



# TAREUNDERSØKELSER I NORDLAND 2020-24

Henning Steen, Kyrre Heldal Kartveit (HI), Nicolas Dupont (UiO) og Kjell  
Magnus Norderhaug (HI)



RAPPORT FRA  
HAVFORSKNINGEN  
NR. 2025-64

**Tittel (norsk og engelsk):**

Tareundersøkelser i Nordland 2020-24

Kelp studies in Nordland 2020-24

**Rapportserie:**

Rapport fra havforskningen

ISSN:1893-4536

**År - Nr.:**

2025-64

**Dato:**

28.10.2025

**Forfatter(e):**

Henning Steen, Kyrre Heldal Kartveit (HI), Nicolas Dupont (UiO) og Kjell Magnus Norderhaug (HI)

Forskningsgrupeleder(e): Sigurd Heiberg Espeland (Bunnsamfunn)

Godkjent av: Forskningsdirektør(er): Geir Huse Programleder(e): Halvor Knutsen

**Distribusjon:**

Åpen

**Prosjektnr:**

14914-12

**Oppdragsgiver(e):**

Fiskeridirektoratet

**Program:**

Kystøkosystemer

**Forskningsgruppe(r):**

Bunnsamfunn

**Antall sider:**

68

### **Sammendrag (norsk):**

Havforskningsinstituttet har i perioden 2020-24 gjennomført undersøkelser av taresamfunn på kyststrekningen Bindal (65° 13' N) – Vega (65° 33' N) i Nordland. Deler av denne kyststrekningen ble åpnet for kommersiell høsting av stortare (*Laminaria hyperborea*) i 2022, etter en prøvehøstingsperiode i 2013-17. Effekter av den tidligere prøvehøstingen på taresamfunn og kråkebolleforekomster ble undersøkt ved hjelp av undervannsvideo langs transekter og innsamlinger av tareplanter på utvalgte stasjoner for studier av morfologi, alder, assosiert biomangfold (epifyttsamfunn) og kråkebollerekruttering. Resultatene fra disse undersøkelsene indikerer at stortarevegetasjonens størrelse og biomasse er reetablert 5 år etter høsting, mens begroingsamfunnene (epifyttene) knyttet til tarestilkene er reetablert 8 år etter høsting og da lik tilsvarende observert i uhøstede referanseområder. Resultatene tyder på at forekomstene av kråkeboller er på et moderat nivå og at reetableringen av tare på høstefeltene ikke har vært hemmet av kråkebollebeiting.

Det ble i forkant av oppstarten av kommersiell tarehøsting i 2022 etablert overvåkingsstasjoner (transekter) for video og akustikk i samtlige høstefelt i Nordland der tilstanden sammenlignes med tilsvarende på stasjoner i uhøstede referanseområder. Akustikk er et verktøy som er under utvikling for å estimere biomassetthet av stortare. En sammenligning av stasjoner som ble undersøkt før høsteoppstarten i 2022 og på ny i 2023 og 2024 viste redusert stortarevegetasjon etter høsting. Restitusjonen av stortare har imidlertid vært god på feltene som ble høstet i 2022, men stedvis noe redusert på enkelte felt høstet i 2023 pga høyere innslag av draughtare (*Saccorhiza polyschides*) året etter høsting.

I 2021 og 2022 ble det samlet inn data for etablering og validering av en biomassemodell for stortare i denne delen av Nordland for å få en mer helhetlig oversikt over ressursgrunnlaget sammenlignet med uttaket av stortare på de enkelte høstefeltene. Resultatene fra modellkjøringene indikerte stor variasjon i stortarebiomasse mellom felt med et totalt biomasseestimat på 516 000 tonn for alle høstearealene tilsammen og en uttaksgrad på 23 % totalt for arealene som har vært åpne for høsting i perioden 2022-24.

### **Sammendrag (engelsk):**

The Institute of Marine Research have monitored kelp (*Laminaria hyperborea*) communities in southern parts (65° 13' N - 65° 33' N) of Nordland County in Norway in 2020-24. The monitoring was performed by underwater camera and acoustic observations of seabed vegetation along transects and stations included both harvesting fields and non-harvested reference areas. Kelp samplings for studies of age, morphology, associated epiphytes and sea urchin recruitment were performed at a subset of the stations. This part of Nordland County was opened for commercial kelp harvesting in 2022 after promising results from previous kelp harvesting trial studies. New observations at the fields previously subjected to harvesting trials indicate that kelp canopy size and biomass density were reestablished five years after harvesting, whereas kelp population age structure and epiphytic communities were not. Eight years after harvesting the age- and epiphytic structure of the kelp populations appeared reestablished and not different from that in unharvested reference populations.

Before the upstart of commercial kelp harvesting in 2022 video- and acoustic transects were established at all the harvesting fields. New observations along the same transect in 2023 and 2024 showed reduced kelp vegetation after harvesting. The recruitment of kelp has been good at the fields harvested in 2022, but lower at some fields harvested in 2023 due to increased coverage of furbelows (*Saccorhiza polyschides*) one year after harvest. The abundance of sea urchins was generally low and the recovery of the kelp vegetation after harvest appeared unaffected by sea urchin grazing.

To estimate the available kelp resources a biomass model was developed to predict the standing biomass of kelp at each harvesting field. The modelled estimates indicated large variation in standing kelp biomass between fields with a total sum of 516 000 tons kelp for all harvesting areas and an outtake of 23 % for the areas available for harvesting in the period 2022-24.

# Innhold

<b>1</b>	<b>Innledning</b>	5
<b>2</b>	<b>Metodikk</b>	7
2.1	Videoundersøkelser	7
2.2	Akustikkundersøkelser	9
2.3	Tareinnsamlinger	11
2.4	Modellering av stortarebiomasse	13
2.4.1	<i>Datagrunnlaget</i>	13
2.4.2	<i>Variabler</i>	14
2.4.3	<i>Modellbygging</i>	15
2.4.4	<i>Biomasseberegninger basert på beste utvalgt modell</i>	17
<b>3</b>	<b>Resultater</b>	19
3.1	Effekter av tidligere prøvehøstinger av stortare	19
3.1.1	<i>Videoundersøkelser</i>	19
3.1.2	<i>Tareinnsamlinger</i>	23
3.2	Undersøkelser før og etter oppstart av kommersiell stortarehøsting	27
3.2.1	<i>Videoundersøkelser</i>	27
3.2.2	<i>Akustikkundersøkelser</i>	36
3.3	Modellering av stortarebiomasse	39
3.3.1	<i>Validering av modellen</i>	39
3.3.2	<i>Romlig biomassefordeling</i>	40
3.3.3	<i>Omfang av tarehøsting</i>	42
<b>4</b>	<b>Diskusjon</b>	44
<b>5</b>	<b>Konklusjoner</b>	50
<b>6</b>	<b>Referanser</b>	51
<b>7</b>	<b>Appendix</b>	55

# 1 - Innledning

Den ytre del av kystrekningen i Nordland som strekker seg fra Trøndelagsgrensen i sør til Vega (sør for breddegrad 65° 33' N) i nord ble åpnet for kommersiell høsting av stortare (*Laminaria hyperborea*) sommeren 2022 (Fiskeridirektoratet J-131-2022). Denne regionen har tidligere vært preget av kråkebollebeiting, men observasjoner av tilbakegang i kråkebollebestandene og gjenvækt av tare (Norderhaug & Christie 2009, Fagerli *et al.* 2013, 2015) har gjort dette området attraktivt for tarehøsting. Kunnskapsgrunnlaget for igangsetting av kommersiell høsting av stortare i denne regionen er basert på erfaringer og oppfølgende undersøkelser gjennomført av Havforskningsinstituttet i forbindelse med prøvehøstinger i perioden 2013-17 (Steen *et al.* 2018ab, 2020). Tarehøstingen i Nordland foregår, som i øvrige områder langs norskekysten der denne aktiviteten er tillatt, ved bruk av tindetrål.

Høsteområdet for stortare i Nordland er inndelt i 40 felt, der den ene halvparten av feltene høstes med 5 års syklus og resterende halvpart høstes med 10 års syklus (Fig. 1). En slik differensiert høstesyklus byr blant annet på muligheter for å teste i hvilken grad lengden på hvileperioden mellom høstingene vil påvirke taresamfunnenes produksjon, restitusjonsevne og økologiske funksjonalitet over tid. Høstesesongen i Nordland er begrenset til perioden juni – august, mens høstingen i øvrige regioner langs norskekysten foregår året rundt. Feltene i Nordland er angitt med et nummer (453 – 492) og en bokstavkode (A - H), der sistnevnte refererer til hvilke år feltene er åpne for høsting (Tab. 1).

Tabell 1. Bokstavkoder og høsteår for tarehøstefelt i Nordland.

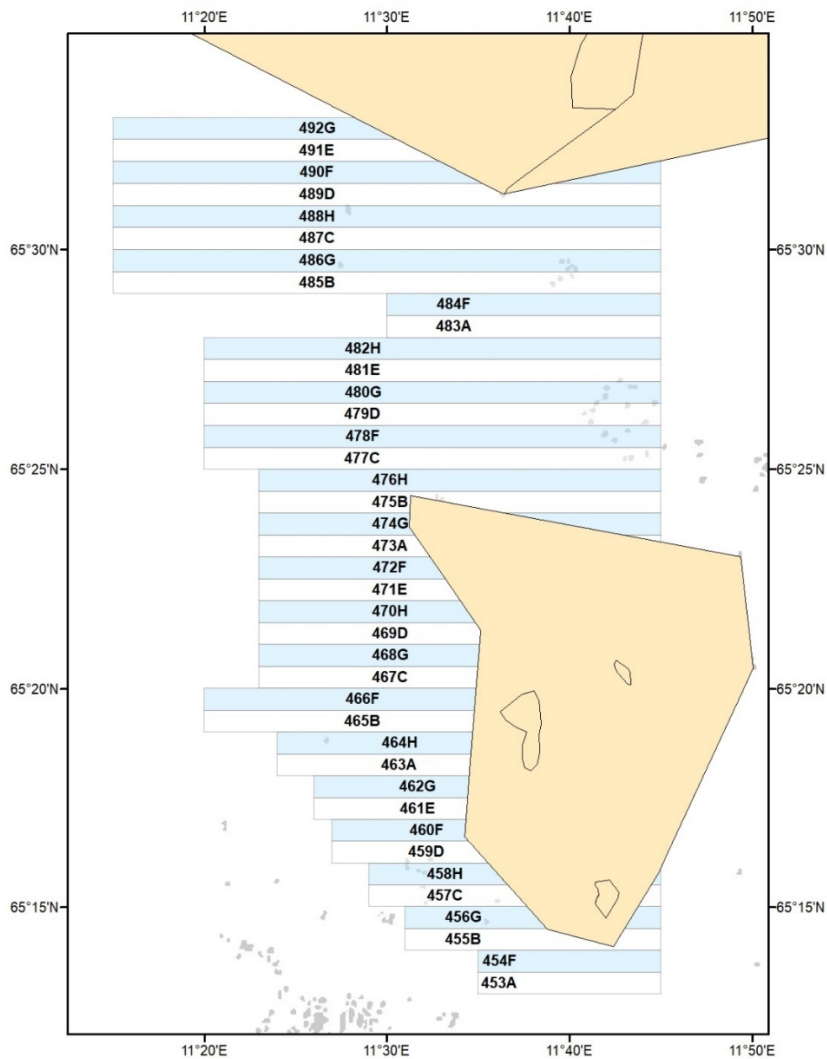
Feltkode	1 høsteår	2 høsteår
A	2022	2027
B	2023	2028
C	2024	2029
D	2025	2030
E	2026	2031
F	2022	2032
G	2025	2035
H	2028	2038

Havforskningsinstituttet gjennomførte i 2020 og 2022 oppfølgende videoobservasjoner på feltene som også ble undersøkt før den siste prøvehøstingen i 2017 (Steen *et al.* 2018a) for å undersøke utviklingen av tarevegetasjon og kråkebolleforekomster. I perioden 2022-24 er det også samlet inn tareprøver på et utvalg av feltene som ble prøvehøstet henholdsvis 5 år og 8 år tidligere for å sammenligne tarevegetasjonens morfologi, alder, veksthistorikk og påvekstorganismer (epifytt-samfunn) her med tilsvarende hos tareplanter samlet inn i uhøstede referanseområder. Disse undersøkelsene vil bidra med utfyllende kunnskap om taresamfunnenes reetableringsevne og restitusjonsperiodens varighet i denne regionen.

I forkant av oppstart av den kommersielle tarehøstingen etablerte Havforskningsinstituttet i 2022 overvåkingstransekter som ble undersøkt ved hjelp av undervannsvideo og akustikk i samtlige høstefelt i Nordland. Sammenlignbare undersøkelser ble også gjennomført langs transekter i uhøstede referanseområder. Akustikk er ny kostnadseffektiv metode for estimering av tarebiomasse som tidligere har vist lovende resultater

(Kartveit *et al.* 2022), og som planlegges å tas mer i bruk i tareovervåkingen langs kysten. Det ble i 2023 og 2024 gjennomført oppfølgende undersøkelser med tilsvarende metodikk som i 2022 langs samtlige transekter, for å undersøke utviklingen på nylig høstede felt sammenlignet med andre felt og referanseområder.

For å få mer helhetlig kunnskap om forekomstene av tareressurser på høstefeltene i Nordland ble det i 2021-22 samlet inn data fra randomiserte stasjoner (videoobservasjoner) for utvikling av en prediksjonsmodell for stortarebiomasse i dette området. En sammenligning av biomasseestimatene fra modellen med høstekvantumet vil gi informasjon om aktivitetens omfang og uttaksgraden av stortare på høstefeltene, noe som vil være nyttig kunnskap for tareforvaltningen dersom man i framtiden vurderer å innføre feltspesifikke kvantumsgrenser på uttaket av stortare (Norderhaug *et al.* 2021).

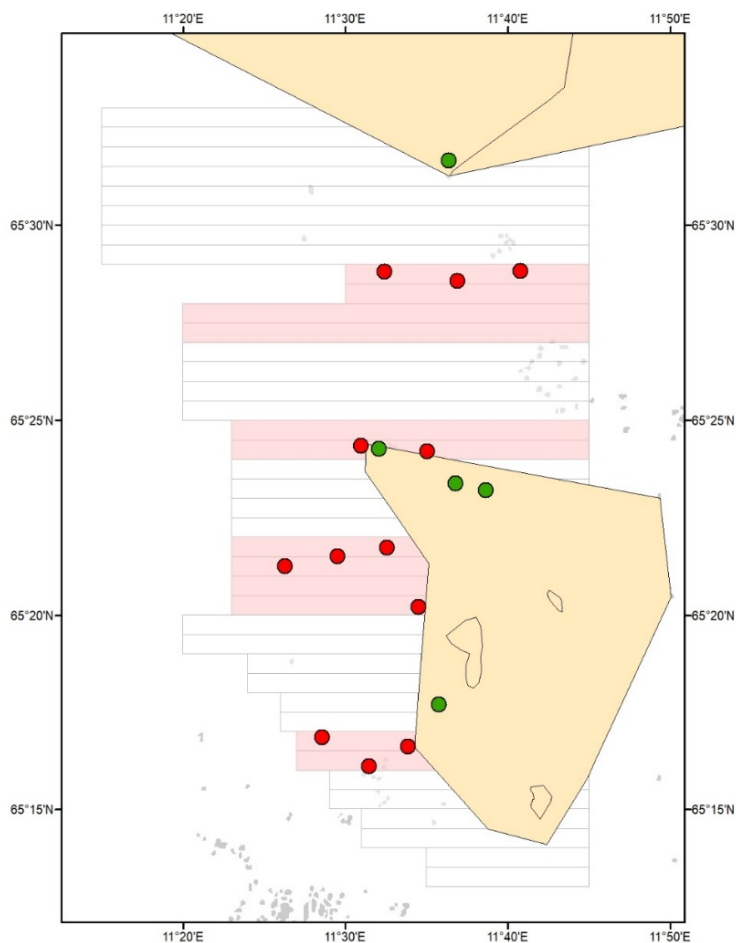


Figur 1. Kart over høstefelt for stortare i Nordland. Hvite felt er åpne for høsting hvert 5 år, og lyseblå felt er åpne for høsting hvert 10 år. Beige polygoner representerer referanseområder (Horsvær naturreservat i sør og Vega verdensarvområde i nord).

## 2 - Metodikk

### 2.1 - Videoundersøkelser

Havforskningsinstituttet har i 2020 og 2022 gjennomført oppfølgende videoundersøkelser på stasjoner som også ble undersøkt i forkant av den siste prøvehøstingen som ble gjennomført i Nordland, i 2017 (Steen *et al.* 2018a), for å sammenligne tarevegetasjonens utvikling på prøvehøstefeltene med tilstanden i uhøstede referanseområder (Fig. 2). Disse stasjonene vil også inngå i stasjonsnettet som benyttes for overvåking av den kommersielle tarehøstingen fra 2022 (Fig. 3). Alle undersøkelsene i Nordland er gjennomført i samme årstid (juni) for å sikre at resultatene ikke påvirkes av sesongvariasjoner.

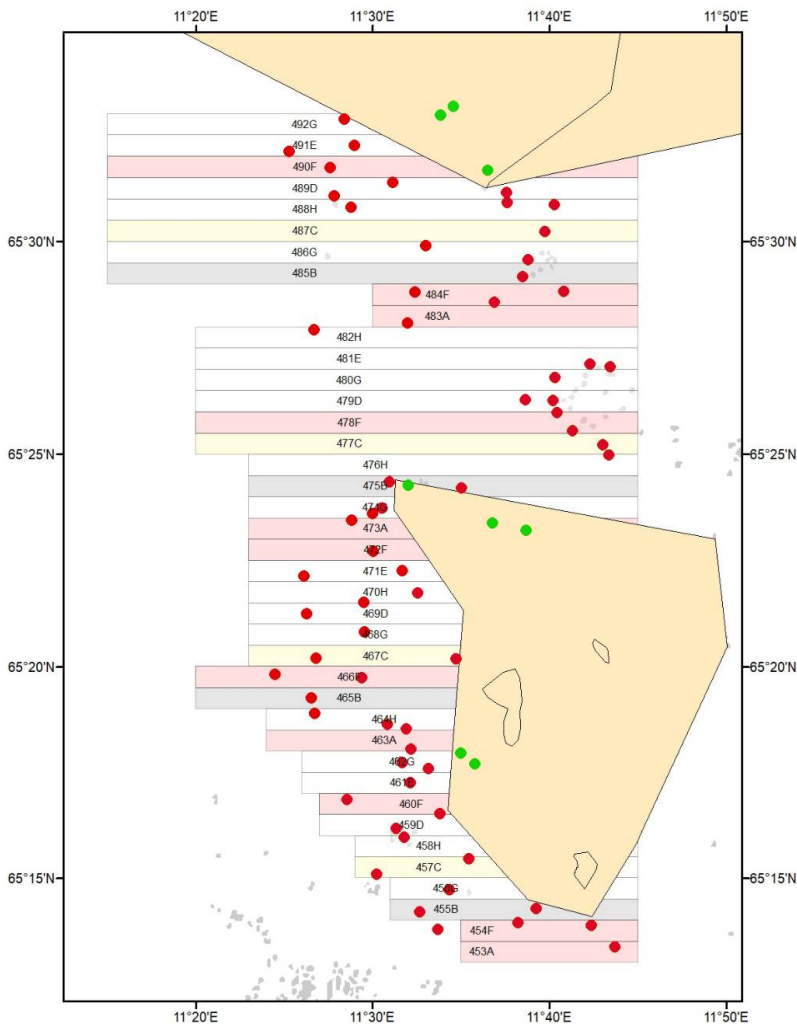


Figur 2. Videostasjoner som ble undersøkt i forkant av prøvehøstingen i 2017 og på ny i 2020 og 2022. Stasjoner i prøvehøstefelt (røde symboler) og uhøstede referanseområder (grønne symboler). Felt som ble prøvehøstet i 2017 (røde polygon).

Før oppstart av kommersiell tarehøsting i Nordland etablerte Havforskningsinstituttet, i juni 2022, overvåkingsstasjoner for undervannsvideo og akustikk i samtlige felt som inngår i høsteplanen og i nærliggende referanseområder som er stengt for tarehøsting (Fig. 3, Appendix 1). Overvåkingsstasjonene ble plukket ut på basis av dybde- og bunnforhold, samt innrapporterte sporingsdata etter tidligere høsteaktivitet i feltene der denne type informasjon foreligger. Totalt 65 stasjoner ble undersøkt i høstefeltene og 8 stasjoner i

referanseområdene. I juni 2023 og 2024 ble det gjennomført oppfølgende undersøkelser med tilsvarende metodikk på samtlige av disse stasjonene (Fig. 3, Appendix 2, 3) for å undersøke tilstanden på de nylig høstede feltene sammenlignet med tilstanden i uhøstede områder.

Bølgeeksponering er en faktor som påvirker utbredelse og vekst av stortare (Norderhaug *et al.* 2011, 2012, Pedersen *et al.* 2012, Bekkby *et al.* 2014, Steen *et al.* 2018b). Bølgeeksponering basert på strøklengde og topografi med 50m x 50m oppløsning ble beregnet i form av midlere signifikante bølgehøyde (MSWH) for overflatebølger i meter (beskrevet i Steen *et al.* 2018b) på samtlige stasjoner. Dette for å undersøke i hvilken grad denne faktoren varierer mellom referanse- og høstefeltene og påvirker de ulike målvariablene.



Figur 3. Video- og akustikkstasjoner som ble undersøkt i høstefelt (røde punkt) og uhøstede referanseområder (grønne punkt) i 2022-24. Felt åpne for høsting i 2022 (lyserøde rektangler), felt åpne for høsting i 2023 (lysegrå rektangler), felt åpne for høsting i 2024 (lysegrøne rektangler).

Videoundersøkelsene ble gjennomført og analysert etter samme metode som benyttet ved tidligere tarerelaterte undersøkelser og overvåking (Steen 2019, 2020, 2021, 2022, Steen *et al.* 2018ab, 2020, 2023, Steen & Kartveit 2024). Videoobservasjonene på de enkelte stasjonene ble gjennomført med nedsenkbart undervannskamera (UVS 5080), med innebygd dybdesensor, langs transekter fra båt (FF Fangst) med kartplotter og ekkolodd, med en gjennomsnittshastighet på ca 0,5 - 0,8 knop. I tillegg ble det montert et Paralenz dive camera med dybdesensor på siden av UVS 5080-kameraet for å få høyoppløselige bilder (Figur 4). Undervannskameraene ble vekselvis ført rett over og gjennom tarevegetasjonen over en strekning (transekt) på ca 100-200m, der



kamerapiloten justerer høyden i forhold til tarevegetasjonen og bunnen ved hjelp av en monitor. Filmene fra UVS 5080 kameraet ble fortløpende konvertert til PC-format (mpg) vha en Pinnacle movie box og lagret på eksterne harddisker, mens filmene fra Paralenz-kameraet ble lagret på interne minnebrikker og daglig overført til eksterne harddisker.



Figur 4. Undervannskamerasystemer benyttet i Nordland.

Før analyse ble videotransektene splittet opp i mindre avsnitt (for hvert minutt film) der gjennomsnittlig dyp, bunntype, tarevegetasjonens dekningsgrad (definert som andel bunnsflate dekket av tarevegetasjon), tetthet og høyde ble anslått. Høyden av tareplantene måles fra tareplantenes festeorgan (dvs bunnen) til tarebladet vha kameraets innebygde dybdesensor. Det ble også gjennomført tellinger av kråkeboller og forekomstene ble angitt som antall registreringer per meter videotransekt.

Det ble også gjort anslag av gjennomsnittlig biomassetetthet av stortare på hver stasjon ved å multiplisere gjennomsnittlig plantevekt med den gjennomsnittlige plantetettheten observert langs videotransektene. Stortareplantenes vekt ble beregnet ut ifra plantehøyden som observeres langs videotransektene ved å benytte en relasjon mellom plantehøyde og vekt utviklet gjennom tidligere målinger av innsamlede stortareplanter (Steen *et al.* 2020, 2023, Van Son *et al.* 2020).

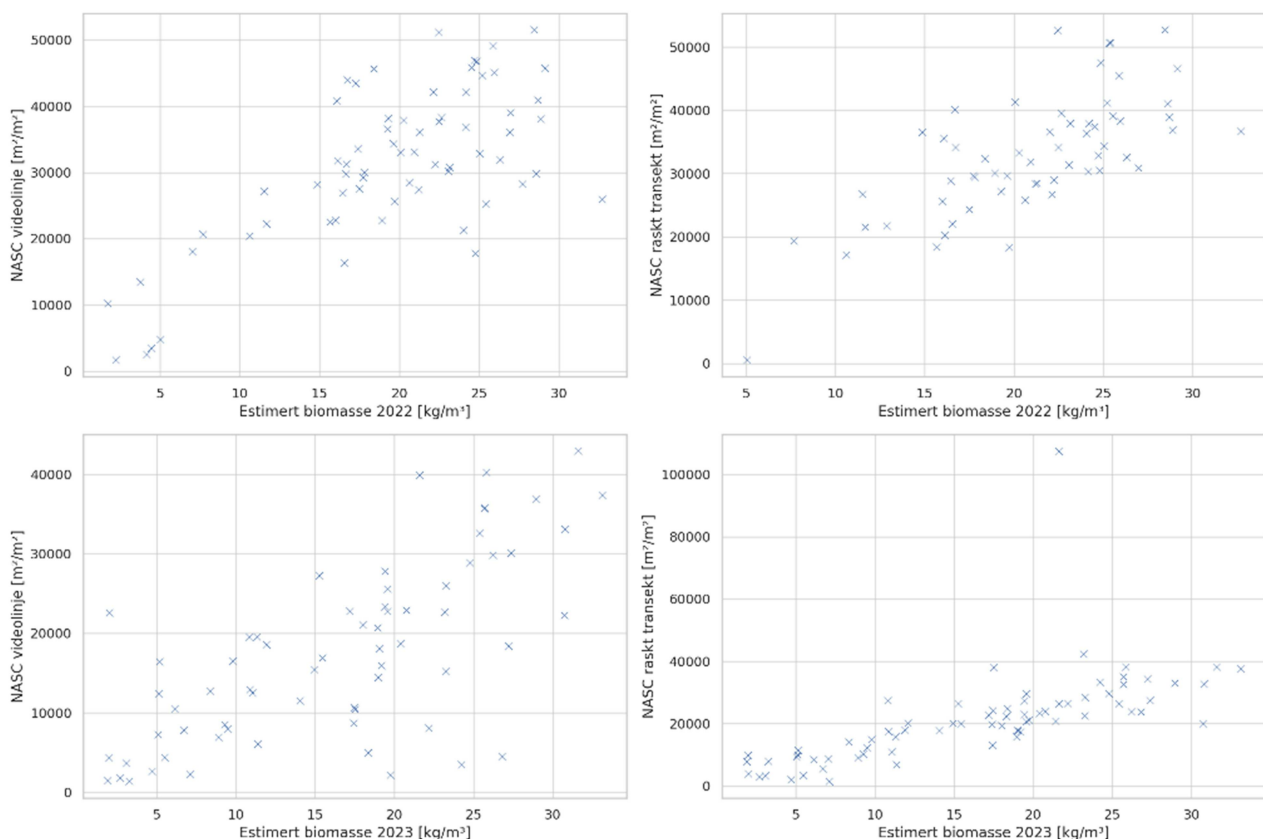
For å teste effektene av tarehøsting på målvariablene ble det benyttet lineære sammensatte modeller («linear mixed-effect models») tilpasset med “lmer” funksjonen i “Lme4” pakken i R (Bates *et al.* 2015). Fordeling (grafiske plot) og varianshomogenitet (Levene’s test) av residualer ble kontrollert før kjøring av testene. Korrelasjoner mellom variablene ble estimert vha Pearsons produkt-moment korrelasjonskoeffisient ( $r$ ).

## 2.2 - Akustikkundersøkelser

Langs samtlige transekter som ble undersøkt i Nordland i perioden 2022-24 (Fig. 3) ble det gjort akustiske registreringer for estimering av stortareforekomstenes biomassetetthet. Det ble benyttet Simrad EK60/80 ekkolodd med split beam transducer ES38B og ES120-7C for innsamling av 38 og 120 kHz data (Kartveit *et al.* 2022, Steen & Kartveit 2024). Dataene ble prosessert med programvaren KORONA for, blant annet, å fjerne støy og detektere bunn, og tolket i Large Scale Survey System (LSSS). Den manuelle tolkningen i LSSS består i hovedsak av å beskjære korrumperte datasett og tegne integrasjonslinjer rundt tareskogen. På denne måten kan man beregne den akustiske mengden (nautical area backscatter coefficient - NASC) i integrasjonsarealet (tareskogen). NASC-verdiene lagres så i en database og kan hentes derfra for å brukes videre i statistisk analyse og for å estimere biomassetetthet av stortare for hvert transekt. De akustiske målingene ble filtrert ved

hjelp av interquartile range (IQR-metoden), og uteliggere er gitt ekstremalverdi. Dette er gjort fordi den lineære modellen kan gi estimater langt over det som er realistisk – for eksempel i tilfeller der luftbobler fra sjøgang og fartøy har penetrert tarevegetasjonen og gitt ekstremt høye NASC-verdier (og dermed også biomasseestimat). Akustikkdata ble samlet inn samtidig med videoundersøkelsene da fartøyet beveger seg sidelengs, og i tillegg ble det samlet inn et sett med akustiske data fra der fartøyet beveger seg rettvendt med en høyere hastighet (ca. 5-6 knop) langs den samme transektlinjen. Dette ble gjort for å undersøke hvordan datakvalitet og tolkningsresultater påvirkes av ulike innsamlingsforhold.

For å estimere biomassen basert på NASC-verdiene ble det brukt en modell der historiske akustikkmålinger er plottet mot biomasse estimert fra videoanalysene fra de samme transektene (Fig. 5), før det ble utført lineær regresjon på hvert datasett samt alle datapunkter samlet. Figur 5 viser en langt bedre samling av akustikkdata innhentet med høyere hastighet (heretter kalt «akustiske transekter») enn datasettet som ble samlet inn simultant med video. Ekkogrammene fra de akustiske transektene viser også tydelig mindre støy enn for ekkogrammene basert på data innhentet samtidig med videoinnsamlingen, og på bakgrunn av dette er det derfor de akustiske transektene som er benyttet som grunnlag for biomasseestimering. I de tilfellene der de akustiske transektene er korrumperte eller mangler (som tilfelle i 2022) har akustikkdata samlet inn samtidig med videokjøringene blitt brukt som substitutt. Data fra stasjon 455Be var korrumperte i 2022 og dette transektet er derfor ikke inkludert i datasettet. Vi har derfor et datasett med 72 transekter fra 2022 (hvorav 12 er innhentet samtidig med videokjøringene), og 73 akustiske transekter fra 2023 og 2024.



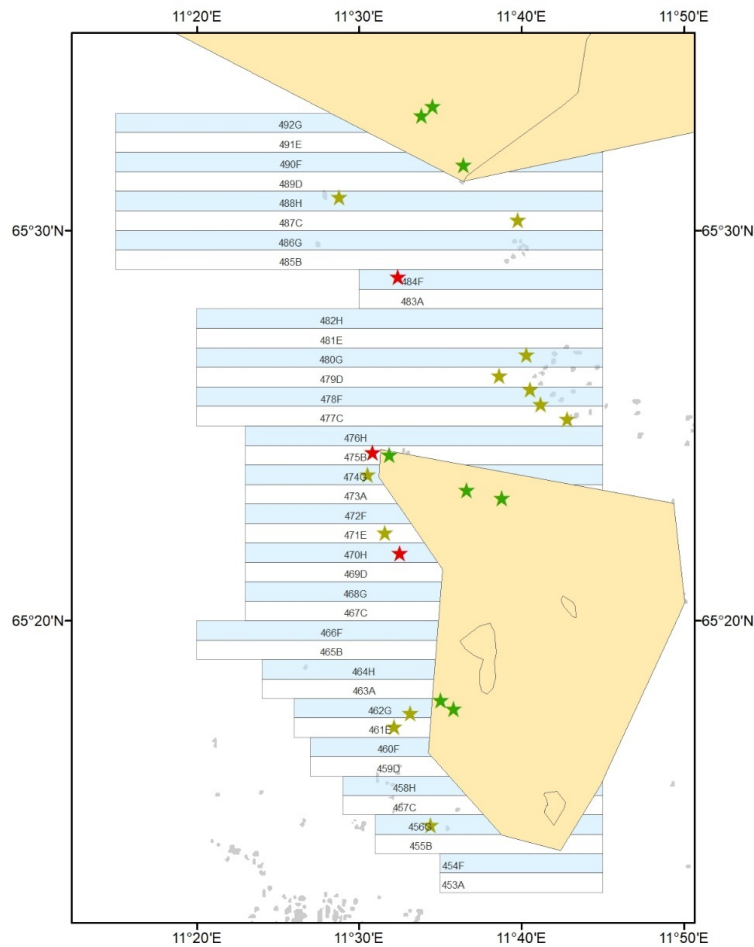
Figur 5: Sammenligning av NASC-verdier og estimert biomasse fra videoanalyser langs de samme transektlinjene fra 2022-2023. Plot til venstre er fra de langsomme videotransektkjøringene, plot til høyre er fra de raske akustiske transektkjøringene. Data fra samtlige akustiske transekter er inkludert i disse plottene.

## 2.3 - Tareinnsamlinger

For undersøkelser av tarevegetasjonens morfologi, alder, veksthistorikk, epifyttsammensetning og forekomst av kråkebollerekrutter, er det i perioden 2022-24 samlet inn tareplanter ved bruk av samme metode som er benyttet ved tidligere undersøkelser (Steen 2021, 2022, Steen *et al.* 2018b, 2020, 2023, Steen & Kartveit 2024). 10 tareplanter ble samlet inn fra hver av 23 ulike stasjoner ved hjelp av tareskrape (Fig. 7, Appendix 4). For å sammenligne taresamfunnenes utvikling etter tidligere høstinger med ulik hvileperiode ble innsamlingsstasjonene fordelt med 3 stasjoner på felt som ble prøvehøstet 5 år tidligere, 12 stasjoner i felt som ble prøvehøstet 8 år tidligere og 8 stasjoner i uhøstede referanseområder (Fig. 7). Tillatelse til innsamlinger av stortare i Horsvær naturreservat ble gitt av Statsforvalteren i Nordland og Miljødirektoratet.



*Figur 6. Tareskraper i stål (ca 60 cm bred), benyttet til innsamling av stortareplanter i Nordland*



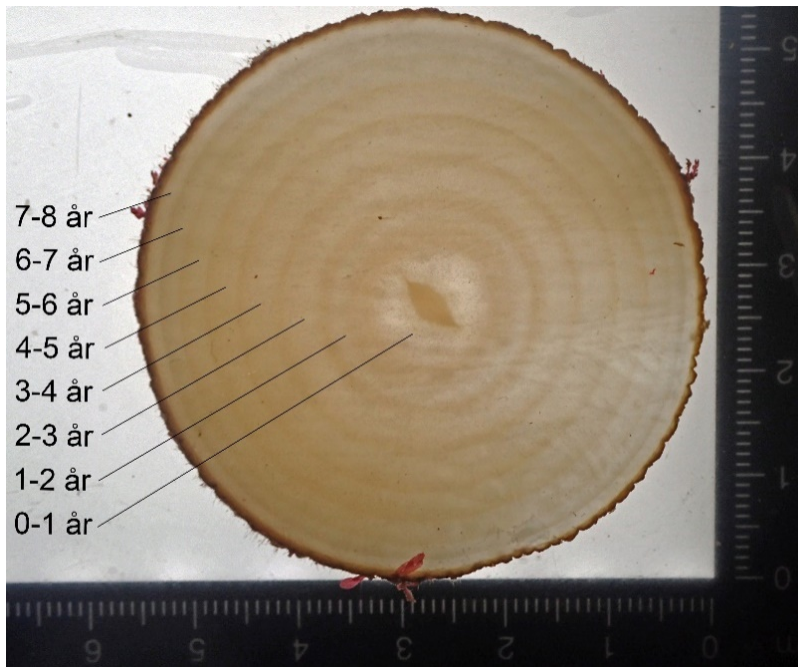
Figur 7. Innsamlingsstasjoner for stortare i juni 2022-24. Stasjoner i felt som ble høstet 5 år tidligere (røde stjerner), stasjoner i felt som ble høstet 8 år tidligere (gule stjerner) og stasjoner i referanseområder (grønne stjerner).

De innsamlede stortareplantene ble analysert vha samme metode som benyttet ved tidligere prøvetakinger (Steen 2021, 2022, Steen *et al.* 2018b, 2020, 2023). Tarestilkens lengde ble målt fra overgang festeorgan/stilk til overgang stilk/blad, mens bladlengden ble målt fra overgang blad/stilk til enden av blad. Påvekstorganismene (epifyttene) ble skrapet av tarestilkene og veid (våt vekt), og de dominerende arter/grupper ble rangert etter forekomst for hver enkelt tarestilk. Tareplantenes epifytter har stor betydning for tareskogens totale biomangfold og produksjon (Christie *et al.* 1998, 2003, 2007, Norderhaug *et al.* 2003, Pedersen *et al.* 2014, Teagle *et al.* 2017) og benyttes her som en indikator på taresamfunnenes økologiske funksjonalitet.

Tareplantenes blad (lamina), stilkdel (stipes) og festeorgan (hapter) ble separert og veid (våt vekt) hver for seg. Forekomster av juvenile kråkeboller (rekrutter) i tareplantenes festeorgan ble registrert. Tarestilkens diameter ble målt i tverrsnitt tatt ca 1 cm over festeorganet, der stilkene er på sitt tykkeste. Alderen på de innsamlede tareplantene ble anslått ved å telle vekstsoner i tverrsnittene og samtlige tverrsnitt ble avfotografert for senere målinger av vekstsonarealene og rekonstruksjon av tareplantenes veksthistorikk. Tarestilkene har sin beste vekstsesong i vinterhalvåret og størrelsen (arealet) av hver enkelt vekstsoner vil gi informasjon om tareplantenes vekst i en gitt sesong, der den indre ringen representerer veksten i plantenes første leveår (0-1 år), den nest innerste ringen veksten i andre leveår (1-2 år), etc, etc (Fig. 8). Arealet på en vekstsoner (a) ble beregnet

gjennom målinger av bredden fra tverrsnittets sentrum til indre (i) og ytre (y) vektsonegrense langs to akser med ca 90 graders vinkel og beregnet utifra formelen  $a = \pi y^2 - \pi i^2$ .

Variasjoner knyttet til hvileperiodens lengde ble testet vha. multiple sammenligner (post-hoc Tukey tester) av faktornivåer (uhøstet vs. 5 år etter høsting vs. 8 år etter høsting), mens variasjoner mellom to enkelte faktornivåer ble undersøkt vha. t-tester.

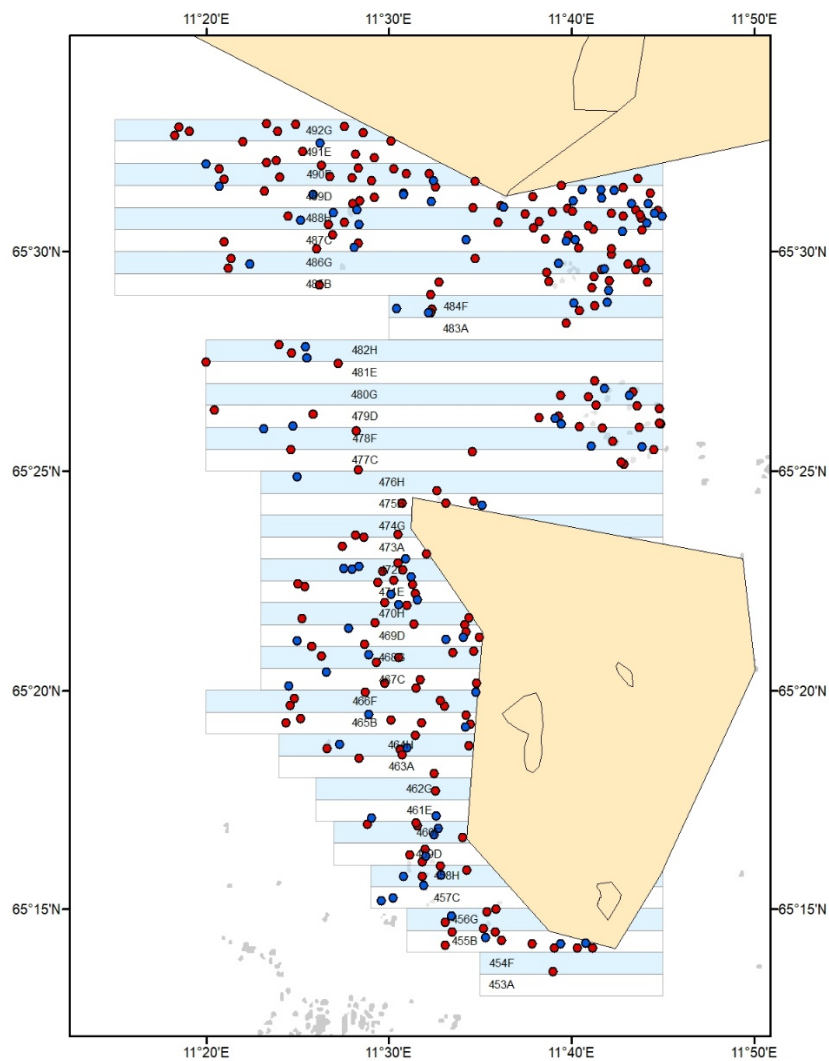


Figur 8. Aldersberegninger gjøres ved telling av vekstsoner i tarestilkens tverrsnitt og årlig tykkelsestilvekst estimeres utifra størrelsen (arealet) av hver enkelt vekstsoner.

## 2.4 - Modellering av stortarebiomasse

### 2.4.1 - Datagrunnlaget

Det ble i juni 2021 gjennomført videoundersøkelser på 200 tilfeldig utvalgte (randomiserte) stasjoner (punkt) for utvikling av en biomassemodell for stortare for høstefeltene i Nordland (Fig. 9). I juni 2022 ble det gjort tilsvarende observasjoner på ytterligere 80 randomiserte stasjoner for å validere modellens presisjonsnivå. På hver stasjon ble det gjort anslag av andel hardbunn, samt tetthet og høyde av stortarevegetasjonen per kvadratmeter. Vegetasjonsmålingene ble deretter omregnet til biomassetetthet av stortare per kvadratmeter ved å multiplisere den observerte plantetettheten med gjennomsnittlig vekt per plante etter samme metode som er benyttet ved tidligere biomassemodellstudier (Van Son *et al.* 2020, Norderhaug *et al.* 2021). Her beregnes stortareplantenes vekt ut fra plantehøyden som observeres på videoene ved å benytte en relasjon mellom plantehøyde og -vekt utviklet gjennom målinger av innsamlede stortareplanter.



Figur 9. Lokalteter (punkt) undersøkt for utvikling av biomassemodell for stortare i 2021 (røde symboler) og for å validere modellen i 2022 (blå symboler).

#### 2.4.2 - Variabler

Fysiske variabler knyttet til terrenget i høstingsområdet ble valgt ut basert på kunnskap om relasjon mellom tarebiomasse og terrengkarakteristikker (Norderhaug *et al.* 2021). Vi vurderte dybde (m), substrat (hardbunnprosent), helning, krumning, topografisk posisjonsindeks (TPI) og terrengets ujevnhetsindeks (TRI). I tillegg vurderte vi effekten av bølgedynamikk på tarebiomassen (van Son *et al.* 2020) og inkluderte bølgehøyde og bølgeeksponering mot sjøbunn i valget av forklaringsvariabler. Før analysen tilpasset vi utvalget av variabler til et sett med kovariater som viste lav kollinearitet, ved først å velge variabler med lav korrelasjon (Pearson's  $R < 0,65$ ) og deretter variabler som viste lav variasjonsinflasjonsfaktor ( $VIF < 3$ ). Det endelige utvalget inkluderte: dybde, bølgehøyde, hardbunnprosent, krumning og TRI. Bølgehøyde og bølgeeksponering mot sjøbunn hadde en høy korrelasjonskoeffisient, noe som indikerer høy kollinearitet mellom disse variablene. I tidligere biomassemodelleringsstudier har bølgeeksponering mot sjøbunn vært foretrukket fremfor bølgehøyde (van Son *et al.* 2020, Norderhaug *et al.* 2021), ettersom denne inkluderer både bølgehøyde, bølgelengde og bunndyp.

For Nordland ble imidlertid bølgehøyde foretrukket framfor bølgeeksponering mot sjøbunn på grunn av bedre modellytelse målt ved Akaike Information Criterion (Akaike 1974) og mer homogen fordeling av residualer.

### 2.4.3 - Modellbygging

Basert på tidligere kunnskap (van Son *et al.* 2020, Norderhaug *et al.* 2021) startet vi analysen med en generalisert additiv modell (GAM) med en tweedie-fordeling som tilpasser seg responsvariabelens verdiintervall. Tweedie-fordelingen gjør det også mulig for modellen å håndtere observasjoner av biomassefravær uten å ty til nullinflasjonsmodellering. Den fullstendige modellformelen var som følger:

$$\ln(\mu(x, y)) = a + f_1(\text{dybde}(x, y)) + f_2(\text{substrat}(x, y)) + f_3(\text{kurvatur}(x, y)) + f_4(\text{TRI}(x, y)) + f_5(\text{bølgehøyde}(x, y)) + \varepsilon(x, y)$$

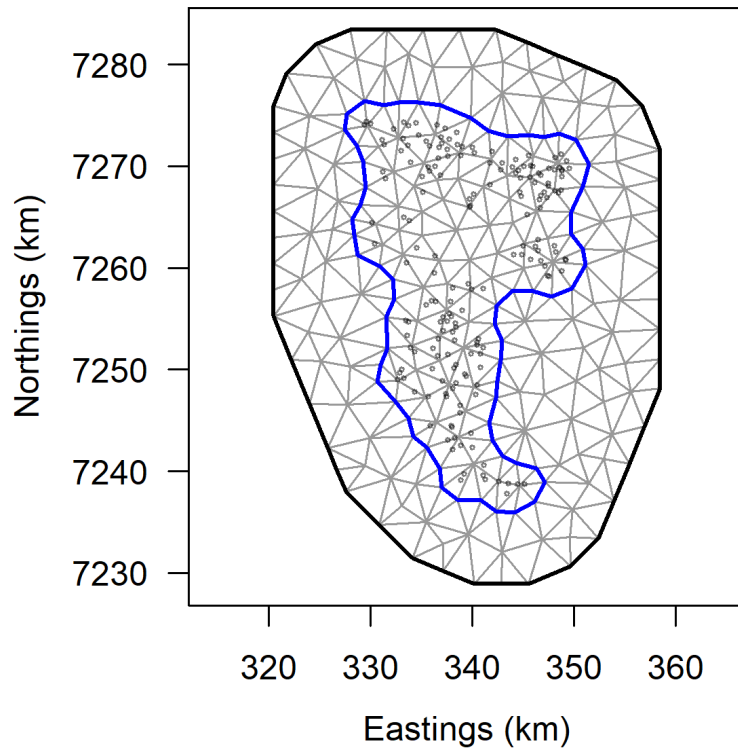
$$E(\text{biomassetetthet}(x, y)) = \mu(x, y) \text{ og } \text{var}(\text{biomassetetthet}(x, y)) = \sigma^2$$

$$\mu^p \text{ biomassetetthet}(x, y) \sim \text{Tw}p(\mu, \sigma^2)$$

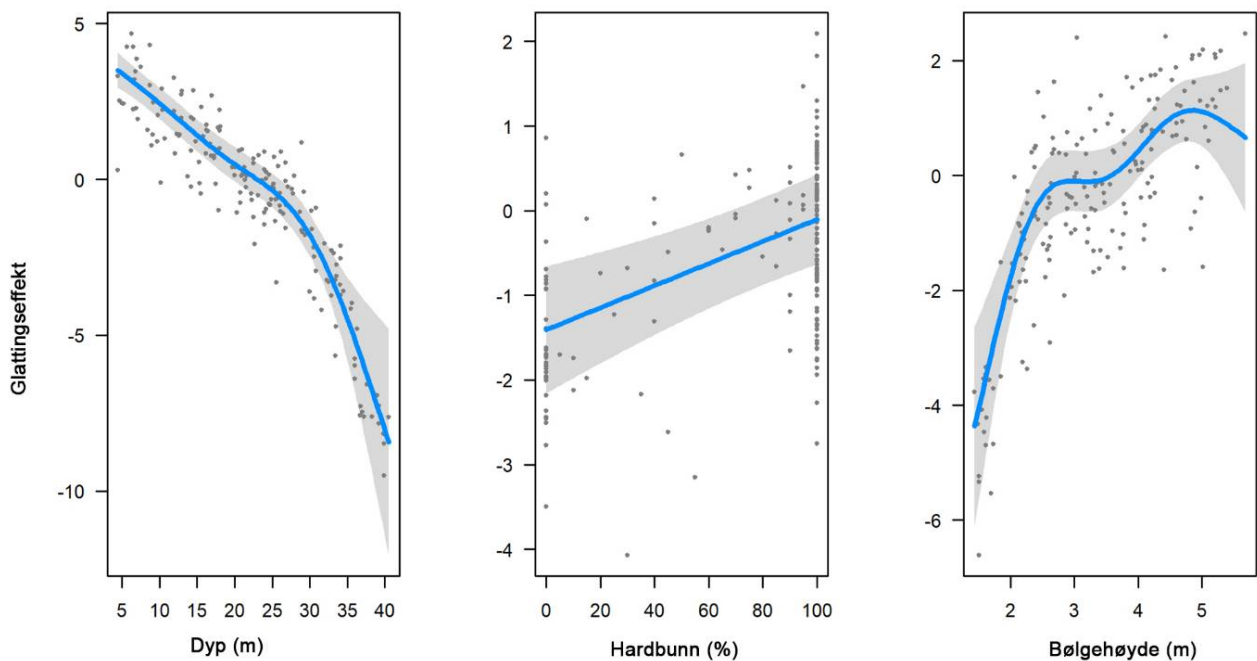
Der  $a$  er modellens skjæringspunkt,  $f_i$  betegner de spesifikke utjevningssfunksjonene (penalized regression splines) for den  $i$ -te forklaringsvariabelen (dybde, substrat (hardbunnprosent), kurvatur, TRI (terrengets ujevnhetsindeks) og bølgehøyde).  $x$  og  $y$  er koordinatene til stasjonene (Northings og Eastings) og  $\varepsilon$  er den normalfordelte tilfeldige feilen (residual). Modellen er knyttet til den observerte biomassetettheten gjennom en logaritmisk koblingsfunksjon.

Vi implementerte først GAM-modellen med pakken «mgcv» (Wood *et al.* 2016). Tweedie-distribusjonsmodellens residualer ble kontrollert via randomiserte kvantilresidualer (Dunn & Smyth 2005). Vi brukte DHARMA-pakken (Hartig 2022) til å generere randomiserte kvantilresidualer og kontrollerte disse for mønstre, fordeling, spredning, forekomst av ekstremverdier, nullinflasjon og romlig autokorrelasjon. Kontrollen indikerte romlig autokorrelasjon i residualene (Morans I-test for avstandsbasert autokorrelasjon, p-verdi < 0,001). Tilstedeværelsen av romlig autokorrelasjon betyr at modellen bryter med forutsetningen om uavhengige feil, og må tas hensyn til i modellen for å kunne vurdere standardfeilene til modellparametrene korrekt (Zuur *et al.* 2017).

For å ta hensyn til romlig autokorrelasjon benyttet vi en blandet modell (general additive mixed model GAMM) og statistikkpakken sdmTMB (Anderson *et al.* 2024). Pakken sdmTMB implementerer et tilfeldig romlig felt basert på Matèrn-korrelasjonsfunksjonen og tar hensyn til romlig basert kovarians i residualene. Først definerte vi et nett der det romlige tilfeldige feltet (random spatial field) evalueres gjennom tesseleringer over prøvetakingsområdet (Fig. 10). Deretter kjørte vi en GAM-modell uten det tilfeldige romlige feltet og sammenlignet den med en modell med et tilfeldig romlig felt ved hjelp av AIC. Modellen med det tilfeldige romlige feltet hadde en lavere AIC-verdi og fravær av romlig autokorrelasjon i residualene. I et andre trinn valgte vi ut de mest relevante forklaringsvariablene gjennom en 7 gangers kryssvalidering (7-fold cross-validation). Resultatene viste en lav sum av sannsynlighetsfunksjonen (log-likelihood) for alle 7 valideringsrepetisjoner for modellvarianten som inkluderte dybde, substrat (hardbunnprosent) og bølgehøyde. Denne ble derfor valgt ut som beste modell for prediksjon av biomassetetthet. sdmTMB-pakken evaluerer ikke sannsynlighetsverdier knyttet til glattingsfunksjoner (smoothers), men forfatterne anbefaler en visuell analyse av disse med tilhørende konfidensintervall. Glattingsfunksjonene viste tydelig en signifikant reduksjon av biomassetetthet med økende dybde, mens biomassetettheten økte signifikant med økende bølgehøyde og hardbunnprosent (Fig. 11).



Figur 10. Todimensjonalt nett som definerer lokalitetene for estimering av tilfeldig romlig felt (random spatial field) som skjæringspunktene mellom tesseleringstrianglene .



Figur 11: Glattingsfunksjoner som indikerer effekt på biomassetetthet av stortare (på logaritmisk skala) for de utvalgte miljøvariablene (dyp, hardbunnprosent, bølgehøyde). Grå areal markerer 95% konfidensintervall, mens punktene markerer observasjoner.

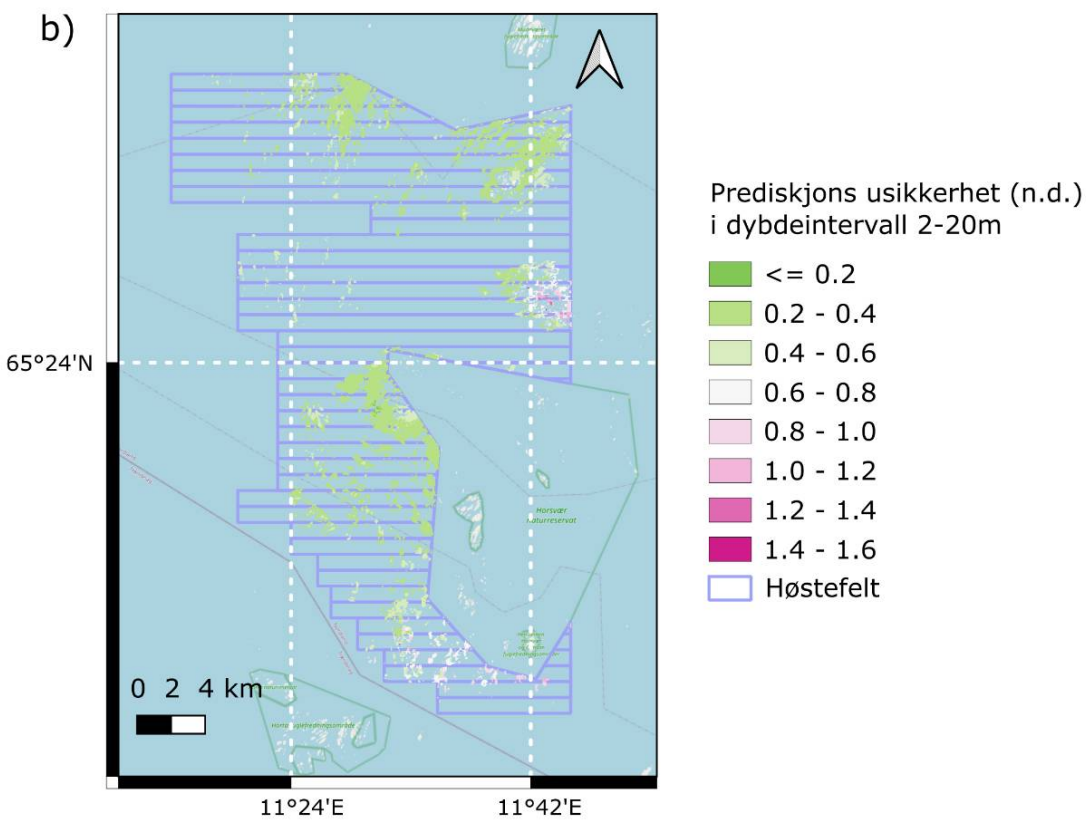
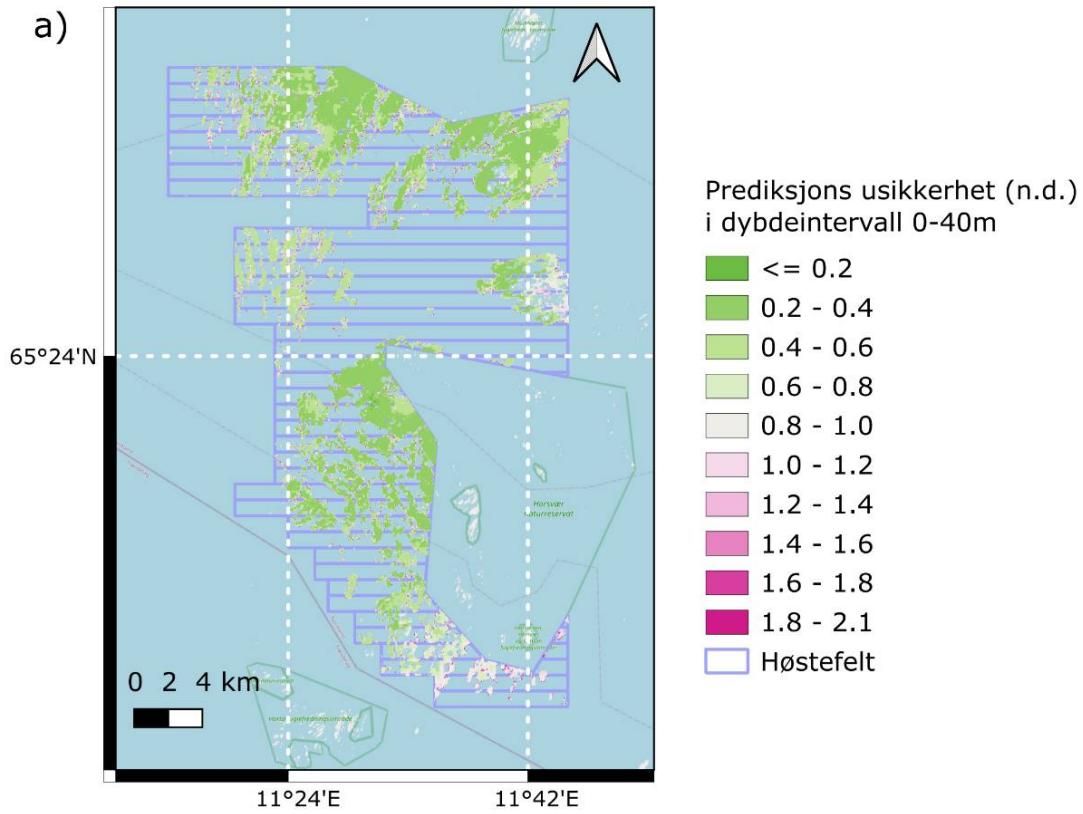


#### 2.4.4 - Biomasseberegninger basert på beste utvalgt modell

Vi valgte ut den beste modellen som inkluderte dyp, hardbunnprosent og bølgehøyde for å predikere biomassetetthet av stortare i høsteområdet i Nordland på et rutenett (grid) med 50 meters oppløsning. Dybdedata (fra NGU-databasen) med en oppløsning på 50 m ble benyttet til biomassemodelleringen. Bølgehøyde (i form av 90% prosentil) ble estimert med kystbølgeomodellen SWAN (<https://swanmodel.sourceforge.io/home.htm>) på et rutenett som hadde 200 m x 200 m oppløsning. Dette vil antakelig overestimere bølgehøyden i de områdene der mindre holmer, skjær og grunner egentlig vil dempe bølgeaktiviteten. I tillegg er bølgehøyden overestimert i forhold til helårsverdiene ettersom simuleringsperioden kun omfatter vintersesongen. Bølgedataene fra SWAN (200 m rutenett) ble bilineært interpolert til 50 m rutenett som ble brukt i biomassemodelleringen. Prosentandelen av hardbunn var ikke tilgjengelig for alle arealer i rutenettet, og ble beregnet ved hjelp av en lineær modell med en beta-fordeling med hardbunnprosent som responsvariabel og dybde og bølgehøyde som forklaringsvariabler (beste modell valgt basert på AIC-kriteriet).

For å beregne usikkerheten av prediksjonene i hver av rutene ble det kjørt 500 repetisjonspredikeringer i koblingsrommet for presisjonsmatrisen som er knyttet til de ulike modellparameterne der usikkerheten måles i form av standardavviket til fordelingen i koblingsrommet på logaritmisk skala. Prediksjonene ble gjort for to ulike dybdeintervall: 0-40 m dyp som dekker hele utbredelsesdypet for stortare og 2-20 m dyp som dekker dybdeintervallet som er tilgjengelig for tarehøsting (Lovdata 2004). Prediksjonene viste høyest grad av usikkerhet i den sørligste del av modelleringsområdet, samt den østlige delen rett nord for Horsvær verneområde (Fig. 12).

Vi estimerte deretter den totale biomassen av stortare i hvert høstefelt ved å summere medianverdiene for den predikerte biomassetettheten på hver rutenettlokasjon og konvertere disse fra  $\text{kg m}^{-2}$  til tonn biomasse ved å bruke de respektive høstingsfeltenes areal som sammenleggingsfaktor. For å konstruere 95% konfidensintervall ble tilsvarende summeringer gjort for henholdsvis nedre 2,5 % og øvre 97,5 % prosentiler av ruteprediksjonene.



Figur 12. Romlig usikkerhet (variasjonskoeffisient) for prediksjoner av biomassetthet av stortare i a) 0-40 m dyp og b) 2-20 m dyp.

## 3 - Resultater

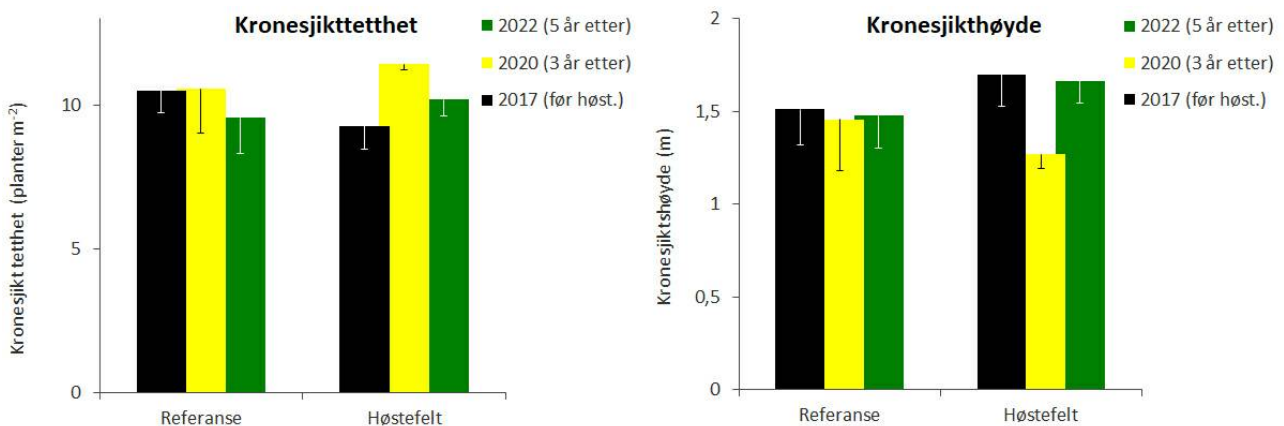
### 3.1 - Effekter av tidligere prøvehøstinger av stortare

#### 3.1.1 - Videoundersøkelser

Videoobservasjoner etter prøvehøstingen i Nordland i 2017 viste at kronesjikhøyde og biomassetetthet av stortare var reetablert 5 år, men ikke 3 år, etter høsting. Kråkebolleforekomstene har ikke vært påvirket av tarehøstingen og kråkebollebeiting har ikke påvirket reetableringen av tare på høstefeltene. Forekomstene av rød kråkebolle var i 2020 og 2022 lavere enn det som ble observert før prøvehøstingen i 2017. Det ble ikke observert forekomster av grønn kråkebolle på noen av de undersøkte stasjonene i perioden 2017-22.

Den siste prøvehøstingen av stortare i Nordland ble gjennomført i 2017, da totalt 12.837 tonn ble høstet fordelt på 4 områder. I alt 12 videotransekter i prøvehøstefeltene og 5 videotransekter i uhøstede referanseområder (Fig. 3) har blitt fulgt opp med etterundersøkelser i 2020 og 2022 for å studere gjenvækst av stortarevegetasjon og utvikling av kråkebolleforekomster.

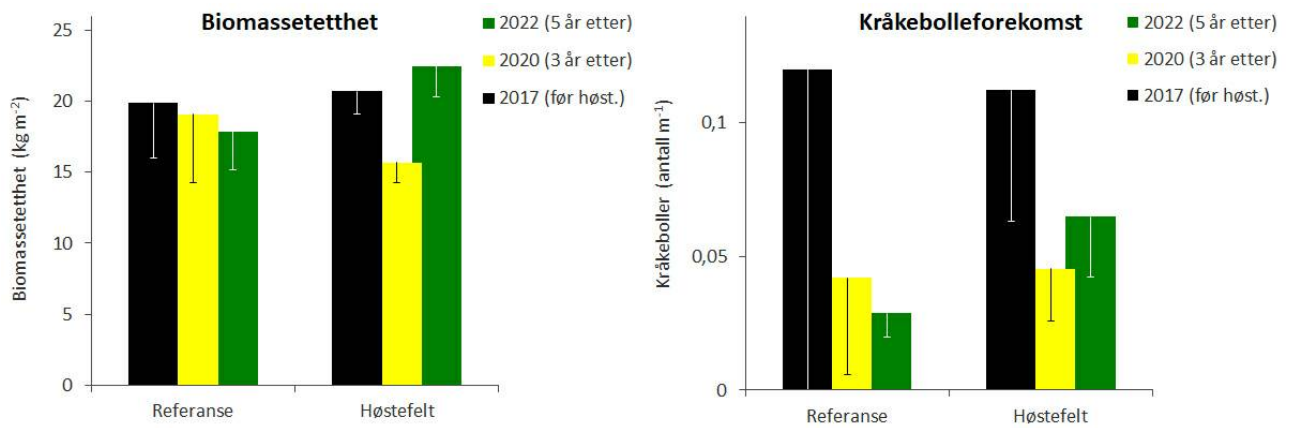
Observasjonene gjennomført i 2020 indikerer høyere tetthet av stortareplanter, men lavere kronesjikhøyde og biomassetetthet på høstefeltene enn det som ble observert før prøvehøstingen tre år tidligere (Fig. 13-15, Tab. 2). Observasjonene fra 2022 viste at stortarevegetasjonens kronesjikhøyde og biomassetetthet var reetablert 5 år etter prøvehøstingen. Registreringer av kråkeboller langs videotransektene indikerer at forekomstene i 2020 og 2022 var lavere enn i 2017 (Fig. 15, Tab. 2). Det ble ikke registrert signifikante forskjeller i utviklingen av kråkebolleforekomster mellom stasjoner i høstefelt og referanseområder, og kråkebollebeiting har ikke påvirket reetableringen av tare på høstefeltene. Det ble kun observert individer av rød kråkebolle (*Echinus esculentus*), mens grønn kråkebolle (*Strongylocentrotus droebachiensis*) ikke ble observert langs noen av de undersøkte videotransektene i perioden 2017-22.



Figur 13. Gjennomsnittlig tetthet (venstre panel) og høyde (høyre panel) av stortarevegetasjonens kronesjikt observert før høsting i 2017 (sorte søyler), 3 år etter høsting i 2020 (gule søyler) og 5 år etter høsting i 2022 (grønne søyler) på stasjoner i høstefelt og referanseområder i Nordland. Nedre grense for 95 % konfidensintervall er tegnet inn.



Figur 14. Eksempler på stortarevegetasjon fra felt 484F før prøvehøstingen i 2017 (øvre bilde), 3 år etter prøvehøsting i 2020 (midtre bilde) og 5 år etter prøvehøsting i 2022 (nedre bilde).



Figur 15. Gjennomsnittlig biomassetetthet av stortare (venstre panel) og registreringsfrekvens av kråkebolle (høyre panel) før høsting i 2017 (sorte søyler), 3 år etter høsting i 2020 (gule søyler) og 5 år etter høsting i 2022 (grønne søyler) på stasjoner i høstefelt og referanseområder i Nordland. Nedre grense for 95 % konfidensintervall er tegnet inn.

Tabell 2. Lineære sammensatte modeller («linear mixed-effect models») for videodata med feltype (høstefelt vs referanse) krysset med periode (før høsting (2017) vs etter 3 år etter høsting (2020) vs 5 år etter høsting (2022)) som uavhengige variabler. Modellen ble kjørt for responsvariablene (*i kursiv*): Kronesjiktthet, kronesjikhøyde, tarebiomasse og kråkebolleforekomst. Signifikante sannsynlighetsverdier ( $p < 0,05$ ) for interaksjonsleddene (hvis signifikans indikerer effekt av høsteaktiviteten) er uthevet.

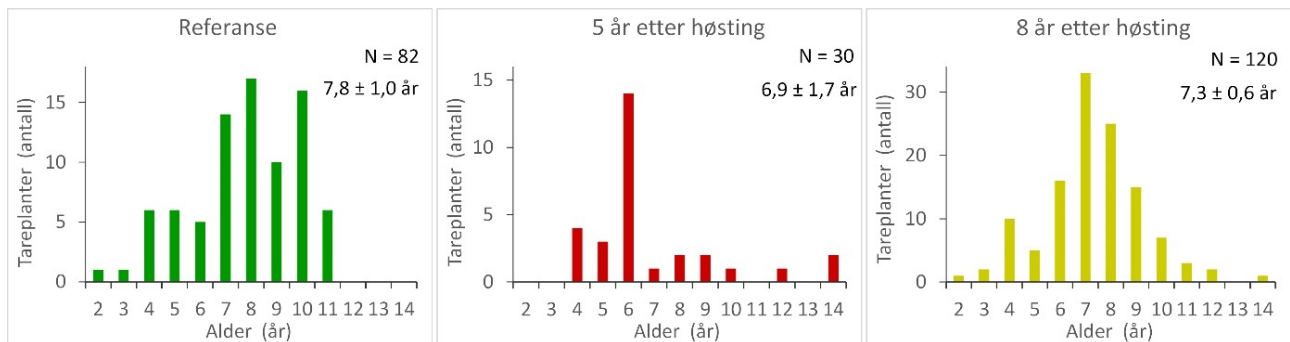
Responsvariabel	Effekt	Estimat	t verdi	p verdi
<b><i>Kronesjiktthet (per m<sup>2</sup>)</i></b>	(Skjæringspunkt)	10,27	20,62	<0,001
	Periode (2017 vs 2020)	-0,214	-0,421	0,677
	Periode (2017 vs 2022)	-1,230	-2,413	0,022
	Feltype (referanse vs høstefelt)	-0,839	-1,414	0,167
	Interaksjon (2020 x høstefelt)	2,200	3,628	<b>0,001</b>
	Interaksjon (2022 x høstefelt)	1,939	3,197	<b>0,003</b>
<b><i>Kronesjikhøyde (m)</i></b>	(Skjæringspunkt)	1,478	14,37	<0,001
	Periode (2017 vs 2020)	-0,019	-0,217	0,830
	Periode (2017 vs 2022)	0,009	0,105	0,917
	Feltype (referanse vs høstefelt)	0,192	1,567	0,130
	Interaksjon (2020 x høstefelt)	-0,389	-3,818	<b>0,015</b>
	Interaksjon (2022 x høstefelt)	-0,034	-0,331	0,743
<b><i>Tarebiomasse (kg m<sup>-2</sup>)</i></b>	(Skjæringspunkt)	18,99	8,823	<0,001
	Periode (2017 vs 2020)	-0,493	-0,337	0,738
	Periode (2017 vs 2022)	-1,717	-1,176	0,249
	Feltype (referanse vs høstefelt)	1,585	0,619	0,543
	Interaksjon (2020 x høstefelt)	-4,546	-2,615	<b>0,014</b>
	Interaksjon (2022 x høstefelt)	3,185	1,832	0,077
<b><i>Kråkebolleforekomst (per m<sup>-1</sup>)</i></b>	(Skjæringspunkt)	0,23	5,074	<0,001
	Periode (2017 vs 2020)	-0,120	-2,180	0,037
	Periode (2017 vs 2022)	-0,162	-2,943	0,006
	Feltype (referanse vs høstefelt)	-0,096	-1,776	0,083
	Interaksjon (2020 x høstefelt)	0,033	0,496	0,623
	Interaksjon (2022 x høstefelt)	0,095	1,455	0,160

### 3.1.2 - Tareinnsamlinger

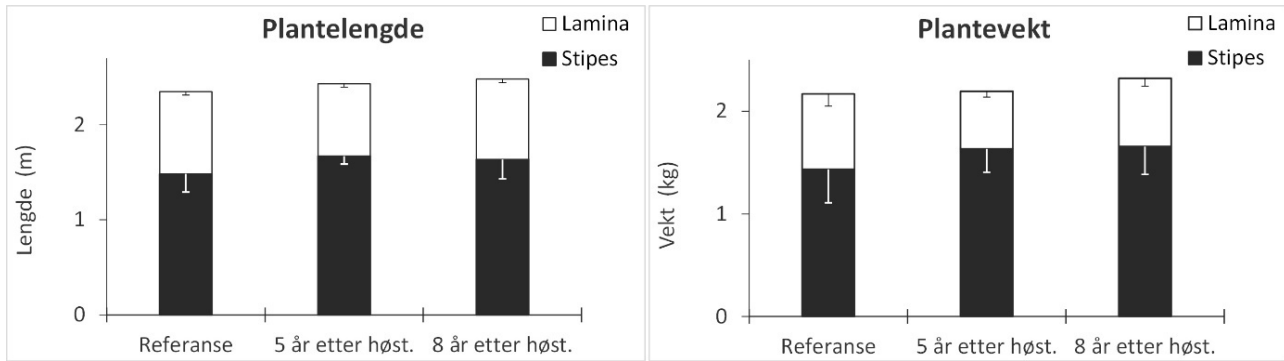
Stortarepopulasjonene samlet inn på stasjoner høstet 5 år tidligere var dominert av yngre aldersgrupper enn på uhøstede referansestasjoner. Det ble ikke registrert signifikante forskjeller i størrelse og vekt mellom stortareplanter fra referanseområdene og felt høstet 5 år tidligere. Vekstsoneanalyser viste at den gjennomsnittlige årlige stilktilveksten hos stortare har vært høyere på stasjonene høstet 5 år tidligere enn på referansestasjonene. Sammenlignet med referansestasjonene var den gjennomsnittlige epifyttbiomassen på tarestilkene ca 50 % og epifyttdiversiteten signifikant lavere 5 år etter høsting. Epifyttforekomstene økte med tareplantenes alder og hadde kraftigst utvikling mellom 6 år og 8 år. Stortareplanter samlet inn på stasjoner høstet 8 år tidligere viste ingen signifikante forskjeller fra uhøstede referansestasjoner mhp alder, størrelse og epifyttsammensetning.

Det ble i perioden 2022-24 samlet inn stortare på 3 stasjoner prøvehøstet 5 år tidligere, 12 stasjoner prøvehøstefelt 8 år tidligere og 8 stasjoner i uhøstede referanseområder for sammenligninger av aldersstruktur, morfologi, vekst og epifyttforekomster mellom områder med ulik høstehistorikk. I tillegg ble forekomst av juvenile kråkeboller i tareplantenes festeorgan (hapterkråkeboller) registrert som en indikator på kråkebollerekruttering.

Innsamlingsdypet varierte fra 5 – 8 m og bølgeeksponeringen (MSWH) fra 0,5 – 1,1 m mellom stasjonene. Det var ingen signifikante forskjeller mellom stasjoner med ulik høstehistorikk og referansestasjoner med hensyn til innsamlingsdyp og bølgeeksponering (Tukey tester i Appendix 5). Det ble ikke registrert signifikante forskjeller i gjennomsnittlig alder for tareplantene samlet inn i de tidligere høstede områdene og referanseområdene (Appendix 5). Likevel viser aldersfordelingsdiagrammene at stortarepopulasjonene på stasjonene som ble høstet 5 år tidligere var dominert av yngre aldersgrupper enn stortarepopulasjonene på stasjonene høstet 8 år tidligere og i referanseområdene (Fig. 16). På stasjonene som ble høstet 5 år tidligere var f.eks 70 % av tareplantene yngre enn 7 år, mens kun 28 % av tareplantene på stasjonene som ble høstet 8 år tidligere og 23 % av tareplantene på referansestasjonene var yngre enn 7 år. Det ble ikke registrert signifikante forskjeller i stortareplantenes størrelse og vekt mellom de tidligere høstede stasjonene og referansestasjonene (Fig. 17, Appendix 5).



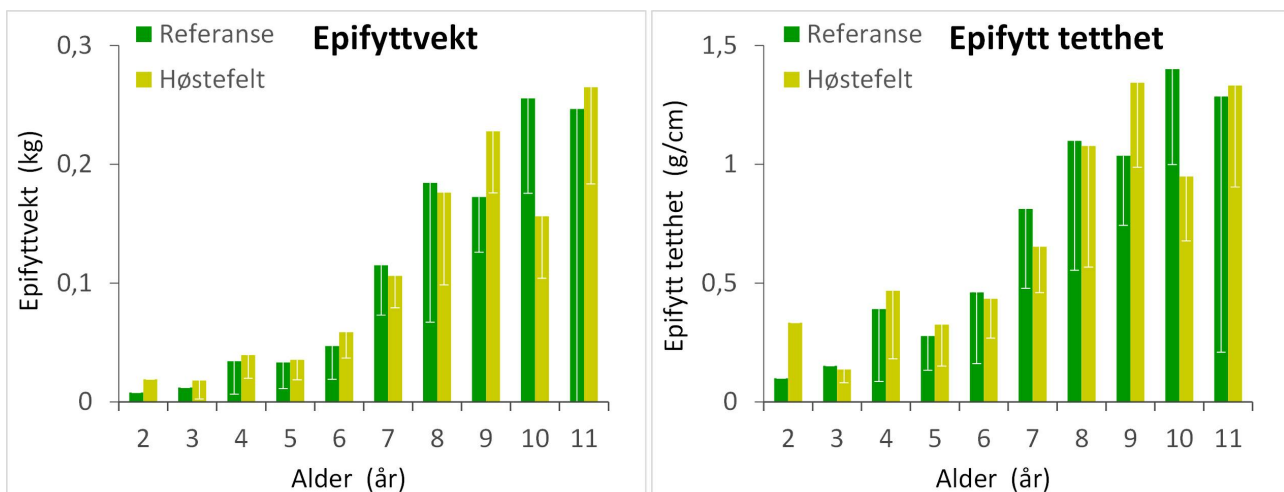
Figur 16. Aldersfordeling av stortarepopulasjoner samlet inn på stasjoner i uhøstede referanseområder (venstre panel), felt som ble høstet 5 år tidligere (midtre panel) og felt som ble høstet 8 år tidligere (høyre panel). Gjennomsnittlig alder ± 95 % konfidensintervall og totalt antall innsamlede planter (N) er vist i hvert diagram.



Figur 17. Gjennomsnittlig stilk (stipes) og blad (lamina) lengder (venstre panel) og gjennomsnittlig stilk- og bladvekt (høyre panel) for stortareplanter samlet inn på stasjoner i uhøstede referanseområder, felt som ble høstet 5 år tidligere og felt som ble høstet 8 år tidligere. Nedre grense for 95 % konfidensintervall er tegnet inn.

Den gjennomsnittlige epifyttbiomassen på tarestilkene samlet inn på stasjoner høstet 5 år tidligere ( $82 \pm 65$  g) var ca halvparten av den gjennomsnittlige epifyttbiomassen på referansestasjonene ( $157 \pm 85$  g), men likevel ikke signifikant forskjellig pga stor variasjon i epifyttbiomasse mellom enkeltstasjoner (Appendix 5). For stortareplanter samlet inn på stasjonene høstet 8 år tidligere var den gjennomsnittlige epifyttbiomassen  $129 \pm 35$  g og ikke signifikant forskjellig fra referansestasjonene.

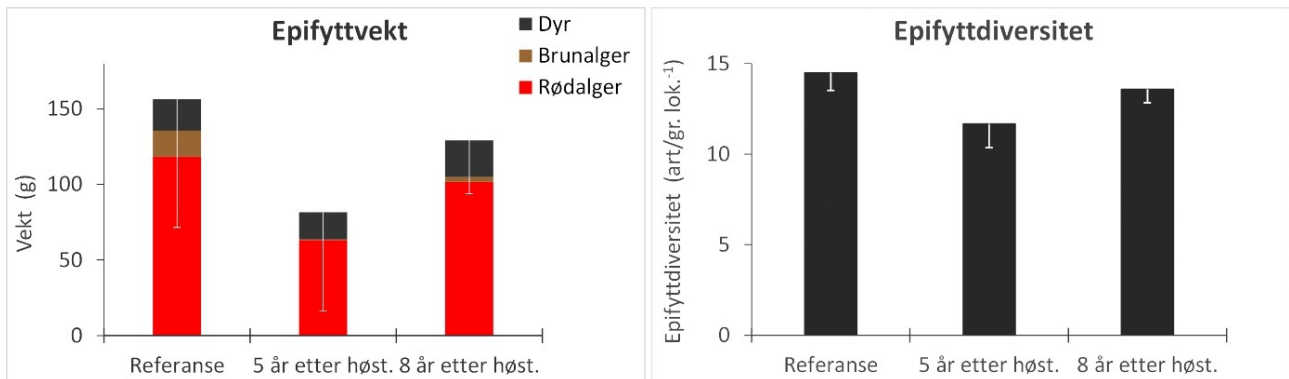
Det var en signifikant positiv korrelasjon mellom epifyttvekt og alder ( $r = 0,46$ ,  $p < 0,001$ ) og mellom epifytt tetthet (i gram epifytter per cm tarestilk) og alder ( $r = 0,39$ ,  $p < 0,001$ ). Sammenhengen mellom tareplantenes alder og epifytt tetthet indikerer at epifyttutviklingen også er avhengig av andre aldersrelaterte faktorer enn tarestilkens størrelsesutvikling. Den kraftigste utviklingen finner sted mellom 6 og 8 års alder da epifyttvekten tredobles og epifytt tettheten mer enn dobles (Fig. 18). Det var ingen signifikante forskjeller i epifyttvekt og epifytt tetthet mellom tareplanter samlet inn i feltene høstet 8 år tidligere og referanseområdene for de sammenlignbare aldersgruppene. Tareprøvene samlet inn på felt høstet 5 år tidligere inneholdt få planter som var eldre enn 6 år og er derfor ikke tatt med i Fig.18. Det var imidlertid ingen signifikante forskjeller i epifyttbiomasse mellom tareplanter samlet inn i feltene høstet 5 år tidligere og i referanseområder for aldersgruppene 4 år (t-test,  $p = 0,229$ ), 5 år (t-test,  $p = 0,333$ ) eller 6 år (t-test,  $p = 0,619$ ).



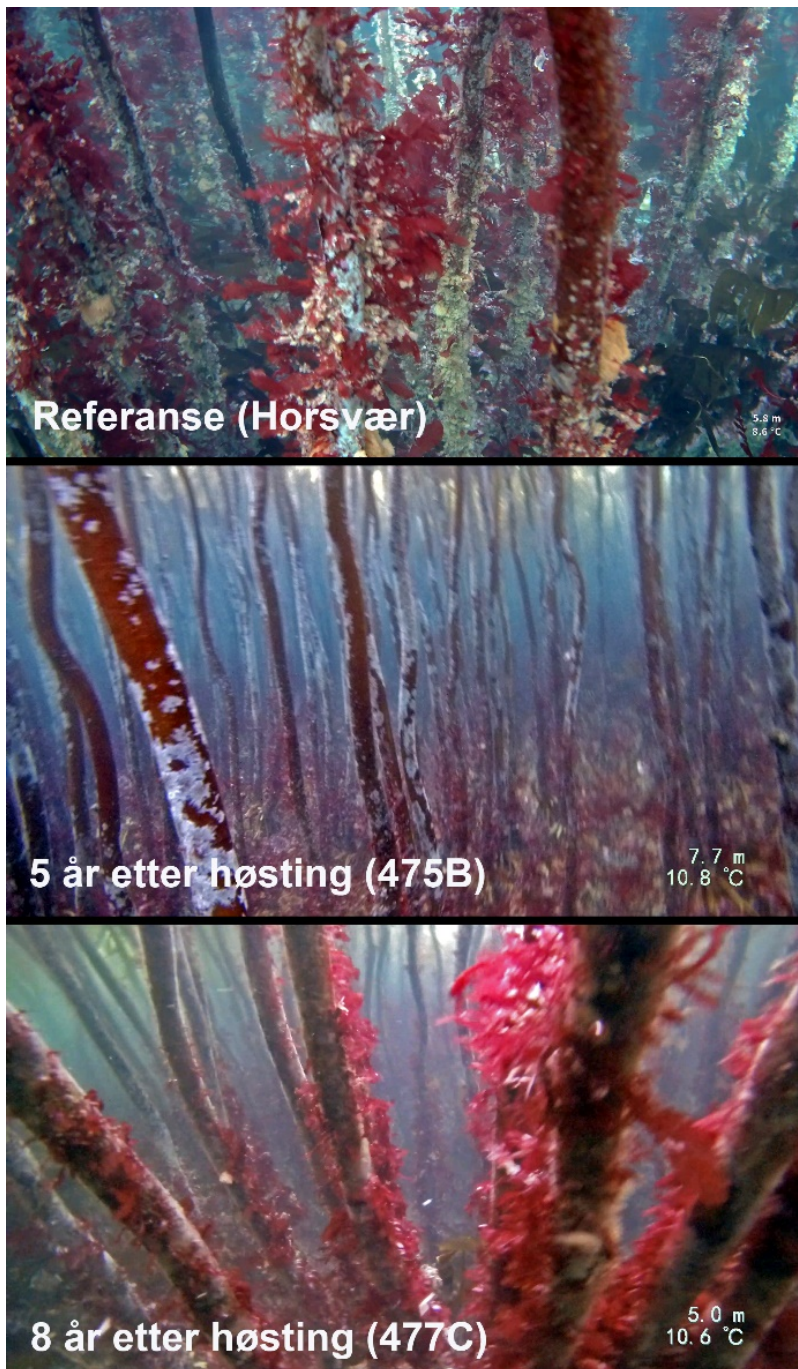
Figur 18. Gjennomsnittlig epifyttvekt (venstre panel) og epifytt tetthet i form av gram epifytter per cm tarestilk (høyre panel) for ulike aldersgrupper av stortareplanter samlet inn på stasjoner i felt høstet 8 år tidligere og i uhøstede referanseområder. Nedre grense for 95 % konfidensintervall er tegnet inn.



Epifytter på innsamlede stortarestilker ble bestemt til art/slekt/gruppe og rangert etter forekomst. Epifyttsamfunnene på de fleste innsamlede tarestilkene domineres av tråd- og bladformede rødalger som i gjennomsnitt utgjør ca 75 % av epifyttbiomassen (Fig. 19). Den gjennomsnittlige epifyttdiversiteten på stasjonene var signifikant lavere på feltene som ble høstet 5 år tidligere enn i referanseområdene, mens det ikke ble registrert forskjeller i epifyttdiversitet mellom stasjoner i felt som ble høstet 8 år tidligere og referanseområder (Fig. 19, Appendix 4). Eksempler på epifyttstruktur på tarestilker fra stasjoner i et referanseområde og felt høstet henholdsvis 5 og 8 år tidligere er vist i Fig. 20.



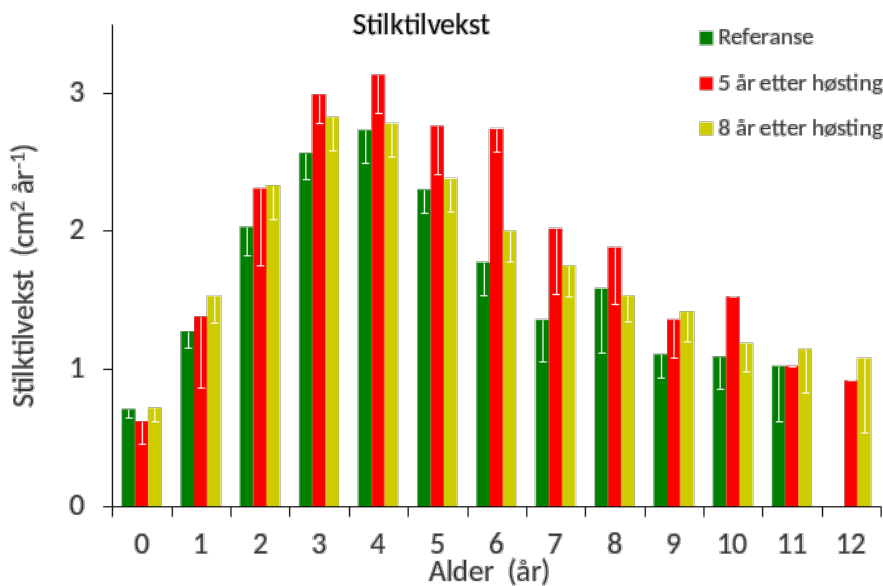
Figur 19. Gjennomsnittlig vekt av epifytter (venstre panel) og epifyttdiversitet per lokalitet (høyre panel) for stortareplanter samlet inn på stasjoner i uhøstede referanseområder, felt som ble høstet 5 år tidligere og felt som ble høstet 8 år tidligere. Den totale høyden av søylene i venstre panel angir total epifyttvekt, mens det relative bidraget fra henholdsvis rødalger, brunalger og dyr til epifyttbiomassen indikeres av høyden på de fargede søylesegmentene. Nedre grense for 95 % konfidensintervall for total epifyttvekt og diversitet er tegnet inn.



Figur 20. Eksempler på epifyttstruktur på stortarevegetasjonen i et referanseområde (Horsvær) og felt som ble høstet henholdsvis 5 år (475B) og 8 år (477C) tidligere.

Den årlige stilktilveksten beregnet ut fra arealet av åringene i stilkverrsnittene indikerer at stortareplantene har sin mest intensive vekst ved ca 3-4 års alder (Fig. 21). Vekstsoneanalysene viste også at stilktilveksten for de fleste sammenlignbare årsklasser har vært jevnt over noe høyere på de tidligere høstede stasjonene enn på referansestasjonene.

Juvenile individer av grønn kråkebolle (*S. droebachiensis*) ble registrert i tareplantenes festeorgan (hapter) på 21 av 23 innsamlingsstasjoner i 2022-24. Den gjennomsnittlige registreringsfrekvensen lå på  $0,4 \pm 0,1$  kråkebolle per tarehapter og det ble ikke registrert signifikante forskjeller mellom referansestasjoner og tidligere høstede stasjoner (Appendix 4).



Figur 21 Gjennomsnittlig årlig stilktilvekst (i form av vekstzoneareal) for ulike aldersgrupper av stortareplanter samlet inn på referansestasjoner (grønne søyler), stasjoner høstet 5 år tidligere (røde søyler) og stasjoner høstet 8 år tidligere (gule søyler). Nedre grense for 95 % konfidensintervall er tegnet inn.

## 3.2 - Undersøkelser før og etter oppstart av kommersiell stortarehøsting

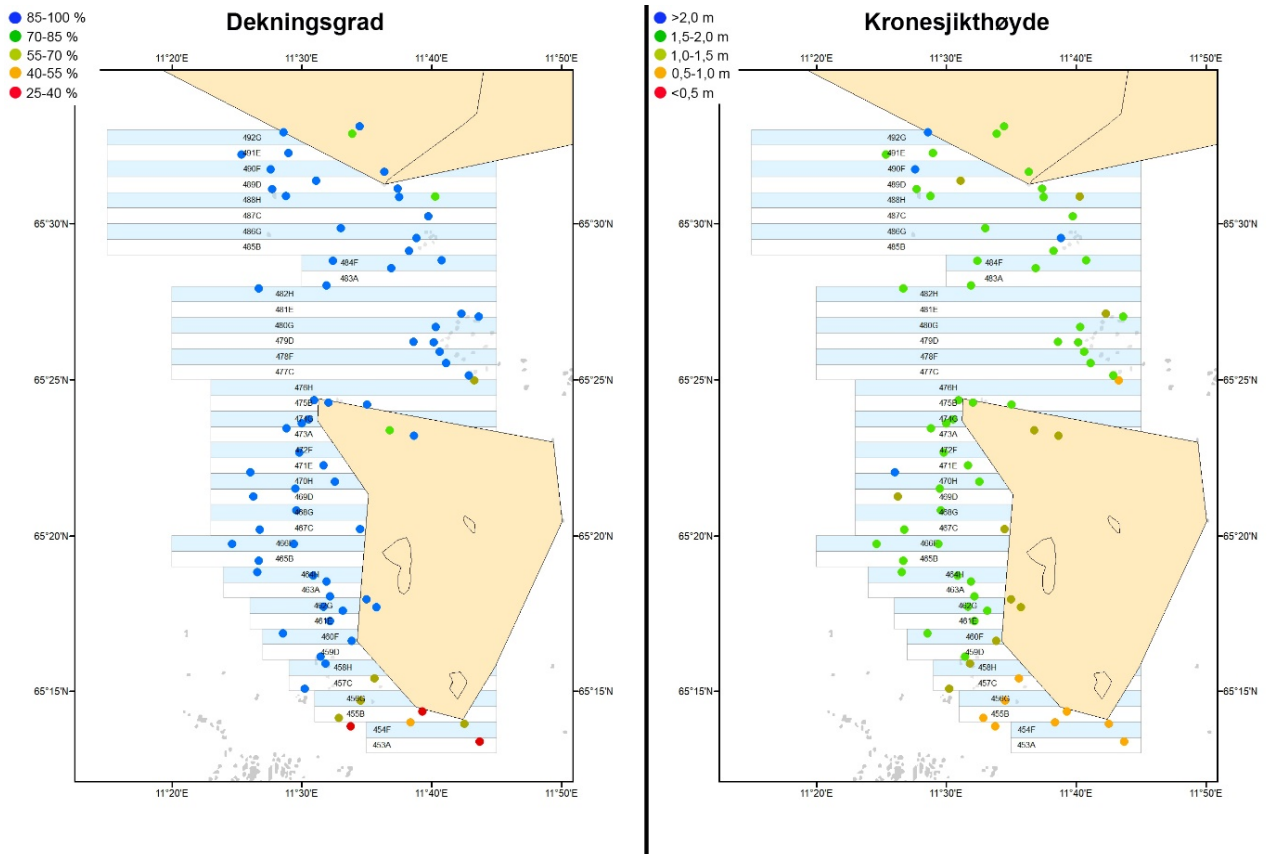
### 3.2.1 - Videoundersøkelser

Video- og akustikkstasjoner ble etablert i samtlige høstefelt i Nordland i forkant av oppstart av kommersiell tarehøsting i 2022 og fulgt opp med nye undersøkelser i 2023 og 2024. Med unntak av de fire sørligste feltene ble det registrert tette forekomster av høyvokst stortarevegetasjon på de fleste stasjoner i 2022. Rekoloniseringen og tilveksten av stortare på feltene som ble høstet i 2022 har vært god, mens feltene som ble høstet i 2023 har hatt mer variabel tilvekst av stortare og økning i forekomster av brunalgen draughtare året etter høsting. Registreringsfrekvensen av rød kråkebolle indikerer at forekomstene er på et moderat nivå og beiting fra kråkeboller har hatt liten effekt på reetableringen av tare på høsteflatene. Grønn kråkebolle er ikke observert på noen av videostasjonene i perioden 2022-24.

I forkant av oppstarten av kommersiell tarehøsting i Nordland i 2022 ble det etablert 1-3 video- og akustikkstasjoner (transekter) i hvert av de 40 høstefeltene, samt i uhøstede referanseområder (Fig. 3). Ettersom tarevegetasjonen i 2022 var reetablert etter tidligere prøvehøstinger (Fig. 15, Tab. 2), vil disse observasjonene kunne benyttes som sammenligningsgrunnlag for å vurdere effektene av den framtidige kommersielle tarehøstingsaktiviteten i dette området. Bølgeeksponeringen (MSWH) varierte fra 0,4 – 1,3 m mellom transektene, og det ble ikke registrert signifikante forskjeller i bølgeeksponering mellom transekter i høstefelt og referanseområder (t-test,  $p = 0,903$ ).

Videoundersøkelsene gjennomført i 2022 viste at stortare dominerte bunnvegetasjonen med en gjennomsnittlig dekningsgrad på  $>85\%$  og kronesjikhøyde på  $>1,5$  m på de fleste stasjoner (Fig. 22). Unntaket er stasjonene i de fire sørligste høstefeltene og felt 476H rett nord for Horsvær der den gjennomsnittlige dekningsgraden av stortare var  $<70\%$  og kronesjikhøyden  $<1$  m. På de sørligste feltene dominerte stedvis andre arter som butare, sukkertare og draughtare bunnvegetasjonen langs transektene (Fig. 23). Det ble også registrert en signifikant positiv korrelasjon mellom grad av bølgeeksponering og stortarevegetasjonens dekningsgrad ( $r = 0,29$ ,  $p =$

0,014) og kronesjikhøyde ( $r = 0,39$ ,  $p > 0,001$ ).



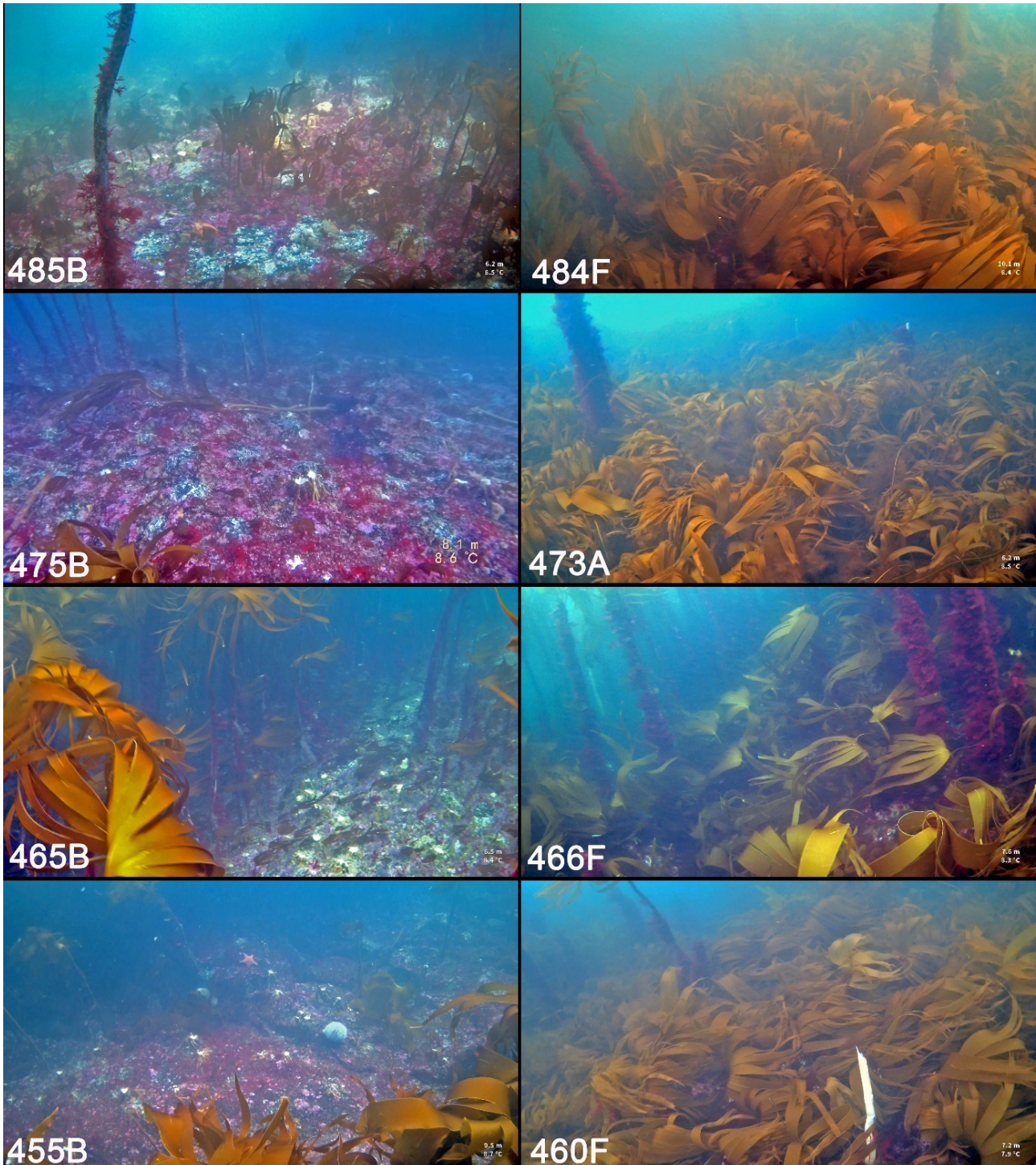
Figur 22. Gjennomsnittlig kategorisert dekningsgrad (venstre kart) og kronesjikhøyde (høyre kart) av stortare på stasjoner undersøkt ved hjelp av undervannsvideo i 2022. Dekningsgrad for stortare er estimert som prosentandel dekket bunnsflate og kronesjikhøyden estimert i meter. Intervallinndeling for kategorier er listet øverst til venstre i kartene.



Figur 23. Eksempler på områder med innslag av butare (*Alaria esculenta*) på felt 454F (øvre bilde), draughtare (*Saccorhiza polyschides*) på felt 455B (midtre bilde) og sukkertare (*Saccharina latissima*) på felt 456G (nedre bilde).

I 2022 ble høstefeltene i kategori A og F åpnet for tarehøsting og det ble til sammen høstet 28.531 tonn stortare. Uttaket varierte mellom de enkelte feltene fra 0 på de to sørligste feltene (453A, 454F) til 9.216 tonn på 473A-feltet (Appendix 6). Det ble i juni 2023 gjennomført oppfølgende video- og akustikkundersøkelser på samtlige stasjoner som også ble undersøkt før høstingen i 2022. Undersøkelsene i 2023 foregikk samtidig med den pågående høstingen av B-feltene (som var åpne for høsting i perioden juni-august 2023) som ikke var slutført på undersøkelsestidspunktet. Selv om det ble observert ferske trålspor på flere av stasjonene i B-feltene, gir ikke observasjonene i 2023 noe komplett bilde av høstepåvirkningen i disse feltene.

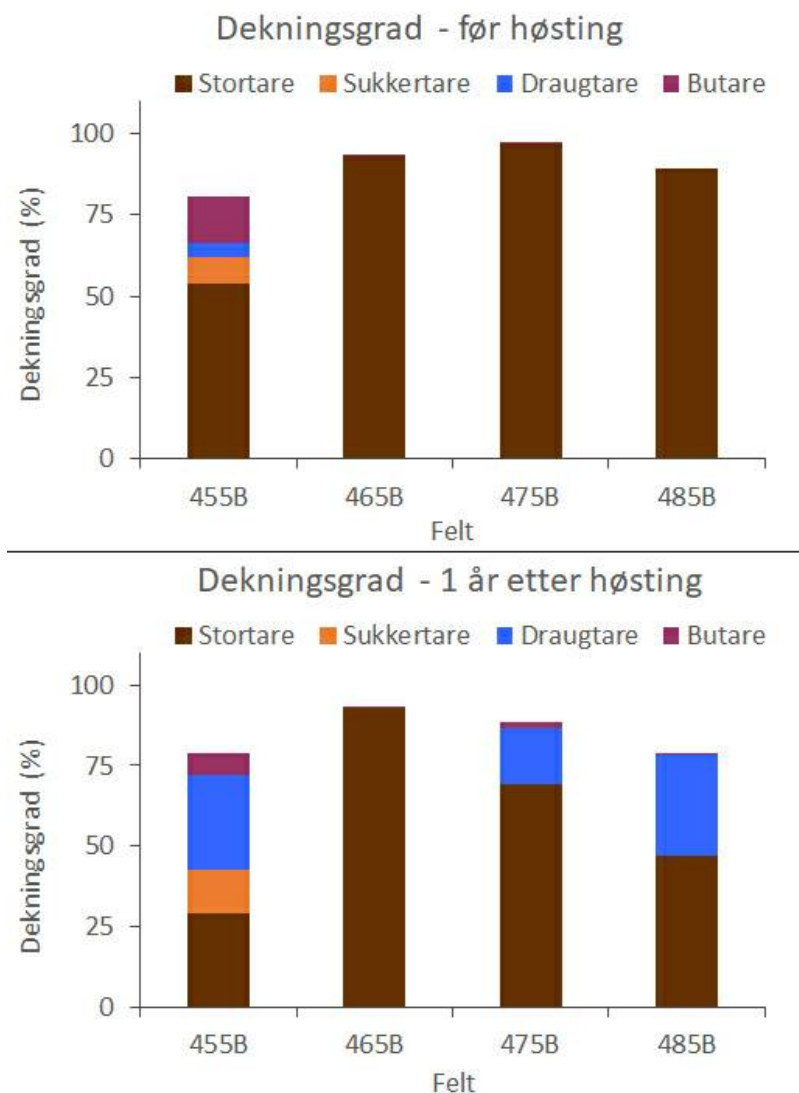
Det ble observert trålspor i samtlige høstede A- og F-felt i 2023, og dekningsgraden av stortare i de ett år gamle trålsprene er betydelig høyere enn i trålsprene som ble observert på de nylig høstede B-feltene (Fig. 24). Selv om den reetablerende stortarevegetasjonen i de årsgamle trålsprene fortsatt var kortvokst (ca 0,3 m høy) var den gjennomsnittlige dekningsgraden av stortare på disse feltene > 80 %.



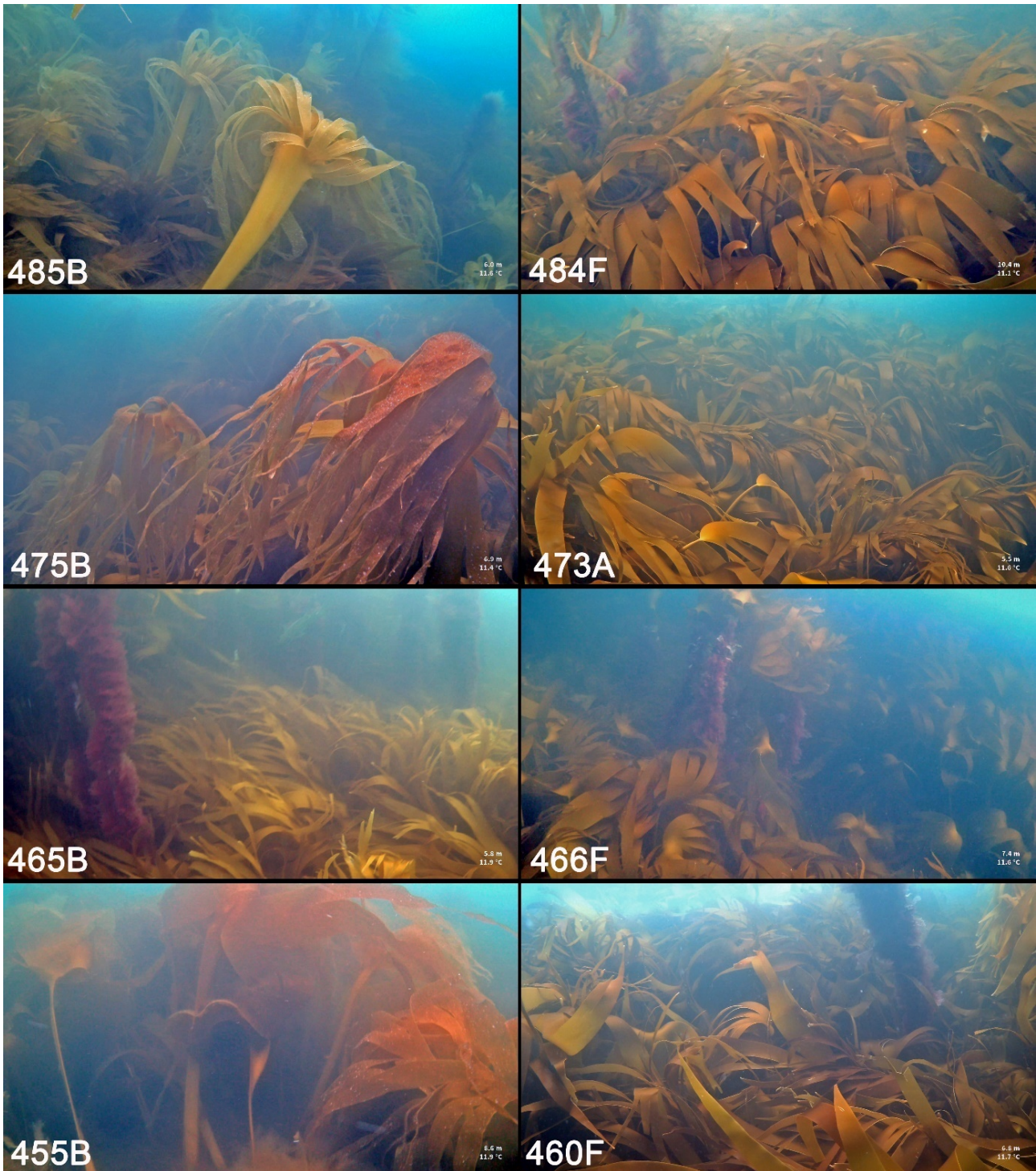
Figur 24. Eksempler på tilstand i trålspor observert langs videotranskter i juni 2023 på nylig høstede felt (B felt til venstre) og felt høstet ett år tidligere (A og F felt til høyre).

Det ble i juni 2024 gjennomført oppfølgende video- og akustikkobservasjoner langs de samme transektlinjene som ble undersøkt i 2022 og 2023. Det innrapporterte høstekvantumet for B feltene i 2023 var totalt på 11.699 tonn stortare og varierte fra 1.048 tonn på felt 455B til 4.479 tonn på felt 485B (Appendix 6). Det ble observert

trålspor i samtlige fire B-felt, og året etter høstingen var den gjennomsnittlige dekningsgraden av stortare på disse feltene ca 60 % og signifikant lavere (t-test,  $p = 0,019$ ) enn året etter høstingen av A- og F-feltene. Dette har sammenheng med en økning i forekomster av draughtare (*Saccorhiza polyschides*) på tre av B-feltene i 2024 (Fig. 25, 26). På B-feltene som ble høstet i 2023 har gjennomsnittlig dekningsgrad av draughtare økt signifikant (t-test,  $p = 0,010$ ) fra 1 % før høsting til 20 % året etter høsting. På feltene som ble høstet i 2022 (A og F) er det ikke registrert økninger i forekomst av draughtare fra før høsting (2022) til etter høsting (verken i 2023 eller 2024) og den gjennomsnittlige dekningsgraden av draughtare på disse feltene har vært  $<1$  % i hele perioden. To år etter høstingen av A- og F-feltene har stortarevegetasjonen en dekningsgrad på  $>90$  % og vegetasjonshøyden langs trålsprene er doblet fra året før (Fig. 27). Undersøkelsene i 2024 foregikk samtidig med den pågående høstingen av C-feltene, og det ble observert ferske trålspor på samtlige av disse allerede i løpet av de to første ukene etter at feltene var åpnet for høsting (Fig. 28).

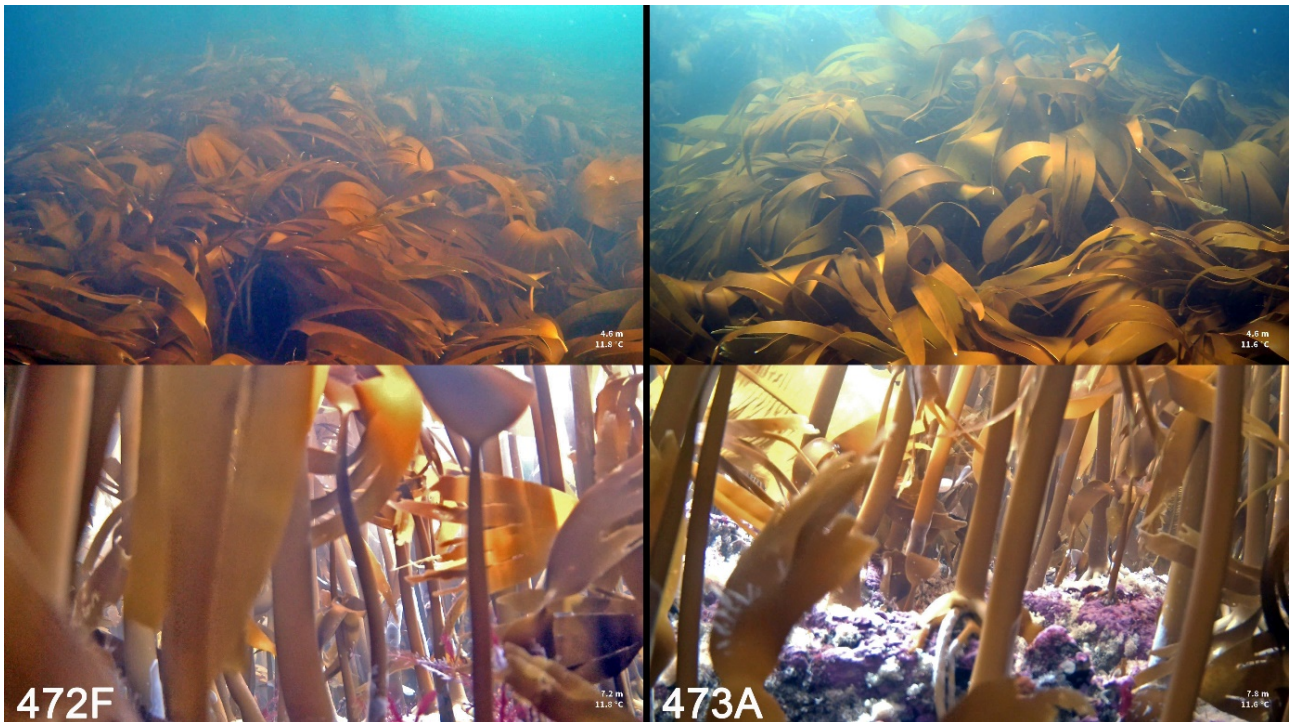


Figur 25. Dekningsgrad av stortare, sukkertare, draughtare og butare på B-felt, henholdsvis før høsting (øvre panel) og et år etter høsting (nedre panel). Feltene er listet fra sør (venstre) mot nord (høyre).

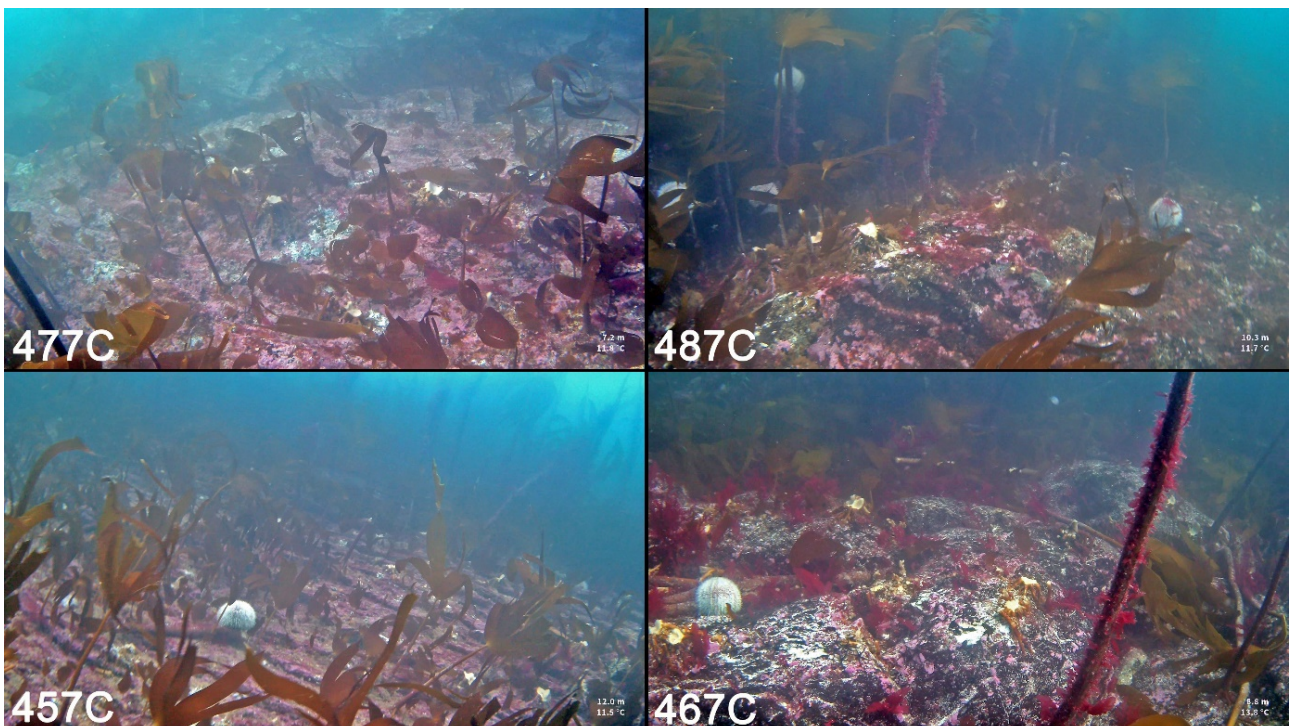


Figur 26. Eksempler på tilstand i trålspor observert langs videotransektorer i juni 2024 et år etter høsting (B-felt til venstre) og to år etter høsting (A- og F-felt til høyre). Bildene er tatt langs samme transektorer som i Fig. 21a. Tre av B-feltene (455B, 475B og 485B) høstet i 2023 domineres året etter stedvis av draughtare (*Saccorhiza polyschides*).





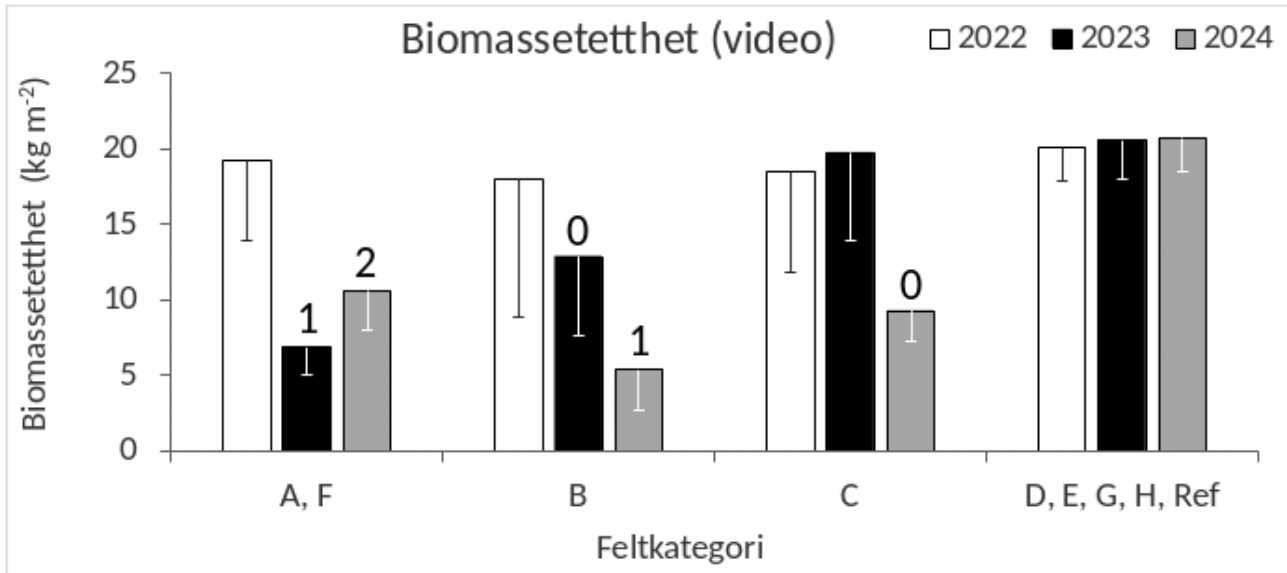
Figur 27. Eksempler på tilstand i trålspor observert langs videotransekter i juni 2024, to år etter høstingen av felt 472F og 473A. Høstekvantummet av stortare på disse feltene i 2022 var henholdsvis 5.833 tonn (472F) og 9.216 tonn (473A).



Figur 28. Eksempler på trålspor observert langs videotransekter på nylig høstede C-felt i juni 2024.

Den gjennomsnittlige biomassetettheten av stortare beregnet fra videoobservasjonene lå før høsteoppstart på  $18-20 \text{ kg m}^{-2}$  (Fig. 29). Året etter høsting var den gjennomsnittlige biomassetettheten  $7 \text{ kg m}^{-2}$  for A- og F-feltene og  $5 \text{ kg m}^{-2}$  for B-feltene, noe som tilsvarer en reduksjon på 64 % for A- og F-feltene og 70 % for B-feltene i forhold til førhøstenivået. To år etter høstingen av A- og F-feltene hadde den gjennomsnittlige

biomassetettheten av stortare økt til  $11 \text{ kg m}^{-2}$  og reduksjonen i forhold til førhøstenivået var da 45 %. Selv om det ble observert reduksjoner i biomassetetthet i forbindelse med den pågående høstingen av B-feltene (i 2023) og C-feltene (i 2024) gir ikke disse estimatene noe komplett bilde av biomassereduksjonene her da høstingen av disse feltene ikke var slutført på undersøkelsestidspunktet. Det ble ikke observert endringer i biomassetetthet av stortare i perioden 2022-24 for uhøstede felt og referanseområder (Fig. 29).

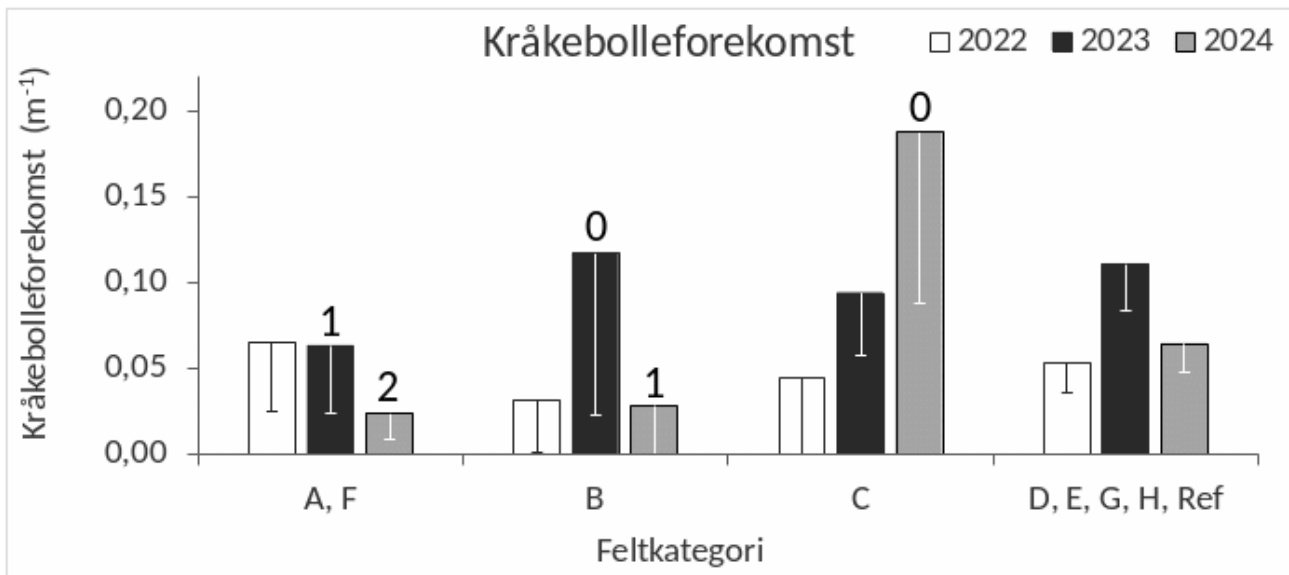


Figur 29. Gjennomsnittlig biomassetetthet av stortare (*Laminaria hyperborea*) langs videotransektorer i årene 2022, 2023, 2024 i felt som ble høstet sommeren 2022 (A, F), sommeren 2023 (B), sommeren 2024 (C) og uhøstede felt (D, E, G, H, Referanse). Tallene over kolonnene indikerer tidsrom mellom høsting og observasjon (0: Pågående høsting, 1: Et år etter høsting, 2: To år etter høsting). Nedre grense for 95 % konfidensintervall er tegnet inn.

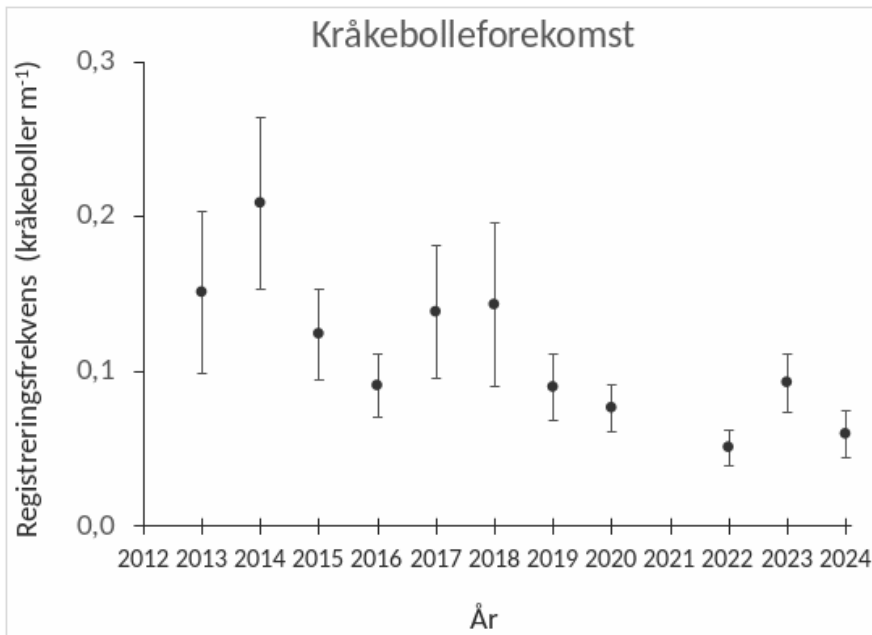
Kråkeboller registreres gjennom visuelle observasjoner der registreringsfrekvensen av ulike arter per transektmeter benyttes som et mål på forekomst. Det ble ikke observert individer av grønn kråkebolle (*Strongylocentrotus droebachiensis*) langs noen av videotransektene undersøkt i perioden 2022-24, mens rød kråkebolle (*Echinus esculentus*) observeres i de fleste områder (Fig. 30). Det ble registrert høyere forekomster av rød kråkebolle i 2023, sammenlignet med registreringene i 2022 (t-test,  $p = 0,001$ ) og 2024 (t-test,  $p = 0,049$ ). Det var også en tendens til økning i registreringsfrekvensen av kråkeboller på feltene som var under høsting på observasjonstidspunktene i 2023 (B-felt) og 2024 (C-felt), mens registreringsfrekvensen året etter høsting var på samme nivå som før høsting (Fig. 31). En sammenligning mellom videoobservasjoner gjennomført i sørlig del av Nordland i perioden 2013-24 indikerer at kråkebolleforekomstene i denne regionen har vist en nedadgående trend i denne perioden (Fig. 32).



Figur 30. Eksempler på rød kråkebolle (*Echinus esculentus*) beitende på epifytter på stortarestilker.



Figur 31. Gjennomsnittlig registreringsfrekvens av rød kråkebolle (*Echinus esculentus*) langs videotransekter i årene 2022, 2023, 2024 i felt som ble høstet sommeren 2022 (A, F), sommeren 2023 (B), sommeren 2024 (C) og uhøstede felt (D, E, G, H, Referanse). Tallene over kolonnene indikerer tidsrom mellom høsting og observasjon (0: Pågående høsting, 1: Et år etter høsting, 2: To år etter høsting). Nedre grense for 95 % konfidensintervall er tegnet inn.

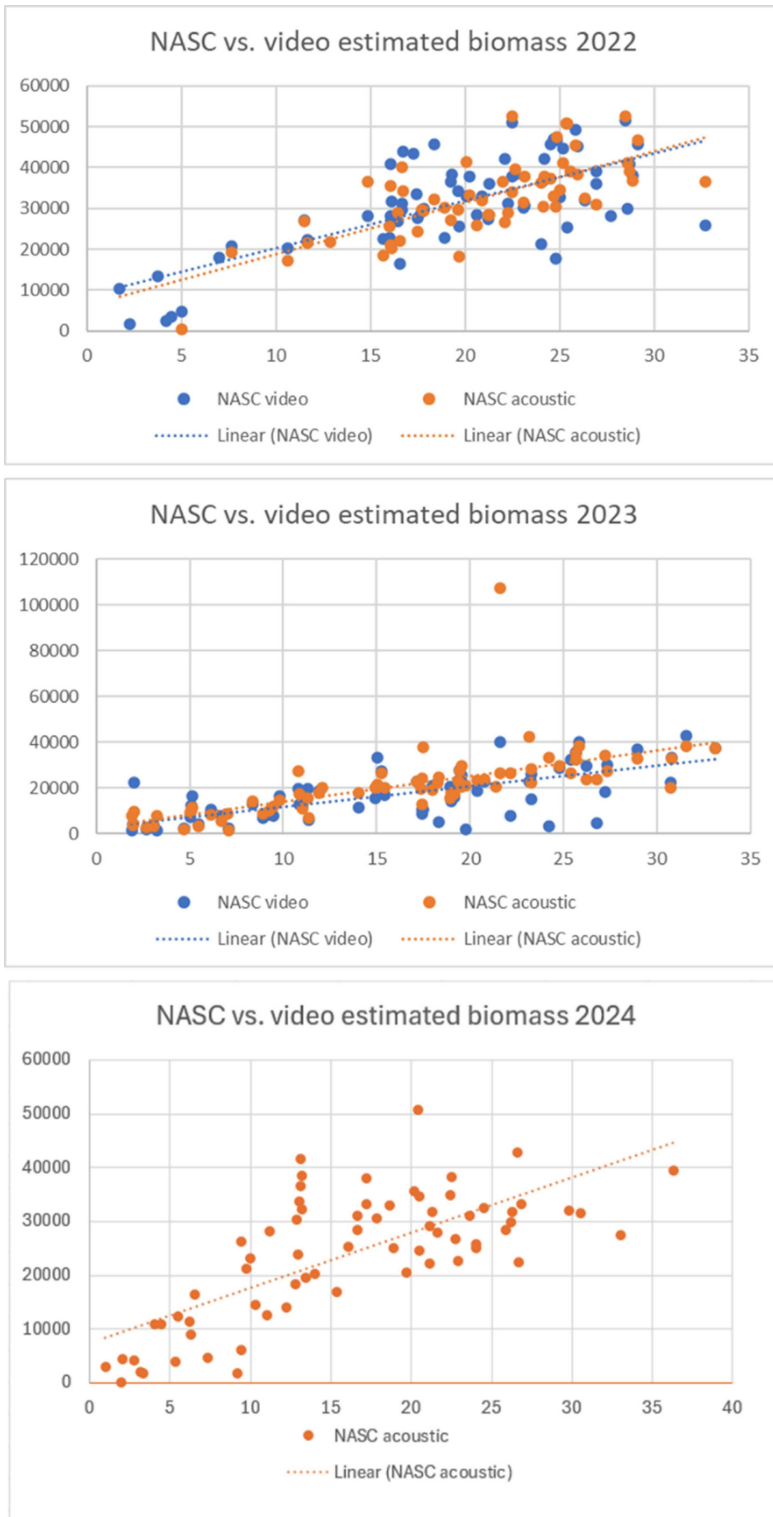


Figur 32. Gjennomsnittlig registreringsfrekvens av rød kråkebolle langs videotransekt som er undersøkt i sørlig del av Nordland i perioden 2013-24. Stasjonsantallet var lavere i perioden 2013-20 enn i perioden 2022-24. De vertikale linjene representerer 95 % konfidensintervall.

### 3.2.2 - Akustikkundersøkelser

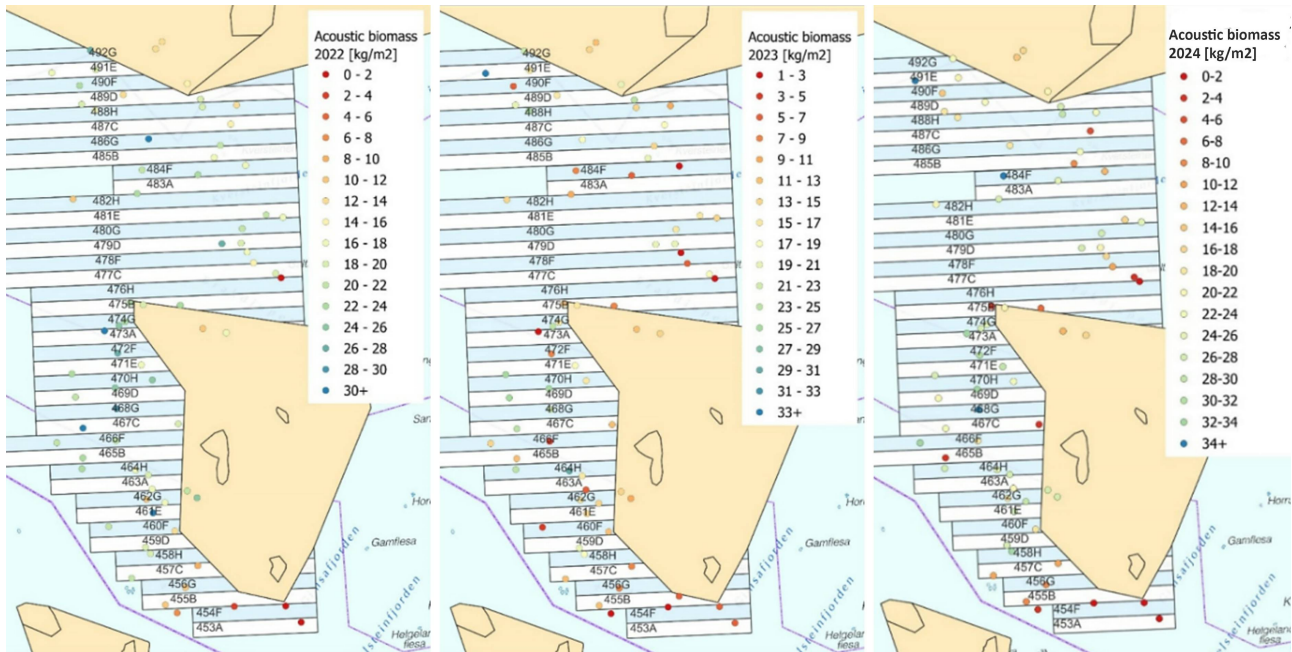
Akustikkmålinger (EK60/80) ble gjennomført langs samme transektlinjer som videomålingene, der tarens akustiske styrke (NASC) brukes til å beregne tarebiomasse, som deretter sammenlignes med de videoestimerte biomassetetthetene. Regresjonsanalyser viser godt samsvar mellom de akustiske- og videobaserte målingene, og et lineært forhold mellom de to målingene basert på historiske data benyttes for akustisk biomasseestimering. Resultatene fra de akustikkbaserte biomasseanslagene viste en klar nedgang i gjennomsnittlig biomassetetthet fra året før til året etter høsting. Akustikkmålingene gjennomført på felt høstet to år tidligere ga imidlertid en overestimert biomassetetthet i forhold til videoestimatene, noe som sannsynligvis skyldes at mesteparten av den reflekterte energien fra tarevegetasjonen kommer fra bladverket og i mindre grad påvirkes av vegetasjonshøyden. Slik vil kortvokst, men tett, vegetasjon bli overestimert av den eksisterende modellen. Vi arbeider nå med akustiske eksperimenter i et kontrollert miljø slik at vi får en bedre forståelse for den akustiske responsen av tarevegetasjon i ulike høydesegment og kan utvikle en modell som inkluderer vegetasjonshøyde i de akustiske biomassemålingene.

Plottene av NASC og videoestimert biomasse (Fig. 33) viser en til dels stor forskjell i NASC for enkelte stasjoner mellom datasettene som er innsamlet samtidig med videokjøringene og de akustiske transektene. Til tross for dette er det et godt samsvar mellom regresjonslinjene for de to innsamlingsmetodene (Fig. 33). Det er få åpenbare uteliggere, og IQR-metoden luker kun ut en stasjon; stasjon 491Ea i det akustiske datasettet fra 2023 (Fig. 33, nederst). Datasettet fra 2022 ( $r^2 = 0,634$ ) viser også betydelig større spredning enn de innsamlede dataene fra 2023 ( $r^2 = 0,730$ ). De akustiske datasettene, som danner grunnlaget for biomasseestimatet, viser en gjennomsnittlig nedgang i akustisk mengde fra 2022 til 2023 (Fig. 33, 34).



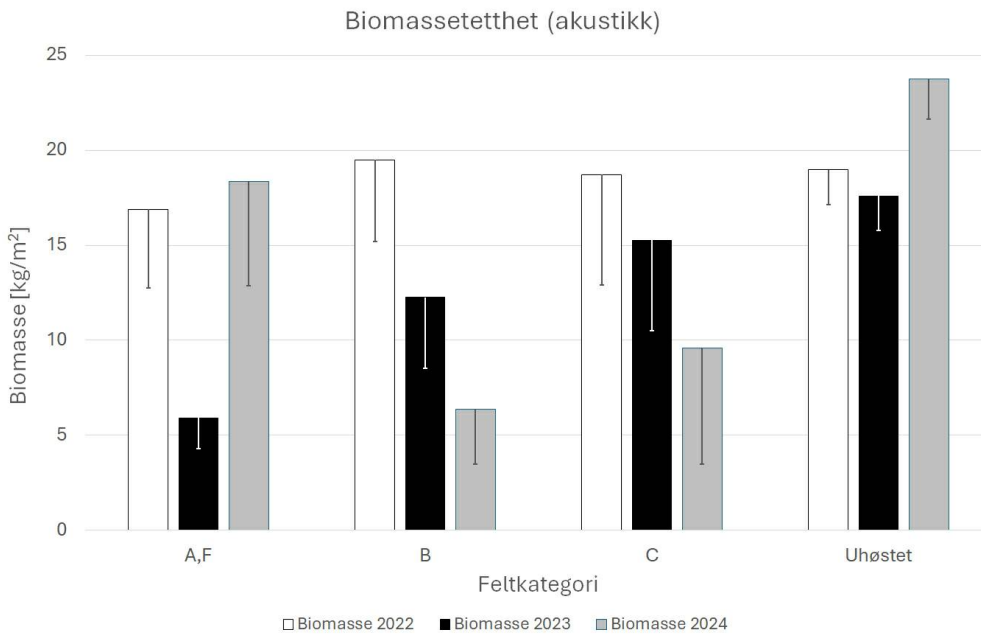
Figur 33: NASC fra alle transekter plottet mot estimert biomasse fra videoanalyse. 2022 (øverst), 2023 (midt), 2024 (nederst). «NASC video» er akustisk mengde fra ekkoloddata samlet inn samtidig med videoopptakene (for 2024 er ikke «NASC video» målingene inkludert), «NASC acoustic» er akustisk mengde fra ekkoloddata samlet inn langs den samme transektlinjen i høyere hastighet. Lineære trendlinjer er stiplede.

Biomassetetthet estimert på bakgrunn av den akustiske mengden (NASC) langs transektene fra 2022-24 er vist i Fig. 34. Disse viser stor variasjon i biomasse mellom stasjoner, der de høyeste verdiene generelt sett sees på stasjonene vest for Horsvær. Akustikkmålingene i 2022 var også generelt mer preget av støy enn 2023-målingene, noe som sannsynligvis har gitt overestimert av tarebiomasse på enkelte stasjoner.



Figur 34. Akustisk estimering av biomassetetthet av tare i 2022 (til venstre), 2023 (i midten) og 2024 (til høyre)

Gjennomsnittlig biomassetetthet av stortare fra akustikkmålingene langs transektene i A- og F-feltene i 2023 og B-feltene i 2024 var ca 65 % lavere året etter høsting enn før høsting i 2022 (Fig. 35). To år etter høsting av A- og F-feltene ga de akustiske signalene imidlertid et estimat av biomassetetthet som lå over estimatene fra før høsting. Den ekstreme økningen på A- og F-feltene to år etter høsting skyldes sannsynligvis akustisk overestimering av biomassen i tett, lav, tareskog. Dette kommer av at ca. 90% av den reflekterte energien fra tareskogen kommer fra bladverket og i liten grad inkorporerer tarestilkens biomassebidrag. I de uhøstede feltene viser den akustiske biomasseestimeringen en betydelig økning i biomasse i 2024 som vi per i dag ikke kan forklare til det fulle. Den akustiske biomassemodellen er en dynamisk modell som utvikler seg etter hvert som flere datapunkter blir tilgjengelig. En plausibel feilkilde er at et datasett som er implementert i modellen etter at 2023-estimatene ble gjort har ført til en overestimering av 2024-dataene. Dette vil i så fall påvirke alle biomasseestimat i 2024 og følgelig resultere i en overestimering tilsynelatende i størrelsesordenen 10-20%. Dette vil undersøkes når arbeidet med en ny og forbedret modell som også vektet inn tarevegetasjonens høyde er fullført.



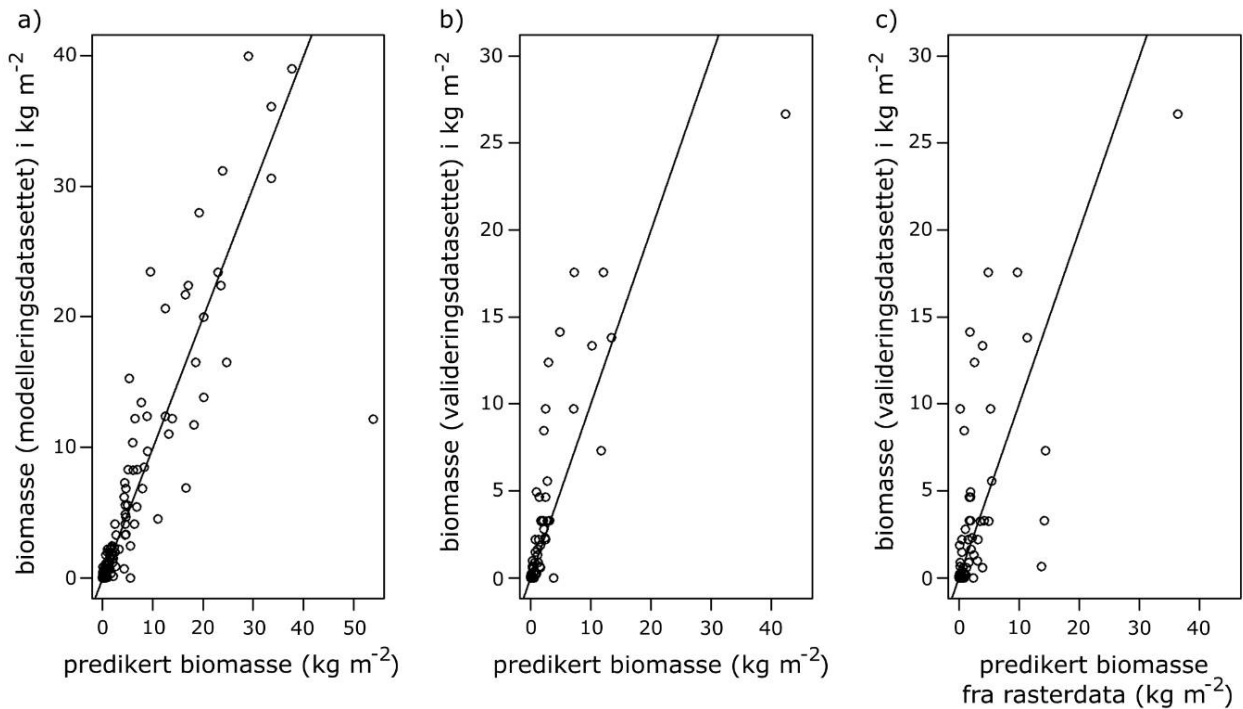
Figur 35. Gjennomsnittlig akustikkestimert biomassetetthet av stortare (*Laminaria hyperborea*) i 2022-24 i felt som ble høstet sommeren 2022 (A, F), sommeren 2023 (B), sommeren 2024 (C) og uhøstede felt (D, E, G, H, Referanse). Nedre grense for 95 % konfidensintervall er tegnet inn.

### 3.3 - Modellering av stortarebiomasse

#### 3.3.1 - Validering av modellen

Biomassemodellen for stortare ble validert i tre-trinn og resultatene viste signifikant korrelasjon mellom predikert og observert biomassetetthet av stortare, hvilket indikerer at modellens presisjonsnivå er tilfredsstillende.

Modellen ble først validert med treningsdatasettet samlet inn i 2021 (datasettet som ble brukt til å bygge modellen) ved hjelp av begrenset maksimal sannsynlighetsanalyse (restricted maximum likelihood). Denne valideringen viste en sterk korrelasjon mellom predikert og observert biomassetetthet av stortare på den logaritmiske skalaen (Pearson's  $R = 0,91$ ,  $p < 0,001$ ). I tillegg validerte vi modellen ved å predikere biomassetetthet ved hjelp av de lokalt observerte forklaringsvariablene fra det uavhengige romlig randomiserte datasettet som ble samlet inn før høsteoppstarten i 2022 (Fig. 9). Denne valideringen viste god korrelasjon mellom predikert og observert biomassetetthet (Pearson's  $R = 0,83$ ,  $p < 0,001$ ) på logaritmisk skala. Ved bruk av romlig oppløste forklaringsvariabler i modellen ble imidlertid korrelasjonen redusert, men var fortsatt signifikant (Pearson's  $R = 0,69$ ,  $p < 0,001$ ). Dette utgjør den strengeste formen for validering av modellen (van Son *et al.* 2020, Norderhaug *et al.* 2021). Samlet sett tyder likevel resultatene på at den valgte modellen fungerer tilfredsstillende når man tar alle tre valideringene i betraktning (Fig. 36).



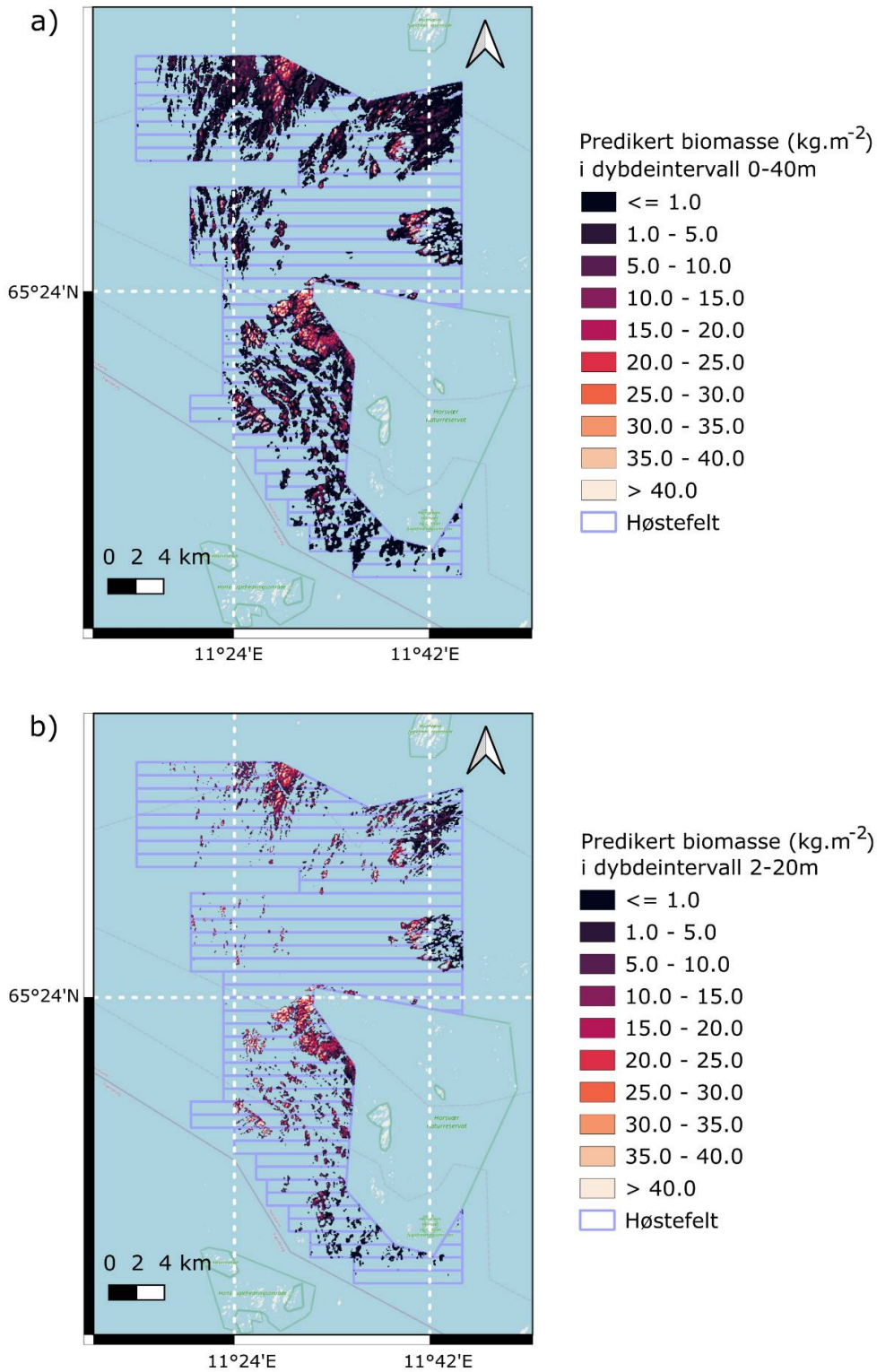
Figur 36. Modellpredikert biomassetetthet versus observert biomassetetthet av stortare med a) predikert biomassetetthet fra observerte forklaringsvariabler for treningsdatasettet, b) predikert biomassetetthet fra uavhengige observerte forklaringsvariabler fra valideringsdatasettet, c) predikert biomassetetthet fra romlig oppløste forklaringsvariabler. Den svarte linjen representerer likhet mellom observasjoner og prediksjoner.

### 3.3.2 - Romlig biomassefordeling

Modelleringen viste store geografiske variasjoner i den romlige fordelingen av stortarebiomasse for tarehøstingsområdet i Nordland, med de høyeste forekomstene i sentrale deler vest av Horsvær naturreservat og i nordlige deler sørvest av Vega verdensarvområde, samt lavest forekomst i sørlige del av modellområdet.

Prediksjonene avslørte store geografiske variasjoner i stortarebiomasse innenfor det modellerte området (Fig. 37). Prediksjonene indikerer også at arealene utenfor dybdeintervallet 2-20 meter har gjennomgående lav biomassetetthet av stortare (Fig. 37). De høyeste biomasseforekomstene ble predikert i sentrale deler av høstingsområdet, vest av Horsvær naturreservat, og i nordlige deler, sørvest av Vega verdensarvområde. Disse to områdene er adskilt av et område, nord av Horsvær, med lavere biomasse grunnet færre gruntvannsarealer egnet for stortarevekst her. Lav biomasse av stortare ble også predikert for de sørlige delene av modellområdet, sannsynligvis knyttet til lav bølgeeksponering i disse områdene.





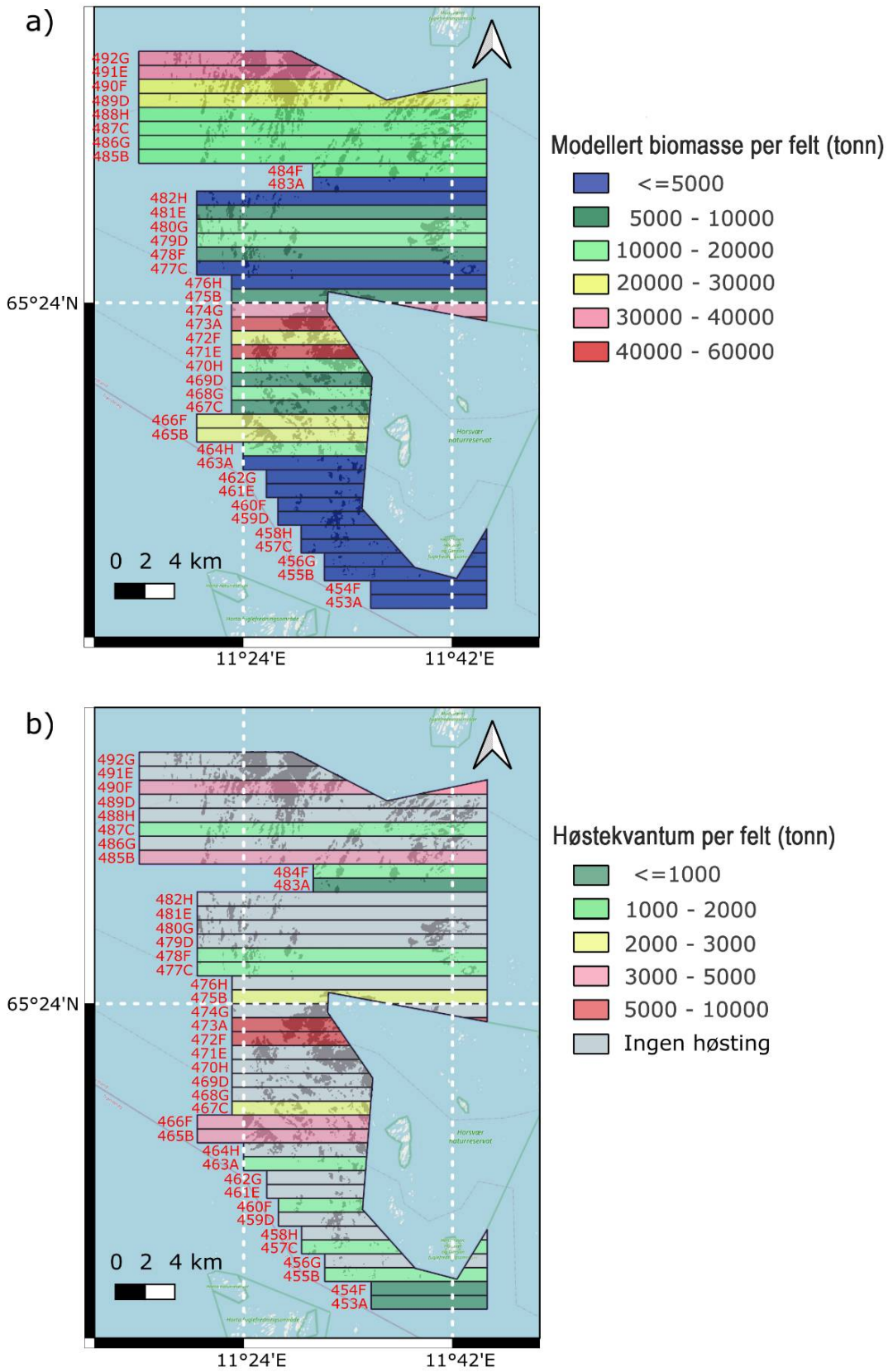
Figur 37. Romlig fordeling av predikert biomassetetthet ( $\text{kg m}^{-2}$ ) av stortare i tarehøstingsområdene i Nordland i a) 0-40 m dyp og b) 2-20 m dyp.

### 3.3.3 - Omfang av tarehøsting

*Den totale modellerte biomassen av stortare i høstefeltene i Nordland ble summert til 579 000 tonn hvorav 516 000 tonn (89 %) av biomassen står i dybdeintervallet 2-20 m som er tilgjengelig for tarehøsting. En sammenligning mellom høstekvantum og modellert stortarebiomasse for arealene som har vært tilgjengelig for tarehøsting i perioden 2022-24 indikerte en uttaksgrad på 23%.*

Den totale modellerte biomassen av stortare summert over alle høstefeltene i Nordland var 579 000 tonn og varierte fra et minimum på 2 tonn på felt 453A til et maksimum på 57 800 tonn i felt 471E (Fig. 38). Generelt varierte usikkerheten rundt estimatene med en faktor på ca 2 og usikkerhetsintervallet var relativt sett større for lave enn for høye biomasseestimat, spesielt for de sørlige feltene som alle hadde lave biomasseestimat. For eksempel var forholdet mellom 97,5 % prosentilratio og medianverdi for den estimerte biomassen i felt 453A (2 tonn) og felt 473A (45 400 tonn) henholdsvis ~5 og ~1,75. Tarehøsting i Norge er begrenset til dybdeintervallet 2-20 m (LOVDATA 2004) og estimat over hvor stor andel av tarebiomassen som høstes i dette dybdeintervallet vil derfor gi den mest presise kunnskapen om uttaksgraden innenfor de arealene som faktisk er tilgjengelig for høsting. Den totale modellerte biomassen av stortare innenfor dybdeintervallet 2-20 m ble summert til 516 000 tonn (89 % av den totale biomassen).

Det samlede høstekvantumet av stortare for feltene som har vært åpne for høsting i perioden 2022-24 i Nordland er 47 398 tonn. For disse feltene var den totale modellerte biomassen (0-40 m dyp) 230 000 tonn, med 205 000 tonn modellert innenfor dybdeintervallet 2-20 m (Appendix 6). Når vi sammenligner den modellerte tarebiomassen for dybdeintervallet 2-20 m med høstekvantumet for feltene som har vært åpne for høsting i perioden 2022-24, var den totale prosentandelen av høstet biomasse ift modellert biomasse (uttaksgraden) 23 % med et 95 % konfidensintervall mellom 12 % og 45 %. Det var stor variasjon i uttaksgrad mellom feltene som har vært høstet til nå (fra 14 % på felt 487C til 185 % på felt 455B), og uttaksgraden var høyest for feltene i den sørlige delen der de modellerte biomasseestimatene var gjennomgående lave (Fig. 38). For to av de sørligste feltene (455B og 457C) var høstekvantumet høyere enn den modellerte tarebiomassen, og uttaksgraden følger over 100%, men likevel innenfor 95 % konfidensintervallene. Denne underestimeringen i biomassemodelleringene er sannsynligvis knyttet til større usikkerhet rundt prediksjonene ved lave bølgeeksponeringsverdier, samt at en del av arealene i de sørlige feltene manglet dybdeverdier og derfor ikke inkluderes i biomassesummene.



Figur 38: a) Modellert stortarebiomasse per felt (tonn) i dybdeintervallet 2-20 m, b) Innrapportert høstekvantum per felt (tonn) i Nordland per 2024.

## 4 - Diskusjon

De ytre deler av kyststrekningen sør i Nordland fylke fra Trøndelagsgrensen til Vega ble åpnet for kommersiell høsting av stortare sommeren 2022 (Fiskeridirektoratet J-131-2022), på bakgrunn av resultater fra tidligere prøvehøstinger i denne regionen. For å få mer kunnskap om taresamfunnenes reetableringsevne og restitusjonsperiodens varighet i denne regionen har Havforskningsinstituttet i perioden 2020-24 gjennomført oppfølgende studier av tilstanden i tidligere prøvehøstede områder sammenlignet med nærliggende referanseområder.

Videoundersøkelsene viste som ved tidligere undersøkelser (Steen *et al.* 2018b, 2020) at tarevegetasjonens kronesjikhøyde og biomassetetthet var reetablert i løpet av 5 år, og at restitusjonen etter prøvehøstingene ikke har vært påvirket av kråkebollebeiting. Innsamlede stortareplanter fra felt høstet 5 år tidligere var av samme størrelse, men ble dominert av yngre aldersgrupper og hadde lavere diversitet i epifyttsamfunnene enn stortareplanter, samlet inn i referanseområdene. Vekstsoneanalyser av årringene i tarestilkene viste også at den årlige stilktilveksten har vært høyere i feltene som ble høstet 5 år tidligere enn i referanseområdene. Dette samsvarer med resultater fra tidligere undersøkelser i denne regionen og indikerer at en 5 års høstesyklus kan være gunstig med henblikk på effektiv ressursutnyttelse av tarebiomassen, men ikke gir tilstrekkelig hviletid for restitusjon av aldersstruktur og epifyttsamfunn (Steen *et al.* 2020).

Det ble derimot ikke observert forskjeller i aldersstruktur og epifyttsammensetning mellom stortareplanter samlet inn i referanseområder og felt høstet 8 år tidligere. Dette tyder på at effektene av tarehøstingen er reversible og at 8 år vil være tilstrekkelig hviletid for restitusjon av tarepopulasjonenes aldersstruktur og assosierte epifyttsamfunn i denne regionen. En restitusjonsperiode på 8 år for epifyttsamfunnene understøttes også av relasjonen mellom epifyttforekomster og stortareplantenes alder, der den kraftigste epifyttutviklingen finner sted når plantene er mellom 6 år og 8 år gamle. En 10 års høstesyklus vil dermed gi taresamfunnene tid til å reetablere klimakstilstand og økosystemfunksjonalitet.

Prøvehøstingene i Nordland gir kun informasjon om taresamfunnenes restitusjon etter en enkel høsterunde med stedvis kvantumsbegrensninger på høstevolumene (Steen *et al.* 2020). Gjentakende høstinger vil kunne påvirke taresamfunnenes sårbarhet og restitusjonsevne (Buschmann *et al.* 2014, Mac Monagail *et al.* 2017, Carranza *et al.* 2024), og høsteaktivitetens bærekraftighet bør derfor undersøkes over tid langs denne kyststrekningen.

For å undersøke taresamfunnenes tilstand og overvåke videre utvikling etablerte Havforskningsinstituttet i forkant av oppstarten av kommersiell tarehøsting i Nordland i 2022, overvåkingsstasjoner (transekter) for video og akustikk i samtlige høstefelt og i nærliggende referanseområder. Disse observasjonene vil gi et sammenligningsgrunnlag for å måle effekter av den kommersielle tarehøstingsaktiviteten i denne delen av Nordland, der den differensierte høstesyklusen også byr på muligheter for å teste betydningen av hvileperiodens varighet på taresamfunnenes restitusjonsevne over tid. Observasjonene gjennomført i Nordland før høsteoppstarten i 2022 viste, med unntak av de sørligste feltene, gode forekomster av høyvokst stortarevegetasjon i de fleste felt. De sørligste feltene i denne regionen har i liten grad vært gjenstand for tidligere prøvehøstinger og vegetasjonen langs de undersøkte transektene domineres her stedvis av andre arter enn stortare. Årsakene til variasjoner i forekomst og størrelse av stortare har sammenheng med variasjoner i graden av bølgeeksponering, men manglende reetablering av stortarevegetasjon etter tidligere nedbeitingsepisoder i deler av området kan heller ikke utelukkes.

I 2023 og 2024 ble det gjennomført oppfølgende undersøkelser langs de de samme transektene som ble

etablert i 2022, som viste små endringer av tarevegetasjonen i uhøstede felt og referanseområder, men forekomst av tydelige trålspor i de fleste felt som har vært åpne for kommersiell tarehøsting i perioden 2022-24. Til tross for redusert stortarevegetasjon på feltene som ble høstet i 2022 (A og F felt), har rekoloniseringen her vært god og på nivå med det som er observert etter tidligere prøvehøstinger i dette området (Steen *et al.* 2015ab, 2016, 2018ab, 2020).

For feltene som ble høstet i 2023 (B-felt) var tilstanden året etter høsting mer variabel og rekoloniseringen av stortare redusert i forhold til utviklingen året etter høstingen av A- og F-feltene. Den reduserte gjenveksten av stortare var korrelert med en økning i forekomst av draughtare (*Saccorhiza polyschides*) på tre av de fire B-feltene i løpet av det første året etter høstingen. Draughtare er en varmekjær brunalge som har hatt en sørvestlig utbredelse i Norge (Brattegard & Holte 1997, Artsdatabanken 2024) og økte sjøtemperaturer kan føre til at arten får bedre vekstvilkår og brer seg nordover langs kysten. I områder med redusert stortarevegetasjon, som for eksempel på trållflater, vil sannsynligvis draughtare også lettere kunne få fotfeste sammenlignet med områder med mer heldekkende stortarevegetasjon. Draughtare er en hurtigvoksende, ettårig, art som det er vanskelig å forutsi utviklingen til fra år til år, men oppblomstringen av denne vil sannsynligvis være et forbigående stadium før den flerårige stortarevegetasjonen igjen overtar dominansen. Liknende fenomen ble også observert, dog i noe mindre omfang, etter prøvehøstingene i 2017, der draughtare og den trådformede brunalgen mykt kjerringhår (*Desmarestia viridis*) økte i forekomst på enkelte trållflater året etter høsting (Steen *et al.* 2018b) før stortarevegetasjonen senere reetablerte dominansen (Steen *et al.* 2020, Fig: 39). Det blir derfor viktig å følge vegetasjonsutviklingen på høstefeltene videre for å undersøke om oppblomstringen av draughtare etter høstingen i 2023 er et forbigående stadium og i hvilken grad restitusjonen av stortare påvirkes av denne oppblomstringen. Hvorvidt draughtare også vil øke i forekomst på feltene som ble høstet i 2024 (C-felt) er det foreløpig ikke grunnlag for å si noe om, men vegetasjonsutviklingen bør også her følges videre.



Figur 39. Eksempler på tilstand observert i trålspor langs videotransekter, henholdsvis et år (øvre bilder) og to år (nedre bilder) etter prøvehøstingene av stortare i 2017. Stedvis dominans av mykt kjerringhår (*Desmarestia viridis*) og draughtare (*Saccorhiza polyschides*) året etter prøvehøstingen (øvre bilder) og dominans av stortare (*Laminaria hyperborea*) to år etter prøvehøstingen (nedre bilder). Tallene nederst til høyre i bildene refererer til høstefeltenes nåværende nummerering.

Akustikkmålinger vil kunne påvirkes av støy, blant annet luftbobler fra propeller og sjøgang på innsamlingstidspunktet. Generelt sett var akustikkmålingene fra 2022 preget av støy, noe som sannsynligvis har gitt overestimat av biomasse på enkelte stasjoner. Datasettet fra 2022 manglet i tillegg kjøringene av raske akustiske transekter for 12 av stasjonene, som ble erstattet med akustikkdata samlet inn under videotransektkjøringene. Selv om disse dataene er samlet inn langs de samme transektlinjene vil de ikke være helt kompatible og derfor tilføre en viss usikkerhet til datasettet. De akustiske datasettene fra videotransektkjøringene der fartøyet beveger seg sideveis er ofte betydelig mer påvirket av boblestøy fra sidepropeller enn de raske akustiske transektene som tas opp når fartøyet beveger seg rettvendt. Dette kan både føre til over- og underestimering av biomasse. På grunne stasjoner der luftbobler penetrerer tareskogen vil disse føre til en stor økning i akustisk mengde i integrasjonsområdet, noe som gir urealistisk høyt biomasseestimat. På dypere stasjoner vil luftboblene danne et akustisk lokk over tareskogen og dempe de akustiske signalene, som gjør at mindre av den akustiske energien når ned til tareskogen og videre til at mindre akustisk energi reflekteres. Dette vil igjen føre til et urealistisk lavt biomasseestimat. Datasettene inneholdt bare en uteligger som ble luket ut av IQR-metoden, det vestlige transektet i 491E feltet i 2023. Den gjennomsnittlige akustiske mengden i dette transektet er den høyeste som til dags dato er innsamlet, og ansees som korrumpert data. Vi har ikke klart å forstå bakgrunnen til dette avviket til det fulle: Ved visuell inspeksjon av dataene ser de ikke ut til å være spesielt påvirket av bølgestøy, men det virker til å være en del punktstøy i vannmassene. På videoen fra transektet kan det sees en veldig stor tetthet av maneter, og en mulig forklaring kan være at dette påvirker den akustiske mengden noe. Det virker dog urealistisk at dette alene vil kunne påvirke de akustiske dataene i stor nok grad til å ødelegge dem. Uavhengig av underliggende grunn så ble altså dette datapunktet flagget som en uteligger og korrigerert til ekstremalverdien i regresjonsmodellen i det endelige biomasseestimatet.

Et annet overraskende resultat kan sees på referansestasjonene sørvest i naturvernområdet i Horsvær der den akustikkestimerte biomassetettheten, spesielt for den østligste stasjonen, går markant ned fra 2022 til 2023 for så å øke igjen i 2024, mens den videoestimerte biomassetettheten viste kun små år til år variasjoner. Dette skyldes sannsynligvis at tidevannsforskjeller og posisjonsavvik mellom innsamlingsperiodene har påvirket de akustiske biomasseestimatene. I 2023 måtte f.eks den grunneste, mest vegetasjonsrike delen av det østligste transektet maskeres fordi vannsøylen over tarevegetasjonen var for liten grunnet lav vannstand, i tillegg til at akustikkmålingene ble startet for tidlig og inneholdt mer dype, vegetasjonsfattige, områder sammenlignet med 2022 og 2024 målingene. I tillegg til variasjoner i støymengde kan avvik også til en viss grad skyldes at akustikk- og videotransektene ikke overlapper fullstendig geografisk, da det er ca. 5-6 meter mellom kameraet og ekkoloddsvingerne. Det er imidlertid lite sannsynlig at disse usikkerhetene har påvirket biomasseestimatene fra høstede felt i mindre eller større grad enn estimatene fra uhøstede felt.

Til tross for disse innførte usikkerhetene gir de akustiske undersøkelsene generelt sett et godt bilde av den stående biomassen som samsvarer med estimatene fra videoanalysene, selv om de absolutte verdiene avviker noe på enkelte stasjoner. Dette gjelder spesielt for målingene gjennomført på felt høstet to år tidligere der de akustiske biomasseestimatene overestimeres i forhold til videoestimatene. Dette skyldes sannsynligvis at mesteparten av den reflekterte energien fra tarevegetasjonen kommer fra bladverket og i mindre grad inkluderer vegetasjonshøyden og biomassebidraget fra tarestilkene. En kortvokst, men tett, tarevegetasjonstype blir derfor sannsynligvis overestimert av den eksisterende metoden som kun er basert på NASC-signalene. For å utvikle akustikkmetoden og inkorporere vegetasjonshøyde i biomasseestimatene arbeider vi nå med akustiske eksperimenter i et kontrollert miljø slik at vi får en bedre forståelse for den akustiske responsen av tarevegetasjon i ulike høydesegment.

Kråkebollebeiting er den viktigste årsaken til tap av tareskog i de nordlige kystområdene i Norge, og oppblomstringene av kråkeboller som ble observert på begynnelsen av 1970-tallet (Sivertsen & Bjørge 1980, Sivertsen 1982, 1997, 2006, Sakshaug & Sjøtun 2002) er senere satt i sammenheng med utfiskingen av kråkebollespisende fiskeslag (Norderhaug *et al.* 2020). Omfattende nedbeitingsepisoder av taresamfunn har også vært rapportert fra andre kystområder i flere verdensdeler (Filbee-Dexter *et al.* 2014, 2017, Ling *et al.* 2015). Det er grønn kråkebolle (*Strongylocentrotus droebachiensis*) som utgjør den største trusselen og som har forårsaket nedbeitingene av tareskogene i Nord-Norge, men det er også observert at høye tettheter av rød kråkebolle (*Echinus esculentus*) kan redusere tarevegetasjonen i enkelte kystområder (Sjøtun *et al.* 2006, Steen 2016, 2022).

Med tanke på kråkebollenes herjinger og nedbeitingshistorikken til tareskogene i nordområdene kan kystområdene i Nordland være mer utsatt for nye kråkebolleoppblomstringer enn områdene lenger sør langs norskekysten. Bestandsutviklingen av kråkeboller bør derfor overvåkes regelmessig i denne regionen. Kråkebolleforekomstene ble registrert ved å telle individene som visuelt observeres langs videotransektene og viste en økning i registreringsfrekvens av rød kråkebolle på felt som var under høsting på observasjonstidspunktene. Denne økningen er sannsynligvis relatert til observasjonsmetoden da kråkeboller vil være mer synlige og lettere registreres i nytrålte områder, enn i områder med mer heldekkende tarevegetasjon. Forekomstene av kråkeboller som observeres er likevel på et moderat nivå og det er heller ingen indikasjoner på at beiting fra kråkeboller har hemmet vegetasjonsutviklingen etter tarehøstingene som til nå er gjennomført i Nordland. Sammenligninger av videoobservasjoner gjennomført i denne regionen i perioden 2013-24 (Steen *et al.* 2014, 2015ab, 2016b, 2018ab, 2020) tyder på at forekomstene i perioden 2022-24 ikke er høyere enn tidligere og at det sågar har vært en svak nedadgående trend gjennom hele denne perioden.

Forekomster av juvenile individer av grønn kråkebolle i tareplantenes festeorgan (hapterkråkeboller) vil være en

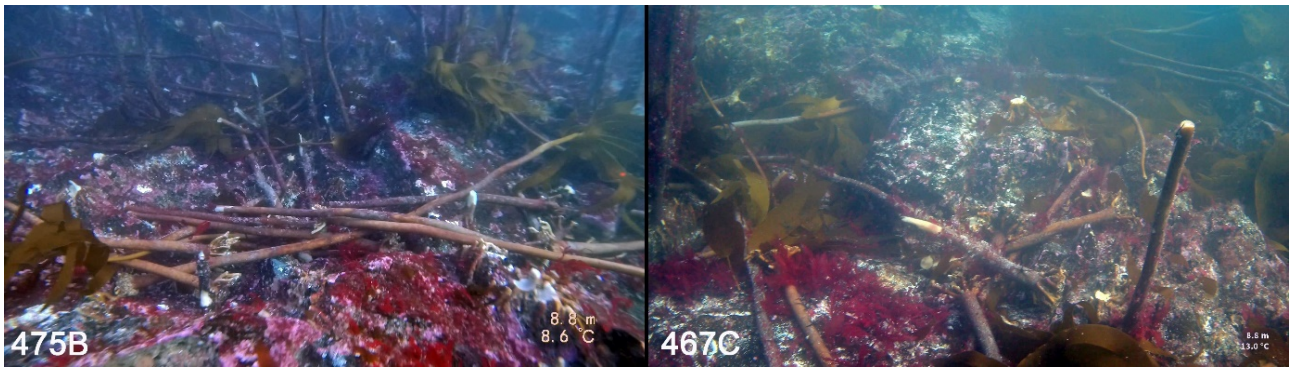
indikator på denne artens rekrutteringspotensial i et område. Tidligere innsamlinger av stortare på strekningen Flekkefjord – Bodø viste en økning i registreringsfrekvens av hapterkråkeboller fra sør til nord, med høyere forekomster på kyststrekningen fra Vega til Bodø, enn i områdene sør for Vega i Nordland (Steen *et al.* 2020). For tidligere innsamlinger av tareplanter i sørlig del av Nordland (Trøndelagsgrensen - Vega) i perioden 2013-19 har den årlige gjennomsnittlige registreringsfrekvensen variert fra 0,2 – 1,1 hapterkråkeboller per tareplante (Steen *et al.* 2014, 2015ab, 2016b, 2018ab, 2020), mens den i 2022-24 var 0,4 hapterkråkeboller per tareplante. Dette tyder på at rekrutteringspotensialet for grønn kråkebolle ikke har vært økende i sørlig del av Nordland i de senere år, men at arten fortsatt har en viss rekruttering og kan være en latent trussel for regionens tareskoger.

Effektene av tarehøsting og dens bærekraftighet vil avhenge av inngrepets omfang og taresamfunnenes restitusjonsevne (Norderhaug *et al.* 2021). Selv om resultatene fra Havforskningsinstituttets gjenvekststudier tilsier at tarehøsting er et reversibelt inngrep vil likevel tarevegetasjonen og dens økologiske funksjonalitet i et høsteområde være redusert gjennom restitusjonsperioden. I tillegg til taresamfunnenes restitusjonsevne vil kunnskap om tarehøstingens omfang i forhold til ressursgrunnlaget være vesentlig for å vurdere den samlede påvirkningen av høsteaktiviteten i et område.

For å utrede ressursgrunnlaget på høstefeltene i Nordland har Havforskningsinstituttet utviklet en biomassemodell for stortare. Denne er basert på biologiske data samlet inn i forkant av høsteoppstarten og deres relasjon med ulike miljøvariable. Uttaksgraden av stortare beregnes deretter ved å sammenligne innrapporterte høstedata med de modellerte biomasseestimatene for en kvantitativ beregning av inngrepets omfang i forhold til ressursgrunnlaget på høstefeltene.

Den totale modellerte biomassen av stortare i høstefeltene i Nordland ble beregnet til 579 000 tonn, hvorav 516 000 tonn står i dybdeintervallet 2-20 m der tarehøsting er tillatt (LOVDATA 2004). Dette betyr at 89 % av feltenes stortareforekomster i prinsippet vil kunne påvirkes av høsteaktiviteten, mens 11 % av forekomstene står i dybdeintervall som er skjermet for tarehøsting. En sammenligning mellom høstekvantum og modellert biomasse av stortare (i 2-20 m dyp) for feltene som har vært høstet i perioden 2022-24 indikerer en uttaksgrad på 23 % med et 95 % konfidensintervall mellom 12 % og 45 %. Selv om det er en betydelig grad av usikkerhet knyttet til de modellerte biomasseanslagene ligger uttaksgraden på et klart lavere nivå enn reduksjonene på 65-70 % i tarebiomasse som observeres fra året før til året etter høsting langs overvåkingstransektene. Dette kan blant annet skyldes at overvåkingstransektene er lokalisert i grunne partier spesielt egnet for tarehøsting, mens biomassemodellen er basert på tilfeldig lokaliserte (randomiserte) data som også inkluderer arealer med tareforekomster som kan være mindre tilgjengelige for trålredskapen som benyttes. Det er sannsynligvis også et visst biomassesvinn knyttet til trålfelling av tareplanter som blir liggende igjen på bunnen og følgelig ikke inngår i uttaksgradberegningene da høstekvantum kun er basert på landet biomasse (Fig. 40).





Figur 40. Eksempler på felling av tareplanter som blir liggende tilbake på bunnen etter tråling, observert langs videotransekter i juni 2023 på nylig høstede B-felt (475B) til venstre og i juni 2024 på nylig høstede C-felt (467C) til høyre.

Det er tidligere utviklet biomassemodeller for stortare langs andre deler av norskekysten, blant annet for Vikna-området i Trøndelag (Norderhaug *et al.* 2021) som har en geografisk nærhet til høsteområdene i Nordland. I Vikna omfattet modellområdet syv høstefelt, hvorav fire (414E, 416B, 417C, 419E) er høstet i perioden 2021-24. For disse fire feltene ble den totale biomassen av stortare modellert til 99 000 tonn (Norderhaug *et al.* 2021), mens det samlede høstekvantumet i siste treårsperiode har vært 25 000 tonn (Kilde: Fiskeridirektoratet), noe som gir en uttaksgrad på 25 %. I Vikna ble uttaksgraden beregnet i forhold til modellanslagene for den samlede stortarebiomassen i alle dyp og hvis vi sammenligner med tilsvarende modell i Nordland gir dette her en uttaksgrad på 21 % av den totale stående biomassen (0-40 m dyp). Den noe høyere uttaksgraden i Vikna kan bero på forskjeller i modellvariablenes presisjonsnivå, men også skyldes variasjoner i ressurstilgjengelighet og høstetrykk da feltene i Trøndelag har fem måneder lengre høstesesong enn i Nordland.

Hvis vi gjør en enkel prognoseberegning basert på de modellerte biomassesummene i 2-20 m dyp for alle tarehøstingsfeltene i Nordland og antar en gjennomsnittlig uttaksgrad på 23% for samtlige felt vil det totale forventede høstekvantumet, etter at alle feltene er høstet en gang, være ca 120 000 tonn. Til sammenligning så er det høstet ca 693 000 tonn på kyststrekningen Rogaland-Trøndelag ilt siste femårsperiode (Kilde: Fiskeridirektoratet) da de aller fleste av høstefeltene på denne kyststrekningen har vært åpne for en enkel høsterunde. Hvis prognoseberegningene holder stikk så innebærer dette at høstefeltene i Nordland kan holde ca 15 % av tareressursene som for tiden utnyttes langs norskekysten til tross for at dette området ikke utgjør mer enn ca 5 % av den totale kystlinjen som er tilgjengelig for kommersiell tarehøsting i Norge.

## 5 - Konklusjoner

Havforskningsinstituttet gjennomførte i perioden 2020-24 oppfølgende tilstandsundersøkelser av taresamfunnene på tidligere prøvehøstede felt og i uhøstede referanseområder i sørlig del av Nordland. Resultatene fra disse undersøkelsene viser, i tråd med tidligere studier, at stortarevegetasjonens størrelsesstruktur og biomassetetthet er reetablert 5 år etter høsting. Undersøkelsene viste også at tarevegetasjonens aldersstruktur og epifyttsamfunn ikke reetableres i løpet av 5 år, men var reetablert 8 år etter høsting og da ikke forskjellig fra uhøstede referanseområder. Dette indikerer at den differensierte høstesyklusen som er innført for tare i Nordland vil gi en kombinasjon av felt der tareresursene utnyttes effektivt gjennom en 5 års høstesyklus og felt der taresamfunnene gis tid til å reetablere klimakstilstand av en viss varighet gjennom en 10 års høstesyklus. Den differensierte høstesyklusen vil også gi muligheter til å teste betydningen av hvileperiodens varighet på taresamfunnenes produksjon og økosystemfunksjonalitet, over tid. Vi anbefaler derfor at denne høstesyklusen videreføres for sørlig del av Nordland og at restitusjon av taresamfunnene overvåkes regelmessig med evaluering av resultater og høsteplan etter fullført syklus.

For å følge den videre utviklingen etablerte Havforskningsinstituttet, i forkant av oppstarten av den kommersielle tarehøstingen i Nordland i 2022, stasjoner i samtlige høstefelt og i uhøstede referanseområder for video- og akustikkbasert overvåking av tareforekomstene. Oppfølgende undersøkelser på disse stasjonene i 2023 og 2024 viste klare spor etter tråling og betydelig reduksjon av tarebiomasse på de høstede feltene, men også at rekoloniseringen og tilveksten av stortare har vært god de første årene etter høstingen på de fleste felt. På flere av feltene som ble høstet i 2023 ble det imidlertid året etter høstingen observert økte forekomster av den hurtigvoksende brunalgen draughtare og vegetasjonsutviklingen bør her følges videre i årene framover.

Tareforekomstene i Nordland har tidligere vært preget av kråkebollebeiting og utviklingen av kråkebolleforekomster og deres eventuelle påvirkning på reetableringen etter tarehøstinger bør derfor overvåkes spesielt i denne regionen. Resultatene fra de senere års undersøkelser tyder på at kråkebolleforekomstene i denne delen av Nordland for tiden er på et moderat nivå som ikke har påvirket tarevegetasjonens restitusjon etter høstingene som har vært gjennomført til nå.

For å få mer helhetlig kunnskap om forekomstene av tareresurser på høstefeltene i Nordland ble det etablert en prediksjonsmodell for stortarebiomasse i dette området. Kvantitativ kunnskap om hvor store tareresurser som finnes på de enkelte høstefeltene og omfanget av høsteaktiviteten vil være viktig dersom man i framtiden vurderer å innføre feltspesifikke kvantumsgrenser på uttaket. Modellberegningene indikerte en total stående biomasse av stortare på høstefeltene i Nordland på til sammen 579 000 tonn, med 516 000 tonn stående innenfor dybdeintervallet (2-20 m) som er tilgjengelig for tarehøsting. En sammenligning av mellom høstekvantum og den modellberegnete stortarebiomassen for arealene som har vært åpne for høsting i perioden 2022-24 indikerer en uttaksgrad på til sammen 23 % av stortarebiomassen. Videre detaljert rapportering av høstekvantum og høsteinnsats (tidsbruk per høstet kvantum) vil være viktig for beregninger av uttaksgrad og høsteffektivitet, og også bidra med informasjon om eventuelle endringer i tareresursgrunnet over tid.

## 6 - Referanser

- Akaike H. 1974. A new look at the statistical model identification. *IEEE Transactions on Automatic Control* 19 (6): 716-723. DOI: 10.1109/TAC.1974.1100705.
- Anderson SC, Ward EJ, English PA, Barnett LAK, Thorson JT. 2024. "sdmTMB: an R package for fast, flexible, and user-friendly generalized linear mixed effects models with spatial and spatiotemporal random fields". *bioRxiv*. \*2022.03.24.485545\*. <https://doi.org/10.1101/2022.03.24.485545>.
- Artsdatabanken. 2024. <https://www.artsdatabanken.no/taxon/Saccorhiza%20polyschides/107293>.
- 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. 2014. 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.
- Brattegard T, Holthe T (eds). 1997. Distribution of marine, benthic macro-organisms in Norway. A tabulated catalogue. Preliminary edition. Research Report for DN 1997-1. Directorate for Nature Management. 409 pp.
- 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.
- Carranza DM, Wieters EA, Vásquez JA, Stotz BS. 2024. Exploring the consequences of kelp removal: a review shows we are missing a broader perspective. *Biodiversity and Conservation* (2024). <https://doi.org/10.1007/s10531-023-02769-7>.
- 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.
- Dunn PK, Smyth GK. 2005. Series evaluation of Tweedie exponential dispersion model densities. *Statistics and Computing* 15: 267–280. <https://doi.org/10.1007/s11222-005-4070-y>.
- 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.

Fiskeridirektoratet J-131-2022: (Gjeldende) Forskrift om høsting av tare i Nordland sør av Vegaøyen verdensarvområde. <https://www.fiskeridir.no/Yrkesfiske/Regelverk-og-reguleringer/J-meldinger/Gjeldende-J-meldinger/j-131-2022>.

Hartig F. 2022. DHARMA: Residual Diagnostics for Hierarchical (Multi-Level / Mixed) Regression Models. R package version 0.4.6. <https://CRAN.R-project.org/package=DHARMA>.

Kartveit KH, Filbee-Dexter K, Steen H, Christensen L, Norderhaug KM. 2022. Efficient spatial kelp biomass estimations using acoustic methods. Frontiers in Marine Science 9: 1065914

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.

Lovdata. 2004. Forskrift om endring i forskrift om høsting av tang og tare. FOR-2004-11-26-1526. <https://lovdata.no/dokument/LTI/forskrift/2004-11-26-1526>.

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. 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.

Norderhaug KM, Nedreaas KH, Huserbråten M, Moland E. 2020. Depletion of coastal predatory fish substocks coincided with the largest sea urchin grazing event observed in the NE Atlantic. Ambio, 50: 163-171. doi: 10.1007/s13280-020-01362-4.

Norderhaug KM, Freitas Brandt C, Heiberg Espeland S, Albretsen J, Christensen-Dalsgaard S, Ohldieck MJ, van Son TC, Knutsen JA, Moy FE, Steen H. 2021. Bærekraftig taretråling - Vurdering av bærekraftskriterier ved Vikna. Rapport fra Havforskningen 2021-46.

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.

Pedersen MF, Nejrup LB, Pedersen TM, Fredriksen S. 2014. Sub-canopy light conditions only allow low

- annual net productivity of epiphytic algae on kelp *Laminaria hyperborea*. Marine Ecology Progress Series. 516: 163-176.
- 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.
- Sjøtun 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.
- 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. 2019. Tilstandsvurdering av C-felt for tarehøsting i Rogaland og Sogn og Fjordane i 2019. Rapport fra Havforskningen Nr. 32-2019.
- Steen H. 2020. Tilstandsvurdering av høstefelt for stortare i Møre og Romsdal og Trøndelag i 2020. Rapport fra Havforskningen Nr. 31-2020.
- Steen H. 2021. Tilstandsvurdering av Høstefelt for Stortare i Rogaland og Vestland i 2021. Rapport fra Havforskningen 2021-34.
- Steen H. 2022. Tilstandsvurdering av høstefelt for stortare i Møre og Romsdal og Trøndelag i 2022. Nr. 28-2022.
- Steen H, Moy FE, Bodvin T. 2014a. Undersøkelser av stortarehøsting i Nord-Trøndelag og Nordland i 2013. Fisken og Havet 2014-3.
- 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. 2018a. Tareundersøkelser i Nordland i 2017. Rapport fra Havforskningen Nr. 9-2018.

Steen H, Norderhaug KM, Moy FE. 2018b. Tareundersøkelser i Nordland i 2018. Rapport fra Havforskningen Nr. 44-2018.

Steen H, Norderhaug KM, Moy FE. 2020. Tareundersøkelser i Nordland i 2019. Rapport fra Havforskningen Nr. 9-2020.

Steen H, Christensen L, Norderhaug KM. 2023. Tilstandsvurdering av høstefelt for stortare i Rogaland og Vestland i 2023. Rapport fra Havforskningen Nr. 38-2023.

Steen H, Kartveit KH. 2024. Tilstandsvurdering av høstefelt for stortare i Møre og Romsdal og Trøndelag i 2024. Rapport fra Havforskningen Nr. 40-2024.

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.

van Son TC, Nikolioudakis N, Steen H, Albretsen J, Furevik BR, Elvenes S, Moy F, Norderhaug KM. 2020. Achieving Reliable Estimates of the Spatial Distribution of Kelp Biomass. *Frontiers in Marine Science*. 7:107. doi: 10.3389/fmars.2022.

Wood SN, Pya N, Saefken B. 2016. Smoothing parameter and model selection for general smooth models (with discussion). *Journal of the American Statistical Association* 111: 1548-1575.

Zuur AF, Ieno EN, Saveliev AA. 2017. Recognizing statistical dependency. *Beginner's Guide to Spatial, Temporal, and Spatial-Temporal Ecological Data Analysis with R-INLA*. Newburgh, Highland Statistics Ltd. 1: 5-32.

## 7 - Appendix

*Appendix 1. Felt, stasjon, siste høsteaktivitet, undersøkelsestidspunkt, start-, stopposisjoner (WGS84 i grader,desimaler), gjennomsnittlig dyp og midlere signifikante bølgehøyde for video- og akustikktransekter undersøkt på kyststrekningen fra Trøndelagsgrensen til Vega i Nordland i juni 2022.*

Felt	St.	Høstet (år)	Dato	Kl.	Lat. start	Lon. start	Lat. end.	Lon. end.	Dyp (m)	Bølge (m)
453A	f	uhøstet	15.06.2022	13:19	65,2227°N	11,7283°Ø	65,2218°N	11,7284°Ø	12	0,56
454F	c	uhøstet	15.06.2022	14:35	65,2332°N	11,6396°Ø	65,2324°N	11,6372°Ø	9	0,56
454F	d	uhøstet	15.06.2022	15:19	65,2308°N	11,5628°Ø	65,2296°N	11,5613°Ø	10	0,71
454F	e	uhøstet	15.06.2022	13:38	65,2322°N	11,7085°Ø	65,2313°N	11,7063°Ø	10	0,54
455B	b	2015	15.06.2022	15:43	65,2356°N	11,5474°Ø	65,2364°N	11,5441°Ø	9	0,70
455B	e	2015	15.06.2022	14:19	65,2390°N	11,6550°Ø	65,2380°N	11,6543°Ø	8	0,68
456G	c	2015	15.06.2022	16:19	65,2449°N	11,5753°Ø	65,2455°N	11,5721°Ø	7	0,59
457C	b	2016	15.06.2022	18:47	65,2512°N	11,5038°Ø	65,2524°N	11,5015°Ø	9	0,73
457C	d	2016	15.06.2022	16:45	65,2568°N	11,5931°Ø	65,2575°N	11,5908°Ø	7	0,73
458H	e	2016	15.06.2022	17:27	65,2647°N	11,5303°Ø	65,2660°N	11,5299°Ø	6	0,73
459D	b	2017	15.06.2022	17:49	65,2683°N	11,5239°Ø	65,2695°N	11,5219°Ø	8	0,75
460F	a	2017	16.06.2022	12:05	65,2768°N	11,5641°Ø	65,2752°N	11,5635°Ø	11	0,72
460F	c	2017	16.06.2022	09:36	65,2808°N	11,4756°Ø	65,2799°N	11,4774°Ø	11	0,82
461E	g	2015	16.06.2022	11:11	65,2875°N	11,5359°Ø	65,2874°N	11,5398°Ø	9	0,70
462G	f	2015	16.06.2022	10:48	65,2930°N	11,5524°Ø	65,2940°N	11,5530°Ø	9	0,69
462G	h	2015	16.06.2022	10:03	65,2953°N	11,5279°Ø	65,2962°N	11,5284°Ø	11	0,68
463A	h	uhøstet	16.06.2022	10:29	65,3008°N	11,5360°Ø	65,3013°N	11,5380°Ø	10	0,73
464H	e	2016	17.06.2022	09:42	65,3138°N	11,4428°Ø	65,3149°N	11,4451°Ø	8	0,99
464H	f	uhøstet	16.06.2022	17:09	65,3119°N	11,5147°Ø	65,3108°N	11,5141°Ø	10	0,75
464H	g	uhøstet	16.06.2022	17:32	65,3089°N	11,5317°Ø	65,3099°N	11,5339°Ø	8	0,79
465B	b	2016	17.06.2022	10:02	65,3199°N	11,4445°Ø	65,3210°N	11,4419°Ø	8	1,05
466F	a	2016	17.06.2022	10:42	65,3290°N	11,4104°Ø	65,3301°N	11,4077°Ø	9	1,22
466F	d	2016	16.06.2022	16:34	65,3289°N	11,4898°Ø	65,3278°N	11,4922°Ø	10	0,90
467C	a	2017	16.06.2022	13:53	65,3369°N	11,5747°Ø	65,3363°N	11,5786°Ø	9	0,84
467C	f	2017	17.06.2022	11:20	65,3366°N	11,4463°Ø	65,3354°N	11,4480°Ø	10	1,09

Felt	Høstet			Kl.	Lat. start	Lon. start	Lat. end.	Lon. end.	Dyp (m)	Bølge (m)
	St.	(år)	Dato							
468G	e	2017	16.06.2022	16:05	65,3468°N	11,4927°Ø	65,3462°N	11,4954°Ø	10	0,93
469D	c	2017	16.06.2022	15:38	65,3585°N	11,4916°Ø	65,3569°N	11,4922°Ø	9	0,95
469D	d	2017	17.06.2022	12:24	65,3542°N	11,4379°Ø	65,3552°N	11,4404°Ø	11	1,13
470H	b	2017	16.06.2022	14:50	65,3621°N	11,5422°Ø	65,3602°N	11,5422°Ø	9	0,90
471E	g	2015	17.06.2022	15:57	65,3708°N	11,5281°Ø	65,3704°N	11,5258°Ø	8	0,95
471E	i	2015	17.06.2022	13:06	65,3673°N	11,4342°Ø	65,3690°N	11,4351°Ø	10	1,15
472F	h	2015	17.06.2022	14:10	65,3779°N	11,4970°Ø	65,3787°N	11,5006°Ø	9	0,97
473A	d	2016	17.06.2022	16:12	65,3907°N	11,4804°Ø	65,3907°N	11,4763°Ø	9	1,00
474G	a	2016	17.06.2022	16:55	65,3954°N	11,5085°Ø	65,3952°N	11,5046°Ø	10	0,90
474G	b	2016	17.06.2022	16:38	65,3934°N	11,5002°Ø	65,3935°N	11,4968°Ø	10	0,99
475B	a	2017	17.06.2022	17:19	65,4059°N	11,5161°Ø	65,4044°N	11,5125°Ø	9	0,90
475B	b	2017	17.06.2022	18:36	65,4034°N	11,5838°Ø	65,4021°N	11,5813°Ø	9	0,80
476H	c	2017	20.06.2022	13:49	65,4164°N	11,7213°Ø	65,4165°N	11,7225°Ø	11	0,60
477C	f	2014	20.06.2022	13:14	65,4190°N	11,7142°Ø	65,4202°N	11,7168°Ø	7	0,57
478F	g	2014	20.06.2022	12:10	65,4255°N	11,6850°Ø	65,4261°N	11,6889°Ø	9	0,57
478F	h	2014	20.06.2022	11:39	65,4317°N	11,6770°Ø	65,4329°N	11,6737°Ø	8	0,66
479D	d	2015	20.06.2022	10:34	65,4370°N	11,6435°Ø	65,4381°N	11,6439°Ø	8	0,72
479D	e	2015	20.06.2022	10:52	65,4368°N	11,6694°Ø	65,4380°N	11,6699°Ø	8	0,66
480G	c	2015	20.06.2022	10:06	65,4449°N	11,6717°Ø	65,4467°N	11,6717°Ø	9	0,50
481E	d	2017	20.06.2022	09:24	65,4521°N	11,7048°Ø	65,4513°N	11,7019°Ø	8	0,39
481E	e	2017	20.06.2022	09:03	65,4503°N	11,7274°Ø	65,4510°N	11,7241°Ø	9	0,40
482H	f	uhøstet	25.06.2022	10:04	65,4654°N	11,4450°Ø	65,4645°N	11,4453°Ø	13	1,20
483A	d	2017	22.06.2022	16:10	65,4670°N	11,5318°Ø	65,4679°N	11,5332°Ø	10	0,93
484F	a	2017	22.06.2022	08:50	65,4804°N	11,6798°Ø	65,4814°N	11,6819°Ø	8	0,49
484F	b	2017	22.06.2022	16:41	65,4762°N	11,6148°Ø	65,4754°N	11,6177°Ø	9	0,73
484F	c	2017	22.06.2022	15:07	65,4802°N	11,5398°Ø	65,4792°N	11,5413°Ø	9	0,93
485B	d	2014	22.06.2022	09:25	65,4855°N	11,6378°Ø	65,4864°N	11,6412°Ø	11	0,70
486G	e	2014	22.06.2022	09:53	65,4922°N	11,6468°Ø	65,4939°N	11,6473°Ø	7	0,61
486G	f	2014	22.06.2022	14:34	65,4975°N	11,5503°Ø	65,4983°N	11,5499°Ø	7	0,92



Felt	St.	Høstet (år)	Dato	Kl.	Lat. start	Lon. start	Lat. end.	Lon. end.	Dyp (m)	Bølge (m)
487C	g	2015	22.06.2022	10:51	65,5039°N	11,6622°Ø	65,5043°N	11,6634°Ø	9	0,51
488H	a	2015	22.06.2022	11:12	65,5144°N	11,6712°Ø	65,5142°N	11,6745°Ø	9	0,59
488H	c	2015	25.06.2022	14:33	65,5147°N	11,4795°Ø	65,5133°N	11,4793°Ø	10	1,06
488H	f	uhøstet	22.06.2022	12:38	65,5142°N	11,6248°Ø	65,5151°N	11,6266°Ø	7	0,71
489D	b	2014	25.06.2022	15:06	65,5184°N	11,4616°Ø	65,5178°N	11,4640°Ø	11	1,22
489D	c	2014	24.06.2022	15:57	65,5229°N	11,5183°Ø	65,5226°N	11,5209°Ø	11	1,03
489D	d	2014	22.06.2022	12:58	65,5186°N	11,6227°Ø	65,5191°N	11,6262°Ø	7	0,60
490F	a	2014	25.06.2022	13:19	65,5290°N	11,4597°Ø	65,5298°N	11,4580°Ø	10	1,08
491E	a	2013	25.06.2022	11:42	65,5368°N	11,4227°Ø	65,5352°N	11,4215°Ø	11	1,31
491E	c	2013	25.06.2022	12:53	65,5375°N	11,4826°Ø	65,5393°N	11,4799°Ø	11	1,18
492G	b	2013	25.06.2022	12:32	65,5485°N	11,4762°Ø	65,5499°N	11,4751°Ø	10	1,19
HorsværVest	1b	uhøstet	16.06.2022	12:41	65,2950°N	11,5958°Ø	65,2955°N	11,5978°Ø	8	0,69
HorsværVest	1c	uhøstet	16.06.2022	13:00	65,2991°N	11,5829°Ø	65,2985°N	11,5853°Ø	10	0,76
HorsværNord	5a	uhøstet	17.06.2022	17:43	65,4046°N	11,5339°Ø	65,4037°N	11,5308°Ø	8	0,85
HorsværNord	5c	uhøstet	19.06.2022	10:39	65,3898°N	11,6129°Ø	65,3883°N	11,6096°Ø	9	0,84
HorsværNord	5d	uhøstet	19.06.2022	11:27	65,3869°N	11,6443°Ø	65,3860°N	11,6474°Ø	7	0,74
VegaVerd.arv	7a	uhøstet	22.06.2022	13:35	65,5276°N	11,6056°Ø	65,5277°N	11,6083°Ø	7	0,72
VegaVerd.arv	7c	uhøstet	24.06.2022	17:20	65,5516°N	11,5739°Ø	65,5528°N	11,5759°Ø	7	0,96
VegaVerd.arv	7d	2013	24.06.2022	16:55	65,5478°N	11,5647°Ø	65,5492°N	11,5641°Ø	10	0,99

Appendix 2. Felt, stasjon, siste høsteaktivitet, undersøkelsestidspunkt, start-, stopposisjoner (WGS84 i grader,desimaler), gjennomsnittlig dyp og midlere signifikante bølgehøyde for video- og akustikktransekter undersøkt på kyststrekningen fra Trøndelagsgrensen til Vega i Nordland i juni 2023.

Felt	St.	Høstet (år)	Dato	Kl.	Lat. start	Lon. start	Lat. end.	Lon. end.	Dyp (m)	Bølge (m)
453A	f	uhøstet	02.06.2023	10:21	65,2227°N	11,7283°Ø	65,2218°N	11,7284°Ø	12	0,56
454F	c	uhøstet	02.06.2023	11:38	65,2332°N	11,6396°Ø	65,2324°N	11,6372°Ø	9	0,56
454F	d	uhøstet	02.06.2023	12:17	65,2308°N	11,5628°Ø	65,2296°N	11,5613°Ø	11	0,71
454F	e	uhøstet	02.06.2023	10:47	65,2322°N	11,7085°Ø	65,2313°N	11,7063°Ø	10	0,54
455B	b	2023	02.06.2023	12:38	65,2356°N	11,5474°Ø	65,2364°N	11,5441°Ø	9	0,70
455B	e	2023	02.06.2023	11:17	65,2390°N	11,6550°Ø	65,2380°N	11,6543°Ø	8	0,68
456G	c	2015	02.06.2023	13:53	65,2449°N	11,5753°Ø	65,2455°N	11,5721°Ø	7	0,59
457C	b	2016	02.06.2023	13:16	65,2512°N	11,5038°Ø	65,2524°N	11,5015°Ø	10	0,73
457C	d	2016	02.06.2023	14:24	65,2568°N	11,5931°Ø	65,2575°N	11,5908°Ø	8	0,73
458H	e	2016	02.06.2023	14:56	65,2647°N	11,5303°Ø	65,2660°N	11,5299°Ø	6	0,73
459D	b	2017	02.06.2023	15:17	65,2683°N	11,5239°Ø	65,2695°N	11,5219°Ø	8	0,75
460F	a	2022	02.06.2023	17:42	65,2768°N	11,5641°Ø	65,2752°N	11,5635°Ø	10	0,72
460F	c	2022	02.06.2023	15:50	65,2808°N	11,4756°Ø	65,2799°N	11,4774°Ø	10	0,82
461E	g	2015	02.06.2023	16:29	65,2875°N	11,5359°Ø	65,2874°N	11,5398°Ø	8	0,70
462G	f	2015	02.06.2023	17:11	65,2930°N	11,5524°Ø	65,2940°N	11,5530°Ø	9	0,69
462G	h	2015	06.06.2023	09:42	65,2953°N	11,5279°Ø	65,2962°N	11,5284°Ø	10	0,68
463A	h	2022	06.06.2023	09:59	65,3008°N	11,5360°Ø	65,3013°N	11,5380°Ø	9	0,73
464H	e	2016	06.06.2023	11:18	65,3138°N	11,4428°Ø	65,3149°N	11,4451°Ø	10	0,99
464H	f	uhøstet	06.06.2023	10:40	65,3119°N	11,5147°Ø	65,3108°N	11,5141°Ø	10	0,75
464H	g	uhøstet	06.06.2023	10:18	65,3089°N	11,5317°Ø	65,3099°N	11,5339°Ø	9	0,79
465B	b	2023	06.06.2023	11:39	65,3199°N	11,4445°Ø	65,3210°N	11,4419°Ø	9	1,05
466F	a	2022	06.06.2023	12:59	65,3290°N	11,4104°Ø	65,3301°N	11,4077°Ø	10	1,22
466F	d	2022	06.06.2023	12:09	65,3289°N	11,4898°Ø	65,3278°N	11,4922°Ø	11	0,90
467C	a	2017	06.06.2023	08:56	65,3369°N	11,5747°Ø	65,3363°N	11,5786°Ø	7	0,84
467C	f	2017	06.06.2023	12:34	65,3366°N	11,4463°Ø	65,3354°N	11,4480°Ø	11	1,09
468G	e	2017	06.06.2023	14:16	65,3468°N	11,4927°Ø	65,3462°N	11,4954°Ø	10	0,93

Felt	St.	Høstet		Kl.	Lat. start	Lon. start	Lat. end.	Lon. end.	Dyp (m)	Bølge (m)
		(år)	Dato							
469D	c	2017	06.06.2023	15:17	65,3585°N	11,4916°Ø	65,3569°N	11,4922°Ø	9	0,95
469D	d	2017	06.06.2023	13:43	65,3542°N	11,4379°Ø	65,3552°N	11,4404°Ø	12	1,13
470H	b	2017	06.06.2023	14:48	65,3621°N	11,5422°Ø	65,3602°N	11,5422°Ø	10	0,90
471E	g	2015	06.06.2023	16:51	65,3708°N	11,5281°Ø	65,3704°N	11,5258°Ø	7	0,95
471E	i	2015	06.06.2023	15:47	65,3673°N	11,4342°Ø	65,3690°N	11,4351°Ø	10	1,15
472F	h	2022	06.06.2023	16:22	65,3779°N	11,497°Ø	65,3787°N	11,5006°Ø	9	0,97
473A	d	2022	09.06.2023	10:05	65,3907°N	11,4804°Ø	65,3907°N	11,4763°Ø	8	1,00
474G	a	2016	09.06.2023	09:30	65,3954°N	11,5085°Ø	65,3952°N	11,5046°Ø	8	0,90
474G	b	2016	09.06.2023	09:47	65,3934°N	11,5002°Ø	65,3935°N	11,4968°Ø	8	0,99
475B	a	2023	09.06.2023	09:01	65,4059°N	11,5161°Ø	65,4044°N	11,5125°Ø	8	0,90
475B	b	2023	08.06.2023	19:40	65,4034°N	11,5838°Ø	65,4021°N	11,5813°Ø	9	0,80
476H	c	2017	08.06.2023	18:52	65,4165°N	11,7226°Ø	65,4164°N	11,7210°Ø	12	0,60
477C	f	2014	08.06.2023	18:31	65,4203°N	11,7167°Ø	65,4190°N	11,7141°Ø	8	0,57
478F	g	2022	08.06.2023	18:06	65,4260°N	11,6887°Ø	65,4255°N	11,6851°Ø	10	0,57
478F	h	2022	08.06.2023	17:41	65,4330°N	11,6736°Ø	65,4317°N	11,6769°Ø	9	0,66
479D	d	2015	06.06.2023	18:03	65,4381°N	11,6440°Ø	65,4369°N	11,6435°Ø	8	0,72
479D	e	2015	08.06.2023	17:27	65,4378°N	11,6700°Ø	65,4368°N	11,6696°Ø	9	0,66
480G	c	2015	06.06.2023	18:32	65,4467°N	11,6719°Ø	65,4449°N	11,6717°Ø	9	0,50
481E	d	2017	08.06.2023	16:28	65,4521°N	11,7048°Ø	65,4513°N	11,702°Ø	9	0,39
481E	e	2017	08.06.2023	16:52	65,4510°N	11,7241°Ø	65,4504°N	11,7272°Ø	9	0,40
482H	f	uhøstet	09.06.2023	11:06	65,4654°N	11,4450°Ø	65,4645°N	11,4453°Ø	12	1,20
483A	d	2022	09.06.2023	11:40	65,4680°N	11,5332°Ø	65,4669°N	11,5316°Ø	10	0,93
484F	a	2022	04.06.2023	10:13	65,4804°N	11,6799°Ø	65,4814°N	11,6819°Ø	8	0,49
484F	b	2022	09.06.2023	12:51	65,4763°N	11,6147°Ø	65,4754°N	11,6180°Ø	8	0,73
484F	c	2022	09.06.2023	12:01	65,4802°N	11,5399°Ø	65,4793°N	11,5415°Ø	9	0,93
485B	d	2023	09.06.2023	13:14	65,4864°N	11,6414°Ø	65,4855°N	11,6377°Ø	9	0,70
486G	e	2014	04.06.2023	12:46	65,4927°N	11,6467°Ø	65,4942°N	11,6473°Ø	10	0,61
486G	f	2014	09.06.2023	12:20	65,4983°N	11,5500°Ø	65,4974°N	11,5505°Ø	7	0,92
487C	g	2015	04.06.2023	10:45	65,5038°N	11,6621°Ø	65,5043°N	11,6634°Ø	10	0,51

Felt	St.	Høstet (år)	Dato	Kl.	Lat. start	Lon. start	Lat. end.	Lon. end.	Dyp (m)	Bølge (m)
488H	a	2015	09.06.2023	13:47	65,5143°N	11,6715°Ø	65,5141°N	11,6748°Ø	9	0,59
488H	c	2015	10.06.2023	10:54	65,5132°N	11,4793°Ø	65,5147°N	11,4796°Ø	9	1,06
488H	f	uhøstet	09.06.2023	14:09	65,5151°N	11,6267°Ø	65,5141°N	11,6249°Ø	8	0,71
489D	b	2014	10.06.2023	11:34	65,5178°N	11,4641°Ø	65,5184°N	11,4616°Ø	11	1,22
489D	c	2014	04.06.2023	11:49	65,5230°N	11,5188°Ø	65,5228°N	11,5211°Ø	12	1,03
489D	d	2014	09.06.2023	14:27	65,5190°N	11,6263°Ø	65,5185°N	11,6226°Ø	8	0,60
490F	a	2022	10.06.2023	10:13	65,5288°N	11,4599°Ø	65,5298°N	11,4580°Ø	9	1,08
491E	a	2013	10.06.2023	09:45	65,5351°N	11,4215°Ø	65,5367°N	11,4228°Ø	10	1,31
491E	c	2013	10.06.2023	11:26	65,5374°N	11,4827°Ø	65,5395°N	11,4796°Ø	9	1,18
492G	b	2013	10.06.2023	12:06	65,5477°N	11,4732°Ø	65,5481°N	11,4760°Ø	9	1,19
HorsværVest	1b	uhøstet	02.06.2023	18:12	65,2950°N	11,5963°Ø	65,2955°N	11,5982°Ø	6	0,69
HorsværVest	1c	uhøstet	02.06.2023	18:37	65,2992°N	11,5829°Ø	65,2985°N	11,5852°Ø	8	0,76
HorsværNord	5a	uhøstet	09.06.2023	08:41	65,4045°N	11,5339°Ø	65,4036°N	11,5307°Ø	7	0,85
HorsværNord	5c	uhøstet	08.06.2023	20:04	65,3898°N	11,6130°Ø	65,3884°N	11,6097°Ø	10	0,84
HorsværNord	5d	uhøstet	08.06.2023	20:29	65,3868°N	11,6444°Ø	65,3860°N	11,6474°Ø	8	0,74
VegaVerd.arv	7a	uhøstet	09.06.2023	14:59	65,5278°N	11,6086°Ø	65,5275°N	11,6056°Ø	8	0,72
VegaVerd.arv	7c	uhøstet	09.06.2023	15:32	65,5529°N	11,5759°Ø	65,5516°N	11,5737°Ø	10	0,96
VegaVerd.arv	7d	2013	09.06.2023	15:53	65,5493°N	11,5640°Ø	65,5478°N	11,5648°Ø	11	0,99

Appendix 3. Felt, stasjon, siste høsteaktivitet, undersøkelsestidspunkt, start-, stopposisjoner (WGS84 i grader,desimaler), gjennomsnittlig dyp og midlere signifikante bølgehøyde for video- og akustikktransekter undersøkt på kyststrekningen fra Trøndelagsgrensen til Vega i Nordland i juni 2024.

Felt	St.	Høstet (år)	Dato	Kl.	Lat. start	Lon. start	Lat. end.	Lon. end.	Dyp (m)	Bølge (m)
453A	f	uhøstet	08.06.2024	11:33	65,2218°N	11,7283°Ø	65,2228°N	11,7281°Ø	12	0,56
454F	c	uhøstet	08.06.2024	12:50	65,2331°N	11,6395°Ø	65,2324°N	11,6372°Ø	9	0,56
454F	d	uhøstet	08.06.2024	13:24	65,2309°N	11,5627°Ø	65,2296°N	11,5613°Ø	10	0,71
454F	e	uhøstet	08.06.2024	11:55	65,2312°N	11,7063°Ø	65,2321°N	11,7084°Ø	9	0,54
455B	b	2023	08.06.2024	13:56	65,2356°N	11,5475°Ø	65,2365°N	11,5441°Ø	10	0,70
455B	e	2023	08.06.2024	12:21	65,2379°N	11,6542°Ø	65,2391°N	11,6549°Ø	7	0,68
456G	c	2015	08.06.2024	14:20	65,2449°N	11,5752°Ø	65,2455°N	11,5722°Ø	8	0,59
457C	b	2024	08.06.2024	14:55	65,2513°N	11,5039°Ø	65,2524°N	11,5016°Ø	10	0,73
457C	d	2024	09.06.2024	09:35	65,2568°N	11,5931°Ø	65,2575°N	11,5907°Ø	7	0,73
458H	e	2016	08.06.2024	15:22	65,2658°N	11,5301°Ø	65,2647°N	11,5304°Ø	8	0,73
459D	b	2017	08.06.2024	15:35	65,2682°N	11,5239°Ø	65,2694°N	11,5219°Ø	10	0,75
460F	a	2022	09.06.2024	10:02	65,2752°N	11,5637°Ø	65,2768°N	11,5642°Ø	10	0,72
460F	c	2022	08.06.2024	16:04	65,2799°N	11,4774°Ø	65,2808°N	11,4755°Ø	11	0,82
461E	g	2015	09.06.2024	10:25	65,2874°N	11,5399°Ø	65,2876°N	11,5356°Ø	8	0,70
462G	f	2015	09.06.2024	10:49	65,2941°N	11,5530°Ø	65,2930°N	11,5523°Ø	8	0,69
462G	h	2015	08.06.2024	18:55	65,2955°N	11,5277°Ø	65,2962°N	11,5614°Ø	11	0,68
463A	h	2022	08.06.2024	18:37	65,3014°N	11,5381°Ø	65,3009°N	11,5359°Ø	11	0,73
464H	e	2016	08.06.2024	17:10	65,3149°N	11,4450°Ø	65,3138°N	11,4427°Ø	10	0,99
464H	f	uhøstet	08.06.2024	17:49	65,3118°N	11,5148°Ø	65,3107°N	11,5142°Ø	9	0,75
464H	g	uhøstet	08.06.2024	18:09	65,3101°N	11,5339°Ø	65,3089°N	11,5316°Ø	9	0,79
465B	b	2023	08.06.2024	16:51	65,3197°N	11,4448°Ø	65,3210°N	11,4418°Ø	10	1,05
466F	a	2022	09.06.2024	13:25	65,3301°N	11,4079°Ø	65,3289°N	11,4109°Ø	10	1,22
466F	d	2022	09.06.2024	12:47	65,3288°N	11,4896°Ø	65,3276°N	11,4923°Ø	11	0,90
467C	a	2024	09.06.2024	12:09	65,3368°N	11,5749°Ø	65,3362°N	11,5711°Ø	8	0,84
467C	f	2024	09.06.2024	13:53	65,3366°N	11,4464°Ø	65,3355°N	11,4481°Ø	11	1,09
468G	e	2017	09.06.2024	14:19	65,3468°N	11,4925°Ø	65,3461°N	11,4958°Ø	10	0,93

Felt	Høstet		Dato	Kl.	Lat. start	Lon. start	Lat. end.	Lon. end.	Dyp (m)	Bølge (m)
	St.	(år)								
469D	c	2017	09.06.2024	15:17	65,3583°N	11,4917°Ø	65,3568°N	11,4923°Ø	9	0,95
469D	d	2017	09.06.2024	15:45	65,3551°N	11,4403°Ø	65,3541°N	11,4378°Ø	12	1,13
470H	b	2017	09.06.2024	14:48	65,3622°N	11,5421°Ø	65,3602°N	11,5421°Ø	10	0,90
471E	g	2015	09.06.2024	17:09	65,3708°N	11,5279°Ø	65,3704°N	11,5255°Ø	7	0,95
471E	i	2015	09.06.2024	16:07	65,3689°N	11,4352°Ø	65,3673°N	11,4343°Ø	10	1,15
472F	h	2022	09.06.2024	16:41	65,3788°N	11,5010°Ø	65,3779°N	11,4967°Ø	9	0,97
473A	d	2022	13.06.2024	12:24	65,3907°N	11,4804°Ø	65,3906°N	11,4762°Ø	8	1,00
474G	a	2016	09.06.2024	17:36	65,3955°N	11,5089°Ø	65,3952°N	11,5044°Ø	9	0,90
474G	b	2016	13.06.2024	12:45	65,3934°N	11,5001°Ø	65,3942°N	11,4968°Ø	8	0,99
475B	a	2023	13.06.2024	11:50	65,4059°N	11,5161°Ø	65,4044°N	11,5125°Ø	8	0,90
475B	b	2023	13.06.2024	11:01	65,4034°N	11,5837°Ø	65,4021°N	11,5814°Ø	9	0,80
476H	c	2017	12.06.2024	18:13	65,4164°N	11,7210°Ø	65,4165°N	11,7226°Ø	11	0,60
477C	f	2024	12.06.2024	17:56	65,4191°N	11,7143°Ø	65,4203°N	11,7168°Ø	8	0,57
478F	g	2022	12.06.2024	17:43	65,4255°N	11,6849°Ø	65,4260°N	11,6886°Ø	10	0,57
478F	h	2022	12.06.2024	17:13	65,4317°N	11,6770°Ø	65,4330°N	11,6736°Ø	9	0,66
479D	d	2015	12.06.2024	16:41	65,4369°N	11,6436°Ø	65,4381°N	11,6440°Ø	10	0,72
479D	e	2015	12.06.2024	16:59	65,4368°N	11,6695°Ø	65,4379°N	11,6700°Ø	9	0,66
480G	c	2015	12.06.2024	16:15	65,4448°N	11,6718°Ø	65,4467°N	11,6718°Ø	10	0,50
481E	d	2017	12.06.2024	15:47	65,4513°N	11,7019°Ø	65,4521°N	11,7049°Ø	9	0,39
481E	e	2017	12.06.2024	14:29	65,4510°N	11,7243°Ø	65,4504°N	11,7272°Ø	9	0,40
482H	f	uhøstet	12.06.2024	14:17	65,4654°N	11,4450°Ø	65,4644°N	11,4454°Ø	14	1,20
483A	d	2022	10.06.2024	11:48	65,4669°N	11,5317°Ø	65,4680°N	11,5332°Ø	11	0,93
484F	a	2022	10.06.2024	10:38	65,4804°N	11,6799°Ø	65,4814°N	11,6820°Ø	7	0,49
484F	b	2022	10.06.2024	11:08	65,4763°N	11,6146°Ø	65,4753°N	11,6183°Ø	9	0,73
484F	c	2022	10.06.2024	12:09	65,4802°N	11,5399°Ø	65,4792°N	11,5416°Ø	10	0,93
485B	d	2023	10.06.2024	13:03	65,4855°N	11,6378°Ø	65,4864°N	11,6415°Ø	10	0,70
486G	e	2014	10.06.2024	13:33	65,4928°N	11,6469°Ø	65,4941°N	11,6474°Ø	8	0,61
486G	f	2014	10.06.2024	12:30	65,4983°N	11,5499°Ø	65,4974°N	11,5505°Ø	9	0,92
487C	g	2024	10.06.2024	13:56	65,5038°N	11,6622°Ø	65,5043°N	11,6635°Ø	10	0,51

Felt	St.	Høstet (år)	Dato	Kl.	Lat. start	Lon. start	Lat. end.	Lon. end.	Dyp (m)	Bølge (m)
488H	a	2015	10.06.2024	14:11	65,5143°N	11,6714°Ø	65,5141°N	11,6747°Ø	10	0,59
488H	c	2015	12.06.2024	13:07	65,5148°N	11,4796°Ø	65,5133°N	11,4794°Ø	10	1,06
488H	f	uhøstet	10.06.2024	14:36	65,5141°N	11,6248°Ø	65,5151°N	11,6268°Ø	8	0,71
489D	b	2014	12.06.2024	12:48	65,5184°N	11,4615°Ø	65,5178°N	11,4641°Ø	11	1,22
489D	c	2014	12.06.2024	13:32	65,5230°N	11,5188°Ø	65,5228°N	11,5210°Ø	11	1,03
489D	d	2014	10.06.2024	14:52	65,5185°N	11,6224°Ø	65,5191°N	11,6262°Ø	8	0,60
490F	a	2022	12.06.2024	12:26	65,5298°N	11,4580°Ø	65,5289°N	11,4599°Ø	9	1,08
491E	a	2013	12.06.2024	12:02	65,5351°N	11,4215°Ø	65,5367°N	11,4227°Ø	10	1,31
491E	c	2013	12.06.2024	11:22	65,5395°N	11,4797°Ø	65,5375°N	11,4827°Ø	10	1,18
492G	b	2013	12.06.2024	11:02	65,5477°N	11,4731°Ø	65,5481°N	11,4761°Ø	9	1,19
HorsværVest	1b	uhøstet	09.06.2024	11:17	65,2950°N	11,5961°Ø	65,2955°N	11,5981°Ø	7	0,69
HorsværVest	1c	uhøstet	09.06.2024	11:30	65,2985°N	11,5851°Ø	65,2992°N	11,5829°Ø	9	0,76
HorsværNord	5a	uhøstet	13.06.2024	11:31	65,4036°N	11,5307°Ø	65,4045°N	11,5338°Ø	7	0,85
HorsværNord	5c	uhøstet	13.06.2024	10:32	65,3899°N	11,6131°Ø	65,3884°N	11,6097°Ø	10	0,84
HorsværNord	5d	uhøstet	13.06.2024	10:10	65,3861°N	11,6473°Ø	65,3868°N	11,6444°Ø	8	0,74
VegaVerd.arv	7a	uhøstet	10.06.2024	15:15	65,5276°N	11,6056°Ø	65,5278°N	11,6086°Ø	9	0,72
VegaVerd.arv	7c	uhøstet	10.06.2024	15:43	65,5517°N	11,5738°Ø	65,5528°N	11,5759°Ø	9	0,96
VegaVerd.arv	7d	2013	10.06.2024	16:00	65,5478°N	11,5649°Ø	65,5493°N	11,5639°Ø	11	0,99

Appendix 4. Feltnavn, stasjonsnavn, høstestatus, tidspunkt, posisjon, innsamlingsdyp, midlere signifikant bølgehøyde (MSWH) og antall planter undersøkt på innsamlingsstasjoner for stortare på strekningen fra Trøndelagsgrensen til Vega i Nordland i 2022-24.

Felt	St.	Høstestatus	Dato	Kl.	Latitud	Longitud	Dyp (m)	Bølgeh. (m)	Pl.
HorsværVest	1b	Referanse	02.06.2023	18:25	65,2953°N	11,5970°Ø	5	0,69	10
HorsværVest	1c	Referanse	02.06.2023	18:50	65,2989°N	11,5837°Ø	6	0,76	11
HorsværNord	5a	Referanse	17.06.2022	18:15	65,4039°N	11,5311°Ø	6	0,87	10
HorsværNord	5c	Referanse	19.06.2022	11:00	65,3889°N	11,6101°Ø	7	0,83	10
HorsværNord	5d	Referanse	19.06.2022	12:00	65,3854°N	11,6463°Ø	8	0,74	10
VegaVerd.arv	7a	Referanse	22.06.2022	13:55	65,5276°N	11,6068°Ø	8	0,75	10
VegaVerd.arv	7c	Referanse	24.06.2022	17:45	65,5524°N	11,5751°Ø	7	0,96	11
VegaVerd.arv	7d	Referanse	10.06.2024	16:25	65,5486°N	11,5642°Ø	6	0,99	10
470H	b	5 år etter høst.	16.06.2022	15:15	65,3618°N	11,5416°Ø	5	0,9	10
475B	a	5 år etter høst.	17.06.2022	18:00	65,4051°N	11,5137°Ø	8	0,9	10
484F	c	5 år etter høst.	22.06.2022	15:25	65,4799°N	11,5399°Ø	6	0,93	10
477C	f	8 år etter høst.	20.06.2022	14:40	65,4193°N	11,7140°Ø	6	0,66	10
478F	g	8 år etter høst.	20.06.2022	14:55	65,4257°N	11,6867°Ø	7	0,57	10
478F	h	8 år etter høst.	20.06.2022	15:15	65,4320°N	11,6760°Ø	6	0,66	10
456G	c	8 år etter høst.	02.06.2023	14:05	65,2452°N	11,5735°Ø	5	0,6	10
461E	g	8 år etter høst.	02.06.2023	16:50	65,2875°N	11,5362°Ø	7	0,69	10
462G	f	8 år etter høst.	02.06.2023	17:25	65,2933°N	11,5524°Ø	8	0,67	10
471E	g	8 år etter høst.	06.06.2023	17:15	65,3706°N	11,5267°Ø	6	0,94	10
474G	a	8 år etter høst.	09.06.2024	17:55	65,3956°N	11,5087°Ø	7	0,89	10
479D	d	8 år etter høst.	06.06.2023	18:20	65,4376°N	11,6438°Ø	6	0,72	10
480G	c	8 år etter høst.	06.06.2023	19:00	65,4466°N	11,6720°Ø	8	0,48	10
487C	g	8 år etter høst.	04.06.2023	11:05	65,5040°N	11,6628°Ø	5	0,51	10
488H	c	8 år etter høst.	10.06.2023	11:10	65,5139°N	11,4795°Ø	8	1,13	10



Appendix 5. Tukey test på forskjeller mellom innsamlingsstasjoner for stortare i henholdsvis referanseområder, felt høstet 5 år tidligere og felt høstet 8 år tidligere. Signifikante p-verdier (<0,05) er understreket.

Responsvariabel	Sammenligning	Differanse	95 % konf. int.	p verdi
<b>Midlere signifikant bølgehøyde (m)</b>	Referanse vs 5 år etter høst.	-0,086	(-0,35 - 0,18)	0,692
	Referanse vs 8 år etter høst.	0,114	(-0,06 - 0,29)	0,263
	8 år vs 5 år etter høst.	-0,200	(-0,45 - 0,05)	0,136
<b>Innsamlingsdyp (m)</b>	Referanse vs 5 år etter høst.	0,292	(-1,66 - 2,24)	0,924
	Referanse vs 8 år etter høst.	0,183	(-1,13 - 1,50)	0,934
	8 år vs 5 år etter høst.	0,108	(-1,75 - 1,97)	0,990
<b>Alder (år)</b>	Referanse vs 5 år etter høst.	0,933	(-1,26 - 3,13)	0,539
	Referanse vs 8 år etter høst.	0,500	(-0,98 - 1,98)	0,674
	8 år vs 5 år etter høst.	0,433	(-1,66 - 2,53)	0,861
<b>Stipeslengde (cm)</b>	Referanse vs 5 år etter høst.	-18,72	(-72,4 - 34,9)	0,657
	Referanse vs 8 år etter høst.	-15,08	(-51,2 - 21,1)	0,552
	8 år vs 5 år etter høst.	-3,633	(-54,8 - 47,5)	0,982
<b>Stipesvekt (g)</b>	Referanse vs 5 år etter høst.	-143,0	(-752 - 466)	0,825
	Referanse vs 8 år etter høst.	-146,4	(-557 - 264)	0,645
	8 år vs 5 år etter høst.	3,533	(-577 - 584)	1,000
<b>Laminavekt (g)</b>	Referanse vs 5 år etter høst.	172,6	(-74,3 - 420)	0,206
	Referanse vs 8 år etter høst.	69,42	(-97,1 - 236)	0,552
	8 år vs 5 år etter høst.	103,2	(-132 - 339)	0,520
<b>Kråkeboller (antall hapter<sup>-1</sup>)</b>	Referanse vs 5 år etter høst.	0,215	(-0,40 - 0,83)	0,653
	Referanse vs 8 år etter høst.	0,090	(-0,32 - 0,50)	0,847
	8 år vs 5 år etter høst.	0,125	(-0,46 - 0,71)	0,851
<b>Epifyttvekt (g)</b>	Referanse vs 5 år etter høst.	75,04	(-75,8 - 226)	0,434
	Referanse vs 8 år etter høst.	27,40	(-74,2 - 129)	0,777
	8 år vs 5 år etter høst.	47,63	(-96,2 - 191)	0,684
<b>Epifyttdiversitet (grupper lok.<sup>-1</sup>)</b>	Referanse vs 5 år etter høst.	2,833	(0,55 - 5,12)	<u>0,014</u>
	Referanse vs 8 år etter høst.	0,917	(-0,62 - 2,46)	0,310
	8 år vs 5 år etter høst.	1,917	(-0,26 - 4,09)	0,091
<b>Stilktilvekst (cm<sup>2</sup> år<sup>-1</sup>)</b>	Referanse vs 5 år etter høst.	-0,483	(-0,90 - -0,07)	<u>0,021</u>
	Referanse vs 8 år etter høst.	-0,230	(-0,51 - 0,05)	0,119
	8 år vs 5 år etter høst.	-0,253	(-0,65 - 0,14)	0,259

Appendix 6. Felt, høsteår og høstekvantum i perioden 2022-24 (Kilde: Fiskeridirektoratet). Sum av modellert stortarebiomasse og gjennomsnittlig uttaksgrad totalt i dybdeintervallet 2-20 m (dybdeintervall for tarehøsting), med grenser for 2,5 % og 97,5 % konfidensintervall per felt. Felt som har vært åpne for høsting i perioden 2022-24 er markert i rødt.

Felt	Høsteår	Høste- kvant. (tonn)	Biomasse 2-20 m (tonn)	Biomasse 2-20 m (2,5 % konf. grense) (tonn)	Biomasse 2-20m (97,5 % konf. grense) (tonn)	Uttak av biomasse 2-20 m (%)	Uttak av biomasse 2-20 m (2,5 % konf. grense) (%)	Uttak av biomasse 2-20 m (97,5 % konf. grense) (%)
453A	2022	0	1	0	7	0 %	0 %	0 %
454F	2022	0	34	7	182	0 %	0 %	0 %
455B	2023	1 048	567	164	2 061	185 %	51 %	639 %
456G	2025		366	113	1 256			
457C	2024	1 259	949	376	2 612	133 %	48 %	335 %
458H	2028		2 596	1 249	5 409			
459D	2025		4 329	1 938	9 847			
460F	2022	1 424	2 581	1 153	5 707	55 %	25 %	123 %
461E	2026		846	399	1 736			
462G	2025		1 941	870	4 539			
463A	2022	1 139	2 648	1 218	5 605	43 %	20 %	94 %
464H	2028		12 687	5 771	26 300			
465B	2023	4 011	20 945	9 536	43 304	19 %	9 %	42 %
466F	2022	3 883	21 186	10 120	42 816	18 %	9 %	38 %
467C	2024	2 850	8 183	4 267	15 323	35 %	19 %	67 %
468G	2025		10 017	4 832	20 993			
469D	2025		9 930	5 253	18 887			
470H	2028		19 624	10 363	37 323			
471E	2026		56 082	27 805	115 476			
472F	2022	5 833	23 050	12 806	43 160	25 %	14 %	46 %
473A	2022	9 216	44 268	26 080	77 004	21 %	12 %	35 %
474G	2025		33 876	18 398	65 094			

Felt	Høstear	Høste- kvant. (tonn)	Biomasse 2-20 m (tonn)	Biomasse 2-20 m (2,5 % konf. grense) (tonn)	Biomasse 2-20m (97,5 % konf. grense) (tonn)	Uttak av biomasse 2-20 m (%)	Uttak av biomasse 2-20 m (2,5 % konf. grense) (%)	Uttak av biomasse 2-20 m (97,5 % konf. grense) (%)
475B	2023	2 161	9 092	4 275	18 687	24 %	12 %	51 %
476H	2028		40	18	83			
477C	2024	1 345	4 237	1 849	10 148	32 %	13 %	73 %
478F	2022	1 770	5 940	2 412	15 254	30 %	12 %	73 %
479D	2025		13 481	6 059	29 408			
480G	2025		19 321	8 463	42 070			
481E	2026		7 260	2 590	19 448			
482H	2028		1 461	589	3 594			
483A	2022	205	1 256	603	2 373	16 %	9 %	34 %
484F	2022	1 579	10 601	5 016	21 871	15 %	7 %	31 %
485B	2023	4 479	14 891	7 865	28 125	30 %	16 %	57 %
486G	2025		14 050	7 329	28 132			
487C	2024	1 714	12 421	6 249	24 908	14 %	7 %	27 %
488H	2028		18 680	9 994	35 434			
489D	2025		23 614	12 048	46 479			
490F	2022	3 482	21 767	11 370	41 717	16 %	8 %	31 %
491E	2026		30 432	15 947	57 239			
492G	2025		30 437	15 238	59 609			
	<b>Tot. høstede felt</b>	<b>47 398</b>	<b>204 619</b>	<b>105 365</b>	<b>400 863</b>	<b>23 %</b>	<b>12 %</b>	<b>45 %</b>
	<b>Tot. alle felt</b>		<b>515 691</b>	<b>260 631</b>	<b>1 029 218</b>			



## HAVFORSKNINGSINSTITUTTET

Postboks 1870 Nordnes

5817 Bergen

Tlf: 55 23 85 00

E-post: [post@hi.no](mailto:post@hi.no)

[www.hi.no](http://www.hi.no)