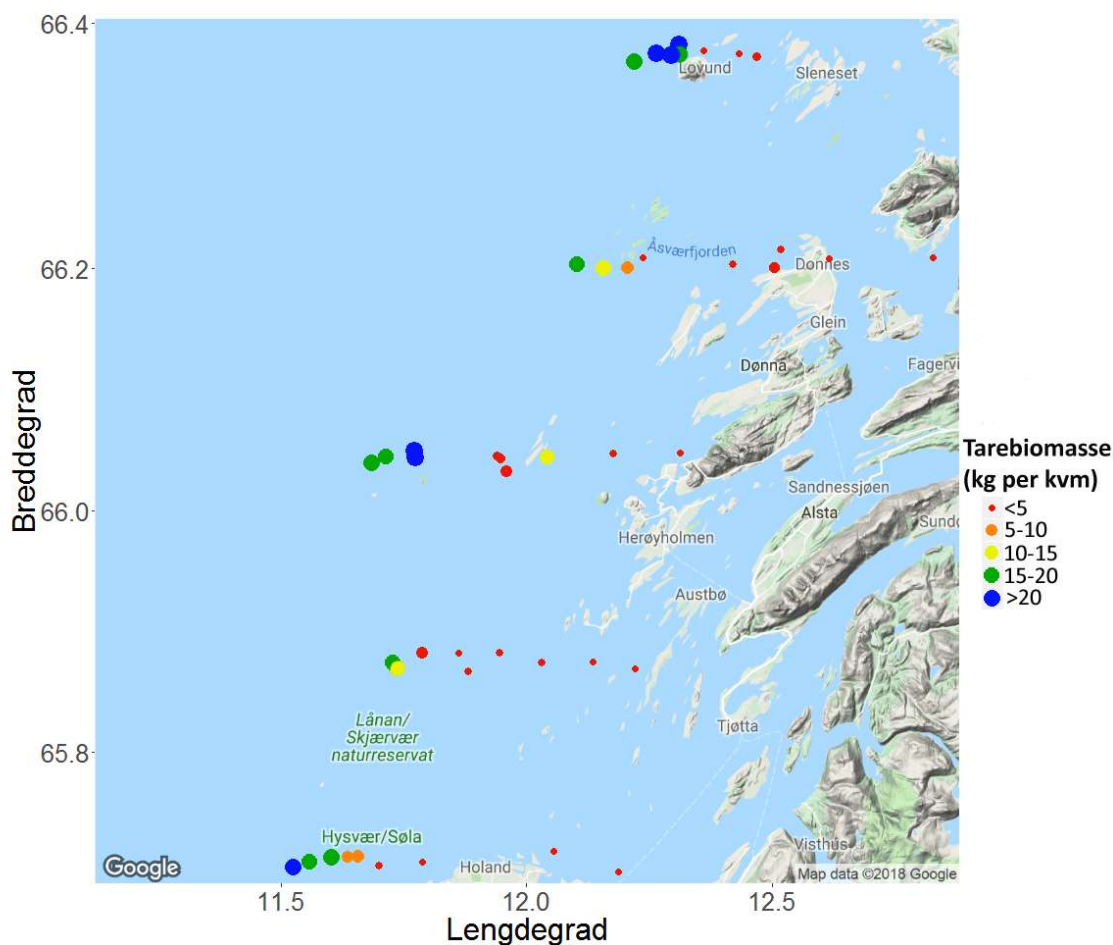
Figur 34. Gjennomsnittlig dekningsgrad (% taredekket bunnflate) av tarearter (venstre panel) og canopy høyde av tarevegetasjon (høyre panel) observert på videostasjoner i sektorer (for hver 10 breddegrad) fra Vega til Lurøy i Nordland i juni-juli 2018. *Alaria* (butare - gule søylepartier), *Saccorhiza* (draughtare – lyserøde søylepartier), *Saccharina* (sukkertare – blå søylepartier) og *Laminaria* (stortare – brune søylepartier). Stasjonene er listet fra vest (venstre) mot øst (høyre) for hvert felt.



Figur 35. Eksempler på stortaredominert (venstre bilde) og sukkertaredominert (høyre bilde) vegetasjon, henholdsvis vestlig og østlig del av sektor 65° 4' på nordsiden av Vega i juni 2018.

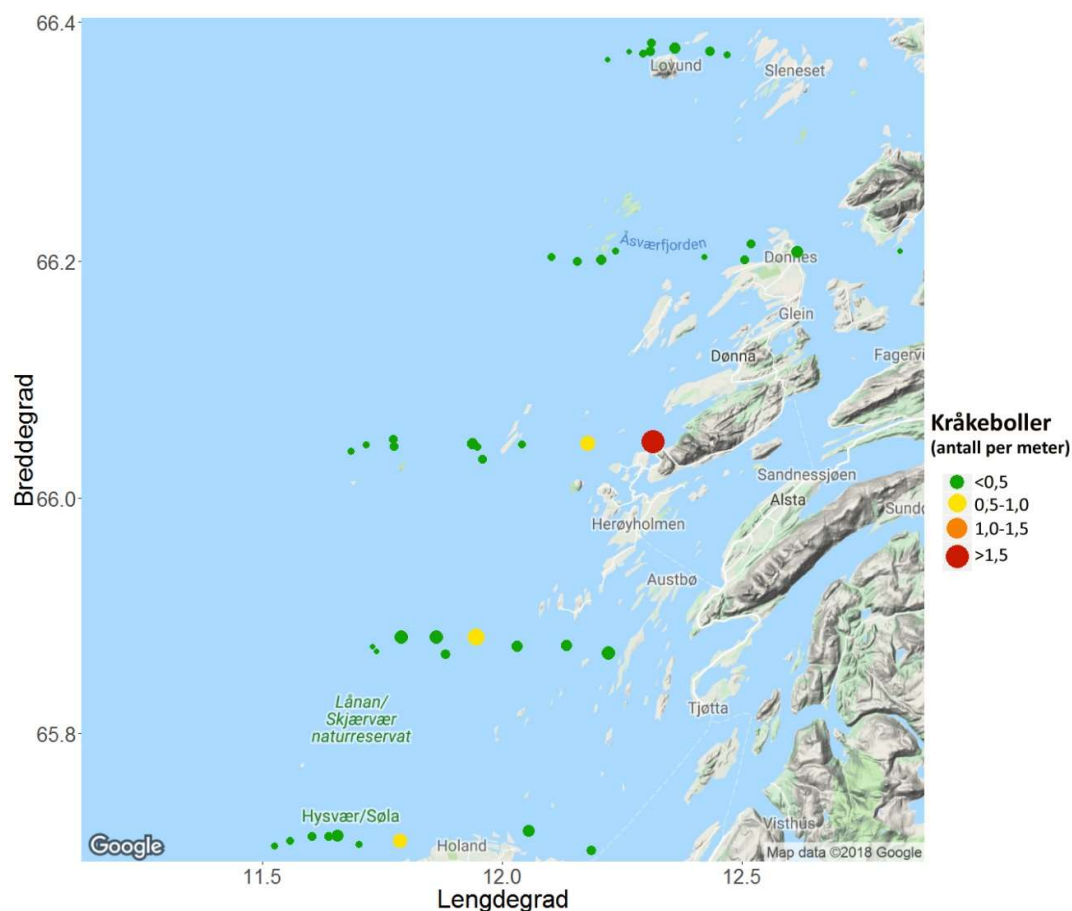


Figur 36. Eksempler på stortarevegetasjon med ulik epifyttstruktur i henholdsvis vestlig (venstre bilde) og østlig (høyre bilde) del av sektor 66° 0'.



Figur 37. Estimert biomassetetthet av stortare på videostasjoner undersøkt i juni-juli 2018 på kyststrekningen Vega – Lurøy i Nordland. Stasjonene er plottet i forhold til geografisk posisjonering med breddegrad (i grader, desimaler) på y-aksen, og lengdegrad (i grader, desimaler) på x-aksen. Størrelsen og fargen på symbolene angir biomassetettheten av stortare (i kg per kvadratmeter) per stasjon.

Det ble ikke registrert grønn kråkebolle (*Strongylocentrotus droebachiensis*) på videostasjonene undersøkt nord for Vega i 2018. Det ble derimot registrert 866 individer av rød kråkebolle langs en total transektdistanse på 6,1 km. Registreringsfrekvensen av kråkeboller varierte fra 0 til 2 individer per transektneter, med en gjennomsnittlig registreringsfrekvens på 0,14 ($\pm 0,08$) individer per transektneter (Fig. 38).



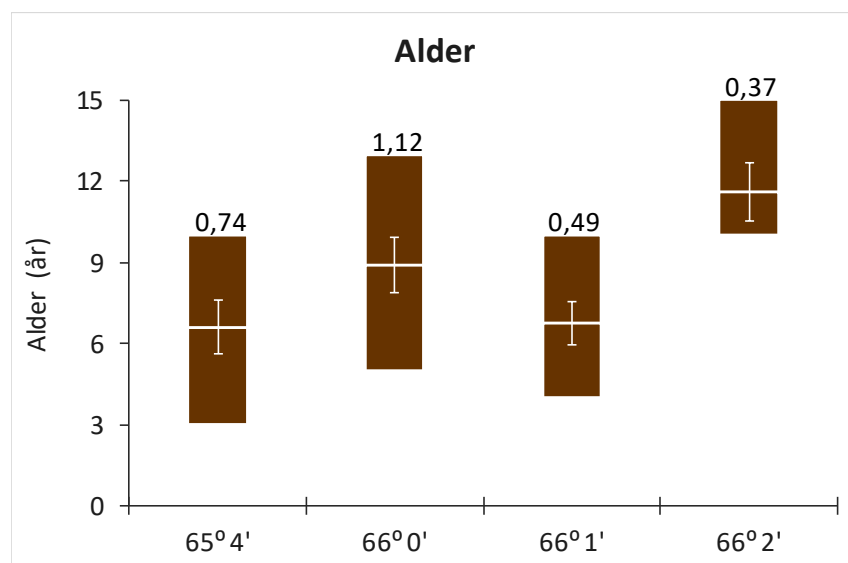
Figur 38. Forekomst av rød kråkebolle (*Echinus esculentus*) på videostasjoner undersøkt i juni-juli 2018 på kyststrekningen Vega – Lurøy i Nordland. Stasjonene er plottet i forhold til geografisk posisjonering med breddegrad (i grader, desimaler) på y-aksen, og lengdegrad (i grader, desimaler) på x-aksen. Størrelsen og fargen på symbolene angir gjennomsnittlig registreringsfrekvens av kråkeboller per meter videotranssekt per stasjon.

3.4.2 Tareinnsamlinger

Stortareplanter ble samlet inn i fire ulike breddegradsektorer på kyststrekningen Vega – Lurøy i juni-juli 2018. Alderen på de innsamlede tareplantene varierte fra 3 – 15 år og de eldste tareplantene ble registrert i den nordligste breddesektoren. Tareplantenes størrelse og epifyttbiomasse (som domineres av tråd- og bladformede rødalger) økte med tareplantenes alder. Den årlige tykkelsestilveksten (vekstsonenearealet) når et maksimum når tareplantene er ca 3 - 4 år gamle, og maksimumsnivået avtok fra sør til nord. Forekomstene av juvenile individer av grønn kråkebolle i tareplantenes festeorgan økte fra sør til nord.

Det ble i juni-juli samlet inn tare vha skrape på 1-2 stasjoner i fire breddegradsektorer (65° 4', 66° 0', 66° 1' og 66° 2') på strekningen Vega – Lurøy (Fig. 2, 33), for undersøkelser av tarevegetasjonens morfologi, alder, veksthistorikk, epifyttsamfunn og hapterkråkeboller. Dypet på innsamlingsstasjonene varierte fra 7 m til 11 m, og midlere signifikant bølgehøyde varierte fra 0,37 m til 1,16 m (Fig. 33).

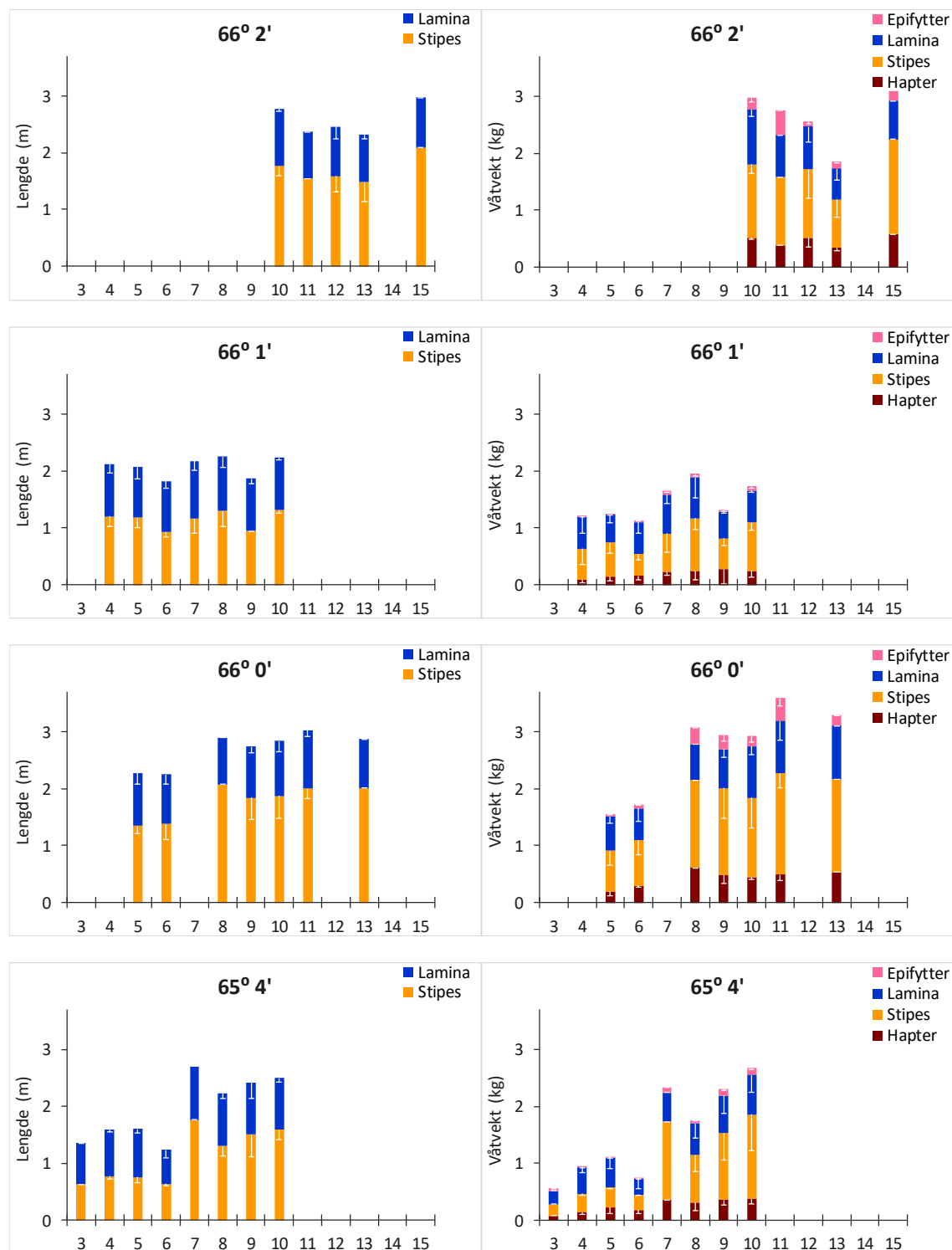
Tareplantenes alder varierte mellom stasjoner og ulike breddegradsektorer (Fig. 39). På stasjonen i den nordligste sektoren 66° 2', som også hadde lavest bølgeeksponering, varierte alderen for de innsamlede tareplantene fra 10 – 15 år, mens plantene samlet inn på stasjoner i sektorene 65° 4' og 66° 1' varierte fra 3 – 10 år. På stasjoner i den nest sørligste sektoren 66° 0', der bølgeeksponeringen var høyest, varierte alderen av innsamlede tareplanter fra 5 - 13 år.



Figur 39. Aldersfordeling av stortareplanter samlet inn i sektorer på strekningen Vega - Lurøy i Nordland, juni-juli 2018. Nedre og øvre del av søylene representerer minimum og maksimumsalder. Tverrlinjer i søylene representerer gjennomsnittene, mens vertikallinjer representerer 95 % konfidensintervall. Gjennomsnittlig midlere signifikant bølgehøyde (i m) for innsamlingsstasjonene i hver sektor er angitt over hver søyle.

Lengde og vekt av tareplantenes ulike komponenter (stilk, blad, festeorgan og epifytter) varierte mellom breddegradsektorene og med tareplantenes alder (Fig. 40). Størst planter og epifyttbiomasse ble registrert i sektorene 66° 0' og 66° 2', der plantene også i gjennomsnitt var eldre enn i de andre sektorene. Med unntak av den nordligste sektoren (66° 2'), der samtlige planter var 10 år eller eldre, ble det registrert positive korrelasjoner mellom tareplantenes alder på den ene siden og tareplantenes størrelse og epifyttbiomasse på den andre siden for de øvrige sektorene (Tab. 7).

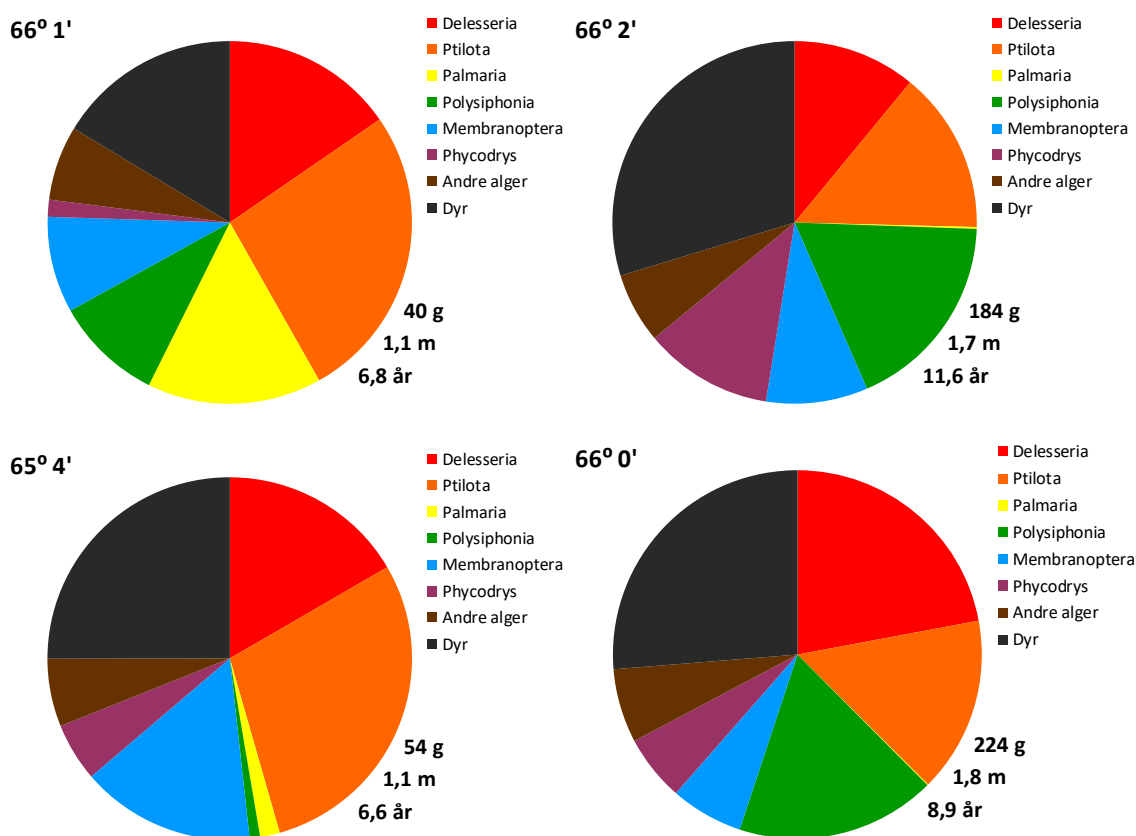
Epifyttene på innsamlede stortarestilker ble bestemt til slekt/gruppe og rangert etter forekomst (Fig. 41). Totalt så ble 26 slekter/grupper epifytter registrert og biomassen ble dominert av tråd- og bladformede rødalger som dokke (*Polysiphonia*), draugfjær (*Ptilota*), søl (*Palmaria*), fagerving (*Delesseria*), eikeving (*Phycodrys*) og smalving (*Membranoptera*), som utgjorde 65 % - 78 % av stilkbegroingen i de ulike sektorene.



Figur 40. Gjennomsnittlig lengde (venstre paneler) og våttvekt (høyre paneler) av plantedeler (festeorgan (hapter), stilk (stipes), blad (lamina) og epifytter) for ulike aldersgrupper (horisontalaksen) av stortare i Nordland i juni-juli 2018. Nedre grense for 95 % konfidensintervall er tegnet inn.

Alder vs	Stipes lengde	Lamina lengde	Hapter vekt	Stipes vekt	Lamina vekt	Epifytt vekt
66° 2'	0,09	-0,6	-0,15	0,01	<u>-0,71</u>	-0,34
66° 1'	0,13	0,1	<u>0,58</u>	0,39	0,08	<u>0,64</u>
66° 0'	<u>0,66</u>	0,21	<u>0,63</u>	<u>0,69</u>	<u>0,53</u>	<u>0,63</u>
65° 4'	<u>0,83</u>	0,4	<u>0,74</u>	<u>0,82</u>	<u>0,48</u>	<u>0,83</u>

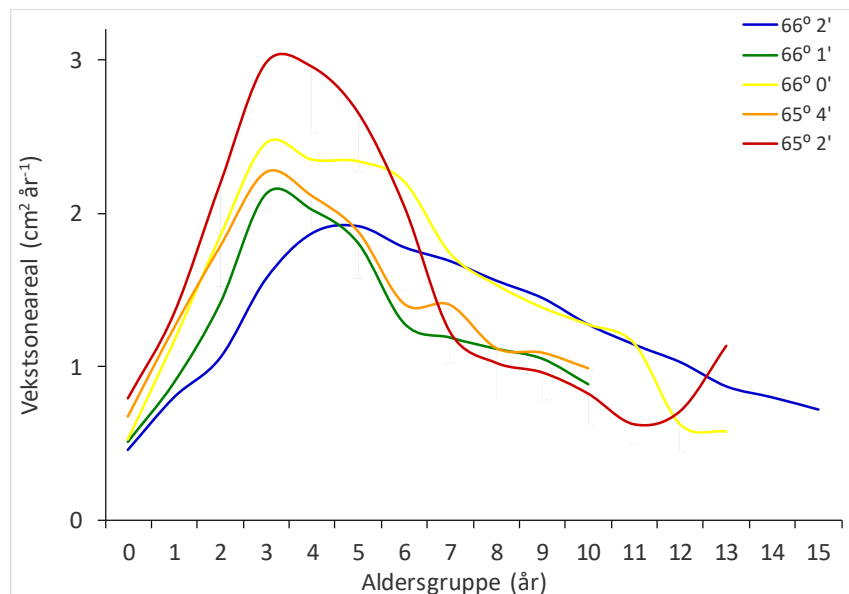
Tabell 11. Pearsons produkt-moment korrelasjonskoeffisient (r) for korrelasjon mellom innsamlede tareplanters alder og stilk (stipes) lengde, blad (lamina) lengde, festeorgan (hapter) vekt, stilk (stipes) vekt, blad (lamina) vekt samt epifyttvekt i ulike breddegradsektorer (65° 4', 66° 0', 66° 1', 66° 2'). Signifikante korrelasjoner ($p < 0,05$) er uthevet og understreket.



Figur 41. Gjennomsnittlig relativ forekomst (%) av slekter/grupper av epifytter på stortarestilker samlet inn i fire ulike breddegradsektorer (65° 4', 66° 0', 66° 1', 66° 2') på kyststrekningen Vega – Lurøy i Nordland i juni-juli 2018. Fagerving (Delesseria), draugfjær (Ptilota), søl (Palmaria), dokke (Polysiphonia), smalving (Membranoptera), eikeving (Phycodrys), andre alger og dyr. Gjennomsnittlig totalvekt av epifytter (g), lengde (m) og alder (år) per plante per sektor er angitt øverst til høyre for hvert diagram.

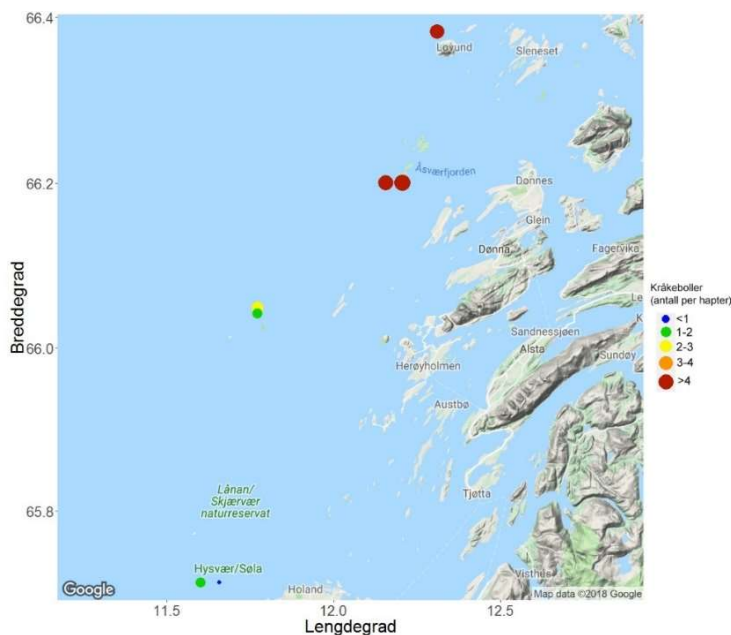
Størrelsen (arealet) av tarestilkenes vekstsoner gir informasjon om tykkelsestilveksten per år. Gjennomsnittlig årlig tykkelsestilvekst for alle aldersgrupper i ulike breddegradssektorer er vist i figur 42. I figuren er også tareplanter samlet inn på referansestasjoner i Horsvær naturreservat (breddegrad 65° 2' og gjennomsnittlig midlere signifikant bølgehøyde = 0,79 m) inkludert. Tykkelsestilveksten varierte med tarestilkenes alder og nådde et maksimum når plantene var ca 3-4 år gamle, for deretter å gradvis avta med økende alder. Maksimumsnivået og den årlige tilvekstraten for de yngste

aldersgruppene (0 - 5 år) var høyere for tareplantene samlet inn fra referanseområdet ved Horsvær (65° 2'), enn for tareplantene samlet inn fra sektorene lenger nord (65° 4' - 66° 2'). Tareplantene samlet inn i den nordligste sektoren (66° 2') hadde det laveste og seneste vekstmaksimum av samtlige sektorer, men også den høyeste og jevneste veksten for eldre aldersgrupper.



Figur 42. Gjennomsnittlig årlig tykkelsestilvekst (i form av vekstareal) for ulike aldersgrupper av tareplanter samlet inn på ikke-høstede stasjoner i fem breddegradsektorer (65° 2', 65° 4', 66° 0', 66° 1' og 66° 2') i Nordland i juni-juli 2018.

Juvenile individer av grønn kråkebolle (*S. droebachiensis*) i tareplantenes festeorgan (hapter) ble observert på alle de undersøkte stasjonene på kyststrekningen Vega - Lurøy (Fig. 43). Forekomstene av hapterkråkeboller varierte fra i gjennomsnitt 1 individ per plante på stasjonene i den sørlige sektoren (65° 4'), til ca 5 individer per plante på stasjonene i de to nordligste sektorene (66° 1' og 66° 2'). Til sammenligning så var den gjennomsnittlige frekvensen av hapterkråkeboller på innsamlingsstasjonene i referanseområdet ved Horsvær (65° 2'), ca 2 individer per plante (Fig. 22).



Figur 43. Forekomst av juvenile individer av grønn kråkebolle (*Strongylocentrotus droebachiensis*) i festeorgan (hapter) hos tareplanter samlet inn på kyststrekningen Vega - Lurøy i Nordland i juni-juli 2018. Stasjonene er plottet i forhold til geografisk posisjonering med breddegrad (i grader, desimaler) på y-aksen, og lengdegrad (i grader, desimaler) på x-aksen. Størrelsen og fargen på symbolene angir gjennomsnittlig registreringsfrekvens av kråkeboller per tareplante per stasjon.

4 DISKUSJON

Etter at det ble rapportert om tilbakegang av kråkeboller og gjenvekst av tare i sørlige deler av Nordland (Norderhaug & Christie 2009), har tarenæringen og forvaltningen vist interesse for å utrede potensialet for en fremtidig kommersiell utnyttelse av tareressursene i denne regionen. I den forbindelse har det blitt gjennomført prøvehøsting av stortare i avgrensede områder på kyststrekningen mellom Trøndelagsgrensen og Vega i perioden 2013-2017. Tareskogene langs denne delen av Norskekysten har inntil nylig vært beitet ned av grønne kråkeboller (*Strongylocentrotus droebachiensis*) og kan være spesielt sårbare overfor inngrep. Det har derfor vært viktig å følge utviklingen av taresamfunnene etter prøvehøstingene i dette området over tid.

Videoundersøkelser gjennomført etter prøvehøstingene i Nordland har demonstrert en rask rekolonisering av stortare på høstefeltene gjennom hele perioden (Steen *et al.* 2014ab, 2015ab, 2016b, 2018). På felt som ble prøvehøstet i 2017, ble det allerede året etter observert en gjennomsnittlig dekningsgrad av stortare på ca 90 %. Utviklingen i den tidlige reetableringsfasen etter prøvehøstingen av tare ser dermed ut til å følge omtrent samme mønster som tidligere observert i Nord-Trøndelag (Steen *et al.* 2014b, 2016a). Veksten av stortare på feltene som ble prøvehøstet i Nordland i 2013 og 2014 har vært god med en jevn økning av vegetasjonshøyden år for år. Fem år etter prøvehøsting var den gjennomsnittlige canopyhøyden til tarevegetasjonen på høsteflatene marginalt lavere (ca 9/10) enn det som ble observert før prøvehøstingen i 2013. På felt som ble prøvehøstet i 2014 var den gjennomsnittlige canopyhøyden observert i 2018 fortsatt signifikant lavere enn det som ble observert før prøvehøstingen fire år tidligere. På grunn høy plantetetthet på høsteflatene ser imidlertid tarebiomassen ut til å være reetablert allerede fire år etter høstingen.

Selv om stortarevegetasjonen raskt rekoloniserer og tilveksten etter prøvehøsting har vært god, tyder undersøkelsene på at andre aspekter ved taresamfunnet krever lengre restitusjonstid. Tareplanter samlet inn både fire og fem år etter prøvehøsting er f.eks klart yngre og veier mindre enn tareplantene samlet inn på de samme stasjonene før høsting. Tareplantenes epifytter er viktig habitat for små snegl, krepsdyr og andre mobile evertebrater og har stor betydning for tareskogens totale biomangfold og produksjon (Christie *et al.* 1998, 2003, 2007, Norderhaug *et al.* 2003, Teagle *et al.* 2017). Epifyttforekomstene er sterkt korrelert med tarevegetasjonens alder (Steen *et al.* 2015b, 2016b, 2018) og epifyttbiomassen var i 2018 fortsatt på et lavere nivå enn det som ble registrert før prøvehøstingene i 2013 og 2014. En hvileperiode på fem år mellom påfølgende høstinger (som tilsvarer en høstesyklus på seks år), vil derfor ikke være tilstrekkelig til at tareplantenes alder-, størrelses- og epifyttstruktur fullt ut restitueres.

Den gjennomsnittlige alderen observert hos innsamlede tareplanter på høstefeltene var høyere enn antall år som er gått siden prøvehøstingene ble gjennomført og indikerer at mye av rekrutteringen har vært fra planter som var tilstede i form av undervegetasjon allerede på høstetidspunktet. Tidligere undersøkelser fra Nord-Trøndelag og Nordland har også vist at den reetablerende tarevegetasjonen etter førstegangshøstinger i stor grad ble rekruttert fra planter som overlevde taretrålsens passering (Steen *et al.* 2014b, 2016a, 2018). Videoobservasjonene gjennomført i 2018 viste at selv om tettheten av tarerekrutter i undervegetasjonen på høsteflatene hadde økt siden 2017, var rekrutt-tettheten fortsatt lavere enn det som ble observert før høstingene i 2013 og 2014. En av årsakene til langsom utvikling av tarerekrutter i undervegetasjonen etter høsting kan være lysblokkering fra den tette dekkvegetasjonen (canopy) av stortareplanter som tidlig utvikles på høsteflatene. Etter hvert som dekkvegetasjonen blir eldre vil sannsynligvis ulike naturlige tynningsprosesser føre til at mer lys slipper igjennom, slik at tarerekruttene igjen kan få bedre livsbetingelser. En høstesyklus som er for kort til at rekrutteringsvegetasjonen utvikles vil kunne medføre dårligere gjenvekst og mindre biomasseutbytte på sikt, enn hva tilfelle var etter førstegangshøstingen da tettheten av tarerekrutter i undervegetasjonen var høy. For hard og hyppig beskatning av tareressursene vil kunne gi skadelige

effekter på taresamfunnene over tid (Buschmann *et al.* 2014, Mac Monagail *et al.* 2017), og det som ser ut til å være en bærekraftig høsting mhp reetablering av tarebiomassen etter en høsterunde, kan derfor vise seg mindre bærekraftig ved gjentatte høstinger av det samme området.

Vekstsoneanalyser av innsamlede tareplanter viser at stilktilveksten økte i årene etter prøvehøstingene i 2013 og 2014. Stilktilveksten varierer med tareplantenes alder (Steen *et al.* 2015b, 2016b) og vekstøkningen etter prøvehøstingen skyldes sannsynligvis bedre lystilgang for et sett med yngre og mer vekstpotente tareplanter. Økning i stilktilveksten i perioden 2014-2018 ble også registrert hos tareplanter samlet inn på referansestasjoner som ikke har vært gjenstand for tarehøsting. Tareplantene samlet inn på referansestasjonene i 2018 var også yngre enn plantene samlet inn på de samme stasjonene i 2014, og vekstøkningen på disse stasjonene skyldes sannsynligvis et naturlig generasjonsskifte der eldre tareplanter med dårligere stilkvekstpotensial har falt fra.

Det er fra forvaltning og tarenæring uttrykt ønske om å utrede tareressursgrunnlaget i områdene nord for Vega i Nordland. Det er dessuten av generell interesse å få oppdatert kunnskap om tilstanden i taresamfunnene og forekomster av kråkeboller i indre og ytre kyststrøk av dette området. Havforskningsinstituttet har i 2018 gjennomført videokartlegging av tare- og kråkebolleforekomster på 46 stasjoner fordelt på fem breddegradsektorer (for hver 10 nautiske mil) i området fra nordsiden av Vega til Lovund i Lurøy. På et utvalg av stasjonene ble det i tillegg samlet inn stortare for undersøkelse av tareplantenes alder, morfologi, veksthistorikk og epifytter. Videoundersøkelsene viste at forekomstene av stortare var størst i de vestlige, mest bølgeeksponerte deler av samtlige undersøkte breddegradsektorer. Østlige områder ble dominert av arter som sukkertare, draughtare og butare, og hadde kun små forekomster av stortare. Stortareforekomstene varierte også mellom breddegradssektorene, og de høyeste biomassetetthetene ble registrert i de vestlige deler av 65° 4', 66° 0' og 66° 2' sektorene, som sannsynligvis også vil ha det største ressurspotensialet. Grønne kråkeboller (*Strongylocentrotus droebachiensis*) ble ikke registrert langs videotransektene nord for Vega i 2018 og registreringsfrekvensen av røde kråkeboller (*Echinus esculentus*) varierte mellom stasjoner, men var gjennomgående lav på stasjoner i vestlige deler av sektorene.

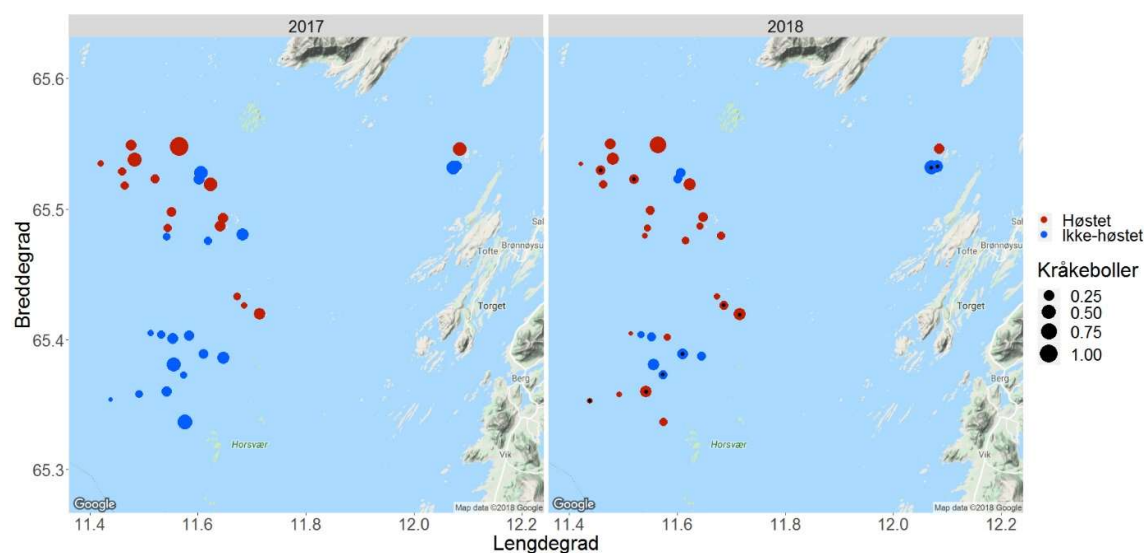
Alderen for tareplanter samlet inn på utvalgte stasjoner i breddegradsektorer på strekningen Vega – Lurøy i 2018 varierte fra 3 – 15 år, og gjennomsnittsalderen var høyest hos planter samlet inn i den nordligste sektoren (66° 2') ved Lovund i Lurøy. Tareplantenes størrelse og epifyttbiomasse varierte mellom stasjonene og økte med tareplantenes alder innenfor de undersøkte breddegradsektorene, bortsett fra på den nordligste sektoren (66° 2'), der samtlige planter var 10 år eller eldre og sannsynligvis allerede har nådd sin maksimale størrelses- og epifyttutvikling. Vekstsoneanalyser av tarestilkenes tverrsnitt viste at tykkelsestilkveksten varierte med tarestilkenes alder og nådde et maksimum når plantene var ca 3-4 år gamle, for deretter å gradvis avta med økende alder. Den årlige tilvekstraten for de yngste aldersgruppene (0 - 5 år) avtok fra sør til nord, og var gjennomgående lavere for tareplanter samlet inn på stasjoner nord av Vega enn på ikke høstede stasjoner sør av Vega. Dette kan være indikasjoner på at stortarevegetasjonen har en langsommere vekst i nordlige områder, og at gjenveksten etter en eventuell tarehøsting dermed vil kreve mer tid her enn i områdene lenger sør. Tidligere studier i Nordland har vist at tykkelsestilkveksten hos stortare øker med grad av bølgeeksponering (Steen *et al.* 2015b). Innsamlingsstasjonene i de to nordligste breddegradssektorene var mindre bølgeeksponerte enn innsamlingsstasjonene i sektorene lenger sør, noe som kan ha bidratt til reduserte vekstbetingelser for stortare på de nordligste stasjonene. For å få mer kunnskap om gjenvekstpotensial for stortare i denne delen av Nordland, bør det imidlertid gjennomføres målrettede prøvehøstingsforsøk der reetableringen av taresamfunnene og utvikling av kråkebolleforekomster følges opp over tid.

Tap av tareskog og annen marin flora som følge av beiting av kråkeboller er et fenomen som er rapportert fra flere kystområder rundt om i verden (Filbee-Dexter & Scheibling 2014, 2017, Ling *et al.* 2015). Langs store deler av kysten i Nord-Norge ble tareskogen beitet ned av grønne kråkebolle (*S. droebachiensis*) tidlig på 1970-tallet (Sivertsen & Bjørge 1980, Sivertsen 1982, 1997, Sakshaug &

Sjøtun 2002). I de senere år er det imidlertid observert lite grønn kråkebolle i sørlige deler av Nordland (Fagerli *et al.* 2013, 2015, Norderhaug & Christie 2009, Steen *et al.* 2014a, 2015ab, 2016b, 2018). Selv om forekomstene av grønn kråkebolle har gått tilbake i sørlige deler av Nordland, er det også i de senere år observert høye populasjonstettheter av denne arten i enkelte områder rundt Vega (Rinde *et al.* 2014) og i Brønnøysund (Steen *et al.* 2016b).

I 2018 ble det til sammen gjennomført undersøkelser langs 81 videotransekt i Nordland, innenfor et område som strekker seg fra Horsvær i Sømna til Lovund i Lurøy. Langs disse videotransektene ble det ikke registrert et eneste individ av grønn kråkebolle, mens det til sammen ble observert 1 641 individer av rød kråkebolle (*E. esculentus*). Det ble derimot gjort observasjoner av små juvenile individer av grønn kråkebolle i de innsamlede tareplantenes festeorgan (hapter) på 14 av 14 innsamlingsstasjoner i Nordland i 2018. Forekomstene av hapterkråkeboller var høyest på de nordligste innsamlingsstasjonene (i Dønna og Lurøy) der det i gjennomsnitt ble registrert ca 5 kråkeboller per tareplante. Høyere forekomster av juvenile grønne kråkeboller i tarehapterene kan være indikasjoner på at arten har bedre rekrutteringsvilkår i nordlige områder, og dermed utgjør en større trussel for taresamfunnene her, enn i sørlige områder.

Rød kråkebolle utgjør normalt ikke samme trussel overfor tareskogene som grønn kråkebolle, og opptrer vanligvis i lavere tettheter. I deler av Sør-Trøndelag, bl.a øst av Frøya og sør på Fosenhalvøya, er det i de senere år observert høye tettheter av rød kråkebolle som sannsynligvis har gitt beiteskader på tarevegetasjonen og ført til stenging av enkelte tarehøstefelt i disse områdene (Steen 2011, 2013, 2014, 2016, 2018). Observasjonene i Nordland i 2017 viste økende forekomster av rød kråkebolle på videostasjoner på sørsiden av Vega i forhold til tidligere år (Steen *et al.* 2018). Denne trenden har imidlertid ikke fortsatt i 2018 da registreringsfrekvensen av røde kråkeboller var lavere enn i 2017 på de fleste stasjonene i dette området (Fig. 44).



Figur 44. Kråkebolleforekomst på videostasjoner i Nordland som ble undersøkt både i 2017 (venstre panel) og 2018 (høyre panel). Stasjonene er plottet i forhold til geografisk posisjonering med breddegrad (i grader, desimaler) på y-aksen, og lengdegrad (i grader, desimaler) på x-aksen. Røde symboler angir stasjoner som tidligere er tarehøstet, mens blå symboler angir stasjoner som ikke er høstet. Størrelsen på stasjonssymbolene reflekterer forekomsten av rød kråkebolle (individer registrert per transektmeter). Symboler med sort prikk (i høyre panel) indikerer stasjoner der registreringsfrekvensen av rød kråkebolle har økt fra 2017 til 2018.

Det er dermed lite som tyder på at prøvehøstingen av tare i Nordland har ført til økte forekomster av kråkebolle. Den gode rekoloniseringen av tare på høsteflatene i Nordland indikerer også at kråkebollebeiting i liten grad har påvirket vegetasjonsutviklingen i den tidlige reetableringsfasen etter prøvehøstingene som har vært gjennomført til nå. Tarerekrittene som utvikles langsamt under den tette taredekkvegetasjonen på høsteflatene kan imidlertid være mer sårbare overfor kråkebollebeiting, noe som på sikt kan gi dårligere reetablering og biomasseutvikling av tare.

Tareskog regnes som viktige oppvekst og næringsområder for fisk (Norderhaug *et al.* 2005, Reisewitz *et al.* 2006, Bertocci *et al.* 2015). Redusert tarevegetasjon som følge av tarehøsting vil derfor kunne gi negative effekter på forekomster av fisk. Effekter av tarehøsting på fisk er tidligere undersøkt langs norskekysten ved hjelp av fallnot (Høisæter *et al.* 1992, Fosså & Sjøtun 1993), dykkere (Sjøtun 1999), ulike typer kamerasystem (Lorentsen *et al.* 2010, Steen 2010, Steen *et al.* 2012b, 2013, Bodvin *et al.* 2014, 2015) og fangstredskap (Steen *et al.* 2013, 2015b, 2016b, Bodvin *et al.* 2014, 2015). De nevnte studiene viser til dels forskjellige resultater, og det er fortsatt usikkerhet knyttet til effektene av tarehøsting på fisk.

I forbindelse med tarestudiene i Nordland er det gjennomført fisk og skalldyrundersøkelser vha tradisjonelt teinefiske før og etter prøvehøstingene i 2014, 2015 og 2017 (Steen *et al.* 2015b, 2016b, denne rapporten). Målsetningen med disse undersøkelsene er i første omgang å teste om tarehøsting gir registrerbare effekter på juvenile stadier av torskefisk da tareskog regnes som et viktig oppvekstområde for disse, samt effekter på leppefisk og krabbe som ofte er knyttet til tareskogsområder. Undersøkelser gjennomført i forbindelse med prøvehøstingen i 2017 viste en signifikant nedgang i fangstene av juvenile stadier av sei fra 2017 til 2018, men denne nedgangen var ikke forskjellig mellom prøvehøstefeltet og referansefeltet, og er derfor forårsaket av andre faktorer enn tarehøsting. Fangstene av andre arter hadde endret seg i liten grad fra før til etter prøvehøsting.

Resultatene fra undersøkelsene gjennomført før og etter prøvehøstingen i 2017 er i samsvar med resultater fra tidligere studier gjennomført før og etter prøvehøstingene i Nordland i 2014 og 2015, der det heller ikke ble registrert signifikante negative effekter av tarehøsting på forekomster av fisk og krabber (Steen *et al.* 2015b, 2016b). Store variasjoner i fangstdataene fra år til år kan imidlertid gjøre det vanskelig å detektere eventuelle subtile effekter av tarehøsting på fisk og det er fortsatt behov for mer forskning og kunnskapsoppbygning rundt denne problemstillingen.

5 KONKLUSJON

Undersøkelser etter de senere års prøvehøstinger av stortare på kyststrekningen fra Trøndelagsgrensen til Vega i Nordland har demonstrert en rask rekolonisering av stortare på høstefeltene gjennom hele perioden. Tarehøstingen ser ikke ut til å ha påvirket forekomstene av verken grønne eller røde kråkeboller og kråkebollebeiting har hatt liten effekt på reetableringen av tare på høstefeltene. Det er heller ikke registrert negative effekter av prøvehøstingen på forekomster av fisk og krabbe. Fem år etter den første prøvehøstingen i Nordland er imidlertid tarevegetasjonens alderssammensetning, populasjonsstruktur og epifyttsamfunn ikke fullt ut restituert. En total restituering av tareøkosystemene i denne delen av Nordland vil derfor kreve en hvileperiode på mer enn fem år mellom påfølgende høstinger, dvs en høstesyklus på mer enn seks år. En reetablering av tarebiomassen ble imidlertid oppnådd allerede fire år etter høsting, pga god tilvekst og høy plantetetthet på høstefeltene. En hvileperiode på fire år mellom påfølgende høstinger, dvs en høstesyklus på fem år, kan derfor være tilstrekkelig hvis man utelukkende søker å optimalisere ressursutbyttet i alle fall på kort sikt.

På bakgrunn av undersøkelsene som er gjennomført i perioden 2013-2018 anser Havforskningsinstituttet det som forsvarlig at man åpner de ytre, vestlige deler (dvs områdene vest for lengdegrad 11° 45', med unntak av verne- og referanseområder) av strekningen mellom Trøndelagsgrensen og Vega (sør for breddegrad 65° 33') i Nordland for kommersiell tarehøsting. De indre, østlige kystområdene (øst for lengdegrad 11° 45') på strekningen mellom Trøndelagsgrensen og Vega vurderes som lite egnet for stortarehøsting i industriell målestokk (Steen *et al.* 2018) og anbefales ikke åpnet.

For å gi tareøkosystemene mulighet til å reetablere seg mellom høstingene i henhold til målsetning om økosystembasert forvaltning, bør feltene i sørlig del av Nordland ha en hvileperiode på mer enn fem år mellom påfølgende høstinger, dvs en høstesyklus på mer enn seks år. Feltene bør også inndeles etter et mønster som sikrer at nabofelt ikke høstes i påfølgende sesonger slik at tarevegetasjonen ikke reduseres over større sammenhengende arealer. En alternativ forvaltningsstrategi som kombinerer optimal ressursutnyttelse samtidig som tareskogens økosystemfunksjonalitet opprettholdes, kan være å avsette mer definerte områder med godt ressursgrunnlag til tarehøsting med en høstesyklus som optimaliserer ressursutbyttet («tareindustriområder») samtidig som høstingen begrenses i nærliggende områder der tareskogen får tid til å utvikle klimakssamfunn og realisere maksimal økosystemfunksjonalitet («tareurskogsområder»). Uansett hvilken forvaltningsstrategi man velger så bør omfanget av tarehøstingsaktiviteten rapporteres og tilstanden på høstefeltene overvåkes regelmessig også i tiden framover.

En kartlegging av tareressursene og kråkebolleforekomstene på kyststrekningen fra nordsiden av Vega til Lovund i Lurøy ble gjennomført sommeren 2018, og indikerer et variabelt ressurspotensial for stortarehøsting, begrenset til de ytre, vestlige kystområdene, der også forekomstene av kråkeboller er lave. Analyser av innsamlede stortareplanter kan imidlertid tyde på at stilktilveksten er langsommere og at grønne kråkeboller har bedre rekrutteringsvilkår her, enn i områdene lenger sør. Kunnskap ervervet gjennom prøvehøstingsstudiene sør for Vega er derfor ikke direkte overførbare til områdene lenger nord i Nordland. Et bedre kunnskapsgrunnlag for å vurdere konsekvensene av en eventuell framtidig tarehøsting i områdene nord for Vega i Nordland vil best kunne oppnås ved å gjennomføre målrettede prøvehøstingsforsøk i deler av de mest ressursrike områdene og studere taresamfunnenes tilstand og utvikling over tid fram til full restitusjon.

6 REFERANSER

- Bates DM, Maechler M, Bolker B, Walker S. 2015. Fitting Linear Mixed-Effects Models Using lme4. *Journal of Statistical Software*, 67 (1), 1-48. <doi:10.18637/jss.v067.i01>.
- Bekkby T, Rinde E, Gundersen G, Norderhaug KM, Gitmark JK, Christie H. 2014a. Length, strength and water flow: relative importance of wave and current exposure on morphology in kelp *Laminaria hyperborea*. *Marine Ecology Progress Series*. 506: 61–70.
- Bekkby T, Angeltveit G, Gundersen H, Tveiten L, Norderhaug KM. 2014b. Red sea urchins (*Echinus esculentus*) and water flow influence epiphytic macroalgae density. *Marine Biology Research*. DOI: 10.1080/17451000.2014.943239.
- Bertocci I, Araújo R, Oliveira P, Sousa-Pinto I. 2015. Potential effects of kelp species on local fisheries (Review). *Journal of Applied Ecology*. 52: 1216–1226.
- Bodvin T, Steen H, Moy FE. 2014. Effekter av tarehøsting på fisk og skalldyr i Vikna, Nord-Trøndelag, 2013. Rapport fra Havforskningen Nr. 38-2014.
- Bodvin T, Steen H, Øverbø Hansen H, Sannæs H, Bosgraaf S, Moy FE. 2015. Effekt av tarehøsting på fisk og skalldyr i Flatanger, Nord-Trøndelag 2012–2014. Rapport fra Havforskningen Nr. 2-2015.
- Buschmann AH, Prescott S, Potin P, Faugeton S, Vasquez JA, Camus C, Infante J, Hernandez-Gonzalez MC, Gutierrez A, Varela DA. 2014. The status of kelp exploitation and marine agronomy, with emphasis on *Macrocystis pyrifera*, in Chile. *Advances in Botanical Research*. 71: 161–188.
- 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. *Hydrobiologia* 375 (376): 49–58.
- Christie H, Jørgensen, NM, Norderhaug KM, Waage-Nielsen E. 2003. Species distribution and habitat exploitation of fauna associated with kelp (*Laminaria hyperborea*) along the Norwegian coast. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 83: 687–699.
- Christie H, Jørgensen NM, Norderhaug KM. 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: 198–208.
- Fagerli CW, Norderhaug KM, Christie H. 2013. Lack of sea urchin settlement may explain kelp forest recovery in overgrazed areas in Norway. *Marine Ecology Progress Series*. 488: 119–132.
- Fagerli CW, Stadniczeňko SG, Pedersen MF, Christie H, Fredriksen S, Norderhaug KM. 2015. Population dynamics of *Strongylocentrotus droebachiensis* in kelp forests and barren grounds in Norway. *Marine Biology*. 162: 1215–1226.
- Filbee-Dexter K, Scheibling RE. 2014. Sea urchin barrens as alternative stable states of collapsed kelp ecosystems. *Marine Ecology Progress Series*. 495: 1–25.
- Filbee-Dexter K, Scheibling RE. 2017. The present is the key to the past: linking regime shifts in kelp beds to the distribution of deep-living sea urchins. *Ecology*. 98(1): 253–264.
- Fosså JH, Sjøtun K. 1993. Tareskogsøkologi, fisk og taretråling. *Fiskets Gang* 2-1993: 16-26.
- Fredriksen S. 2003. Food web studies in a Norwegian kelp forest based on stable isotope ($\delta^{13}\text{C}$ and $\delta^{15}\text{N}$) analysis. *Marine Ecology Progress Series* 260: 271–283.

- Høisæter T, Fosså JH, Lein TE. 1992. Tareskogen som habitat og oppvekstområde for fisk i relasjon til eventuelle skadevirkninger av taretråling. Et forprosjekt – IFM rapport nr. 3, 1992, Universitetet i Bergen.
- Ling SD, Scheibling RE, Rassweiler A, Johnson CR, Shears N, Connell SD, Salomon AK, Norderhaug KM, Pérez-Matus A, Hernández JC, Clemente S, Blamey LK, Hereu B, Ballesteros E, Sala E, Garrabou J, Cebrian E, Zabala M, Fujita D, Johnson LE. 2015. Global regime shift dynamics of catastrophic sea urchin overgrazing. *Philosophical Transactions Royal Society B*. 370: 20130269.
- Lorentsen SH, Sjøtun K, Grémillet D. 2010. Multi-trophic consequences of kelp harvest. *Biological Conservation* 143: 2054–2062.
- Mac Monagail M, Cornish L, Morrison L, Araújo R, Critchley AT. 2017. Sustainable harvesting of wild seaweed resources. *European Journal of Phycology*. 52: 371-390.
- Norderhaug KM, Fredriksen S, Nygaard K. 2003. Trophic importance of *Laminaria hyperborea* to kelp forest consumers and the importance of bacterial degradation to food quality. *Marine Ecology Progress Series* 255: 135–144.
- Norderhaug KM, Christie H, Fosså JH, Fredriksen S. 2005. Fish–macrofauna interactions in a kelp (*Laminaria hyperborea*) forest. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 85: 1279–1286.
- Norderhaug KM., Christie H. 2009. Sea urchin grazing and kelp re-vegetation in the NE Atlantic. *Marine Biology Research* 5: 515-528.
- Norderhaug KM., Christie H. 2011. Secondary production in a *Laminaria hyperborea* kelp forest and variation according to wave exposure. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 95: 135-144.
- Norderhaug KM, Christie H, Andersen GS, Bekkby T. 2012. Does the diversity of kelp forest macrofauna increase with wave exposure? *Journal of Sea Research* 69: 36–42.
- Norsk Standard 9415. 2009. Flytende oppdrettsanlegg. Krav til utforming, dimensjonering, utførelse, installasjon og drift. ICS 65.150; 67.260.
- Pedersen MF, Nejrup LB, Fredriksen S, Christie H, Norderhaug KM. 2012. Effects of wave exposure on population structure, demography, biomass and productivity of the kelp *Laminaria hyperborea*. *Marine Ecology Progress Series*. 451: 45–60.
- Reisewitz SE, Estes JA, Simenstad CA. 2006. Indirect food web interactions: sea otters and kelp forest fishes in the Aleutian archipelago. *Oecologia* 146(4): 623–631.
- Rinde E, Christie H, Fagerli CW, Bekkby T, Gundersen H, Norderhaug KM, Hjermann DØ. 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): e100222. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0100222>.
- Ripley B, Venables B, Bates DM, Hornik K, Gebhardt A, Firth D. 2018. Support Functions and Datasets for Venables and Ripley's MASS, R Package Version 7.3-51.1. <https://cran.r-project.org/web/packages/MASS/MASS.pdf>.
- Sakshaug E, Sjøtun K. 2002. Nedbeiting av tareskog i Norge. Rapport fra arbeidsgruppe nedsatt av Fiskeridepartementet og Miljøverndepartementet. 1-47.
- Sivertsen K, Bjørge A. 1980. Reduksjon av tareskogen på Helgelandskysten. *Fisken og Havet* 4: 1-9.
- Sivertsen K. 1982. Utbredelse og variasjon i kråkebollebeiting av tareskogen på vestkysten av Norge. - NF-Rapport nr. 7/82. Nordlandsforskning. 1-31.

- Sivertsen K. 1997. Geographic and environmental factors affecting the distribution of kelp beds and barren grounds and changes in biota associated with kelp reduction at sites along the Norwegian coast. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*. 54: 2872–2887.
- Sivertsen K. 2006. Overgrazing of kelp beds along the coast of Norway. *Journal of Applied Phycology* 18: 599–610.
- Sjötun K. 1999. Kva innebærer taretrålinga for fisken? Pp. 82–86 i: I Aure J et al. (Eds.). *Havets miljø 1999. Fisken og havet, særnr. 2-1999*. Bergen.
- Sjötun K, Fredriksen S. 1995. Growth allocation in *Laminaria hyperborea* (Laminariales, Phaeophyceae) in relation to age and wave exposure. *Marine Ecology Progress Series* 126: 213–222.
- Sjötun K, Fredriksen S, Rueness J. 1998. Effect of canopy biomass and wave exposure on growth in *Laminaria hyperborea* (Laminariaceae: Phaeophyta). *European Journal of Phycology* 33: 337–343.
- Sjötun K, Christie H, Fosså JH. 2006. Effects of kelp recruitment and sea urchin grazing on stability in kelp forest (*Laminaria hyperborea*). *Marine Biology Research* 2:24–32.
- Smale DA, Burrows MT, Moore P, O'Connor N, Hawkins SJ. 2013. Threats and knowledge gaps for ecosystem services provided by kelp forests: a northeast Atlantic perspective. *Ecology and Evolution* 3: 4016–4038.
- Smale DA, Vance T. 2015. Climate-driven shifts in species distributions may exacerbate the impacts of storm disturbances on northeast Atlantic kelp forests. *Marine and Freshwater Research* 67 (1): 65–74.
- Smale DA, Burrows MT, Evans AJ, King N, Sayer MDJ, Yunnice ALE, Moore P. 2016. Linking environmental variables with regional scale variability in ecological structure and standing stock of carbon within UK kelp forests. *Marine Ecology Progress Series* 542: 79–95.
- Steen H. 2010. Undersøkelser i forbindelse med prøvehøsting av stortare i Nord-Trøndelag 2010. *Fisken og Havet* 2010-8.
- Steen H. 2011. Undersøkelser av A-felt for tarehøsting i Møre og Romsdal og Sør-Trøndelag i 2011. *Rapport fra Havforskningen* Nr. 13-2011.
- Steen H. 2013. Undersøkelser av C-felt for tarehøsting i Møre og Romsdal og Sør-Trøndelag i 2013. *Rapport fra Havforskningen* Nr. 26-2013.
- Steen H. 2014. Undersøkelser av D-felt for tarehøsting i Møre og Romsdal og Sør-Trøndelag i 2014. *Rapport fra Havforskningen* Nr. 24-2014.
- Steen H. 2016. Undersøkelser av A-høstefelt for tare i Sør-Trøndelag og Nord-Trøndelag i 2016. *Rapport fra Havforskningen*. Nr. 31-2016.
- Steen H. 2018. Tilstandsvurdering av C-felt for tarehøsting i Sør-Trøndelag og Nord-Trøndelag i 2018. Nr. 32-2018.
- Steen H, Moy FE, Bodvin T. 2011. Undersøkelser i forbindelse med prøvehøsting av stortare i Nord-Trøndelag 2011. *Rapport fra Havforskningen* Nr. 20-2011.
- Steen H, Bodvin T, Moy FE. 2012. Visuell registrering av fisk etter prøvehøsting av stortare i Nord-Trøndelag i 2011. *Fisken og Havet* 2012-1.
- Steen H, Bodvin T, Moy FE. 2013. Effekter av tarehøsting på fisk og skalldyr - Nord-Trøndelag 2012. *Fisken og Havet* 2013-4.

- Steen H, Moy FE, Bodvin T. 2014a. Undersøkelser av stortarehøsting i Nord-Trøndelag og Nordland i 2013. Fiskeri og Havet 2014-3.
- Steen H, Moy FE, Bodvin T. 2014b. Prøvehøsting av stortare i Nord-Trøndelag – Gjenvækstundersøkelser 2010-2014. Rapport fra Havforskningen Nr. 37-2014.
- Steen H, Husa V, Moy FE, Bodvin T, Øverbø Hansen H, Sannæs H, Bosgraaf S. 2015a. Undersøkelser av stortarehøsting i Nordland i 2014. Rapport fra Havforskningen Nr. 1-2015.
- Steen H, Bodvin T, Moy FE, Sannes H, Øverbø Hansen H. 2015b. Undersøkelser av stortarehøsting i Nordland i 2015. Rapport fra Havforskningen Nr. 26-2015.
- Steen H, Moy FE, Bodvin T, Husa V. 2016a. Regrowth after kelp harvesting in Nord-Trøndelag, Norway. ICES Journal of Marine Science. 73(10): 2708–2720.
- Steen H, Bodvin T, Moy FE, Gustad E, Øverbø Hansen H, Jelmert A, Baardsen P. 2016b. Effekter av stortarehøsting i Nordland i 2016. Rapport fra Havforskningen Nr. 38-2016.
- Steen H, Norderhaug KM, Moy FE. 2018 Tareundersøkelser i Nordland i 2017. Rapport fra Havforskningen Nr. 9-2018.
- Teagle H, Hawkins SJ, Moore PJ, Smale DA. 2017. The role of kelp species as biogenic habitat formers in coastal marine ecosystems. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology. 492: 81-98.
- Voerman SE, Llera E, Rico JM. 2013. Climate driven changes in subtidal kelp forest communities in NW Spain. Marine Environmental Research 90: 119-127.
- Underwood AJ. 1994. On beyond BACI: sampling designs that might reliably detect environmental disturbances. Ecological Applications 4: 3-15.
- Zuur AF, Ieno EN, Smith GM. 2007. Analysing Ecological Data. Springer, New York. DOI: [10.1007/978-0-387-45972-1](https://doi.org/10.1007/978-0-387-45972-1).

7 APPENDIX

Appendix 1. Posisjoner (WGS84 i grader,desimaler) på innsamlingsstasjoner for stortare i Nordland i juni-juli 2018.

								Midlere	
			Innsamlings				Dyp	bølgehøyde	Planter
Felt	Stasjon	Tarehøstingsstatus	Dato	Kl.	Breddegrad	Lengdegrad	(m)	(m)	(antall)
PF3	A	Høstet i 2013	02.07.2018	10:30	65,536°N	11,423°Ø	9	1,35	10
PF5	F	Høstet i 2014	01.07.2018	15:20	65,420°N	11,716°Ø	9	0,62	10
PF5	G	Høstet i 2014	01.07.2018	16:00	65,425°N	11,688°Ø	7	0,58	10
PF5	H	Høstet i 2014	04.07.2018	16:00	65,433°N	11,674°Ø	6	0,66	10
Ref5	A	Ikke høstet	04.07.2018	14:50	65,405°N	11,535°Ø	7	0,8	10
Ref6	C	Ikke høstet	03.07.2018	15:40	65,389°N	11,610°Ø	6	0,83	10
Ref6	D	Ikke høstet	03.07.2018	16:00	65,386°N	11,646°Ø	6	0,73	10
Sektor 65° 4'	C	Ikke høstet	30.06.2018	15:00	65,712°N	11,603°Ø	10	0,91	10
Sektor 65° 4'	J	Ikke høstet	30.06.2018	15:30	65,712°N	11,657°Ø	7	0,56	10
Sektor 66° 0'	C	Ikke høstet	28.06.2018	18:00	66,050°N	11,771°Ø	11	1,08	10
Sektor 66° 0'	D	Ikke høstet	28.06.2018	17:30	66,043°N	11,772°Ø	10	1,16	10
Sektor 66° 1'	B	Ikke høstet	27.06.2018	18:00	66,201°N	12,157°Ø	8	0,58	10
Sektor 66° 1'	C	Ikke høstet	27.06.2018	17:00	66,201°N	12,207°Ø	7	0,4	10
Sektor 66° 2'	D	Ikke høstet	05.07.2018	13:00	66,383°N	12,310°Ø	8	0,37	10

Appendix 2a. Start og stopposisjoner (WGS84 i grader,desimaler) for videotransekt filmet i juli 2018 på strekningen Sømna - Vega i Nordland.

				Transekt	Transekt	Transekt	Transekt	Gj.sn.	Midlere
		Tarehøstet		Start	Start	Stopp	Stopp	Dyp	bølgehøyde
Felt	Stasjon	(år)	Dato	Breddegrad	Lengdegrad	Breddegrad	Lengdegrad	(m)	(m)
PF3	A	2013	02.07.2018	65,5353°N	11,4213°N	65,5370°N	11,4224°N	10	1,35
PF3	B	2013	02.07.2018	65,5496°N	11,4754°N	65,5483°N	11,4767°N	10	1,20
PF3	C	2013	02.07.2018	65,5391°N	11,4804°N	65,5375°N	11,4832°N	10	1,19
PF3	D	2013	02.07.2018	65,5491°N	11,5643°N	65,5482°N	11,6654°N	10	1,01
PF3	I	2013	01.07.2018	65,5461°N	12,0849°N	65,5469°N	12,0862°N	8	0,36
PF5	F	2014	01.07.2018	65,4200°N	11,7153°N	65,4180°N	11,7186°N	9	0,63
PF5	G	2014	01.07.2018	65,4258°N	11,6860°N	65,4250°N	11,6884°N	10	0,57
PF5	H	2014	04.07.2018	65,4333°N	11,6735°N	65,4318°N	11,6761°N	10	0,66
PF6	D	2014	04.07.2018	65,4865°N	11,6413°N	65,4855°N	11,6375°N	10	0,68
PF6	E	2014	04.07.2018	65,4940°N	11,6470°N	65,4922°N	11,6464°N	8	0,60
PF6	F	2014	04.07.2018	65,4994°N	11,5495°N	65,4976°N	11,5501°N	9	0,87
PF6	G	2014	04.07.2018	65,4864°N	11,5443°N	65,4855°N	11,5438°N	14	1,04
PF7	A	2014	02.07.2018	65,5298°N	11,4584°N	65,5287°N	11,4603°N	10	1,06
PF7	B	2014	02.07.2018	65,5185°N	11,4618°N	65,5178°N	11,4642°N	11	1,20
PF7	C	2014	02.07.2018	65,5231°N	11,5186°N	65,5228°N	11,5211°N	11	1,10
PF7	D	2014	02.07.2018	65,5188°N	11,6229°N	65,5190°N	11,6260°N	9	0,60
PF19	A	2017	04.07.2018	65,3368°N	11,5742°N	65,3363°N	11,5787°N	7	0,85
PF19	B	2017	04.07.2018	65,3600°N	11,5416°N	65,3620°N	11,5411°N	8	0,89
PF19	C	2017	04.07.2018	65,3584°N	11,4916°N	65,3568°N	11,4925°N	7	0,94
PF19	D	2017	04.07.2018	65,3533°N	11,4379°N	65,3550°N	11,4407°N	10	1,15
PF20	A	2017	04.07.2018	65,4049°N	11,5133°N	65,4058°N	11,5164°N	9	0,89
PF20	B	2017	03.07.2018	65,4022°N	11,5814°N	65,4036°N	11,5840°N	9	0,78
PF21	A	2017	03.07.2018	65,4802°N	11,6795°N	65,4815°N	11,682°N	8	0,49
PF21	B	2017	03.07.2018	65,4761°N	11,6149°N	65,4755°N	11,6179°N	8	0,73
PF21	C	2017	04.07.2018	65,4804°N	11,5394°N	65,4791°N	11,5419°N	11	0,93
Ref2	C	Ikke høstet	03.07.2018	65,3728°N	11,5735°N	65,3712°N	11,5731°N	9	0,85
Ref2	D	Ikke høstet	03.07.2018	65,3814°N	11,5555°N	65,3810°N	11,5552°N	7	0,85
Ref3	A	Ikke høstet	01.07.2018	65,5322°N	12,0709°N	65,5332°N	12,0722°N	8	0,39
Ref3	B	Ikke høstet	01.07.2018	65,5326°N	12,0801°N	65,5335°N	12,0817°N	6	0,30
Ref5	A	Ikke høstet	04.07.2018	65,4037°N	11,5316°N	65,4045°N	11,5345°N	7	0,85
Ref5	B	Ikke høstet	03.07.2018	65,4017°N	11,5525°N	65,4022°N	11,5562°N	6	0,65
Ref6	C	Ikke høstet	03.07.2018	65,3888°N	11,6102°N	65,3899°N	11,6128°N	11	0,83
Ref6	D	Ikke høstet	03.07.2018	65,387°N	11,6446°N	65,3859°N	11,6471°N	10	0,73
Ref7	A	Ikke høstet	02.07.2018	65,5277°N	11,6060°N	65,5276°N	11,6085°N	8	0,77
Ref7	B	Ikke høstet	02.07.2018	65,5233°N	11,6014°N	65,5239°N	11,6024°N	12	0,66

Appendix 2b. Start og stopposisjoner (WGS84 i grader,desimaler) for videotranssekt filmet i juni-juli 2018 på kyststrekningen Vega - Lurøy i Nordland.

				Transekt	Transekt	Transekt	Transekt	Gj.sn.	Midlere
		Tarehøstet		Start	Start	Stopp	Stopp	Dyp	bølgehøyde
Felt	Stasjon	(år)	Dato	Breddegrad	Lengdegrad	Breddegrad	Lengdegrad	(m)	(m)
Sektor 65° 4'	A	Ikke høstet	30.06.2018	65,7037°N	11,5248°N	65,7011°N	11,5218°N	12	1,40
Sektor 65° 4'	B	Ikke høstet	30.06.2018	65,7083°N	11,5582°N	65,7071°N	11,5554°N	13	1,24
Sektor 65° 4'	C	Ikke høstet	30.06.2018	65,7123°N	11,6031°N	65,7111°N	11,6034°N	11	0,94
Sektor 65° 4'	D	Ikke høstet	30.06.2018	65,7121°N	11,6367°N	65,7122°N	11,6484°N	11	0,64
Sektor 65° 4'	E	Ikke høstet	30.06.2018	65,7054°N	11,7012°N	65,7058°N	11,7048°N	10	0,34
Sektor 65° 4'	F	Ikke høstet	30.06.2018	65,7084°N	11,7869°N	65,7077°N	11,7857°N	7	0,32
Sektor 65° 4'	G	Ikke høstet	30.06.2018	65,7129°N	11,8866°N	65,7125°N	11,8851°N	NA	0,11
Sektor 65° 4'	H	Ikke høstet	30.06.2018	65,7166°N	12,0551°N	65,7159°N	12,0565°N	7	0,23
Sektor 65° 4'	I	Ikke høstet	30.06.2018	65,7003°N	12,1859°N	65,6992°N	12,1863°N	10	0,52
Sektor 65° 4'	J	Ikke høstet	30.06.2018	65,7125°N	11,6560°N	65,7120°N	11,6584°N	8	0,56
Sektor 65° 5'	A	Ikke høstet	29.06.2018	65,8698°N	11,7367°N	65,8694°N	11,7349°N	11	1,13
Sektor 65° 5'	B	Ikke høstet	29.06.2018	65,8815°N	11,7877°N	65,8809°N	11,7878°N	13	0,50
Sektor 65° 5'	C	Ikke høstet	29.06.2018	65,8740°N	11,7286°N	65,8732°N	11,7293°N	11	1,15
Sektor 65° 5'	D	Ikke høstet	29.06.2018	65,8821°N	11,8609°N	65,8816°N	11,8607°N	12	0,47
Sektor 65° 5'	E	Ikke høstet	29.06.2018	65,8668°N	11,8806°N	65,8681°N	11,8828°N	10	0,50
Sektor 65° 5'	F	Ikke høstet	29.06.2018	65,8822°N	11,9453°N	65,8819°N	11,9470°N	8	0,29
Sektor 65° 5'	G	Ikke høstet	29.06.2018	65,8739°N	12,0305°N	65,8731°N	12,0298°N	7	0,34
Sektor 65° 5'	H	Ikke høstet	29.06.2018	65,8745°N	12,1353°N	65,8732°N	12,1353°N	9	0,28
Sektor 65° 5'	I	Ikke høstet	29.06.2018	65,8694°N	12,2207°N	65,8685°N	12,2196°N	8	0,24
Sektor 66° 0'	A	Ikke høstet	28.06.2018	66,0399°N	11,6835°N	66,0382°N	11,6847°N	11	1,55
Sektor 66° 0'	B	Ikke høstet	28.06.2018	66,0450°N	11,7146°N	66,0436°N	11,7107°N	10	1,19
Sektor 66° 0'	C	Ikke høstet	28.06.2018	66,0497°N	11,7715°N	66,0479°N	11,7687°N	12	1,08
Sektor 66° 0'	D	Ikke høstet	28.06.2018	66,0435°N	11,7732°N	66,0418°N	11,7713°N	9	0,98
Sektor 66° 0'	E	Ikke høstet	28.06.2018	66,0463°N	11,9393°N	66,0470°N	11,9408°N	12	0,32
Sektor 66° 0'	F	Ikke høstet	28.06.2018	66,0432°N	11,9480°N	66,0442°N	11,9488°N	11	0,50
Sektor 66° 0'	G	Ikke høstet	28.06.2018	66,0333°N	11,9592°N	66,0343°N	11,9603°N	11	0,57
Sektor 66° 0'	H	Ikke høstet	28.06.2018	66,0454°N	12,0421°N	66,0458°N	12,0418°N	10	0,26
Sektor 66° 0'	I	Ikke høstet	28.06.2018	66,0474°N	12,1770°N	66,0462°N	12,1762°N	12	0,27
Sektor 66° 0'	J	Ikke høstet	28.06.2018	66,0483°N	12,3125°N	66,0475°N	12,3118°N	12	0,23
Sektor 66° 1'	A	Ikke høstet	27.06.2018	66,2033°N	12,1034°N	66,2044°N	12,1051°N	7	0,91
Sektor 66° 1'	B	Ikke høstet	27.06.2018	66,2004°N	12,1556°N	66,2015°N	12,1572°N	9	0,57
Sektor 66° 1'	C	Ikke høstet	27.06.2018	66,2008°N	12,2054°N	66,2013°N	12,2080°N	8	0,41
Sektor 66° 1'	D	Ikke høstet	27.06.2018	66,2089°N	12,2362°N	66,2096°N	12,2376°N	8	0,39
Sektor 66° 1'	E	Ikke høstet	27.06.2018	66,2033°N	12,4208°N	66,2047°N	12,4225°N	11	0,29
Sektor 66° 1'	F	Ikke høstet	27.06.2018	66,2010°N	12,5042°N	66,2015°N	12,5065°N	10	0,23
Sektor 66° 1'	G	Ikke høstet	27.06.2018	66,2151°N	12,5181°N	66,2159°N	12,5201°N	11	0,31
Sektor 66° 1'	H	Ikke høstet	27.06.2018	66,2075°N	12,6149°N	66,2086°N	12,6152°N	10	0,25
Sektor 66° 1'	I	Ikke høstet	27.06.2018	66,2087°N	12,8278°N	66,2093°N	12,8301°N	15	0,30
Sektor 66° 2'	A	Ikke høstet	05.07.2018	66,3729°N	12,4675°N	66,3723°N	12,4680°N	5	0,27
Sektor 66° 2'	B	Ikke høstet	05.07.2018	66,3757°N	12,4325°N	66,3764°N	12,4330°N	6	0,27
Sektor 66° 2'	C	Ikke høstet	05.07.2018	66,3777°N	12,3607°N	66,3777°N	12,3588°N	6	0,21
Sektor 66° 2'	D	Ikke høstet	05.07.2018	66,3833°N	12,3111°N	66,3824°N	12,3099°N	8	0,36
Sektor 66° 2'	E	Ikke høstet	05.07.2018	66,376°N	12,3087°N	66,3765°N	12,3109°N	10	0,41
Sektor 66° 2'	F	Ikke høstet	05.07.2018	66,3743°N	12,2940°N	66,3755°N	12,2967°N	9	0,54
Sektor 66° 2'	G	Ikke høstet	05.07.2018	66,3758°N	12,2643°N	66,3764°N	12,2668°N	11	0,72
Sektor 66° 2'	H	Ikke høstet	05.07.2018	66,3692°N	12,2186°N	66,3679°N	12,2176°N	10	0,64

Appendix 3a. Posisjoner (WGS84 i grader,desimaler) for leppefiskeiteiner på prøvehøstefelt (PF19) og referansefelt i Brønnøy i Nordland i august 2018. Leppefiskeiteinene ble satt i lenker på fem.

	Utsetting	Utsetting	Trekking	Trekking			Dyp
Felt	Dato	Klokkeslett	Dato	Klokkeslett	Breddegrad	Lengdegrad	(m)
PF19	21.08.2018	10:35	22.08.2018	10:52	65,3357°N	11,5632°N	7
PF19	21.08.2018	10:38	22.08.2018	10:57	65,3348°N	11,5638°N	6
PF19	21.08.2018	10:41	22.08.2018	11:01	65,3340°N	11,5658°N	6
PF19	21.08.2018	10:44	22.08.2018	11:08	65,3339°N	11,5637°N	6
PF19	21.08.2018	10:49	22.08.2018	11:14	65,3333°N	11,5794°N	7
PF19	21.08.2018	10:52	22.08.2018	11:10	65,3352°N	11,5777°N	7
PF19	21.08.2018	10:54	22.08.2018	11:25	65,3358°N	11,5768°N	6
PF19	21.08.2018	10:58	22.08.2018	11:29	65,3368°N	11,5768°N	9
PF19	22.08.2018	12:21	23.08.2018	12:44	65,3358°N	11,5642°N	6
PF19	22.08.2018	12:24	23.08.2018	12:47	65,3347°N	11,5652°N	6
PF19	22.08.2018	12:27	23.08.2018	12:54	65,3338°N	11,5638°N	6
PF19	22.08.2018	12:32	23.08.2018	12:58	65,3352°N	11,5776°N	7
PF19	22.08.2018	12:36	23.08.2018	13:17	65,3367°N	11,5756°N	8
PF19	22.08.2018	12:36	23.08.2018	13:17	65,3367°N	11,5756°N	9
PF19	22.08.2018	12:40	23.08.2018	13:20	65,3379°N	11,5762°N	8
PF19	22.08.2018	12:44	23.08.2018	14:11	65,3363°N	11,5746°N	7
Referanse	21.08.2018	11:38	22.08.2018	13:40	65,3852°N	11,6493°N	7
Referanse	21.08.2018	11:44	22.08.2018	13:36	65,3867°N	11,6497°N	7
Referanse	21.08.2018	11:47	22.08.2018	11:47	65,3866°N	11,6453°N	8
Referanse	21.08.2018	11:52	22.08.2018	13:54	65,3868°N	11,6418°N	6
Referanse	22.08.2018	14:19	23.08.2018	15:00	65,3867°N	11,6505°N	6
Referanse	22.08.2018	14:21	23.08.2018	15:06	65,3856°N	11,6494°N	6
Referanse	22.08.2018	14:23	23.08.2018	15:11	65,3853°N	11,6454°N	6
Referanse	22.08.2018	14:26	23.08.2018	15:16	65,3866°N	11,6417°N	7

Appendix 3b. Posisjoner (WGS84 i grader,desimaler) for krabbeteiner på prøvehøstefelt (PF19) og referansefelt i Brønnøy i Nordland i august 2018. Krabbeteinene ble satt parvis.

	Utsetting	Utsetting	Trekking	Trekking	Breddegrad	Lengdegrad	Dyp
Felt	Dato	Klokkeslett	Dato	Klokkeslett	(Desimalmin.)	(Desimalmin.)	(m)
PF19	21.08.2018	10:23	22.08.2018	10:27	65,3375°N	11,5779°N	9
PF19	21.08.2018	10:25	22.08.2018	10:35	65,3364°N	11,5782°N	9
PF19	21.08.2018	10:26	22.08.2018	10:39	65,3360°N	11,5753°N	7
PF19	21.08.2018	10:30	22.08.2018	10:44	65,3334°N	11,5649°N	8
PF19	21.08.2018	10:32	22.08.2018	10:47	65,3353°N	11,5628°N	7
PF19	22.08.2018	12:10	23.08.2018	12:40	65,3382°N	11,5761°N	9
PF19	22.08.2018	12:12	23.08.2018	12:38	65,3376°N	11,5782°N	8
PF19	22.08.2018	12:13	23.08.2018	12:35	65,3361°N	11,5783°N	9
PF19	22.08.2018	12:16	23.08.2018	12:29	65,3335°N	11,5679°N	9
PF19	22.08.2018	12:19	23.08.2018	12:23	65,3347°N	11,5629°N	8
Referanse	21.08.2018	11:26	22.08.2018	13:23	65,3850°N	11,6445°N	9
Referanse	21.08.2018	11:28	22.08.2018	13:20	65,3859°N	11,6406°N	9
Referanse	21.08.2018	11:30	22.08.2018	13:15	65,3867°N	11,6383°N	8
Referanse	21.08.2018	11:33	22.08.2018	13:31	65,3867°N	11,6501°N	7
Referanse	21.08.2018	11:35	22.08.2018	13:27	65,3846°N	11,6496°N	7
Referanse	22.08.2018	14:10	23.08.2018	14:58	65,3869°N	11,6423°N	7
Referanse	22.08.2018	14:11	23.08.2018	14:56	65,3864°N	11,6447°N	8
Referanse	22.08.2018	14:13	23.08.2018	14:51	65,3851°N	11,6490°N	8
Referanse	22.08.2018	14:14	23.08.2018	14:48	65,3848°N	11,6512°N	7
Referanse	22.08.2018	14:16	23.08.2018	14:54	65,3863°N	11,6496°N	8

Appendix 4. Antall individer fanget per art i leppefiskeiner og krabbeteiner på prøvehøstfelt (PF19) og referansefelt i Brønnøy i Nordland, august 2018.

	Leppefiskeine	Leppefiskeine	Krabbeteine	Krabbeteine	
	PF19	Referanse	PF19	Referanse	
	(80 teinedøgn)	(40 teinedøgn)	(20 teinedøgn)	(20 teinedøgn)	Total
Torsk (<i>Gadus morhua</i>)	17	19	0	1	37
Sei (<i>Pollachius virens</i>)	11	11	1	1	24
Bergnebb (<i>Ctenolabrus rupestris</i>)	3	2	0	0	5
Dvergulke (<i>Taurulus bubalis</i>)	10	4	0	0	14
Tangbrosme (<i>Ciliata mustela</i>)	3	1	0	0	4
Hornkvabbe (<i>Chirolophis ascanii</i>)	1	0	0	0	1
Eremittkreps (<i>Pagurus sp.</i>)	0	1	0	0	1
Taskekrabbe (<i>Cancer pagurus</i>)	0	0	92	74	166
Pyntekrabbe (<i>Hyas coarctatus</i>)	2	0	0	0	2
Strandkrabbe (<i>Carcinus maenas</i>)	1	0	0	0	1

Retur: Havforskningsinstituttet, Postboks 1870 Nordnes, NO-5817 Bergen

HAVFORSKNINGSINSTITUTTET
Institute of Marine Research

Nordnesgaten 50 – Postboks 1870 Nordnes
NO-5817 Bergen
Tlf.: +47 55 23 85 00
E-post: post@hi.no

www.hi.no

