



# TILSTANDSVURDERING AV HØSTEFELT FOR STORTARE I MØRE OG ROMSDAL OG TRØNDELAG I 2024

Henning Steen og Kyrre Heldal Kartveit (HI)



**Tittel (norsk og engelsk):**

Tilstandsvurdering av høstefelt for stortare i Møre og Romsdal og Trøndelag i 2024

Assessment of kelp harvesting fields in Møre og Romsdal and Trøndelag counties in 2024

**Rapportserie:**

Rapport fra havforskningen

ISSN:1893-4536

**År - Nr.:**

2024-40

**Dato:**

26.09.2024

**Forfatter(e):**

Henning Steen og Kyrre Heldal Kartveit (HI)

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

**Distribusjon:**

Åpen

**Prosjektnr:**

14914-12

**Oppdragsgiver(e):**

Fiskeridirektoratet

**Program:**

Kystøkosystemer

**Forskningsgruppe(r):**

Bunnsamfunn

**Antall sider:**

40

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

Havforskningsinstituttet gjennomførte i april-juni 2024 stikkprøvebaserte undersøkelser av 40 felt i Møre og Romsdal og Trøndelag som etter gjeldende forskrift skal åpnes for tarehøsting i perioden 1. oktober 2024 – 30 september 2025. Undersøkelsene gjennomføres primært vha undervannsvideo og ekkolodd, i tillegg til at det samles inn prøver av stortareplanter på et utvalg av feltene for mer detaljerte undersøkelser av morfologi, alder og begroingsorganismer (epifytter). Sammenlignbare undersøkelser ble også gjennomført i referanseområder der tarehøsting ikke er tillatt. På bakgrunn av tarevegetasjonens dekningsgrad, størrelsesstruktur og biomassetetthet, samt innslag av kråkeboller, gjøres en vurdering av hvert enkelt felts egnethet for tarehøsting kommende sesong. Det ble ikke observert signifikante forskjeller i gjennomsnittlig dekningsgrad, vegetasjonshøyde og biomassetetthet av stortare mellom høstefelt og referanseområder i 2024, og tilstanden i de fleste undersøkte områder vurderes som god. Likevel frarådes høsting i 2024/25 på feltene 330D, 340D, 350D pga begrensede forekomster av stortare og høyere innslag av kråkeboller i forhold til øvrige områder. Videre frarådes høsting før 01.05.2025 på felt 329D, 339D, 360D, 368D, 408D, samt deler av feltene 272C, 349D, 373D, 388D på grunn av lav kronesjikhøyde og/eller lav biomassetetthet av stortare. Tilstanden på øvrige undersøkte felt i Møre og Romsdal og Trøndelag vurderes som tilstrekkelig god for høsteoppstart fra 01.10.2024. Prøvetakingen av stortare viste som i tidligere år at planter samlet inn på felt høstet fire år tidligere var yngre, hadde mindre festeorgan og begroing av epifytter enn planter samlet inn i referanseområdene.

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

The Institute of Marine Research monitored kelp communities in Møre og Romsdal and Trøndelag counties in April-June 2024. The monitoring was performed by UV-video and echo-sounder at kelp (*L. hyperborea*) 40 harvesting fields, planned opened for harvesting in the period 1 October 2024 – 30 September 2025, as well as in control areas where kelp harvesting is prohibited. The condition of the kelp vegetation was evaluated for each field and advice on kelp harvesting were provided for the forthcoming season. Observations indicated that the condition at most fields were good with only small overall differences in kelp vegetation coverage, height and biomass density between harvesting and control areas. However, fields 330D, 340D, 350D are not considered suitable for harvesting in 2024/25 due low kelp abundances and prevalence of sea urchins. Furthermore, fields 329D, 339D, 360D, 368D, 408D, as well as parts of fields 272C, 349D, 373D, 388D are not recommended opened for harvesting before 1 May 2025 due to low kelp canopy heights and/or biomass densities. The condition of the kelp vegetation at other surveyed fields in Møre og Romsdal and Trøndelag were considered good enough for harvesting from 1 October 2024. For studies of morphology, age and epiphytes kelp plants were also sampled at a subset of the surveyed stations. As in previous years the kelp plants sampled at fields harvested 4 years earlier were significantly younger, had smaller holdfasts and carried less epiphytes than kelp plants sampled in control areas.

## Innhold

<b>1</b>	<b>Innledning</b> .....	<b>5</b>
<b>2</b>	<b>Metodikk</b> .....	<b>6</b>
<b>3</b>	<b>Resultater og Diskusjon</b> .....	<b>12</b>
<b>4</b>	<b>Råd fra Havforskningsinstituttet</b> .....	<b>34</b>
<b>5</b>	<b>Referanser</b> .....	<b>35</b>
<b>6</b>	<b>Appendix</b> .....	<b>37</b>

# 1 - Innledning

Langs norskekysten høstes det ca 150.000 tonn stortare per år gjennom tråling på kyststrekningen fra Rogaland til sørlig del av Nordland. Tarehøstingen reguleres gjennom regionale forskrifter der kystområdene deles inn i felt som er åpne for høsting hvert femte år. Høsteområdene følger separate forskrifter i Rogaland – Vestland (Fiskeridirektoratets J-melding: J-132-2023), Møre og Romsdal – Trøndelag (Fiskeridirektoratets J-melding: J-184-2022) og Nordland (Fiskeridirektoratets J-melding: J-131-2022) som revideres hvert 5 år. Tarehøstingsaktiviteten rapporteres fortløpende vha posisjonsrapportering (VMS – Vessel Monitoring System) og høstekvantumet vha elektronisk fangstrapportering (ERS – Electronic Reporting Systems) til Fiskeridirektoratet som er utøvende forvaltningsmyndighet. Havforskningsinstituttet overvåker årlig tilstanden i taresamfunnene i de høstede regionene og gir ut tilstandsrapporter som bidrar med råd til forvaltningen av tareressursene i Norge (Steen 2019, 2020, 2021, 2022, Steen *et al.* 2020, 2023, Norderhaug *et al.* 2021). Overvåkingen sør for Nordland er organisert slik at kyststrekningen fra Rogaland – Vestland overvåkes et år (2019 (Steen 2019), 2021 (Steen 2021), 2023 (Steen *et al.* 2023)) og kyststrekningen Møre og Romsdal – Trøndelag det påfølgende år (2020 (Steen 2020), 2022 (Steen 2022), 2024 (denne rapporten)), mens høsteområdene i sørlig del av Nordland overvåkes årlig (Steen *et al.* 2020).

Høstefeltene på kyststrekningen fra Rogaland til Trøndelag har siden revisjoner i 2018/19 vært inndelt i felt som alle har lik bredde fra sør til nord på en nautisk mil etter hele breddeminutt (Steen 2019, 2020, 2021, 2022, Steen *et al.* 2023). Feltene er gitt tall og bokstavkategori fra 1A (det sørligste høstefeltet i Rogaland), 2B, 3C, 4D, 5E,.....,450A, 451B, 452C (det nordligste høstefeltet i Trøndelag). De enkelte feltene er åpne for høsting hvert femte år, etterfulgt av en fireårs hvileperiode. For å motvirke at nabofelt ikke høstes påfølgende år er høsterekkefølgen slik at A-feltene høstes først, deretter C-feltene, deretter E-feltene, så B-feltene og til slutt D-feltene. Det høstes imidlertid med ulik bokstavrekkefølge sør og nord for linjen som går ved 63°25' nordlig breddegrad på grensen mellom Møre og Romsdal og Trøndelag. I sørlig del av Nordland (mellom Trøndelagsgrensen i sør og grensen mot verdensarvområdet ved Vega i nord) er høstefeltene delt inn i halve breddeminutt der nabofelt høstes med henholdsvis 5 års og 10 års syklus.

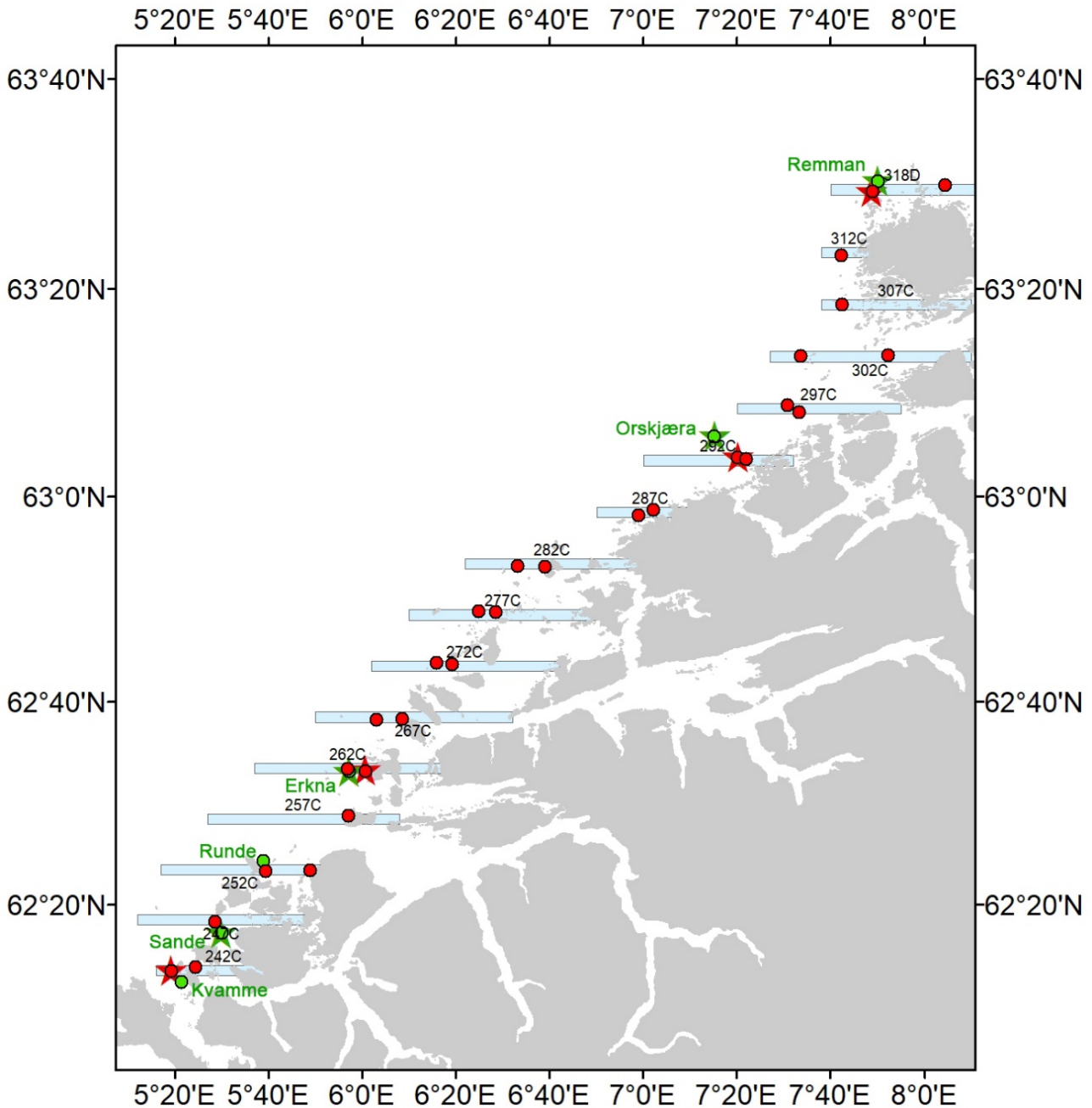
Havforskningsinstituttet gjennomførte i april-juni 2024 stikkprøvebaserte undersøkelser i høstefelt for stortare i Møre og Romsdal og Trøndelag som etter gjeldende forskrift (Fiskeridirektoratets J-melding: J-115-2022) er planlagt åpnet for høsting av tare i perioden 1. oktober 2024 – 30. september 2025. I sørlig del av Møre og Romsdal (sør for 63°25' nordlig breddegrad) innbefatter dette feltene i bokstavkategori C (heretter benevnt som C-felt), og i nordlig del av Møre og Romsdal (nord for 63°25' nordlig breddegrad) og Trøndelag felt i bokstavkategori D (heretter benevnt som D-felt). På bakgrunn av tilstand på de enkelte felt gis det i denne rapporten råd til forvaltning og næring om egnethet for tarehøsting i forkant av oppstart av ny høstesyklus (1. oktober 2024). Kriterier som benyttes for å vurdere høstefeltenes tilstand er, som ved tidligere undersøkelser (Steen 2020, 2022), stortarevegetasjonens dekningsgrad, kronesjikhøyde og biomassetetthet, samt forekomst av kråkeboller. I områder med høy kråkebolletetthet kan tarevegetasjonen være spesielt sårbar og bør derfor ikke utsettes for den ekstra belastningen som en eventuell høsting kan medføre. I områder der tarevegetasjonen er lite utviklet og biomassetettheten lav, bør høstingen utsettes slik at tarevegetasjonens størrelsesstruktur og biomasse gis mer tid til reetablering.

Undersøkelsene gjennomføres primært vha undervannsvideo og ekkolodd langs transekter på høstefelt og i referanseområder som er stengt for tarehøsting (Figur 1, 2, APPENDIX 1, 2). På utvalgte lokaliteter ble det i tillegg samlet inn stortareplanter, for å undersøke tarevegetasjonens morfologi, aldersstruktur og begroingsammann (epifytter) på tareplantene (Figur 1, 2, APPENDIX 3).

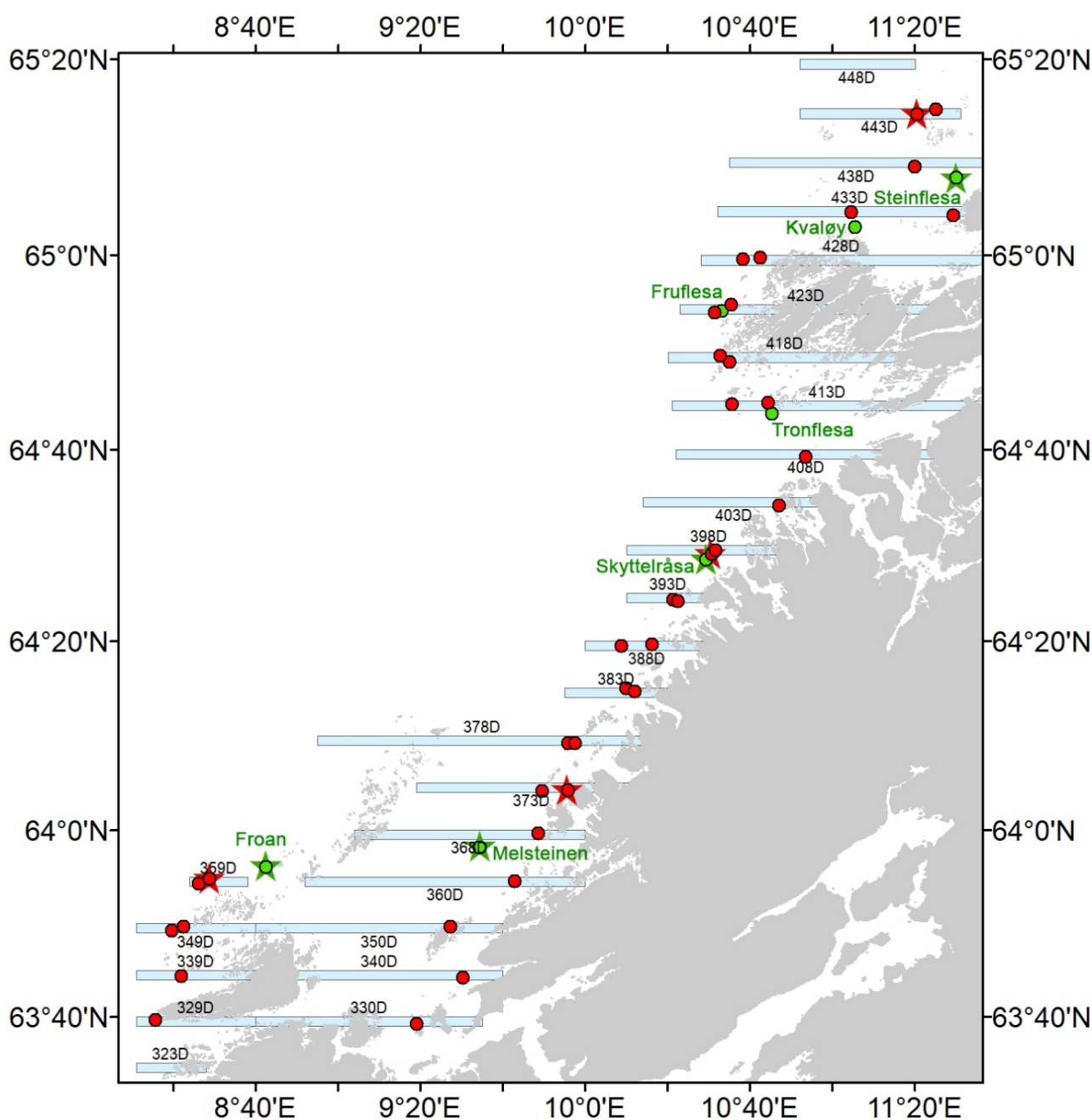


## 2 - Metodikk

Det ble gjennomført video og ekkoloddundersøkelser av 15 C-felt og 1 D-felt i Møre og Romsdal (Figur 1) og 24 D-felt i Trøndelag (Figur 2) i april-juni 2024. Tilsvarende undersøkelser ble også gjennomført i referanseområder som er stengt for tarehøsting for å sammenligne tilstanden her med den på høstefeltene. På utvalgte lokaliteter ble det i tillegg samlet inn prøver for å sammenligne stortarevegetasjonens morfologi, alderssammensetning og forekomst av begroingsorganismer (epifytter) mellom referanseområder og nærliggende høstefelt (Figur 1, 2).



Figur 1. Lokaliteter undersøkt vha video/ekkolodd (sirkler) og prøvetaking av stortare (stjerner) i høstefelt (røde markører) og referanseområder (grønne markører) i Møre og Romsdal i april 2024. Blå polygoner indikerer avgrensningen av høstefelt som etter gjeldende forvaltningsplan skal åpnes for tarehøsting 1 oktober 2024.

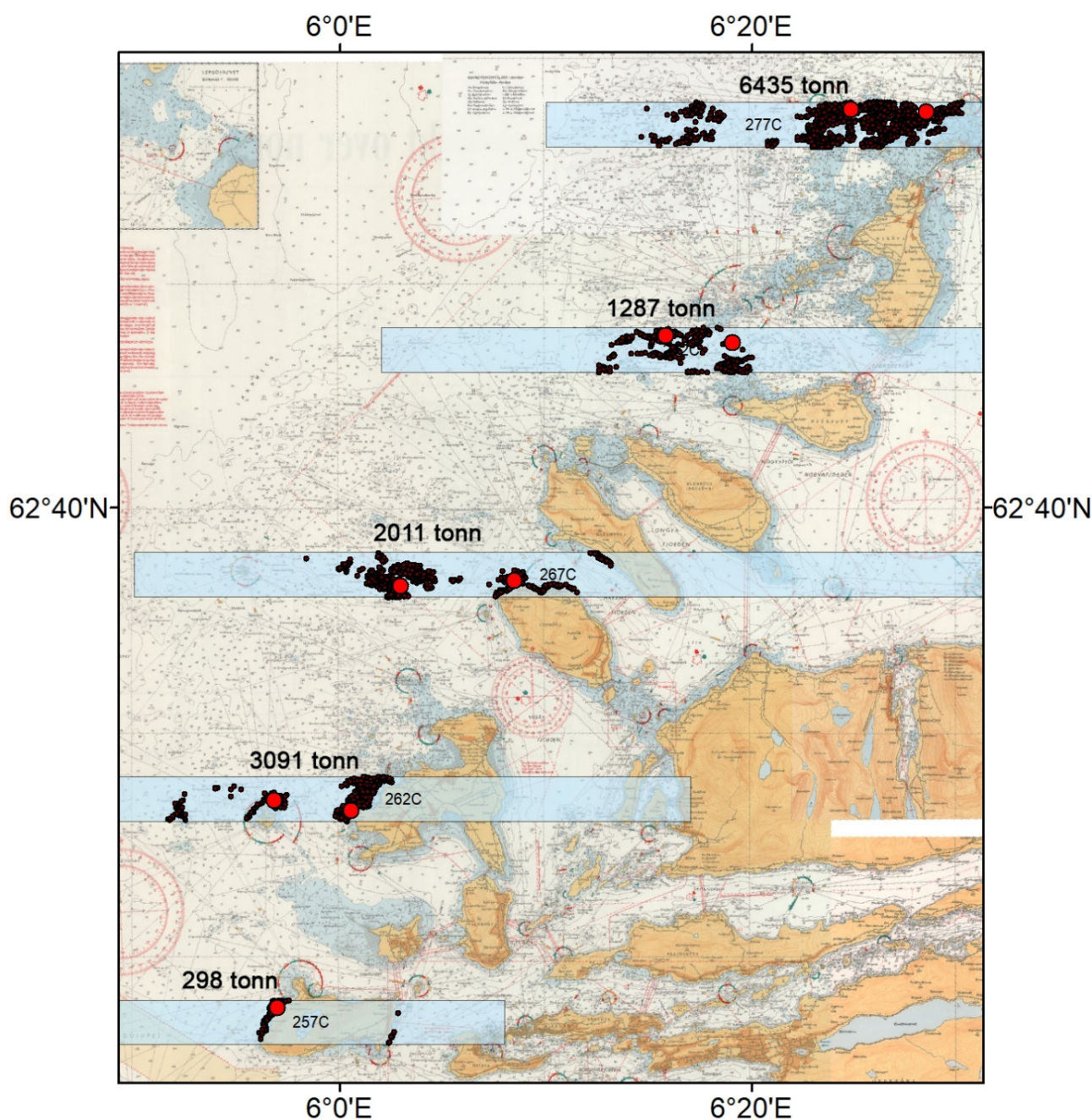


Figur 2. Lokalteter undersøkt vha video/ekkolodd (sirkler) og prøvetaking av stortare (stjerner) i høstefelt (røde markører) og referanseområder (grønne markører) i Trøndelag i april-juni 2024. Blå polygoner indikerer avgrensningen av høstefelt som etter gjeldende forvaltningsplan skal åpnes for tarehøsting 1 oktober 2024.

De fleste undersøkte høstefeltene var siste gang tilgjengelig for høsting i 2019/20-sesongen, men ble da høstet i ulik grad (APPENDIX 1, 2). Det innrapporterte høsteuttaket for 2019/20-sesongen varierte fra 0 til mer enn 6000 tonn på enkelte felt. På alle felt der det innrapporterte høsteuttaket oversteg 300 tonn ble det gjort undersøkelser på 2 lokaliteter, mens det på felt med lavere høsteuttak ble gjort undersøkelser på 1-2 lokaliteter. Felt 324D og 448D i Trøndelag som også er planlagt åpnet for tarehøsting i 2024/25 sesongen ble ikke

undersøkt i 2024. Disse feltene inneholder få grunne områder egnet for stortarevekst og er heller ikke høstet i siste tiårsperiode.

Lokalitetene som undersøkes velges ut på bakgrunn av innrapporterte sporingsdata av høsteaktiviteten fra siste femårsperiode (Figur 3). Enkelte av feltene har imidlertid ikke vært høstet i siste femårsperiode, og på disse ble overvåkingslokalitetene plassert i områder med spor etter eldre høsteaktivitet dersom slike foreligger. På felt der det ikke er registrert tidligere høsteaktivitet (sporing av høsteaktivitet foreligger ikke før 2014) og i referanseområdene ble overvåkingslokalitetene plukket ut på bakgrunn av dybdeedata. Samtlige referanselokaliteter ble også undersøkt i 2022 (Steen 2022).



Figur 3. Eksempel på innrapporterte sporingsdata fra tarehøstingsaktivitet i 2019/20 sesongen (mørkebrune prikker) i forhold til posisjon av overvåkingslokaliteter (røde markører) på fem (257C – 277C) av høstefeltene (blå polygoner) i Møre og Romsdal. Det innrapporterte høsteuttaket for 2029/20-sesongen er angitt i tonn for hvert enkelt felt.



Videoobservasjonene ble gjennomført etter samme prosedyre som i tidligere år (Steen 2019, 2020, 2021, 2022, Steen *et al.* 2023). På alle de undersøkte lokalitetene ble det benyttet nedsenkbar undervannskamera som føres langs transekter (ca 100-200 m lange) fra fartøy (FF Fangst) med kartplotter og ekkolodd. Kabelen til undervannskamerasondene er ført gjennom en talje på enden av et spesialdesignet ca 5 m langt baugspyd, slik at grunne områder sikrere kan nås og faren for at kabelen skal komme i konflikt med baugpropeller reduseres. Fartøyet disponerer et dynamisk posisjoneringssystem (DP) som gjør at transektlinjene kan følges med høy presisjon og jevn hastighet (0,6 – 0,7 knop). Det ble benyttet to kamerasystem som begge hadde innebygd dybdesensor, et livekamera (UVS 5080) og et kamera for høyoppløselige videoopptak (Parelenz dive camera). Fartøyet beveger seg sidelengs under videofilmingen og undervannskameraene føres vekselvis rett over og gjennom tarevegetasjonen, der kamerahøyden i forhold til tarevegetasjonen og bunnen justeres vha en monitor. Filmene fra UVS 5080-kameraet ble fortløpende konvertert til PC-format (mpg) vha en Pinnacle movie box, mens de høyoppløselige filmene fra Paralenz-kameraet ble lastet fra minnebrikke over på pc etter endt transekt. Videofilmene og akustikkdataene ble lagret på eksterne harddisker og etter toktavslutning kopiert til en sentral server på Havforskningsinstituttet for senere analyser.

Før analyse ble videotransektene splittet opp i mindre segment (for hvert minutt film). For hvert transektsegment anslås gjennomsnittlig dyp, bunntype, tarevegetasjonens dekningsgrad (definert som andel bunnsflate dekket av tarevegetasjon), tetthet og høyde. Det ble også gjennomført tellinger av kråkeboller og forekomstene ble angitt som antall kråkebolleindivider per meter videotransekt. For å standardisere analysene ble transektsegment med substrattypen uegnet for stortarevekst (sand, grus, etc) og gjennomsnittdybder på mer enn 15 meter utelatt, da mesteparten av tarehøstingen allikevel finner sted grunnere enn 15 meters dyp (Steen 2019, 2020, 2021, 2022, Steen *et al.* 2023).

Høyden av tarevegetasjonen måles fra tareplantenes festeorgan (dvs bunnen) til tarebladet vha kameraets innebygde dybdesensor (Figur 4). For hvert transektsegment ble det gjort observasjoner av kronesjiktets (canopysjiktets) maksimale plantehøyde (høyden av den høyeste observerte tareplanten) og kronesjiktets gjennomsnittlige plantehøyde for å få et estimat på tarevegetasjonens størrelsesstruktur i forhold til størrelsespotensialet. Det ble også gjort anslag av gjennomsnittlig biomassetetthet av stortare på hver lokalitet ved å multiplisere gjennomsnittlig plantevekt med den gjennomsnittlige plantetettheten observert langs videotransektene. Stortareplantenes vekt ble beregnet utifra plantehøyden som observeres langs videotransektene ved å benytte en relasjon mellom plantelengde og vekt utviklet gjennom tidligere målinger av innsamlede stortareplanter (Van Son *et al.* 2020, Steen 2020, 2022).



*Figur 4. Høyden på stortareplantene måles vha dybdesensor (tall nest nederst til høyre i bildene) ved å bevege kameraet vertikalt fra tareplantenes festeorgan på bunnen (nedre bilde) til bladlaget øverst på plantene (øvre bilde).*

Langs samtlige transekt som ble undersøkt i Møre og Romsdal og Trøndelag i 2024 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. Programvaren EK80 ble brukt både for kalibrering av begge systemene og for innsamling og lagring av data. Dataene ble tolket i Large Scale Survey System (LSSS). Den manuelle tolkningen i LSSS består i hovedsak av å beskjære korrumperte datasett og tegne integrasjonslinjer rundt tarevegetasjonen. På denne måten kan man beregne

den akustiske mengden (nautical area backscatter coefficient - NASC) i integrasjonsarealet (tarevegetasjonen). NASC-verdiene lagres så i en database og kan hentes derfra for å brukes videre i statistisk analyse. Ved å plote den akustiske mengden med den estimerte biomassen beregnet ved hjelp av andre estimeringsmetoder (som videotolkning,) kan man opprette et lineært forhold mellom NASC og biomassetetthet. Ved hjelp av dette forholdet kan man så estimere biomassetettheten av stortare for hvert transekt direkte fra ekkogrammene. 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.

Prøver av stortareplanter ble innsamlet, målt og analysert etter samme prosedyre som ved tidligere undersøkelser (Steen 2019, 2020, 2021, 2022, Steen *et al.* 2018, 2020, 2023). Innsamlingen foregår ved vha tareskraper og 8-20 tareplanter ble undersøkt fra hver av 8 høstefeltlokaliteter og 8 referanselokaliteter (Appendix 3). Tarestilkens lengde ble målt fra overgang festeorgan/stilk til overgang stilk/blad, mens tarebladens lengde ble målt fra overgang stilk/blad til enden av blad. Påvekstorganismene (epifyttene) ble skrapet av tarestilkene og veid (våt vekt), og de dominerende slekter/grupper ble rangert etter forekomst for hver enkelt tarestilk. Tareplantenes blad (lamina), stilk (stipes) og festeorgan (hapter) ble separert og veid (våt vekt) hver for seg. Alderen på de innsamlede tareplantene ble bestemt ved å telle vekstsoner i stilkverrsnitt kuttet ca 1 cm over hapterdelen.

Dyp, substrat og grad av bølgeeksponering er alle faktorer som vil påvirke utbredelse og vekst av stortare (Norderhaug *et al.* 2012, Steen *et al.* 2018, Van Son *et al.* 2020). Alle prøvetakingslokalitetene ble derfor gjennomført på hardbunn i et så snevert dybdeintervall som mulig (5-8 meters dyp). For transektene ble områder med substrattypen uegnet for stortarevekst (sand, grus, etc) og gjennomsnittdybder på mer enn 15 meter utelatt fra analysene, da mesteparten av tarehøstingen foregår grunnere enn 15 meters dyp (Steen 2019, 2020, 2021, 2022, Steen *et al.* 2023). Det ble også gjennomført modellering av bølgeeksponering i form av midlere signifikante bølgehøyde (MSWH) i meter (beskrevet i Steen *et al.* 2018) på samtlige undersøkte lokaliteter, for å undersøke i hvilken grad denne faktoren varierte mellom høstefelt og referanseområder. For å teste forskjeller mellom lokaliteter i høstefelt og referanseområder ble det benyttet t-tester, mens korrelasjoner mellom variable ble estimert vha Pearsons produkt-moment korrelasjonskoeffisient ( $r$ ). T-testene og korrelasjonstestene ble programmert i R.

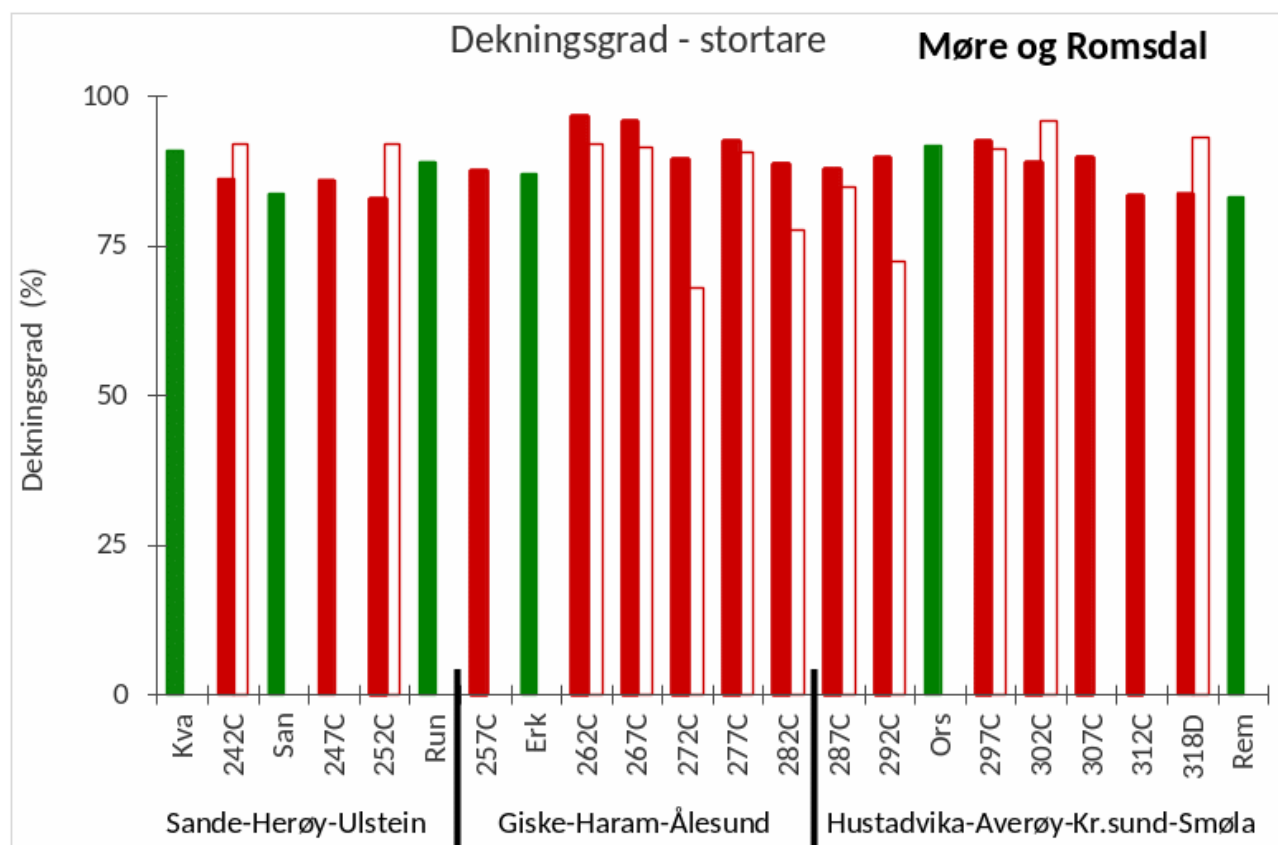
## 3 - Resultater og Diskusjon

### VIDEOUNDERSØKELSER

#### Møre og Romsdal

Gjennomsnittsdypet på lokalitetene som ble undersøkt i Møre og Romsdal i 2024 var  $9,5 \pm 1,0$  (95 % konfidensintervall) m. Bølgeeksponeringen på de samme lokalitetene, i form av midlere signifikant bølgehøyde, varierte fra 0,3 m til 1,5 m, med et gjennomsnitt på  $0,8 \pm 0,1$  m. Det ble ikke registrert signifikante forskjeller mellom lokaliteter i høstefelt og referanseområder mhp gjennomsnittlig dyp (t-test,  $p = 0,37$ ) eller bølgeeksponering (t-test,  $p = 0,45$ ).

Stortare var den dominerende tarearten på samtlige lokaliteter undersøkt i Møre og Romsdal i 2024 og dekningsgraden varierte fra 68 % til 97 % med et gjennomsnitt på 88 % (Figur 7). Det ble stedvis observert innslag av andre tarearter som butare, sukkertare og draughtare, men den samlede dekningsgraden av disse tre artene var  $<1$  %. Det ble ikke registrert signifikante forskjeller i dekningsgrad av tare mellom høstefeltlokaliteter og referanselokaliteter (t-test,  $p = 0,85$ ).

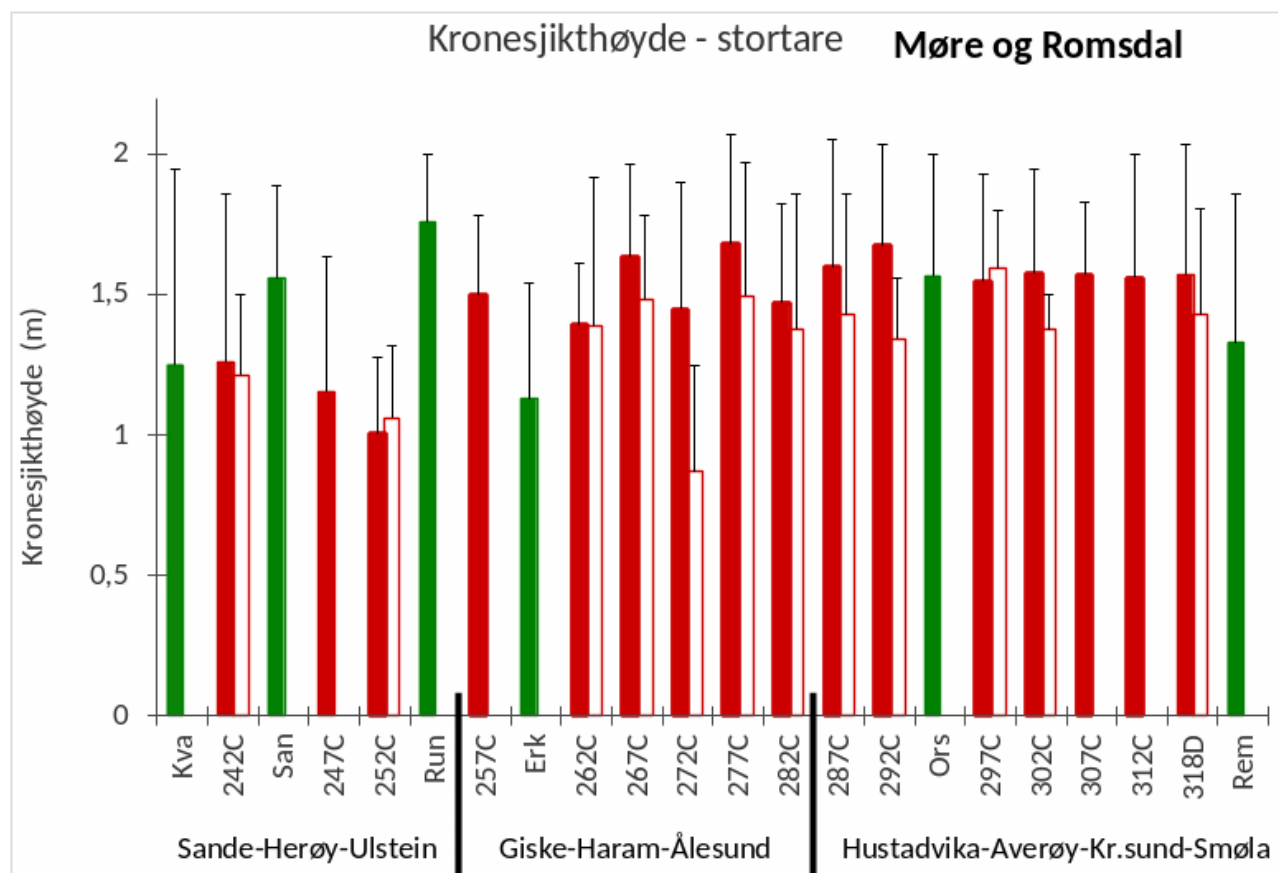


Figur 5. Gjennomsnittlig dekningsgrad av stortare (*Laminaria hyperborea*) langs transekt i høstefelt (røde søyler (der tomme søyler representerer det østlige transektet på felt med to undersøkte transekter)) og referanseområder (grønne søyler) i Møre og Romsdal i 2024. Referansetransekt er benevnt med forkortelser (Figur 1, Appendix 1). Feltene er listet fra sør (til venstre) mot nord (til høyre).



Stortarevegetasjonens gjennomsnittlige kronesjikhøyde varierte fra 0,9 m til 1,8 m med et gjennomsnitt på 1,4 m på lokalitetene i Møre og Romsdal i 2024 (Figur 6). Det ble ikke registrert signifikante forskjeller i stortarevegetasjonens gjennomsnittlige kronesjikhøyde mellom lokaliteter i høstefelt og referanseområder (t-test,  $p = 0,92$ ). Det var en økning i gjennomsnittlig kronesjikhøyde fra ca 1,0-1,3 m på de sørligste høstefeltene (kyststrekningen Sande – Ulstein) til ca 1,5 m på de fleste høstefelt lenger nord i fylket (Figur 6). Stortarevegetasjonen på den østlige lokaliteten i felt 272C skiller seg ut med en lavere gjennomsnittlig kronesjikhøyde (0,9 m) enn på nærliggende lokaliteter (Figur 6, 7). Høsting av den østlige delen av felt 272C (øst for 6° 18' østlig lengde) anbefales derfor utsatt til etter 30 april 2025.

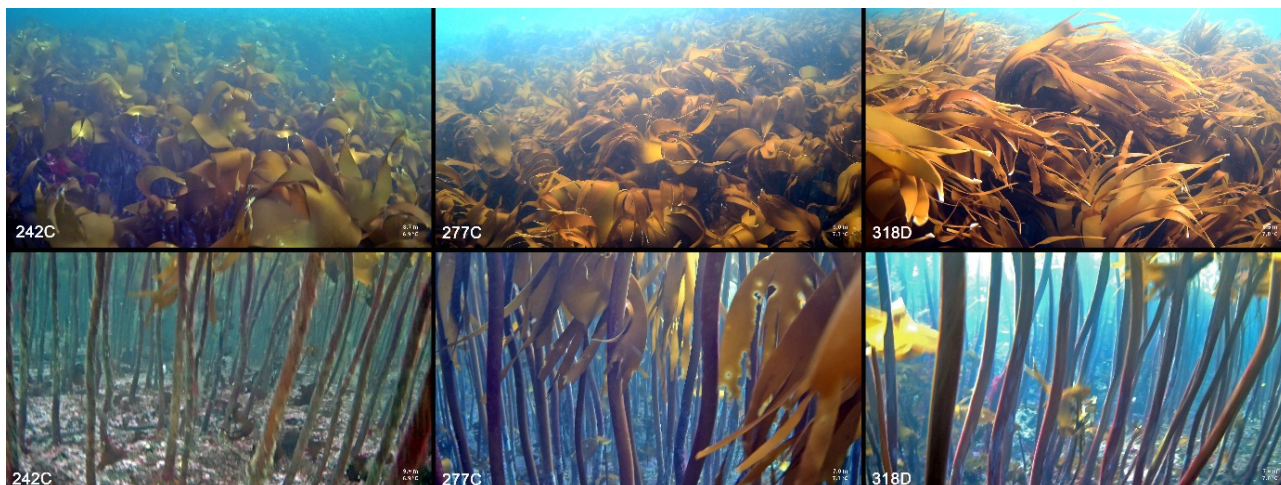
Forholdet mellom gjennomsnittlig og maksimal kronesjikhøyde kan benyttes som et mål på stortarevegetasjonens størrelsesstruktur (Steen 2022, Steen *et al.* 2023). En ujevn størrelsesstruktur kan både skyldes naturlige tapsprosesser (som f.eks stormfellingsepisoder) og/eller manglende gjenvekst etter tidligere tarehøsting. På høstefeltlokalitetene som ble undersøkt i Møre og Romsdal i 2024 varierte forholdet mellom stortarevegetasjonens gjennomsnittlige og maksimale kronesjikhøyde fra 68 % til 92 % (Figur 6). Det ble ikke registrert signifikante forskjeller i stortarevegetasjonens størrelsesstruktur mellom lokaliteter i høstefelt og referanseområder (t-test,  $p = 0,35$ ). Dette, sammen med små forskjeller i gjennomsnittlig kronesjikhøyde mellom høstefelt- og referanselokaliteter, indikerer at stortarevegetasjonen har nådd sitt naturlige størrelsespotensial på de fleste av høstefeltene som ble undersøkt i Møre og Romsdal i 2024. Eksempler på stortarevegetasjon i tre av feltene som har hatt høyt høsteuttak i Møre og Romsdal i siste femårsperiode er vist i Figur 8.



Figur 6. Gjennomsnittlig kronesjikhøyde av stortarevegetasjon langs transekt i høstefelt (røde søyler (der tomme søyler representerer det østlige transektet på felt med to undersøkte transekt)) og referanseområder (grønne søyler) i Møre og Romsdal i 2024. De vertikale linjene overfører søylene angir gjennomsnittlig maksimal kronesjikhøyde per transekt. Referansetranspekt er benevnt med forkortelser (Figur 1, Appendix 1). Feltene er listet fra sør (til venstre) mot nord (til høyre).

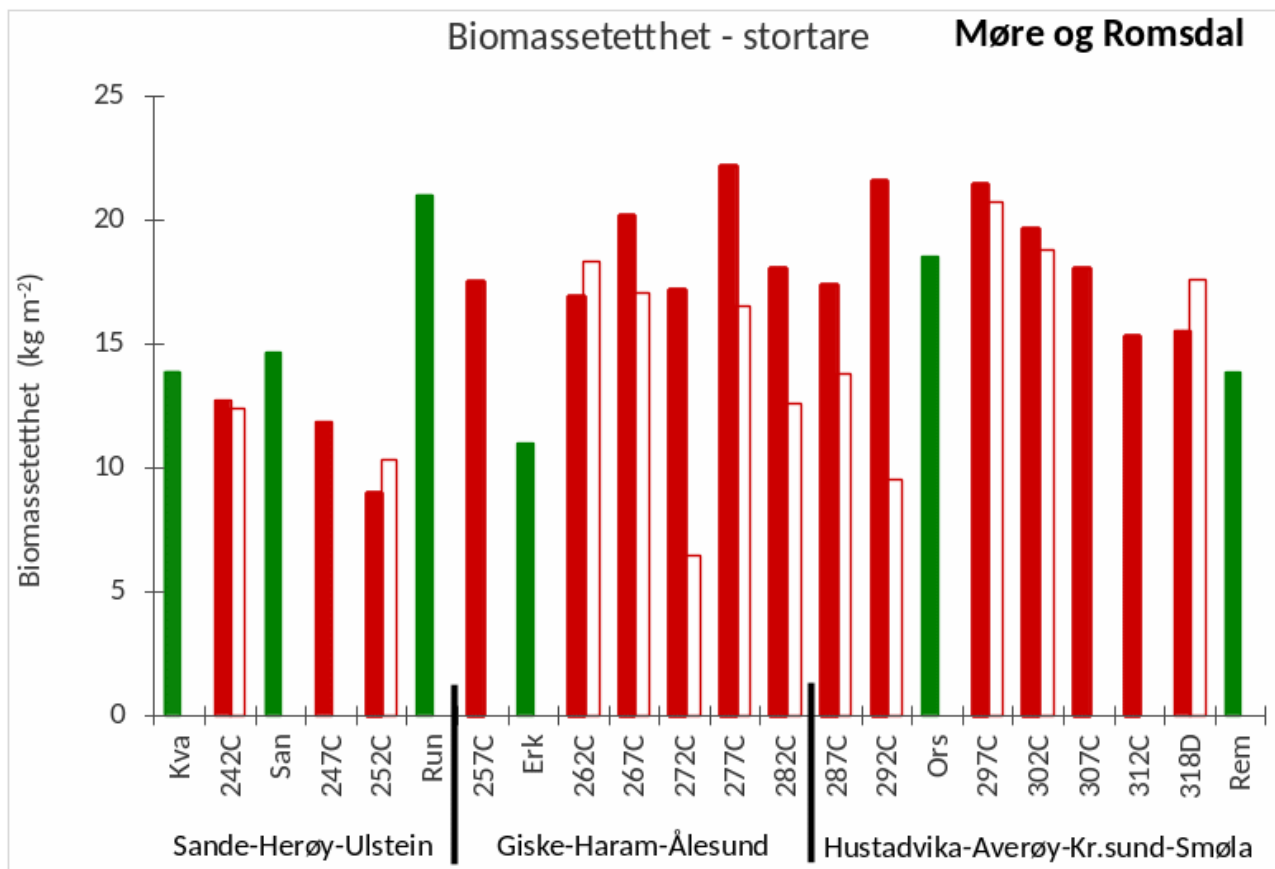


Figur 7. Eksempler på stortarevegetasjon fra henholdsvis det vestlige (venstre bilde) og østlige transekt (høyre bilde) på høstefelt 272C i Haram kommune i Møre og Romsdal i 2024.



Figur 8. Eksempler på stortarevegetasjon fra felt 242C i Sande kommune (venstre bilder), felt 277C i Ålesund kommune (midtre bilder) og felt 318D i Smøla kommune (høyre bilder) i Møre og Romsdal i 2024. Høsteuttaket av stortare på disse feltene i siste femårsperiode var henholdsvis 2991 tonn (242C), 6435 tonn (277C) og 3148 tonn (318D).

For videotransektene beregnes stortarevegetasjonens biomassetetthet utifra observert gjennomsnittlig kronesjikhøyde og tetthet (Van Son *et al.* 2020). På høstefeltlokalitetene som ble undersøkt i Møre og Romsdal i 2024 varierte den gjennomsnittlige biomassetettheten av stortare fra 6 til 22 kg per kvadratmeter med et gjennomsnitt på  $16 \pm 2$  kg per kvadratmeter (Figur 9). Den laveste biomassetettheten ble registrert på det østlige transektet i høstefelt 272C, noe som reflekterer den reduserte kronesjikhøyden som ble observert langs dette transektet. Det var ingen signifikante forskjeller i gjennomsnittlig biomassetetthet mellom høstefelt og referanseområder (t-test,  $p = 0,74$ ), hvilket indikerer at tarebiomassen er reetablert på de fleste av de undersøkte høstefeltene i Møre og Romsdal i 2024. En sammenligning mellom referanselokalitetene i Møre og Romsdal som alle også ble undersøkt vha samme metodikk i 2022 (Steen 2022), viste ingen signifikante endringer i løpet av siste toårsperiode for stortarevegetasjonens gjennomsnittlige kronesjikhøyde (t-test,  $p = 0,88$ ) og biomassetetthet (t-test,  $p = 0,82$ ). Dette indikerer at stortareforekomstene i områder som er upåvirket av tarehøsting langs kysten av Møre og Romsdal har vært stabile i perioden.



Figur 9. Gjennomsnittlig videoestimert biomassetetthet (i kg per kvadratmeter) av stortare (*Laminaria hyperborea*) langs transekt i felt høstet i la siste femårsperiode (røde søyler (der tomme søyler representerer det østlige transektet på felt med to undersøkte transekt)) og referanseområder (grønne søyler) i Møre og Romsdal i 2024. Referansetransekt er benevnt med forkortelser (Figur 1, Appendix 1). Feltene er listet fra sør (til venstre) mot nord (til høyre).

Det ble ikke observert forekomster av grønn kråkebolle (*Strongylocentrotus droebachiensis*) eller langpigget kråkebolle (*Gracilechinus acutus*) langs noen av de 34 videotransektene som ble undersøkt i Møre og Romsdal i 2024. Det ble registrert 25 individer av rød kråkebolle (*Echinus esculentus*) langs en total transektdistanse på 5,2 km. Registreringsfrekvensene var i 2024, som i 2020 (Steen 2020) og 2022 (Steen 2022), gjennomgående svært lave med gjennomsnitt på mindre enn 0,01 kråkebolle observert per meter videotransekt. Dette tyder på at kråkebolleforekomstene i de ytre kystområder av Møre og Romsdal er på et stabilt lavt nivå og at stortarevegetasjonen er lite påvirket av kråkebollebeiting.

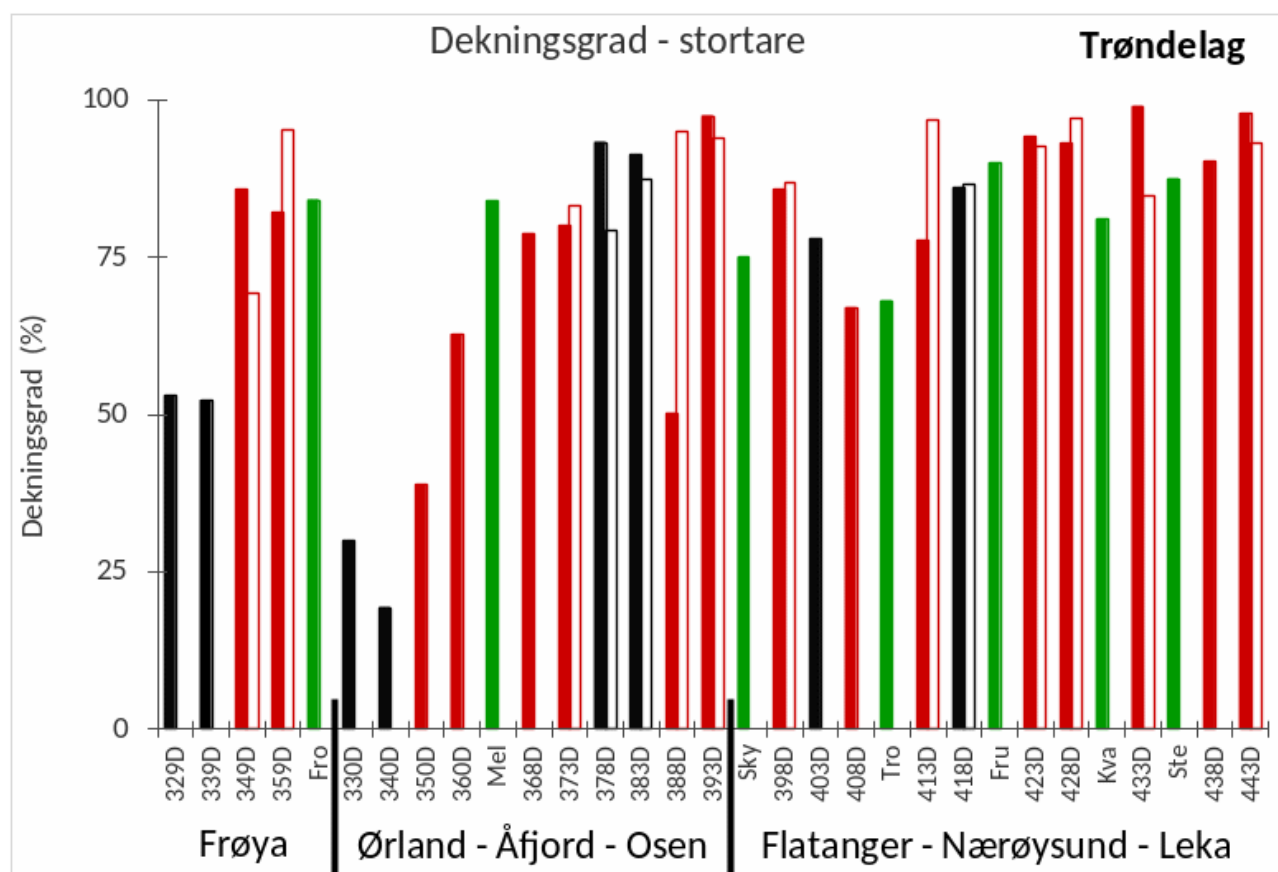
## Trøndelag

I Trøndelag ble det gjennomført video- og akustikkundersøkelser 24 av de 26 D-feltene (329D – 443D) planlagt åpnet for tarehøsting 1. oktober 2024 (Fiskeridirektoratets J-melding: J-115-2022). Felt 324D og 448D som også er planlagt åpnet for tarehøsting i 2024/25 sesongen ble ikke undersøkt i 2024 og er følgelig ikke tilstandsvurdert i denne rapporten. D-feltene i Trøndelag har varierende høstehistorikk der 5 av feltene (323D, 329D, 330D, 340D og 348D) ikke er høstet etter 2013, mens fem av feltene (339D, 378D, 383D, 403D og 418D)

siste gang ble høstet i 2014/15 sesongen. De øvrige 16 D-feltene i Trøndelag er alle i varierende grad høstet i 2019/20-sesongen (Appendix 2).

Gjennomsnittsdypet på transektlokalitetene som ble undersøkt i Trøndelag i 2024 var  $9,4 \pm 0,4$  m. Bølgeeksponeringen (i form av midlere signifikant bølgehøyde) på de samme lokalitetene varierte fra 0,4 m til 1,5 m, med et gjennomsnitt på  $0,9 \pm 0,1$  m. Det ble ikke registrert signifikante forskjeller mellom felt som er høstet i siste femårsperiode og referanseområder mhp gjennomsnittlig dyp (t-test,  $p = 0,91$ ) eller bølgeeksponering (t-test,  $p = 0,29$ ).

Stortare var den dominerende arten langs de fleste undersøkte transektene i Trøndelag i 2024, med en gjennomsnittlig dekningsgrad på  $83 \pm 5$  %. Det ble også observert innslag av andre arter som butare, sukkertare og draughtare med en samlet gjennomsnittlig dekningsgrad på  $2 \pm 2$  %. Forekomstene av stortare langs de undersøkte transektene i Trøndelag i 2024 varierte med en gjennomsnittlig dekningsgrad fra 19 % til 99 % (Figur 10). Det ble ikke registrert signifikante forskjeller i dekningsgrad av stortare mellom felt som er høstet i løpet av siste femårsperiode og referanseområdene (t-test,  $p = 0,72$ ). Dekningsgraden var lavest på høstefeltene i Ørland (330D, 340D, 350D) der høsting i 2024/25 frarådes pga de begrensede stortareforekomstene (Figur 11).



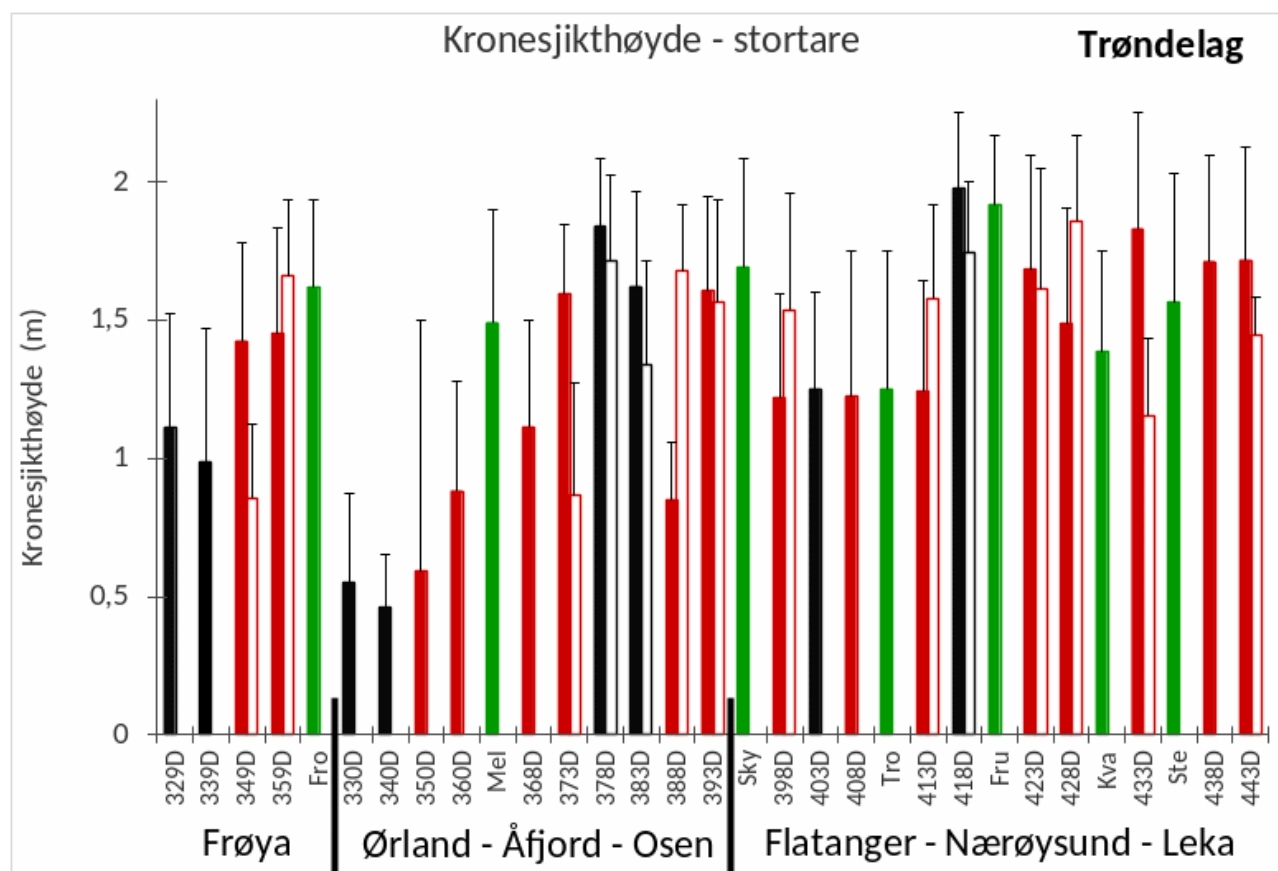
Figur 10. Gjennomsnittlig dekningsgrad av stortarevegetasjon langs transekt i felt som er høstet ila siste femårsperiode (røde søyler), felt som ikke er høstet siden 2014/15 (sorte søyler) og referanseområder (grønne søyler) i Trøndelag i 2024. Hvite (tomme) søyler representerer det østlig transekt i felt med to undersøkte transekt. Referansetransektene er benevnt med forkortelser (Figur 2, Appendix 2). Feltene er listet fra sør (til venstre) mot nord (til høyre) innen hver kommunegruppe.



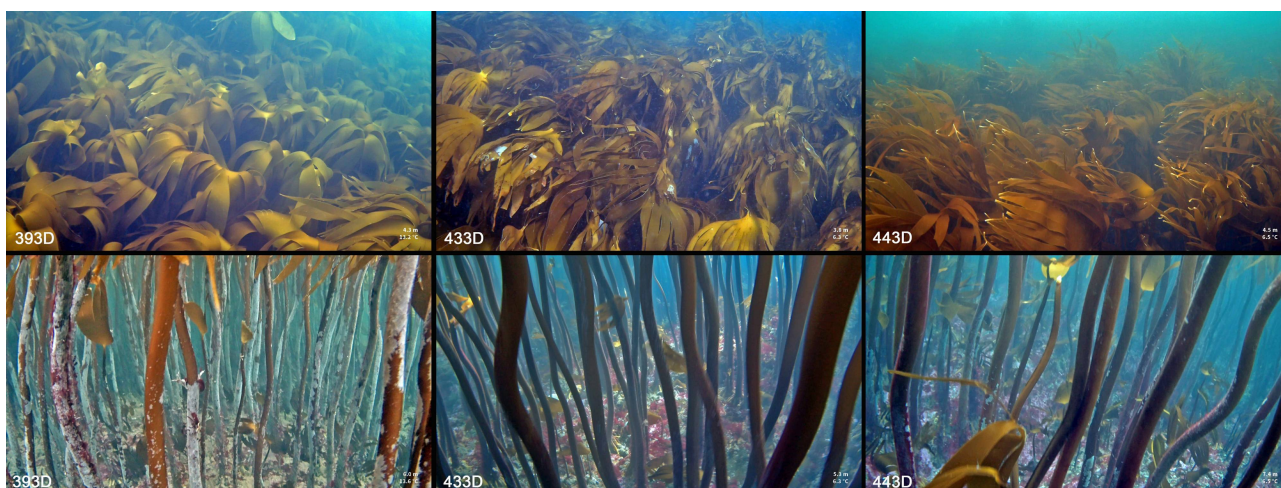


Figur 11. Eksempler på glissen og kortvokst tarevegetasjon fra felt 330D, 340D og 350D i Ørland kommune i Trøndelag i 2024.

Kronesjikhøyden av stortarevegetasjonen observert langs transekter på høstefeltene i Trøndelag i 2024 varierte fra 0,5 m til 2,0 m, med et gjennomsnitt på  $1,4 \pm 0,1$  m (Figur 12). På referanselokalitetene varierte kronesjikhøyden fra 1,3 m til 1,9 m, med et gjennomsnitt på  $1,6 \pm 0,2$  m. Det ble ikke registrert signifikante forskjeller i stortarevegetasjonens gjennomsnittlige kronesjikhøyde mellom felt som er høstet i siste femårsperiode og referanseområder i Trøndelag i 2024 (t-test,  $p = 0,09$ ). Det ble heller ikke funnet signifikante forskjeller i størrelsesstruktur (forholdet gjennomsnittlig/maksimal kronesjikhøyde) mellom de tidligere høstede feltene og referanseområdene (t-test,  $p = 0,44$ ). Generelt sett tyder dette på at stortarevegetasjonens kronesjikhøyde og størrelsesstruktur er reetablert på de fleste av de tidligere høstede feltene i Trøndelag. Eksempler på høyvokst og tett stortarevegetasjon i tre av feltene som har hatt høyt høsteuttak i Trøndelag i siste femårsperiode er vist i Figur 13.



Figur 12. Gjennomsnittlig kronesjikhøyde av stortarevegetasjon langs transekt i felt som er høstet i siste femårsperiode (røde søyler), felt som ikke er høstet siden 2014/15 (sorte søyler) og referanseområder (grønne søyler) i Trøndelag i 2024. Hvite (tomme) søyler representerer det østlig transekt i feltene med to undersøkte transekter. De vertikale linjene overfor søylene angir gjennomsnittlig maksimal kronesjikhøyde per transekt. Referansetransektene er benevnt med forkortelser (Figur 2, Appendix 2). Feltene er listet fra sør (til venstre) mot nord (til høyre) innen hver kommunegruppe.



Figur 13. Eksempler på stortarevegetasjon fra felt 393D i Osen kommune (venstre bilder), felt 433D i Nærøysund kommune (midtre bilder) og felt 443D i Leka kommune (høyre bilder) i Trøndelag i 2024. Høsteuttaket av stortare i siste femårsperiode på disse feltene var henholdsvis 2485 tonn (393D), 6131 tonn (433D) og 2275 tonn (443D).

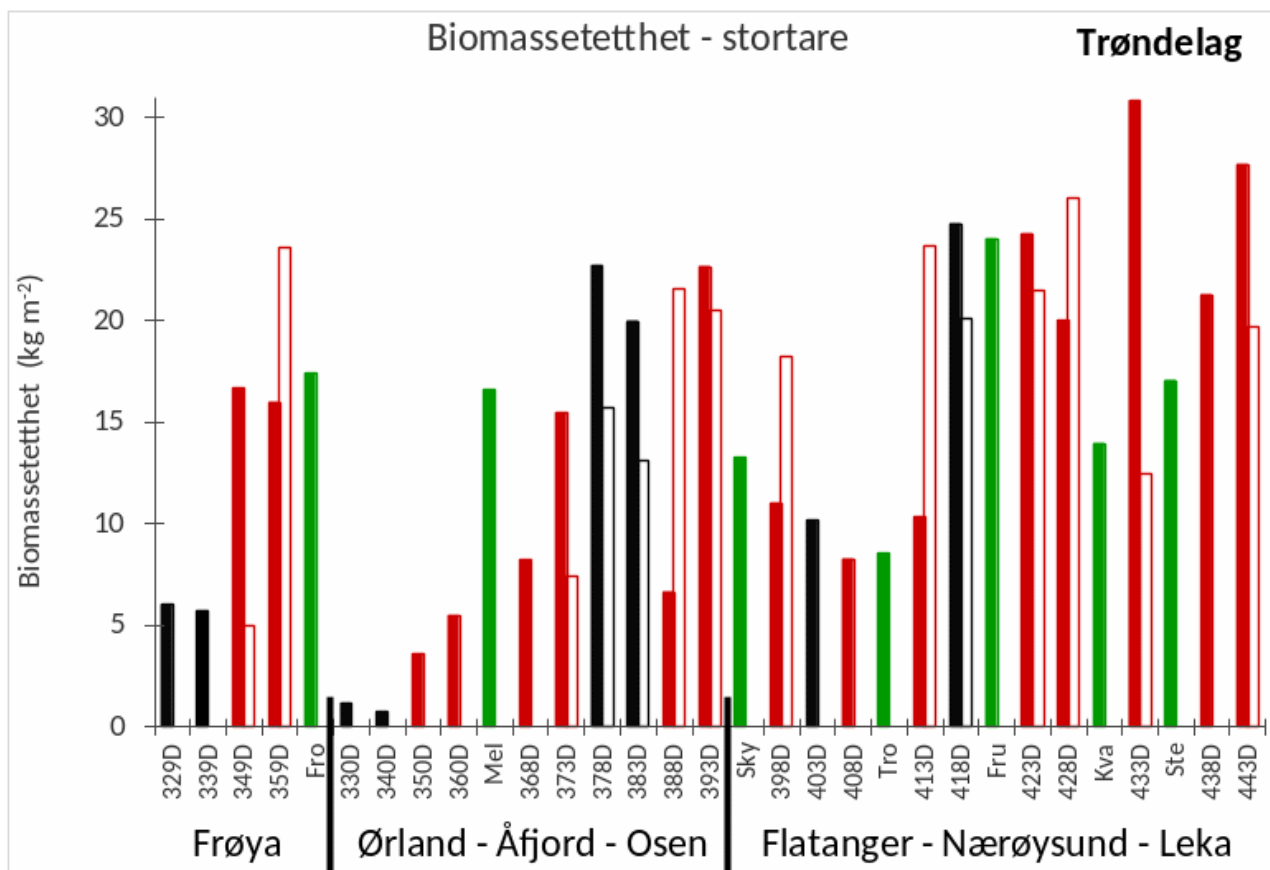
Enkelte av transektlokalitetene skiller seg likevel ut med kortvokst stortarevegetasjon. Det gjelder spesielt felt 330D, 340D, 350D i Ørland (Figur 11) der stortarevegetasjonens kronesjikhøyde lå på rundt 0,5 m og høsting frarådes i 2024/25. Lokalitetene på disse feltene ligger alle i bølgebesskyttede områder (MSWH = 0,4 m) der vekstvilkårene for stortare sannsynligvis er dårligere enn i mer bølgeeksponerte områder. Dette understøttes også av den signifikant positive korrelasjonen som ble registrert mellom grad av bølgeeksponering og stortarevegetasjonens kronesjikhøyde ( $r = 0,44$ ;  $p < 0,001$ ) på transektlokalitetene i Trøndelag i 2024. Lav gjennomsnittlig kronesjikhøyde ( $< 1$  m) ble også observert på felt 360D i Ørland, langs de østlige transektene på felt 349D i Frøya og 373D i Åfjord, samt det vestlige transektet på felt 388D i Osen (Figur 14). Tarehøstingen anbefales derfor utsatt til etter 30 april 2025 på felt 360D, østlig del av 349D (øst for  $8^{\circ} 21'$  østlig lengde), østlig del av felt 373D (øst for  $9^{\circ} 55'$  østlig lengde) og vestlig del av felt 488D (vest for  $10^{\circ} 11'$  østlig lengde).



Figur 14. Eksempler på lokaliteter med kortvokst og stedvis ujevn stortarevegetasjon fra felt 349D i Frøya kommune (nederst til venstre), 360D i Ørland kommune (nederst til høyre), 373D i Åfjord kommune (øverst til høyre) og 388D i Osen kommune (øverst til venstre) i Trøndelag i 2024.

Den gjennomsnittlige videoestimerte biomassettheten av stortare langs transektene som ble undersøkt i Trøndelag i 2024 varierte fra 1 kg til 31 kg per kvadratmeter (Figur 15). Den gjennomsnittlige biomassettheten på de tidligere høstede D-feltene ble estimert til  $16 \pm 3$  kg per kvadratmeter, mens den gjennomsnittlige biomassettheten i referanseområdene var  $16 \pm 4$  kg per kvadratmeter. Det ble ikke registrert signifikante forskjeller i biomassetthet mellom felt høstet ila siste femårsperiode og referanseområdene i Trøndelag i 2024 (t-test,  $p = 0,87$ ). På enkelte felt vurderes likevel biomassettheten som såpass lav at høsteoppstart fra 1 oktober 2024 frarådes (Figur 16). I tillegg til felt, eller deler av felt, der høstingen anbefales utsatt pga begrensede stortareforekomster og/eller lav kronesjikhøyde, anbefales høsteoppstarten utsatt til etter 30 april 2025 pga lav biomassetthet av stortare på følgende felt: 329D, 339D, 368D og 408D.





Figur 15. Gjennomsnittlig videoestimert biomassetetthet av stortare langs transekt i felt som er høstet ila siste femårsperiode (røde søyler), felt som ikke er høstet siden 2014/15 (sorte søyler) og referanseområder (grønne søyler) i Trøndelag i 2024. Hvite (tomme) søyler representerer østlig transekt i felt med to undersøkte transekt. Referansetransektene er benevnt med forkortelser (Figur 2, Appendix 2). Feltene er listet fra sør (til venstre) mot nord (til høyre) innen hver kommunegruppe.



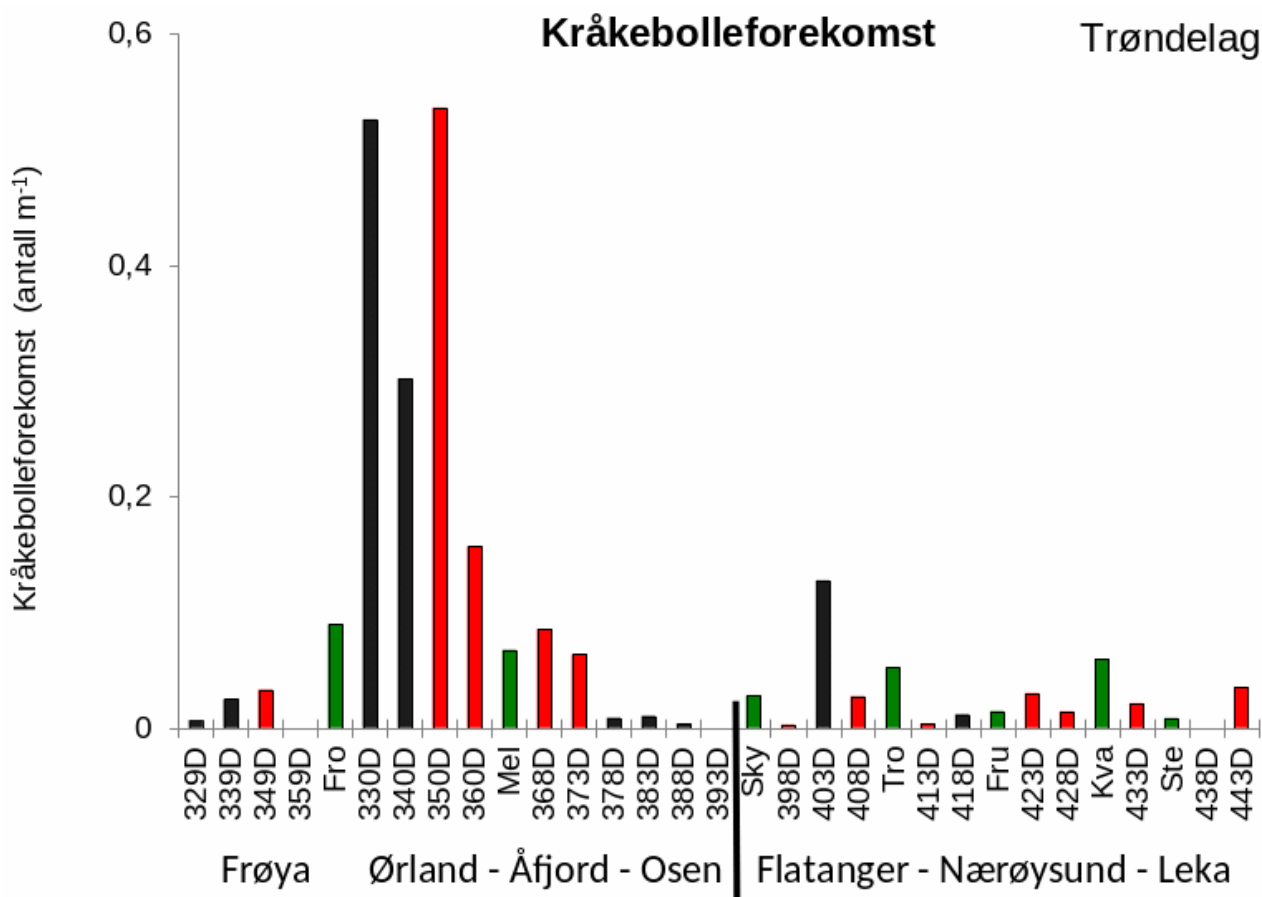
Figur 16. Eksempler på lokaliteter med ujevn stortarevegetasjon og lav biomassetetthet fra felt 329D og 339D i Frøya kommune i Trøndelag i 2024.

En sammenligning mellom referanselokalitetene i Trøndelag som alle også ble undersøkt vha samme metodikk i 2022 (Steen 2022), viste ingen signifikante endringer i løpet av siste toårsperiode for stortarevegetasjonens gjennomsnittlige kronesjikhøyde (t-test,  $p = 0,86$ ) og biomassetetthet (t-test,  $p = 0,68$ ). Dette indikerer at stortareforekomstene i de høsteupåvirkede referanseområdene i Trøndelag har vært stabile i denne perioden.

Totalt så ble det observert 309 individer av rød kråkebolle (*Echinus esculentus*) og ingen individer av grønn kråkebolle (*Strongylocentrotus droebachiensis*) eller langpigget kråkebolle (*Gracilechinus acutus*) langs de 45



videotransektene som ble undersøkt i Trøndelag i 2024. De høyeste tetthetene av rød kråkebolle ble som i tidligere år (Steen 2020, 2022), observert på feltene i Ørland (Figur 11, 17). På de fire høstefeltene i Ørland (330D – 360D) lå den gjennomsnittlige registreringsfrekvensen for rød kråkebolle på  $0,4 \pm 0,2$  individer per transektmeter og var her 15 ganger høyere enn den gjennomsnittlige registreringsfrekvensen i de øvrige undersøkte feltene i Trøndelag ( $0,03 \pm 0,01$  individer per kvadratmeter). Med unntak av områdene i Ørland tyder disse observasjonene på at kråkebolleforekomstene i Trøndelag for tiden er på et stabilt lavt nivå og i liten grad påvirker tareforekomstene.



Figur 17. Gjennomsnittlig forekomst av rød kråkebolle (*Echinus esculentus*) registrert per meter videotransekt i felt som er høstet ilt siste femårsperiode (røde søyler), felt som ikke er høstet siden 2014/15 (sorte søyler) og referanseområder (grønne søyler) i Trøndelag i 2024. Referansetransektene er benevnt med forkortelser (Figur 2, Appendix 2). Feltene er listet fra sør (til venstre) mot nord (til høyre) innen hver kommunegruppe.

## AKUSTIKKUNDERSØKELSER

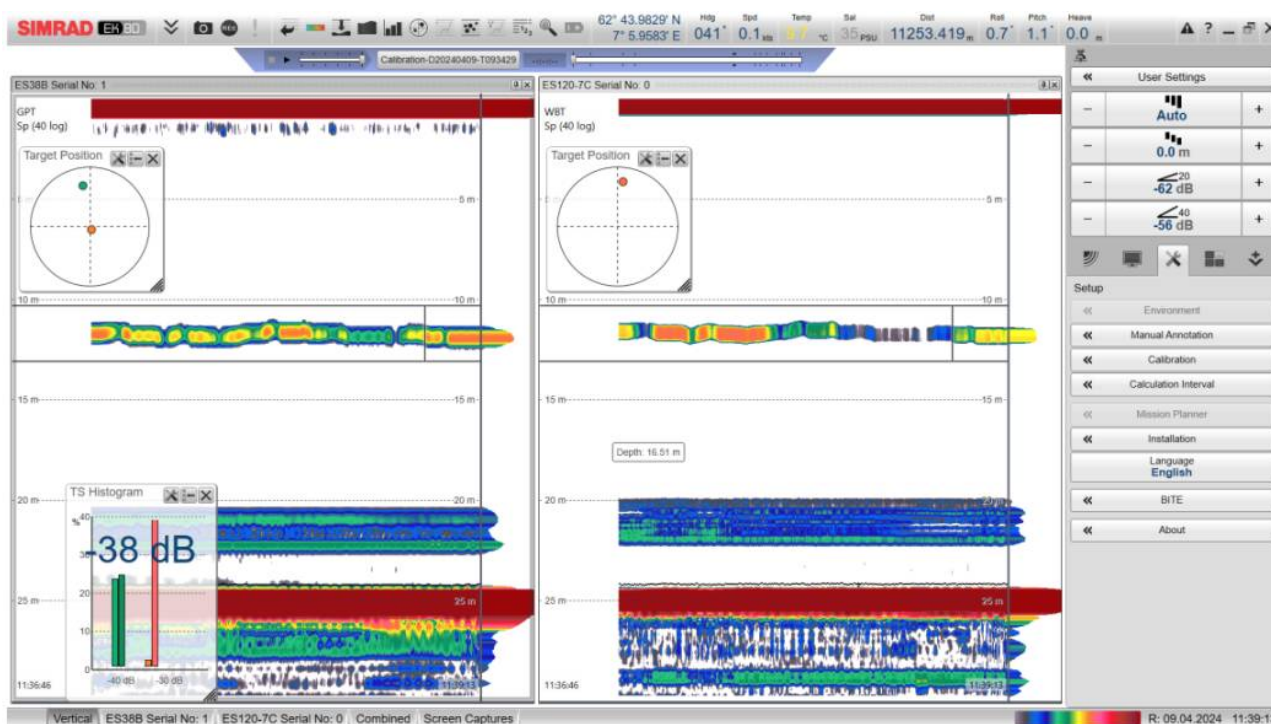
### Kalibrering

Fartøyets ekkolodd ble opprustet fra tidligere forskningstokt ved installering av et nytt EK80 120kHz ekkoloddssystem under kjølen. Det ble derfor prioritert en grundig kalibrering av begge ekkoloddssystemer i forkant av årets tokt (Figur 18, 19). Målet med kalibreringen var å sikre nøyaktige målinger av akustiske data for pågående og fremtidige undersøkelser av blant annet tang og tare i norske farvann. Kalibrering er en kritisk prosess som bør utføres regelmessig (helst hvert år) for å validere måleutstyrets presisjon. Før kalibrering ble

CTD-systemet testet og verifisert, ekkoloddssystemene ble installert på midlertidige lisenser fra Kongsberg Maritime og ekkoloddoppsett ble gjennomført via link. Selve kalibreringen ble utført ved Tøndergård havn i Molde grunnet ideelle forhold med god dybde (25 m) og stabile vannmasser (Figur 18). Kalibreringsvinsjer for bruk på leiefartøy ble installert på FF Fangst og en mobil CTD viste en gjennomsnittlig lydshastighet på 1466 m/s, som ble brukt for kalibrering av begge systemer. Disse systemene, samt kalibreringskuler, ble anskaffet fra fartøyinstrument ved HI.



*Figur 18. Tre kalibreringsvinsjer ble benyttet for å posisjonere kalibreringskuler ca 11 meter under svingere/kjøl i Tøndergård havn i Molde.*



Figur 19. Kalibreringsoppsett fra EK80-programvaren som ble benyttet for å utføre selve kalibreringen av systemene. Ekkoet fra kalibreringskula kan tydelig sees på ca. 11 meters dyp, og havbunnen på 25 meter.

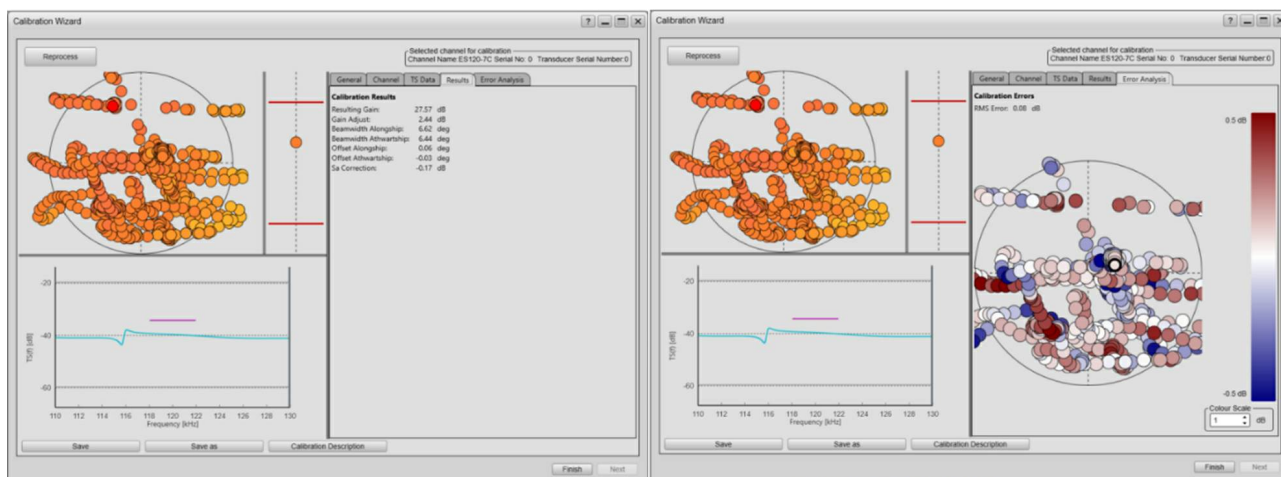
### 38 kHz-system (EK60)

Kalibreringen av 38 kHz-systemet ble utført med en pulsvarighet på 1 ms, og resultatene viste svært nøyaktige målinger med en RMS-verdi på 0,08 dB. Det ble også utført kalibreringer med kortere pulsvarigheter (0,5 ms og 0,25 ms) for å sikre robustheten til systemet, noe som også gav tilfredsstillende resultater. Et spesielt fokus var på 0,25 ms pulsvarighet, da dette gjør det enklere å sammenligne data på tvers av frekvensene 38 kHz og 120 kHz og også er den pulsvarigheten vi til vanlig bruker ved tareundersøkelser.

### 120 kHz-system (EK80)

Kalibreringen av 120 kHz-systemet, både ved 1 ms og 0,25 ms pulsvarigheter, viste også svært gode resultater (Figur 20). I likhet med 38 kHz-systemet ble kalibreringen utført med flere pulsvarigheter. For kortere pulser (0,25 ms) ble det brukt en mindre kalibreringskule (WC 38.1 mm) på grunn av en nullpunktseffekt i den større kula.





Figur 20. Kalibreringsresultat fra EK80-programvaren for 120 kHz-systemet med en pulslengde på 0.250 ms. Nær perfekt kalibrering med en RMS på 0.08 dB.

### 120 kHz-system (EK80) i FM-modus

For fremtidig bruk av bredbåndsakustikk forsøkte vi også en kalibrering av 120 kHz-systemet i FM-modus (frekvensmodulert). Kalibrering i FM-modus (båndbredde 95-170 kHz) førte til større avvik ved endene av frekvensbåndet, men etter å ha justert frekvensbåndet til 100-160 kHz og bruk av "FAST ramp"-innstillinger ble det oppnådd akseptable resultater. Kalibreringsprogrammet ombord aksepterte likevel ikke dataene, men en senere gjennomgang av filene på en hjemmedatamaskin viste bedre resultater. Under toktet ble det derfor gjort enkelte FM-innsamlinger når forholdene var ekstremt gode, slik at disse kan brukes i fremtidig metodeutvikling med kalibreringen lastet inn i tolkningsprogramvaren.

### Tolkning av ekkogram

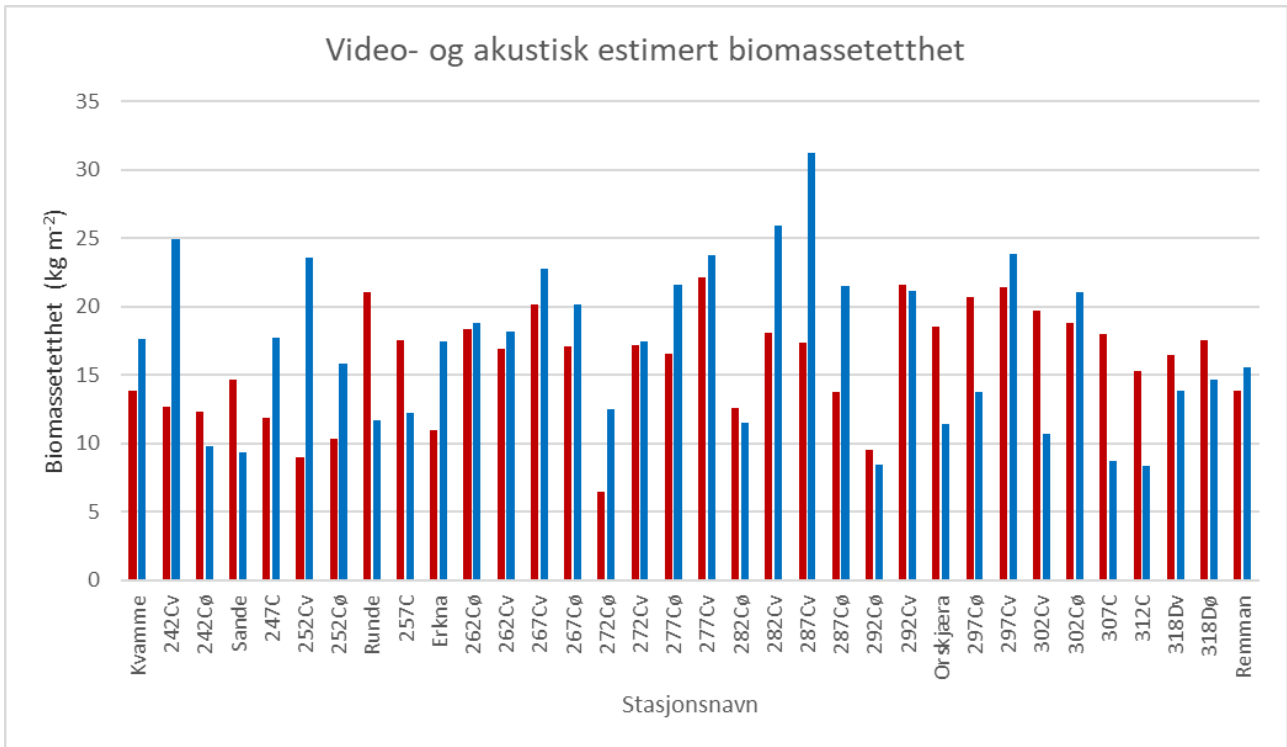
Dataene ble analysert ved å følge en standard tolkningsprosedyre for akustisk mengdeestimering, som i korte trekk handler om å definere et integrasjonsområde som inkluderer alle ekkoreflekt fra tarevegetasjonen for så å beregne den akustiske mengden i det tolkede området (Kartveit et al. 2022). Denne metoden, som bygger på Kjerstad et al. (1995) og Blight et al. (2011), utføres ved hjelp av ekkoloddtolkningsprogramvaren Large Scale Survey System (LSSS), der alle datasett først går gjennom en manuell inspeksjon for kvalitetssikring. Data som ikke inneholder relevant informasjon eller som er korrumperte, blir ekskludert fra videre analyse. Deretter blir regionene i ekkogrammet som inneholder tareskog identifisert og kategorisert ved bruk av øvre og nedre integrasjonslinjer. Uønsket ekko fra fisk, instrumenter eller andre åpenbare forstyrrende faktorer blir fjernet for å tydeliggjøre ekkoret som er forårsaket av tarevegetasjonen. De tolkede regionene blir så sortert i grupper på 15 ping, og tilbakespredningskoeffisienten (NASC) blir beregnet ved hjelp av tolkningsprogramvaren. NASC er en skalert versjon av sA-verdien, som er en viktig parameter i fiskeriakustikk og brukes til å måle energien som reflekteres mellom to integrasjonslinjer. Den dimensjonsløse sA-verdien får SI-enheten  $\text{m}^2 \text{m}^{-2}$ , men NASC er definert som  $\text{m}^2 \text{nmi}^{-2}$ , basert på formelen  $\text{NASC} = 4 \pi \cdot (1852)^2 \cdot \text{sA}$  (MacLennan, 2002; MacLennan og Simmonds, 2005). I LSSS-programvaren blir NASC-verdiene gjennomsnittlig beregnet for hver bin  $f \cdot \theta \cdot r$  de blir lagret i en database. Dette blir gjort for å kunne ta høyde for de temporale variasjonene i NASC, som kan skyldes støy, orientering eller andre artefakter. I denne studien ble den gjennomsnittlige NASC-verdien for hvert transekt eksportert fra databasen og brukt direkte som input i en tidligere utviklet modell som gir et biomassetthetsestimat som er sammenlignbart med estimatet fra videoanalysene (også gitt i  $\text{kg m}^{-2}$ ). Ekkolodddata ble både samlet inn simultant med videoinnsamling, der fartøyet beveger seg i ca. 0,5 knop med baugen omtrent vinkelrett på transkotlinjen og beveger seg sidelengs

ved hjelp av thrusterpropellen, samt en gang etter videoinsamling, der fartøyet går ca. 5-6 kop rettvendt over transektet. En gjennomgang av ekkogrammene indikerte at akustikkopptakene der fartøyet beveget seg rettvendt langs transektlinjen jevnt over gir en bedre datakvalitet med mindre boblestøy enn opptakene der fartøyet beveget seg sidelengs langs den samme linjen. De akustiske biomasseestimatene baseres derfor på dataserien der fartøyet beveget seg rettvendt langs transektlinjene.

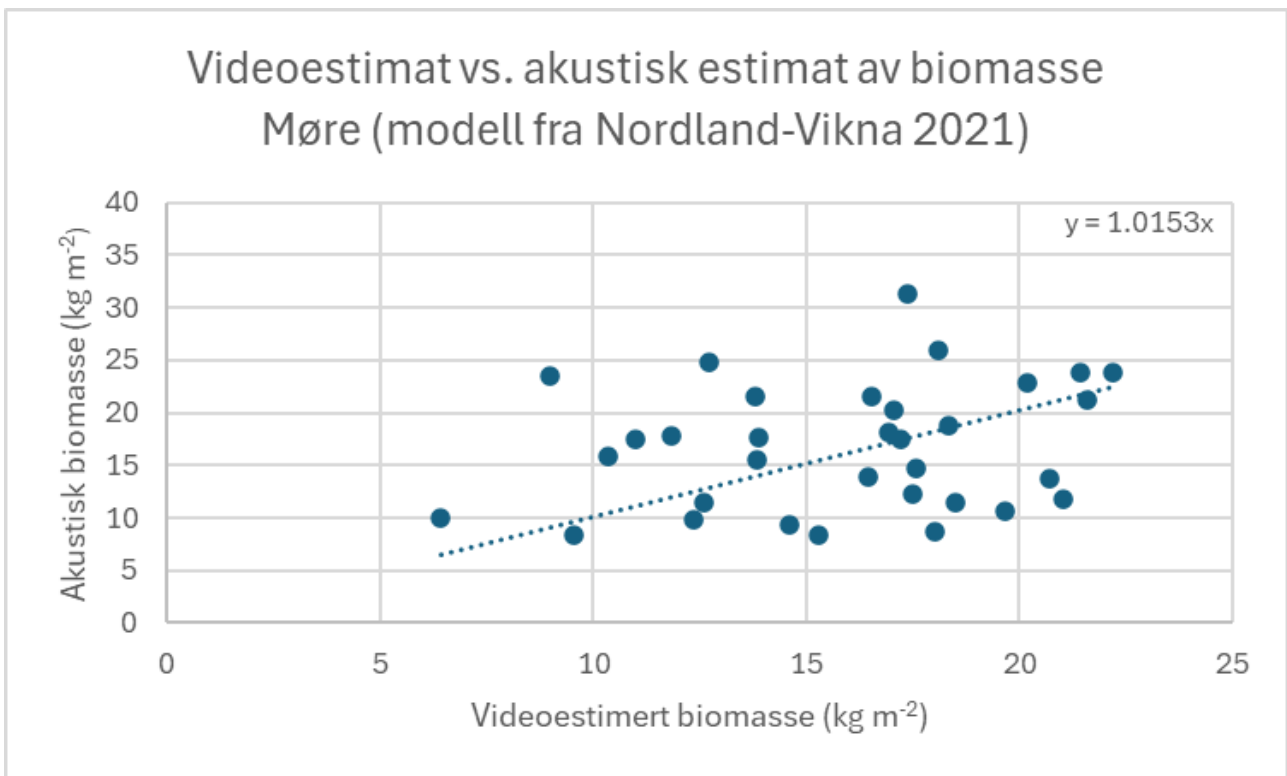
### **Møre og Romsdal**

Den akustiske innsamlingen i Møre og Romsdal resulterte i ekkodata av høy kvalitet. Av 34 akustiske transekt var kun to av dem (282CØ, 302CØ) alvorlig påvirket av støy, mens seks andre (252Cv, 257C, 312C, 318Dv, 318DØ, RefRunde) var til dels påvirket. Dette er hovedsakelig grunne stasjoner med minimumsdybder ned mot 5-6 meter, som gjør dem svært utsatte for støy, da sjøen ofte bryter på slike grunner; noe som igjen fører til utbredt boblestøy i vannkolonnen. Dette kan både bidra til å svekke det akustiske ekkoet fra tareskogen, men også føre til overestimering av biomasse dersom boblene penetrerer tareskogen og bidrar til den tolkede akustiske mengden i ekkogrammet. For å beregne biomassetettheten for transektene har vi brukt en tidligere utviklet biomassemodell for stortare som bygger på et akustisk datasett innhentet i 2021 i Nordland og rundt Vikna (Kartveit *et al.* 2022). Dette er ikke ideelt da dette datasettet er innsamlet ved bruk av et annet ekkoloddsystem, selv om senterfrekvensen er 120 kHz for begge systemene. Grunnen til at vi har brukt denne gamle modellen, er at ekkoloddsystemet er helt nytt av året og at vi dermed ikke har et eksisterende test-datasett som kan brukes til å utarbeide biomasseestimat. Data hentet inn i 2024 vil utgjøre et slikt test-datasett for fremtidige års estimater.

De akustiske biomassetetthetsestimatene stemmer generelt sett godt overens med den videoestimerte biomassetettheten (Figur 9). De to ulike metodene er sammenlignet i Figur 21, som viser at avviket mellom metodene som hovedregel ligger innenfor 10-15% av den estimerte biomassetettheten. Figuren viser dog at differansen mellom metodene på enkelte stasjoner kan overstige 100% som tilfelle ved stasjonene 242Cv, 252Cv og 272CØ. Alle disse tre stasjonene har en varierende vegetasjonstetthet gjennom transektet, men det er usikkert om dette er en direkte årsak til at vår akustiske metode overestimerer biomassen sammenlignet med videoanalysene. En mulig kilde til variasjon mellom de to observasjonsmetodene er at det er ca 7 meter mellom nedsekningsposisjonen til videokameraene på enden av det 5 meter lange baugspydet og ekkoloddsvingeren. Dette kan følgelig føre til en viss forskjell i både bunnforhold og vegetasjon mellom de to observasjonslinjene, spesielt i områder med bratt terreng og i grunne farvann. Hvis vi plotter de to estimatene mot hverandre og utfører en lineær regresjon gjennom origo, ser vi likevel at den statistiske sammenhengen mellom verdiene fra de to ulike metodene samsvarer bra (Figur 22). Et stigningstall på 1,02 gjenspeiler en marginalt høyere gjennomsnittlig estimat fra akustikkmetoden.



Figur 21. Sammenligning mellom gjennomsnittlig videoestimert tarebiomasse (røde søyler) og akustisk estimert tarebiomasse (blå søyler) i kg per kvadratmeter langs transekt i Møre og Romsdal i 2024. Transektene er listet fra sør (til venstre) mot nord (til høyre).



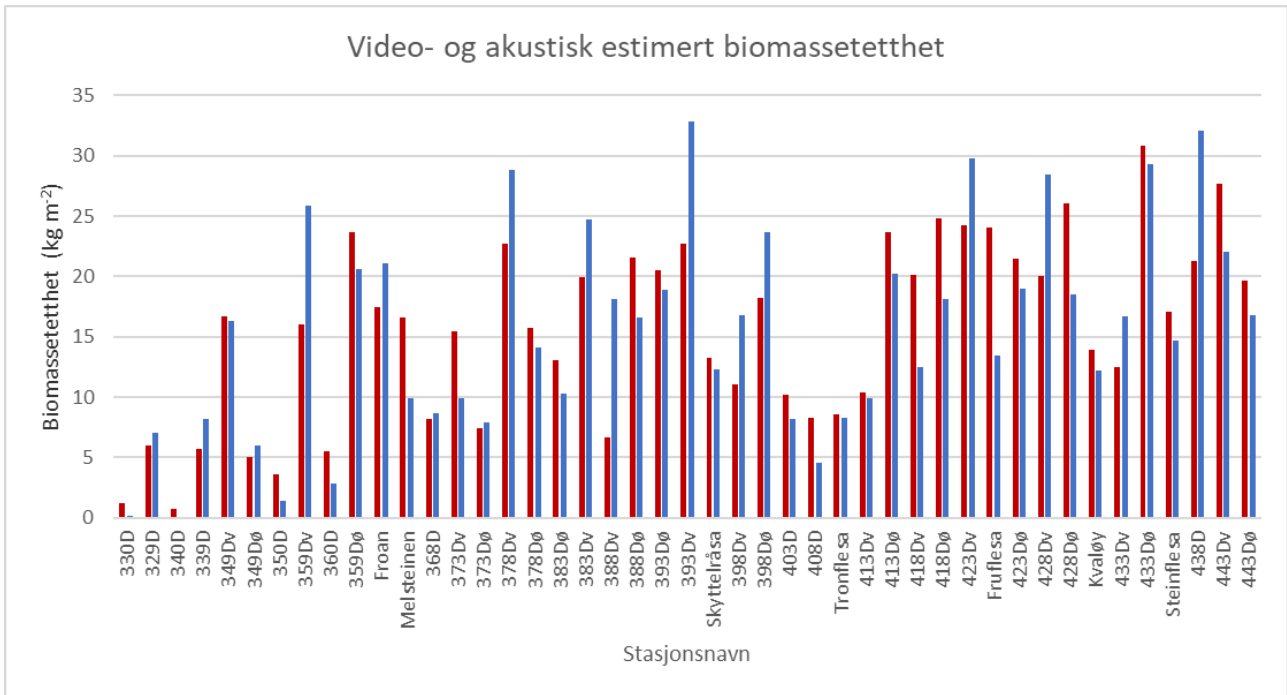
Figur 22. Gjennomsnittlig tetthet av tarebiomasse (i kg per kvadratmeter) estimert fra ekkoloddanalyse plottet mot estimatene fra videoanalyse langs transekt undersøkt i Møre og Romsdal i 2024.

## Trøndelag

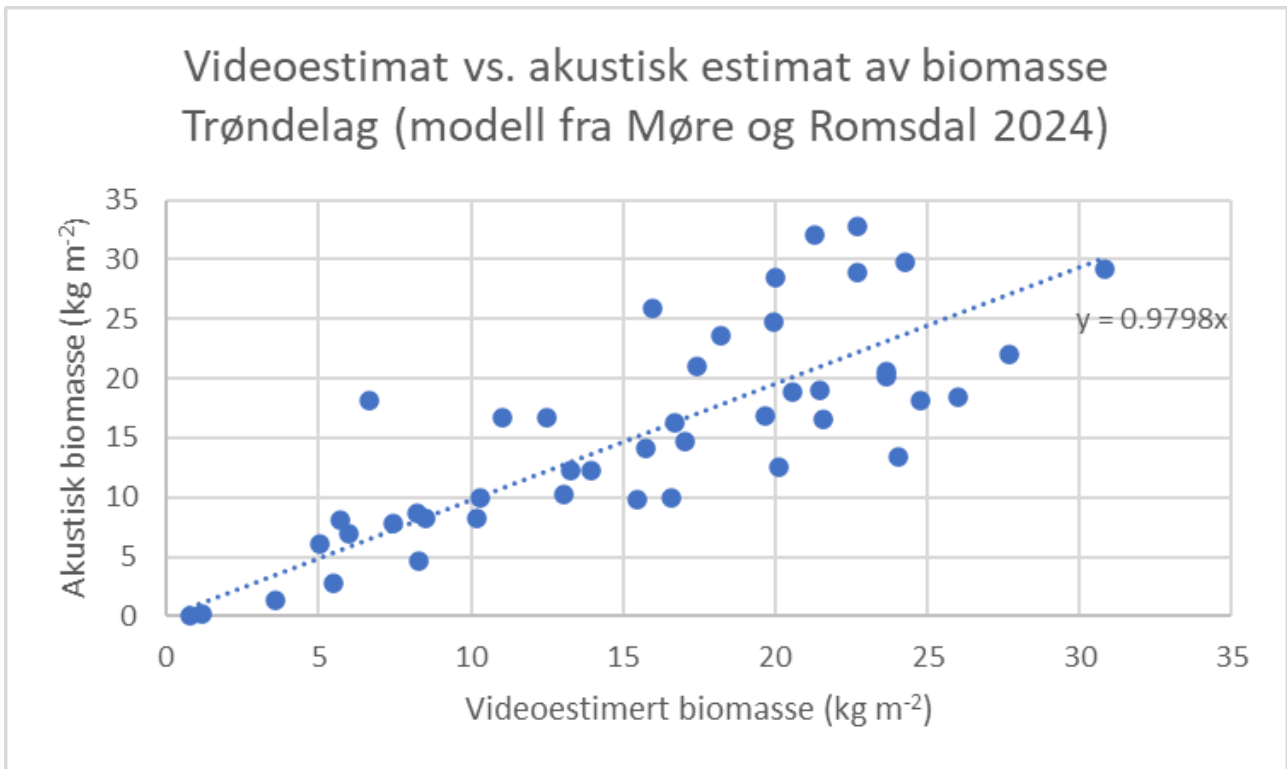
For tolkningen av de akustiske dataene fra Trøndelag har vi utarbeidet en lineær modell basert på datasettet fra Møre og Romsdal i 2024. Dette er gjort fordi dette er per i dag det eneste andre eksisterende datasettet der EK80 er blitt brukt til tarekartlegging, og vi anser også denne modellen for mer robust enn modellen fra EK60 som ble brukt for biomasseestimering i Møre og Romsdal. Dette gjenspeiles også av en gjennomgående god overenstemmelse mellom de akustiske biomasseestimatene og videoanalyseestimatene (Figur 23). Samtlige av feltene hvor høsting anbefales utsatt på bakgrunn av lav biomasse (329D, 339D, 368D og 408D), har f.eks lave akustiske verdier og biomasseestimat som samsvarer bra med estimater basert på videoanalysene. En lineær regresjon gjennom origo, viser at den statistiske sammenhengen mellom verdiene fra de to ulike metodene samsvarer bra (Figur 24). Et stigningstall på 0,98 gjenspeiler et marginalt lavere gjennomsnittlig biomasseestimat for akustikkmetoden enn videometoden fra Trøndelagsopptakene.

Enkelte avvik finner vi i datasettet, og da er spesielt stasjonene 359Dv, 388Dv og referansestasjon Fruflesa verdt å nevne. For de to førstnevnte overestimerer den akustiske metoden biomassen relativt til videoanalysene, mens for Fruflesa underestimeres den. Disse uteliggerne kan forklares på litt ulike måter: 359Dv er en veldig grunn stasjon, med dybde på knappe 5-6 meter, noe som gjør den utsatt for støy i form av luftbobler. På ekkogrammet for denne stasjonen kan man se at ekkomengden varierer stort (maksverdi er 13 ganger høyere enn minsteverdi for dette transektet), og vi har også måttet ekskludere deler av transektet grunnet tydelig påvirkning fra bobler i vannkolonnen. Det er også mulig at svingerens nærfelt (området rundt svinger der det akustiske signalet ikke har stabilisert seg) kan påvirke ekkomengden i de grunneste områdene av transektet. Av erfaring vet vi at de aller grunneste stasjonene gjerne gir et høyt utslag på den akustiske mengden, men vi forstår per i dag ikke fullstendig de underliggende grunnene for dette. Stasjon 388Dv er en stasjon som vi, fra video, vet at har mye stående butare langs transektet. Vi har i dag ikke noen måte å skille mellom stortare og butare på akustikken alene, og derfor har sannsynligvis butaren bidratt til å dra opp biomasseestimatet på denne stasjonen. Det arbeides med å utvikle en metode for å skille ulike tarearter akustisk ved bruk av bredbåndsekkolodd. Referansestasjonen Fruflesa er påvirket av mye støy i vannsøylen, og på ekkogrammet ser man tydelig et lag av luftbobler i vannkolonnen. Disse luftboblene absorberer mye av den akustiske energien, noe som kan føre til en underestimering av den reelle akustiske mengden av det som ligger dypere i vannsøylen. Det er realistisk å tro at det er nettopp dette som er årsaken til det relativt lave akustiske biomasseestimatet for denne stasjonen.





Figur 23. Sammenligning mellom gjennomsnittlig videoestimert tarebiomasse (røde søyler) og akustisk estimert tarebiomasse (blå søyler) i kg per kvadratmeter langs transekt i Trøndelag i 2024. Transektene er listet fra sør (til venstre) mot nord (til høyre).



Figur 24. Gjennomsnittlig tetthet av tarebiomasse (i kg per kvadratmeter) estimert fra ekkoloddopptak plottet mot estimat fra videoopptak langs transekt undersøkt i Trøndelag i 2024.

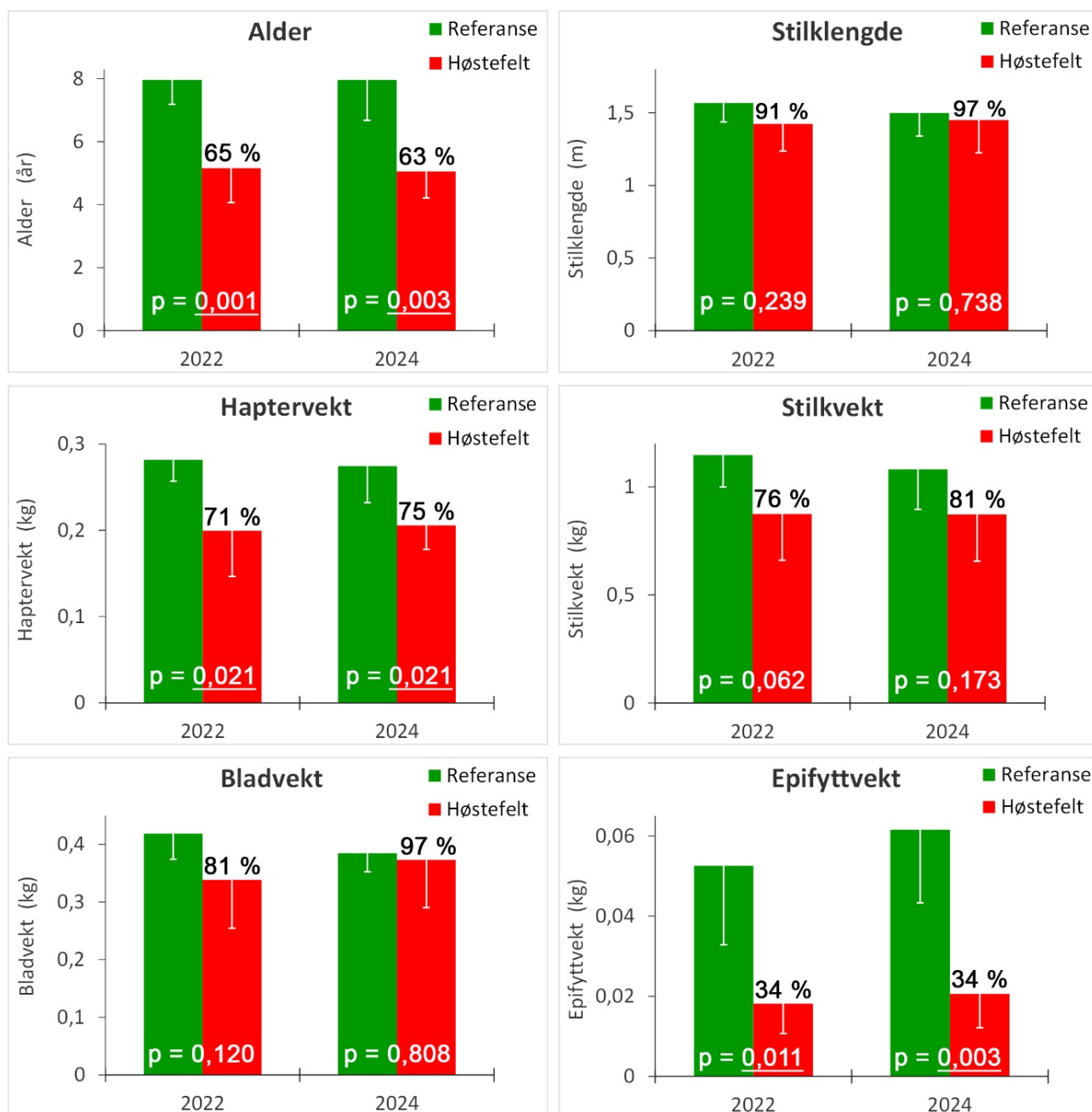
## TAREINNSAMLINGER

Det ble gjennomført prøvetakinger av 8-20 stortareplanter på hver av til sammen 16 lokaliteter, fordelt på 8 lokaliteter i Møre og Romsdal og 8 lokaliteter i Trøndelag for undersøkelser av morfologi, alder og begroingsorganismer (epifytter) på tarestilkene. Halvparten av prøvene i hvert fylke ble tatt i felt som ble høstet fire år tidligere (i 2019/20), mens den andre halvparten ble tatt i referanseområder som er stengt for tarehøsting (Figur 1, 2, Appendix 3). Stortareprøvene tatt i de tidligere prøvehøstede feltene ble sammenlignet med prøvene tatt i referanseområdene. Det ble også gjennomført sammenligninger med tilsvarende prøvetakinger gjennomført langs den samme kyststrekningen i 2022 (Figur 25).

Bølgeeksponeringen på prøvetakingslokalitetene i 2024, i form av midlere signifikante bølgehøyde, var i gjennomsnitt på  $0,9 \pm 0,2$  m på høstefeltlokalitetene og  $0,8 \pm 0,2$  m på referanselokalitetene. Prøvetakingsdypet var i gjennomsnitt  $7,2 \pm 0,7$  m på høstefeltlokalitetene og  $7,4 \pm 0,9$  m på referanselokalitetene. Det ble ikke registrert signifikante forskjeller mellom lokalitetene i høstefelt og referanseområder verken mhp bølgeeksponering (t-test,  $p = 0,50$ ) eller dyp (t-test,  $p = 0,68$ ).

Stortareplantenes alder på høstefeltlokalitetene varierte fra 3 – 10 år med et gjennomsnitt på  $5,1 \pm 0,8$  år, mens stortareplantenes alder på referanselokalitetene varierte fra 3 – 15 år med et gjennomsnitt på  $8,0 \pm 0,8$  år (Figur 25). Stortareplantenes gjennomsnittsalder var som i 2022, signifikant lavere på feltene høstet fire år tidligere enn i referanseområdene. Det ble verken i 2022 eller 2024 registrert signifikante forskjeller mellom høstefeltlokaliteter og referanselokaliteter med hensyn på stortareplantenes stilk lengde, stilkvekt eller bladvekt (Figur 25). Stortareplantenes festeorgan (hapter) og begroingsorganismer (epifytter) er viktige økologiske komponenter i stortaresamfunnene (Christie *et al.* 2003, 2007, Norderhaug *et al.* 2007) og reduksjoner av disse kan gi tap av habitatfunksjonalitet. De innsamlede stortareplantenes hapterstørrelse og epifyttbiomasse var signifikant lavere på høstefeltlokalitetene enn referanselokalitetene både i 2022 og 2024 (Figur 25). Epifyttbiomassen på tarestilkene samlet inn på referanselokalitetene var i gjennomsnitt tre ganger høyere enn på høstelokalitetene både i 2022 og 2024 (Figur 25). Epifyttstrukturen på høstefeltene vil dermed ikke reetableres i løpet av den praktiserte femårige høstesyklusen, hvilket også er observert ved tidligere undersøkelser (Steen *et al.* 2016, 2018, 2020, 2023 Norderhaug *et al.* 2021, Steen 2022).

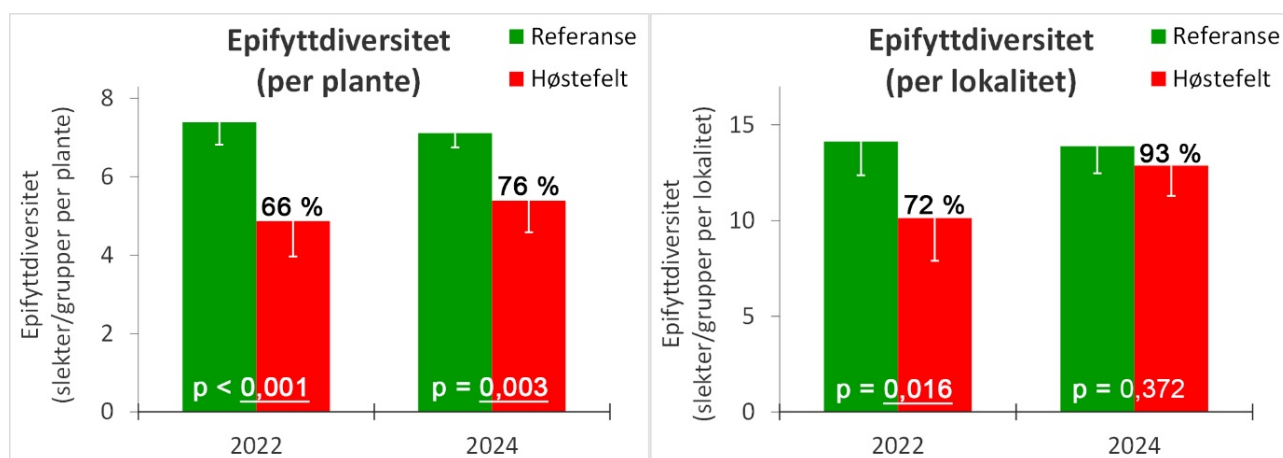
Selv om hvileperioden er for kort til at alle komponenter knyttet til stortarevegetasjonen restitueres innenfor den praktiserte høstesyklusen tyder modellberegninger likevel på at omfanget av tarehøstingen som foregår langs norskekysten er moderat i forhold til de modellerte tareforekomstene (Van Son *et al.* 2020, Gundersen *et al.* 2021, Norderhaug *et al.* 2021). Som i tidligere undersøkelser (Steen 2020, 2022), ble det også i 2024 observert innslag av stortareplanter med velutviklet voluminøs, tre-dimensjonal epifyttstruktur langs videotransektene på høstefeltene i Møre og Romsdal og Trøndelag, noe som indikerer at deler av tarevegetasjonen i disse områdene ikke påvirkes av høsteaktiviteten. Dette kan imidlertid endre seg dersom høsteintensiteten i framtiden skulle øke og/eller tareskogenes restitusjonsevne svekkes f.eks som en følge av klimaendringer. Det vil derfor være viktig å opprettholde en regelmessig overvåking av tareskogene langs norskekysten for å fange opp eventuelle tilstandsendringer.



Figur 25. Alder, stilklengde, stilkevkt, hapter(festeorgan)vekt, bladvekt og epifyttvekt for stortareplanter samlet inn på høstelokaliteter (røde søyler) og referanselokaliteter (grønne søyler) i Møre og Romsdal og Trøndelag i 2022 og 2024. Tallene over de røde søylene representerer det prosentvise forholdet mellom høstefeltgjennomsnittene og referansefeltgjennomsnittene. Resultatene (p-verdiene) av t-tester på variasjon mellom høstefelt og referansefelt er angitt nederst til venstre i hvert søylepar med signifikante p-verdier understreket.

Diversiteten av epifytter benyttes som en indikator på det biologiske mangfoldet i taresamfunnene på prøvetakingslokalitetene. Det ble totalt registrert 29 slekter/grupper av epifytter på tarestilkene som ble samlet inn i Møre og Romsdal og Trøndelag i 2024. På referanselokalitetene ble det registrert 24 slekter/grupper epifytter, mens det på høstefeltlokalitetene ble registrert 27 slekter/grupper av epifytter. Som i 2022, domineres epifyttsamfunnene av rødalger som utgjorde i overkant av 70 % av epifyttforekomstene både på høstefeltlokalitetene og referanselokalitetene. Den gjennomsnittlige diversiteten av slekter/grupper av epifytter observert per stortareplante var imidlertid signifikant lavere på høstefeltene enn i referanseområdene (Figur 26).

I motsetning til i 2022, ble det i 2024 ikke registrert signifikante forskjeller i epifyttdiversiteten per lokalitet mellom høstefelt og referanseområder, men da var også antallet planter som ble undersøkt per lokalitet mer variabelt enn i 2022.

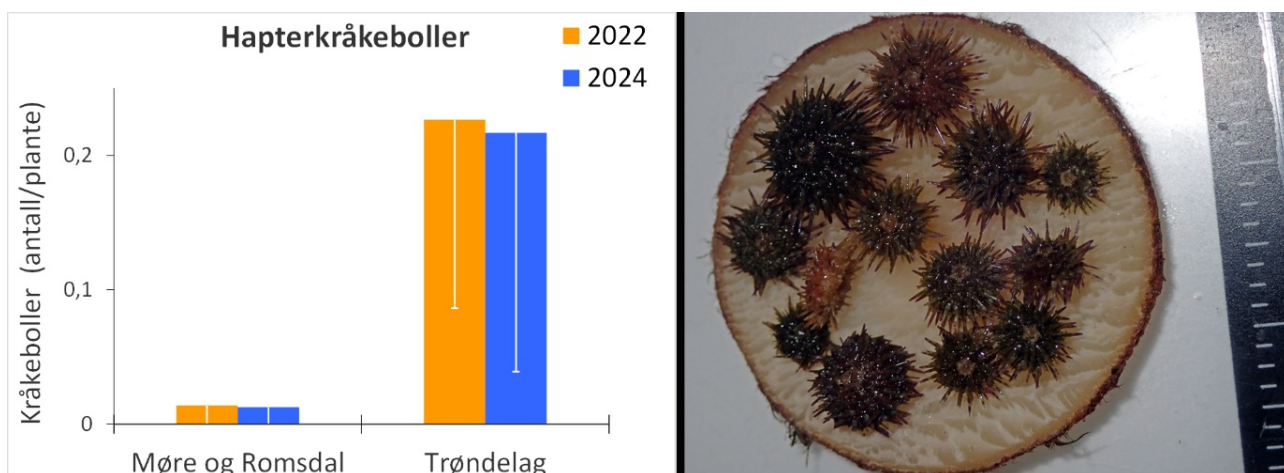


Figur 26. Epifyttdiversitet i form av gjennomsnittlig observert antall slekter/grupper av epifytter per plante (venstre diagram) og per lokalitet (høyre diagram) hos stortare samlet inn på høstelokaliteter (røde søyler) og referanselokaliteter (grønne søyler) i Møre og Romsdal og Trøndelag i 2022 og 2024. Tallene over de røde søylene representerer det prosentvise forholdet mellom høstefeltgjennomsnittene og referansefeltgjennomsnittene. Resultatene (p-verdiene) av t-tester på variasjon mellom høstefelt og referansefelt er angitt nederst til venstre i hvert søylepar med signifikante p-verdier understreket.

Kråkebollebeiting er den største tapsfaktoren for tareforekomstene langs norskekysten, spesielt i nordområdene der flere millioner tonn tare har vært beitet ned (Norderhaug & Christie 2009, Norderhaug *et al.* 2020). Stortareplantenes festeorgan (hapter) er et oppveksthabitat for kråkeboller og registreringsfrekvensen av juvenile individer i hapterene benyttes som en indikasjon på kråkebollenes rekrutteringspotensial i et område (Steen *et al.* 2018, 2020, Steen 2022). Det er juvenile individer av grønn kråkebolle (*Strongylocentrotus droebachiensis*) som dominerer (ca 90 %) kråkebollefaunaen i stortarehapterene som har vært undersøkt i Møre og Romsdal og Trøndelag, og det er nettopp denne arten som har stått for de største nedbeitingsepisodene i våre nordlige kystområder (Norderhaug & Christie 2009, Norderhaug *et al.* 2020).

Det ble ikke funnet signifikante forskjeller i forekomst av grønn kråkebolle i stortarehapterene mellom prøvetakingslokaliteter i høstefelt og referanseområder, verken i 2022 (t-test,  $p = 0,193$ ) eller i 2024 (t-test,  $p = 0,366$ ). En fylkesvis sammenligning viste at registreringsfrekvensen av grønn kråkebolle i de innsamlede stortarehapterene i gjennomsnitt var ca 15 ganger høyere i Trøndelag enn i Møre og Romsdal både i 2022 og 2024 (Figur 27). Dette indikerer at rekrutteringspotensialet for grønn kråkebolle er høyest i Trøndelag, men likevel her på et klart lavere nivå enn det som tidligere er observert i enkelte områder i Nordland (Steen *et al.* 2020). Det ble ikke observert endringer i registreringsfrekvensen av hapterkråkeboller fra 2022 til 2024 verken i Møre og Romsdal eller Trøndelag, hvilket kan tyde på at rekrutteringen av grønn kråkebolle langs dette kystavsnittet har vært stabilt i denne perioden.





Figur 27. Diagram til venstre viser gjennomsnittlig registreringsfrekvens av juvenile grønne kråkeboller (*Strongylocentrotus droebachiensis*) i hapteret (festeorganet) til stortareplanter samlet inn i Møre og Romsdal og Trøndelag i henholdsvis 2022 (oransje søyler) og 2024 (blå søyler). Bildet til høyre viser størrelsesfordelingen av hapterkråkeboller samlet inn på prøvetakingslokaliteten for stortare i høstefelt 373D i Åfjord kommune i Trøndelag i 2024.

## 4 - Råd fra Havforskningsinstituttet

Tarehøsting frarådes på felt 330D, 340D og 350D i 2024/25 på grunn av begrensede forekomster av stortare, lav kronesjikhøyde og høyere innslag av kråkeboller enn i øvrige undersøkte områder.

Tarehøsting frarådes før 1 mai 2025 på felt 329D, 339D, 360D, 368D, 408D, samt deler av feltene 272C (øst for 6° 18' østlig lengde), 349D (øst for 8° 21' østlig lengde), 373D (øst for 9° 55' østlig lengde) og 388D (vest for 10° 11' østlig lengde) på grunn av lav kronesjikhøyde og/eller lav biomassetetthet av stortare.

På øvrige felt som ble undersøkt i Møre og Romsdal og Trøndelag vurderes tilstanden som tilstrekkelig god til at feltene kan åpnes for stortarehøsting fra 1. oktober 2024.

Havforskningsinstituttet anbefaler også at det legges til rette for utvikling av oppdaterte arealdekkende ressursmodeller for stortare gjennom tilgjengeliggjøring/utarbeidelse av høyoppløselige bunnkart. Dette vil gjøre at påvirkningen fra høsteaktiviteten bedre kan vurderes i forhold til ressursgrunnlaget på høstefeltene og bidra til å sikre et fremtidig bærekraftig høsteuttak (Norderhaug *et al.* 2021).

## 5 - Referanser

- Blight A, Foster-Smith R, Sotheran I, Egerton J, McAllen R, Savidge G. 2011. Development of a methodology for the quantitative assessment of Ireland's inshore kelp resource. Marine Institute. Available at: <https://oar.marine.ie/handle/10793/702>.
- 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.
- Fiskeridirektoratets J-131-2022: (Gjeldende) Forskrift om høsting av tare i Nordland sør av Vegaøyane verdensarvområde. <https://www.fiskeridir.no/Yrkesfiske/Regelverk-og-reguleringer/J-meldinger/Gjeldende-J-meldinger/j-131-2022>.
- Fiskeridirektoratets J-184-2022: (Gjeldende) Forskrift om høsting av tare, Møre og Romsdal og Trøndelag. <https://www.fiskeridir.no/Yrkesfiske/Regelverk-og-reguleringer/J-meldinger/Gjeldende-J-meldinger/J-184-2022>.
- Fiskeridirektoratets J-132-2023: (Gjeldende) Forskrift om høsting av tare i fylkene Rogaland og Vestland. <https://www.fiskeridir.no/Yrkesfiske/Regelverk-og-reguleringer/J-meldinger/Gjeldende-J-meldinger/j-132-2023>.
- Gundersen H, Rinde E, Bekkby T, Hancke K, Gitmark JK, Christie H. 2021. Variation in Population Structure and Standing Stocks of Kelp Along Multiple Environmental Gradients and Implications for Ecosystem Services. Frontiers in Marine Science 8:578629.
- MacLennan DN, Fernandes PG, Dalen J. 2002 A consistent approach to definitions and symbols in fisheries acoustics, *ICES Journal of Marine Science* 59 (2): 365–369. <https://doi.org/10.1006/jmsc.2001.1158>.
- 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.
- Kjerstad N, Woll A, Fosså JH, Sevaldsen E. 1995. Mengdeberegning av stortare (*Laminaria hyperborea*) ved hjelp av ekkointegrator. Møreforskingrapport Å9420.
- MacLennan D, Simmonds EJ. 2005. Fisheries acoustics. 2nd ed (Chapman & Hall) 20–126. doi: 10.1002/9780470995303.ch2.
- Norderhaug KM, Christie H, Rinde E. 2002. Colonisation of kelp imitations by epiphyte and holdfast fauna; a study of mobility patterns. Marine Biology 141: 965–973.
- Norderhaug KM, Christie H, Fredriksen S. 2007. Is habitat size an important factor for faunal abundances on kelp (*Laminaria hyperborea*)? J Sea Res. 58:120-124.
- 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, Andersen GS, Bekkby T. 2012. Does the diversity of kelp forest macrofauna increase with wave exposure? *Journal of Sea Research* 69: 36–42.
- Norderhaug K. M., K. Filbee-Dexter, C. Freitas, S.-R. Birkely, L. Christensen, I. Møllerud, J. Thormar, T. van Son, F. Moy, M. Vázquez Alonso, H. Steen. 2020. Ecosystem-level effects of large-scale disturbance in kelp forests. *Marine Ecology Progress Series* 656:163-180.
- Norderhaug KM, Nedreaas K, 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: 163–173.
- 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.
- Steen H, Moy FE, Bodvin T, Husa V. 2016. Regrowth after kelp harvesting in Nord-Trøndelag, Norway. *ICES Journal of Marine Science*. 73(10): 2708–2720.
- Steen H, Norderhaug KM, Moy FE. 2018. 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 2020-9.
- Steen H, Christensen L, Norderhaug KM. 2023. Tilstandsvurdering av høstefelt for stortare i Rogaland og Vestland i 2023. Nr. 38-2023.
- Steen H. 2016. Undersøkelser av A-høstefelt for tare i Sør-Trøndelag og Nord-Trøndelag i 2016. Rapport fra Havforskningen Nr. 31-2016.
- Steen H. 2018. Tilstandsvurdering av C-felt for tarehøsting i Sør-Trøndelag og Nord-Trøndelag i 2018. Rapport fra Havforskningen Nr. 32-2018.
- Steen H. 2019. Tilstandsvurdering av C-felt for tarehøsting i Rogaland og Sogn og Fjordane i 2019. Rapport fra Havforskningen Nr. 2019-32.
- Steen H. 2020. Tilstandsvurdering av høstefelt for stortare i Møre og Romsdal og Trøndelag i 2020. Rapport fra Havforskningen Nr. 2020-31.
- 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.
- 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.2020.



## 6 - Appendix

Appendix 1. Aktuelle høstefelt for stortare i Møre og Romsdal i 2024/25.

Fylke	Feltkode	Transektantall	Siste høstesesong	Høstekvantum (tonn)
Møre og Romsdal	242C	2	2019/20	2991
Møre og Romsdal	247C	1	2019/20	144
Møre og Romsdal	252C	2	2019/20	30
Møre og Romsdal	257C	1	2019/20	298
Møre og Romsdal	262C	2	2019/20	3091
Møre og Romsdal	267C	2	2019/20	2011
Møre og Romsdal	272C	2	2019/20	1287
Møre og Romsdal	277C	2	2019/20	6435
Møre og Romsdal	282C	2	2019/20	1
Møre og Romsdal	287C	2	2019/20	3723
Møre og Romsdal	292C	2	2019/20	574
Møre og Romsdal	297C	2	2019/20	639
Møre og Romsdal	302C	2	2019/20	349
Møre og Romsdal	307C	1	2019/20	101
Møre og Romsdal	312C	1	2019/20	95
Møre og Romsdal	318D	2	2018/19	3148

Appendix 2. Aktuelle høstefelt for stortare i Trøndelag i 2024/25.

Fylke	Feltkode	Transektantall	Siste høstesesong	Høstekvantum (tonn)
Trøndelag	323D	0	2019/20	0
Trøndelag	329D	1	2019/20	0
Trøndelag	330D	1	2019/20	0
Trøndelag	339D	1	2019/20	0
Trøndelag	340D	1	2019/20	0
Trøndelag	349D	2	2019/20	3
Trøndelag	350D	1	2019/20	283

Fylke	Feltkode	Transektantall	Siste høstesesong	Høstekvantum (tonn)
Trøndelag	359D	2	2019/20	137
Trøndelag	360D	1	2019/20	118
Trøndelag	368D	1	2019/20	91
Trøndelag	373D	2	2019/20	1846
Trøndelag	378D	2	2019/20	0
Trøndelag	383D	2	2019/20	0
Trøndelag	388D	2	2019/20	1090
Trøndelag	393D	2	2019/20	2485
Trøndelag	398D	2	2019/20	278
Trøndelag	403D	1	2019/20	0
Trøndelag	408D	1	2019/20	100
Trøndelag	413D	2	2019/20	1328
Trøndelag	418D	2	2014/15	3384
Trøndelag	423D	2	2019/20	3560
Trøndelag	428D	2	2019/20	4327
Trøndelag	433D	2	2019/20	6131
Trøndelag	438D	1	2019/20	130
Trøndelag	443D	2	2019/20	2275
Trøndelag	448D	0	2019/20	0

Appendix 3. Prøvetakingslokaliteter for stortare i Møre og Romsdal og Trøndelag i 2024.

Fylke	Felttype	Felt	Dato	Breddegr.	Lengdegr.	Planter (antall)	Dyp (m)
Møre og Romsdal	Referanse	Sande	24.04.2024	62°17'181"	05°29'876"	15	7,5
Møre og Romsdal	Referanse	Erkna	25.04.2024	62°33'116"	05°57'080"	10	8,7
Møre og Romsdal	Referanse	Orskjæra	22.04.2024	63°05'863"	07°15'209"	10	6,6
Møre og Romsdal	Referanse	Remman	21.04.2024	63°30'329"	07°49'948"	10	6,0

Fylke	Felttype	Felt	Dato	Breddegr.	Lengdegr.	Planter (antall)	Dyp (m)
Trøndelag	Referanse	Froan	19.04.2024	63°56'150"	08°42'392"	10	7,0
Trøndelag	Referanse	Melsteinen	19.04.2024	63°58'191"	09°34'355"	15	6,0
Trøndelag	Referanse	Skyttelråsa	15.04.2024	64°28'532"	10°29'298"	10	8,7
Trøndelag	Referanse	Steinflesa	17.04.2024	65°07'937"	11°29'907"	15	7,0
Møre og Romsdal	Høstefelt	242C	25.04.2024	62°13'431"	05°19'185"	10	9,4
Møre og Romsdal	Høstefelt	262C	26.04.2024	62°33'297"	06°00'530"	10	8,0
Møre og Romsdal	Høstefelt	292C	22.04.2024	63°03'792"	07°20'137"	10	7,2
Møre og Romsdal	Høstefelt	318D	21.04.2024	63°29'295"	07°48'667"	8	9,0
Trøndelag	Høstefelt	359D	19.04.2024	63°54'769"	08°28'763"	10	5,8
Trøndelag	Høstefelt	373D	11.04.2024	64°04'250"	09°55'613"	20	6,0
Trøndelag	Høstefelt	398D	15.04.2024	64°29'071"	10°30'434"	10	7,6
Trøndelag	Høstefelt	443D	17.04.2024	65°14'432"	11°20'377"	10	6,5



## 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)