



Norges miljø- og biovitenskapelige universitet
Fakultet for miljøvitenskap og naturforvaltning

2024

ISSN 2535-2806

MINA fagrapport 99

Torsk og hummer i indre Oslofjord: Effekter av vernetiltak pr 2023

Thrond O. Haugen
Jonathan E. Colman
Louise Chavarie
Knut Hove
Linda Lemmens
Stein R. Moe



Haugen, T. O., Colman, J.E., Chavarie, L., Hove, K., Lemmens, L. & Moe, S.R. 2024. **Torsk og hummer i indre Oslofjord: Effekter av vernetiltak pr 2023.** – MINA fagrapport 99. 72 s.

Ås, august 2024

ISSN: 2535-2806

RETTIGHETSHAVER

© Norges miljø- og biovitenskapelige universitet (NMBU)

Publikasjonen kan siteres fritt med kildeangivelse

TILGJENGELIGHET

Åpen

PUBLISERINGSTYPE

Digitalt dokument (pdf)

KVALITETSSIKRET AV

Forskningsutvalget, MINA, NMBU

OPPDRAUGSGIVER

Egeninitiert

FORSIDEBILDE

Nora og Mikkel Bae trekker torskeruse (venstre). Prøvetaking av hummer av Louise Chavarie og Erik Sandve Røed. Foto: Thrond Haugen

NØKKEWORD

Bestandstetthet, *Gadus morhua*, *Homarus gammarus*, Oslofjorden, rekruttering, verneområder, fangstforbud, fangst per innsatsenhet, merking-gjenfangst

KEY WORDS

Atlantic Cod, *Gadus morhua*, *Homarus gammarus*, European lobster, Oslo Fjord, population density, marine protected areas, recruitment, catch-per-unit-effort, capture-mark-recapture

Thrond O. Haugen (thrond.haugen@nmbu.no), Jonathan E. Colman, Louise Chavarie, Knut Hove, Linda Lemmens & Stein R. Moe: Fakultet for miljøvitenskap og naturforvaltning, Norges miljø- og biovitenskapelige universitet, Ås.

Forord

Denne rapporten består av data satt sammen fra flere delprosjekter samt masterprosjekter. Formålet har vært å framstille en evaluering av nylig innførte vernetiltak for både hummer (ved Drøbak) og torsk i Indre Oslofjord og følger opp tidligere rapport fra i fjor (Haugen *m. fl.* 2023). Årets rapport har lagt mer vekt på kvantifisering av effekter gjennom statistiske analyser, men vi har i tillegg bestrebet oss for å framstille resultatene gjennom bruk av grafer slik at funnene også skal være tilgjengelige for alle som har interesse for tilstanden til hummer- og torskebestanden i Indre Oslofjord.

Forfatterne ønsker å rette en stor takk til Odd Sørensen (SOS Oslofjorden), og Hans Erik Karlsen og Grete Sørnes (UiO, Biologen forskningsstasjon). Eli Moe takkes både for feltinnsats og ikke minst for tilrettelegging for at prosjektet kom i gang og for å ha sørget for god informasjon til brukerne gjennom Frogn kommunes nettsider. Vi vill også takke kolleger og studenter som har bidratt i felt (i tilfeldig rekkefølge): Nora Bae, Mikkel Bae, Kjetil Flydal, Håkon Rekstad, Odin Kirkemoen, Elina Lungrin, Mari Vold, Teyie Sharon, Kehinde Elizabeth Olanrewaju, Kate Hawley, Markus Stitz, David Craig, Fredrick Clausen, Emilie Nyenget Løvberg, Erik Røed, Brit Morken, og Gjertrud E. Fostad.

Undersøkelsene har mottatt tilskudd fra Fiskeridirektoratet gjennom «Tilskudd til fiskeriforskning» i både 2022 og 2023 (NMBU prosjektnummer: 3751000045 og 3751000063), samt midler fra Finn Jørgen Walvigs stiftelse.

Vi håper rapporten vil komme til nytte i arbeidet med å bringe Oslofjorden tilbake til gamle høyder igjen!

Ås, 16.08.2024

Thrond O. Haugen

Jonathan Colman

Louise Chavarie

Knut Hove

Linda Lemmens

Stein R. Moe

Sammendrag

Oslofjorden som økosystem er under stort press. Hummer (*Homarus gammarus*) og torsk (*Gadus morhua*) er to arter som har hatt en lengre periode med lave bestander i fjorden. Forvaltningen har opprettet verneområder for begge artene og torsk er totalfredet siden 15. juni 2019 i hele fjorden. Norges miljø- og biovitenskapelige universitet (NMBU) har drevet systematisk fangst og merking av torsk i 2011-2012 samt hvert år siden 2019. I tillegg har NMBU overvåket hummerbestanden fra 2020. Sammen med bidrag fra Havforskningsinstituttet og Universitetet i Oslo (UiO), er dataene viktige for vurdering av vernetiltakenes effekt. I 2023 rapporterte vi resultater fra disse effektstudiene og fant at det foreløpig var kun svake effekter hos torsken i form av litt høyere tetthet i enkelte områder av indre fjord i 2022 samt innslag av eldre torsk enn fem år i disse områdene, men gjennomgående hadde torsken dårlig vekst og kondisjon. For hummeren ble det dokumentert en tydelig økning i tetthet innen vernesonen ved Drøbak allerede året etter innføring av vernet og tettheten var i 2022 omtrent doblet sammenlignet med før vernet i 2021. Vi fant imidlertid ingen tegn til endring i størrelsesseleksjon som følge av vernet da størrelsesavhengig overlevelse hadde samme mønster i verneområdet som i kontrollområdene. Hovedformålet med innværende prosjekt har vært å videreføre kvantifisering av effekt av innførte vernetiltak hos fjordtorsk og hummer i midtre og indre deler av Oslofjorden. Spesielt ønsket vi å kvantifisere effekter av vernetiltakene på alders-, kjønns- og størrelsesstruktur i torske- og hummerpopulasjonene i indre og midtre deler av Oslofjorden, samt å kvantifisere naturlig dødelighet og populasjonstetthet hos lokal fjordtorsk og hummer i verneområder og kontrollområder i midtre- og indre deler av Oslofjorden, og til slutt å gjennomføre genetiske analyser for en vurdering av risiko for innblanding av amerikansk hummer (*Homarus americanus*) og teste ut et epigenetisk analyseverktøy for aldersbestemmelse av hummer uten at hummeren avlives.

Hummeren ble fra september 2020 fanget i verneområdet (Jetéen, vernet 2021) og to kontrollområder (Biologen og Askholmene) i et såkalt BACI-design (before-after-control-impact) kombinert med individmerking som fulgte et såkalt Huggins robust design. Dette er et sterkt design, velegnet for å kvantifisere om og hvordan vernetiltakene virker, både på individ og bestandsnivå. Fangstperiodene foregikk over fem dager i september og desember med 60 teiner fordelt over de tre sonene (dvs. 300 teinedøgn per fangstperiode). I og med at verneområdet ved Jetéen ble større enn opprinnelig foreslått utvidet vi antall teiner i dette området med 10 fra og med september 2022. Alle hummerne ble lengdemålt, kjønnsbestemt, utvendig rogn notert og de ble merket med eksterne id-merker (Floy T-bar) før de ble satt tilbake. Vi brukte fangst per innsatsenhet (Catch Per Unit Effort, CPUE) som et tilnærmet mål på tetthet av hummer, målt som antall hummer per teine per døgn. Analyser av merking-gjenfangstdataene gjorde det mulig å estimere størrelses- og kjønnsavhengig overlevelse for de ulike sonene samt utvikling i kjønns- og sonespesifikk populasjonsstørrelse.

Torsk ble samlet inn under et BA-design (Before-After) fra våren 2019 av, men med før-data også fra 2011-2012. Torskene ble fanget i tre studieområder i Indre Oslofjord på innsiden og utsiden av Bærumsbassenget og ved Ildjernet vår, høst og vinter, og i to studieområder på henholdsvis nord- og sørsiden av Håøya på høsten (siden 2021). Tjue torskeruser sto i seks dager i hver sone og prøvetakingsrunde og ble sjekket annen hver dag. Torsk ble forsiktig tatt opp, lengdemålt, veid, tatt skjell- og vevsprøver av, og merket med Floy T-bar merker før de ble satt ut igjen. Med denne studieprotokollen kunne vi beregne bl.a. CPUE som tilnærmet bestandstetthet, regne ut fiskens kondisjonsfaktor, vekstrate, alder og sammenligne resultater mellom studieområder.

Hummerbestanden i verneområdet ved Jetéen har fortsatt den gode trenden med økt tetthet og var i gjennomsnitt i 2023 oppe i nær 1,7 hummer per teine per 24 timer (fra omkring 0,6 i 2020 til 1,2 i

2022). Før vern var variasjonen i tetthet stor mellom våre tre studieområder. Mens Jetéen (før fredning) og Biologen hadde relativt høye tettheter (mellom 0,5–0,6 hummer per teine per 24 t) så hadde det nordlige området (Askholmene), langt færre hummere (0,04–0,24 hummer per teine per 24 t). Analysene av CPUE-dataene viser tydelige effekter av fiske i kontrollsonene da CPUE går markant ned i desember sammenlignet med september samme år, mens dette ikke er tilfelle i vernesonen der CPUE oftest øker i desember. Vi ser også at det er en tendens til generell økning i september-CPUE i alle sonene gjennom undersøkelsesperioden (2020-2023), men mest for vernesonen. Dette tyder på at fiskeuttaket mer enn erstattes med nye individer fra områdene rundt eller fra yngre årsklasser av hummer som oppnår en størrelse der de fanges i teinene (>15-20 cm).

Med 2023-dataen på plass ser vi nå en økning i individstørrelsen hos hannhummer i det vernede området der disse nå i snitt er 3 cm lengre enn før vernet ble innført. Hannene i den ene kontrollsonen, Biologen, har også hatt en svak, ikke signifikant, økning, mens hunnene ikke har hatt noen signifikant endring i størrelsessammensetning i noen av sonene. Overlevelsen hos hummeren var i fiskeperioden (oktober og november) lavest hos individer i fangbar størrelse (25-32 cm) i alle sonene, men dette mønsteret var tydeligst hos hanner i kontrollsonene, med laveste månedlige overlevelse på 0,89 for 27 cm individ, og minst tydelig hos hanner i vernesonen (overlevelse på 0,93 pr måned for 27 cm). Det var små forskjeller i lengde-spesifikk overlevelse mellom hunnene i de tre sonene. Utenom fiskesesongen var overlevelsen svakt positivt korrelert med lengde for begge kjønn i alle soner.

Vi ser nå, etter tre år med vern, svake tegn til at demografien hos hummer inne i vernesonen endrer seg ved at hannene blir større, men ikke hunnene. Dette gjenspeiler seg også i forskjell i lengde-spesifikk overlevelse, men effektene er ikke store, noe som kan tyde på at en betydelig del av vernesonehummeren fortsatt er sårbare for fiske. Vi mener at fiske i randsonene til verneområdet kan være viktig her og at dette kan være særlig viktig for et så lite verneområde som Jetéen. På en annen side er de fleste, men ikke alle, av verneområdets randsoner uegnet (for dype) til hummerfiske. Det at vi har registrert en generell økning, men mest i verneområdet, i hummertetthet fra år til år mener vi muligens kan relateres til effekter av tidligere innførte vernetiltak andre steder i Oslofjorden (spesielt ytre fjord) og muligens innføring av maksimumsstørrelse (32 cm) ved fangst i 2017, men dette må studeres nærmere.

Genetikkanalysene hos hummeren hadde lovende resultater som viste at det tilgjengelige enkelt nukleotidpolymorfisme-panelet (SNP) kan brukes til å effektivt studere eventuell innblanding av amerikansk hummer i den lokale hummerbestanden. Vi testet ut en epigenetisk metode for aldersbestemmelse av hummer. Metoden viste seg ikke å kunne anvendes slik den når foreligger, mest sannsynlig fordi tidligere studier har benyttet ung hummer under kontrollerte forhold. Vi fant at metoden systematisk underestimerte alder. I og med at det var et systematisk avvik er det ikke usannsynlig at det kan tilpasses modeller som bruker slike data der underliggende antagelser om lineært forhold mellom grad av metylering og alder endres til det som ser ut til å være ikke-lineært.

Den svake økningen i CPUE som vi observerte hos torsk i indre fjord i perioden mellom innføring av vernetiltak i 2019 og fram til og med 2022 (0,20 torsk/ruse/døgn), hadde falt tilbake høsten 2023 (0,08 torsk/ruse/døgn) og våren 2024 (0,07 torsk/ruse/døgn) til samme bunnivået som i 2020 (0,06 torsk/ruse/døgn). Videre hadde de store og litt eldre individene som vi fanget i dette området i 2022 blitt mer eller mindre borte fra fangstene i 2023 og 2024. For Drøbakområdet var fangstene i 2023 (0,24 torsk/ruse/døgn) like lave som i 2022 (0,19 torsk/ruse/døgn) og langt unna de relativt høye fangsttallene fra 2021 (0,52 torsk/ruse/døgn). I dette området ble det fortsatt, som i 2021 og 2022, fanget svært få individer >40 cm. I 2023 var kondisjonsfaktoren hos torsken i fangstene våre

gjennomgående litt høyere enn i tidligere år, men den var fortsatt lav i alle soner (snitt på 0,82), og torsk nord for Håøya (Hå-N) hadde i 2023 de laveste målte k-faktor som vi noen gang har blitt registrert i denne sonen (0,78).

I sum viser disse torskeresultatene at mye går i feil retning for fjordtorsken i særlig i indre Oslofjord. Det er få torsk, i gjennomgående dårlig forfatning. Dette er tilstanden til tross for at vi er på femte år med vern av torsken mot fangst. Resultatene viser også at tilstanden hos torsken i indre fjord varierer mye i tid og rom der tilsynelatende gode tendenser ett år (f.eks. 2022) er borte året etter og relativt høye tettheter i ett område av fjorden et år (f.eks. Drøbak 2021) ikke gjenspeiles i annet område samme år. Hele torskebestanden framstår dermed som lite robust og labil. Det at individene generelt er tynne og ofte i dårlig forfatning gjør hele situasjonen svært bekymringsfull og indikerer at torsken har problemer med å få i seg tilstrekkelig med essensielle næringsstoffer.

Vi argumenter for at vernet av torsk i dag ikke er tilstrekkelig håndhevet og at informasjonen til sportsfiskere er for dårlig. Fiskeridirektoratet sendte nylig over faglige råd om nye tiltak innen fiskeri i Oslofjorden til Nærings- og fiskeridepartementet, med mål om å bygge opp fiskebestandene og sikre et velfungerende økosystem. Vi mener at Fiskeridirektoratets Alternativ 3, der nullfiskeområder tas i bruk, er et godt, om enn veldig inngripende, tiltak som vil være lettere å håndheve og helt nødvendig for å sikre fravær av høsting av den svært lave torskebestanden, særlig i indre fjord. Samtidig argumenterer vi for videre innhenting av data, der det også fokuseres på andre stressfaktorer enn fiske slik at vi kan sikre en bedre forståelse av hvorfor torsken har så lav kondisjon og responderer dårlig på de innførte vernetiltakene.

Summary

The Oslofjord ecosystem is under significant pressure. Lobster (*Homarus gammarus*) and cod (*Gadus morhua*) are two species that have experienced prolonged periods of low populations in the fjord. Management authorities have established protection zones for both species, and cod has been fully protected since 15 June 2019 throughout the fjord. The Norwegian University of Life Sciences (NMBU) has been systematically catching and tagging cod in 2011-2012 and annually since 2019. In addition, NMBU has been monitoring the lobster population since 2020. Together with contributions from the Institute of Marine Research and the University of Oslo (UiO), the data are crucial for assessing the effectiveness of the protective measures. In 2023, we reported results from these effectiveness studies and found that, so far, there were only weak effects on cod, such as slightly higher density in certain areas of the inner fjord in 2022 and the presence of cod older than five years in these areas. However, the cod generally exhibited poor growth and condition. For the lobster, a clear increase in density within the protected zone at Drøbak was documented as early as the year following the introduction of the protection, and by 2022 the density had nearly doubled compared to before the protection in 2021. However, we found no evidence of changes in size selection facilitated by the protection, as size-dependent survival followed the same pattern in the protected area as in the control areas. The main goal of the current project has been to continue quantifying the effects of the implemented protective measures on fjord cod and lobster in the middle and inner parts of the Oslofjord. Specifically, we aimed to quantify the effects of the protective measures on the age, sex, and size structure of cod and lobster populations in the inner and middle parts of the Oslofjord, as well as to quantify natural mortality and population density of local fjord cod and lobster in protected and control areas in the middle and inner parts of the Oslofjord. Finally, we aimed to conduct genetic analyses to assess the risk of mixing with American lobster (*Homarus americanus*) and to test an epigenetic analysis tool for determining the age of lobsters without killing them.

Lobsters were caught from September 2020 in the protected area (Jetéen, protected in 2021) and two control areas (Biologen and Askholmene) in a so-called BACI design (Before-After-Control-Impact) combined with individual tagging using the so-called Huggins robust design. This is a strong design, suitable for quantifying whether and how the protective measures work, both at the individual and population levels. The capture periods took place over five days in September and December using 60 traps distributed across the three zones (i.e., 300 trap-days per capture period). Since the protected area at Jetéen was larger than originally proposed, we increased the number of traps in this area by 10 starting in September 2022. All lobsters were measured for length, sex was determined, external roe was noted, and they were tagged with external ID tags (Floy T-bar) before being released. We used catch per unit effort (CPUE) as an approximate measure of lobster density, measured as the number of lobsters per trap per day. Analyses of the tagging-recapture data allowed us to estimate size- and sex-dependent survival for the different zones, as well as the development of sex- and zone-specific population size.

Cod was collected under a BA design (Before-After) from spring 2019, with before-data also from 2011-2012. The cod were caught in three study areas in the inner Oslofjord, inside and outside Bærumsbassenget and at Ildjernet in spring, autumn, and winter, and in two study areas on the northern and southern sides of Håøya in the autumn (since 2021). Twenty cod traps were set up for six days in each zone and sampling round and were checked every other day. Cod were carefully taken out, measured for length, weighed, had scale and tissue samples taken, and were tagged with Floy T-bar tags before being released. With this study protocol, we could calculate, among other

things, CPUE as an approximate population density, calculate the fish's condition factor, growth rate, and age, and compare results between study areas.

The lobster population in the protected area at Jetéen has continued the positive trend with increased density and was on average in 2023 up to nearly 1.7 lobsters per trap per 24 hours (from around 0.6 in 2020 to 1.2 in 2022). Before protection, the variation in density was large between our three study areas. While Jetéen (before protection) and Biologen had relatively high densities (between 0.5–0.6 lobsters per trap per 24 hours), the northern area (Askholmene) had far fewer lobsters (0.04–0.24 lobsters per trap per 24 hours). Analyses of the CPUE data show clear effects of fishing in the control zones as CPUE significantly decreases in December compared to September of the same year, while this is not the case in the protected zone where CPUE often increases in December. We also see a tendency for a general increase in September CPUE in all zones throughout the study period (2020-2023), but most for the protected zone. This suggests that the fishing effort is more than replaced by new individuals from surrounding areas or from younger year classes of lobster that reach a size where they are caught in the traps (>15-20 cm).

With the 2023 data in place, we now see an increase in individual size among male lobsters in the protected area, where these are now on average 3 cm longer than before the protection was introduced. The males in one of the control zones, Biologen, have also shown a slight, non-significant increase, while the females have not shown any significant change in size composition in any of the zones. Lobster survival during the fishing period (October and November) was lowest for individuals of catchable size (25-32 cm) in all zones, but this pattern was most evident in males in the control zones, with the lowest monthly survival at 0.89 for a 27 cm individual, and least evident in males in the protected zone (survival of 0.93 per month for a 27 cm individual). There were small differences in length-specific survival between females in the three zones. Outside the fishing season, survival was slightly positively correlated with length for both sexes in all zones.

After three years of protection, we now see weak signs that the demography of lobsters within the protected zone is changing, with males growing larger, but not females. This is also reflected in differences in length-specific survival, but the effects are not large, which may indicate that a significant portion of the protected zone lobsters are still vulnerable to fishing. We believe that fishing in the buffer zones around the protected area may be important here, especially for a small protected area like Jetéen. On the other hand, most, but not all, of the buffer zones of the protected area are unsuitable (too deep) for lobster fishing. The fact that we have recorded a general increase, but mostly in the protected area, in lobster density from year to year, we believe may possibly be related to the effects of previously introduced protective measures elsewhere in the Oslofjord (especially the outer fjord) and possibly the introduction of a maximum size (32 cm) for capture in 2017, but this needs further study.

The genetic analyses of the lobsters had promising results, showing that the available single nucleotide polymorphism (SNP) panel can be used to effectively study potential mixing of American lobster in the local lobster population. We tested an epigenetic method for determining the age of lobsters. The method turned out not to be applicable as it currently stands, most likely because previous studies have used young lobsters under controlled conditions. We found that the method systematically underestimated age. Given that there was a systematic deviation, it is not unlikely that it can be adapted to models using such data where underlying assumptions about the linear relationship between the degree of methylation and age are changed to what appears to be non-linear.

The slight increase in CPUE that we observed in cod in the inner fjord during the period between the introduction of protective measures in 2019 and up until 2022 (0.20 cod/trap/day), had fallen back in autumn 2023 (0.08 cod/trap/day) and spring 2024 (0.07 cod/trap/day) to the same low level as in 2020 (0.06 cod/trap/day). Furthermore, the large and slightly older individuals that we caught in this area in 2022 had disappeared from the catches in 2023 and 2024. In the Drøbak area, the catches in 2023 (0.24 cod/trap/day) were as low as in 2022 (0.19 cod/trap/day) and far from the relatively high catch numbers from 2021 (0.52 cod/trap/day). In this area, as in 2021 and 2022, very few individuals >40 cm were caught. In 2023, the condition factor of cod in our catches was generally slightly higher than in previous years, but it was still low in all zones (average of 0.82), and cod north of Håøya (Hå-N) had in 2023 the lowest measured k-factor that we have ever recorded in this zone (0.78).

In summary, these cod results show that much is going in the wrong direction for fjord cod, particularly in the inner Oslofjord. There are few cod, and they are generally in poor condition. This is the state despite being in the fifth year of protection of cod against capture. The results also show that the condition of cod in the inner fjord varies greatly in time and space, where seemingly good trends one year (e.g., 2022) are gone the next year, and relatively high densities in one area of the fjord one year (e.g., Drøbak 2021) are not reflected in another area the same year. The entire cod population thus appears to be not very robust and unstable. The fact that the individuals are generally thin and often in poor condition makes the whole situation very worrying and indicates that the cod is struggling to get enough essential nutrients.

We argue that the protection of cod today is not sufficiently enforced, and that the information provided to recreational fishers is inadequate. Recently, Norwegian Directorate of Fisheries handed over management action alternatives to the Norwegian Ministry of Trade, Industry and Fisheries, aiming at securing cod population growth and ecosystem functioning. We believe that their Alternative 3, which involves implementation of no-fishing zones, is a good, albeit very intrusive, measure that will be easier to enforce and is necessary to ensure the absence of harvesting of the very low cod population, particularly in the inner Oslofjord. At the same time, we advocate for the continued collection of data, with additional focus on other stress factors besides fishing, so that we can ensure a better understanding of why the cod is in such poor condition and is not responding well to the protective measures that have been implemented.

[ChatGPT was used to aid the translation]

Innhold

| | |
|--|----|
| Forord..... | 1 |
| Sammendrag..... | 2 |
| Summary..... | 5 |
| 1 Introduksjon..... | 9 |
| 1.1 Bakgrunn..... | 9 |
| 1.2 Målsetninger i prosjektet | 11 |
| 2 Materialer og metoder | 13 |
| 2.1 Studieområder..... | 13 |
| 2.1.1 Hummer | 13 |
| 2.1.2 Torsk..... | 14 |
| 2.2 Hummerundersøkelsen | 15 |
| 2.2.1 Fangstmetode og design | 15 |
| 2.2.2 Analyse av CPUE, størrelse og kjønnsfordeling - modellutvelgelse | 17 |
| 2.2.3 Robust-design-estimering av overlevelse og populasjonsstørrelse..... | 18 |
| 2.2.4 Hummergenetikk..... | 20 |
| 2.3 Torsk | 21 |
| 3 Resultater..... | 23 |
| 3.1 Hummer..... | 23 |
| 3.1.1 Merke-gjenfangstanalyse – Robust-Design Huggins (RDH) | 23 |
| 3.1.2 Fangst per innsatsenhet (CPUE)..... | 27 |
| 3.1.3 Lengdefordeling | 35 |
| 3.1.4 Kjønnsfordeling | 42 |
| 3.1.5 Genetikk | 45 |
| 3.2 Torsk | 49 |
| 3.2.1 Merking-gjenfangst..... | 49 |
| 3.2.2 Fangst per innsatsenhet (antall individer per ruse per døgn, CPUE) | 49 |
| 3.2.3 Størrelsesstruktur..... | 54 |
| 3.2.4 Kondisjon..... | 55 |
| 4 Diskusjon..... | 57 |
| 4.1 Hummer..... | 57 |
| 4.2 Torsk | 61 |
| 4.3 Samlet vurdering | 64 |
| 5 Referanser..... | 66 |
| 6 Vedlegg | 71 |

1 Introduksjon

1.1 Bakgrunn

Det er store og økende problemer med økosystemet i Oslofjorden. Forurensning, intensivert arealutnyttelse og økt utnyttelse av biologiske ressurser fra fritidsfiskere, samt lite bærekraftige fangstmetoder som bunntåling fører til lave bestander av flere arter som torsk (*Gadus morhua*) og hummer (*Homarus gammarus*) (Aarflot *m. fl.* 2024). Kystbefolkningen, som nå teller 1,6 millioner i 26 Oslofjordkommuner, er økende

(<https://www.miljodirektoratet.no/publikasjoner/2023/november-2023/gjennomforing-av-helhetlig-tiltaksplan-for-oslofjorden-2022-2023/>). Det er derfor all grunn til å forvente at problemene vil tilta i omfang med mindre vedtatte tiltak gjennomføres og trolig vil det være behov for mer kraftfulle tiltak enn de som allerede er vedtatt og implementert gjennom Helhetlig tiltaksplan for Oslofjorden.

Artsdatabankens rødlista for 2021 vurderer hummer som sårbar (VU) (<https://artsdatabanken.no/lister/rodlisteforarter/2021/14133>). Det er innført en rekke lokale og regionale fangstbegrensinger for hummer. Minstemålet for fangst av hummer er 25 cm kroppslengde og i Sør- og Øst-Norge er det i tillegg et maksimumsmål på 32 cm (<https://www.fiskeridir.no/Fritidsfiske/Artar/Hummarfiske/minstemal-og-maksmal>). Hunner med utvendig rogn skal settes tilbake etter fangst. Fra 2002 har det blitt opprettet en rekke fredningsområder for hummer langs norskekysten. I 2023 var det totalt 58 slike fredningsområder (Knutsen *m. fl.* 2022a). Det ble etablert et lite (85 ha) fredningsområde Drøbakundet ved undervannsmuren på vestsiden av fjorden, Jetéen, i 2021 (<https://www.fiskeridir.no/Fritidsfiske/Artar/Hummarfiske/Fredings-og-bevaringsomraade>). Vi vet lite om effekten av et såpass lite fredningsområde er i praksis, men det har vært vist at både hummer og torsk kan dra nytte av relativt små verneområder (Moland *m. fl.* 2013; Moland *m. fl.* 2021b; Knutsen *m. fl.* 2022a; Knutsen *m. fl.* 2022b).

Fangst av hummer kan føre til høy og stabil dødelighet (Fernández-Chacón *m. fl.* 2021). Bestanden kan imidlertid ta seg raskt opp i områder som blir vernet (Moland *m. fl.* 2021a; Haugen *m. fl.* 2023). Vern kan også bidra til et økt antall store individer, noe som er viktig for hummerens reproduksjonspotensial (Sørdalen *m. fl.* 2022). Vern mot fangst i noen områder kan føre til at fiskepresset øker i de tilgrensende områder («Fishing the line» se for eksempel Kellner *m. fl.* (2007)). Dette kan være et spesielt stort problem for relative små verneområder, som i Drøbakundet. Verneområdet kan bli mindre effektivt som følge av at hummer beveger seg ut av det hvor de utsettes for et betydelig fiskepress. Et tidligere studium har vist at intenst fiske rundt verneområder kan redusere hummerbestanden i et belte på 1,5 km utenfor verneområde sammenlignet med før verneområdet ble etablert (Nillos Kleiven *m. fl.* 2019). Hummer har imidlertid relativt små bruksområder mellom 0,6–4,0 ha (Moland *m. fl.* 2011b), noe som kan redusere problemet med mindre verneområder. Telemetristudier har vist at hummer beveger seg ut av verneområder, hvor de kan være sårbare for økt fiskepress (Moland *m. fl.* 2011a).

Torskebestanden har i løpet av det siste tiåret gått sterkt tilbake i Oslofjorden uten at man med sikkerhet vet årsaken eller hvor omfattende nedgangen har vært i særlig Indre Oslofjord. Det er i Indre Oslofjord vi også finner, i hvert fall inntil vernetiltakene ble iverksatt, den største konsentrasjonen av fritidsfiskere i landet (Vølstad *m. fl.* 2019) og det foregår også et småskala profesjonelt torskefiske som bifangst fra bunntåling etter dypvannsreke i dette området (Knutsen

m. fl. 2022a). I en ny rapport fra Havforskningsinstituttet pekes høsting ut som den viktigste økologiske risikoutfordringen for ytre Oslofjord (Aarflot *m. fl.* 2024). Siden sommeren 2019 har torsk vært totalfredet i hele Oslofjorden og alt fritidsfiske, med unntak av sjøørret, er forbudt i antatte gyteområder for torsk i gytetiden (februar-april).

NMBU (den gang UMB) gjennomførte i 2011-2012 en merke-gjenfangststudie på torskebestanden i Indre Oslofjord (Ski 2012). Torsken i Indre Oslofjord viste seg å være svært stedegen (se også Bøe (2013)), men enkelte individer foretok lengre vandringer. En fjordtorsk i Indre Oslofjord kan typisk bevege seg innenfor 3-5 ha i løpet av et år. En telefonundersøkelse i 2014 (utført av Norstat på oppdrag fra NMBU) dokumenterte en meget høy tetthet av fritidsfiskere i Indre Oslofjord, hvor 130 000 personer fisket i sjøen minst én gang i året. Med en oppgitt gjennomsnittlig fangst på 0,25 fisk per time, tilsvarte det nesten 4 kg fisk per år per fisker når de 15 timene de i snitt brukte per år legges til grunn (Holter 2015). Gjennom feltintervjuer, der faktisk fangst ble observert, målt og notert, lå estimatet høyere (0,5 kg pr time). Fangst av makrell var størst, etterfulgt av torsk (Thimamontri 2015). På dette tidspunktet (2012-2014) tok fritidsfiskere med andre ord ut en betydelig mengde fisk fra Indre Oslofjord, i størrelsesorden 500–1 000 tonn.

Mange fritidsfiskere og en stasjonær og liten bestand gjør torsken i Indre Oslofjord meget sårbar. Selv med fangstforbud, slik som situasjonen for torsk er nå, er torskebestanden utsatt på grunn manglende kunnskap/vilje blant fritidsfiskere til å etterkomme vernetiltakene og dels på grunn av at torsk fanges som bifangst i annet fiske. For eksempel hadde Fiskeridirektoratet en aksjon i Oslofjorden i midten av april 2024 der 61 av 93 kontaktede personer fisket ulovlig i gyteområdet fiske (<https://www.fiskeridir.no/Fritidsfiske/Nyheter/2024/mye-ulovlig-fiske-i-oslofjorden>). De aller fleste av disse var gjestearbeidere med utenlandsk opprinnelse og lite kunnskap om de rådende vernetiltakene. Det at Indre Oslofjord brukes som fiskeplass av folk med svært ulike nasjonaliteter gjør det ekstra utfordrende med informasjon og taler for at mye av informasjonen bør være lett tilgjengelig på de viktigste fiskeplassene og båthavnene i fjorden.

I 2012 konkluderte NMBU med at tettheten av torskebestanden i Indre Oslofjord var høyere enn estimer for fjordtorskbestander langs Sørlandskysten (Ski 2012). I løpet av perioden som har fulgt etter dette har det skjedd noe dramatisk med torskebestanden i Indre Oslofjord og NMBU bygger nå, blant annet gjennom tilskudd fra Fiskeridirektoratet, opp datasett for å sammenligne den nåværende bestanden med situasjonen i 2011-2012. Dette blir viktige suppleringsdata til særlig Havforskningsinstituttets overvåkningsdata fra både indre og ytre fjord. Disse dataene utgjør et viktig kunnskapsgrunnlag for torskebestanden i Indre Oslofjord, og vil bli avgjørende for måling av effektene av de nye forvaltningstiltakene. Resultater fra perioden 2019-2022, altså etter tre år med vernetiltak for torsken, viste at i all hovedsak var det få tegn til bedring, men at 2022-fangstene gjennomgående var litt større enn de siste årene og hadde en betydelig andel individer som var eldre enn 5 år i indre fjord, men ikke ved Drøbak (Haugen *m. fl.* 2023).

Utover NMBUs datainnsamling har det ikke vært omfattende overvåkning av bestandsutvikling i vernede områder i Indre Oslofjord. Havforskningsinstituttet har basert sine evalueringer av tiltakseffekter på allerede pågående overvåkingsprogrammer som blant annet strandnotserien (Knutsen *m. fl.* 2022a). Denne evalueringsrapporten fra 2022 konkluderte med at det ikke er noe som tyder på at torskebestanden er i ferd med å bygge seg opp og at det er for tidlig å vurdere effekter av vernetiltak. Ut fra denne evalueringen har Havforskningsinstituttet konkluderer med at tiltakene må videreføres og helst forsterkes. Videre understreker Havforskningsinstituttet at det er behov for mer målrettede studier og at effekt av fangst fra både bunntråling og dispensasjonsfiske

må vurderes. Havforskningsinstituttet anbefaler også en evaluering av i hvilken grad fangstforbud respekteres av fritidsfiskere.

Etter bestilling fra Nærings- og fiskeridepartementet ble Fiskeridirektoratet (i samarbeid med Miljødirektoratet) tidlig i 2024 bedt om å levere faglige råd om nye tiltak innen fiskeri i Oslofjorden, for å bygge opp fiskebestandene og et velfungerende økosystem. Rådene skulle inkludere vurderinger av både yrkesfiske og fritidsfiske. De faglige rådene, som bl.a. baserer seg på NMBUs rapportering fra Indre Oslofjord, ble nylig gjort tilgjengelig (<https://www.fiskeridir.no/Yrkesfiske/Nyheter/2024/kan-fa-store-konsekvenser-for-fiske>). Det ble presentert tre alternativer til tiltak samt vurdert effekt på fiskebestandene for alle tre. Det mest omfattende tiltaket, Alternativ 3, innebærer etablering av tre relativt store nullfiskeområder, som inkluderer hele fjorden innenfor Horten-Moss samt Færder- og Hvaler nasjonalpark. De to andre alternativene inkluderer ett som er likt dagens regime (dvs det som ble innført i 2019, Alternativ 1) samt et annet som er en forsterking av tiltak som er i dag gjennom å øke artsselektiviteten i yrkesfisket og forby fritidsfiske med alle andre redskaper enn teine og stang/håndsnøre slik at bifangst av torsk og annen bunnlevende fisk minimeres. En del dispensasjonsordninger fjernes også. Alternativ 3 er i stor grad i tråd med anbefalinger fra forskere, herunder NMBU (<https://www.khrono.no/okosystemet-i-oslofjorden-kollapser-vi-trenger-tiltak/858786>), og kan forventes å ha effekter som vil være positive for både økosystemet totalt sett, og særlig for torsken, men er helt klart et veldig inngripende alternativ for brukerne av fjorden. Det at et såpass inngripende tiltak foreslås fra Fiskeridirektoratet understreker alvoret i situasjonen, og legger ekstra press på sikring av god dokumentasjon av verneeffektene etter at de er innført og at den berørte befolkningen informeres godt og tydelig både før tiltakene innføres samt underveis etter hvert som effektene lar seg kvantifisere. Uten at det oppnås en felles forståelse/konsensus og aksept om nødvendigheten av disse inngripende tiltakene vil det bli vanskelig å gjennomføre dette i praksis uten svært omfattende oppsyn og håndheving.

1.2 Målsetninger i prosjektet

I dette prosjektet etablerer vi en langvarig kartlegging og overvåkning av hummerbestanden i Drøbaksområdet, samt torsk i Indre Oslofjord. Det er viktig for å vurdere effekten av fredning og for å få kunnskap om fredningen også har effekt på omkringliggende områder over tid. Vi bruker også dataene til populasjonsøkologiske studier i form av gradsoppgaver samt i undervisningen av naturforvaltnings- og økologifagene ved NMBU. I all hovedsak følger vi samme datainnsamlingsregime som den som er rapportert i Haugen *m. fl.* (2023), med fokus på både fangst per innsatsdata for både torsk og hummer, samt individmerking. I tillegg vil vi hvert år gjøre enkelte detaljstudier og metodeutviklinger for å få fram nye og forhåpentligvis viktige aspekter ved biologien til eller forvaltningen av disse to artene i Oslofjorden. I 2023 har vi tatt for oss hummergenetikk spesielt.

Vi ønsket opprinnelig å måle det fenotypiske mangfoldet i hummerpopulasjonen relatert til genetisk mangfold; men på grunn av logistiske vanskeligheter, valgte vi en annen tilnærming ved å bruke genetiske verktøy som er relevante for bevaring og forvaltning av hummer i Norge: påvisning og overvåking av fremmede arter. Amerikansk hummer har blitt fanget i Oslofjorden tidligere. For eksempel ble to hunnhummere, én med utvendig rogn, fanget i 1999. Med årene dukket flere amerikanske hummere opp i Norden. Krysning med lokal europeisk hummer er funnet hos fem amerikanske hunner i Norge, to i Sverige og én i Storbritannia (Husa *m. fl.* 2022). I 2016 ble det ulovlig å importere levende amerikansk hummer til Norge på grunn av bekymringer knyttet til hybridisering med den lokale europeiske hummeren. Ifølge Artsdatabankens liste over fremmede

arter står amerikansk hummer oppført med Svært høy risiko (SE) (Agnalt *m. fl.* 2023; Gederaas *m. fl.* (2012)). Økt kunnskap og overvåking er avgjørende for fiskeriforvaltningen for raskt å oppdage og dempe virkningene av fremmede arter som amerikansk hummer i Norge, som kan medføre betydelige kostnader ved å svekke den stedegne bestanden. For å ta tak i dette forvaltningsproblemet med å identifisere hybridisering av amerikansk og europeisk hummer startet vi et masterstudentprosjekt som gjennom simuleringer skulle evaluere omfanget av eventuell genotypingsinnsats i en situasjon med en tenkt amerikansk hummerintroduksjon. Vårt mål var å modellere introgresjonshendelser (innkrysning) og ulike prøvetakingsstrategier for å beregne prøvestørrelsen som kreves for å oppdage eventuell faktisk introgresjon *in vivo*, dersom amerikansk hummer har blitt satt ut i Indre Oslofjord.

Bærekraftig forvaltning av hummer er avhengig av systematisk overvåking av bestandsdynamikken, som, ideelt sett, inkluderer aldersstrukturdata basert på pålitelig og validert aldersestimeringsteknikk (Kilada *m. fl.* 2015). Tradisjonelle måter å måle alderen på hummer er arbeidskrevende, men viktigst av alt, avhengig av å drepe dyrene (Sheehy *m. fl.* 1996; Uglem *m. fl.* 2005). I en situasjon med små/truede hummerbestander er praksisen med å drepe individer for å evaluere statusen til bestanden ikke et ideelt alternativ. Aldersstruktur er imidlertid et viktig aspekt ved populasjonsdynamikken, ikke minst for å vurdere om den høstes for hardt (Huntsberger *m. fl.* 2020). Følgelig brukes kroppsstørrelse nå som en tilnærming for alder. Men dette forholdet er både omstridt og påvirket av høsting. Derfor er det et sterkt behov for alternative metoder for å aldersbestemme hummer som er effektive, ikke-dødelige og nøyaktige i forhold til alle overvåkingsprogrammer. I jakten på løsninger forsøker vi her, gjennom et masterprosjekt, å bruke "epigenetiske klokke", noe som har vært brukt hos mange organismer, inkludert hummer. Til nå har bruk av metylering av ribosomalt DNA (rDNA) som en aldersestimeringsteknikk blitt validert for hummer med kjent alder etter opptil 50 måneder i oppdrettsanlegg (Fairfield *m. fl.* 2021). Hummer er kjent som en av de mest langlivede tinfotkrepsartene. Selv innenfor høstede ville populasjoner når mange hummer en alder på 20 til 30 år, med noen spesielt motstandsdyktige individer som anslås å leve over 70 år. Vi ønsket derfor her å teste om rDNA-aldningsprotokollen til Fairfield *m. fl.* (2021) også fungerer i ville bestander med antatt eldre hummer.

Hovedformålet med prosjektet er å videreføre kvantifisering av effekt av innførte vernetiltak hos fjordtorsk og hummer i midtre og indre deler av Oslofjorden.

Spesielt vil vi:

1. Kvantifisere effekter av vernetiltakene på alders- kjønns- og størrelsesstruktur i torske- og hummerpopulasjonene i indre og midtre deler av Oslofjorden.
2. Kvantifisere naturlig dødelighet og populasjonstetthet hos lokal fjordtorsk og hummer i verneområder og kontrollområder i midtre- og indre deler av Oslofjorden.
3. Gjennomføre genetiske analyser som kan brukes til vurdering risiko for innblanding av amerikansk hummer og teste ut et epigenetisk analyseverktøy for aldersbestemmelse av hummer uten at hummeren avlives.

2 Materialer og metoder

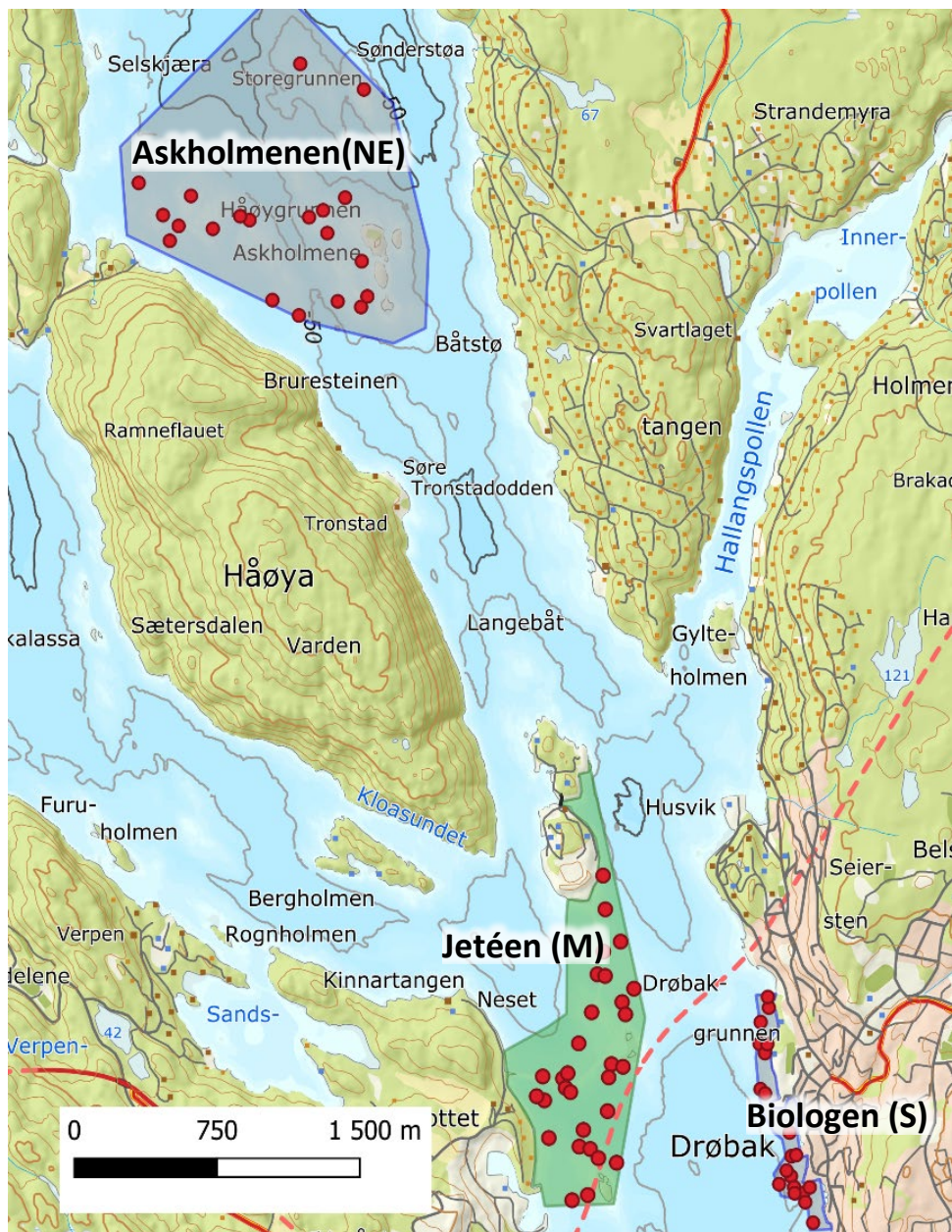
2.1 Studieområder

2.1.1 Hummer

Den pågående hummerstudien gjennomføres i tre soner i Drøbaksundet (Figur 1). Et verneområde, Jetéen (85 ha), og to kontrollområder, henholdsvis Askholmene (115 ha) og område utenfor Biologen forskningsstasjon i Drøbak (18,2 ha). Det fiskes kun grunnere enn 50 m.

Det har vært forbudt med hummerfangst på Jetéen siden september 2021 (hjemlet i forskrift <https://lovdata.no/dokument/SF/forskrift/2006-07-06-883>). Jetéen, som ble bygget i 1874-79, består av store steinblokker over en strekning på 1,5 km. Den ble etablert for å hindre at store båter kunne seile inn vest for Oscarsborg festning. Jetéen er på det høyeste 25 m og rundt 4 m bred (totalt ca 315 000 m³). Det er svært grunt over Jetéen (< 1 m ved lavvann). To smale åpninger gjør at småbåter kan passere. Det fredede området er altså i hovedsak menneskeskapt hummerhabitat.

Det ene kontrollområdet er et relativt smalt område fra Badeparken til sør på Lehmannsbrygga i Drøbak (kalt «Biologen» i denne rapporten). Det andre kontrollområdet ligger mellom Håøya og fastlandet, rundt Askholmene.

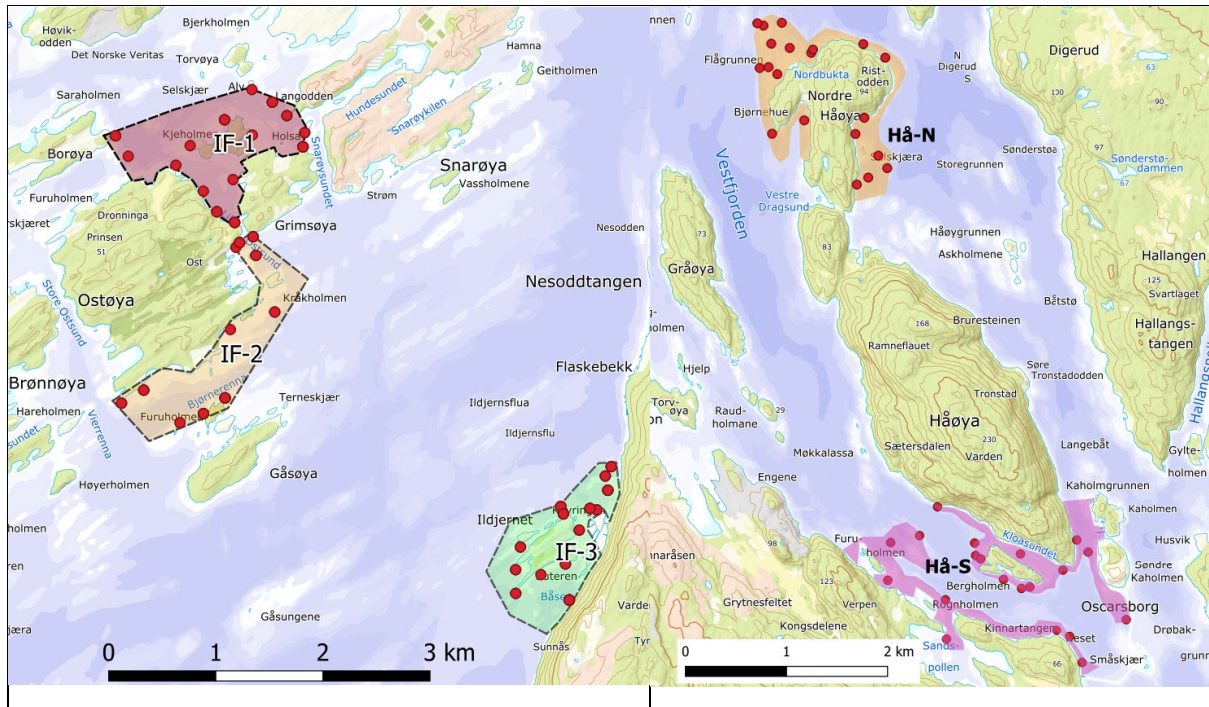


Figur 1. Kart over de tre innsamlingssonene (Askholmene, Jetéen og Biologen) og de tilhørende teineposisjonene som ble brukt under de fem innsamlingsrundene i 2020-2023-perioden.

2.1.2 Torsk

I torskeundersøkelsen brukte vi torskeruser i to hovedområder: Indre fjord (tre soner, Figur 2) og ved to soner ved Håøya (Figur 2). Rusefisket i indre fjord gjennomføres to til tre ganger om året (vår og seinhøstes og noen ganger i desember) der samme soner og ruseposisjoner brukes fra gang til gang. Noen av disse ruseposisjonene er akkurat de samme som ble brukt i 2011-2012. Stasjonene rundt Håøya undersøkes kun i slutten av september/tidlig oktober, dvs ikke om våren. Alle sonene har minst tre tømminger per runde, med tømming hver andre dag. Med et slik opplegg sikrer vi oss gjenfangster som både er på kort (daglig) og lang (ett år eller 6 måneder) tidsskala. Et slik såkalt robust design åpner for estimering av både overlevelse og populasjonsstørrelse ved bruk av såkalte Hugginsmodeller (se seinere, Huggins 1989). En tilsvarende analyse av torskedata fra Indre Oslofjord

er presentert i Ski (2013). Grunnet den lave populasjonstørrelsen og dermed det lave antall torsk som merkes og gjenfanges er ikke antall observasjoner stort nok til å foreta slike analyser i denne omgang.



Figur 2. Kart over de to studieområdene for torsk: Indre fjord (IF, venstre) og Drøbak-Håøya (Hå, høyre). De fikserte ruseposisjonene (randomisert og stratifisert) er indikert som røde punkter, og sonenavn framkommer som tekst knyttet til de respektive polygonene.

2.2 Hummerundersøkelsen

2.2.1 Fangstmetode og design

I og med at fredning av områder var foreslått av Frogn kommune i 2020, satt forskere ved Fakultet for miljøvitenskap og naturforvaltning (MINA) ved NMBU i gang en prøvefangst (i samarbeid med Biologisk feltstasjon i Drøbak ved Universitet i Oslo) i september 2020 for å følge bestandsutviklingen før og etter fredning. Området ved Jetéen ble fredet for hummerfangst i 2021 og vi har dermed to perioder med fangst før fredning (september 2020 og september 2021) samt fem fangstperioder etter etablering av fredningsområdet: desember 2021, september og desember 2022 og september og desember i 2023.

Siden oppstart i 2020 har vi gjennomført en merke-gjenfangststudie med hummer med et såkalt BACI-design (before-after-control-impact). Vi har med andre ord et sterkt design på plass for å kvantifisere om og hvordan vernetiltakene virker, både på individ- og bestandsnivå.

Vi har hatt tre soner der to utgjorde kontrollområder med fiske (Askholmene og Biologen) og en sone var verneområdet (Jetéen). Hummeren ble fanget med skotteteiner agnet med en makrell per døgn. Makrellen har blitt byttet hver dag uavhengig av fangst av hummer eller ei. Teinene ble fordelt

tilfeldig ved bruk av randomiseringsrutine i QGISs vektor-verktøy i to dybdelag (strata): 2-20 m og 20-50 m i de respektive sonene. Vi brukte i utgangspunktet totalt 60 teiner (20 teiner per sone) på faste posisjoner over 5 dager i hver periode (dvs totalt 300 teinedøgn per fangstperiode). Fra og med september 2022 utvidet vi med 10 teiner i vernesonen (Jetéen) da denne ble bestemt til å være en del større enn forslaget som lå på bordet da vi tok til med før-studien i 2020. Randomiserings- og stratifiseringsrutinene som ble brukt til plassering av teinene sikrer representativ plassering av teiner mellom 2 og 50 meters dyp og gjør at resultatene kan sammenlignes med andre studier gjennomført av blant annet Havforskningsinstituttet. Merkingprosedyrene og forsøksdesign var godkjent av Mattilsynet (FOTS id: 25029 og 30313).

All hummer ble merket med Floy T-bar merker på buksiden av første abdomsegment ved hjelp av en merkepistol (Figur 3). Denne plasseringen gjør at merket kan bli sittende også etter skallskifte. Vi hadde i 2021-2023 flere gjenfangster fra foregående år hvor merkene var bevart til tross for skallskifte. I tillegg til merking noterer vi kjønn, lengde og eventuell utvendig rogn på hummerne vi fanger. Til slutt klippet vi en liten bit av den ytre halefinnen (uropoden) for å senere kunne analysere deres DNA. Ved gjenfangst kan vi også bruke spor etter finneklippen på hummeren som mål på eventuelle tap av merker. Alle disse merke- og målerutinene er harmonisert med Havforskningsinstituttets rutiner for å sikre sammenlignbarhet med deres overvåkningsstudier i andre verne- og overvåkingsområder.

Fiskerne i området ble gjort oppmerksom på merkeprosjektene gjennom annonsering på Frogn kommunes hjemmeside samt lokalpressen. Opplysninger om merkenummer, størrelse og fangststed sendes til epostadressen tag@nmbu.no.



Figur 3. Hummeren ble merket med floymerke i 1. abdomsegment (venstre, pil) med merkepistol (høyre)

2.2.2 Analyse av CPUE, størrelse og kjønnsfordeling - modellutvelgelse

Som tilnærmet mål på tetthet av hummer brukte vi fangst per innsatsenhet (CPUE, catch per unit effort). Dette ble målt som antall hummer per teine per døgn. Om teina, av en eller annen grunn, sto lenger enn ett døgn mellom tømning, ble CPUE utregnet som antall delt på antall døgn den sto mellom tømningene. Dette skjedde kun to ganger.

For å analysere om vernetiltaket har hatt effekt på hummerbestanden med tanke på tetthet, størrelsessammensetning og kjønnsfordeling tilpasset vi statistiske modeller der type modell ble bestemt av type responsvariabel. For å modellere CPUE-dataene brukte vi en mikset generalisert lineær modelltype der vi antok en Poisson-fordeling (glmm). Fordi det var mange null-observasjoner (tomme teiner) i dataene gjorde vi noen modellverifiseringer der vi testet for såkalt zero-inflation og sammenlignet kandidatmodeller med blant annet negativ binominalfordeling og zero-inflation eksplisitt inkludert i modellene. Dette ble gjort gjennom pakkene glmmTBR (Brooks *m. fl.* 2017) og GLMMadaptive (Stringer og Bilodeau 2022) samt ved bruk av `check_zeroinflation`-funksjonen i `performance`-pakka (Lüdecke *m. fl.* 2021). Det viste seg at glmm-modellene med Poisson-fordeling var best egnet, men at det var kritisk viktig å ha med randomstruktur med teineID og fangstrunde. Glmm-modellene ble kjørt ved bruk av `glmer`-funksjonen i `lme4`-biblioteket (Bates *m. fl.* 2015). I analysene av kjønnsfordeling, som vi modellerte som sannsynlighet for å fange en hunnhummer (binomisk, der $hunn=1$; $hann=0$), brukte vi også `glmer`-funksjonen, men nå med `logit`-link. Individstørrelse ble modellert som ordinær lineær miksa modeller ved bruk av `lmer`-funksjonen. I hovedsak har alle responsvariablene blitt modellert med utgangspunkt i studiedesignet (BACI) og fordi vi ofte forventer ulik respons hos hunner og hanner på vernet (hunnene er noe bedre vernet enn hanner da alle eggberende hunner, dvs med utrogn, er freda) har vi som oftest også med kjønnseffekt. I tillegg vil en del modeller ha lengde som kovariat der vi forventer at responsen påvirkes av individets lengde (f.eks. kjønnsandelen og overlevelse (se under §2.2.3)). I kontrollgruppa har vi data fra to soner (NE og S, Figur 1) og fordi mye er forskjellig mellom disse to sonene bytter vi av og til Kontroll-Vernet-effekten (Colm: control-impact) med sone for å få fram om denne heterogeniteten gir økt forklaring på variasjonen i responsen. Det ble tilpasset et utvalg kandidatmodeller for hver responsvariabel (Y) der vi tok utgangspunkt i følgende grunnmodell bestående av reint additive effekter:

$$Y = BA + Colm + kjønn + lengde + (1 | teine/primærrunde) + error$$

(1 | teine/runde) utgjør random-effekter som tar hånd om både tidsmessig og romlig avhengighet i dataene (repeterte målinger på samme punkt/teine innen samme primærrunde). De første komponentene i ligninga er da fikserte effekter og error er residualvariasjonen som, på analyseskalaen, antas normalfordelte og med snitt = 0 (Zuur *m. fl.* 2009). Utover denne grunnmodellen tilpasset vi noen interaksjonseffekter der vi hadde forventninger om at effekten av en prediktor vil avhenge av en annen prediktor. F.eks. forventet vi at den lengdespesifikke kjønnsfordelinga endrer seg ulikt mellom vernet sone og soner med fiske fordi hunnene er bedre vernet totalt sett. Det ble foretatt modellseleksjon ved bruk av Akaikes informasjonskriterium (AIC, Akaike (1974)) og modeller som fikk ΔAIC -verdier < 2 ble vurdert som å ha betydelig støtte i datene (Burnham og Anderson 2002). Tilsvarende ble også gjennomført blant kandidatmodellene som analyserte merking-gjenfangstdataene (se §2.2.3).

Når vi skulle estimere effekt av vernetiltak hos hummeren delte vi opp datasettet i to, der det ene besto av kun septemberdata fra alle årene og grupperte BA (before-after) slik at B var 2020 & 2021

og A var 2022 & 2023; mens det andre datasettet utelot 2020-data (som manglet desemberdata) og analyserte B som september og A som desember. I den første tilnærminga kvantifiserer vi *tidsutviklinga* for vernetiltaket mens den andre kvantifiserer effekten av (fravær av) fiske, eller *fiskeseleksjon*. De to datasettene omtales derfor heretter for hhv *Tidsutviklingsdataene* og *Fiskeseleksjonsdataene*.

2.2.3 Robust-design-estimering av overlevelse og populasjonsstørrelse

Som nevnt ble hummerstudien utført som en merking-gjenfangststudie etter en såkalt robust design Huggins modell (RDH, Huggins 1989). Et robust design innebærer at studien har en kombinasjon av data fra perioder hvor studiepopulasjonen kan antas å være demografisk lukket, dvs ingen dødelighet, rekruttering eller netto ut- eller innvandring, og andre perioder hvor populasjonen er demografisk åpen (Figur 4). De åpne periodene tilsvarer tidsrommet som går mellom de primære fangstrundene (f.eks. mellom september og desember i 2022). I disse mellomperiodene antas dødelighet og midlertidig ut- og innvandring å finne sted. Disse prosessene estimeres av hhv parameterne S (overlevelsessannsynlighet) og γ' og γ'' , der de to sistnevnte utgjør hhv «sannsynlighet for å forbli utenfor fangbare soner fra en primærrunde til den neste» (dvs $(1-\gamma')$ er immigrasjonssannsynlighet) og «sannsynlighet for å gå fra å være i fangbare sone til utenfor fangbare soner fra en primærrunde til den neste» (dvs $(1-\gamma'')$ er emigrasjonssannsynlighet) (Figur 4b). I vårt tilfelle vet vi at flere av de merkede hummerne gjenfanges utenfor sonene hvor de ble merket, men alle disse gjenfangstene er rett i nærheten av merkesonen hvor de ble merket. Vi har f.eks. ingen gjenfangster i andre merkesoner enn den de ble merket i. Det er viktig at disse midlertidige migrasjonsparameterne inngår i analysene slik at særlig primærrundenes fangstsannsynligheter (p^*) estimeres riktig. Overlevelsesestimaterne skiller ikke mellom fangstdødelighet og naturlig dødelighet. Vi har en del gjenfangster fra fritidsfiskerne, men fordi vi mistenker at gjenfangster fra disse er betydelig underreportert har vi valgt å ikke forsøke oss på estimering av fangstrate. Rapporterte gjenfangster som har blitt drept og rapportert (dvs som er lovlig fangbare) ble høyre-sensorerte i analysene (dvs tatt ut fra analysene fra dødstidspunktet, men brukes fram til dit).

Når det gjelder de sekundære fangstrundene, dvs de fem fangstdagene innen en primærrunde, så antas som nevnt disse å være demografisk lukket. Dette gjør at fangst av individer som er *effektivt innenfor de tre sonene* kun påvirkes av fangbarhet. Dette med «effektivt innenfor» inkluderer individer som har et bruksareal som overlapper med hummerteinene som brukes. Så, også individer som i betydelig grad oppholder seg utenfor de avgrensede sonepolygonene (Figur 1), men som også overlapper med områder der teinene er plassert vil inngå i denne fangbare gruppa. Ut fra de estimerte gjenfangstsannsynlighetene for hver sekundærrunde ($p_{k,j}$ - Figur 4b,c) kan den viktige parameteren p^*_k estimeres. Denne sannsynligheten utgjør sannsynlighet for å fange et individ minst én gang i løpet av en primærrunde k . Ut fra denne lar det seg gjøre å estimere antall fangbare individer i sona den aktuelle primærrunden k (Figur 4c).

For å estimere parameterne som inngår i RDH-modellen brukes enkeltindividenes fangsthistorikk som input-data. Dette er en streng med 0- og 1-tall der hvert tall representerer en sekundærrunde (dvs en teinetømmingsdag) og 0 betyr ikke fanget og 1 fanget og merket – eller gjenfanget. Våre fangsthistorier besto av 35 tall da vi hadde sju runder (september 20, september 21, desember 21, september 22, desember 22, september 23 og desember 23), med fem teinetømminger per runde

(Figur 4a,c). Følgende eksempel tatt fra dataene som ble brukt i våre analyser viser hvordan disse fangsthistorikkene fungerer:

```
/*C0114*/ 00100100010001010010000000000000 0 0 1 0 0 0 1.36 1.38 ;
```

Her er primærrundene farget med annenhver rød og svart skrift. Vi ser at individ C0114 ble merket på tredje dag i første primærrunde (19. september 2020) og at den ble gjenfanget første og siste dag i andre primærrunde (september 2021), nest siste dag i tredje primærrunde (desember 2021), samt første og nest siste dag i fjerde primærrunde (september 2022). Etter dette har den ikke blitt gjenfanget. Etter strengen med fangsthistorikker følger seks tall som består av 0 eller 1. Disse seks tall holder styr på kjønn og sone slik at hvert individ har kun ett 1-tall som da tilsvarer kjønn og sonen det tilhører. De to siste tall på linja er lengde og lengde², der begge er standardisert ved å sette snitt for alle lengder og lengder² til 0 og dele på standardavviket – så tall blir da på standardavviksenheter.

Ved å sette sammen alle fangsthistorikkene i datasettet (i vårt tilfelle 1163 individer) estimeres de fire parametertypene (S , γ' , γ'' , p) ved bruk av loglikelihood-metodikk i programmet Mark (Lebreton *m. fl.* 1992; White og Burnham 1999). Alle parametertypene kan tilpasses enten med full tidsoppløsning og romlig oppløsning (sone) og/eller med både individeffekter som kjønn og lengde eller miljøeffekter (f.eks. temperatur, salinitet, dybde mm). I denne studien har vi fokusert på først og fremst sone, kjønn og størrelseeffekter på særlig overlevelse. Spesielt har vi modellert overlevelse som funksjon av lengde² (dvs $S = \beta_0 + \beta_1 * \text{lengde} + \beta_2 * \text{lengde}^2$) da vi forventet at individer mellom 25-32 cm har lavere overlevelse enn de som er større og mindre enn disse størrelsene. Dette fordi 25-32 cm utgjør individer som er lovlige å beholde i hummerfisket. Vi forventer også at denne kvadratteffekten først og fremst gjelder for september-desember-perioden (dvs hummerfiskeperioden) og i de to kontrollområdene (samt før-situasjonen for Jetéen) og tydeligst for hanner da alle hunner med egg er beskyttet fra fisket.

Selv om RDH-modellen modellerer midlertidig ut- og innvandring vil det være slik at overlevelsesestimaterne fra analysene er *tilsynelatende* fordi metoden ikke klarer å skille *permanent* utvandring fra dødelighet. Vi vil allikevel omtale S -parameteren som overlevelse i denne rapporten.

Med genotypesimuleringer basert på empiriske data (og Jenkins *m. fl.* (2019); fra Ellis *m. fl.* (2020)) ga et nylig avsluttet masterprosjekt (Røed 2024) data som lar oss ta opp disse spørsmålene. Først utvikles simuleringer som gjenspeiler eksisterende empiriske data fra felt. Deretter simuleres kryssing av amerikansk og europeisk hummer for å bestemme deteksjonskraften til SNP-panelet for tilbakekryssing. Med dette grunnlaget kan simuleringene brukes til å modellere ulike nivåer av genotypeinnsats i populasjoner av europeisk hummer med potensielt innblandende invasjoner av amerikansk hummer. Sluttresultatet gir en foreløpig indikasjon på hvilken genotypinginnsats som kreves for effektiv overvåking av amerikansk hummerintrogresjon, til hjelp i kostnads-nytte-analyser som kan være styrende for utgifter ovenfor forvaltningen.

Til genotypingen og epigenetikkanalysene tok vi prøver av uropodebremmen til hummerne med kirurgisk saks for å få DNA-vev. Det langsiktige merking-gjenfangst-prosjektet som vi har gående i Drøbak, gjorde at vi hadde tilgang til prøver med kjente tidsintervaller, ettersom gjentatte vevsprøver kunne samles inn fra hummer som opprinnelig ble merket mellom 2020 og 2023, og deretter gjenfanget med en kjent id fra merke-id. Deretter, ved å anvende Fairfield *m. fl.* (2021) sin epigenetisk aldersestimeringsteknikk til to prøver per hummer, atskilt med et kjent tidsintervall, kunne vi sammenligne forskjellen i estimert økning i alder med den kjente forskjellen og dermed teste om aldringsteknikken er pålitelig i naturen. Hummerprøver atskilt med fangstintervaller på ett til tre år ble inkludert, og individer fra begge kjønn og fra ulike lengder ble valgt ut for å representere ulike kovariater. For å produsere aldersestimater fra DNA-prøvene, innhentet og analyserte vi DNA-metyleringsdata i henhold til protokollen til Fairfield *m. fl.* (2021), ved bruk av samme analyseleverandør.

2.3 Torsk

Torskene innfanges ved hjelp av torskeruser som ble satt på 1-30 meters dyp innen de fem sonene (Figur 2). Alle innsamlingsrunder fant sted utenfor sommersesongen da det varme overflatevannet som er på denne tida av året medfører stress og økt dødelighet hos den kaldtvannstilpassede torken. Rusene dras sakte opp for å muliggjøre mest mulig effektiv trykkutlignelse i svømmeblæren for torskene i rusene (for å unngå barotrauma, se f.eks. Ferter *m. fl.* (2015)). Torken tas raskt ut av rusa og overføres rett i et mørkt, tildekket kar med friskt sjøvann (temperatur 5-10 °C). Torsk som hadde problemer med trykkutligning eller tydelige sykdommer eller skader ble ikke brukt videre i undersøkelsen. Disse ble avlivet og tatt vare på til andre undersøkelser (bl. a. mageinnhold og aldersbestemmelse). Dette dreier seg om et lavt antall individer (< 10 individer). Etter nøye inspeksjon etter skader og eventuelle avvik tas en og en torsk ut fra oppbevaringskaret og bringes over til et vått håndkle. Hodet til torken dekkes med håndkleet slik at fisken ikke har visuell kontakt med omverden. Fisken måles og veies og et Floy T-bar-merke applikeres ved basis av fremre ryggfinne ved hjelp av samme type merkepistol som hos hummeren (Figur 3). Kun fisk 25 cm eller større merkes. Merkene er eksterne T-bar floymerker med ID og innleveringsadresse (tag@nmbu.no), samme som for hummer. Fisken føres fra håndkleet og over i en våt nylonpose mens den holdes i vann i et kar. En digital vekt løfter posen med fisken ut av vannet i 2-3 sekunder for registrering av fiskens vekt før fisken føres tilbake til sjøen. Hele denne merke- og måleprosedyren tar ca. 20 sekunder. Individer som ble gjenfanget flere ganger innen samme runde samme runde ble kun ID-registrert, for så å settes tilbake uten flere målinger for den runden. Ved merking tas også skjellprøver ved å nappe av med pinsett fra området like ovenfor sidelinjen mellom andre og tredje ryggfinne for å aldersbestemme, og et lite finneklipp av bakre gattfinne (ca 0,2 cm²) for evt genetiske analyser i annet delprosjekt. For torsk større enn 30 cm (grunnet upålitelige vekter

for mindre individer fram til høst 2023) ble det beregnet kondisjonsfaktor, k , ved bruk av Fultons kondisjonsfaktorformel (Bagenal og Tesch 1978):

$$k = 100 \times \frac{W}{L^3},$$

der W =vekt (kg) og L =total lengde (cm).

Mye av feltarbeidet utføres i et samarbeid mellom NMBU og UiO ved Biologen feltstasjon. Vi bruker åpne båter, 21-30 ft, med teinehalere for hummer mens torskerusen dras for hånd. I hver båt har vi et team på 3-4 personer: en båtfører, 1-2 teknikere/studenter som tar seg av teine/rusehaling samt en forsker som merker og tar prøver. Dataloggføring tas hånd om av båtfører eller en av halerne. I alt disponerer vi fem båter, men som regel er kun 2-3 i bruk per fiskerunde. Vi bruker også lokale hjelpere under hummerfisket. Dette er erfarne fiskere som har mye kunnskap om montering av utstyr og som har lært oss mye om praktisk arbeid på sjøen.

3 Resultater

3.1 Hummer

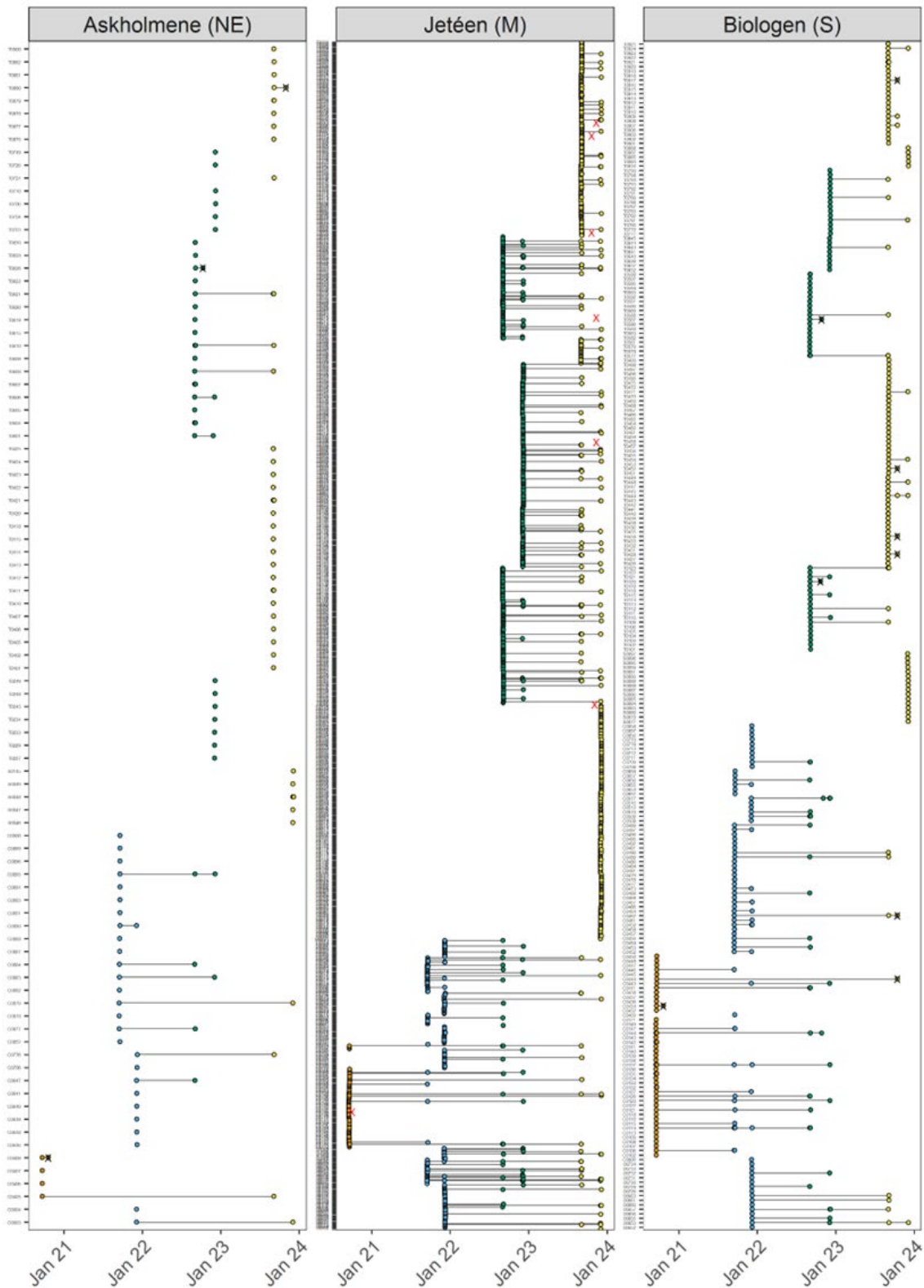
I alt ble 1178 hummer fanget (1163 merket) gjennom hele 2020-2023-perioden og det ble registret 458 gjenfangster. Av disse gjenfangstene har 234 blitt gjenfanget én gang, 63 to ganger, 16 tre ganger, 7 fire ganger, 3 individer fem ganger ett individ hele 7 ganger. I alt 34 individer har blitt innrapportert fra andre fiskere og 21 av disse ble avlivet (markert som kryss i Figur 4). I alt 26 individer har blitt (gjen)fanget tre år og 153 individer har blitt (gjen)fanget to av årene. Fem individer som ble merket i 2020 ble også gjenfanget i 2023. De resterende har blitt gjenfanget innen samme år. Ingen av gjenfangstene har vært i andre soner enn i den sonen (eller rett utenfor av andre hummerfiskere) hummeren ble merket i.

3.1.1 Merke-gjenfangstanalyse – Robust-Design Huggins (RDH)

Modellutvelgelsen for RDH-analysene favoriserte en overlevelsesmodell som var delt opp i en egen overlevelsesmodell for fiskeperiodene som inngikk i studien (fra september til desember) og en annen for periodene mellom desember og september hvert år, og der inn og utvandring (γ' og γ'') ble satt som forskjellige og konstante (eneste som konvergente) og (gjenfangstsansynlighet ble satt til å variere avhengig av sone, kjønn og primærrunde (dvs konstant for alle sekundærrunder innen primærrunde, $p = \text{kjønn} * \text{sone} * \text{runde}$). Denne utvalgte modellen fikk hele 88 % av AIC-støtten blant de 15 kandidatmodellene som ble tilpasset. Overlevelsen (S) for fiskeperioden varierte som funksjon av kjønn, behandling (vern vs kontroll) og kvadratfunksjon av lengde (dvs:

$S_{a=1, \text{sep-des}} = \text{Kjønn} * \text{Behandling} * \text{lengde}^2$). Det er viktig å være klar over at denne delen av overlevelsesmodellen kun ble modellert for første periode som følger etter merking da lengden som ble bruk inn i analysene var lengde ved merking. Innen merke-gjenfangstterminologien kalles dette for merkealder $a=1$ (Lebreton *m. fl.* 1992). Dette er grunnen til at S oppgis som $S_{a=1}$. Merkealder er altså *ikke* det samme som biologisk alder, men angir bare hvor mange merkeomganger det er siden individet ble merket. Den andre delmodellen for overlevelse var også størrelsesavhengig, men her var det ikke støtte i dataene for sone, behandling eller kjønnseffekter i tillegg til dette ($S_{a=1-7, \text{des-sept}} = \text{lengde}$). Parameterestimatene til overlevelsesmodellene er oppgitt i Tabell 1 og viser at samtlige koeffisienter som er koblet til lengde²-kovariatet positive, noe som betyr at kvadratlikningen har et bunnpunkt. Ut fra prediksjonsplottet til overlevelsesmodellene kan vi se at både hunn og hann-overlevelsen er lavere hos hummer i kontrollsonene, men at forskjellen er størst hos hannene (Figur 5a). Generelt er overlevelsen lavest for hummer som er 26–28 cm lange (bunnpunktene). Overlevelsen i desember-til-september-perioden ble estimert til å øke svakt med lengde ved merking (Figur 5b). Usikkerheten var størst for små individer for denne delmodellen (stort konfidensintervall) noe som trulig skyldes at disse individene fortsatt er i god vekst og at lengde ved merking derfor blir et upresist kovariat etter hvert som merkealderen øker (denne delmodellen analyserte for alle merkealdre, Tabell 1).

De to temporære migrasjonsparameterne γ' og γ'' ble hhv estimert til å være $0,002 \pm 0,004$ (SE) og $0,001 \pm 0,003$ (SE). De er med andre ord ikke signifikant forskjellig fra null, og viste seg generelt vanskelige å estimere (problemer med konvergering). Det kan være at disse parameterne vil la seg estimere med mer data i framtida, men mye tyder på at disse temporære forflytningene varierer både i tid og rom og kanskje vil la seg mer effektivt modellere ved bruk av eksterne kovariater som temperatur og salinitet – kanskje også tetthet av hummer også dersom forflytningene er tetthetsdrevet. Bruk av triangulert akustisk telemetri vil kunne gi verdifull informasjon om driverne bak forflytninger hos hummer (Moland *m. fl.* 2011b; Wiig *m. fl.* 2013; Thatcher *m. fl.* 2023), som igjen vil kunne informere mer spesifikke hypoteser til bruk i framtidige RDH-modeller.

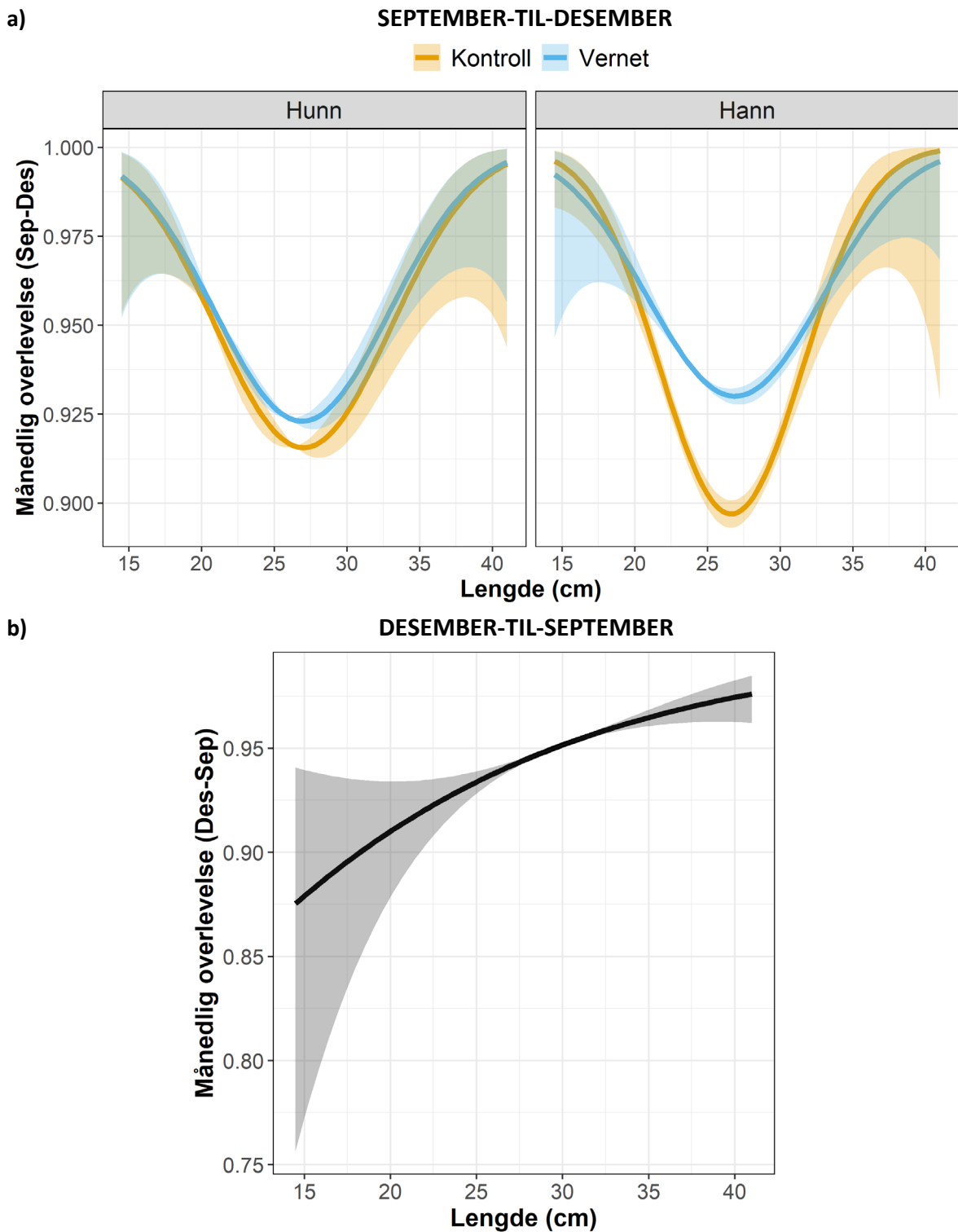


Figur 4. Tidslinjer for merking og gjenfangst hos hummer som ble fanget i prøvfisaket i Drøbakområdet i september 2020, samt i september og desember 2021, 2022 og 2023. Hver linje utgjør et unikt individ og evt. gjenfangster er bundet sammen med svart linje. Hvert år har ulik farge. I alt 23 innrapporterte gjenfangster fra lokale fiskere er også tatt med der hummer som ble tatt vare på er indikert med X på fangsttidspunktet, der røde kryss er individer som ble fanget rett utenfor verneområdet.

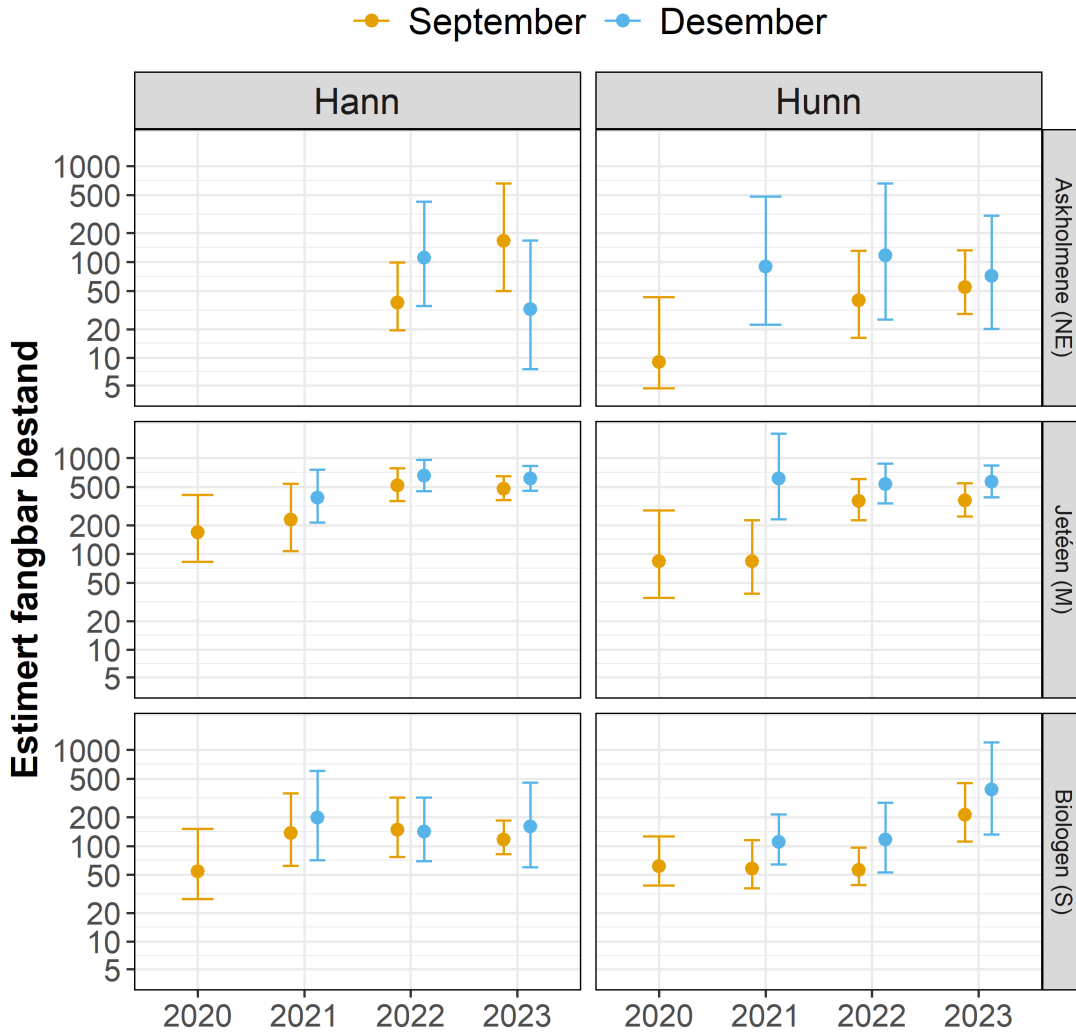
Tabell 1. Logit-parameterestimater for overlevelsesparameterne (S) i den utvalgte RDH-modellen som ble tilpasset merke-gjefangstdata av hummer fra Drøbakområdet gjennom fem merkerunder i 2020-2023-perioden. (Gjen)fangstparameterne fra samme modell er rapportert i Tabell S1 og de avledede populasjonsestimatene er framstilt i Figur 6.

| Merkealder | Kjønn | Behandling | Periode | Effekt | Est | SE |
|------------|-------|------------|---------|---------------------|-------|------|
| a=1 | Hann | Vernet | Sep-Des | Intercept | 2,81 | 0,20 |
| a=1 | Hann | Vernet | Sep-Des | Lengde | -3,02 | 1,76 |
| a=1 | Hann | Vernet | Sep-Des | Lengde ² | 3,11 | 1,76 |
| a=1 | Hunn | Vernet | Sep-Des | Intercept | 2,71 | 0,19 |
| a=1 | Hunn | Vernet | Sep-Des | Lengde | -3,05 | 1,76 |
| a=1 | Hunn | Vernet | Sep-Des | Lengde ² | 3,15 | 1,76 |
| a=1 | Hann | Kontroll | Sep-Des | Intercept | 2,57 | 0,20 |
| a=1 | Hann | Kontroll | Sep-Des | Lengde | -4,61 | 1,80 |
| a=1 | Hann | Kontroll | Sep-Des | Lengde ² | 4,81 | 1,92 |
| a=1 | Hunn | Kontroll | Sep-Des | Intercept | 2,66 | 0,19 |
| a=1 | Hunn | Kontroll | Sep-Des | Lengde | -3,08 | 1,76 |
| a=1 | Hunn | Kontroll | Sep-Des | Lengde ² | 3,17 | 1,76 |
| a≥1 | Begge | Alle | Des-Sep | Intercept | 2,80 | 0,17 |
| a≥1 | Begge | Alle | Des-Sep | Lengde | 0,25 | 0,18 |

De avledede populasjonsestimatene, basert på p -estimatene (eller snarere p^* -estimatene, se Figur 4), viste at både hunner og hanner har mer enn fordoblet populasjonsstørrelsen i vernesonen, men også de to kontrollsonene har opplevd en generell populasjonsøkning gjennom studieperioden (Figur 6). Et litt overraskende mønster som tegner seg i disse populasjonsberegningene er at gjennomgående har det ikke skjedd en populasjonsnedgang fra september til desember innen samme år (dvs etter fiskeperioden i oktober og november). I vernesonen er det en populasjonsøkning fra september til desember (litt vanskelig å se fra figuren pga log-transformeringen). Disse resultatene indikerer at det skjer en betydelig rekruttering av fangbare individer til alle de tre sonene på senhøsten, og at denne rekrutteringen er større enn uttaket av hummer gjennom fiskesesongen. Vi gjør oppmerksom på at estimatene utgjør estimater av den fangbare delen av populasjonene og disse estimatene bør også skaleres etter arealet, eller rettere sagt, det effektive arealet som fiskes. Med effektivt fisket areal menes areal som dekkes av bruksarealene til hummerne som er fiskbare i de respektive sonene. For eksempel er arealet til kontrollsonen ved Biologen betydelig mindre enn arealet til vernesonen ved Jetéen. Dette gjør at flere av teinene som fisker i Biologen-sonen vil potensielt fiske på noen av de samme individene – de som har bruksområder som overlapper med disse teinene. Randomiseringsrutinen som trakk utsettingskoordinatene til teinene ble begrenset til å ikke plassere teiner nærmere enn 30 m fra hverandre, men i og med at hummer bruker større områder enn som så, og at Biologensonen var betydelig mindre enn de to andre sonene, er det grunn til å tro at denne sonen blir underestimert sammenlignet med de to andre. For å kunne korrigere for dette potensielt viktige avviket i effektivt areal vil det være nødvendig å skaffe til veie arealbruksdata for hummer fra området. Dette kan skaffes gjennom telemetristudier – noe som er planen i nær framtid. Se for øvrig en diskusjon av dette temaet i Vold (2022) – som brukte data fra de to første årene i dette prosjektet.



Figur 5. Estimert månedlig overlevelse som funksjon av kroppslengde ved merking hos hummer fra Drøbakområdet merket i 2020-2023-perioden. Estimatenes er generert fra den utvalgte RD-Hugginsmodellen der overlevelsesparametrene er oppgitt i Tabell 1. a) Predikerte overlevelser for periodene som har vært gjenstand for fiske (oktober og november) der modellen splitter på kjønn og kontroll (NE og S) og vernesone (M). b) Predikerte overlevelser for periodene som har vært utenfor fiskeperiodene (desember til og med september) der modellen gjelder for alle behandlingsgruppene i studien. De grå områdene i rundt prediksjonslinjene utgjør 95 % konfidensintervall.



Figur 6. Estimerte antall fangbare individer fordelt på kjønn i de tre undersøkelsessonene per år og måned. Estimatenes stammer fra RD-Hugginsanalysene (Tabell S1– vedlegg) og feilmarginene knyttet til hvert punkt utgjør 95 % konfidensintervall. Merk at y-aksen er på log-skala. For Askholmene i 2020 og 2021 (hanner) var fangstene for lave til å estimere fangbar bestand.

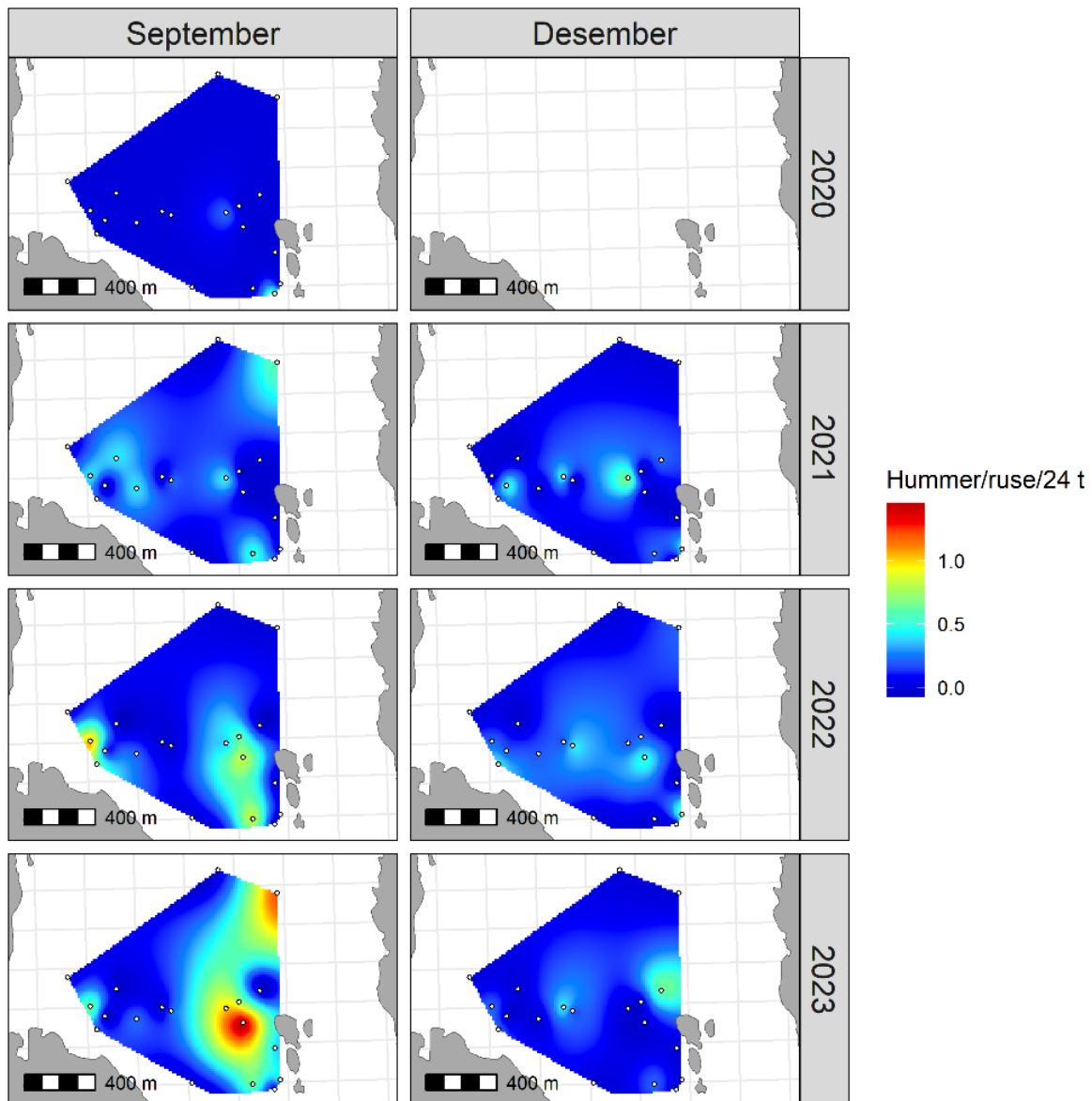
3.1.2 Fangst per innsatsenhet (CPUE)

En visualisering av endring i CPUE i hele studieområdet i tid og rom er framstilt i et såkalt heatmapplott (Figur 7). Figurene viser at det er store romlige variasjoner innen primærrundene og at det er overordnede tendenser som kan indikere en generell økning i CPUE over tid i alle sonene.

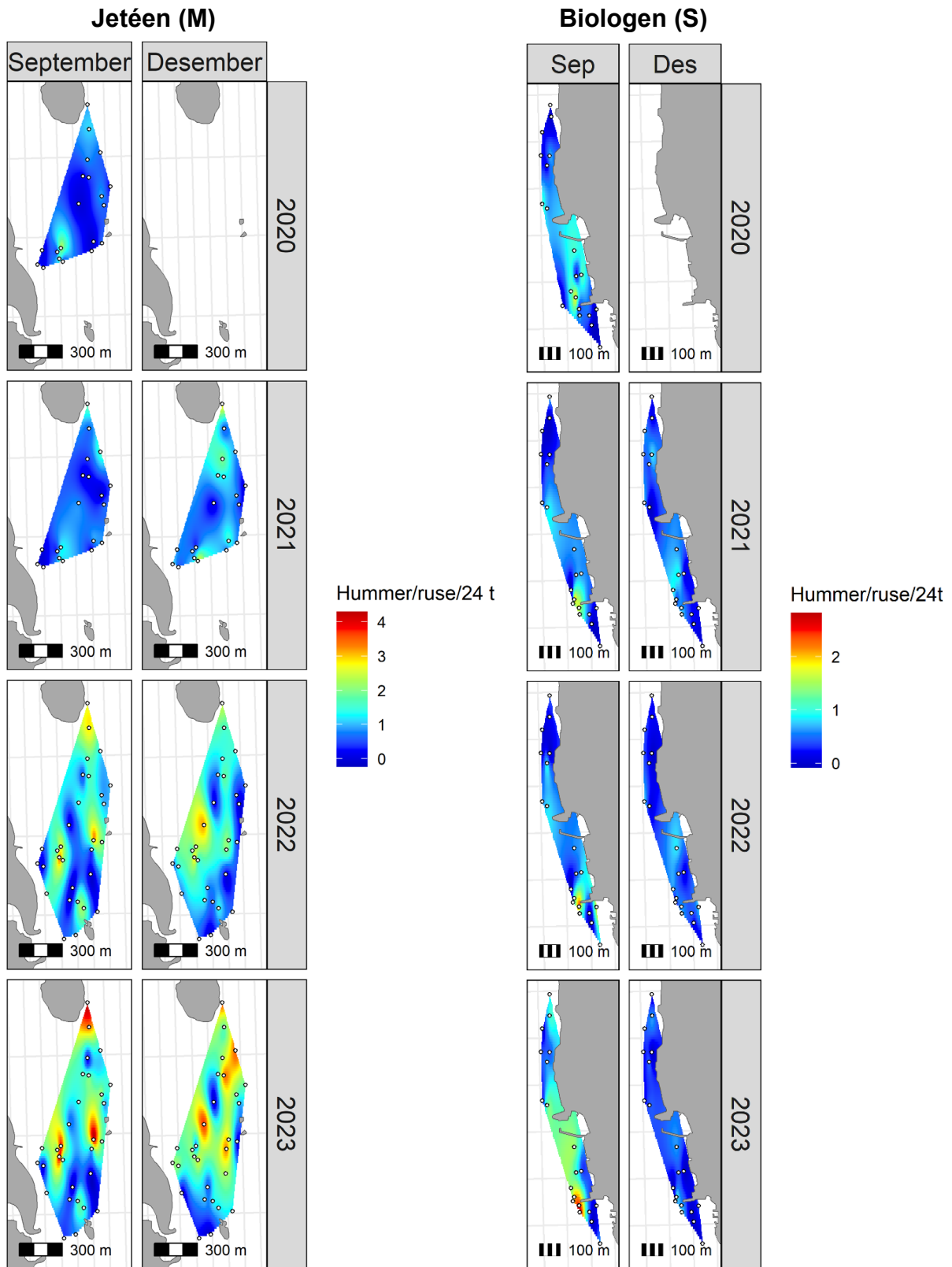
Den gjennomsnittlige totale fangst per innsats (CPUE) økte kraftig på Jetéen etter vern i september 2020 (fra 0,60 til 1,69 i desember 2023 individer/teine/døgn, Tabell 2 og Figur 8). I perioden mellom september 2022 og desember 2023 var imidlertid bestanden ganske stabil i verneområdet.

Vi fant en klar effekt av fangst gjennom fiskeperioden i oktober-november ved at CPUE var gjennomgående betydelig lavere i desember enn september samme år i kontrollsonene (NE og S) og denne effekten var størst for hanner (Figur 8 og Figur 9). Dette var som forventet da hannene har et større fangstpress enn hunnene da hunner med utvendig rogn er fredet. For vernesonen var det ingen endring, eller en *økning*, i CPUE fra september til desember samme år.

Askholmene (NE)



Figur 7. Tid- og romutviklinga i gjennomsnittlig fangst-per-innsats (CPUE) pr teine pr runde hos hummer i de tre undersøkelsesområdene (her Askholmene (NE), de to andre på neste side). Fargesjatteringene i kartet utgjør interpolasjoner av fangstene per fangstrunde (utført med mba.surf-rutinen i R) for å få fram romlige trender. Merk at fargekodene har ulike CPUE-verdier for hver sone. Teineposisjonene er vist som hvite punkter.

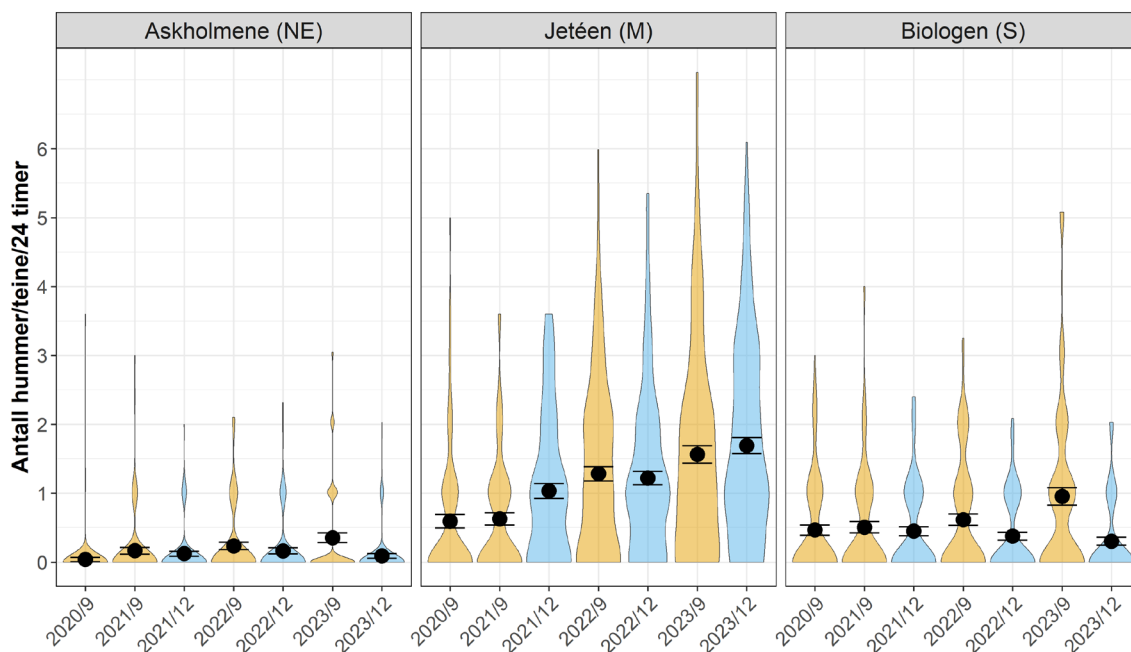


Figur 7 forts. Tid- og romutviklinga i gjennomsnittlig fangst-per-innsats (CPUE) pr teine pr runde hos hummer i de tre undersøkelsesområdene (her Jetéen (M) og Biologen (S)). Se øvrig figurtekst på forrige side.

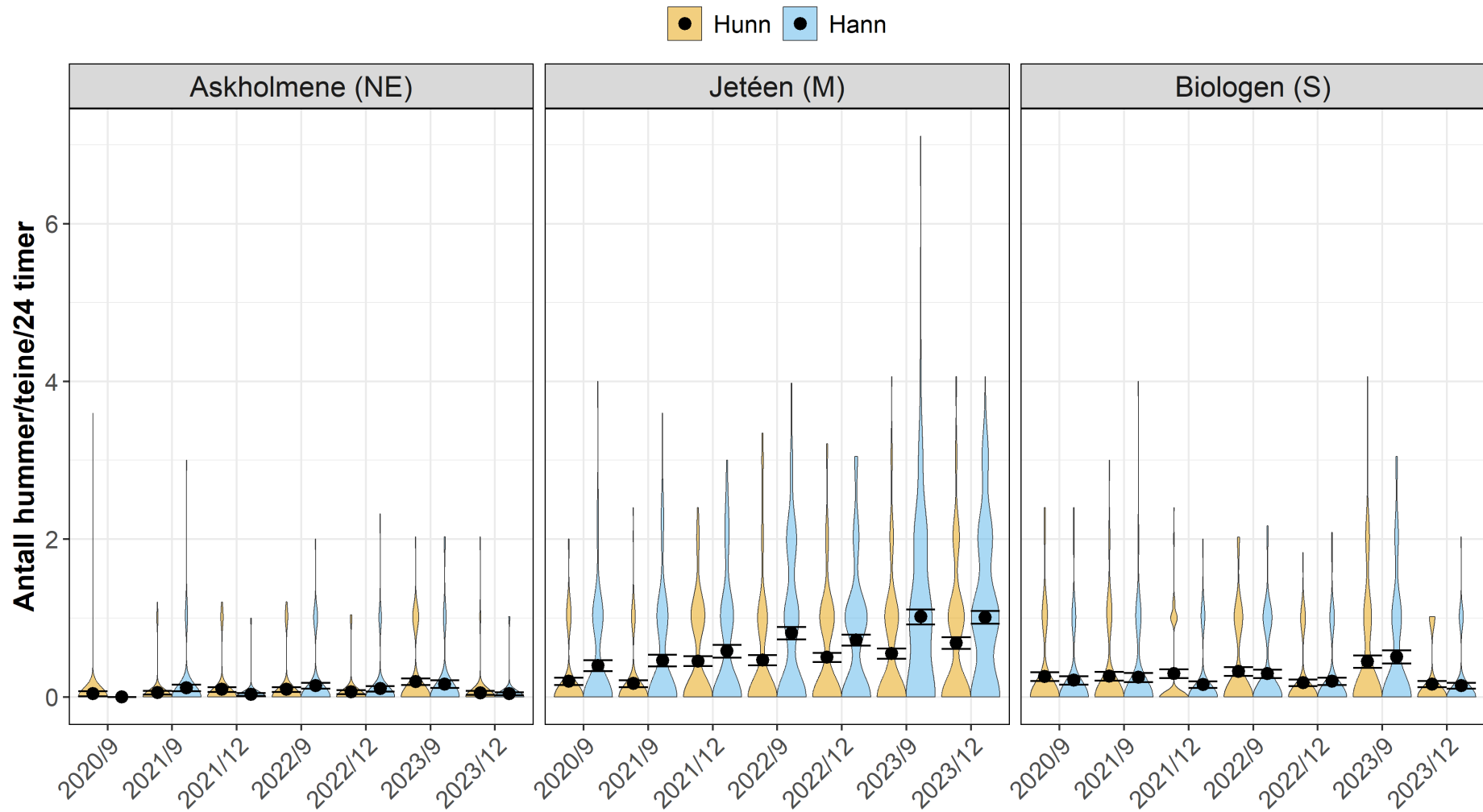
Et annet overordnet mønster i CPUE-dataene var at CPUE i kontrollsonene hadde en gjennomgående *negativ trend* i desemberfangstene for 2021-2023 (Figur 8). For september derimot, var det en klar *positiv bestandsutvikling* fra 2021-2023 for både hunner og hanner i begge områdene som ble fisket (Figur 9). For verneområdet var det en økning for begge kjønn i begge månedene gjennom undersøkelsesperioden.

Tabell 2. Gjennomsnittlig (\pm standardavvik) fangst per innsats (CPUE) (antall hummer/teine/24 timer) fordelt på sonene og fiskerundene gjennom 2020-2023-fisket med hummerteiner i Drøbakområdet. Askholmene og Biologen er stasjoner hvor fiske er åpent, mens Jetéen har vært vernet mot fiske f.o.m. oktober 2021.

| År | Måned | Askholmene | Jetéen | Biologen |
|------|-----------|-----------------|-----------------|-----------------|
| 2020 | September | 0,04 \pm 0,35 | 0,60 \pm 0,98 | 0,47 \pm 0,74 |
| 2021 | September | 0,17 \pm 0,49 | 0,63 \pm 0,88 | 0,51 \pm 0,82 |
| 2021 | Desember | 0,12 \pm 0,37 | 1,03 \pm 1,08 | 0,45 \pm 0,67 |
| 2022 | September | 0,24 \pm 0,52 | 1,28 \pm 1,29 | 0,62 \pm 0,83 |
| 2022 | Desember | 0,16 \pm 0,44 | 1,22 \pm 1,20 | 0,38 \pm 0,57 |
| 2023 | September | 0,36 \pm 0,70 | 1,56 \pm 1,57 | 0,95 \pm 1,26 |
| 2023 | Desember | 0,09 \pm 0,33 | 1,69 \pm 1,43 | 0,30 \pm 0,59 |



Figur 8. Omgangsspesifikke (år/mnd) fiolinplott av fangst per innsatsenhet (CPUE, antall hummer/teine/24 timer) med gjennomsnitt og tilhørende standardfeil (\pm 1SE) fordelt på sonene gjennom 2020-2023-fisket med hummerteiner i Drøbakområdet. Askholmene og Biologen er stasjoner hvor fiske er åpent, mens Jetéen har vært vernet mot fiske f.o.m. oktober 2021.

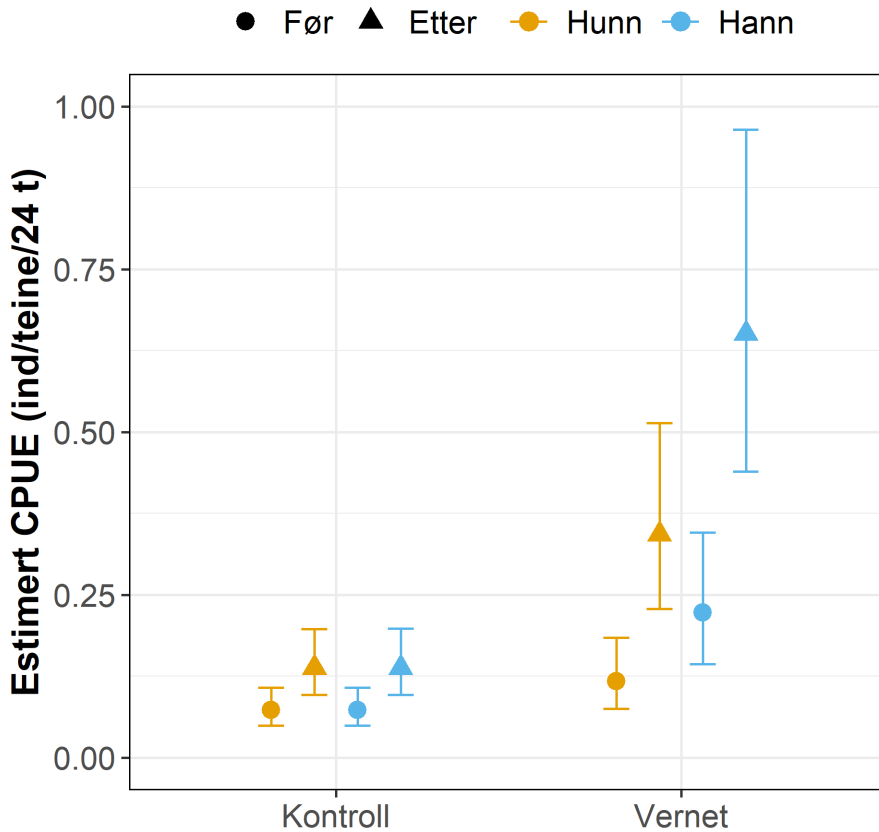


Figur 9. Omgangsspesifikke (år/mnd) fiolinplott av fangst per innsatsenhet (CPUE, antall hummer/teine/24 timer) med gjennomsnitt og tilhørende standardfeil ($\pm 1SE$) fordelt på kjønn og sone gjennom 2020-2023-fisket med hummerteiner i Drøbakområdet. Askholmene og Biologen er stasjoner hvor fiske er åpent, mens Jetéen har vært vernet mot fiske f.o.m. oktober 2021.

De kvantitative analysene av CPUE-dataene bekreftet i stor grad de overordnede trendene vi kunne se fra Figur 8 og Figur 9. Modellutvelgelsen blant kandidatmodeller tilpasset Tidsutviklingsdataene favoriserte en interaksjonsmodell med før/etter, kontroll/vern og kjønn som hovedeffekter, men der treveis-interaksjonen og før/etter*kjønn-interaksjonen ble tatt ut av modellen ved backwards-eliminering (Tabell 3). Totalmodellen forklarte ca 53 % av variasjonen, men av dette utgjorde 37 %-poeng randomeffektene og det aller meste av dette kunne tilskrives innen-teine-variasjonen. De drøyt 17 % som ble forklart av de fikserte effektene estimerte at september-CPUE økte etter innføring av vern i 2021 for begge kjønn i både kontrollsonene og vernesonen, men at økningen, for begge kjønn, var mye større i verneområdet (Figur 10).

Tabell 3. Parameterestimerer for den utvalgte generaliserte miksede modellen som estimerer september-CPUE som funksjon av før og etter vernetiltak (BA, Before=2020 & 2021, After=2022 & 2023), kontroll vs verneområde (Colm: Co = sone NE & S, Im = M)) og kjønn (Sex: M=male og F=female). Interceptet representerer hunn (F) i kontrollsonene (NE & S) før (2020 & 2021) vernetiltak. σ^2 =residual varians, $\tau_{00 \text{ round:TrapID}}$ =mellom-teine innen runde varians, $\tau_{00 \text{ TrapID}}$ =mellom-runde varians, ICC = innen-klasse korrelasjon. Marginal R^2 og Conditional R^2 representerer hhv forklart varians av fikserte effekter og av både fikserte og tilfeldige (random) effekter. I disse analysene ble Tidsutviklingsdataene brukt (2.2.2).

| Parameter estimates | | | |
|------------------------------------|---------------|---------------|--------|
| Predictors [level] | Log-Mean | CI (95 %) | p |
| Intercept | -2.62 | -3.02 – -2.23 | <0.001 |
| BA [After] | 0.64 | 0.37 – 0.91 | <0.001 |
| Colm [M] | 0.48 | -0.10 – 1.06 | 0.107 |
| Sex [Male] | 0.00 | -0.21 – 0.22 | 0.992 |
| BA [After] * Colm [M] | 0.43 | 0.06 – 0.81 | 0.024 |
| Colm [M] * Sex [Male] | 0.64 | 0.36 – 0.92 | <0.001 |
| Random Effects | | | |
| σ^2 | 1.36 | | |
| $\tau_{00 \text{ round:TrapID}}$ | 0.11 | | |
| $\tau_{00 \text{ TrapID}}$ | 0.98 | | |
| ICC | 0.44 | | |
| N_{round} | 4 | | |
| N_{TrapID} | 90 | | |
| Observations | 2638 | | |
| Marginal R^2 / Conditional R^2 | 0.172 / 0.539 | | |



Figur 10. Estimert CPUE (antall hummer/teine/24 timer) og tilhørende konfidensintervall (95 %) før (2020 & 2021) og etter (2022 & 2023) innføring av vernetiltak. Kontrollsonene utgjør sone NE og S og vernesona er sone M (Figur 1). Estimataene er generert fra den utvalgte modellen som rapporteres i Tabell 3 og baserte seg på Tidsutviklingsdataene.

Analyser av CPUE ved bruk av Fangstseleksjonsdataene favoriserte en interaksjonsmodell med før/etter, sone og kjønn som hovedeffekter, men der treveis-interaksjon ble tatt ut av modellen ved backwards-eliminering (Tabell 4). Totalmodellen forklarte drøyt 49 % av variasjonen, av dette utgjorde drøyt 21 %-poeng randomeffektene der drøyt 60 % av de modellerte randomeffektene kunne knyttes til mellom-teine-variasjonen som mellom-runde-variasjonen. De drøyt 28 % som ble forklart av de fikserte effektene estimerte at desember-CPUE, altså etter fiskesesongen, var *lavere enn* september CPUE (før fiskesesongen) i begge kontrollsonene og i størst grad for hannene i disse (Figur 11). For vernesonen derimot predikerte modellen at desember-CPUE var nærmest uendret sammenlignet med september-CPUE for hannene, og litt høyere hos hunnene (Figur 11).

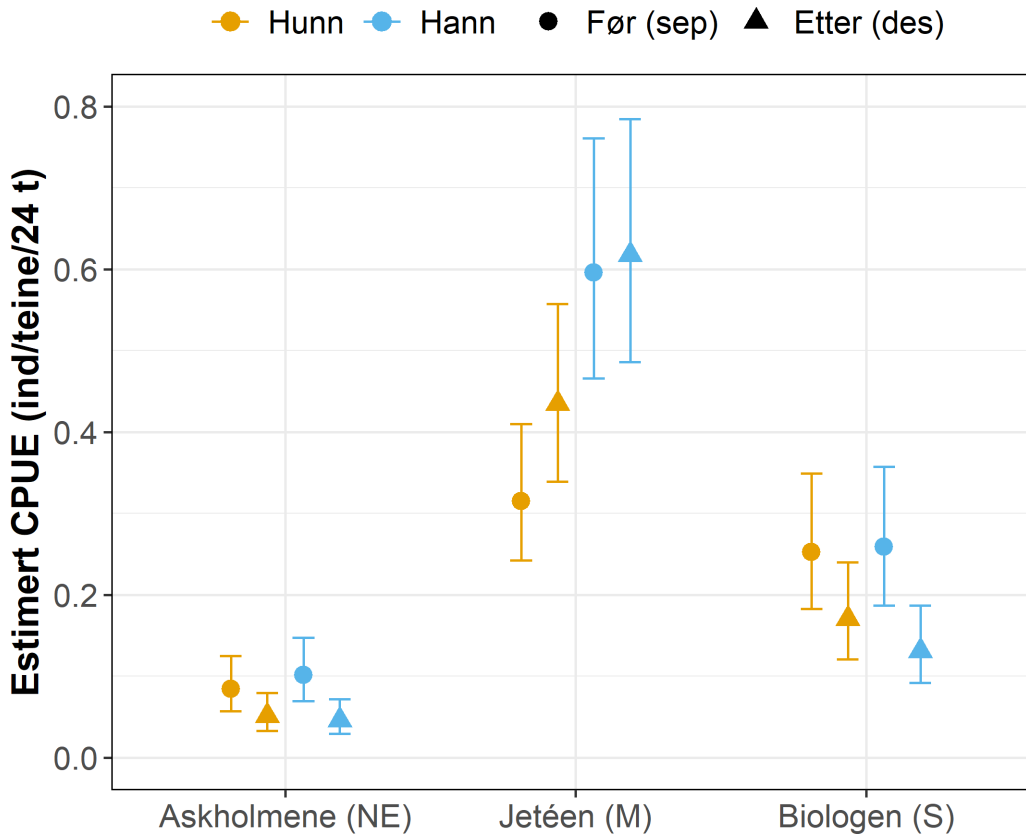
I og med at CPUE i stor grad brukes i bestandsovervåkning, bl.a. for å vurdere effekter av tiltak eller generell populasjonsdynamikk, er det interessant å se hvordan disse målingene er korrelerte med merke-gjenfangstavlede estimater av populasjonsstørrelse (3.1.1). En enkel regresjonsanalyse av mellom primærrundenes \hat{N} (Figur 6) og tilsvarende CPUE (Figur 7), der skjæringspunktet tvinges til å være 0, ga følgende formel:

$$\hat{N}_{ik} = 660,5 \times CPUE_{ik} \quad (R^2=0,89),$$

der i =sone og k =primærrunde. Dette betyr at dersom CPUE er ett individ per tegne per døgn vil dette tilsvare en fangbar bestandsstørrelse på drøyt 660 individer. I og med at hele 89 % av variasjonen forklares ved denne enkle formelen vil det bety at CPUE synes å være et relevant mål for fangbar bestandsstørrelse. I og med at CPUE er følsom for varierende fangbarhet over tid, slik forskjellen i utvikling i desemberfangstene mellom CPUE og \hat{N} viser (Figur 6 vs Figur 7), er det viktig å opprettholde merkingen i tida framover – som i tillegg også bidrar med viktige populasjonsparametere som overlevelse og forflytning.

Tabell 4. Parameterestimerer for den utvalgte generaliserte miksede modellen som estimerer fiskeseleksjonseffekten på CPUE som funksjon av før og etter fiskeperioden (BA, Before=september, After=desember), kontroll vs verneområde (Colm: Co = sone NE og S, Im = M)) og kjønn. σ^2 =residual varians, $\tau_{00 \text{ round:TrapID}}$ =mellom-teine innen runde varians, $\tau_{00 \text{ TrapID}}$ =mellom-runde varians, ICC = innen-klasse korrelasjon. I disse analysene ble Fiskeseleksjonsdataene brukt (2.2.2).

| <i>Predictors [level]</i> | Parameter estimates | | |
|------------------------------------|----------------------------|---------------|------------------|
| | <i>Log-Mean</i> | <i>CI</i> | <i>p</i> |
| Intercept | -2.47 | -2.86 – -2.08 | <0.001 |
| BA [After] | -0.50 | -0.97 – -0.03 | 0.037 |
| Zone [M] | 1.32 | 0.86 – 1.78 | <0.001 |
| Zone [S] | 1.10 | 0.60 – 1.59 | <0.001 |
| Sex [Male] | 0.18 | -0.20 – 0.56 | 0.347 |
| BA [After] * Zone [M] | 0.83 | 0.31 – 1.34 | 0.002 |
| BA [After] * ZoneNo [S] | 0.11 | -0.45 – 0.67 | 0.703 |
| BA [After] * Sex [Male] | -0.29 | -0.50 – -0.07 | 0.009 |
| Zone [M] * Sex [Male] | 0.46 | 0.06 – 0.85 | 0.023 |
| Zone [S] * Sex [Male] | -0.16 | -0.59 – 0.27 | 0.475 |
| Random Effects | | | |
| σ^2 | 1.34 | | |
| $\tau_{00 \text{ round:TrapID}}$ | 0.33 | | |
| $\tau_{00 \text{ TrapID}}$ | 0.22 | | |
| ICC | 0.29 | | |
| N_{round} | 6 | | |
| N_{TrapID} | 93 | | |
| Observations | 4000 | | |
| Marginal R^2 / Conditional R^2 | 0.281 / 0.492 | | |

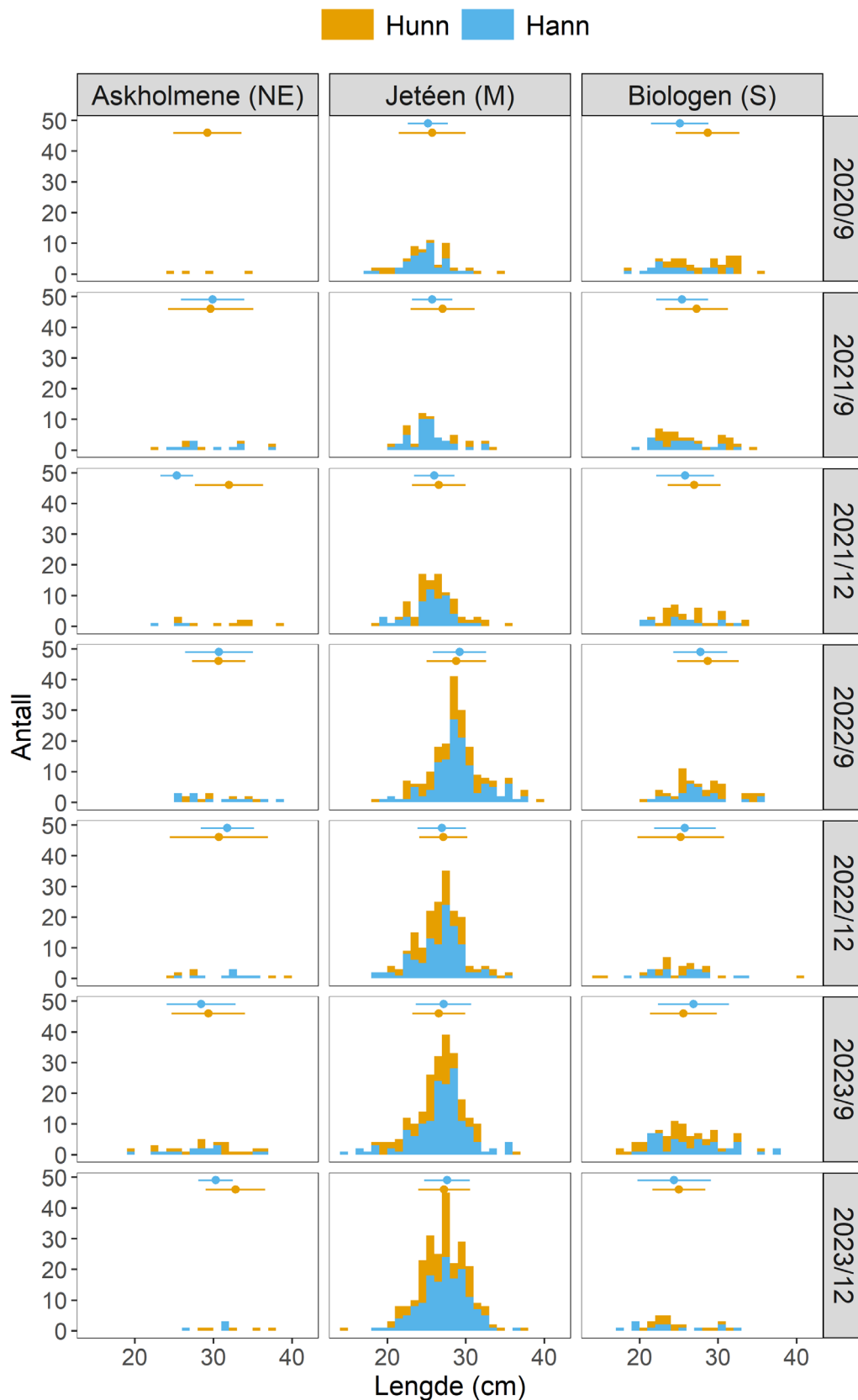


Figur 11. Estimert CPUE (antall hummer/teine/24 timer) og tilhørende konfidensintervall (95 %) før og etter fiskeperiode (BA, B=september, A=desember), sone og kjønn. Estimaterne er generert fra den utvalgte modellen som rapporteres i Tabell 4 og baserte seg på Fiskeseleksjonsdataene.

3.1.3 Lengdefordeling

Det store bildet for lengdefordelinga i studieområdet var at hummeren gjennomgående var størst i Askholmene-sonen og forholdsvis like i de to andre sonene (Figur 12). Det ser også ut til at gjennomsnittsstørrelsen i vernesonen (Jetéen) har økt etter innføring av vern i 2021.

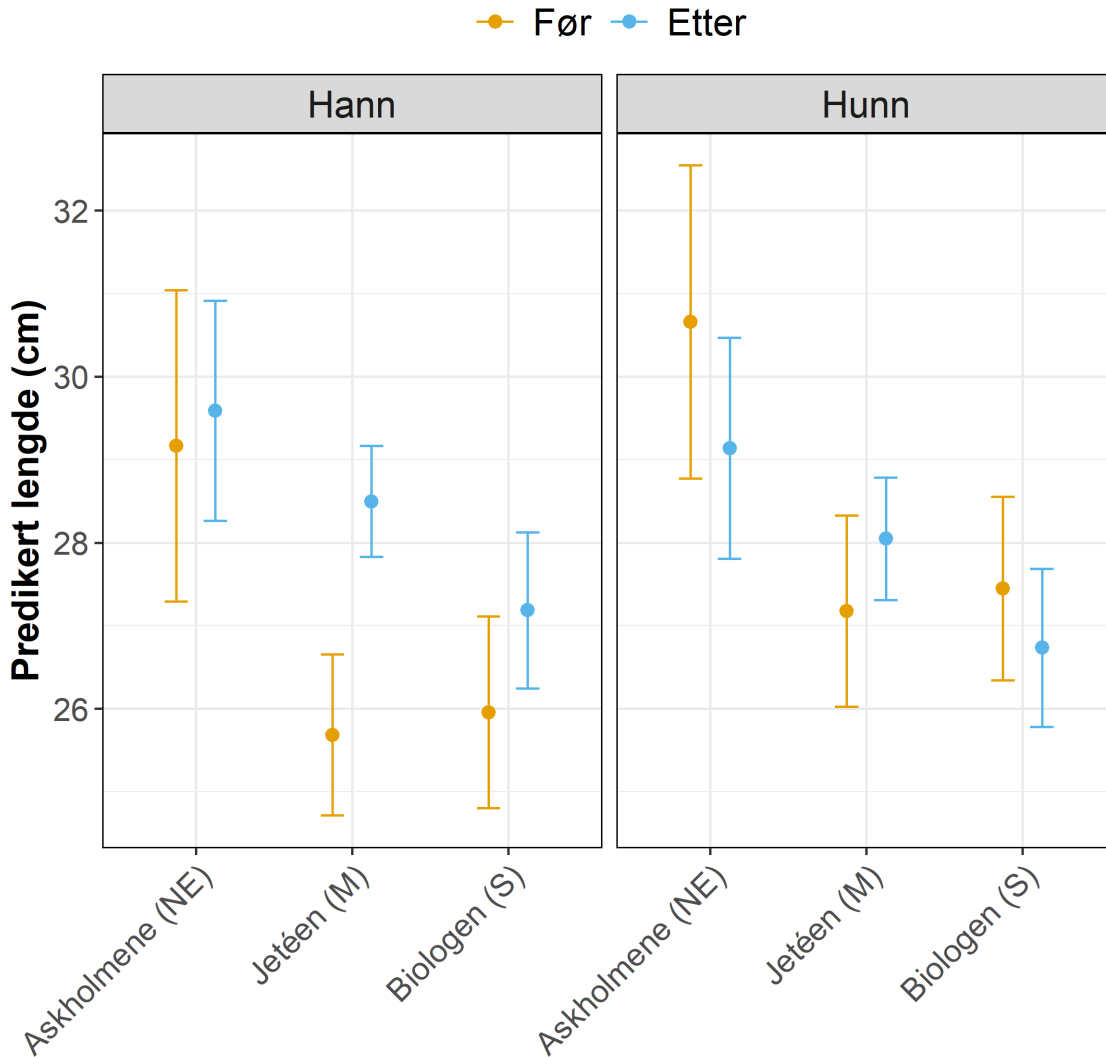
Analyser av lengdevariasjonen i september ved bruk av Tidsutviklingsdataene favoriserte en interaksjonsmodell med før/etter, sone og kjønn som hovedeffekter, men der treveis-interaksjon ble tatt ut av modellen ved backwards-seleksjon (Tabell 5). Totalmodellen forklarte her 24 % av variasjonen. Av dette utgjorde drøyt 17 %-poeng randomeffektene der omtrent like mye av de modellerte randomeffektene kunne knyttes til innen-teine-variasjonen som mellom-runde-variasjonen. De drøyt 7 % som ble forklart av de fikserte effektene (som alle var statistisk signifikante) estimerte at hannene i vernesonen i snitt har blitt nesten 3 cm større enn det de var før innføring av områdevernet (Figur 13). For de andre gruppene i modellen ble det kun estimert små effekter, så det tyder på at det særlig er de større hannene som har spesielt god beskyttelse av områdevernet.



Figur 12. Omgangsspesifikk (år/mnd) av lengdefordeling hos hummer fordelt på kjønn og sone gjennom 2020-2023-prøvefisket med hummerteiener i Drøbakområdet. Punktene i toppen av grafene angir gjennomsnittverdiene for kjønn samt standardavvik i samme farge. Askholmene og Biologen er stasjoner hvor fiske er åpent, mens Jetéen har vært vernet mot fiske f.o.m. oktober 2021.

Tabell 5. Parameterestimer for fikserte og tilfeldige effekter for utvalgte lineære modell som estimerer effekt av vernetiltak (BA, før og etter 2021), sone og kjønn på hummerlengde. σ^2 =residual varians, $\tau_{00 \text{ round:TrapID}}$ =mellom-teine innen runde varians, $\tau_{00 \text{ TrapID}}$ =mellom-runde varians, ICC = innen-klasse korrelasjon. Disse analysene er basert på Tidsutviklingsdataene (2.2.2).

| <i>Prediktorer</i> | Parameter estimat | | |
|--|--------------------------|---------------|------------------|
| | <i>Estimer</i> | <i>CI</i> | <i>p</i> |
| Intercept | 28.05 | 27.31 – 28.79 | <0.001 |
| BA [Before] | -0.87 | -2.09 – 0.35 | 0.161 |
| ZoneID [NE] | 1.09 | -0.36 – 2.54 | 0.139 |
| ZoneID [S] | -1.31 | -2.42 – -0.21 | 0.020 |
| Sex [M] | 0.45 | -0.13 – 1.03 | 0.126 |
| BA [Before]*ZoneID [NE] | 2.39 | 0.10 – 4.68 | 0.041 |
| BA [Before] *ZoneID [S] | 1.59 | 0.09 – 3.08 | 0.037 |
| BA [Before]*Sex [M] | -1.94 | -3.07 – -0.81 | 0.001 |
| Random Effekter | | | |
| σ^2 | 12.03 | | |
| $\tau_{00 \text{ runde:teineID}}$ | 1.41 | | |
| $\tau_{00 \text{ teineID}}$ | 1.3 | | |
| ICC | 0.18 | | |
| N _{runder} | 4 | | |
| N _{teineID} | 66 | | |
| Observations | 886 | | |
| Marginal R ² / Conditional R ² | 0.074 / 0.244 | | |



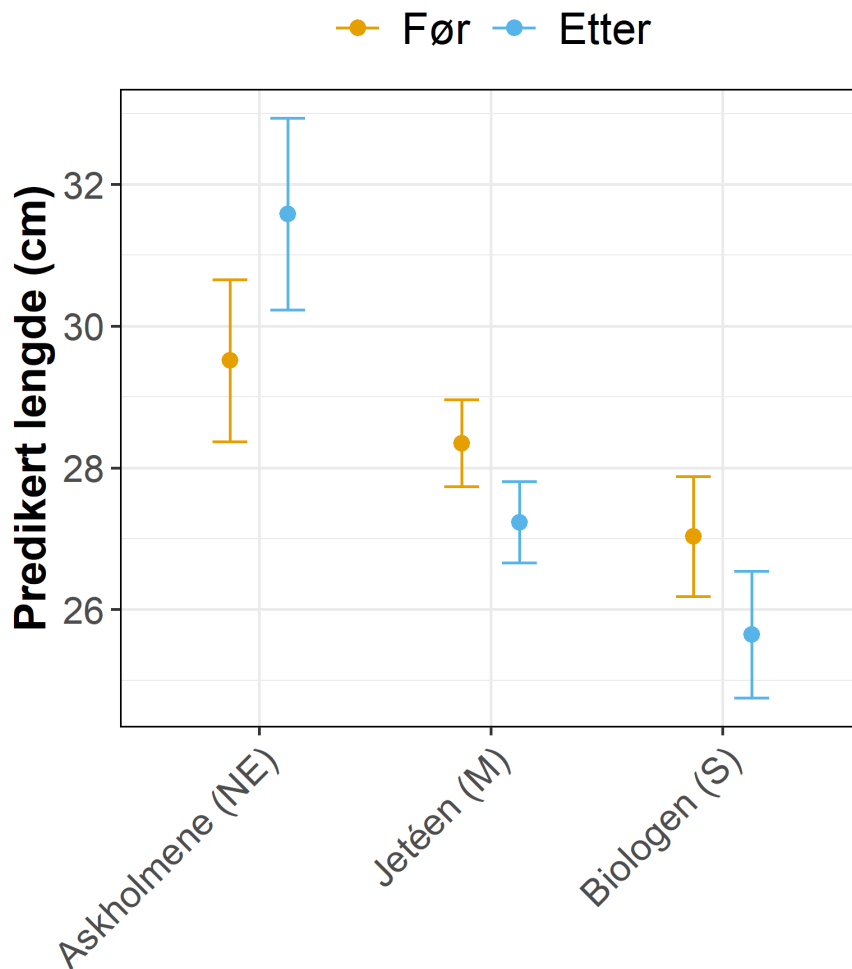
Figur 13. Predikerte lengder hos hummer der modellerer lengde i september som funksjon av før og etter innføring av verneområdet (Jetéen) i 2021. Prediksjonene er fra utvalg modell som er oppgitt i Tabell 5. Disse analysene ble basert på Tidsutviklingsdataene.

Analyser av lengdevariasjonen ved bruk av Fangstseleksjonsdataene favoriserte en relativt enkel interaksjonsmodell mellom før/etter og sone (Tabell 6). Totalmodellen forklarte her drøyt 27 % av variasjonen, av dette utgjorde mer enn 19 %-poeng randomeffektene der omtrent 2/3 av de modellerte randomeffektene kunne knyttes til innen-teine-variasjonen og resten til mellom-runde-variasjonen. De om lag 8 % som ble forklart av de fikserte effektene (som alle var statistisk signifikante) estimerte at lengdene etter fiskesesongen i snitt var mindre i både vernesonen og Biologen-sonen, mens de tenderte til å være større i sonen ved Askholmene (Figur 14). Det var med andre ord ikke støtte i dataene for kjønnseffekter og heller ikke tydelige verneeffekter med tanke på størrelsessammensetning da både vernesonens hummer og den fiskede sonen ved Biologen sin hummer begge hadde gjennomsnittlig redusert individstørrelse etter endt fiskesesong. I og med at dette resultatet står i kontrast med funn fra merke-gjenfangstanalysen, mener vi at den reduserte gjennomsnittsstørrelsen som vi ser tegn til i vernesonen (og sikkert også delvis også ved Biologen) i all hovedsak kan tilskrives rekruttering av mindre individer til disse sonene på seinhøsten. For den

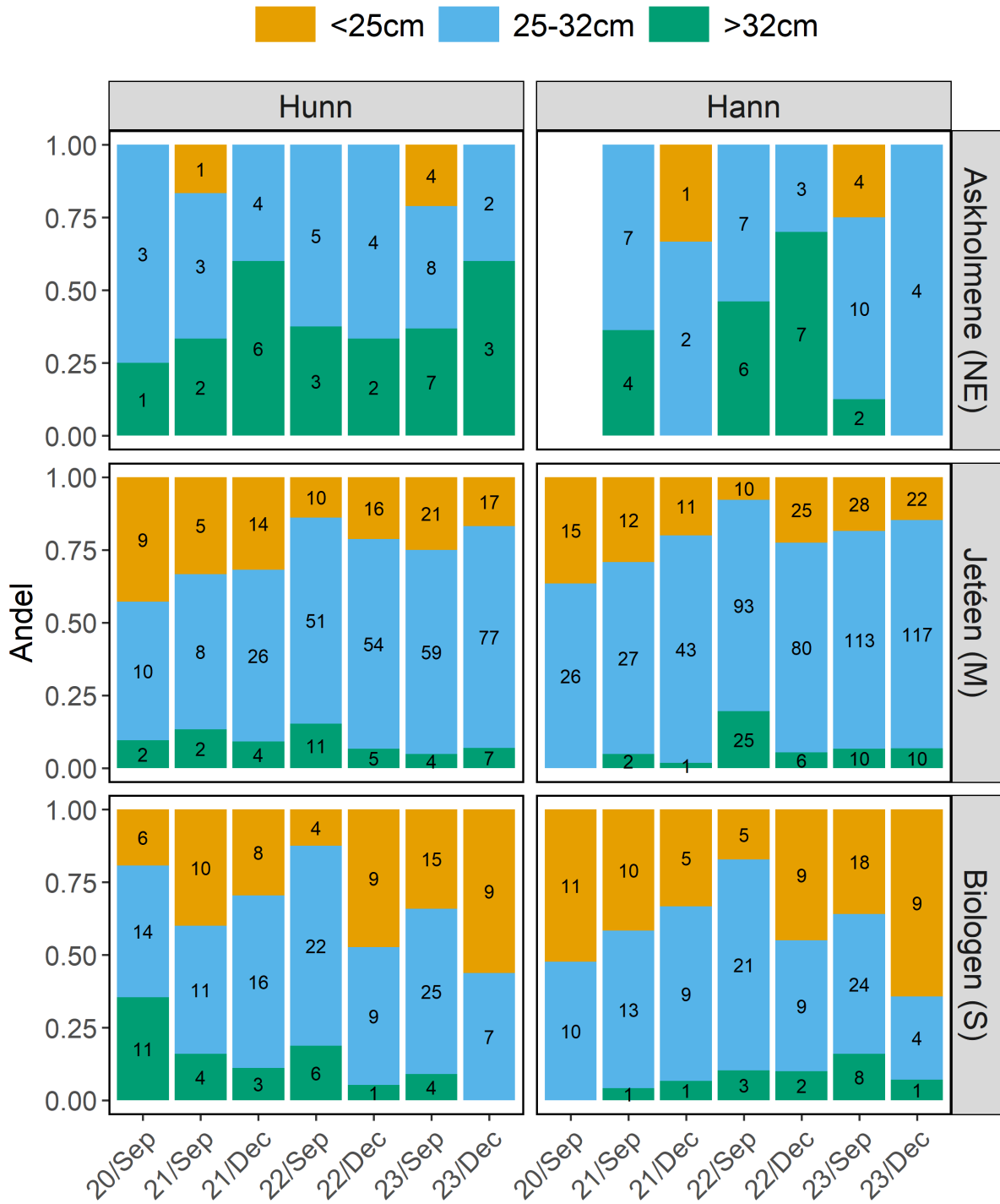
fiskede Biologen-sonen kan naturligvis også tendensen til redusert individstørrelse etter fiskesesongen også tilskrives den forventede effekten fra uttak av mellomstore (25-32 cm) individer. Om man ser på sammensetningen av størrelsesgrupper kommer reduksjonen i andelen av mellomstore individer (25-32 cm) fra september til desember tydelig fram for Biologen-sonen i Figur 15, særlig for årene 2022 og 2023.

Tabell 6. Parameterestimerer for fikserte og tilfeldige effekter for utvalgte lineære modellen som estimerer effekt av fiske (BA, september (før) vs desember (etter)) og sone på hummerlengde. 2020-data er utelatt da det ikke var desemberfiske det året, dvs analysene er basert på Fangstseleksjonsdataene (2.2.2). σ^2 =residual varians, $\tau_{00 \text{ round:TrapID}}$ =mellom-teine innen runde varians, $\tau_{00 \text{ TrapID}}$ =mellom-runde varians, ICC = innen-klasse korrelasjon.

| <i>Predictors</i> | Parameter estimates | | |
|--|----------------------------|---------------|----------------|
| | <i>Estimates</i> | <i>CI</i> | <i>p</i> |
| Intercept | 27.23 | 26.66 – 27.81 | < 0.001 |
| BA [Before] | 1.12 | 0.53 – 1.70 | < 0.001 |
| Zone [NE] | 4.35 | 2.87 – 5.82 | < 0.001 |
| Zone [S] | -1.59 | -2.65 – -0.52 | 0.004 |
| BA [Before]*Zone [NE] | -3.18 | -4.83 – -1.54 | < 0.001 |
| BA [Before] *Zone [S] | 0.27 | -0.81 – 1.35 | 0.628 |
| Random Effects | | | |
| σ^2 | 10.84 | | |
| $\tau_{00 \text{ round:TrapID}}$ | 0.95 | | |
| $\tau_{00 \text{ TrapID}}$ | 1.96 | | |
| ICC | 0.21 | | |
| N_{round} | 6 | | |
| N_{TrapID} | 92 | | |
| Observations | 1458 | | |
| Marginal R ² / Conditional R ² | 0.079 / 0.274 | | |



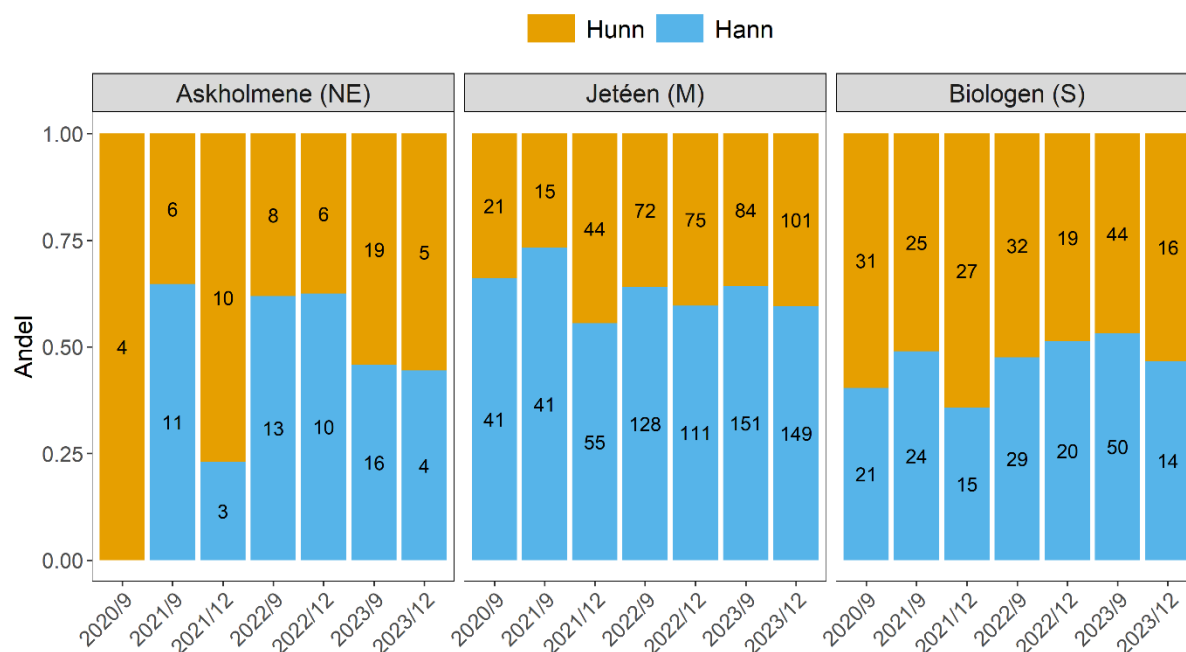
Figur 14. Predikerte lengder hos hummer der modellerer lengde som funksjon av før og etter fiskeperioden (september (før) vs desember (etter)), der 2020-data utelates pga manglende fiskerunde i desember det året. Prediksjonene er fra utvalgte modell som er oppgitt i Tabell 6 og baserte seg på Fangstseleksjonsdataene.



Figur 15. Relativ fordeling av størrelsesgrupper over de sju primærrundene i perioden september 2020 til desember 2023 fordelt på kjønn og sone. Tallene som framkommer i søylesegmentene er antall observasjoner per størrelseskategori.

3.1.4 Kjønnfordeling

Det var ingen tydelige trender til endring i kjønnfordelinga over tid i noen av sonene, men andelen hanner var gjennomgående høyere i verneområdet enn i den fiskede sonen ved Biologen (Figur 16), mens de lave fangsttallene ved Askholmene gjorde kjønnfordelinga der usikker.



Figur 16. Omgangsspesifikke (år/mnd) kjønnfordelinger av fangster (tall i søylene er total fangst) fordelt på sone gjennom 2020-2023-fisket med hummerteiner i Drøbakområdet. Askholmene og Biologen er stasjoner hvor fiske er åpent, mens Jetéen har vært vernet mot fiske f.o.m. oktober 2021. Vær oppmerksom på at f.o.m. 2022 ble det benyttet 30 teiner i Jetéen-sonen.

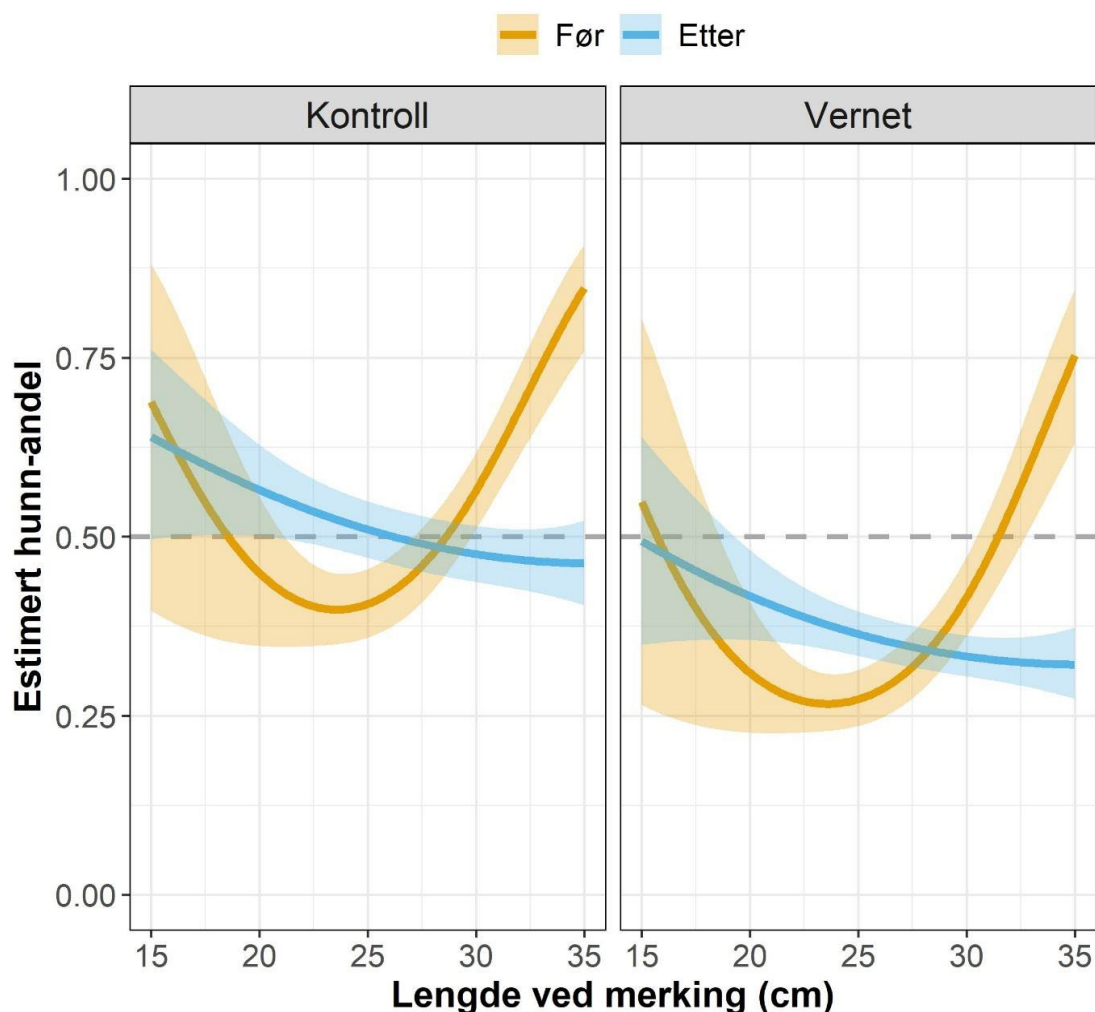
Analyseresultatene av kjønnandelsdataene (dvs sannsynligheten for å fange hunner) både for Tidsutviklingsdataene (Tabell 7) og Fangstseleksjonsdataene (Tabell 8) ga modeller med lav forklaringsgrad og viser at kjønnfordelinga ikke er veldig følsom for det fisket som drives i Drøbaksområdet. I hvert fall ikke når utelukkende fangstdata legges til grunn. Ingen av de to datasettene favoriserte kjønnseffekter. Tidsutviklingsdatasettet favoriserte en modell med før/etter, kontroll/vern og lengde² der det også var interaksjon mellom de to sistnevnte variablene (Tabell 7), mens Fangstseleksjonsdatasettet favoriserte en additiv modell med de tre samme effektene (Tabell 8). Ikke alle effektene var statistisk signifikante i de to utvalgte modellene, og felles for begge modellutvelgelsene var at det var flere kandidatmodeller med $\Delta AIC < 2$. Prediksjonene viste at både tidstrendanalysene (Figur 17) og fangstseleksjonsanalysene (Figur 18) hadde lavest hunnandel før enn etter for både kontroll- og vernesone for de fleste lengdene, men at hunnandelen i september var betydelig større for individer $>ca$ 28 cm i både kontrollsonene og vernesonen før vernetiltak ble iverksatt i 2021.

Fordi hunner og hanner har ulikt størrelsesavhengig vern, der alle hunner med ytre egg er totalfredet, skulle vi forvente at den lengdespesifikke kjønnandelen også vil respondere på

fiskeregimet som er for hummer. Vi finner imidlertid ikke sterke indikasjoner på dette når vi analyserer fangstdataene og her kan vi igjen se for oss at dette med rekruttering av små/unge individer utover høsten utgjør en usikkerhetsfaktor som kan skjule viktige detaljer i fiskeseleksjonen. Når vi har individkontroll, som i RD-Huggins-modellene, ser vi tydeligere tegn på kjønnsforskjeller i den lengdespesifikke overlevelsen mellom hummer i vernet og fiskede soner (Figur 5).

Tabell 7. Parameter estimater (logit) for den utvalgte miksede generaliserte lineære modellen som estimerer andel hunner som funksjon av før og etter (BA) vernet ble innført i oktober 2021, kontrollsoner vs verneområdet (Colm) og som kvadratfunksjonen av lengde (Length²). σ^2 =residual varians, $\tau_{00 \text{ round:TrapID}}$ =mellom-teine innen runde varians, $\tau_{00 \text{ TrapID}}$ =mellom-runde varians, ICC = innen-klasse korrelasjon. Disse analysene er basert på Tidsutviklingsdataene (2.2.2).

| <i>Predictors</i> | Parameter estimats | | |
|--|---------------------------|---------------|--------------|
| | <i>Log-Odds</i> | <i>CI</i> | <i>p</i> |
| Intercept | -0.04 | -0.35 – 0.27 | 0.808 |
| Colm [lm] | -0.60 | -0.94 – -0.25 | 0.001 |
| BA [Before] | -0.12 | -0.54 – 0.29 | 0.559 |
| Length | -0.11 | -0.27 – 0.06 | 0.201 |
| Length ² | 0.03 | -0.08 – 0.13 | 0.630 |
| BA [Before] * Length | 0.61 | 0.26 – 0.96 | 0.001 |
| BA [Before] * Length ² | 0.23 | -0.05 – 0.51 | 0.112 |
| Random Effects | | | |
| σ^2 | 3.29 | | |
| $\tau_{00 \text{ round:TrapID}}$ | 0.01 | | |
| $\tau_{00 \text{ TrapID}}$ | 0.09 | | |
| ICC | 0.03 | | |
| N_{round} | 4 | | |
| N_{TrapID} | 66 | | |
| Observations | 886 | | |
| Marginal R ² / Conditional R ² | 0.057 / 0.085 | | |

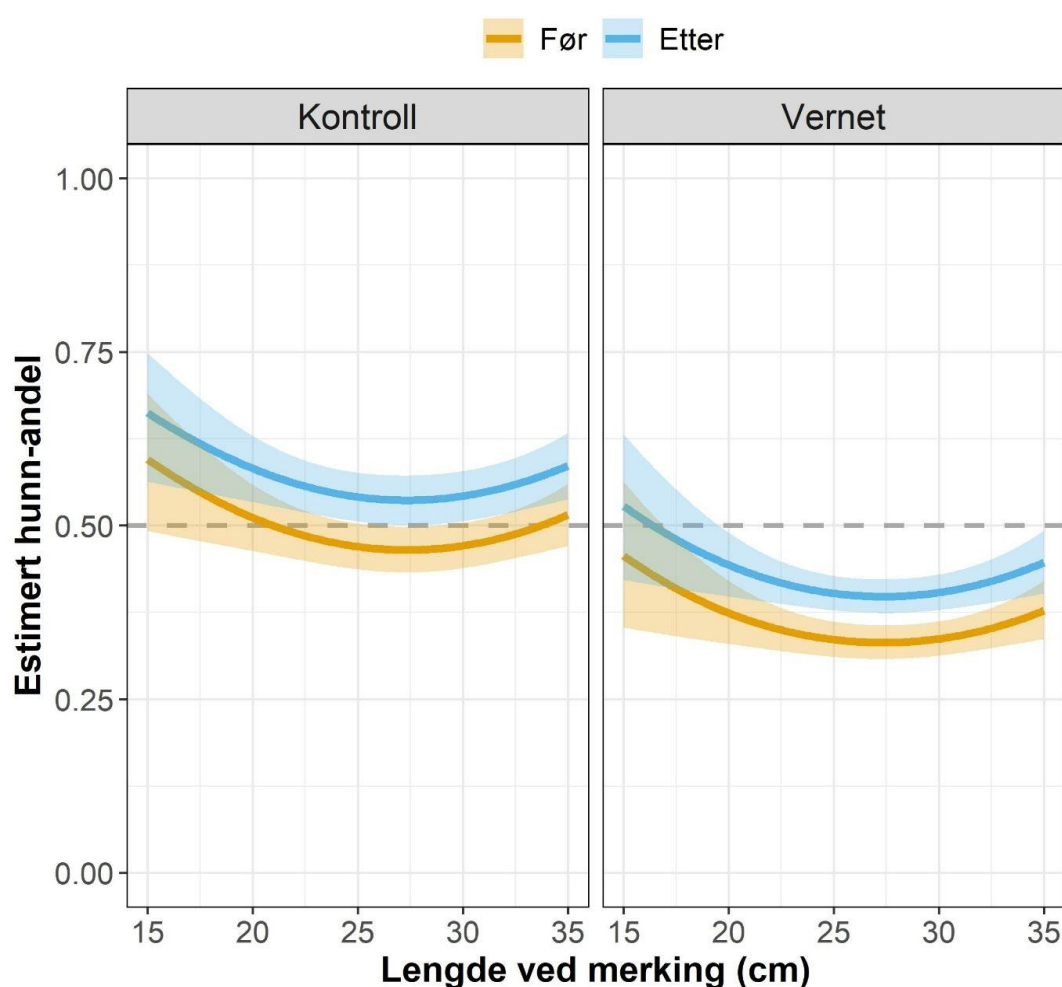


Figur 17. Estimert (med 95% konfidensintervaller) andel hunner i septemberfangstene som funksjon av før og etter (BA) vernet ble innført i oktober 2021, kontrollsoner vs verneområdet (Colm) og som kvadratfunksjonen av lengde (Length^2). Estimatenes er generert fra den utvalgte miksede generaliserte lineære modellen som er framstilt i Tabell 7.

Tabell 8. Parameter estimater (logit) for den utvalgte miksede generaliserte lineære modellen som estimerer andel hunner som funksjon av før (september) og etter (desember) (BA) fiskeperioden i oktober, kontrollsoner vs verneområdet (Colm) og som kvadratfunksjonen av lengde (Length^2). σ^2 =residual varians, $\tau_{00 \text{ round:TrapID}}$ =mellom-teine innen runde varians, $\tau_{00 \text{ TrapID}}$ =mellom-runde varians, ICC = innen-klasse korrelasjon. Disse analysene er basert på Fiskeseleksjonsdataene (2.2.2).

| Parameter estimates | | | |
|-----------------------|----------|---------------|------------------|
| Predictors | Log-Odds | CI | p |
| Intercept | 0.15 | -0.13 – 0.43 | 0.290 |
| Colm [lm] | -0.57 | -0.86 – -0.29 | <0.001 |
| BA [Before] | -0.30 | -0.52 – -0.07 | 0.010 |
| Length | 0.01 | -0.11 – 0.11 | 0.996 |
| Length^2 | 0.05 | -0.02 – 0.12 | 0.165 |
| Random Effects | | | |

| | |
|------------------------------------|---------------|
| σ^2 | 3.29 |
| $\tau_{00 \text{ round:TrapID}}$ | 0.01 |
| $\tau_{00 \text{ TrapID}}$ | 0.09 |
| ICC | 0.03 |
| N_{round} | 6 |
| N_{TrapID} | 91 |
| Observations | 1448 |
| Marginal R^2 / Conditional R^2 | 0.026 / 0.051 |

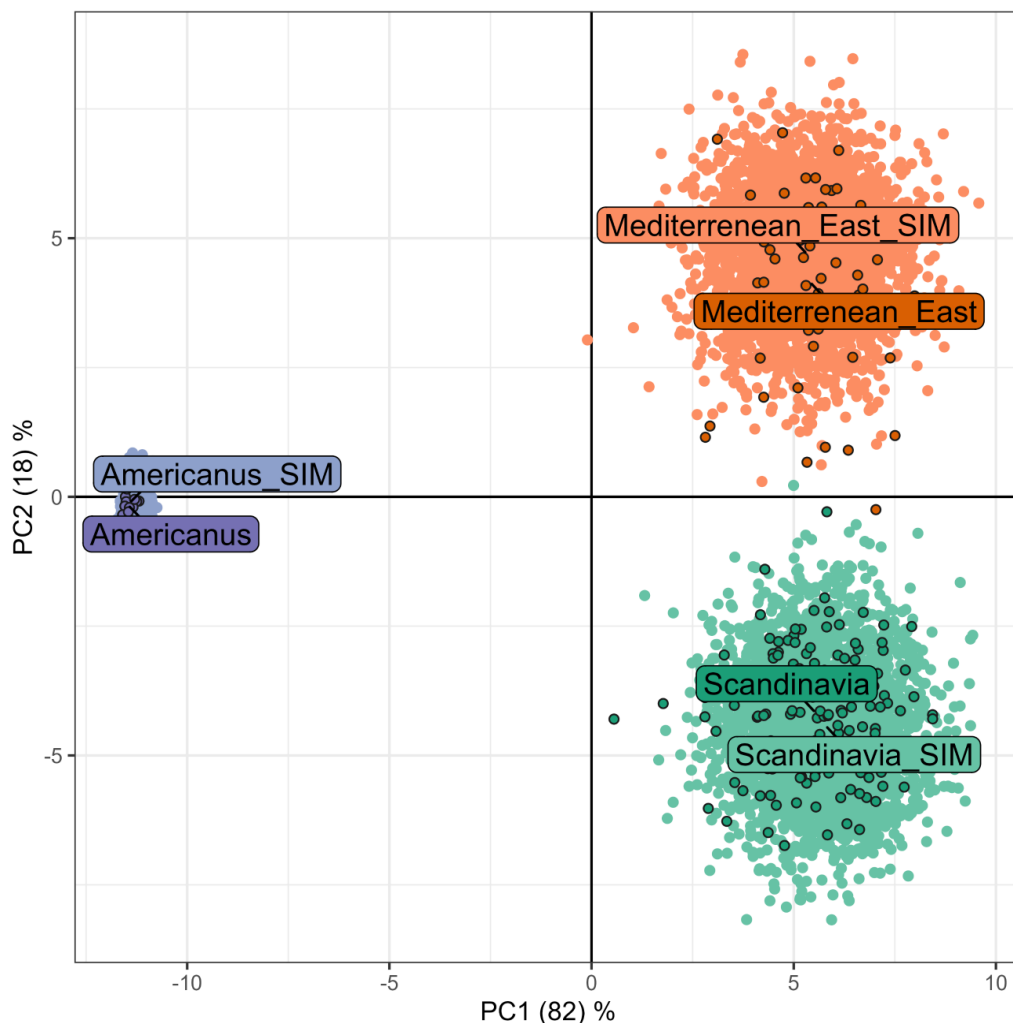


Figur 18. Estimert (med 95 % konfidensintervaller) andel hunner i fangsten som en funksjon av lengde ved merking, før og etter fiskesesongen og kontrollsonene vs vernesonen. Estimatenes generert fra utvalgt modell som er presentert i Tabell 8

3.1.5 Genetikk

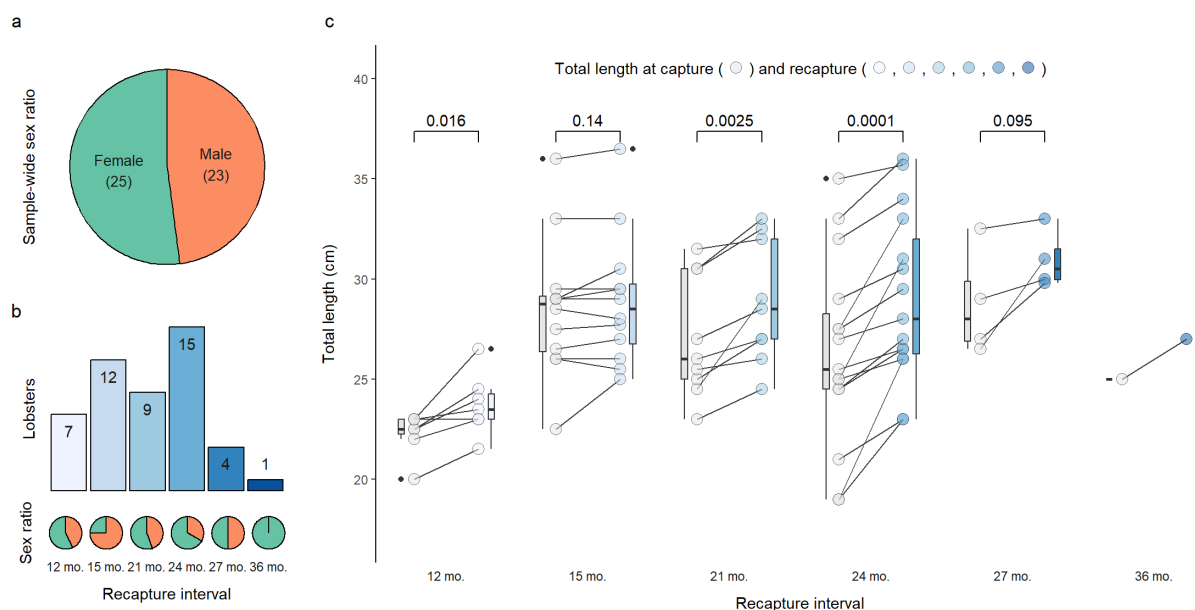
Så langt er modellene våre for introgresjonshendelser samt ulike prøvetakingsstrategier for å estimere prøvestørrelsen i gang og fungerer godt (se Røed (2024) for en mer komplett framstilling av resultatene). Biplottet av SNP-data i Figur 19 illustrerer målte (mørkere punkter i forgrunnen) og

simulerte (merket "SIM", lysere, i bakgrunnen) hummergenotyper fra det pågående masterprosjektet. Genotypedata kan samles inn relativt kostnadseffektivt ved bruk av eksisterende genetiske verktøy. Plottet viser at de simulerte dataene samsvarer godt med de empiriske dataene, så de kan brukes ikke bare til beregningsmodell av hybridisering mellom amerikanske og europeiske hummere, men også for å estimere omtrent hvor sannsynlig det er at genotyping av villhummer med et eksisterende SNP-panel vil oppdage evt. kryssinger av de to artene. Hovedkomponentene (PC) er aksene som forklarer mest av den genetiske variasjonen mellom de ulike gruppene. Empiriske data er gitt med tillatelse fra våre samarbeidspartnere ved The University of Exeter (Jenkins *m. fl.* 2019; Ellis *m. fl.* 2020). Den genetiske analysen er også delvis tilpasset fra skript levert av dem.



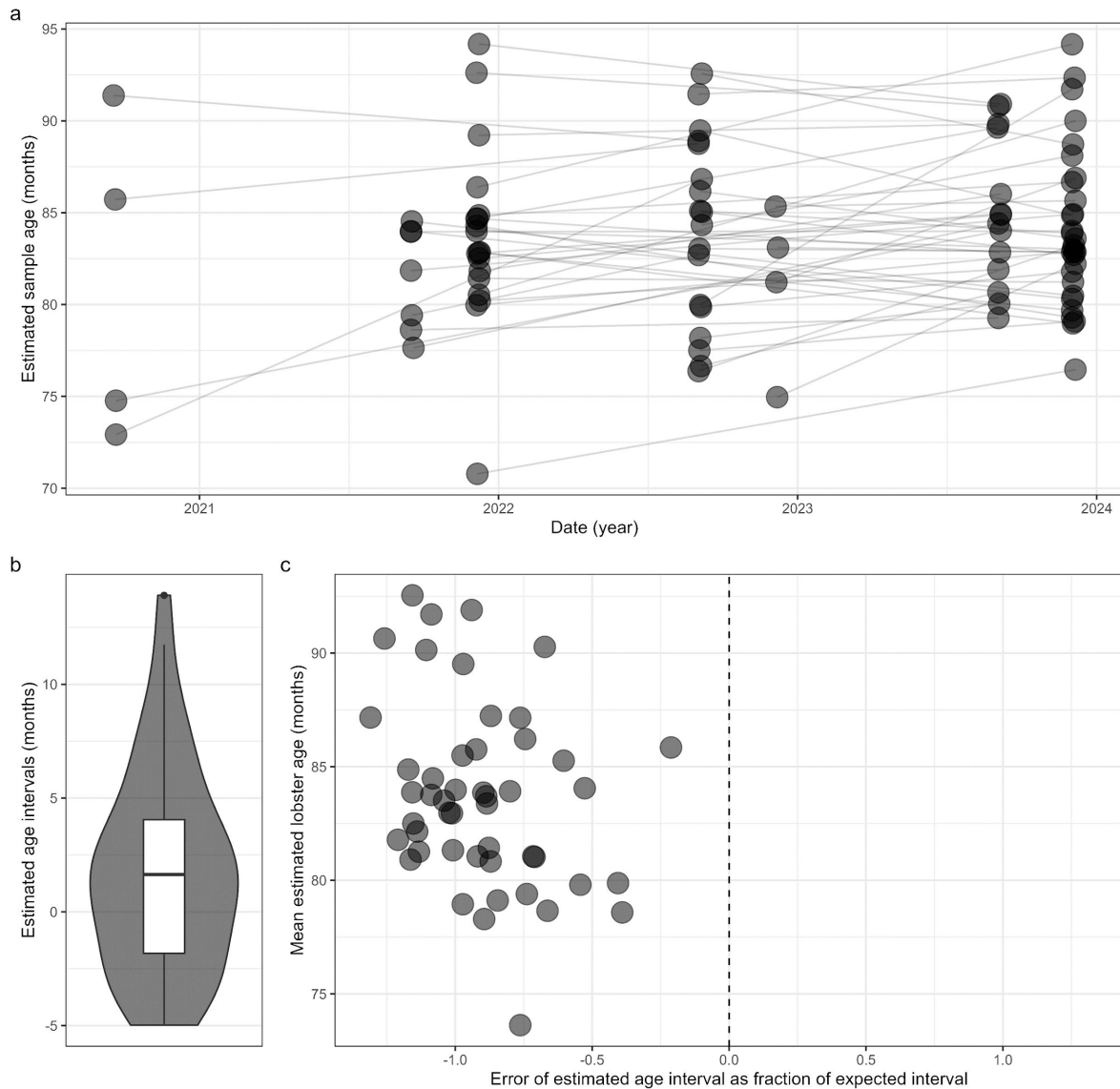
Figur 19. Biplott av målte SNP-data (mørkere punkter i forgrunnen) og simulerte SNP-data (merket "SIM", lysere, i bakgrunnen) hummergenotyper (fra Røed (2024)).

For aldringsmetoden valgte vi hummerindivider basert på to hovedfaktorer: lengde og kjønn – samt at de hadde blitt gjenfanget minst en gang. Vi brukte et design som vurderer en rekke forskjellige lengder og samme andel hunner og hanner (Figur 20). Figuren viser også tidsrommet mellom fangst, med individuell gjenfangst fra ett til tre år, slik at vi kunne undersøke forskjellige kjente tidsintervaller med de vi målte med metyleringsmetoden.



Figur 20. Hummer (n = 48) valgt ut for å teste den epigenetiske aldersestimeringsteknikken til Fairfield *m. fl.* (2021) samt en ny modell som Fairfield har utvikla (Fairfield 2021). a) Kjønnfordelinga i prøvene b) Antall hummer og kjønnsforhold per gjenfangstintervall c) Lengdefordeling ved fangst og gjenfangst. Linjer forbinder to gjentatte målinger av samme hummer. Signifikansstolper indikerer ukorrigerte p-verdier fra en foreløpig analyse som tester om det har vært signifikant økning i lengde mellom fangst og gjenfangstlengde (paret t-test). Forkortelser: mo. (månader).

Vi har noen foreløpige resultater fra analysene av metylering av ribosomalt DNA (rDNA) som en aldersestimeringsteknikk og ytterligere analyser må gjennomføres før konklusjoner kan trekkes. Av praktiske årsaker er de *foreløpige* aldersestimatene vist i Figur 21 produsert etter den nye modellen til Fairfield (Fairfield 2021) i stedet for Fairfield *m. fl.* (2021). Estimert alder hos 48 hummerindivider ved fangst og gjenfangst er punkter forbundet med linjer i Figur 21a. En konsistent metode bør produsere aldersestimatintervaller for hver hummer som stemmer overens med det faktiske tidsintervallet på den horisontale akse. Vi viser fordelingen av estimerte aldersintervaller i fiolin- og boksplokkene i Figur 21b. I Figur 21c er avviket (dvs. feilen) av de estimerte aldersintervallene normalisert som en brøk av det forventede intervallet som er vist; den horisontale stiplede linjen indikerer et riktig aldersestimat. Vi har resultater som inneholder en skjevhet som gjør at aldersestimatet blir for lavt, men siden det er konsistent, er neste steg å se om vi kan trene en modell for å justere den.



Figur 21. Foreløpige resultater av aldersestimering ved måling av metylering av ribosomalt DNA (rDNA). a) Sammenheng mellom tidspunkt for fangst og gjenfangst (x-aksen) og estimert med rDNA-metyleringsmetoden tidsperiode som har forløpt mellom fangst og gjenfangst (y-aksen). Punkter som er bundet sammen med linjer er fangst og gjenfangst av samme individ. Disse linjene burde gått parallelt om metoden hadde gitt konsistente estimater. b) Estimerte tidsforløp mellom fangst og gjenfangst vist ved fiolin og boksploott. Her skulle alle verdier vært positive. c) Sammenheng mellom avvik mellom faktisk tid forløpt og estimert tid forløpt (estimeringsfeil, x-aksen) og estimert alder (y-aksen). Her skulle ideelt sett punktene ligget på den stiplede vertikallinja. Resultatene er hentet fra Røed (2024).

3.2 Torsk

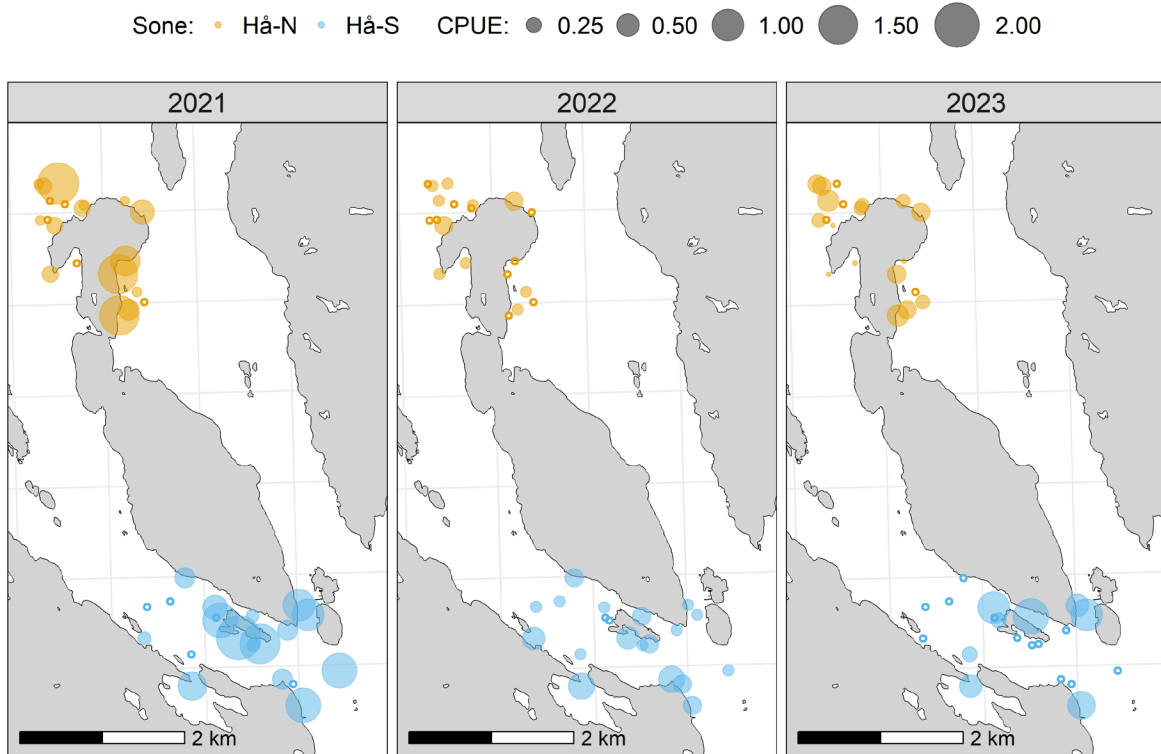
3.2.1 Merking-gjenfangst

I de to fjordområdene (Drøbak og Indre fjord) ble i alt 637 torsk fanget og målt i 2019-2024-perioden. Av disse var 336 for små til å merkes (<25 cm), dvs. i alt ble 301 torskeindivider merket. Åtte individer ble gjenfanget minst én gang, hvorav to ble gjenfanget to ganger og ett tre ganger. De aller fleste av gjenfangstene fant sted i løpet av den samme fangstrunden (dvs. i løpet av 6-8 dager) og ingen individer ble gjenfanget i en annen sone enn den de ble merket i. Det var kun tre individer som ble gjenfanget mer enn tre måneder etter merking. I vår forrige rapport (Haugen *m. fl.* 2023) var det dessverre feil registrering av en merkeserie som genererte flere falske gjenfangster slik at tallene som ble rapportert der var for høye. Det er uansett snakk om svært få gjenfangster av torskene vi merker og dette umuliggjør dessverre merke-gjenfangstanalyser. I en normal setting vil lave gjenfangstrater tolkes i retning av at man studerer en stor populasjon, men i dette prosjektet mener vi at den lave gjenfangstraten mer sannsynlig kan knyttes til høy dødelighet og/eller utvandring. Basert på hva vi har sett av arealbruk i både merke-gjenfangststudie og telemetristudier tidligere i Indre Oslofjord (Ilestad *m. fl.* 2012; Bøe 2013; Ski 2013) har de aller fleste fjordtorsk i dette området svært begrenset arealbruk gjennom hele året, men med enkelte individer, og gjerne da større individer, som vandrer utover fjorden (Ski 2013). Selv om disse undersøkelsene er mer enn 10 år gamle mener vi at det er lite sannsynlig at denne typen atferd har endret seg og derfor at de lave gjenfangstratene først og fremst skyldes høy dødelighet.

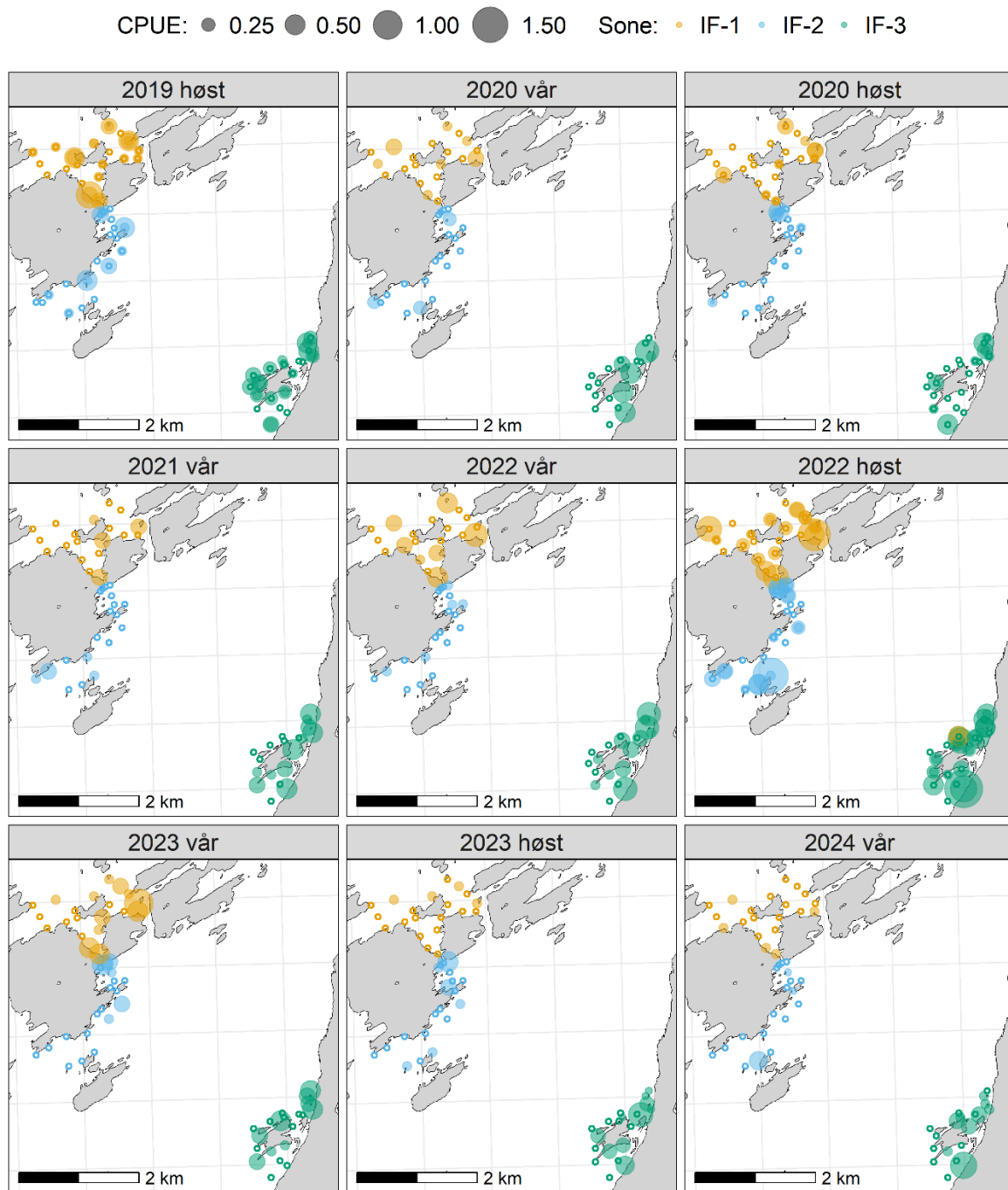
3.2.2 Fangst per innsatsenhet (antall individer per ruse per døgn, CPUE)

Det var store romlige og årlige variasjoner i CPUE i både Drøbaksområdet og Indre fjord (Figur 22ab, Tabell 9). Både bobleplottene i kart og en sammenstilling i fiolinplott og tabell (Figur 23 & Tabell 9) viser en tids- og sesongutvikling i CPUE i Drøbak der det var desidert høyest CPUE i 2021, mens fangstene var generelt høyest i 2022 i indre fjord. I indre fjord har det vært betydelig fall i CPUE etter 2022 og de to siste årene er nå på nivå med de laveste CPUEene fra 2020, dvs ned mot 0,02 ind/ruse/døgn – og vi har hatt fangstdager der ingen torsk fanges i løpet av to døgn's fiske med 20 ruser (40 rusedøgn). Den desidert høyeste CPUE ble funnet for 2021 ved Drøbak ($0,52 \pm 0,58$). Denne var faktisk høyere enn høstdataene fra 2011-2012-undersøkelsen ($0,31 \pm 0,23$, beregnet fra data i Ski (2013)). Dessverre falt CPUE ved Drøbak til samme nivå som i indre fjord i 2022 (ca 0,2 individer/ruse/døgn) med en svak økning i 2023 (Tabell 9).

En statistisk analyse av CPUE-verdiene fra indre fjord (kun tre år fra Drøbak, så disse dataene er derfor ikke inkludert i analysene) favoriserte en kandidatmodell med additive effekter av år og sone (Tabell 10). Effektene var marginalt signifikante for begge prediktorene ($p=0,04$, Tabell 10) og den utvalgte modellen estimerte at 2022 hadde den høyeste CPUE i alle sonene og av sonene hadde IF-3 (Ildjernet) de høyeste CPUEer, IF-1 (Bærumsbassenget) nest laveste og IF-2 (Ytre Ostøya) de laveste CPUEene. Det skal bemerkes at den utvalgte glm-modellen (negativ binomial) kun forklarte 8 % av variasjonen og at det framover bør kobles på miljøkovariater som kan øke både presisjonen og forståelsen av driverne bak den romlige og tidsmessige variasjonen i torskens CPUE i Indre Oslofjord.



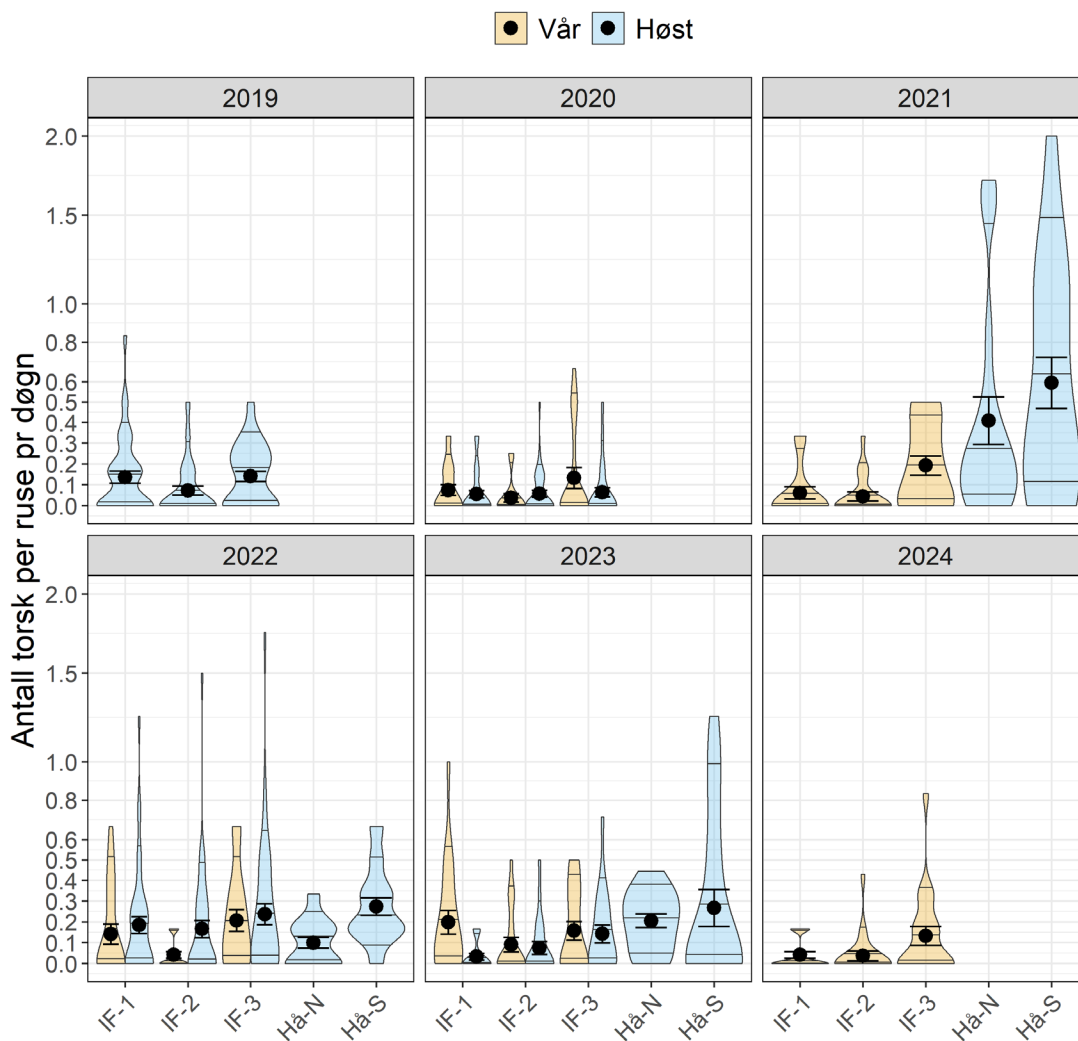
Figur 22a. Bobleplott av fangst per innsatsenhet (CPUE, antall torsk/ruse/døgn) for september/oktober i 2021-2023 fordelt på de to sonene i Drøbakområdet. Ruser som ikke fanget noen torsk i løpet av perioden er vist som sirkler med litt tjukkere linjer. Hå-N= nordre Håøya, Hå-S= søndre Håøya.



Figur 22b. Bobleplott av fangst per innsatsenhet (CPUE, antall torsk/ruse/døgn) for de ni innsamlingsrundene som har vært i 2019-2024 fordelt på de tre sonene i indre fjord. Ruser som ikke fanget noen torsk i løpet av de respektive rundene er vist som sirkler med litt tjukkere linjer. IF-1: Bærumsbassenget, IF-2: Ytre Ostøya, IF-3: Ildjernet.

Tabell 9. Overordnet statistikk (gjennomsnitt ± standardavvik) for fangst per innsatsenhet (antall torsk per ruse per døgn) i Drøbak og indre fjord fordelt på sesong i 2019-2024-perioden.

| År | Sesong | Indre fjord | Drøbak |
|------|--------|-------------|-----------|
| 2019 | Høst | 0,12±0,16 | |
| 2020 | Vår | 0,08±0,16 | |
| 2020 | Høst | 0,06±0,12 | |
| 2021 | Vår | 0,10±0,16 | |
| 2021 | Høst | | 0,52±0,58 |
| 2022 | Vår | 0,13±0,20 | |
| 2022 | Høst | 0,20±0,29 | 0,19±0,18 |
| 2023 | Vår | 0,15±0,21 | |
| 2023 | Høst | 0,08±0,15 | 0,24±0,31 |
| 2024 | Vår | 0,07±0,15 | |

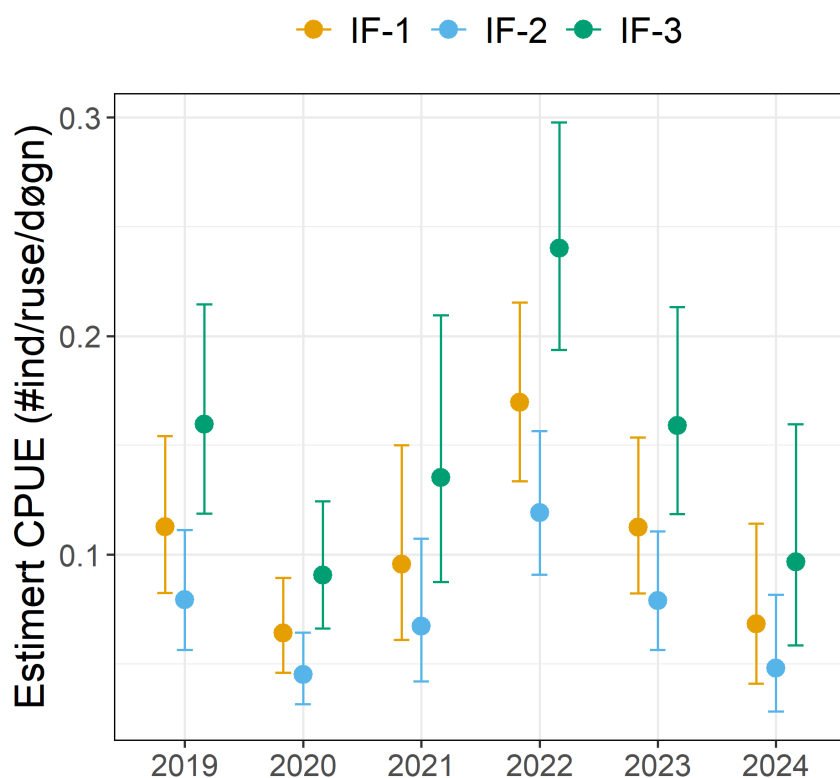


Figur 23. Fordeling av fangst per innsatsenhet (CPUE) av torsk fanget i ruser i perioden 2019-2024 i de to undersøkelsesområdene i Indre Oslofjord. Tallene er fordelt på høst (som regel oktober og desember) og vår (mars-mai). Jo breiere fiolinene er jo større er datafrekvensen i dette området, de svarte punktene tilsvarer gjennomsnitt der de vertikale variasjonslinjene utgjør ±1

standardfeilenhet. Hå-N: nordre Håøya, Hå-S: søndre Håøya, IF-1: Bærumsbassenget, IF-2: Ytre Ostøya, IF-3: Ildjernet.

Tabell 10. log-parameterestimerer for utvalgte negative binomial modell som estimerer effekt av sone og år på CPUE hos torsk i indre fjord. θ = dispersjonsparameter som beskriver underliggende form på negativ binomialfordeling.

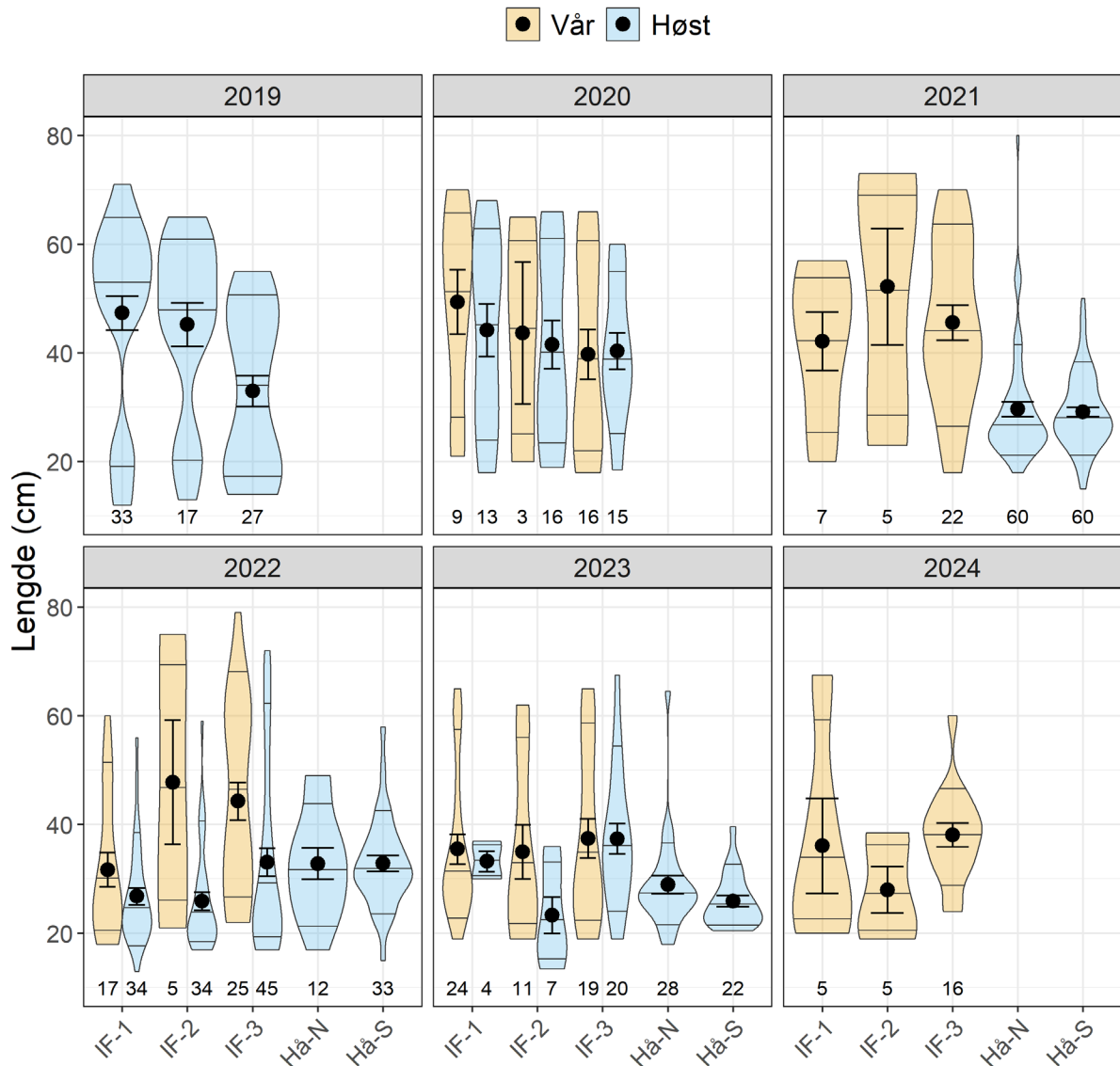
| Predictors | Parameter estimates | | | Effect test | | | |
|---------------------------|---------------------|---------------|------------------|-------------|-------|-------|--------------|
| | Log-Mean | CI | p | Effect | Chisq | df | p |
| Intercept | -2.18 | -2.84 – -1.61 | <0.001 | Zone | 6.34 | 2/708 | 0.042 |
| Zone[IF-2] | -0.35 | -0.97 – 0.24 | 0.247 | Year | 12.61 | 5/703 | 0.041 |
| Zone[IF-3] | 0.35 | -0.15 – 0.86 | 0.174 | | | | |
| year [2020] | -0.57 | -1.36 – 0.21 | 0.154 | | | | |
| year [2021] | -0.17 | -1.23 – 0.76 | 0.741 | | | | |
| year [2022] | 0.41 | 0.02 – 1.07 | 0.043 | | | | |
| year [2023] | 0.01 | -0.75 – 0.75 | 0.993 | | | | |
| year [2024] | -0.50 | -1.73 – 0.51 | 0.368 | | | | |
| Observations | 711 | | | | | | |
| θ | 6401 | | | | | | |
| R ² Nagelkerke | 0.08 | | | | | | |



Figur 24. Prediksjonsplott for utvalgte negative binomial modell som estimerer effekt av sone og år på CPUE hos torsk i indre fjord. Estimaterne er generert fra modellen som er oppgitt i Tabell 10 Feilmarginene er her oppgitt som \pm SE. IF-1: Bærumsbassenget, IF-2: Ytre Ostøya, IF-3: Ildjernet.

3.2.3 Størrelsesstruktur

Lengdefordelingene var svært ulike mellom de to studieområdene i Indre Oslofjord der særlig de to Drøbaksonene hadde få individer >60 cm (Figur 25). Fra og med høsten 2023 forsvinner i stor grad også >60 cm individene fra de tre sonene i indre fjord, med noen unntak i IF-3 (Ildjernet). De tre indrefjord-sonene har en fordelingstopp på litt over 20 cm i 2022 (minst tydelig i sone 2, ved Ildjernet) som kan indikere en sterk 2022-årsklasse, men denne er ikke til stede i de to Drøbaksonene. De to Drøbaksonene har imidlertid en tilsvarende topp rundt 21-22 cm i 2021, som kan indikere sterk årsklasse i 2021 i dette området. Denne årsklassen er tydelig til stede også i 2022, men da med topp rundt 26-27 cm. Dessverre hadde vi ikke en høstrunde i de indre sonene i 2021, men i og med at vi ser lite tegn til topp rundt 26 cm i 2022 i disse sonene kan det tyde på at 2021-årgangen ikke var like sterk i denne delen av fjorden. Om vi vurderer lengdefordelingene i lys av før og etter vernetiltakene som ble innført i 2019, er det kun IF-3 (ildjernet) i indre fjord som indikerer at en økt andel av større torsk i 2022-dataene. For de to andre sonene i indre fjord har det snarere blitt mindre større torsk etter vernet ble innført, og det ser ut til at større individer har blitt borte fra og med høst 2023, noe vi mistenker kan knyttes til en Hans-effekt. Ut fra fangster våren 2024 kan det også se ut som at det har vært svak rekruttering av ungfisk (0-gruppe og 1-gruppe) fra 2023 da lengdefordelingen av fangstene viser lite innslag av fisk under 25 cm.

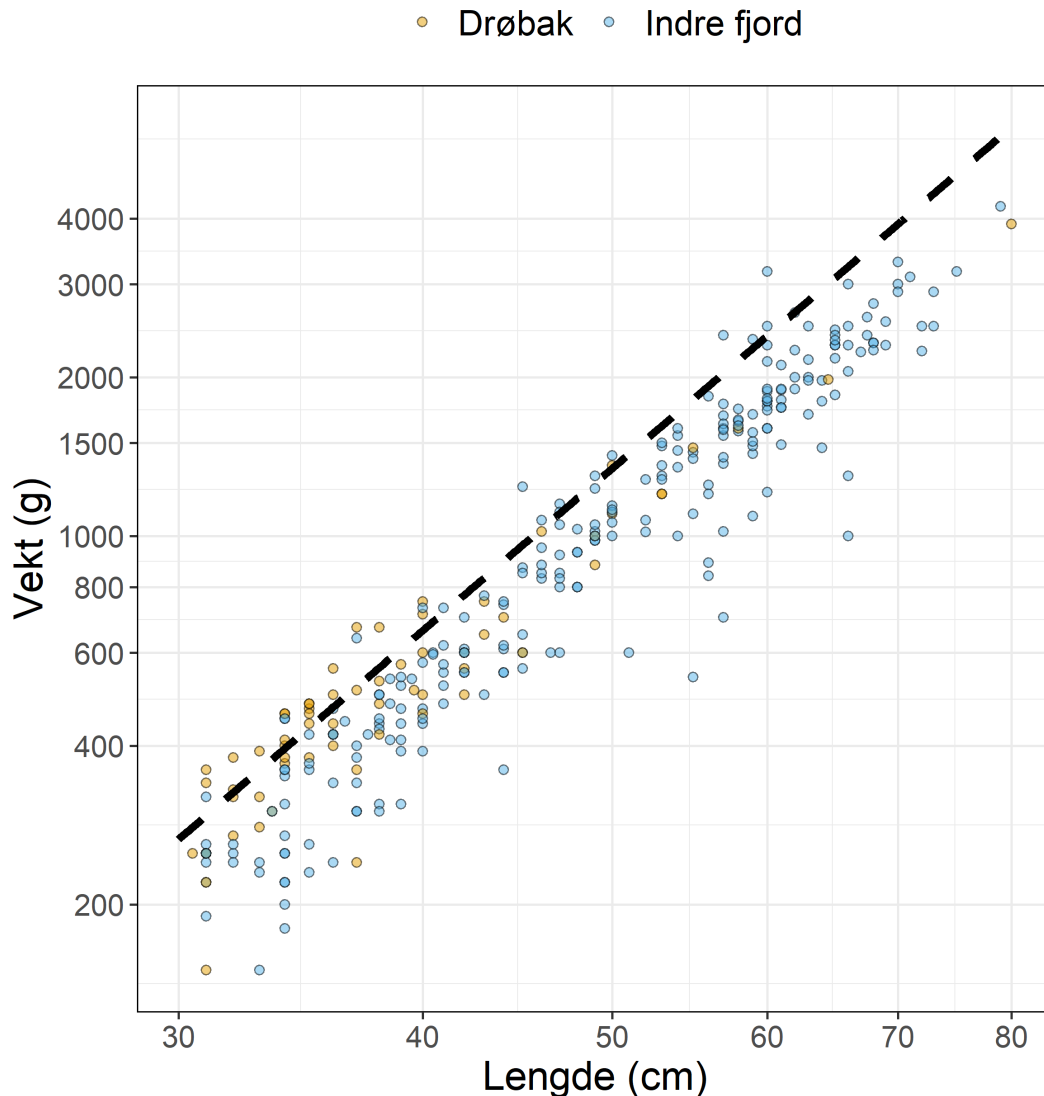


Figur 25. Fiolinplott av sesong- og sonevise lengdefordelinger hos torsk fanget i ruser i perioden 2019-2024 i de to undersøkelsesområdene i Indre Oslofjord i september-oktober. Tallene nederst er antall observasjoner. Svarte punkter med feilmarginer utgjør gjennomsnitt og standardfeil. Jo breiere fiolinindelene er jo flere observasjoner er bak. De tynne horisontale linjene i fiolinene utgjør 10, 50 (median) og 90 prosentilene. Hå-N: nordre Håøya, Hå-S: søndre Håøya, IF-1: Bærumsbassenget, IF-2: Ytre Ostøya, IF-3: Ildjernet.

3.2.4 Kondisjon

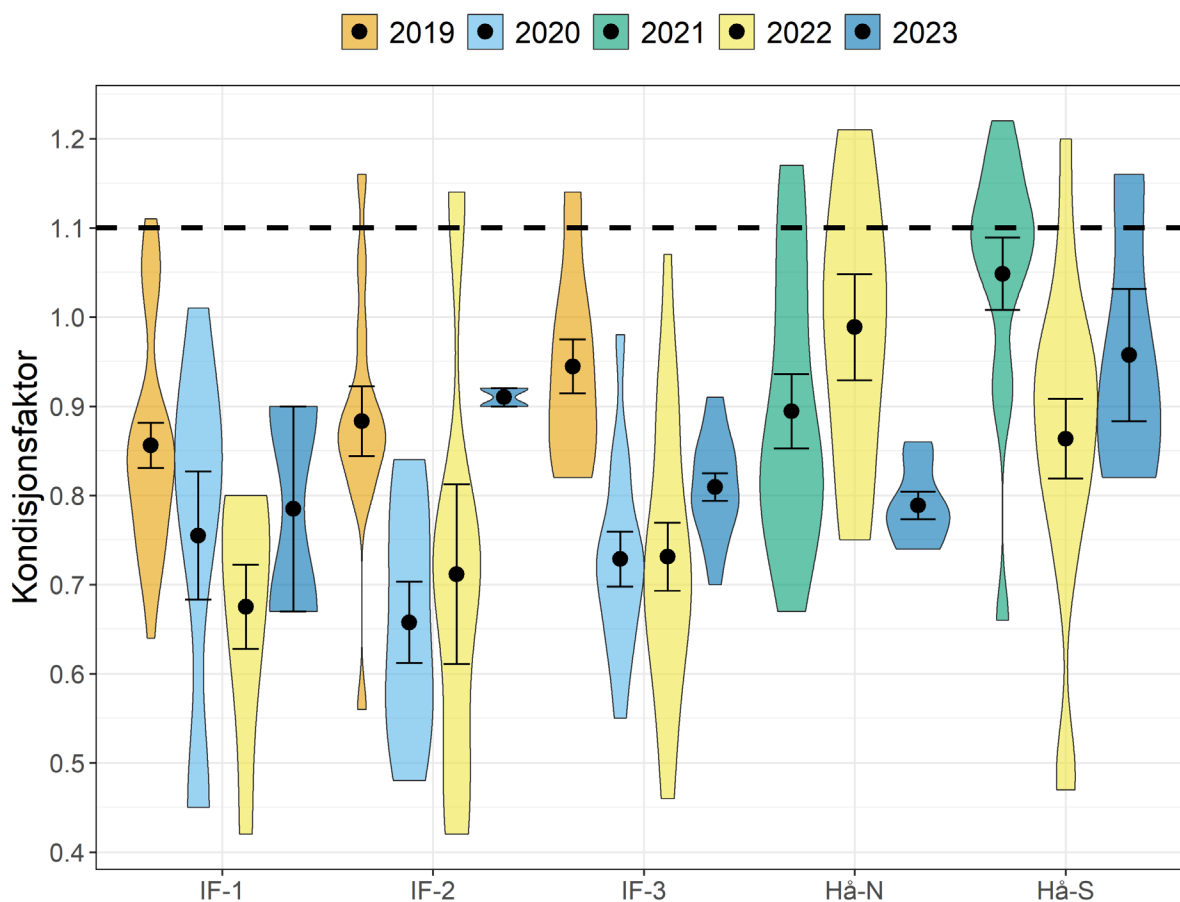
Torsken i det innsamlede materialet var gjennomgående tynnere enn forventet i de tre indre sonene, men selv om også Drøbaksonene hadde enkelte tynne individer, var torsk fra disse sonene gjennomgående i bedre kondisjon (Figur 26). En lineær regresjonsanalyse viste at det var en signifikant område*lengde interaksjonseffekt på vekt (vekt og lengde er ln-transformert) som estimerer at torsk fra indre sonene er lettere enn forventa som små individer, men at de blir tyngre for gitt lengde ved økende størrelse. I Drøbaksonene var dette forholdet motsatt. En mulig tolkning

av dette kan være at småtorsken er mer næringsbegrensa i indre fjord enn ved Drøbak, og at Drøbaktorsken er mer næringsbegrensa som større individer.



Figur 26. Lengde-vekt-forholdet for torsk >30 cm fanget i torskeruser i de to innsamlingsområdene i Indre Oslofjord i perioden 2019-2024. De ulike sonene er har fått ulik fargekode. Den stipla linja er forventet lengde-vekt-relasjon for Skagerraktorsk (henta fra <https://www.fishbase.org/au/v4>). Merk at aksene er på \log_{10} -skala.

Kondisjonsfaktoren varierte mye fra år til år og sone til sone, men generelt hadde Drøbaktorsken høyere kondisjonsfaktor enn torsk fra indre fjord (Figur 27). I indre fjord ser 2020 ut å ha vært et dårlig år da torsken dette året hadde gjennomsnittlig kondisjonsfaktor på under 0,8. Det har vært en svak forbedring i kondisjonsfaktoren for torsken i de tre IF-sonene i 2023 – og torsken fra vårfisket i 2024 (som ikke er vist her pga vårfangst) hadde relativt høye verdier, men det var som sagt svært få torsk.



Figur 27. Fordeling av kondisjonsfaktorer for torsk (>30 cm) fanget i torskeruser i de to innsamlingsområdene i Indre Oslofjord i perioden 2019-2022. Dataene er kun fra høstrundene for å ha mest mulig sammenlignbare data (kondisjonsfaktoren vil variere naturlig mellom sesonger). De ulike sonene er har fått ulik fargekode. Svarte punkter med variasjonslinjer utgjør gjennomsnitt og ± 1 standardfeilenheter. Hå-N: nordre Håøya, Hå-S: søndre Håøya, IF-1: Bærumsbassenget, IF-2: Ytre Ostøya, IF-3: Ildjernet. Stiplet linje utgjør forventet kondisjonsfaktor for Skagerraktorsk (estimert fra <https://www.fishbase.org/au/v4>).

4 Diskusjon

4.1 Hummer

Forsøksfangster i to år etter vern av området rundt Jetéen har vist at bestanden av hummer økte raskt etter vern i 2021 og at den i løpet de fire siste fangstrundene (september og desember 2022 og 2023) har hatt en fortsatt økning i CPUE og endt opp på ca. 1,7 individer per teine per døgn i desember 2023. I kontrollområdene viste CPUE en klar effekt av fisket som foregår i oktober og november ved at fangster i desember var vesentlig lavere enn i september i begge kontrollområdene alle år. Desemberdataene antyder en nedgang i fangsten etter at Jetéen ble vernet (men det ble ikke fanget opp i de statistiske analysene). Dette er ikke unaturlig i og med at fiskepresset antagelig har økt ved Biologen etter at fiskerne ikke lenger kan sette teiner på Jetéen.

Det som var vel så interessant var at septemberfangstene har økt i samme periode som desemberfangstene har blitt redusert. Det vil altså si at bestanden ser ut til å være i økning selv om vårt inntrykk er at fiskepresset er relativt stort og at fangsten i desember går nedover i kontrollsonene. For å forstå hvordan det er mulig er det viktig å understreke utfordringene med forsøksfangst av hummer med standard skotteteiner. Hverken skotteteiner eller andre kjente redskaper fanger små hummer særlig effektivt, til tross for at fluktåpningene er stengt. Andelen hummer som fanges synker raskt fra 25 cm og mindre og vi fanger veldig få hummer under 20 cm. Dette er tilsvarende i andre studier med samme metodikk (se f. eks. Kleiven *m. fl.* (2017)). Det har stor betydning for hvordan dataene bør tolkes. Våre resultater av HRD-modelleringen viser da også litt andre mønstre når det gjelder utvikling i fangbar bestandsstørrelse i de tre sonene enn mønstrene vi finner for CPUE-dataene. HRD-analysene viser at det generelt, for begge kjønn, ikke skjer vesentlige populasjonsendringer fra september til desember alle årene i alle sonene. Dette kan trolig knyttes til rekruttering av små individer. På grunn av lav fangbarhet vil disse i mindre grad enn de større individene bidra til CPUE-dataene og dermed fanges ikke denne rekrutteringsprosessen opp i fangstdataene på en skikkelig måte. HRD-analysene fanger opp slike prosesser ved at (gjen)fangstsannsynligheten estimeres. Størrelsesdataene viste også en tendens til at størrelsen gikk ned i både Jetéen og Biologen (men ikke ved Askholmene), noe som støtter opp under denne hypotesen om at det skjer en rekruttering av små individer mellom september til desember. Selv om CPUE-dataene og HRD-analysene ga avvikende resultat i bestandsutvikling mellom september og desember ga begge analysene det samme totalbildet ved en generell økning i bestandsstørrelsen gjennom studieperioden, og der økningen var desidert størst i verneområdet. Den relativt sterke positive korrelasjonen ($r_p=0,94$) mellom CPUE og estimert fangbar populasjonsstørrelse indikerer da også at begge metoder synes relevante som overvåkningsmetoder som har som formål å overvåke utvikling i bestandsstørrelse.

Det er svært lite kunnskap om hummerens biologi i ung alder. Hummer oppvokst i Skottland (Lizárraga-Cubedo *m. fl.* 2003) er kjønnsmodne når ryggskjoldet er 79 og 80 mm for henholdsvis hunner og hanner (tilsvarer ca 22.5 total lengde, se regresjon for omregning i Kleiven *m. fl.* 2024), mens i Irland (Tully *m. fl.* 2001) varierer størrelsen på ryggskjoldet for kjønnsmoden hummer mellom 92-96 mm (26-27 cm total lengde). Det er lite eksakt kunnskap om hummerens alder ved kjønnsmodning, men basert på data fra hummer i oppdrett er det rundt 5-7 år (<https://nationallobsterhatchery.co.uk/lobster-biology/>). Mulig senere i ville bestander. Basert på disse dataene er det rimelig at hummeren er minimum 5 år før de fanges i teinene, kanskje vesentlig eldre. Det vil altså gå svært mange år før vi ser effekter av forvaltningstiltak i form av økte fangster i prøvefisket. Det er viktig å tolke våre data fra bare tre år med septemberfiske svært forsiktig, men det kan være at antall små hummer er i ferd med å øke.

Ser vi bakover i tid så var det et minstemål på 22 cm fram til 2008. Innføringen av dette minstemålet hadde noe effekt (Kleiven *m.fl.* 2017), men begrenset i og med at det uansett fanges lite hummer mindre enn 22 cm i teinene. Økningen av minstemål til 25 cm i 2008 har antagelig hatt langt mer å si for uttaket. Fredningen av hunner med utvendig rogn fra 2008 har antagelig også vært viktig. Med maksimumstørrelsen på 32 cm fra 2017 vil vi over tid forvente en sterkere rekruttering i og med at de store hunnhummerne kan produsere flere titusener flere larver enn yngre hummer (Agnalt 2007). Store hanner er også viktige for reproduksjonen (Sjørdalen *m. fl.* 2018). I og med at teinene i begrenset grad fanger små hummer er det mulig at den samlede effekten av tiltakene fra 2008 og 2017 først nå begynner å bli synlige i fangstene. Mer kunnskap om juvenil hummer vil være av stor forvaltningsmessig betydning, men det er avhengig at vi finner effektive fangstmetoder, noe som har vist seg svært vanskelig..

Verneområder er et viktig forvaltningstiltak for hummer. Som vi har vist i vår studie, samt i tilsvarende andre studier, fungerer stans i fisket som en svært effektiv måte for å øke bestanden innenfor verneområdene. Der er imidlertid et ønske om at disse områdene også skal bidra til å øke bestanden i omkringliggende områder, altså at verneområdene skal fungere som kilder («source areas») for totalbestanden. I og med at ikke små hummer fanges i teinene er det umulig å vurdere en rekrutteringseffekt for Jetéen, kun to år etter vern, men, som HRD-analysene indikerer, er det en betydelig rekruttering av små individer som skjer i september til desember-perioden i hele studieområdet.

Fredningsområdet i Drøbak er på kun 85 ha, noe som kan være problematisk i og med at hummer som holder til i reservatet kan bevege seg ut av reservatet og bli tilgjengelig for fangst. På den annen side så kan også hummer immigrere fra omkringliggende områder og dermed bli beskyttet mot fangst. Grensene på verneområdet på Jetéen er imidlertid i stor utstrekning satt ut til dypere områder eller inntil land, noe som reduserer problemer med at fiskere setter teiner på grensa til verneområdet.

Sammenligner vi våre fangster med fangster i andre områder så ligger Jetéen (før fredning) og Biologen på nivå med kontrollområdet på Klippeskjær ved Lindesnes (0,5-0,6 hummer per teine per 24 t) (Espeland *m. fl.* 2019). Bestandsøkningen i verneområdet ved Jetéen var langt raskere enn det som var tilfellet på Klippeskjær, hvor det tok fire år før bestanden var oppe på samme nivå vi ser på Jetéen, bare ett år etter fredning. Et annet verneområdet ved Flødevigen hadde et tilsvarende lavt utgangspunkt som vårt område ved Askeholmen og etter to år med vern så hadde dette området omtrent én hummer per teine per 24 t (Moland *m. fl.* 2013). Verneområder ved Bolærne og Kværnskjær er to områder hvor det er dokumentert stor effekt av vern (Moland *m. fl.* 2013). Etter fire år med vern hadde begge disse områdene mer enn 2,5 hummer per teine per 24 t. Området ved Bolærne er ikke helt representativt i og med at dette kun var åpnet for fiske i fra 2004 til fredning fra og med 2007. Området var tidligere militært og stengt for alt fiske. I og med at verneområdet i Jetéen nå i 2023 er oppe i CPUE på 1,7 individer per teine per 24 t i snitt, etter to år med vern, blir det spennende å følge utviklingen neste to årene for å se om også dette området kan oppnå gjennomsnittsfangster på 2,5 individer per teine per døgn.

Den første sommeren har hummerne fire pelagiske stadier av larver før den bunslår (Rötzer og Haug 2015). De første to larvestadiene flyter fritt med strømmen, mens hummerlarvene har evne til å bevege seg aktivt i de to neste. Vi har ingen kunnskap om hvor langt og effektivt hummerlarvene kan forflytte seg. Potensielt kan de drive med kyststrømmen over hele Oslofjorden, men ser en for eksempel på partikkeldriftstudier som er gjennomført med FjordOs-modellen for Oslofjorden (Hjelmervik og Kristensen 2019) kan partikler drifte fra Slagentangen til Drøbak i løpet av en måneds tid (se Figur 41 i Hjelmervik *m. fl.* (2016)). I Oslofjorden er det i hovedsak Bolærne fredningsområde (etablert i 2006 og utvidet i 2016) som kan ha bidratt med larver som har utviklet seg til fangststørrelse i teiner i Drøbakområdet i løpet av vår studie (minimum ca 20 cm total lengde). Bolærne ligger rett sør for Slagentangen, så her kan vi se for oss mulighet for drift av hummerlarver innen 1-2 måneder. Det er mulig at verneområdene Nesoddtangen (fredet i 2017) og Sandø i Færder kommune (fredet 2016) også kan ha produsert noe hummer på over 20 cm i Drøbakområdet, men alle de øvrige verneområdene i fjorden ble vernet i 2019 eller senere.

En optimistisk teori er altså at vi nå ser en effekt av tidligere vernetiltak ved at bestandsstørrelsen øker, særlig i verneområdet. Det er imidlertid viktig å understreke at det også kan være andre årsaker til en økning av mindre hummer. Oslofjorden som økosystem har endret seg vesentlig i

nyere tid. Det er mulig at disse økosystemendringene har redusert predasjonen på små hummer. Det er ingen kunnskap om populasjonsregulering av hummer, men det er overveiende sannsynlig at de pelagiske larvestadiene av hummer samt yngre årsklasser er svært utsatt for predasjon. Torskefisker, som er mulige predatorer, er betydelig redusert i denne delen av fjorden, noe som skulle tilsi en økende bestand, gitt predatorregulering. På den annen side har andre potensielle predatorer som leppefisk, særlig grønngylt (*Symphodus melops*), økt i antall i Oslofjorden (egne data; Espeland og Knutsen (2023)).

I tillegg til redusert predasjonspress kan det også være enkelte år med gode miljøbetingelse som har resultert i enkelte sterke årsklasser av hummer. I og med at vi kun har tre år hvor vi ser en økning septemberfangsten så er det mulig at dette skyldes enkelte gunstige år for klekking og overlevelse hos hummerlarver.

I motsetning til i fjor (Haugen *m. fl.* 2023) ser vi nå en endring i individstørrelse hos hummer i vernesonen i vårt materiale og dette tolker vi nok som et resultat av at Jetéen har hatt et år til med vern. Det var imidlertid bare hannene i vernesonen som har respondert med snittstørrelse nesten 3 cm større enn det de var før innføring av områdevernet. For hunnene var det små effekter, så det tyder på at det særlig er de større hannene som har spesielt god beskyttelse av områdevernet. Vi forventer en slik økning i individstørrelsen hos hummer over tid i og med at store hummer nå er fredet. Sjørdalen *m. fl.* (2022) viste at hummer vokser raskere i verneområder enn utenfor. Intuitivt så skulle man forvente at økte tettheter ville føre til redusert vekst. Sjørdalen *m. fl.* (2022) forklarer vekstforskjellene med at fangst selekterer for, dvs favoriserer, saktevoksende individer, og argumenter med at rask vekst kan være et ytterligere argument for etablering av verneområder. Vi har ikke gjennomført en analyse av hvorvidt saktevoksende individer har høyere overlevelse enn rasktvoksende. Dette vil kreve gjentatte målinger av vekst hos mange individer der dødelighet gjennom fangstsesongen så kobles til tidligere vekstmønster hos disse. Våre merke-gjenfangstanalyser viser imidlertid at dødelighet gjennom fangstsesongen er sterkt koblet til individstørrelse, men på en såkalt disruptiv måte som favoriserer, i form av overlevelse, individer som er mindre og større enn henholdsvis minstemål og maksimumsmål (Figur 5). Denne effekten var mye sterkere hos hummer i kontrollområdene (de fiskede) og spesielt hos hannene. Utenfor fiskesesongen var overlevelsen sterkt positivt korrelert med størrelse hos begge kjønn og i alle sonene, noe som peker i retning av at den naturlige overlevelsen er størst hos større individer innenfor størrelsesintervallet som fanges av teinene våre. I og med at mellomstor hummer av både hann og hunn har høyere overlevelse innenfor verneområdet enn i kontrollområdene vil vi kunne forvente at over tid vil gjennomsnittsstørrelsen øke her, men fordi også hummer større enn maksimumsmålet er vernet utenfor verneområdene er det grunn til å forvente en tilsvarende effekt også i fiskede områder, om enn med svakere/tregere respons. Det er viktig å følge opp disse seleksjonsmekanismene framover for å vurdere bidrag av de ulike vernetiltakene. Dessverre har vi ikke før-data for hummer i Drøbakområdet fra før maksimumsmål ble innført i 2017.

De foreløpige genetiske analysene viser at metodene og SNP-panelet vi har tilgjengelig vil egne seg for å kunne, med god presisjon, detektere hvorvidt amerikansk hummer har krysset seg med vår europeiske hummer i Oslofjordområdet. De epigenetiske analysene av hummervev viste at vi er på sporet av en metode som kan brukes til aldersbestemmelse av hummer, men at det fortsatt er en veg å gå for å finne ut av hvorfor analysene gir for lav alder og om dette lar seg korrigere på en pålitelig/robust måte. Metoden underestimerer alder relativt konsistent og det ser ut til at den

lineære sammenhengen mellom alder og metylering som ble påvist hos unge individer under kontrollerte forhold i Fairfield *m. fl.* (2021) ikke gjelder for eldre frittlevende individer. I sin masteroppgave prøver Erik Sandertun Røed ut noen statistiske metoder som kan brukes til å korrigere for ikke-lineariteten og resultatene forbedrer seg, men han mener at det kan være mer å hente ved maskinlæringsteknikker i tida framover (Røed 2024). Det å få på plass en ikke-skadelig metode for aldersbestemmelse vil åpne for ny kunnskap om demografien hos hummer som opp til nå har vært umulig uten å måtte drepe mange individer.

4.2 Torsk

Den svake økningen i CPUE som vi observerte hos torsk i indre fjord i perioden mellom innføring av vernetiltak i 2019 og fram til og med 2022 (Haugen *m. fl.* 2023), har falt tilbake høsten 2023 og våren 2024 til samme bunnivået som i 2020. Videre har de store og litt eldre individene som vi fant i dette området i 2022 blitt mer eller mindre borte fra fangstene i 2023 og 2024. For Drøbakområdet var fangstene i 2023 like lave som i 2022 og langt unna de høye fangsttallene fra 2021. I dette området ble det fortsatt, som i 2021 og 2022, fanget svært få individer >40 cm. I 2023 var kondisjonsfaktoren hos torsken i fangstene våre gjennomgående litt høyere enn i tidligere år, men den var fortsatt lav i alle soner, og torsk nord for Håøya (Hå-N) hadde i 2023 de laveste målte k-faktor som vi noen gang har blitt registrert i denne sonen. I sum viser disse resultatene at mye går i feil retning for fjordtorsken i Indre Oslofjord: de er få og de som er tilstede er i overveiende dårlig forfatning. Dette er tilstanden til tross for at vi er på femte år med vern av torsken mot fangst. Resultatene viser også at tilstanden hos torsken i indre fjord er svært variert i tid og rom der tilsynelatende gode tendenser ett år (f.eks. 2022) er borte året etter og relativt høye tettheter i ett område av fjorden et år (f.eks. Drøbak 2021) ikke gjenspeiles i annet område samme år. Hele torskebestanden framstår dermed som lite robust og labil.

Selv om fiske utvilsomt har vært en hovedårsak til kollapsen i torskebestanden i indre Oslofjord må vi være oppmerksomme på at også andre påvirkningsfaktorer kan være virksomme og påvirke gjenoppbyggingen av torskebestanden. Klimaendring, overgjødning, forurensing og fysiske habitatødeleggelser er alle faktorer som sammen med fiske vil påvirke mulighetene for gjenoppbygging. Som både Espeland og Knutsen (2023) og Knutsen *m. fl.* (2022a) skriver kan fravær av torskerekruitter trolig knyttes til dels temperaturutviklingen (varmere overflatevann) og tap av viktige habitater som bl.a. ålegras (*Zostera marina*) pga både nedbygging av strandsone, økt eutrofiering og tilførsel av finpartikler samt bunntråling i dypere områder. De endrede miljøforholdene har favorisert kortlevde og hurtigvoksende, trådformede algearter («lurv») på bekostning av ålegras, og tang- og tarearter, noe som også har gitt habitattap for torskerekruittene. Det kan også være at fiskeforbudet ikke er godt nok formidlet eller håndhevet og torsk fiskes fortsatt i stort nok omfang at bestanden holdes nede (se side x NRK reportasje). Videre må det på plass en målrettet vurdering av hva betydningen av dels bifangst i reketrål, dispensasjonsfiske og ulovlig fangst fra fritidsfiske betyr i denne gjenoppbyggingsfasen. Det er uansett viktig at vernetiltak fortsetter og vi mener at forslag om etablering av nullfiskesoner i fjorden som nå foreligger fra Fiskeridirektoratet er riktig veg å gå i denne situasjonen. Uavhengig hva som står bak torskens nedgang i Indre Oslofjord og Drøbak, vil fiskeforbud bidra positivt til alle de andre utfordringer torsken står ovenfor og nullfiskesoner vil være langt enklere å håndheve enn dagens vernetiltak. Vi mener at fiske etter torsk (målrettet eller som bifangst) vil være svært uheldig i Oslofjorden med dagens kritisk lave bestand av individer i dårlig forfatning og med svært lite innslag av store individer.

De reduserte fangstene fra 2022 til 2023 (og også vår 2024 i indre fjord) i spesielt sone 1 og 2 i indre fjord var ikke gjeldende for våren 2023 og sone 3 (ved Ildjernet) var langt mindre påvirket (Tabell 9). I og med at torsken i sone 1 og 2 ligger nærmest denne delen av fjordens viktigste tilførselskilde av ferskvann kan det tenkes at storflommen som fulgte med ekstremværet «Hans» (7-9 august) har hatt mest effekt på livet i disse sonene. NIVA målte stor økning i tilførsel av næringssalter (både nitrogen og fosfor), partikler og løst organisk karbon i forbindelse med denne episoden (Eikrem *m. fl.* 2024) og fjorden ble mer brunfarget enn vanlig til langt utover høsten og hadde uvanlige algeoppblomstringer på høsten. Det er uklart i hvilken grad Hans påvirket torsken i Indre Oslofjord. Men i og med at torsken allerede før Hans var i gjennomgående dårlig tilstand (lav kondisjonsfaktor) kan det tenkes at lave energireserver har gjort Oslofjordtorsken sårbar for en slik hendelse. Denne mulige Hans-effekten kom på toppen av en generell økologisk tilstandsgradient som strekker seg på tvers av fjorden fra Bærumsbassenget (hvor IF-1-sonen er lokalisert) til vestsida av Nesodden (hvor IF-3 er lokalisert). Aleksander Andersen påviste nylig en slik tilstandsgradient der sedimentene i IF-1 hadde en langt dårligere tilstand enn både IF-2 og særlig IF-3 (Andersen 2024). Særlig var den organiske belastningen i sedimentene (målt som TOC) og redoks-målingene dårlige i IF-1. Andersen fant også en klar kobling mellom de målte miljøvariablene i sedimentene og sammensetningen av mikrobiologisamfunnet i de tre sonene. Spesielt archen *Nitrosopumilus*, som oksiderer ammonium i fiksering av karbon og er en viktig produsent av en rekke vitaminer, blant annet vitaminet B12 (Qin *m. fl.* 2017), var lite forekommende i IF-1, men betydelig mer forekommende i både IF-2, og særlig IF-3. Tilsvarende var archen *Sulfurovum* langt mer forekommende i IF-1 og lite forekommende i IF-3. Denne archen er ikke vitaminproduserende og trives godt i anoksiske forhold der den respirerer gjennom å oksidere svovelforbindelser. Andersen fant imidlertid kun svake korrelasjoner mellom torskens kondisjonsfaktor og de målte miljøvariablene og mikrobiologisamfunnet. Det skal imidlertid sies at Andersens studie i utgangspunktet ikke var designet for dette formålet og han foreslo at det bør gjennomføres mer detaljerte studier med et målrettet design. Kanskje er også kondisjonsfaktor (eller lengde-justert vekt) en inadekvat responsvariabel for å måle effekter av miljøstress. I 2024 vil vi følge opp disse miljøstudiene ved å ta i bruk mer målrettede responsvariabler som eksplisitt kan kobles til både kronisk og akutt stressfysiologi der vi både måler kortisol og kortison fra skjellprøver og slimprøver hos fisken (Arumairasa 2022). Vi vil i tillegg ta blodprøver av bedøvet fisk (som skal merkes med akustiske merker) gjennom kaudalvenen for måling av generell blodfysiologi og vitaminnivåer. Enkelte individer tas også biopsiprøver av for måling av miljøgifter og til slutt vil all torsk gjennomgå en ultralydscanning der både kjønn bestemmes samt leverdiameter måles (Haugen *m. fl.* 2009). Gjennom disse undersøkelsene håper vi å få mer informasjon om årsakssammenhenger mellom Oslofjordtorskens levemiljø og dens fysiologiske tilstand.

For å bedre forstå Oslofjordtorskens habitatbruk og eksponering til miljøgradientene som er i fjorden vil vi i årene som kommer gjennomføre telemetristudier av juvenile og eldre torsk. Ved å bruke akustiske sendere av samme type som vi tidligere har gjort i indre Oslofjord (Ilestad *m. fl.* 2012; Bøe 2013) vil vi undersøke torskens bevegelser, habitatbruk og overlevelse under de rådende miljøforhold, og nå ved bruk av bedre posisjoneringsrutiner og større størrelsesspekter av merker slik at individer helt ned 17 cm størrelse (0-1-gruppe) kan studeres. Som nevnt, vil det også legges større vekt på prøvetaking av fysiologiske variabler som kan gi informasjon om torsken fysiologiske tilstand og stressfysiologi. Som del av innsamlingsrutinene våre samler vi alltid inn vev fra torsk for framtidige genetiske analyser. Vi har nå vevsprøver fra mange år. Disse bør nå analyseres slik at vi får oversikt over den populasjonsgenetiske tilstanden for Oslofjordtorsken med fokus på nøkkelparametere som effektiv populasjonsstørrelse, innavlsgrad og genetisk variasjon og genetisk drift. De gjennomgående lave fangsttallene over flere år peker i retning av en vedvarende liten

torskepopulasjon. Dette gjør Oslofjordtorsken sårbar for tap av genetisk variasjon knyttet til lokale tilpasninger til fjordmiljøet gjennom genetisk drift (dvs genetiske endringer ved tilfeldigheter). Små populasjoner er også langt mer sårbare for utryddelse gjennom tilfeldige hendelser som for eksempel ugunstige miljøforhold og fordi populasjonen har både lav motstandskraft og liten evne til å gjenoppbygge seg igjen etter en katastrofe (lav resilience). Det vil være viktig å nå få en oversikt over den genetiske tilstanden og kanskje også allerede nå igangsette planlegging av en genetisk bevaringsaksjon gjennom f.eks. etablering av levende genbank for den lokale Oslofjordtorsken. NMBU, i samarbeid med blant annet UiO og NIVA, har flere søknader og initiativ til vurdering der genetiske analyser av torsken i indre Oslofjord som vi håper vil bære frukter slik at denne viktige informasjonen kan bli brakt på banen.

Det er ikke blitt foretatt aldersbestemmelse av skjell som er samlet fra torsk i 2023 og 2024, men dette vil gjennomføres i 2024/2025. I og med at det ble fanget svært få større individer høst 2023 og vår 2024 kan det tyde på at eldre fisk som vi rapporterte for 2022 (Haugen *m. fl.* 2023) enten er døde eller vandret ut av systemet. Som rapportert for 2022 var det mye som tydet på at de eldre individene vi fanget da hadde dårlig individvekst (Clausen 2023). Den lave vekstraten hos torsken fra de indre sonene i Oslofjorden harmonerer med de lave kondisjonsfaktorene finner hos torsken i denne delen av fjorden. Gjennomgående veide torsk fra denne delen av fjorden mindre enn hva skal forvente for torsk fra Skagerrak og nord-øst-Atlanteren ved samme størrelse (Rätz og Lloret 2003). Den dårlige tilstanden til torsken i indre fjord kan kanskje være forklaringa på hvorfor en enkelthendelse som «Hans» får uforholdsmessig stor effekt på en fiskeart som normalt ville tålt en slik episode. Det at torsken vokser dårlig og/eller ikke blir gammel er dårlig nytt da viktige økologiske funksjoner hos eldre torsk i stor grad er knyttet til deres størrelse, både i form av deres regulerende mekanisme som topp-predatorer og viktige tilleggseffekter fra store hunner (større egg og relativt flere egg) i mindre grad slår inn som mekanisme i populasjonsveksten (Barneche *m. fl.* 2018). Infantes *m. fl.* (2016) viser i en svensk studie at torsk som topp-predator blant annet er med på regulere strandkrabbestanden slik at disse i mindre grad beiter ned både isopoder og amfipoder som beiter på påvekstalg og trådformede epifyttalger (som blant annet danner «lurv» Rinde *m. fl.* (2024) – se også Hootsmans og Vermaat (1985) for betydning av epifyttbeiting). Samme studie viser også at strandkrabbene er de viktigste konsumentene av ålegrasfrø. Konsekvensen dersom torsk blir færre er redusert forekomst av viktige ålegrasenger, som utgjør oppveksthabitat for bl.a. torskkeyngel, gjennom at lurv vokser over ålegraset samt at færre ålegrasfrø får spire på grunn av en økende bestand av strandkrabber. En tidligere studie, også fra Sverige, viste tilsvarende kaskadeeffekter. Dersom amfipodebeitende fisk (her ulkefisker) ble tatt ut av eksperimentet mangedoblet amfipodetettheten seg og påvekstalgene (herunder trådformede epifyttalger) ble svært redusert (Moksnes *m. fl.* 2008). I samme forsøk fant de at tilstedeværelse av (ganske få) ulkefisk effektivt beitet ned amfipodene og det ble en sterk økning i påvekstalgene. Kun en midlertidig økning i påvekstalgene ble funnet når kun næringsstoffer ble tilsatt i eksperimentet. Forfatterne konkluderte med at økt forekomst av påvekstalger og reduksjon av ålegras, i betydelig grad kan kobles til lave forekomster av topp-predatorer som torsk. Disse eksperimentene viser at torsk har nøkkelfunksjoner i våre kystøkosystemer og at overbeskatning ikke bare har effekter på torskebestanden i seg selv, men også kan få økosystemeffekter.

Oslofjordens problemfaktorer er godt kjente og dokumenterte (Moland *m. fl.* 2021b) og innarbeidet som mål i regjeringens tiltaksplan for Oslofjorden

(<https://www.regjeringen.no/contentassets/7e80a758716344cbbb97adc5c7c27f18/t-1571b.pdf>).

Selv om Oslofjorden mottar økende mengder næringsalter har dette noe overraskende ikke slått ut

i store endringer i det pelagiske algesamfunnet da forholdene har holdt seg stabile for disse siden starten av 2000-tallet. NIVA konkluderer med at forholdene ikke er tilfredsstillende når det gjelder planktonsamfunnene, men man er ikke langt unna målsetningen om god vannkvalitet (Staalstrøm *m. fl.* 2022). Situasjonen er imidlertid en helt annen når det gjelder de litorale bentiske habitatene med tang og ålegras. Her har det vært en klar negativ utvikling (Rinde *m. fl.* 2021). En tredjedel av ålegrasengene i Indre Oslofjord har fått en forverret helsetilstand pga. nedgroing med lurv de siste 10 årene (Staalstrøm *m. fl.* 2022). I den nye risikovurderingsrapporten fra Havforskningsinstituttet gjennomgås de ulike pressfaktorene på en systematisk måte pekes høsting ut som den viktigste økologiske risikoutfordringen for ytre Oslofjord (Aarflot *m. fl.* 2024). Rapporten finner at høsting, miljøgifter, mikroplast, fysisk påvirkning og næringsalter er de fem påvirkningene som gir størst bidrag til risiko ut fra en samlet påvirkning. I sum bidrar disse til over 70 % av den totale risikoscoren for området. Av enkeltfaktorene er høsting som bidrar mest til risikoen. En tilsvarende risikovurdering er ikke gjennomført for Indre Oslofjord. Vi vet fra studier i utlandet og på Sørlandet at spesielt fritidsfiske kan ha stor betydning (Kleiven *m. fl.* 2016). Naturlig dødelighet grunnet predasjon, konkurranse med andre fiskearter, og variasjon i matfatet har torsken levd med i all tid. I og med at predasjon fra skarv har vært vist å ha effekt lokalt i områder som i Hvaler (Moland *m. fl.* 2021b), er det mulig at skarv også kan ha bidratt til torskekollapsen i Indre Oslofjord. Fritidsfisket har endret seg mye i Indre Oslofjord de siste årene, og dette kan vi gjøre noe med. Estimer fra spørreundersøkelser foretatt av NMBU i 2014 og 2015 viste at i størrelsesorden 130 000 fritidsfiskere fisket i indre Oslofjord minst én gang årlig (Holter 2015). Det hjelper ikke med forvaltningstiltak/restriksjoner dersom informasjonen ikke når ut til fiskerne og dersom brudd på fangstforbudet ikke får konsekvenser. Vi vet dessverre lite om disse samfunnsmessige aspektene ved vernetiltakene, men i en studie vi har gjennomført på fritidsfisking i sjøen sammen med HI i 2017, var det kun 20 % av fritidsfiskere som kunne svare riktig om minstemål på torsk (egne upubliserte data).

4.3 Samlet vurdering

Vernetiltaket for hummer i Drøbak ha vist seg effektivt i og med at tettheten av hummer har fortsatt å øke i verneområdet og er nå nesten tredoblet siden innføring av områdevernet. Vi ser at det blir flere store hannhummere i vernesonen enn utenfor, men fortsatt liten effekt på hunner. Våre septemberfangster ser imidlertid ut til å øke for alle sonene, til tross for betydelig beskatning (reduerte desemberfangster). Økningen i septemberfangstene skyldes i hovedsak at vi får flere små hummer (<25 cm) både i kontrollområdene og i vernesona. En mulig forklaring er at tidligere vernetiltak andre steder i fjorden nå begynner å vise seg i våre fangster i Drøbak.

Utviklinga i torskefangstene har vært nedslående etter de svakt positive signalene vi rapporterte for 2022. Det er derfor lite som tyder på at de rådende vernetiltakene er tilstrekkelige for gjenoppbygging av bestanden. Vår forskergruppe ferdes mye på Oslofjorden og vi ser stadig eksempler på fiske og fangst av torsk i perioder og områder hvor det ikke lenger er lov å fiske. Det er på det rene at det ikke er tilstrekkelig informasjon og håndheving av de innførte vernetiltakene. Så her må det enten gås inn med mer innsats og penger fra forvaltningens side eller så må mer omfattende vern innføres som er lettere å håndheve. Vi mener innføring av nullfiskesoner i fjorden kan være en veg å gå og stiller oss positive til Fiskeridirektoratets forslag til tiltak relater til fiske i Oslofjorden, spesielt alternativ 3, til Nærings- og fiskeridepartementet. Når dette er sagt, vil vi peke på at Oslofjordens økosystem, i tillegg til fiske, er under påvirkning fra fire sterke eksterne stressfaktorer: klimaendringer, overgjødning, miljøgifter og fysiske forstyrrelser

(strandsoneutbygging, mudring mm). Det at torsken har respondert såpass lite til fem år med vern, om enn kanskje ikke så kraftig vern som intendert, viser at videre arbeid med disse fire andre stressfaktorene er vel så viktig som fiskerestriksjonene. Gjenoppbygging av torskebestanden i fjorden vil ta mange år selv med fravær av fiske, men det vil sannsynligvis gå raskere dersom miljøforholdene er gode. Her er det viktig å legge til rette for alle gode krefter og initiativ som arbeider for vann- og avløp og vassdragstiltak som reduserer tilførsel av næringssalter, organisk materiale og finpartikler framover.

5 Referanser

- Agnalt, A.-L. 2007. Fecundity of the European lobster (*Homarus gammarus*) off southwestern Norway after stock enhancement: do cultured females produce as many eggs as wild females? *ICES Journal of Marine Science* 65:164-170.
- Akaike, H. 1974. A new look at the statistical model identification. *IEEE Transactions on Automatic Control* 19:716-723.
- Andersen, A. 2024. Gradient i torskens (*Gadus morhua*) kondsjonsfaktor, miljøvariable og mikrobiota (med fokus på slektene *Nitrosopomilus* og *Sulfurovum*) i indre Oslofjord samt effekt av miljøvariable og mikrobiota på torskens lengde-justerte vekt, Norwegian University for Life Sciences. 100 sider.
- Arumairasa, I. M. 2022. Kvantitativ analyse av kortisol og kortison ved LC-HRMS i Atlantisk laks (*Salmo salar*), og sammenlikning av analysedata mellom LC-HRMS og ELISA. MSc, Norwegian University of Life Sciences (NMBU). 121 sider.
- Bagenal, T. B., og F. W. Tesch. 1978. Age and growth, Side: 101-136 i T. B. Bagenal (red.) *Methods for Assessment of Fish Production in Freshwaters*. Oxford, Blackwell Scientific Publications Ltd.
- Barneche, D. R., D. R. Robertson, C. R. White, og D. J. Marshall. 2018. Fish reproductive-energy output increases disproportionately with body size. *Science* 360:642-645.
- Bates, D., M. Maechler, B. Bolker, og S. Walker. 2015. Fitting Linear Mixed-Effects Models using lme4. *Journal of Statistical Software* 67:1-48.
- Brooks, M. E., K. Kristensen, K. J. van Benthem, A. Magnusson, C. W. Berg, A. Nielsen, H. J. Skaug et al. 2017. Modeling zero-inflated count data with glmmTMB. *bioRxiv*:132753.
- Burnham, K. P., og D. R. Anderson. 2002, *Model Selection and Multimodel Inference: A practical information-theoretic approach*. New York, Springer Verlag.
- Bøe, K. 2013. You are what you get caught with : inter-individual variation in coastal Atlantic cod behaviour. MSc thesis, Norwegian University of Life Sciences. 50 sider.
- Clausen, F. N. 2023. Catch per unit effort and population structure of Atlantic cod, *Gadus morhua*, in the Inner Oslofjord during a catch ban period, Norwegian University for Life Sciences. 51 sider.
- Eikrem, W., L. Valestrand, M. Norli, E. T. Harvey, og P. Saesin. 2024. Årsovervåkning med FerryBox og satellittdata- Indre Oslofjord 2023 - Datarapport. NIVA-rapport Nr: 7972-2024. Oslo, Norsk institutt for vannforskning. 23 sider (<https://hdl.handle.net/11250/3128068>)
- Ellis, C. D., T. L. Jenkins, L. Svanberg, S. P. Eriksson, og J. R. Stevens. 2020. Crossing the pond: genetic assignment detects lobster hybridisation. *Scientific Reports* 10:7781.
- Espeland, S. H., A. R. Kleiven, H. Sannæs, og P. J. N. Kleiven. 2019. Aktiv forvaltning av marine ressurser – lokalt tilpasset forvaltning: LINDESNES. Rapport fra havforskningen Nr: 2019-12. IMR, Havforskningsinstituttet. 33 sider (<https://www.hi.no/templates/reporteditor/report-pdf?id=17552&09508885>)
- Espeland, S. H., og H. Knutsen. 2023. Rapport fra høstundersøkelsene med strandnot i indre og ytre oslofjord 2022. Rapport fra havforskningen Nr. IMR, Havforskningsinstituttet. 23 sider (<http://www.indre-oslofjord.no/uploads/HstunderskelsenemedstrandnotiOslofjorden2022.pdf>)
- Fairfield, E. A. 2021. Ageing the unageable: investigating novel methods of ageing crustaceans, University of East Anglia. 214 sider.
- Fairfield, E. A., D. S. Richardson, C. L. Daniels, C. L. Butler, E. Bell, og M. I. Taylor. 2021. Ageing European lobsters (*Homarus gammarus*) using DNA methylation of evolutionarily conserved ribosomal DNA. *Evolutionary Applications* 14:2305-2318.
- Fernández-Chacón, A., L. Buttay, E. Moland, H. Knutsen, og E. M. Olsen. 2021. Demographic responses to protection from harvesting in a long-lived marine species. *Biological Conservation* 257:109094.

- Ferter, K., M. S. Weltersbach, O.-B. Humborstad, P. G. Fjellidal, F. Sambraus, H. V. Strehlow, og J. H. Vølstad. 2015. Dive to survive: effects of capture depth on barotrauma and post-release survival of Atlantic cod (*Gadus morhua*) in recreational fisheries. *ICES Journal of Marine Science* 72:2467-2481.
- Gederaas, L., T. L. Moen, S. Skjelseth, og L.-K. Larsen. 2012. Alien species in Norway : with the Norwegian black listagn: 2012, Pages 216. Trondheim, The Norwegian Biodiversity Information Centre.
- Haugen, T. O., J. E. Colman, og S. R. Moe. 2023. Torsk og hummer i indre Oslofjord: Effekter av vernetiltak. MINA Fagrappport Nr: 83. Ås, Norges miljø- og biovitenskapelige universitet. 36 sider (https://static02.nmbu.no/mina/publikasjoner/mina_fagrappport/pdf/mif83.pdf)
- Haugen, T. O., C. Knight, T. Rosten, A. Karlsson, og T. Kristensen. 2009. Velferdsmessige aspekter av forrestriksjon for villfanget torsk. NIVA-report Nr: 5780-2009. Oslo, NIVA. 86 sider
- Hjelmervik, K., N. M. Kristensen, L. P. Røed, og A. Staalstrøm. 2016. Evaluation of the FjordOs-model. MET-report Nr: No. 11/2017. Oslo, Norwegian Meteorological Institute. 76 sider (https://www.met.no/publikasjoner/met-report/met-report-2017/_attachment/download/5182c25a-35e9-429b-9ba3-299e0499f1c6:0558d4e7b1a3bde7420a826f326d7ac562c3872c/Valideringsrapport_v1.pdf)
- Hjelmervik, K. B., og N. M. Kristensen. 2019, The Oslo fjord ocean model: communication and applications OCEANS 2019 - Marseille:1-5.
- Holter, T. 2015. Fritidsfiske i Indre Oslofjord - verdi, fangst og omfang. BSc-thesis, NMBU. 34 sider.
- Hootsmans, M. J. M., og J. E. Vermaat. 1985. The effect of periphyton-grazing by three epifaunal species on the growth of *Zostera marina* L. under experimental conditions. *Aquatic Botany* 22:83-88.
- Huggins, R. M. 1989. On the statistical analysis of capture-recapture experiments. *Biometrika* 76:133-140.
- Huntsberger, C. J., R. Kilada, W. G. Ambrose, og R. A. Wahle. 2020. Age-at-size relationships of the American lobster (*Homarus americanus*) from three contrasting thermal regimes using gastric mill band counts as a direct aging technique. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 77:1733-1740.
- Husa, V., A.-L. Agnalt, J. H. H. Berntsen, T. Falkenhaus, F. Fossøy, E. Forsgren, E. S. Grefsrud et al. 2022. Alien marine species in Norway - Mapping, monitoring and assessment of vectors for introductions. Rapport fra havforskningen Nr: 2022-8, Havforskningsinstituttet. 107 sider (<https://imr.brage.unit.no/imr-xmlui/handle/11250/2997029>)
- Ilestad, A.-M., T. O. Haugen, og J. E. Colman. 2012. Differential habitat use between adult European sea bass (*Dicentrarchus labrax*) and North Atlantic cod (*Gadus morhua*) in the inner Oslo fjord: Influence of abiotic environmental variables, Side: 265–288 i J. McKenzie, B. Parsons, A. Seitz, R. K. Kopf, M. Mesa, og Q. Phelps (red.) *Advances in Fish Tagging and Marking Techniques*, American Fisheries Society.
- Infantes, E., C. Crouzy, og P.-O. Moksnes. 2016. Seed Predation by the Shore Crab *Carcinus maenas*: A Positive Feedback Preventing Eelgrass Recovery? *PLOS ONE* 11:e0168128.
- Jenkins, T. L., C. D. Ellis, og J. R. Stevens. 2019. SNP discovery in European lobster (*Homarus gammarus*) using RAD sequencing. *Conservation Genetics Resources* 11:253-257.
- Kellner, J. B., I. Tetreault, S. D. Gaines, og R. M. Nisbet. 2007. FISHING THE LINE NEAR MARINE RESERVES IN SINGLE AND MULTISPECIES FISHERIES. *Ecological Applications* 17:1039-1054.
- Kilada, R., A.-L. Agnalt, N. Hammeken Arboe, S. Bjarnason, A. Burmeister, E. Farestveit, Ó. S. Gíslason et al. 2015. Feasibility of using Growth Band Counts in Age Determination of Four Crustacean Species in the Northern Atlantic. *Journal of Crustacean Biology* 35:499-503.
- Kleiven, A. R., A. Fernandez-Chacon, J.-H. Nordahl, E. Moland, S. H. Espeland, H. Knutsen, og E. M. Olsen. 2016. Harvest Pressure on Coastal Atlantic Cod (*Gadus morhua*) from Recreational Fishing Relative to Commercial Fishing Assessed from Tag-Recovery Data. *PLOS ONE* 11:e0149595.

- Kleiven, A. R., E. Moland, T. K. Sørtdalen, S. H. Espeland, og G. I. van der Meeren. 2017. Evaluering av effekten av forvaltningstiltak på hummer og forslag til tiltak. Rapport fra havforskningen Nr: Nr. 15 - 2017. Havforskningsinstituttet, Havforskningsinstituttetsider
- Knutsen, H., S. H. Espeland, og E. Molan. 2022a. Evaluering av tiltak for vern av kysttorsk i sør innført juni 2019. Rapport fra havforskningen Nr: 2022-48. IMR, Havforskningsinstituttet. 20 sider (<https://www.hi.no/templates/reporteditor/report-pdf?id=66438&76268652>)
- Knutsen, J. A., A. R. Kleiven, E. M. Olsen, H. Knutsen, S. H. Espeland, T. K. Sørtdalen, S. H. Thorbjørnsen et al. 2022b. Lobster reserves as a management tool in coastal waters: Two decades of experience in Norway. *Marine Policy* 136:104908.
- Lebreton, J. D., K. P. Burnham, J. Clobert, og D. R. Anderson. 1992. Modeling survival and testing biological hypotheses using marked animals - a unified approach with case-studies. *Ecological Monographs* 62:67–118.
- Lizárraga-Cubedo, H. A., I. Tuck, N. Bailey, G. J. Pierce, og J. A. M. Kinnear. 2003. Comparisons of size at maturity and fecundity of two Scottish populations of the European lobster, *Homarus gammarus*. *Fisheries Research* 65:137-152.
- Lüdecke, D., M. S. Ben-Shachar, I. Patil, P. Waggoner, og D. Makowski. 2021. performance: An R Package for Assessment, Comparison and Testing of Statistical Models. *Journal of Open Source Software* 6:3139.
- Moksnes, P.-O., M. Gullström, K. Tryman, og S. Baden. 2008. Trophic cascades in a temperate seagrass community. *Oikos* 117:763-777.
- Moland, E., A. Fernández-Chacón, T. K. Sørtdalen, D. Villegas-Ríos, S. H. Thorbjørnsen, K. T. Halvorsen, M. Huserbråten et al. 2021a. Restoration of Abundance and Dynamics of Coastal Fish and Lobster Within Northern Marine Protected Areas Across Two Decades. *Frontiers in Marine Science* 8.
- Moland, E., E. Moland Olsen, H. Knutsen, J. A. Knutsen, S. E. Enersen, C. André, og N. C. Stenseth. 2011a. Activity patterns of wild European lobster *Homarus gammarus* in coastal marine reserves: implications for future reserve design. *Marine Ecology Progress Series* 429:197-207.
- Moland, E., E. M. Olsen, K. Andvord, J. A. Knutsen, og N. C. Stenseth. 2011b. Home range of European lobster (*Homarus gammarus*) in a marine reserve: implications for future reserve design. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 68:1197-1210.
- Moland, E., E. M. Olsen, H. Knutsen, P. Garrigou, S. H. Espeland, A. R. Kleiven, C. André, og J. A. Knutsen. 2013. Lobster and cod benefit from small-scale northern marine protected areas: inference from an empirical before–after control-impact study. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 280:20122679.
- Moland, E., A.-E. Synnes, L.-J. Naustvoll, C. B. Freitas, K. M. Norderhaug, J. Thormar, M. Biuw et al. 2021b. Krafttak for kysttorsken - Kunnskap for stedstilpasset gjenoppbygging av bestander, naturtyper og økosystem i Færder- og Ytre Hvaler nasjonalparker. Rapport fra havforskningen Nr: 2021-2. Havforskningsinstituttet, Havforskningsinstituttet. 51 sider (<https://www.hi.no/templates/reporteditor/report-pdf?id=40644&77606564>)
- Nillos Kleiven, P. J., S. H. Espeland, E. M. Olsen, R. A. Abesamis, E. Moland, og A. R. Kleiven. 2019. Fishing pressure impacts the abundance gradient of European lobsters across the borders of a newly established marine protected area. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 286:20182455.
- Qin, W., K. R. Heal, R. Ramdasi, J. N. Kobelt, W. Martens-Habbena, A. D. Bertagnolli, S. A. Amin et al. 2017. *Nitrosopumilus maritimus* gen. nov., sp. nov., *Nitrosopumilus cobalaminigenes* sp. nov., *Nitrosopumilus oxyclinae* sp. nov., and *Nitrosopumilus ureiphilus* sp. nov., four marine ammonia-oxidizing archaea of the phylum Thaumarchaeota. *Int J Syst Evol Microbiol* 67:5067-5079.

- Rinde, E., T. Bekkby, K. Ø. Kvile, G. S. Andersen, M. S. Brkljacic, M. Anglès d'Auriac, H. C. Christie et al. 2021. Kartlegging av et utvalg marine naturtyper i Oslofjorden. NIVA-rapport Nr: 7605-2021. Oslo, Norsk institutt for vannforskning. 74 sider
- Rinde, E., J. K. Gitmark, M. R. Kile, S. R. Moy, C. W. Fagerli, og T. Bekkby. 2024. Hva er lurv? Er all lurv indikator for dårlig økologisk tilstand? NIVA-rapport Nr: 7968-2024. Oslo, Norsk institutt for vannforskning. 24 sider (<https://hdl.handle.net/11250/3145793>)
- Rätz, H.-J., og J. Lloret. 2003. Variation in fish condition between Atlantic cod (*Gadus morhua*) stocks, the effect on their productivity and management implications. *Fisheries Research* 60:369-380.
- Røed, E. S. 2024. Evaluating genetic tools to inform conservation efforts for the nationally red-listed European lobster (*Homarus gammarus*). MSc-thesis, NMBU. 67 sider.
- Rötzer, M. A. I. N., og J. T. Haug. 2015. Larval Development of the European Lobster and How Small Heterochronic Shifts Lead to a More Pronounced Metamorphosis. *International Journal of Zoology* 2015:345172.
- Sheehy, M. R. J., P. M. J. Shelton, J. F. Wickins, M. Belchier, og E. Gaten. 1996. Ageing the European lobster *Homarus gammarus* by the lipofuscin in its eyestalk ganglia. *Marine Ecology Progress Series* 143:99-111.
- Ski, S. A. 2013. Demografi, populasjonsstørrelse og vandringer hos atlantisk torsk (*Gadus morhua*) i indre Oslofjord : en merke-gjenfangststudie, UMB. 45 sider.
- Stringer, A., og B. Bilodeau. 2022. Fitting generalized linear mixed models using adaptive quadrature. arXiv preprint arXiv:2202.07864.
- Staalstrøm, A., G. S. Andersen, M. Walday, A. Engesmo, S. Gran, og T. Harvey. 2022. Undersøkelse av hydrografiske og biologiske forhold i Indre Oslofjord - Årsrapport 2021. NIVA-rapport Nr: 7771-2022, NIVA. 144 sider (<https://niva.brage.unit.no/niva-xmlui/handle/11250/3025802>)
- Sørdalen, T. K., K. T. Halvorsen, H. B. Harrison, C. D. Ellis, L. A. Vøllestad, H. Knutsen, E. Moland, og E. M. Olsen. 2018. Harvesting changes mating behaviour in European lobster. *Evolutionary Applications* 11:963-977.
- Sørdalen, T. K., K. T. Halvorsen, og E. M. Olsen. 2022. Protection from fishing improves body growth of an exploited species. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 289:20221718.
- Thatcher, H., T. Stamp, D. Wilcockson, og P. J. Moore. 2023. Residency and habitat use of European lobster (*Homarus gammarus*) within an offshore wind farm. *ICES Journal of Marine Science* 80:1410-1421.
- Thimamontri, J. 2015. Fritidsfisket i indre Oslofjord : økonomisk verdsetting av fritidsfisket, segmentering av fritidsfiskerne etter motivasjon og holdninger til forvaltningstiltak. MSc, NMBU. 91 sider.
- Tully, O., V. Roantree, og M. Robinson. 2001. Maturity, fecundity and reproductive potential of the European lobster (*Homarus gammarus*) in Ireland. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 81:61-68.
- Uglem, I., M. Belchier, og T. Svåsand. 2005. Age Determination of European Lobsters (*Homarus Gammarus* L.) by Histological Quantification of Lipofuscin. *Journal of Crustacean Biology* 25:95-99.
- Vold, M. 2022. Short-term effects of a marine sanctuary on the local lobster population in the Oslo fjord, Norway, Norwegian University for Life Sciences. 27 sider.
- Vølstad, J. H., M. Christman, K. Ferter, A. R. Kleiven, H. Otterå, Ø. Aas, R. Arlinghaus et al. 2019. Field surveying of marine recreational fisheries in Norway using a novel spatial sampling frame reveals striking under-coverage of alternative sampling frames. *ICES Journal of Marine Science*.
- White, G. C., og K. P. Burnham. 1999. Program MARK: survival estimation from populations of marked animals. *Bird Study* 46:120-139.

- Wiig, J. R., E. Moland, T. O. Haugen, E. M. Olsen, og J. M. Jech. 2013. Spatially structured interactions between lobsters and lobster fishers in a coastal habitat: fine-scale behaviour and survival estimated from acoustic telemetry. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 70:1468-1476.
- Zuur, A. F., E. N. Ieno, N. Walker, A. A. Saveliev, og G. M. Smith. 2009, *Mixed Effects Models and Extensions in Ecology with R*. New York, Springer.
- Aarflot, J. M., L.-J. Naustvoll, F. Moy, K. M. Norderhaug, F. Berg, C. Kvamme, G. Sjøvik et al. 2024. Pilotprosjekt for vurdering av samlet påvirkning i Oslofjorden – ytre del. Rapport fra havforskningen Nr: 2024-15, Havforskningsinstituttet. 83 sider (<https://hi.no/hi/nettrapper/rappport-fra-havforskningen-2024-15>)

6 Vedlegg

Tabell S1. Estimerte fangstsannsynligheter fra utvalgt RDH-modell. Tallene er på reell skala: daglig sannsynlighet for å fange en hummer for første gang i løpet av primærrunde. IE=ikke estimérbar.

| Runde | Kjønn | Sone | Est | SE |
|--------|-------|-----------------|-------|-------|
| Sep-20 | Hunn | ASKHOLMENE (NE) | 0.112 | 0.100 |
| Sep-20 | Hunn | JETÉEN (M) | 0.050 | 0.034 |
| Sep-20 | Hunn | BIOLOGEN (S) | 0.104 | 0.038 |
| Sep-20 | Hann | ASKHOLMENE (NE) | | IE |
| Sep-20 | Hann | JETÉEN (M) | 0.050 | 0.024 |
| Sep-20 | Hann | BIOLOGEN (S) | 0.077 | 0.041 |
| Sep-21 | Hunn | ASKHOLMENE (NE) | | IE |
| Sep-21 | Hunn | JETÉEN (M) | 0.044 | 0.022 |
| Sep-21 | Hunn | BIOLOGEN (S) | 0.090 | 0.030 |
| Sep-21 | Hann | ASKHOLMENE (NE) | | IE |
| Sep-21 | Hann | JETÉEN (M) | 0.034 | 0.015 |
| Sep-21 | Hann | BIOLOGEN (S) | 0.036 | 0.018 |
| Des-21 | Hunn | ASKHOLMENE (NE) | 0.018 | 0.018 |
| Des-21 | Hunn | JETÉEN (M) | 0.014 | 0.008 |
| Des-21 | Hunn | BIOLOGEN (S) | 0.055 | 0.017 |
| Des-21 | Hann | ASKHOLMENE (NE) | | IE |
| Des-21 | Hann | JETÉEN (M) | 0.029 | 0.010 |
| Des-21 | Hann | BIOLOGEN (S) | 0.016 | 0.009 |
| Sep-22 | Hunn | ASKHOLMENE (NE) | 0.044 | 0.026 |
| Sep-22 | Hunn | JETÉEN (M) | 0.041 | 0.011 |
| Sep-22 | Hunn | BIOLOGEN (S) | 0.117 | 0.030 |
| Sep-22 | Hann | ASKHOLMENE (NE) | | 0.074 |
| Sep-22 | Hann | JETÉEN (M) | 0.049 | 0.010 |
| Sep-22 | Hann | BIOLOGEN (S) | 0.041 | 0.016 |
| Des-22 | Hunn | ASKHOLMENE (NE) | 0.010 | 0.010 |
| Des-22 | Hunn | JETÉEN (M) | 0.030 | 0.007 |
| Des-22 | Hunn | BIOLOGEN (S) | 0.027 | 0.011 |
| Des-22 | Hann | ASKHOLMENE (NE) | | 0.019 |
| Des-22 | Hann | JETÉEN (M) | 0.035 | 0.006 |
| Des-22 | Hann | BIOLOGEN (S) | 0.028 | 0.011 |
| Sep-23 | Hunn | ASKHOLMENE (NE) | 0.067 | 0.029 |
| Sep-23 | Hunn | JETÉEN (M) | 0.046 | 0.009 |
| Sep-23 | Hunn | BIOLOGEN (S) | 0.038 | 0.014 |
| Sep-23 | Hann | ASKHOLMENE (NE) | | 0.017 |
| Sep-23 | Hann | JETÉEN (M) | 0.063 | 0.009 |
| Sep-23 | Hann | BIOLOGEN (S) | 0.102 | 0.023 |
| Des-23 | Hunn | ASKHOLMENE (NE) | 0.014 | 0.010 |
| Des-23 | Hunn | JETÉEN (M) | 0.038 | 0.007 |
| Des-23 | Hunn | BIOLOGEN (S) | 0.009 | 0.005 |
| Des-23 | Hann | ASKHOLMENE (NE) | | 0.013 |
| Des-23 | Hann | JETÉEN (M) | 0.047 | 0.007 |
| Des-23 | Hann | BIOLOGEN (S) | 0.014 | 0.007 |

