

# Kvantifisering av utkast i det sørlige, norske rekefisket

av

Emilie Rathe Knutsen



## Masteroppgave i havbruk og sjømat

### Veiledere:

Guldborg Søvik<sup>1</sup>

Kjell H. Nedreaas<sup>1</sup>

Tom Clegg<sup>1</sup>

Terje Jørgensen<sup>1</sup>

Olafur A. Ingolfsson<sup>1</sup>

Arill Engås<sup>1,2</sup>

Institutt for biovitenskap,  
**UNIVERSITETET I BERGEN**

Juni 2022

---

<sup>1</sup> Havforskningsinstituttet

<sup>2</sup> Universitetet i Bergen

# FORORD

Aller først må jeg uttrykke min største takknemlighet for støtte og veiledning fra mine veiledere. Takk til hovedveileder Guldborg Søvik (Havforskningsinstituttet) for utallige gjennomlesinger og konstruktive tilbakemeldinger. Takk også for gode samtaler underveis i masterprosjektet, både faglige og personlige. En stor takk til doktorgradsstipendiat Tom Clegg (Havforskningsinstituttet) for hjelp med spørsmål om statistikk og metoder i oppgaven, og spesielt takk for veiledning i programmeringsprogrammet R. Takk til Sofie Gundersen (Havforskningsinstituttet) for hjelp med uthenting av data, og for å svare på alle spørsmål omhandlende dataen. Takk til HI og mannskapet på det innleide fartøyet for at jeg fikk være med på tokt, og oppleve rutiner på en kommersiell rekefølger.

Jeg vil også takke Instituttet for Biovitenskap ved Universitetet i Bergen for fem fantastiske studieår. Takk til alle mine professorer for å undervise emnene jeg har tatt med smittende engasjement og entusiasme. Takk til mine medstudenter for gode stunder på universitetet og ved private sammenkomster. Takk til kjæresten min, Henrik, for alle pauser og støtte.

Familien min har alltid hatt troen på meg og vært støttende, og denne masterperioden er intet unntak. Takk til mamma og lillesøster, Sandra, for alltid å ha tid til samtaler med motiverende ord. Spesielt takk til mormor og morfar, for å ha åpnet hjemmet sitt for meg her i Bergen i fem år, jeg er uendelig takknemlig. Pappa, jeg vet du ville støttet meg like mye som resten av familien hvis du hadde vært her.

Takk!

Bergen, 28. mai 2022

Emilie Rathe Knutsen

## ABSTRACT

Discards in fisheries lead to a waste of valuable resources and unreported discards can lead to increased uncertainty in stock assessments. It is estimated that around 10 % of global catches are discarded, and the survival rate when discarded varies between species. Shrimp trawls are often associated with large quantities of by-catch, and consequently it is also assumed that there are large quantities of discards in the shrimp fishery. The southern Norwegian shrimp fishery is operated mainly in the Norwegian Deep and Skagerrak, and despite the fact that there is a discard ban for the vast majority of commercial fish and crustacean species in Norwegian waters, there are still unreported discards in the fishery. Discards in the Norwegian shrimp fishery in statistical area 08 were estimated using data collected from the Coastal Reference Fleet (CRF), a selection of commercial shrimp trawlers that collaborate with the Institute of Marine Research on reporting catches. The number of registered sales notes from official Norwegian landing statistics were used to upscale the estimated discard for several species to fit the entire shrimp trawl fleet in the area. This study shows that the estimated discard accounted for 4-26 % of total catches per quarter in the period 2019-2020. Norway pout, Thornback ray, Blue whiting and Lumpsucker were the species that were discarded in the highest quantity, all of which are species that are not utilized for human consumption. Low amounts of discards of commercial species were estimated, and the main reason for discards of these species was assumed to be that the individuals were below the minimum fishing size. The estimated discard of Northern shrimp in this study was lower than estimated amounts of discard in previous years, and the estimated discard was higher in 2019 than in 2020. Length distributions of Northern shrimp indicated that discard of lengths above the minimum fishing size occurred, although it is still assumed that high grading does not frequently occur. This study relies on the assumption that the data collected by CRF was representative for the entire fleet in the area. Despite attempts to determine representativeness in this study, further work is recommended to investigate whether the assumption is correct. Future improvements of both data collection, representativeness and estimations of discard are recommended, and suggestions for improvements are proposed.

## ABSTRAKT

Utkast i fiskerier fører til at verdifulle ressurser går til spille og urapportert utkast kan føre til en økt usikkerhet ved bestandsvurderinger. Det estimeres at omtrent 10 % av global fangst kastes ut, og det er varierende overlevelsessevne mellom arter ved utkast. Rekestrål forbindes ofte med store mengder bifangst, og følgelig antas det også at det er store mengder utkast i rekefiskeriet. Det sørlige norske rekefisket drives hovedsakelig i Norskerenna og Skagerrak, og til tross for at det er et utkastforbud for de aller fleste kommersielle fiske- og krepsdyrartene i norske farvann forekommer det likevel urapportert utkast i fiskeriet. Utkast i det norske rekefisket i statistisk område 08 ble estimert ved bruk av data innsamlet fra Kystreferanseflåten (KRF), et utvalg kommersielle rekestrålere som samarbeider med Havforskningsinstituttet om rapportering av fangst. Antall registrerte sluttседler fra den offisielle, norske landingsstatistikken ble brukt til å oppskalere estimert mengde utkast av en rekke arter til hele rekestråleflåten i området. Denne studien viser at estimert utkast utgjorde av en andel på 4-26 % av totale fangster per kvartal i perioden 2019-2020. Øyepål, piggsKate, kolmule og rognkjeks var de artene som ble kastet ut i høyest kvantum, hvor alle artene er arter som ikke utnyttes til konsumformål. Det ble estimert lave mengder utkast av konsumfisk, hvor hovedårsaken til utkast av disse artene antas å være at individene var under minstemål. Estimert mengde utkast av dypvannsreke var i denne studien lavere enn estimerte mengder utkast for tidligere år, og det var høyere utkast i 2019 enn i 2020. Lengdefordelinger av dypvannsreke viste at det forekommer utkast av lengder over minstemål, men det antas likevel at *high grading* ikke forekommer i stor grad. Denne studien bygger på forutsetningen om at data innsamlet av KRF er representative for hele flåten. Til tross for at det er forsøkt å avgjøre representativitet i denne studien, anbefales det videre arbeid for å undersøke om forutsetningen stemmer. Fremtidige forbedringer av både datainnsamling, representativitet og estimering av utkast anbefales, og det foreslås forslag til forbedringer.

# INNHOILDSFORTEGNELSE

<b>1</b>	<b>Introduksjon.....</b>	<b>1</b>
1.1	Bifangst og utkast.....	1
1.2	Det norske rekefisket.....	3
1.2.1	Lover i det norske rekefisket.....	4
1.2.2	Kvoter .....	5
1.3	MSC og utkast i rekefisket i Norskerenna og Skagerrak .....	6
1.4	Studiens formål .....	7
<b>2</b>	<b>Material og metode.....</b>	<b>8</b>
2.1	Undersøkellesområde.....	8
2.2	Innsamling av data .....	8
2.2.1	Kystreferanseflåten .....	8
2.2.2	Sluttsedler .....	10
2.2.3	Elektronisk fangstdagbok.....	11
2.2.4	Reketokt i Norskerenna og Skagerrak .....	11
2.3	Forarbeid av innsamlede data.....	12
2.3.1	Stratifisering.....	12
2.3.2	Artsliste .....	12
2.3.3	Spørreundersøkelse for deltagende fartøy i KRF.....	12
2.3.4	Representativitet av KRF-data.....	13
2.4	Analyser av innsamlede data.....	13
2.4.1	Lengde – vekt forhold.....	13
2.4.2	Oppskalering av utkast ved bruk av totalt antall sluttsedler .....	15
2.4.3	Statistisk analyse av signifikans for estimat .....	18
2.4.4	Utkast som andel av totalfangst .....	18
2.4.5	Lengdefordelinger av dypvannsreke.....	19
2.5	Statistiske metoder og programvare.....	19
<b>3</b>	<b>Resultater .....</b>	<b>20</b>
3.1	Stratifisering .....	20
3.2	Kystreferanseflåten.....	22
3.2.1	Kvalitetskode .....	22
3.2.2	Artsliste .....	22
3.2.3	Spørreundersøkelse .....	23
3.3	Representativitet av KRF-data .....	24

3.4	Datagrunnlag .....	28
3.5	Estimert utkast.....	28
3.5.1	Hågjel ( <i>Galeus melastomus</i> ) .....	29
3.5.2	Havmus ( <i>Chimaera monstrosa</i> ).....	30
3.5.3	Kloskate ( <i>Amblyraja radiata</i> ) .....	32
3.5.4	Kolmule ( <i>Micromesistius poutassou</i> ) .....	33
3.5.5	Øyepål ( <i>Trisopterus esmarkii</i> ) .....	35
3.5.6	Piggskate ( <i>Raja clavata</i> ) .....	36
3.5.7	Rognkjeks ( <i>Cyclopterus lumpus</i> ).....	38
3.5.8	Skjellbrosme ( <i>Phycis blennoides</i> ).....	39
3.5.9	Smørflyndre ( <i>Glyptocephalus cynoglossus</i> ) .....	41
3.5.10	Svarthå ( <i>Etmopterus spinax</i> ).....	42
3.5.11	Vassild ( <i>Argentina silus</i> ).....	44
3.5.12	Pigghå ( <i>Squalus acanthias</i> ).....	45
3.5.13	Torsk ( <i>Gadus morhua</i> ).....	47
3.5.14	Lysing ( <i>Merluccius merluccius</i> ) .....	48
3.5.15	Rødspette ( <i>Pleuronectes platessa</i> ).....	49
3.5.16	Dypvannsreke ( <i>Pandalus borealis</i> ).....	51
3.5.17	Arter det ikke ble estimert utkast for .....	52
3.6	Utkast som andel av totalfangst .....	53
3.7	Lengdefordelinger av dypvannsreke .....	54
<b>4</b>	<b>Diskusjon .....</b>	<b>56</b>
4.1	Totalt utkast i det sørlige norske rekefisket .....	56
4.2	Estimert utkast av fiskearter .....	58
4.3	Estimert utkast av dypvannsreke .....	60
4.3.1	<i>High grading</i> av dypvannsreke .....	61
4.4	Grunner til utkast.....	63
4.5	Usikkerhet i dataene .....	64
4.5.1	Fartøy i KRF .....	64
4.5.2	Lengde-vekt forhold.....	65
4.5.3	Artsbestemmelse .....	66
4.5.4	Oppskalering ved bruk av antall sluttседler .....	67
4.5.5	Konfidensintervall.....	69
4.5.6	Signifikans .....	69
4.5.7	Fiskeratferd .....	71

4.6	Fremtidige forbedringer .....	72
4.6.1	Dekningsgrad av KRF.....	72
4.6.2	Dataregistreringer i KRF.....	73
4.6.3	Estimering av utkast.....	74
<b>5</b>	<b>Konklusjoner.....</b>	<b>76</b>
<b>6</b>	<b>Bibliografi.....</b>	<b>78</b>
<b>7</b>	<b>Vedlegg .....</b>	<b>86</b>
7.1	Vedlegg 1 – Vedleggstabeller .....	86
7.2	Vedlegg 2 – Nettside med figurer .....	109

# 1 INTRODUKSJON

## 1.1 BIFANGST OG UTKAST

Bifangst (Tabell 1.1) blir ofte definert som all utilsiktet fangst som fanges under fiske på andre bestemte målarter og har vært, og er fremdeles, en stor trussel for verdens fiskebestander (Pascoe, 1997). Begrepet inkluderer utilsiktet fangst som har kommersiell verdi og kan omsettes, men også annen utilsiktet fangst som er uønsket enten grunnet økonomiske eller lovgitte årsaker (Davies et al., 2009; Harrington et al., 2005). I norsk fiskerilovgivning er det imidlertid mange eksempler på tillatt bifangst, oftest gitt som en prosent av totalfangsten regnet per fiskeoperasjon eller over en viss tid (*Høstingsforskriften*, 2021, §50). En slik definert bifangst blir da både ønsket og tilsiktet.

Uønsket fangst blir ofte kastet tilbake i havet, med varierende overlevelsessevne mellom arter (Davies et al., 2009; ICES, 2021a). Globalt utgjør utkast (Tabell 1.1) en trussel mot bærekraftige fiskerier ettersom verdifulle ressurser går til spille og truede arter blir ytterligere truet (Harrington et al., 2005). I tillegg er utkast sløseri av en proteinrik matressurs. Det er estimert at om lag 10 % av global fangst ikke utnyttes som protein grunnet utkast på havet, hvorav bunntrål (inkludert reketral) utgjør 46 % av dette utkastet (Roda et al., 2019).

*Tabell 1.1 – Definisjoner av sentrale begreper i denne studien.*

<b>Begrep</b>	<b>Definisjon</b>
Fangst/totalfangst	Total biomasse som fjernes fra havet og tas om bord på et kommersielt fiskefartøy. Fangsten kan landes eller kastes ut.
Bifangst	Bifangst brukes om fangst av alle andre arter enn den/de artene det primært fiskes etter (mållart). Bifangst er som regel brukt om utilsiktet fangst, men kan også være tilsiktet.
Landinger/landet fangst	Andelen av fangsten som leveres til landingsmottak eller andre steder hvor fangsten kan nyttes.
Utkast	Andelen av fangsten som ikke landes, men istedenfor kastes over bord. Utkast kan forekomme både av døde og levende individer.

Årsaker til utkast kan ofte knyttes opp mot lover, forskrifter og kvoter fartøyene må forholde seg til. Utkast kan blant annet forekomme som en konsekvens av mangel på kvote, enten som følge av at fartøyet har overskredet tildelt kvote for mållarten, eller har for stor andel lovlig



bifangst i fangsten (Gullestad et al., 2015). Det kan også forekomme utkast når fartøyet har nådd sin lastekapasitet eller dersom det er fangst av arter med liten eller ingen kommersiell verdi. Sorteringstid av fangst kan også være en faktor som avgjør om deler av fangsten kastes over bord eller ikke (Abdulqader et al., 2020). Enkelte individ tatt i trål, eller med redskap som har stått for lenge i sjøen, kan være uegnet for menneskelig konsum grunnet skade fra fiskeredskap eller marine predatorer, og kastes derfor oftest over bord (Gullestad et al., 2015). Utkast av arten det spesifikt tråles etter, eller andre ønskede arter, kan også forekomme. Årsaken til dette kan være at fangsten er under lovlig minstemål for den respektive art. Dersom det er lover mot fiske av individer under en gitt størrelse for arter, vil fiskere ha incentiv til å kaste ut individene under minstemål for å unngå straff på landingsmottak (Pascoe, 1997). Fiskere kan også ha incentiv til *high grading*, dvs. fylle kvoten med det som er mest lønnsomt, for å maksimere fortjeneste (Gullestad et al., 2015). Her blir ofte bare de største individene landet, ettersom de som regel er best betalt.

Som en respons på en økende miljøbevisst befolkning er søkelyset på miljøsertifiserte produkter økende. Miljøsertifisering gir forbruker en sikkerhet for når, hvor og hvordan det respektive sjømatproduktet er høstet (Kaiser & Edward-Jones, 2006). Sertifisering er også et viktig redskap for å skille mellom lovlig og ulovlig fiske, og gir forbruker mulighet til å velge et bærekraftig høstet produkt (Potts & Haward, 2006). *Marine Stewardship Council* (MSC) er en av de mest kjente miljøsertifiseringene for fiskeri verden over, og sertifiseringen gis etter vurdering av et uavhengig, innleid sertifiseringsorgan basert på MSC sine standarder ("The MSC Fisheries Standard," n.d.). De tre viktigste kravene som stilles for å bli sertifisert av MSC er at fiskeriet er bærekraftig (ikke medfører overfiske), miljøpåvirkningen av fisket er så liten som mulig og fiskeriet er godt forvaltet.

Verdens rekefiskerier forbindes ofte med store mengder av bifangst (Cerbule et al., 2021). Reke-trål karakteriseres som det redskapet i verdens fiskerier med høyest gjennomsnittlig utkastrate (Alverson et al., 1994). I 1994 ble det estimert at rekefisket på verdensbasis hadde 11,2 millioner tonn bifangst, hvorav 9,5 millioner tonn ble estimert som utkast (Alverson et al., 1994). Trål som anvendes i rekefisket har små masker i trålposen, noe som medfører at andre arter med større eller lik størrelse som rekene også beholdes. Juvenil fisk av flere arter blir også fanget av trålen som følge av liten maskestørrelse, noe som utgjør et problem i flere av verdens rekefiskerier (Eayrs, 2007; He & Balzano, 2011). Som en konsekvens vil reke-trålere kaste ut uønsket bifangst av andre arter, men også juvenile undermålsreker hives ut (Andrew &

Pepperell, 1992). Det forekommer bifangst og utkast også i det norske rekefisket, hvor det drives kommersielt fiske på dypvannsreke (*Pandalus borealis*).

I Norge ble det innført et utkastforbud mot død eller døende torsk (*Gadus morhua*) og hyse (*Melanogrammus aeglefinus*) i 1987 (Gullestad et al., 2015). I løpet av de neste 20 årene ble forbudet gradvis utvidet til å omfatte flere arter, og per februar 2022 omfatter utkastforbudet 55 arter/artsgrupper (Vedleggstabell 1) (*Høstingsforskriften*, 2021, §51). Til tross for at det er lovpålagt å lande de aller fleste kommersielle fiske- og krepsdyrartene som kan forekomme i rekestrål, blir sannsynligvis noe likevel kastet på havet uten noen form for dataregistrering. Utkast kan følgelig bidra til stor usikkerhet i estimering av fiskedødelighet og bestandsestimering for de forskjellige artene.

## **1.2 DET NORSKE REKEFISKET**

I det norske rekefisket høstes dypvannsreke i Norskerenna og Skagerrak, langs hele norskekysten og i Barentshavet (NAFO/ICES, 2021). Rekefisket foregår på åpent hav, men også i mindre grad i fjorder og kystnære områder.

Bestanden av dypvannsreke i Norskerenna og Skagerrak regnes som én bestand (Knutsen et al., 2015). I Norskerenna og Skagerrak er det funnet forekomster av dypvannsreke på mellom 100 og 500 m dyp (Søvik & Thangstad, 2021a). Bestandsnivået har vært varierende de siste 20 årene. Antallet 1-årige dypvannsreker, som brukes som et mål på rekruttering til den fiskbare bestanden, minket fra 2007 til 2010. Påfølgende år økte rekrutteringen av 1-årig dypvannsreke, og 2014 ble sett på som en sterk årsklasse. Fra 2014 har rekrutteringen blitt redusert og forblitt lav de seneste årene (ICES, 2022a). I 2022 er en ny god årsklasse på vei inn i bestanden.

I løpet av de siste 25 årene har den norske rekestrålfåten i Norskerenna og Skagerrak gjennomgått store endringer. I 1995 var det 423 rekestrålere som deltok i det kommersielle, norske rekefisket i området, mens det i 2020 deltok 191 fartøy (ICES, 2021b). Dette kan, i tillegg til andre faktorer, ha sammenheng med utvikling og introduksjon av dobbeltrål. Dobbelttrål ble introdusert til fiskeriet i 2002, og av dagens fartøy over 15 m brukes det nå av over halvparten. Ved bruk av dobbelttrål har man 40 - 80 % høyere fangstrate sammenliknet med enkeltrål (Addison et al., 2021). På 1990-tallet var de gjennomsnittlige årlige totale landingene av dypvannsreke fra Norskerenna og Skagerrak 7475 tonn (ICES, 2021c). I perioden 2018-2020 ble det for samme område årlig levert gjennomsnittlig 5085 tonn (ICES,

2021c). Nedgangen i totale landinger er en konsekvens av lavere kvoter og henger sannsynligvis mindre sammen med nedgangen i antall fartøy for området.

Rekefangster blir sortert om bord ved bruk av en sollemaskin som deler rekefangsten i størrelsesfraksjoner, vanligvis tre fraksjoner. Store reker kokes om bord (førstefraksjon), og har høyest kommersiell verdi ved omsetning med en pris på mellom 107 og 119 kr per kg i perioden 2018-2020 (K. Tøfte – Fiskehav, personlig kommunikasjon, 3. mars, 2022). Reker av medium størrelse landes rå til industrien (andrefraksjon), og har en betydelig lavere verdi med en kilopris på 15-18 kr for samme periode. Reker i den minste størrelsesfraksjonen (tredjefraksjon) består av juvenile reker, ofte iblandet glassreker (*Pasiphaea* sp.). Fraksjonen med juvenile reker og glassreke blir som oftest kastet tilbake i havet, men kan også selges ved landing. I 2018-2020 fikk fiskerne 6-15 kr for landet juvenil reke (K. Tøfte – Fiskehav, personlig kommunikasjon, 3. mars, 2022).

### **1.2.1 Lover i det norske rekefisket**

Det norske rekefisket har en rekke regler gjeldende for alle fartøy som tråler i Norges økonomiske sone. Minste tillatte maskevidde er 35 mm for småmasket trål som høster reke, og det er ikke tillatt å tråle på grunnere vann enn 60 m i områdene Norskerenna og Skagerrak (*Høstingsforskriften*, 2021, §§ 5 og 16a). Minste lovlige lengde (minstemål) for reker som fiskes sør for 62° N er 6,5 cm (15 mm carapaxlengde), hvor lengden skal måles fra forkant av øyet til bakre kant av halen (*Høstingsforskriften*, 2021, §47).

I 2016 ble det innført et styringsverktøy som gir Fiskeridirektoratet mulighet til å stenge enkelte områder for rekefisket dersom det forekommer fangster som inneholder mer enn 15 % (i antall utenfor Skagerrak) eller 20 % (i antall i Skagerrak) dypvannsreke under minstemål (*Høstingsforskriften*, 2021, §50c, d; NAFO/ICES, 2020). Områdene kan stenges i inntil 14 dager, for deretter å bli automatisk gjenåpnet. Områdene er i utgangspunktet stengt for alt fiske, men fartøy som har seleksjonssystemer for utsortering av reker under minstemål kan likevel høste reker i stengte områder.

Det er tillatt med fisk som bifangst i rekefisket i Norskerenna og Skagerrak, men for alle fartøy i det norske rekefisket er det påbudt med sorteringsrist (*Forskrift Om Sorteringsrist i Rekefiske*, 2013, §2). Sorteringsristen kan ikke overstige 19 mm spileavstand og monteres like foran trålposen for å minimere bifangst (Isaksen et al., 1992). Risten selekterer bort store fisk over 20 cm, mens reker og mindre fisk passerer igjennom spilene og føres videre inn i trålposen (Isaksen et al., 1992; Søvik & Thangstad, 2016). Påbudet for bruk av sorteringsrist i Skagerrak

ble innført i 2013, og for Norskerenna i 2015, påbudet gjaldt områder utenfor 4 nm (ICES, 2021b). I 2019 ble det innført et påbud som gjorde sorteringsristen lovpålagt også innenfor 4 nm (ICES, 2021b). Det er lovlig å ha innmontert krepseåpning i sorteringsristen, med en maksimal spaltehøyde på 15 cm, innenfor 4 nm (*Forskrift Om Sorteringsrist i Rekefiske*, 2013, §6).

Det er tillatt med oppsamlingspose i de sørlige områdene hvor rekefiske forekommer (sør for 62° N). Oppsamlingsposen installeres over luken i trålen hvor utsortert fisk fra sorteringsrist slippes ut. Toppanelet i oppsamlingsposen består av kvadratmasker, med minimum lovlig maskestørrelse på 120 mm. Ved fiske innenfor grunnlinjen fra Telemark til svenskegrensen i Skagerrak kan ikke maskestørrelsen i topppanelet være under 160 mm (*Forskrift Om Sorteringsrist i Rekefiske*, 2013, §5) . Den påmonterte oppsamlingsposen gir fiskere mulighet til å ta vare på store fisk som blir utsortert av sorteringsristen. Det er også tillatt å bruke ledetunell som fører den store fisken som ville blitt beholdt i oppsamlingsposen, tilbake til trålposen (*Forskrift Om Sorteringsrist i Rekefiske*, 2013, §7).

Selv om bruk av oppsamlingspose er lov, finnes det lover om lovlig fiske av bifangst i vekt og antall. Ved høsting utenfor 4 nm fra grunnlinje i Norskerenna og Skagerrak er det ikke tillatt at bifangst av torsk og hyse overstiger 15 % av vekten i de enkelte fangster og ved landing. Vekten av bifangst av torsk alene kan ikke overskride 10 %, mens bifangst av breiflabb ikke kan overskride 15 %. Det er også tillatt med en innblanding av undermålsreker på opptil 15 % av fangsten (i antall) ved landing, både for Norskerenna og Skagerrak (*Høstingsforskriften*, 2021, §43).

### **1.2.2 Kvoter**

I 1992 ble det innført kvoter for rekefiske i Norskerenna og Skagerrak, en øvre grense for hvor mye som kan fiskes hvert år (ICES, 2021b).

International Council for the Exploration of the Sea (ICES) gir en felles kvoteanbefaling for hele bestanden i Skagerrak, Kattegat og Norskerenna. Kvoteråd fra ICES sendes til Norge og Den europeiske union (EU), hvor den endelige kvoten bestemmes under forhandlinger mellom de to partene (Ziegler et al., 2016). Den totale kvoten deles mellom Norge, Sverige og Danmark. Norge blir tildelt 59 % av den endelige kvoten, basert på historisk registrerte landinger (ICES, 2021b).

Av forvaltningsmessige hensyn fastsettes det to separate totalkvoter: én for området Norskerenna, vest for Lindesnes, og én for området Skagerrak (Tabell 1.2) (ICES, 2021c).

Dersom totalkvoten for inneværende år ikke fiskes opp, kan, ifølge Forvaltningsplanen (implementert av Norge og EU i 2019), inntil 10 % av totalkvoten overføres til neste års totalkvote om bestanden ligger over et definert føre-var nivå. Om totalkvoten blir overskredet for inneværende år vil mengden som er overskredet, trekkes fra neste års totalkvote.

*Tabell 1.2 - Totalkvoter (tonn) fastsatt for det norske rekefisket per område og totalt for 2018-2020 (ICES, 2021c).*

Område	2018	2019	2020
Norskerenna	2336	1526	2298
Skagerrak	2903	2010	2850
Totalt	5239	3536	5148

For å sikre tilstrekkelig tilførsel av dypvannsreke til markedet, fordeles den totale norske kvoten på tre perioder (1.jan-30.apr, 1.mai-31.aug, 1.sept-31.des) (Fiskeridirektoratet, 2018; Søvik & Thangstad, 2016). Dersom Fiskeridirektoratet anser totalkvoten eller periodekvoten som overskredet, vil direktoratet stoppe fisket (Fiskeridirektoratet, 2018).

Alle fartøy som deltar i det norske rekefisket, har en fastsatt maksimalkvote for hvor mye dypvannsreke fartøyet kan lande i hver enkelt periode (Tabell 1.3). Fartøy kan forskuttere fangst på inntil 15 % av neste periodekvote, med unntak av for siste periode. Dersom fisket er stoppet grunnet overskridelse av total- eller periodekvoten, kan fartøy under 20 m likevel fortsette fisket inntil de har landet 7 tonn i inneværende periode (Fiskeridirektoratet, 2018). Dette sikrer en viss forutsigbarhet for mindre fartøy i den norske rekeflåten.

*Tabell 1.3 – Maksimalkvoter (tonn) for fartøy fordelt på de tre fastsatte periodene, 2018-2020.*

Periode	2018	2019	2020
1.periode (1.jan-30.apr)	20	20	18
2.periode (1.mai-31.aug)	25	8	17
3.periode (1.sept – 31.des)	18	8	25

### 1.3 MSC OG UTKAST I REKEFISKET I NORSKERENNA OG SKAGERRAK

Det norske rekefisket i Norskerenna og Skagerrak ble i 2021 re-sertifisert av MSC (Addison et al., 2021). Med MSC sertifiseringen mener det uavhengige, tredjepartsorganet Det Norske Veritas (DNV) at rekefisket i Norskerenna og Skagerrak ikke fører til overfiske, miljøpåvirkning som følge av fiskeriet er så liten som mulig, og rekefisket i området er godt

forvaltet. En god høstingsstrategi som følge av god forvaltning med lover og kvotefastsetting er et av punktene som ble lagt til grunn for re-sertifiseringen av fiskeriet (Addison et al., 2021).

For å kunne opprettholde et bærekraftig rekefiske, og dermed også beholde MSC-sertifiseringen i fremtiden, er det norske rekefisket avhengig av gode kvoteråd. Kvoterådene baseres på rapportert fangststatistikk og data fra forskningstokt (ICES, 2022b). I Norge er det sluttseddelen som utgjør grunnlaget for den offisielle fangststatistikken. Rapportert landingsstatistikk fra sluttsedler gir kun informasjon om fangst som landes ved landingsmottak. I tillegg til fangst som landes kan totalfangsten også bestå av utkast, og mangelfull informasjon om utkastfraksjonen i fangster medfører at forskere får et ufullstendig datagrunnlag for beregning av kvoterådet.

For å forbedre datagrunnlaget om fiskeriaktivitet i norske farvann, opprettet Havforskningsinstituttet (HI) i 2005 Kystreferanseflåten (KRF). KRF er et program i samarbeid med utvalgte norske fiskefartøy. Programmet bidrar med data til bestandsrådgivningen på flere bestander, med parametere som redskapsbeskrivelse, fiskeinnsats (tråltimer), og art- og størrelsessammensetning av fangsten (Clegg & Williams, 2020). Fartøy i KRF utfører prøvetaking selv og registrerer alt av fangst, både det som landes og det som kastes over bord, etter grundig opplæring av forskningspersonell. Programmet bygger på tillit mellom fiskere og forskere, og basert på denne tilliten skal fiskere i KRF for betaling registrere den sanne praksisen som utøves på fiskebåten, til tross for at praksisen tidvis kan være lovstridig.

#### **1.4 STUDIENS FORMÅL**

Formålet med denne studien var å kvantifisere utkast av bifangstarter med konfidensintervall (KI) som forekommer i det norske rekefisket i Norskerenna og Skagerrak (statistisk område 08 og 09) for en periode på tre år (2018-2020), basert på forskjellige datakilder med hovedvekt på data fra KRF.

Det var videre et mål å kvantifisere mengde dypvannsreke som kastes over bord for de samme områdene i løpet av undersøkelsesperioden og undersøke om *high grading* av reker forekommer i fiskeriet.

Studien hadde også som mål å vurdere om datagrunnlaget innhentet av KRF var representativt nok for reketrålflåten i områdene til å kunne brukes til oppskalering fra KRF til hele reketrålflåten.

## 2 MATERIAL OG METODE

### 2.1 UNDERSØKELSESONMRÅDE

Undersøkelsesområdet var Norskerenna og Skagerrak, hvor det sørlige rekefisket i Norge foregår (Figur 2.1). Dette området omfatter to av Fiskeridirektoratets statistiske områder, henholdsvis «Austevoll til Lindesnes» (statistisk område 08) og «Skagerrak» (statistisk område 09). Til tross for at Norskerenna følger norskekysten inn i Skagerrak, brukes Norskerenna i denne studien for å beskrive statistisk område 08.

Dypvannsreke finnes først og fremst på bløtbunn, herav bløt leire, slam eller sandblandet mudder, men kan også forekomme på mer steinete bunn (Zimmermann et al., 2019). Typiske rekefelt vil derfor være sammenhengende områder med bløtbunn.

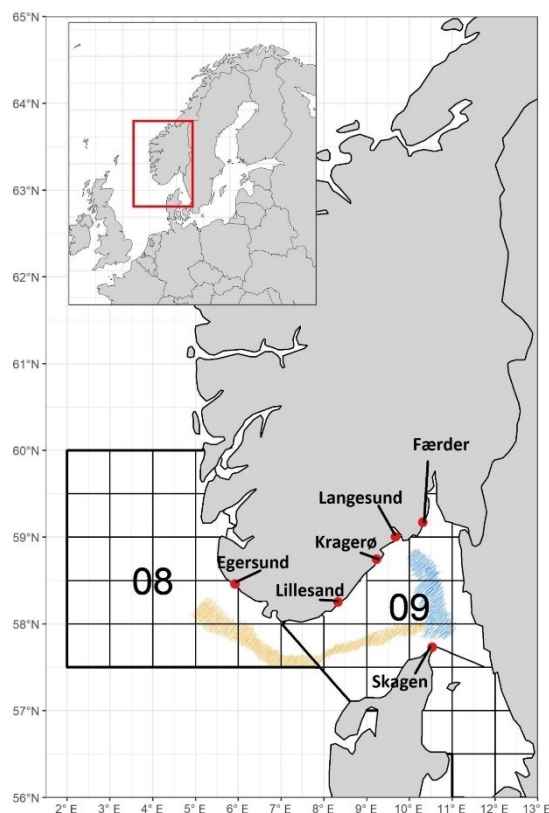
Rekefeltet Svennerbanken (Figur 2.1) strekker seg fra Færder og ned mot Skagen i Danmark (Strøm & Øynes, 1974). Langs sør-skråningen av Norskerenna strekker et stort rekefelt seg, helt fra Skagen til Egersund i vest, kalt Revet (Figur 2.1) (Strøm & Øynes, 1974). Det finnes også en rekke mindre, mer kystnære rekefelt som ikke er vist i Figur 2.1.

I Skagerrak er det påvist en jevn fordeling av dypvannsreker på dyp mellom 100 og 500 m, i de vestlige delene av Norskerenna (område 08) derimot finnes dypvannsreke hovedsakelig på mellom 200 og 300 m dybde (Zimmermann et al., 2019).

### 2.2 INNSAMLING AV DATA

#### 2.2.1 Kystreferanseflåten

Utkast registrert i KRF for årene 2018-2020 ble brukt som grunnlag for å estimere totalt utkast for hele rekeflåten for tilsvarende periode. Oppskalering til totalt utkast ble gjort ved bruk av



**Figur 2.1** - Kart over studiens undersøkelsesområde, Fiskeridirektoratets statistikkområde 08 (Austevoll til Lindesnes) og 09 (Skagerrak). De to største rekefeltene Svennerbanken (blå) og Revet (oransje) er skravert, og navn for enkelte kystnære steder er inkludert.

totalt antall sluttsedler for hele rekeflåten, KRF-turer ble derfor koblet sammen med tilsvarende sluttsedler for disse turene (Tabell 2.1).

Data som er brukt i denne studien ble samlet inn av fiskere engasjert i KRF som fisket dypvannsreke i område 08 og 09 i perioden 2018-2020. Data registrert i KRF i disse årene kom både fra fartøy som fisket etter reker hele året, og fartøy som kun fisker deler av året.

Fartøy som er med i KRF er instruert til å rapportere egen fiskeaktivitet og totalfangst, inkludert bifangst og utkast, av alle arter hver dag de er i aktivt fiske. Registrering skjer enten per hal eller per tur (varierer fra fartøy til fartøy). Data per stasjon kan derfor inneholde fangstdata fra flere enn ett hal. Fiskerne tar prøver fra fangster og sender digitalt utfylte skjema til HI. I tillegg til informasjon om fangst inkluderer innsendte skjema stasjonsdata for hver enkelt fangst, dvs. lokasjon for fisket, derav statistisk område og GPS koordinater, varighet av turen, fiskedyp og redskapsinformasjon.

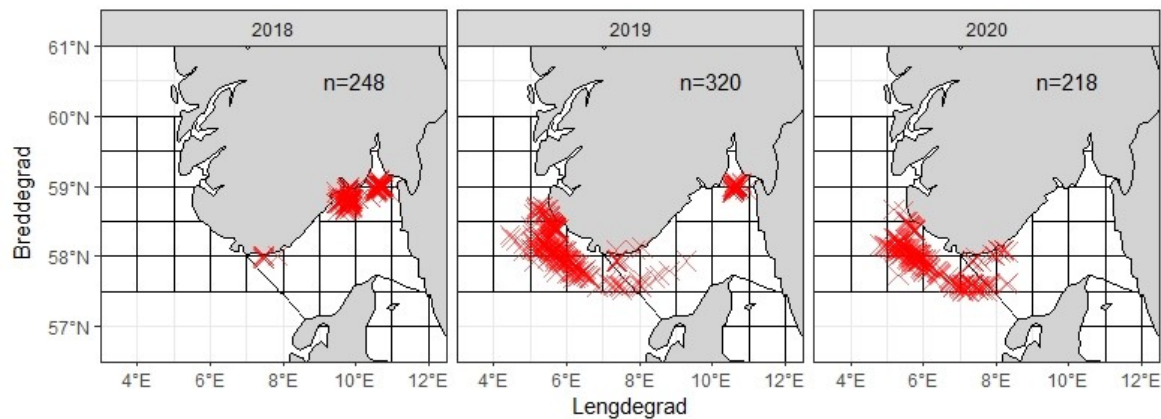
KRF-fartøy er utstyrt med alt nødvendig utstyr for dataregistrering, i tillegg til at mannskap får opplæring i standardiserte prøvetakingsprosesser og målinger (Clegg & Williams, 2020). Utstyr og prøvetakingsprosesser som brukes til dataregistrering, gjenspeiler det som brukes på forskningstokt i regi av HI, men protokoll for hyppighet og antall av prøver er likevel ulik (Hatlebrette et al., 2021). Én gang per uke utfører fartøyene i KRF lengdemålinger av en dagsfangst, både av beholdt fangst og utkast, opptil 20 individer per art for hver av fraksjonene. Lengdemålingene av fisk er i total lengde (TL), fra begynnelse av snute til avslutning av kaudalfinne, med mindre prøvetakingshåndboken for den respektive art tilsier en annen måleinstruks. Det lengdemåles ikke reker om bord, men KRF fartøyene skal hver fjortende dag sende fryseprøver av 2 kg store reker, 1 kg industrireker og 1 kg utkastreker (fra samme hal) til HI som lengdemåler opptil 100 individer fra hver prøve. For reker brukes carapaxlengde (CL) som lengdemål, som måles fra øyekrok til bakkant av ryggskjold.

KRF registrerer både utkast og landet fangst, men har ikke vekt om bord. Derfor registreres utkast i antall, eller som et vektestimat gjort om bord på fartøyet. Vekt av landet fangst er fra landingsmottak, hvor fangsten blir veid.

Fartøy engasjert i KRF skal registrere alt av fangst per hal, men det kan inntreffe hendelser som resulterer i at registreringen ikke blir fullstendig. Fiskerne registrerer derfor kvalitet på dataregistreringen, hvor kvalitetskode 7 betyr at alt er registrert, og kode 8 beskriver at minst de kommersielle, landede artene er registrert. I oppgavens estimering av utkast ble kun hal med kvalitetskode 7 brukt.



Kystreferanseflåtedata fra perioden 2018-2020 ble hentet ut for område 08 og 09, hvor kun fartøy som fisket etter reke ble inkludert. Registreringer med kode for landet fangst (*group* = 26) ble filtrert bort, slik at datasettet kun inneholdt rapportert utkast (*group* = 23). Rapportert startposisjon for hver tur (hvert hal) som ble brukt i studien er vist i Figur 2.2.



**Figur 2.2** - Startposisjoner av turer registrert i KRF som ble brukt i studien. Data innsamlet av Kystreferanseflåten i statistisk område 08 og 09, 2018-2020.

Antall fartøy og antall registrerte turer per år og område som ble brukt i denne studien er vist i Tabell 2.1. Det var totalt tre fartøy per år som deltok i KRF, hvorav noen fisket utelukkende i ett av områdene mens andre fisket i både område 08 og 09.

**Tabell 2.1** - Antall deltakende fartøy (rekefartøyer) i KRF per år og statistisk område (noen fartøyer fisket i begge områdene), antall registrerte turer med rapportert utkast (*group* = 23) fra disse fartøyene, og antall sluttsedler som ble koblet mot registrerte turer med utkast i KRF.

År	Område	Antall deltakende KRF fartøyer	Antall registrerte hal/turer i KRF	Antall sluttsedler koblet mot turer i KRF
2018	08	0	0	0
2018	09	3	248	176
2019	08	2	221	85
2019	09	2	99	94
2020	08	2	151	64
2020	09	3	63	45

### 2.2.2 Sluttsedler

Ved landing av fangst må en landingsyddel fylles ut av mottaker, en salgsorganisasjon. Når fangsten omsettes, skal kjøper fylle ut en sluttseddel (Landingsforskriften, 2014, §8). Landingsyddel fylles ut av alle fartøyer, uavhengig av fartøylengde, og gir en fullstendig oversikt over arter og mengde som landes lovlig i det norske fiskeriet.

Sluttseddelen representerer fangst fra én tur. Enkelte fartøy kan gjennomføre flere hal før fangsten landes ved landingsmottak, og én sluttsedel kan derfor representere flere hal.

Landings- og sluttseddeldata inneholder informasjon om dato og tid for landing, kallesignal og navn på fartøy, opplysninger om art og kvantum i vekt (Landingsforskriften, 2014, §11). Lokasjon for høstet fangst er også registrert, men informasjonen er beheftet med feil. Produktets tilstand og konserveringsmåte er også registrert i sluttseddelen.

Sluttseddeldata hvor dypvannsreke var en del av fangsten ble hentet ut for perioden 2018-2020 for område 08 og 09. Alle kallesignal som hadde dypvannsreke som høyeste andel av landet fangst ble beholdt i datasettet. Det ble deretter filtrert for redskapskode, hvor kun reketrål (kode 55), bunnetrål (kode 51) og bunnetrål par (kode 52) ble beholdt. Kun data for norskregistrerte fartøy ble benyttet. Sluttseddeldata er innhentet fra Fiskeridirektoratet.

Antall registrerte sluttsedler i det norske rekefisket i Norskerenna og Skagerrak per område, år og kvartal ble brukt som oppskaleringsfaktor i studien (se under).

### **2.2.3 Elektronisk fangstdagbok**

I den norske fiskeflåten er alle fartøy i område 08 over 15 m lengde pålagt å føre elektronisk fangstdagbok (Electronic Reporting System (ERS)) per hal, og tilsvarende for fartøy over 12 m lengde for område 09. Fangstdagboken inneholder informasjon om fangst av alle arter som landes fra hvert hal, og fiskeinnsats dvs. halets varighet i timer, posisjon og trålet dybde (Addison et al., 2021). Registrering gjøres digitalt til Fiskeridirektoratet for inneværende dag.

Data fra elektronisk fangstdagbok ble brukt til å vurdere hvor representative KRF-dataene var for hele rekeflåten, til tross for at fartøy under 15 m i område 08 og under 12 m lengde i område 09 ikke registrerer turer i ERS. Data fra ERS ble hentet fra Fiskeridirektoratet.

### **2.2.4 Reketokt i Norskerenna og Skagerrak**

HI har siden 1984 gjennomført et årlig bunnetråltokt for å overvåke bestanden av dypvannsreke i Norskerenna og Skagerrak (Søvik et al., 2019). Reketoktet har siden 2006 blitt gjennomført i perioden januar/februar og dekker dybder på mellom omtrent 100 til 550 m (Søvik & Thangstad, 2021a). Reketoktene utføres for å overvåke rekebestanden og for å innhente data om fordeling, total biomasse, tallrikhet og rekruttering. All fangst på hver stasjon blir sortert til art. Totalvekt og antall for hver art registreres, og lengdeprøver av individene blir gjennomført (Søvik et al., 2019).

Data fra HIs reketokt i 2020 ble brukt til å avgjøre om det er forskjeller i artssammensetning mellom område 08 og 09.

## **2.3 FORARBEID AV INNSAMLEDE DATA**

### **2.3.1 Stratifisering**

Stratifisering ble gjort per år og per kvartal. Det ble bestemt å stratifisere per år på grunn av forskjeller i årlige kvoter for reke og mulige årlige forskjeller i bestandsnivå av utkastarter. Stratifisering per kvartal ble bestemt på bakgrunn av mulige biologiske sesongvariasjoner av både vekst, reproduksjon og tallrikhet av bestander (Lazzari et al., 1999).

Ettersom det er ulike bifangstreguleringer og kvoter i de to statistiske områdene, ble det vurdert om det skulle stratifiseres også per område, i tillegg til år og kvartal. Denne vurderingen ble gjort ved å undersøke om det var ulik flåtestruktur mellom område 08 og 09, samt om det var forskjell i artssammensetning mellom områdene.

For å undersøke om det var forskjell i artssammensetning mellom områdene ble det brukt data fra HIs reketokt i 2020, for å se om fangst per enhet innsats varierte fra vest til øst (per lengdegrad).

### **2.3.2 Artsliste**

Basert på alle data innsamlet av KRF i 2018-2020 ble det utarbeidet en liste over alle registrerte arter eller artsgrupper (Vedleggstabell 2). Artslisten fra KRF-data ble gjennomgått for å komme frem til en liste med arter som det skulle beregnes utkast for. Arter legges inn litt ulikt av de forskjellige fiskerne i KRF, artsnavn i artslisten ble derfor gjennomgått og artsnavn som representerte samme art/artsgruppe ble slått sammen. Arter av krepsdyr ble fjernet, ettersom det kun var ett fartøy som registrerte slike arter. Artsgruppen *reker* ble også fjernet ettersom dette betyr en blanding av rekearter. Polartorsk (*Boreogadus saida*) ble også fjernet fra artslisten, ettersom denne kun lever ved Svalbard og i Nordishavet.

Arter med registrert utkast (totalt for både registrert utkast i antall og i vekt) med over 15 registreringer totalt for begge områder i løpet av hele studieperioden, ble beholdt i datasettet, resterende arter ble fjernet.

### **2.3.3 Spørreundersøkelse for deltakende fartøy i KRF**

Det ble sendt ut en brukerundersøkelse av HI til fartøyene som bidro med datainnsamling i KRF for rekefisket i Norskerenna og Skagerrak i perioden 2018-2020. Målet med

brugerundersøkelsen var å få en bedre forståelse av hvordan fiskerne hadde registrert fangstene og hvilke seleksjonsinnretninger som hadde blitt brukt hvor og når.

### **2.3.4 Representativitet av KRF-data**

For å avgjøre om det i 2018-2020 var noen felt innenfor område 08 og 09 som det ble fisket mer dypvannsreke i enn andre områder, ble det laget en geografisk fordeling av total registrert fangst av dypvannsreke for hele rekeflåten basert på ERS data. Fangster av dypvannsreke registrert i ERS ble summert per polygon basert på loggført startposisjon for hvert hal. Hvert polygon ble definert som et lite havområde (med dimensjon  $0,075^\circ \times 0,075^\circ$ ), og alle registreringer med startposisjon innenfor polygonets område ble summert.

Det ble videre undersøkt om det var felt i område 08 og 09 som det ble fisket mer intensivt på fremfor andre ved å undersøke geografisk fordeling av antall registrerte hal i ERS for 2018-2020. Hvert registrert hal i ERS ble plottet basert på startlokasjon, og antall hal ble summert per polygon.

For å kunne bruke utkastdata fra KRF til å oppskalere til beregnet utkast for hele reketrålflåten må dataene fra KRF være representative for hele flåten. Følgende krav ble stilt for at KRF-data kunne sies å være representative for hele flåten:

- Lokasjonsdata for hal registrert i KRF dekker de samme områdene hvor lokasjonsdata er registrert for hal i ERS.
- Antall sluttsedler koblet til registreringer i KRF dekker minst 1 % av totalt antall sluttsedler for hele flåten i området.

For å vurdere om fartøy i KRF fisket i samme områder som resterende fartøy i rekeflåten ble startlokasjoner registrert i elektronisk fangstdagbok plottet sammen med startlokasjoner for fartøyene i KRF.

Det ble laget en oversikt over hvor stor del av fiskeflåten som KRF dekket, både andel dekning av fartøy og andel dekning av turer, per område per år. Både totalt antall fartøy og antall registrerte turer i hele reketrålflåten ble hentet fra sluttsedlene.

## **2.4 ANALYSER AV INNSAMLEDE DATA**

### **2.4.1 Lengde – vekt forhold**

KRFs fartøy var ikke utstyrt med vekt om bord i studieperioden 2018-2020. Datagrunnlaget for utkast av arter var derfor enten i antall eller i estimert vekt. De fleste artene ble registrert

både i vekt og antall, i ulike registreringer. For registreringer som både inneholdt vekt og antall, ble vekt brukt. Alle registreringer av utkast i antall ble regnet om til vekt.

Gjennomsnittlig lengde,  $\bar{L}$ , per år per art ble regnet ut basert på lengdemålingene av utkast registrert i KRF ved Formel 2.1. Det ble brukt lengdemålinger fra både område 08 og 09.

$$\bar{L} = \frac{\sum_{i=1}^n L}{n} \quad (2.1)$$

Hvor:

L = lengde (cm)

n = antall lengdemålinger

Standard avvik, SD, ble regnet ut for å beskrive usikkerhet i gjennomsnittlig lengde som ble brukt for å omgjøre antall til vekt (Formel 2.2).

$$SD = \sqrt{\frac{\sum |L - \bar{L}|^2}{n - 1}} \quad (2.2)$$

Den gjennomsnittlige lengden ble omgjort til gjennomsnittlig vekt ved hjelp av forholdet mellom vekt og lengde (Formel 2.3).

$$W = aL^b \quad (2.3)$$

Hvor:

W = individvekt (kg)

L = lengde (cm)

a og b = parameterverdier, konstanter, for den respektive art

Parameterverdiene a og b blir estimert ved lineær regresjon ved hjelp av formel 2.4 (Oscoz et al., 2005).

$$\log W = \log a + b * \log L \quad (2.4)$$

Hvor  $a$  representerer skjæringspunkt (*intercept*) og  $b$  representerer stigningstall (*slope*) i forholdet mellom  $\log W$  og  $\log L$ .

Parameterverdier som ble brukt i denne studien (Vedleggstabell 3) ble hentet fra Berg og Nedreaas (2021, pp. 69–70) og fra *fishbase.org* (Froese & Pauly, 2022) for arter ikke representert i Berg og Nedreaas (2021).

Gjennomsnittlig vekt per art, per år ble multiplisert med det rapporterte antallet fisk per KRF registrering, for å få utkastet i vekt. Dersom et år hadde  $\leq 5$  lengdemålinger for en art, ble gjennomsnittlig vekt for alle tre årene brukt.

For artsgrupper registrert i KRF-dataene var det ikke mulig å finne parameterverdier ettersom det inngår ulike arter innenfor gruppene, med ulikt lengde-vekt forhold. Artsgrupper som ble fjernet fra datasettet grunnet manglende parameterverdier, og som det dermed ikke ble beregnet utkast for, er presentert i Tabell 2.2.

*Tabell 2.2 - Arter fjernet fra artsliste grunnet manglende parameterverdier.*

<u>Art/Artsgruppe</u>
Blekkspruter
Flyndrefamilien
Lysprikkfisker
Skater
Stor lysprikkfisk
Tangbrosmeslekten
Uerslekten
Ålebrosmeslekten

#### **2.4.2 Oppskalering av utkast ved bruk av totalt antall sluttsedler**

Utkast registrert i KRF ble brukt som grunnlag for å estimere totalt utkast for hele rekeflåten. Oppskaleringen ble gjort ved bruk av totalt antall sluttsedler for hele flåten. For å kunne bruke totalt antall sluttsedler til oppskalering ble registreringene fra KRF koblet sammen med sluttsedler for de respektive registreringene.

For fartøy som fisker kystnært, vil fiskere som regel levere fangst på slutten av hver dag på sjøen og dermed vil én rapportert fangst i KRF, som ofte kommer fra ett hal, representere én registrert sluttseddel. KRF består både av fartøy som fisker kystnært og enkelte fartøy som fisker offshore og er ute på sjøen flere dager i strekk. Én sluttseddel kan derfor representere flere fangstregistreringer (hal) i KRF, og det var derfor nødvendig å koble sammen fangstregistreringer i KRF som gikk under én sluttseddel.

Sluttseddelen inneholder informasjon om siste fangst dato, og det ble antatt at første fangst dato var  $n+1$  dager etter den forrige siste fangst dato i sluttsedel  $n$ . Dette ble definert som en periode for sluttseddelen.

Kallesignal, serienummer (stasjonsnummer), år og startdato per tur ble ekstrahert fra KRF datasettet og koblet opp mot kallesignal og sammenfallende periode i sluttseddeldataene.

Hvert serienummer i KRF kunne kun ha én kobling mot sluttsedel, dersom kobling var  $>1$  eller 0 ble serienumrene undersøkt og koblet til riktig periode manuelt. Det var tre registreringer for ett fartøy i KRF som ikke ble koblet opp mot en sluttsedel. Ved å se på tidligere koblinger for dette fartøyet ble det bestemt at hver av disse registreringene tilsvarte én tur hver.

Dersom ikke arter var registrert i enkelte fangstregistreringer, ble fangsten av denne arten antatt å være null. Nullobservasjoner ble inkludert i estimering av totalvekt utkast.

Estimert totalvekt av utkast per stratum, per art,  $\hat{Y}$  (kg), ble regnet ut ved en stratifisert enhetsestimator, som bruker forholdet mellom utkast og antall sluttsedler:

$$\hat{Y} = \frac{\sum_{i=1}^n y}{n} * N \quad (2.5)$$

Hvor:

$y$ : Totalvekt (kg) av utkast av respektive art per stratum fra KRF

$n$ : antall sluttsedler koblet til KRF registreringer for stratum

$N$ : totalt antall sluttsedler for hele rekeflåten i relevant stratum

I formel 2.5 representerer  $y$  total vekt i KRF, dvs. summen av registrert vekt i KRF og vekt regnet om fra antall (Formel 2.3).

#### 2.4.2.1 *Standard avvik*

For å måle variasjon i datasettet, ble standard avvik (SD) av det totale utkastet  $\hat{Y}$  kalkulert ved (Lohr, 2010, p. 29):

$$SD(\hat{R}) = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^n (\hat{R}_i - \hat{R})^2}{n - 1}} \quad (2.6)$$

Hvor:

$\hat{R}$ : totalvekt (kg) for art per stratum

Konfidensintervall for kalkulert estimat av utkast,  $\hat{Y}$ , er:

$$Y = \hat{Y} \pm z * SD(\hat{R}) \quad (2.7)$$

For å få et 95% konfidensintervall ble  $z = 1.96$  valgt (Lohr, 2010, p. 38).

Estimerte konfidensintervall fra standard avvik ble svært brede, og var ikke mulig å anvende for å oppnå presisjon. Det ble derfor valgt å bruke standard feil (SE).

#### 2.4.2.2 *Standard feil*

Standard feil (SE) ble regnet ut ved å dividere SD av en delprøve, her data innhentet av KRF, med kvadratroten av antall sluttседler koblet til registreringer i KRF.

$$SE(\hat{R}) = \frac{SD(\hat{R})}{\sqrt{n}} \quad (2.8)$$

Hvor  $n$  representerer antall sluttседler koblet til registrerte turer i KRF, og  $SD(\hat{R})$  hentes fra formel 2.6

Konfidensintervall for estimert totalt utkast per strata basert på SE er gitt ved formel 2.9:

$$Y = \hat{Y} \pm z * SE(\hat{R}) \quad (2.9)$$

Også her ble  $z$  valgt til å være 1.96, for å få et konfidensintervall på 95 %.

#### 2.4.2.3 *Bootstrap*

Bootstrapping er en måte å resample et datasett ved bruk av datamaskiner for å estimere variasjon og usikkerhet (Singh & Xie, 2008). Metoden trekker ut (*resampler*)  $n$  tilfeldig valgte observasjoner fra det originale datasettet med  $n$  observasjoner, kalt ikke-parametrisk bootstrapping (Puth et al., 2015). Den tilfeldige utvelgelsen av observasjoner i en bootstrap gjennomføres med tilbakelegging, slik at enkelte observasjoner kan bli valgt ut flere ganger. Når det nye, utplukkede datasettet har lik størrelse ( $n$ ) som det originale datasettet, vil det nye datasettet være én bootstrap. Prosessen repeteres mange ganger, slik at en til slutt får  $R$  antall bootstraps. Konfidensintervall og usikkerhet regnes ut basert på den samlede fordelingen av  $R$  antall bootstraps. Konfidensintervaller utregnet ved bootstrapping blir mer stabile ved høyere



$R$ , antall bootstraps/antall repetisjoner av prosessen, og det er anbefalt at  $R \geq 1000$  (Davison & Hinkley, 1997).

Bootstrap-analysen ble gjennomført basert på forholdet mellom vekt av utkast per art og antall sluttседler per observasjon i innhentet data fra KRF. Estimat ble kalkulert per stratum.  $R$  ble satt til 5000. 95 % konfidensintervall, gitt ved et 2,5 % persentil og et 97,5 % persentil, ble brukt. Ettersom bootstrap-metoden trekker ut (*resampler*) tilfeldige observasjoner og danner en egen fordeling for observasjonene i datasettet, vil ikke fordelingen nødvendigvis bli normalfordelt (Puth et al., 2015). Konfidensintervallene utregnet ved bootstrap-metoden behøver derfor ikke bli symmetriske.

### 2.4.3 Statistisk analyse av signifikans for estimat

For å undersøke om det var signifikante forskjeller mellom estimatene per stratum for hver art, ble det utført en statistisk analyse. Ettersom det var mer enn to stratum/grupper ble det gjennomført en en-veis ANOVA (*Analysis of Variance*) for å undersøke om nullhypotesen, at det ikke er signifikante forskjeller mellom gruppene, kunne forkastes (Ruxton & Beauchamp, 2008). ANOVA analysen indikerer bare om det er nok forskjeller mellom gruppene til å forkaste nullhypotesen og ikke hvilke grupper som eventuelt er signifikant forskjellig fra hverandre (Faraway, 2002). For å undersøke hvilke grupper som hadde signifikante forskjeller ble det brukt en Tukey Post Hoc analyse, en analyse som anbefales dersom det parvis skal sammenliknes grupper/stratum (Faraway, 2002). Det ble gjennomført en Tukey Post Hoc analyse uavhengig av om ANOVA analysen viste signifikant p-verdi eller ikke, som anbefalt i Ruxton og Beauchamp (2008).

Det ble brukt et 5 % signifikansnivå, og ettersom det ble gjort en en-veis analyse var det signifikante forskjeller dersom  $p \leq 0,05$ .

### 2.4.4 Utkast som andel av totalfangst

Estimert utkast funnet i denne studien ble summert per strata for å undersøke hvor stor andel utkastet utgjorde av totalfangsten. Totalfangster ble hentet fra sluttседeldata, hvor det kun ble inkludert landinger kodet som anvendelse *konsum* i totalfangsten. Dette ble gjort fordi det forekom et par store landinger øyepål (*Trisopterus esmarkii*) landet for utvinning av fiskemel og fiskeolje, som var urealistiske for rekefisket. Alle landingene som kodet for konsum, brukt som grunnlag for totalfangst, utgjorde likevel majoriteten av registreringene i sluttседeldataene.

### 2.4.5 Lengdefordelinger av dypvannsreke

Fryseprøvene fra de ulike fangstfraksjonene av dypvannsreke som var sendt til HI fra fartøy i KRF, ble brukt for å undersøke lengdefordelinger. Lengdefordelinger ble laget for å undersøke om det forekommer *high grading* for dypvannsreke i det sørlige rekefisket.

Fartøyene registrerer fangstvekt for de ulike fraksjonene som de innsendte fryseprøvene er tatt fra. For å lage en lengdefordeling av de ulike fraksjonenes andel av totalfangsten, ble antallet per lengde i lengdeprøvene oppskalert til antallet per lengde for den respektive fangstfraksjonen. Det ble antatt at forholdet mellom antall per lengde i prøvene og i fangstfraksjonen var det samme som forholdet mellom vekt av prøve og fangstfraksjon:

$$\frac{\text{Antall per lengde (prøve)}}{\text{Antall per lengde (fangstfraksjon)}} = \frac{\text{Vekt (prøve)}}{\text{Vekt (fangstfraksjon)}} \quad (2.10)$$

Uti fra dette forholdet ble antall per lengde i fangstfraksjonene beregnet (Formel 2.11).

$$\text{Antall per lengde (fangstfraksjon)} = \frac{\text{Antall per lengde (prøve)} * \text{Vekt (fangstfraksjon)}}{\text{Vekt (prøve)}} \quad (2.11)$$

Lengdefordelingene ble gjort per stratum, og lengdefordelingene av de ulike fangstfraksjonene ble plottet separat: stor reke (førstefraksjon), medium reke (andrefraksjon) og utkast (tredjefraksjon).

## 2.5 STATISTISKE METODER OG PROGRAMVARE

Behandling og analyser av data, samt figurer, ble gjort i RStudio versjon 2021.09.1 med R versjon 4.0.5 (R Core Team, 2021). Pakken «*dplyr*» (Wickham et al., 2021) ble brukt til databehandling. Kart ble laget med pakken «*rworldmap*» (South, 2011), og figurer ble laget med pakken «*ggplot2*» (Wickham, 2016). For sammenkobling av registreringer i KRF med sluttsedler ble pakken «*data.table*» (Dowle & Srinivasan, 2021) brukt.

Alle tabeller ble laget i Microsoft Excel for Office 365.

Nettside som viser estimert utkast for alle arter i studien, ble laget i RStudio med pakken «*shiny*» (Rstudio Inc, 2014).

## 3 RESULTATER

### 3.1 STRATIFISERING

Totale landinger av dypvannreke for hele flåten fra sluttsedler per fartøylengdegruppe er presentert i Tabell 3.1. Lengdegruppen 21-27,99 m tok store deler av rekefangsten i område 08 for alle tre årene. For område 09 var det mindre forskjeller mellom lengdegruppene. De mindre lengdegruppene landet vesentlig mer dypvannsreke i område 09 enn 08.

*Tabell 3.1 - Fangst av dypvannsreke (tonn) fra sluttseddel per fartøylengdegruppe i område 08 og 09, i perioden 2018-20. Data fra Fiskeridirektoratet.*

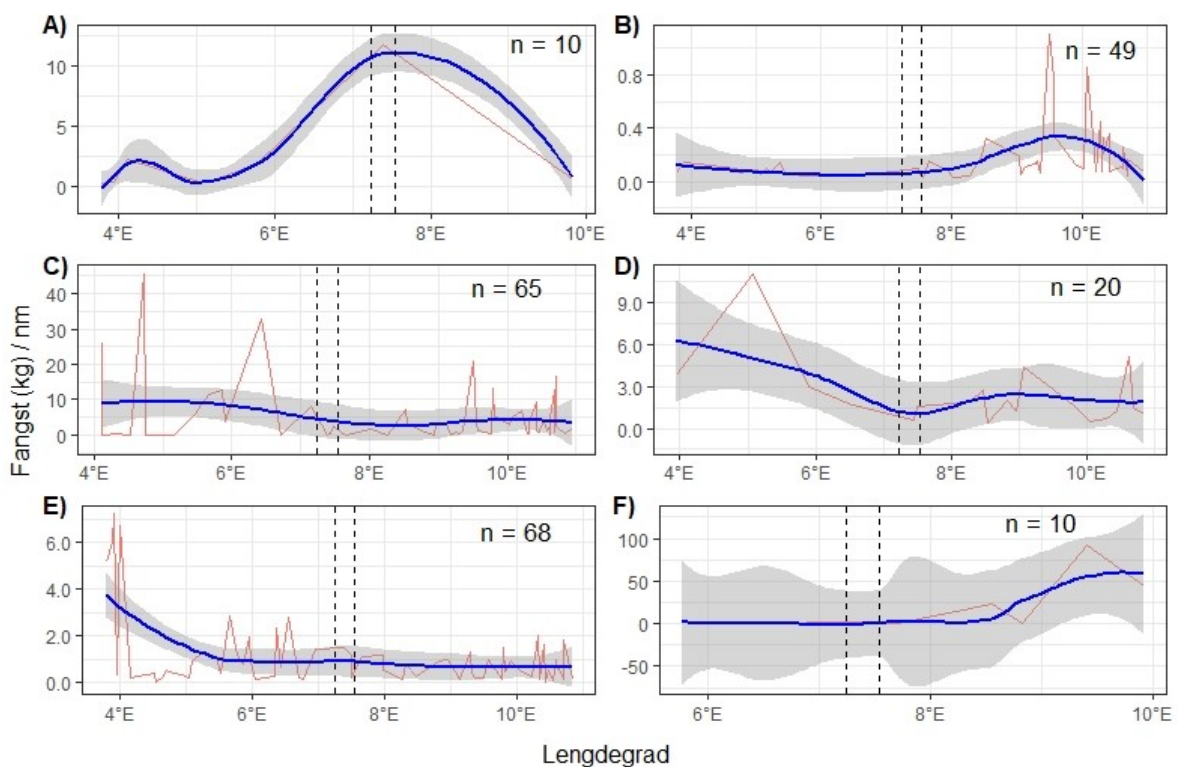
Lengdegruppe	2018		2019		2020	
	Omr. 08	Omr. 09	Omr. 08	Omr. 09	Omr. 08	Omr. 09
Under 11 m	107	869	-	828	192	700
11-14,99 m	119	1077	94	877	149	834
15-20,99 m	156	498	68	298	12	362
21-27,99 m	828	758	697	537	1177	675
28 m og over	234	465	219	356	314	605
Ukjent lengde	-	-	-	1	-	-
<b>Totalt</b>	<b>1444</b>	<b>3667</b>	<b>1078</b>	<b>2897</b>	<b>1844</b>	<b>3176</b>

Rekeflåten i område 09 var dominert av mindre fartøy (under 11 m) i alle tre årene (Tabell 3.2). Område 08 hadde også en del fartøy under 11 m lengde, men en god andel av flåten besto av fartøy i de større lengdegruppene (21 – 27,99 m og 28 m og over). Område 09 hadde totalt flest fartøy, med minst dobbelt så mange som i område 08. Ved sammenlikning mellom områdene fantes det i område 09 flere små fartøy, mens det i område 08 fantes flere store fartøy (Tabell 3.2).

*Tabell 3.2 – Antall fartøy i sluttsedler som deltar i det sørlige norske rekefisket per fartøylengdegruppe i område 08 og 09, i perioden 2018-2020. Data fra Fiskeridirektoratet.*

Lengdegruppe	2018		2019		2020	
	Omr. 08	Omr. 09	Omr. 08	Omr. 09	Omr. 08	Omr. 09
Under 11 m	27	75	21	77	19	75
11-14,99 m	8	33	9	33	12	31
15-20,99 m	8	13	7	9	3	10
21-27,99 m	16	11	13	11	15	13
28 m og over	9	6	12	5	8	7
Ukjent lengde	1	-	-	1	-	-
<b>Totalt</b>	<b>69</b>	<b>138</b>	<b>62</b>	<b>136</b>	<b>57</b>	<b>136</b>

For enkelte arter var det ulik tetthet mellom område 08 og 09, basert på data fra reketoktet 2020 (Figur 3.1). Firetrådet tangbrosme (*Enchelyopus cimbrius*) (Figur 3.1B) hadde høyere tetthet i område 09 enn 08, og skolest (*Coryphaenoides rupestris*) (Figur 3.1F) ser ut til å utelukkende finnes i område 09. Lysing (*Merluccius merluccius*) (Figur 3.1E) og lange (*Molva molva*) (Figur 3.1D) hadde derimot høyere tettheter i område 08. Det ble ikke påvist noen tydelige forskjeller i fisketetthet mellom område 08 og 09 av arter som ikke er presentert. Fangster av dypvannsreke økte noe med økende lengdegrad, men det var likevel ingen klare skiller mellom områdene.



**Figur 3.1** - Fangst (kg) per nautisk mil per lengdegrad for artene A) blålange (*Molva dypterygia*), B) firetrådet tangbrosme (*Enchelyopus cimbrius*), C) hvitting (*Merlangius merlangus*), D) lange (*Molva molva*), E) lysing (*Merluccius merluccius*) og F) skolest (*Coryphaenoides rupestris*). Røde linjer viser fangst per nautisk mil per lengdegrad, blå linje viser en loess regresjonslinje. Grått område viser 95 % konfidensintervall for regresjonslinjen. Stiplede linjer viser overgangen mellom område 08 (v.s) og område 09 (h.s). Overgangen mellom de to statistiske områdene er skjev, derav to stiplede linjer. Data fra HIs reketokt i Norskerenna og Skagerrak 2020 er brukt. *n* indikerer antall stasjoner i reketoktet hvor arten var til stede. Merk at *x*- og *y*-aksen er ulik for hver av figurene A-F.

Ettersom både flåtestrukturen og artssammensetningen for en del arter var ulik mellom områdene, ble det bestemt at stratifisering også skulle gjøres per område.

I tillegg er det vist at demografien til dypvannsreker er ulik mellom område 08 og 09 (Søvik & Thangstad, 2021a). Det er svært lav rekruttering av ettårig dypvannsreke i område 08

sammenliknet med 09, og det kan derfor antas at utkast av dypvannsreke vil være høyere i område 09 enn 08.

Stratifiseringsnivået for estimering ble dermed område, kvartal og år.

## 3.2 KYSTREFERANSEFLÅTEN

### 3.2.1 Kvalitetskode

Område 08 hadde flest registrerte hal/turer i KRF med utkast, både i 2019 og 2020 (Tabell 3.3). Videre var andelen hal med kvalitetskode 7 høyere for område 08 både i 2019 og 2020, med henholdsvis 97,7 % og 99,3 % mot 88,6 % og 86,5 % for område 09. Område 09 i 2018 var det området og året med flest hal registrert i KRF (247 hal/turer), med samtlige av disse halene med kvalitetskode 7. Kun registreringer med kvalitetskode 7 ble brukt i denne studien.

*Tabell 3.3 - Kvalitetskode 7 (alt registrert) og 8 (minst kommersielle, landede arter registrert) for hal med registrert utkast i KRF, i 2018-2020 for område 08 og 09.*

Kvalitetskode	2018		2019		2020	
	Område 09	Område 08	Område 09	Område 08	Område 09	
7	247	213	86	149	45	
8	-	5	11	1	7	

### 3.2.2 Artsliste

KRF skal i utgangspunktet registrere alle arter de får, og KRF-datasettet inneholdt derfor en lang liste med arter. Artslisten med antall registreringer av utkast og landet fangst per art, år (2018-2020) og område (08 og 09) presenteres i Vedleggstabell 2. Denne artslisten er en fullstendig artsliste der kun arter som koder for det samme («glassreke» og «glassreker», «skatefamilien» (familien *Rajidae*) og «skater» (orden *Rajiformes*)) har blitt slått sammen.

I det totale datasettet var det mange arter der antall registreringer av utkast totalt for alle tre år og for begge områder var  $\leq 15$ . Disse artene, markert med \* i Vedleggstabell 2, ble fjernet fra dataene før videre arbeid med estimering av utkast. Enkelte arter, som gråsteinbit (*Anarhichas lupus*), småflekktet rødhai (*Scyliorhinus canicula*) og fjesing (*Trachinus draco*), hadde kun én registrering av utkast i løpet av alle tre år, totalt for begge områdene.

Det varierte hvor mange ulike arter hvert fartøy registrerte, og Vedleggstabell 2 viste at fartøy i område 08 i 2019 registrerte mange krepsdyrarter som ikke ble registrert i område 09. Det ble derfor ikke beregnet utkast for disse artene. Krepsdyr som ble fjernet fra dataene før videre

arbeid, ble markert med \*\* i Vedleggstabell 2. Arter hvor parameterverdier for omgjøring av lengde til vekt manglet, ble også fjernet før videre arbeid og ble markert med \*\*\*.

Utkast ble beregnet for de resterende artene i artslisten, som utgjorde 30 arter.

### **3.2.3 Spørreundersøkelse**

I brukerundersøkelsen (Vedleggstabell 4) sendt ut i forbindelse med denne studien, kom det inn svar fra fire av de seks fartøyene i KRF-datasettet fra 2018-2020.

#### **3.2.3.1 Redskap**

Alle de fire fartøyene som svarte på brukerundersøkelsen, drev fiske med reke-trål både innenfor og utenfor 4 nm, og samtlige brukte seleksjonsrist med 19 mm spileavstand hele året. Ingen av fartøyene skiftet seleksjonsinnretninger med mindre det forekom lovendringer.

Det var ulikt antall masker og maskevidde i trålen som ble brukt av fartøyene, fra 1600-2300 antall masker og 30-60 mm maskestørrelse. Noen fartøy svarte ikke på spørsmålet om redskap, eller de fylte inn maskestørrelsen til trålposen fremfor selve trålen. Det er derfor vanskelig å si noe spesifikt om ulike maskestørrelser som ble brukt av fartøyene i KRF i undersøkelsesperioden. Det varierte mellom kort og lang trålpose, og ett av de fire fartøyene brukte dobbeltrål, de resterende brukte enkeltrål.

Ett av fartøyene som svarte på undersøkelsen, brukte ledepose fra oppsamlingspose som ender opp i trålposen, mens ett fartøy oppga at det ikke ble brukt oppsamlingspose, men at krepseåpning i rist ble brukt. De resterende to fartøyene brukte oppsamlingspose som var adskilt fra trålposen.

To av fartøyene brukte to sollebrett i sollemaskinen, mens to fartøy brukte tre sollebrett. Her var det nok en misforståelse av spørsmålet, ettersom dataene innsendt fra KRF viste at alle fartøy sorterte rekefangster i tre fraksjoner. Det antas derfor at alle brukte to sollebrett.

#### **3.2.3.2 Fangstregistreringer**

To av fartøyene registrerte utkast fra rekepose og utkast fra oppsamlingspose som ett, dvs. at registrert utkast i datasettet fra disse fartøyene ikke kan skilles mellom oppsamlingspose og rekepose. Ett av fartøyene brukte ikke oppsamlingspose, og registrerte derfor kun utkast fra rekeposen. Ett fartøy skrev i undersøkelsen at de skilte mellom utkast i oppsamlingspose og rekepose, og at disse ble registrert som to forskjellige fangstdeler, men med kommentar: «Blir oppsummert når vi har sortert ferdig fangsten». Basert på kommentaren virker det som at dette fartøyet registrerte på samme måte som de to andre fartøyene som brukte oppsamlingspose.

Alle fire fartøy som svarte på brukerundersøkelsen, tok lengdeprøver fra både landet fangst og utkast. For alle tre fartøyene som brukte oppsamlingspose, tok samtlige lengdeprøver av arter som en blanding fra både oppsamlingspose og rekepose. To av fire fartøy tok lengdeprøver som en blanding av individer fra landet fangst og utkast og registrerte dette som én fraksjon. Dette svaret høres merkelig ut, ettersom fangsten alltid registreres som enten utkast (*group* = 23) eller landet fangst (*group* = 26). To fartøy tok separate prøver av landet fangst og utkast.

### **3.2.3.3 Mål/estimering av totalkvantum i alle fraksjoner**

Vekt av tredjesorteringsreker (utkast) ble estimert basert på øyemål av to av fartøyene, mens de to andre fartøyene brukte korgar til å estimere vekten. Første- og andresorteringsreker ble registrert av tre fartøy som vekt fra sluttsedler, mens ett fartøy gjorde et estimat med antall korgar.

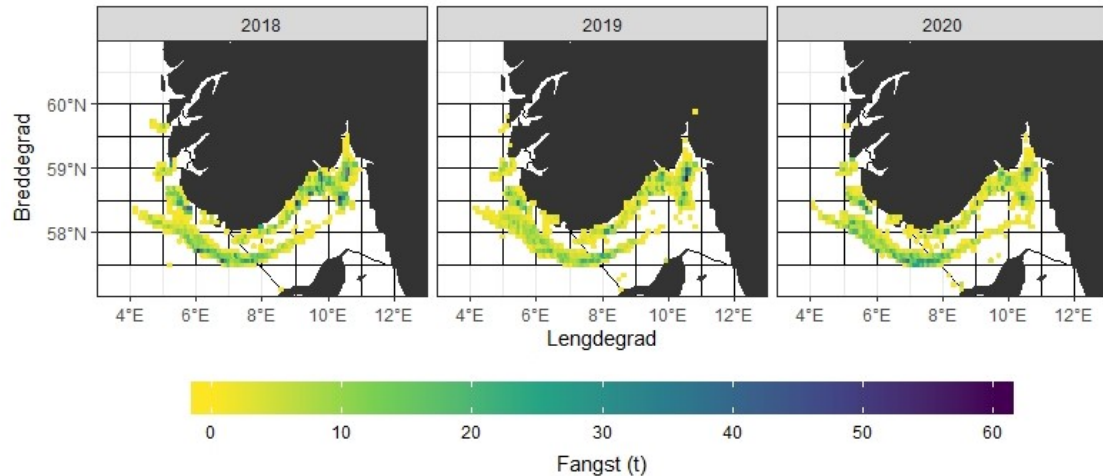
Det var liten grad av overlapp mellom fartøyene i registreringsmetodikk av store fisk av bifangstarter. Fartøyene gjennomførte ulik praksis der noen telte individer, andre brukte vekt fra sluttseddel, mens noen estimerte mengde med korgar.

Ett fartøy svarte i brukerundersøkelsen at de aldri har fått verken sjøkreps, koraller og svamper, sjøfugl eller sjøpattedyr i reketrål. To fartøy svarte at dette ble registrert på fangstskjema dersom det forekom i fangsten. Det resterende fartøyet registrerte sjøkreps, men innrømmet at de var for dårlig til å registrere koraller og svamper. Sjøfugl og sjøpattedyr ble ikke registrert for dette fartøyet.

Tre av fartøyene registrerte at øyepål kunne slippes ut før fangsten heises om bord, men at vekt likevel ble registrert på fangstskjema basert på øyemål. Dette kunne også forekomme for skolest, kolmule (*Micromesistius poutassou*) og vassild (*Argentina silus*). Ett fartøy heiste hele fangsten om bord og registrerte deretter alt på fangstskjema.

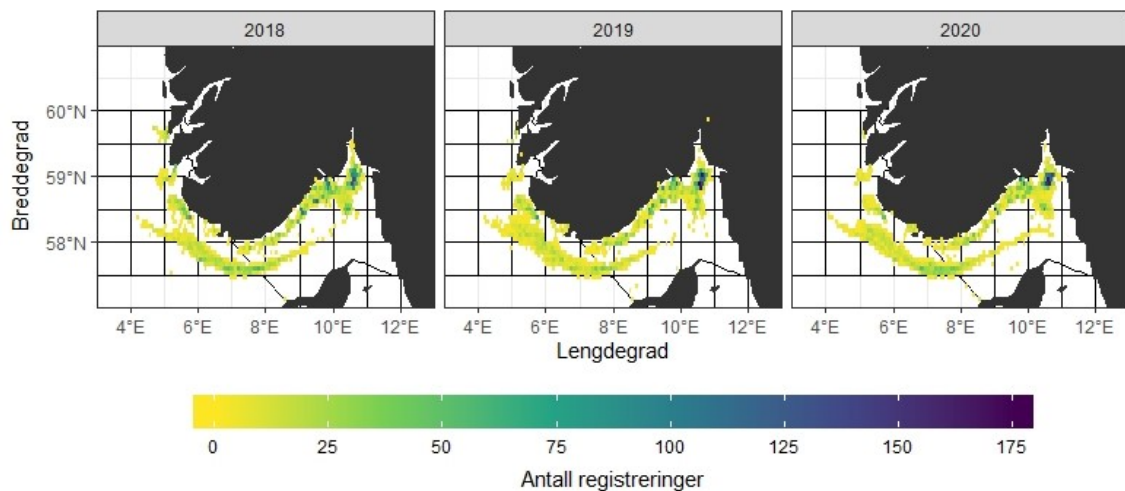
## **3.3 REPRESENTATIVITET AV KRF-DATA**

Figur 3.2 viser den geografiske fordelingen av fangst av dypvannsreke rapportert i ERS for område 08 og 09 i 2018-2020. Det var liten forskjell mellom de tre årene for hvor de største rekefangstene ble fisket. Det var høy fangst for alle tre årene langs Revet i område 08 og på Svennerbanken i område 09. For 2018 var det også høy fangst langs kysten mellom Langesund og Kragerø.



**Figur 3.2** – Geografisk fordeling av totalt rapportert fangst (tonn) av dypvannsreke i elektroniske dagbøker (ERS) i områdene 08 og 09, 2018-2020. Fangst fra ERS ble summert per polygon basert på rapportert startlokasjon for halet. Data i dagbøkene kommer fra fartøy  $\geq 15$  m i område 08 og  $\geq 12$  m i område 09. Data fra Fiskeridirektoratet.

Det var noe høyere intensitet i rekefisket i område 09 i alle de tre årene sammenliknet med område 08, spesielt i indre Skagerrak (Figur 3.3). Det var antydninger til høyere fiskepress også langs kysten i område 09, mellom Lillesand og Kragerø. Område 08 så relativt homogent ut med tanke på intensitet i fisket for alle tre årene (Figur 3.3).



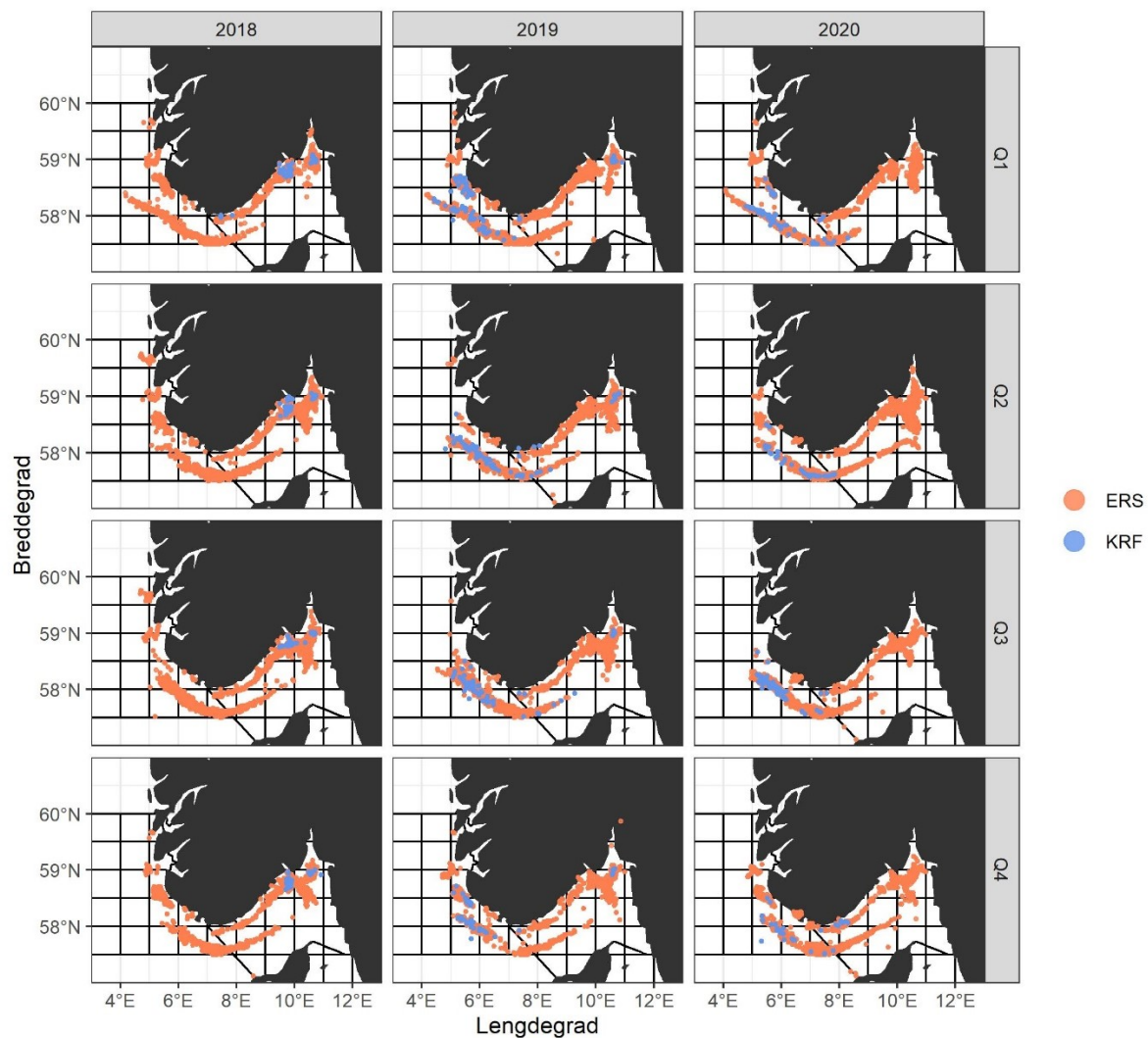
**Figur 3.3** - Geografisk fordeling av totalt antall hal for rekefartøy registrert i elektroniske dagbøker (ERS) i områdene 08 og 09, 2018-2020. Antall hal fra ERS ble summert per polygon basert på rapportert startlokasjon. Data i dagbøkene kommer fra fartøy  $\geq 15$  m i område 08 og  $\geq 12$  m i område 09. Data fra Fiskeridirektoratet.

ERS har kun data fra fartøy over 12 m for Skagerrak (område 09) og fartøy over 15 m for Norskerenna (område 08), men gir likevel et godt bilde på hvor rekefeltene det fiskes på, befinner seg.



Dekningen av innsamlet data fra KRF i område 09 var begrenset, sammenliknet med utbredelsen av hele rekeflåten (Figur 3.4). 2018-data fra KRF var begrenset til to små områder i indre Skagerrak, i tillegg til et par turer ved grensen mellom område 08 og 09. I 2020 manglet det data for områdene i indre Skagerrak. Gjennomgående for alle tre årene i område 09 var at det manglet data langs kysten fra Kragerø til Lillesand og på store deler av Svennerbanken.

KRF hadde god dekning i område 08 for alle kvartal i 2019 og 2020, sammenliknet med lokasjoner fra fangstdagbøkene, men manglet data fra 2018 (Figur 3.4).



**Figur 3.4** – Geografisk fordeling av registrerte turer i elektroniske dagbøker (ERS) (oransje) sammenliknet med registrerte turer for KRF (blå) i områdene 08 og 09, per kvartal for 2018-2020. Geografisk posisjon ble basert på startlokasjon for både KRF og ERS-data. Data fra dagbøkene kom fra fartøy  $\geq 15$  m i område 08 og  $\geq 12$  m i område 09. ERS data hentet fra Fiskeridirektoratet og KRF data fra Havforskningsinstituttet.

Kystreferanseflåtedata fra 2018 til 2020 ble brukt som grunnlag for å skalere opp til hele flåten. Tabell 3.4 viser hvor stor del av flåten som ble representert av referanseflåtedataene per år og

område. Område 08 hadde bedre prøvedekning både når det gjaldt antall fartøy og antall turer, enn hva område 09 hadde (Tabell 3.4).

**Tabell 3.4** - Dekningen for data fra Kystreferanseflåten sammenliknet med sluttседdeldata for leverte rekefangster i område 08 og 09, 2018-2020. Turer i KRF representerer antallet sluttседler som ble koblet til registrerte turer.

Område	År	<u>Fartøy</u>			<u>Turer</u>		
		KRF	Sluttседdel	% dekning	KRF	Sluttседdel	% dekning
8	2019	2	62	3,23	85	2277	3,73
8	2020	2	57	3,51	64	2276	2,81
9	2018	3	140	2,14	176	9445	1,86
9	2019	2	137	1,46	94	9377	1,00
9	2020	3	138	2,17	45	9068	0,50

Figur 3.4 viser at KRF-data i område 09 ikke hadde god nok geografisk dekning sammenliknet med hele flåten for noen av de årlige kvartalene, og oppfyller derfor ikke krav for representativitet satt i avsnitt 2.3.4. Det var høye fangster av dypvannsreke langs kysten mellom Lillesand og Kragerø i alle de tre årene for hele rekeflåten (Figur 3.2), et område som ikke ble dekket av KRF for noen av de årlige kvartalene (Figur 3.4).

For område 09 oppfylte både 2018 og 2019 kravet om minst 1 % dekning, hvor 2019 hadde dekning på nøyaktig 1 % (Tabell 3.4). Året 2020 hadde en dekning på 0,5 % og oppfylte ikke kravet.

Basert på undersøkelsene ble det derfor bestemt at datagrunnlaget for KRF i område 09 ikke var representativt nok til å kunne brukes til estimering av utkast fra hele flåten i området i perioden 2018-2020. I tillegg ble påbud om sorteringsrist innenfor 4 nm først innført i 2019 for område 08 og 09 (*Forskrift Om Sorteringsrist i Rekefåte*, 2013, §1), og før dette tidspunktet var det trolig varierende om fartøy i områdene brukte rist eller ikke. Dette fører til ytterligere usikkerhet om fartøy i KRF i område 09 brukte representative redskap for hele rekeflåten for året 2018.

KRF data i område 08 hadde en god geografisk dekning av alle områder som hele flåten fisket på (Figur 3.4). Det var ingen områder hvor rekeflåten høstet store fangster (Figur 3.2) eller hvor det var høyt fiskepress (Figur 3.3) i område 08 som ikke ble dekket av KRF. KRF hadde kun registrert data for område 08 for 2019 og 2020, men begge årene oppfylte kravet om minst 1 % dekning av hal i området, med henholdsvis 3,73 % og 2,81 % (Tabell 3.4).

Datagrunnlaget for KRF i område 08 ble vurdert til å være representativt for fiskeaktiviteten i hele området i studieperioden og ble derfor brukt til å estimere utkast for hele rekeflåten i dette området.

Videre analyser i denne studien brukte data fra representative områder, dvs. det ble kun brukt KRF-data fra område 08 for de to årene som er registrert, 2019 og 2020.

### **3.4 DATAGRUNNLAG**

Gjennomsnittlig lengde og estimert vekt utregnet ved formel 2.1 og 2.3 er presentert i Vedleggstabell 5. Øyepål var den arten med totalt flest lengdemålinger registrert i perioden 2018-2020, med en total gjennomsnittlig lengde på 14,25 cm og en estimert vekt på 0,022 kg per individ. Torsk hadde en betydelig høyere gjennomsnittlig lengde i 2018 sammenliknet med 2019 og 2020 (2018: 59,07 cm, 2019: 35,5 cm, 2020: 34,25 cm), dette medførte en stor forskjell i estimert individvekt med en differanse på 1,18-1,21 kg per individ. Ettersom område 09 ikke oppfylte kravene for representativitet til flåten i området i denne studien, ble ikke data fra 2018 brukt.

### **3.5 ESTIMERT UTKAST**

Estimater for totalt utkast (tonn) med konfidensintervall for arter per årlig kvartal og totalt per år for område 08 er presentert i Vedleggstabell 6. Figurer med estimert utkast og konfidensintervaller, samt signifikans resultat, for alle arter det ble estimert utkast for finnes på interaktiv webside (Vedlegg 2). Arter hvor det var nok data til å estimere utkast for alle kvartal i 2019-2020 (tolv arter), er presentert under. I tillegg presenteres kommersielle arter (tre arter) som det ble estimert totalt utkast for. Estimert utkast av pigghå er også presentert, ettersom arten er på den norske rødlisten.

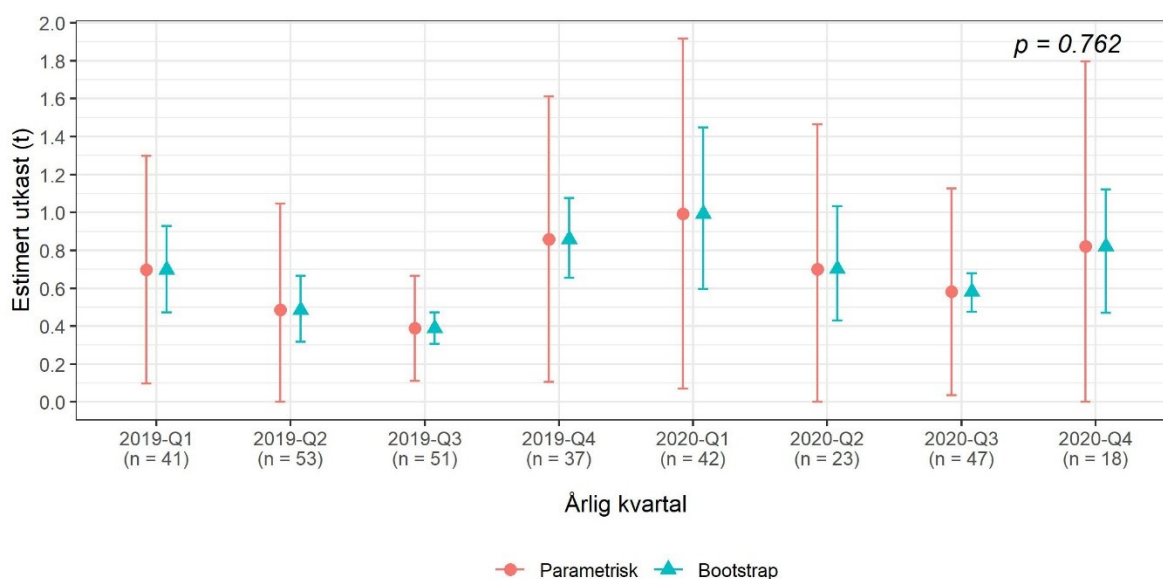
Antall observasjoner ( $n$ ) i figurene under representerer antall sluttsedler som de registrerte turene i KRF ble koblet sammen med.

Det var flest arter som hadde det høyeste estimerte utkastet i 1. kvartal i 2019 (åtte arter). Totalt var det kun seks arter som ikke hadde høyest estimert utkast enten i 1. kvartal eller i 4. kvartal, uavhengig av år. For majoriteten av artene (nitten arter) var det årlige kvartalet hvor det var estimert høyest utkast også det årlige kvartalet med flest eller nest-flest antall sluttsedler fra KRF som grunnlag. Parametrisk beregnede konfidensintervall var bredest for det årlige kvartalet med høyest estimert utkast for alle bortsett fra seks arter.

### 3.5.1 Hågjel (*Galeus melastomus*)

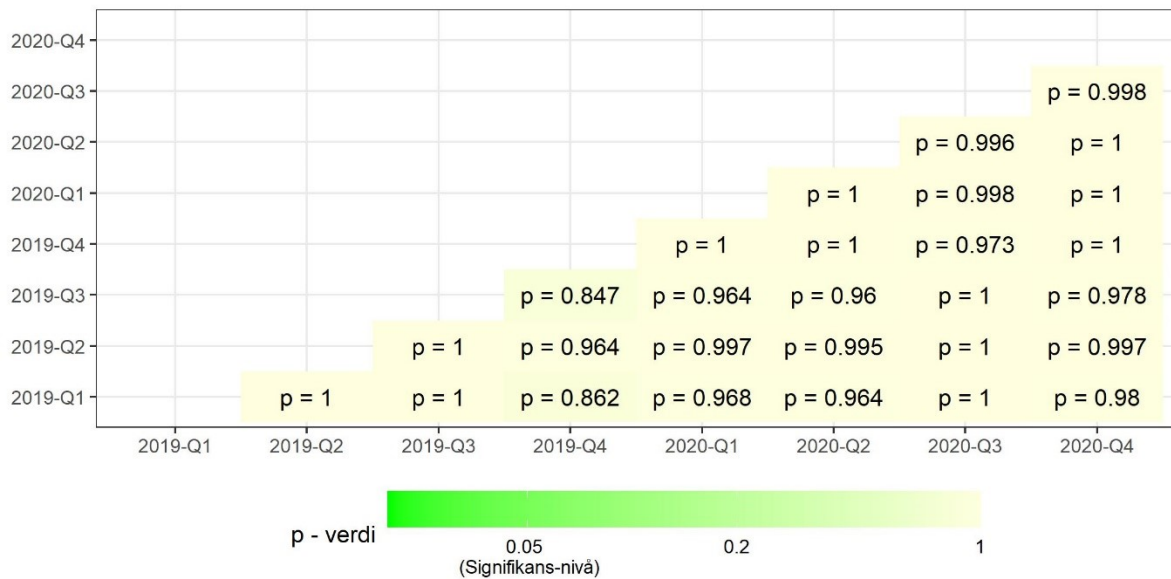
Totalt utkast minket gradvis fra 1. kvartal til 3.kvartal, og økte igjen i 4. kvartal både i 2019 og 2020 (Figur 3.5). Det største utkastet var i 1. kvartal 2020 med 0,99 tonn (Parametrisk konfidensintervall [0,07 – 1,92], Bootstrap konfidensintervall [0,6 – 1,45]). ANOVA-analysen viste ingen indikasjoner ( $p = 0,762$ ) på forskjell i utkast mellom årlige kvartal (Figur 3.5).

Høyeste antall observasjoner var i 2. kvartal 2019, med  $n = 53$  (Figur 3.5). Færrest antall observasjoner var registrert i 4. kvartal 2020 ( $n = 18$ ).



**Figur 3.5** – Estimert utkast av hågjel per årlig kvartal for område 08 i 2019-2020. Kalkulert 95% konfidensintervall basert på parametriske metoder (rød) og ved bootstrap (blå). Parametrisk beregnede konfidensintervall (rød) er avgrenset til  $\geq 0$ , til tross for at intervallet ville vært negativt.  $n$  på x-aksen representerer antall turer registrert i KRF koblet til sluttleder som utgjorde datagrunnlaget for estimatet.  $p$ -verdi viser resultatet av ANOVA-analyse mellom estimert utkast og årlig kvartal, med et satt signifikansnivå på 5 %.

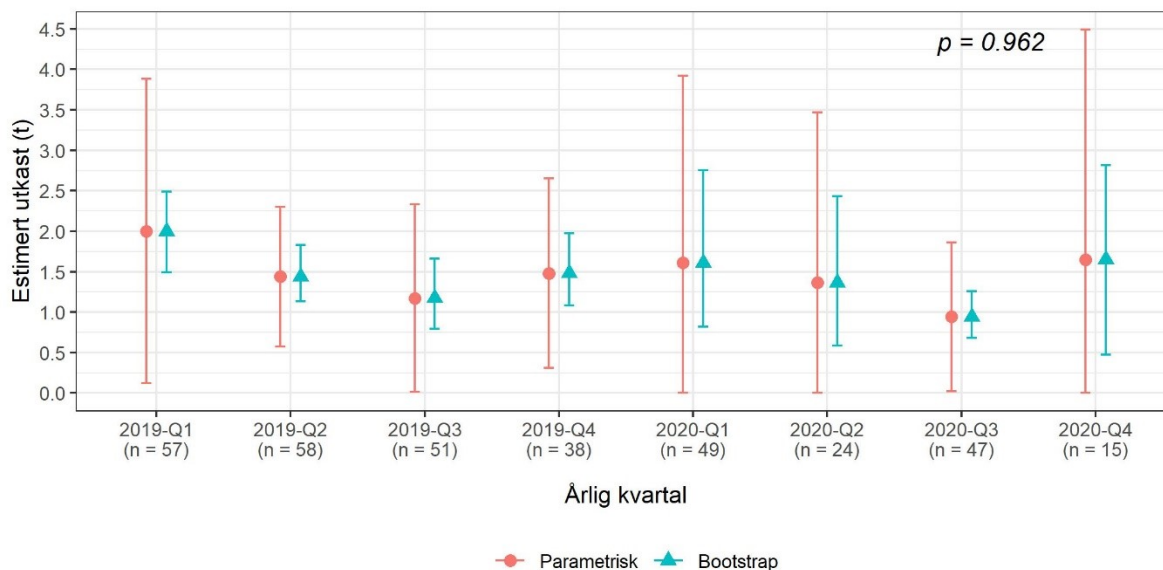
Det var ingen signifikante forskjeller mellom de årlige kvartalene av estimert utkast for hågjel, med laveste  $p$ -verdi på 0.847 fra Tukey-test gjennomført etter ANOVA analysen (Figur 3.6).



**Figur 3.6** – Resultat av post-hoc Tukey-test for hågjel. Parvise p-verdier for å avgjøre signifikans mellom de årlige kvartalene, med et satt signifikansnivå på 5 %. Logaritmisk fargeskala for p-verdi, desto klarere grønnfarge, desto nærmere signifikant verdi.

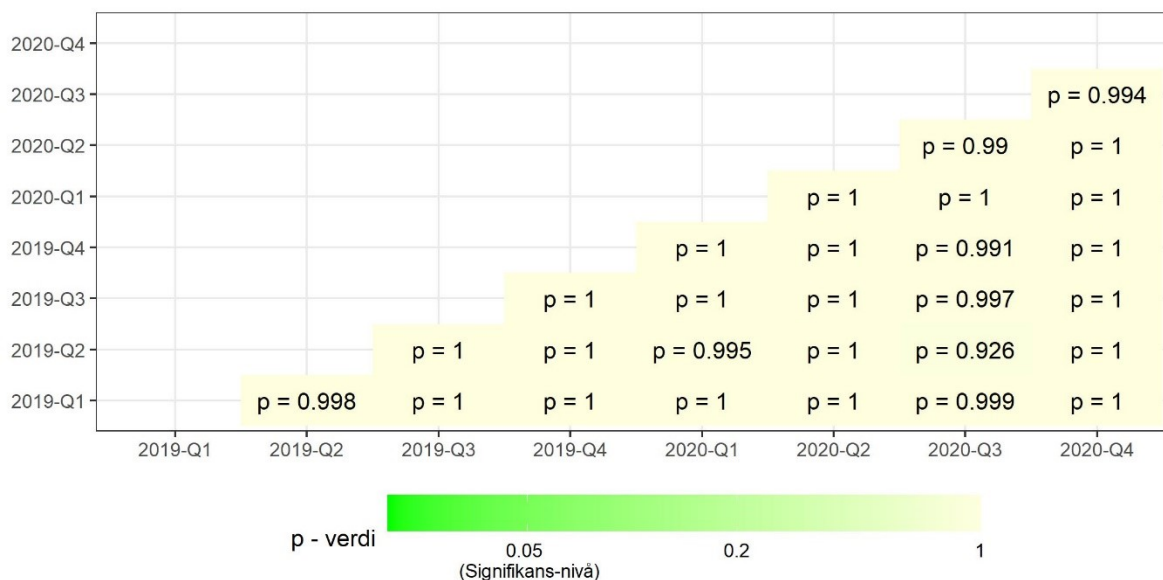
### 3.5.2 Havmus (*Chimaera monstrosa*)

På samme måte som ved estimert utkast av hågjel, var det en trend mellom kvartaler i estimert utkast av havmus (Figur 3.7). Estimert utkast minket fra 1. til 3. kvartal for begge årene, 2019 og 2020, for så å stige igjen i 4. kvartal. Høyeste estimerte utkast av havmus var i 1. kvartal 2019 (2,0 tonn). Antall observasjoner var høyt for samtlige årlige kvartal, med laveste antall turer i 4. kvartal 2020 (n = 15) (Figur 3.7). ANOVA-analysen ga en p-verdi på 0.962, som ikke indikerer signifikant forskjell mellom utkast per årlige kvartal (Figur 3.7).



**Figur 3.7** – Estimert utkast av havmus per årlig kvartal for område 08 i 2019-2020. Kalkulert 95% konfidensintervall basert på parametriske metoder (rød) og ved bootstrap (blå). Parametriske beregnede konfidensintervall (rød) er avgrenset til  $\geq 0$ , til tross for at intervallet ville vært negativt.  $n$  på x-aksen representerer antall turer registrert i KRF koblet til sluttседler som utgjorde datagrunnlaget for estimatet.  $p$ -verdi viser resultatet av ANOVA-analyse mellom estimert utkast og årlig kvartal, med et satt signifikansnivå på 5 %.

Tukey-test for havmus viste ingen signifikante, parvise forskjeller mellom årlige kvartal (Figur 3.8).

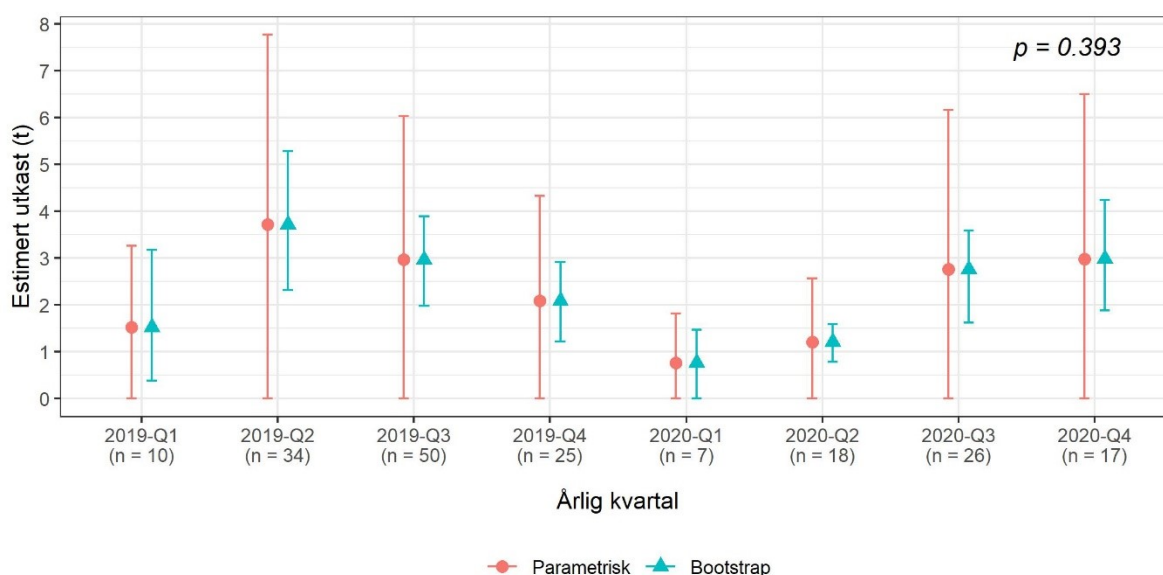


**Figur 3.8** – Resultat av post-hoc Tukey-test for havmus. Parvise  $p$ -verdier for å avgjøre signifikans mellom de årlige kvartalene, med et satt signifikansnivå på 5 %. Logaritmisk fargeskala for  $p$ -verdi, desto klarere grønnfarge, desto nærmere signifikant verdi.

### 3.5.3 Kloskate (*Amblyraja radiata*)

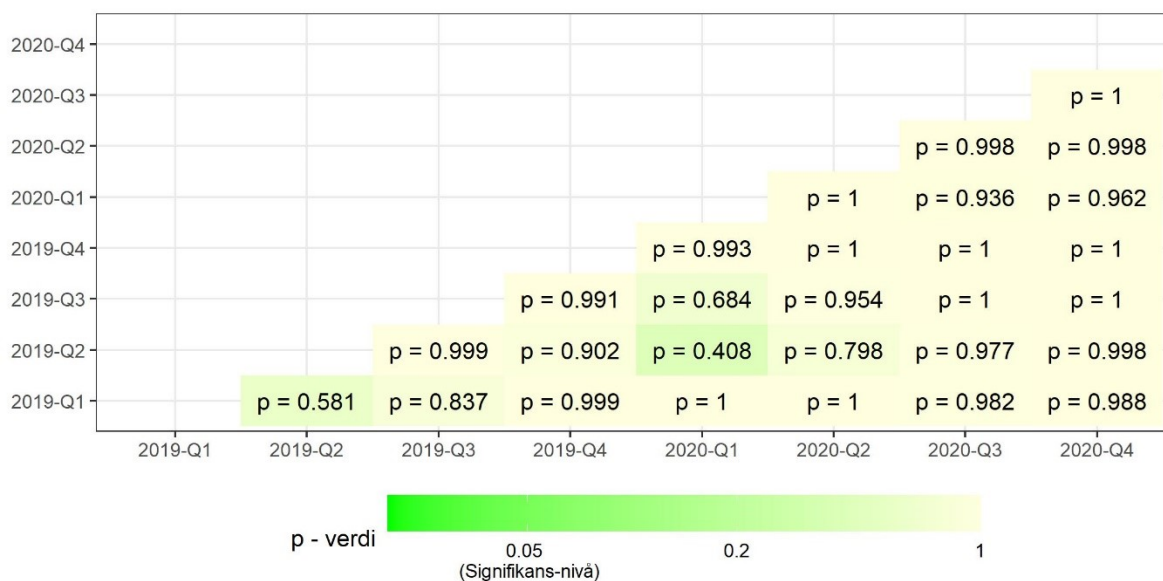
Det var ingen klar trend mellom kvartaler for estimert utkast av kloskate (Figur 3.9). Første kvartal hadde laveste estimerte mengde både i 2019 og 2020 (1,52 tonn og 0,76 tonn). I 2019 var høyeste estimerte utkast i 2. kvartal, og mengde utkast sank gradvis til 4. kvartal. I 2020 skjedde det motsatte, hvor mengde utkast av kloskate økte fra 1. til 4. kvartal. Første kvartal 2020 var det årlige kvartalet med færrest observasjoner ( $n = 7$ ), mens 3. kvartal 2019 hadde flest turer ( $n = 50$ ). Alle parametriske konfidensintervall var bredere enn bootstrap konfidensintervallene, og alle ble strekt helt ned til 0.

ANOVA-analysen av estimert utkast per årlig kvartal viste ingen signifikante forskjeller, med en p-verdi på 0,393 (Figur 3.9).



**Figur 3.9** – Estimert utkast av kloskate per årlig kvartal for område 08 i 2019-2020. Kalkulert 95% konfidensintervall basert på parametriske metoder (rød) og ved bootstrap (blå). Parametrisk beregnede konfidensintervall (rød) er avgrenset til  $\geq 0$ , til tross for at intervallet ville vært negativt. n på x-aksen representerer antall turer registrert i KRF koblet til sluttседler som utgjorde datagrunnlaget for estimatet. p-verdi viser resultatet av ANOVA-analyse mellom estimert utkast og årlig kvartal, med et satt signifikansnivå på 5%.

Tukey-testen gjennomført i etterkant av ANOVA-analysen viste heller ingen signifikante forskjeller mellom parvise årlige kvartal (Figur 3.10). 2. kvartal 2019 og 1. kvartal 2020 hadde laveste p-verdi for Tukey-testen for kloskate ( $p = 0,408$ ).



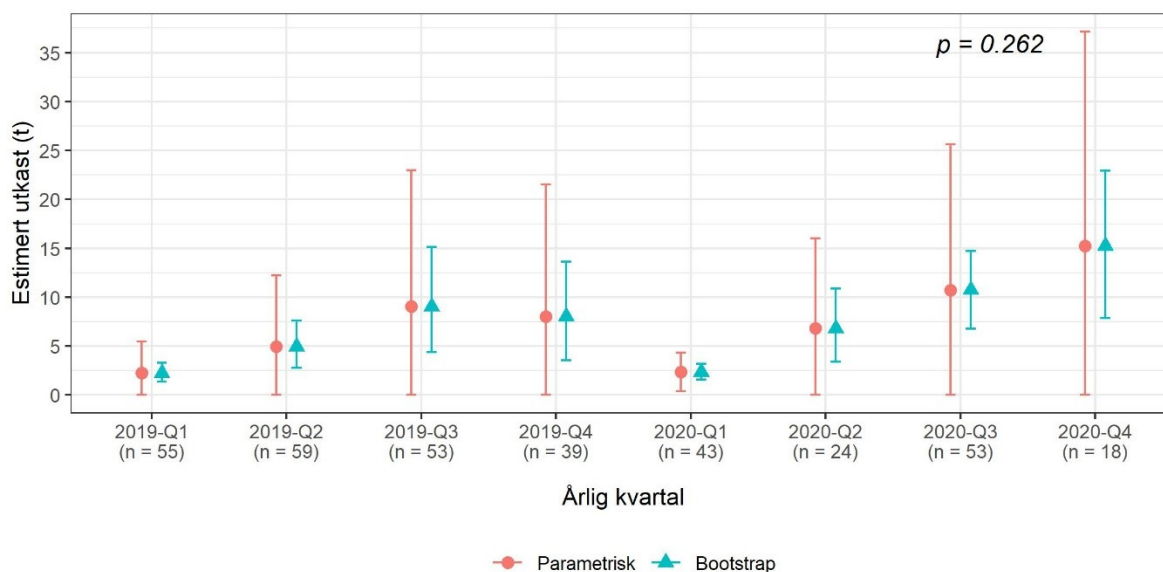
**Figur 3.10** – Resultat av post-hoc Tukey-test for kloskate. Parvise p-verdier for å avgjøre signifikans mellom de årlige kvartalene, med et satt signifikansnivå på 5 %. Logaritmisk fargeskala for p-verdi, desto klarere grønnfarge, desto nærmere signifikant verdi.

### 3.5.4 Kolmule (*Micromesistius poutassou*)

Estimatene for utkast av kolmule i 2019 økte gradvis fra 1. kvartal til 3. kvartal, og sank noe fra 3. til 4. kvartal (Figur 3.11). I 2020 steg estimatene jevnt fra 1. kvartal til 4. kvartal. Høyeste estimerte utkast av kolmule var i 4. kvartal 2020 (15,26 tonn), også med det videste konfidensintervallet av alle årlige kvartal [-6.65, 37.16]. Parametrisk beregnet konfidensintervall var videre enn bootstrap-estimatet for alle årlige kvartal. Antall observasjoner var høyest for 2. kvartal 2019 (n = 59) og lavest for 4. kvartal 2020 (n = 18).

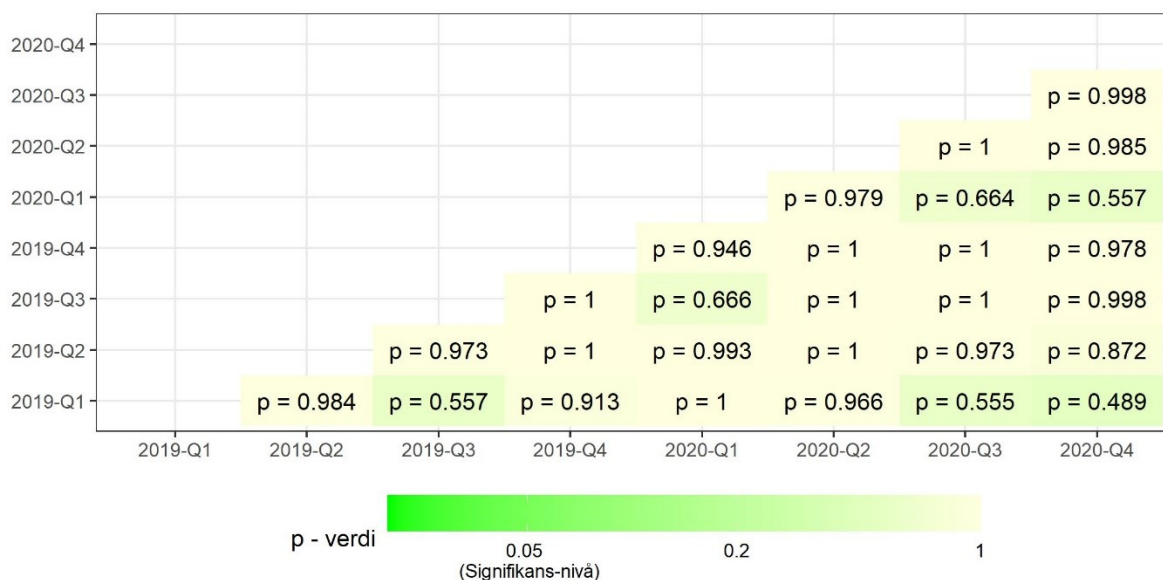
ANOVA-analyse av estimert utkast av kolmule per årlig kvartal ga en p-verdi på 0,262 (Figur 3.11), dvs. ingen indikasjoner på signifikante forskjeller.





**Figur 3.11** – Estimert utkast av kolmule per årlig kvartal for område 08 i 2019-2020. Kalkulert 95% konfidensintervall basert på parametriske metoder (rød) og ved bootstrap (blå). Parametrisk beregnede konfidensintervall (rød) er avgrenset til  $\geq 0$ , til tross for at intervallet ville vært negativt. n på x-aksen representerer antall turer registrert i KRF koblet til sluttседler som utgjorde datagrunnlaget for estimatet. p-verdi viser resultatet av ANOVA-analyse mellom estimert utkast og årlig kvartal, med et satt signifikansnivå på 5 %.

Det var ingen signifikante forskjeller i utkast av kolmule mellom årlige kvartal basert på Tukeys post-hoc test (Figur 3.12). Laveste p-verdi var mellom 1. kvartal 2019 og 4. kvartal 2020, med  $p = 0,489$ . Majoriteten av de parvise sammenlikningene i Tukey-testen viste en p-verdi nær eller lik 1.

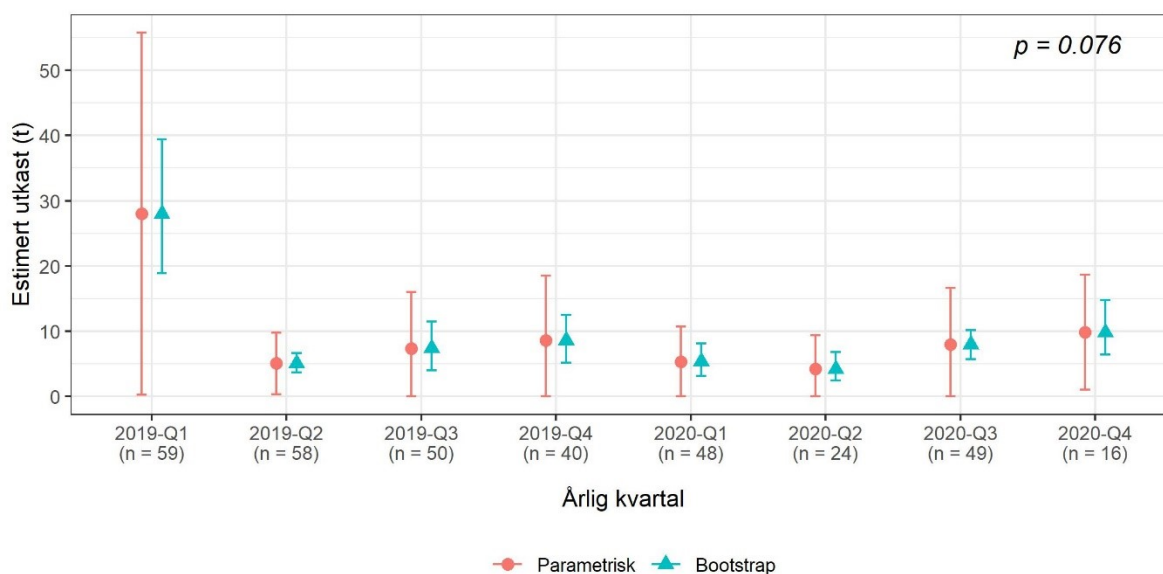


**Figur 3.12** – Resultat av post-hoc Tukey-test for kolmule. Parvise p-verdier for å avgjøre signifikans mellom de årlige kvartalene, med et satt signifikansnivå på 5 %. Logaritmisk fargeskala for p-verdi, desto klarere grønnfarge, desto nærmere signifikant verdi.

### 3.5.5 Øyepål (*Trisopterus esmarkii*)

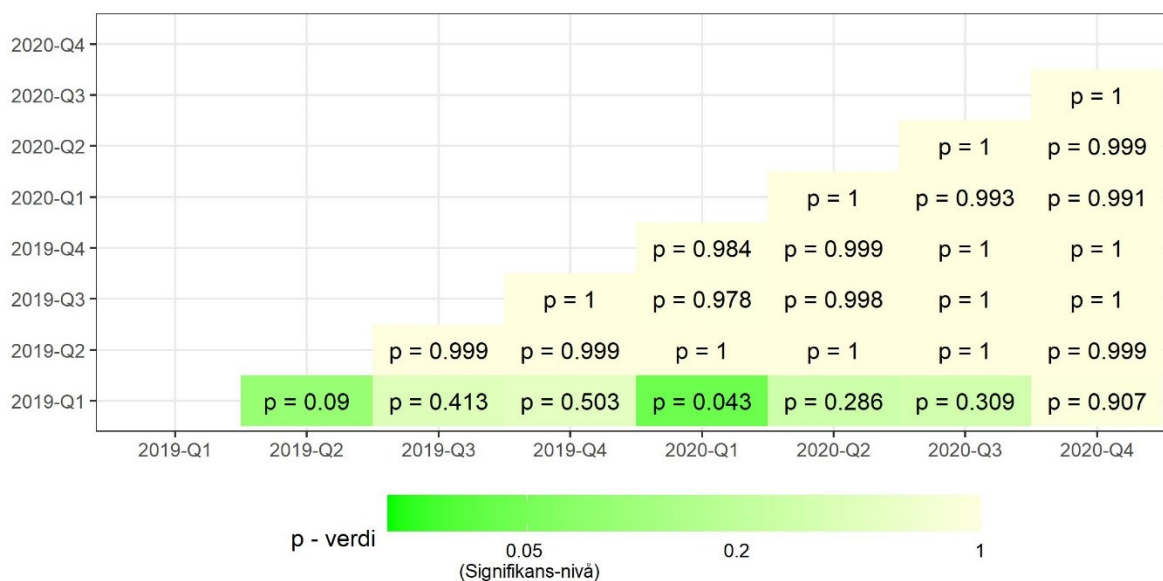
Utkast av øyepål i 1. kvartal 2019 var betydelig høyere enn andre årlige kvartal (28,02 tonn mot 4,23 – 9,85 tonn) (Figur 3.13). Første kvartal 2019 hadde et høyt parametrisk konfidensintervall [0,29 – 55,75]. De utregnede parametriske konfidensintervallene var videre enn bootstrap-konfidensintervaller for alle årlige kvartal.

ANOVA analysen viste en p-verdi på 0,076 (Figur 3.13). ANOVA indikerer ved p-verdien at det ikke var noen sikre signifikante forskjeller mellom de årlige kvartalenes estimater. P-verdien ( $p = 0,076$ ) var imidlertid ikke langt fra bestemt signifikansnivå ( $p \leq 0,05$ ).



**Figur 3.13** – Estimert utkast (tonn) av øyepål per årlig kvartal for område 08 i 2019-2020. Kalkulert 95% konfidensintervall basert på parametriske metoder (rød) og ved bootstrap (blå). Parametrisk beregnede konfidensintervall (rød) er avgrenset til  $\geq 0$ , til tross for at intervallet ville vært negativt. n på x-aksen representerer antall turer registrert i KRF koblet til sluttседler som utgjorde datagrunnlaget for estimatet. p-verdi viser resultatet av ANOVA-analyse mellom estimert utkast og årlig kvartal, med et satt signifikansnivå på 5 %.

Tukey-test gjennomført i etterkant av ANOVA-analysen viste en signifikant forskjell mellom 1. kvartal 2019 og 1. kvartal 2020 med  $p = 0,043$  (Figur 3.14). P-verdi under signifikansnivået ( $p \leq 0,05$ ) indikerer at det er usannsynlig at disse forskjellene skyldes tilfeldigheter.



**Figur 3.14** – Resultat av post-hoc Tukey-test for øyepål. Parvise p-verdier for å avgjøre signifikans mellom de årlige kvartalene, med et satt signifikansnivå på 5 %. Logaritmisk fargeskala for p-verdi, desto klarere grønnfarge, desto nærmere signifikant verdi.

### 3.5.6 PiggsKate (*Raja clavata*)

I 2019 var estimert utkast av piggsKate jevnt rundt 5-6 tonn for alle kvartal, med unntak av 1. kvartal (23,96 tonn) (Figur 3.15). Også 2. og 3. kvartal i 2020 hadde et estimert utkast på rundt 6 tonn. Første kvartal i 2020 hadde lavest estimert utkast (1,41 tonn), og 4. kvartal 2020 hadde det høyeste estimerte utkastet (24,56 tonn). 2019 hadde betydelig flere observasjoner enn 2020. Høyeste antallet turer i 2019 var 1. kvartal (n = 50), sammenliknet med 3. kvartal 2020 som hadde høyeste antall turer i 2020 (n = 9).

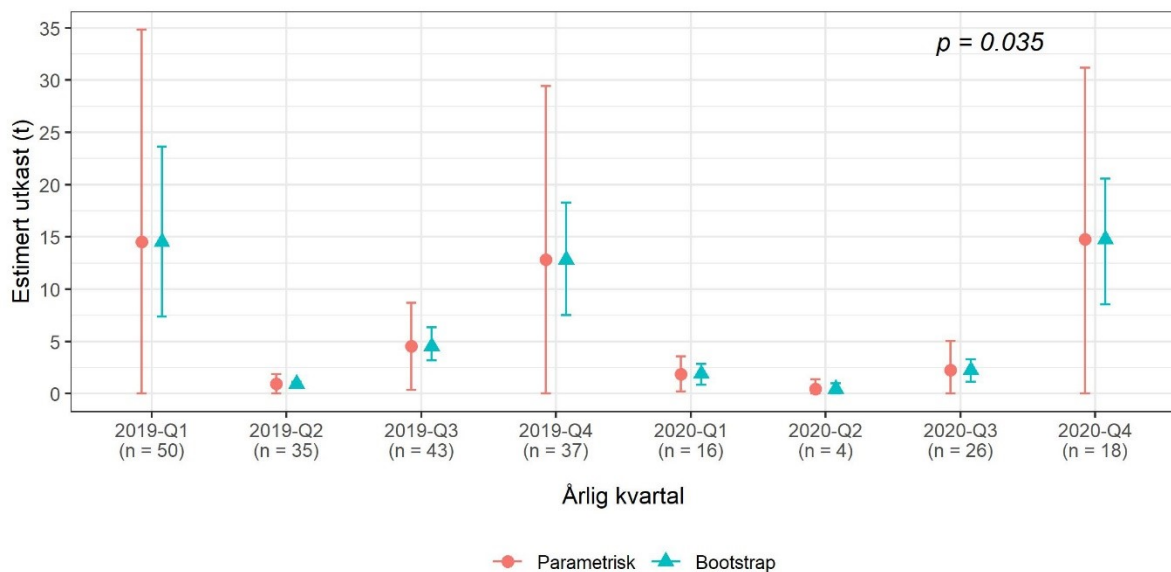
ANOVA analysen viste ingen signifikant forskjell mellom de årlige kvartalene med  $p = 0,365$  (Figur 3.15).



### 3.5.7 Rognkjeks (*Cyclopterus lumpus*)

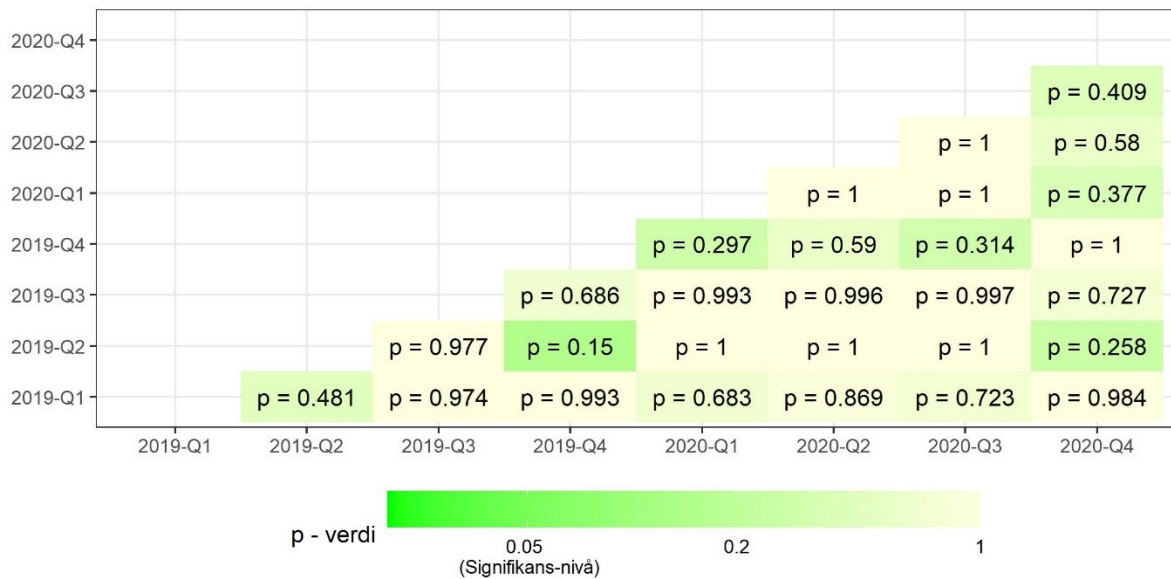
Høyeste estimerte utkastet av rognkjeks var i 4. kvartal 2020 (14,77 tonn) med parametrisk konfidensintervall [-1,62 – 31,17] og Bootstrap intervall [8,54 – 20,57] (Figur 3.17). Parametrisk konfidensintervall var gjennomgående høyere enn bootstrap for alle årlige kvartal. 1. kvartal 2019 hadde høyest antall observasjoner ( $n = 50$ ). Laveste estimerte utkast av rognkjeks var i 2. kvartal 2020 (0,46 tonn), dette var også det kvartalet som hadde lavest antall observasjoner med  $n = 4$  (Figur 3.17).

ANOVA-analysen viste en signifikant forskjell mellom estimatene for de årlige kvartalene med  $p = 0,035$  (Figur 3.17).



**Figur 3.17** – Estimert utkast av rognkjeks per årlig kvartal for område 08 i 2019-2020. Kalkulert 95% konfidensintervall basert på parametriske metoder (rød) og ved bootstrap (blå). Parametrisk beregnede konfidensintervall (rød) er avgrenset til  $\geq 0$ , til tross for at intervallet ville vært negativt.  $n$  på x-aksen representerer antall turer registrert i KRF koblet til sluttsedler som utgjorde datagrunnlaget for estimatet.  $p$ -verdi viser resultatet av ANOVA-analyse mellom estimert utkast og årlig kvartal, med et satt signifikansnivå på 5%.

Laveste  $p$ -verdi fra Tukey-testen gjennomført etter ANOVA-analysen var mellom 2. kvartal og 4. kvartal i 2019 ( $p = 0,15$ ) (Figur 3.18).  $P$ -verdien var  $\geq 0,05$ , som ikke indikerer en sikker signifikant forskjell mellom kvartalene.

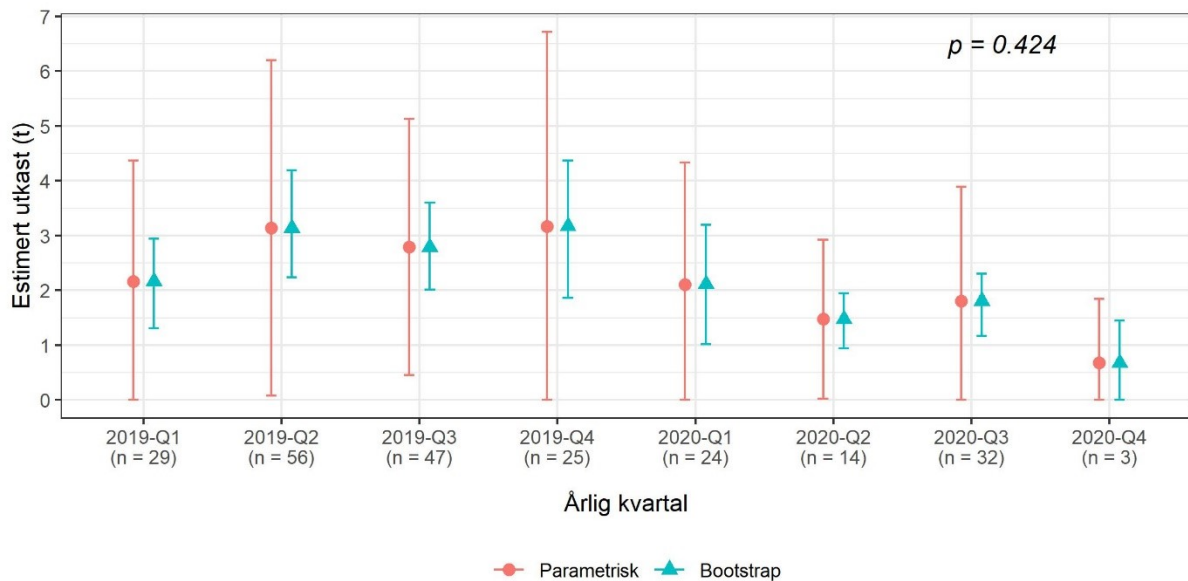


**Figur 3.18** – Resultat av post-hoc Tukey-test for rognkjeks. Parvise p-verdier for å avgjøre signifikans mellom de årlige kvartalene, med et satt signifikansnivå på 5 %. Logaritmisk fargeskala for p-verdi, desto klarere grønnfarge, desto nærmere signifikant verdi.

### 3.5.8 Skjellbrosme (*Phycis blennoides*)

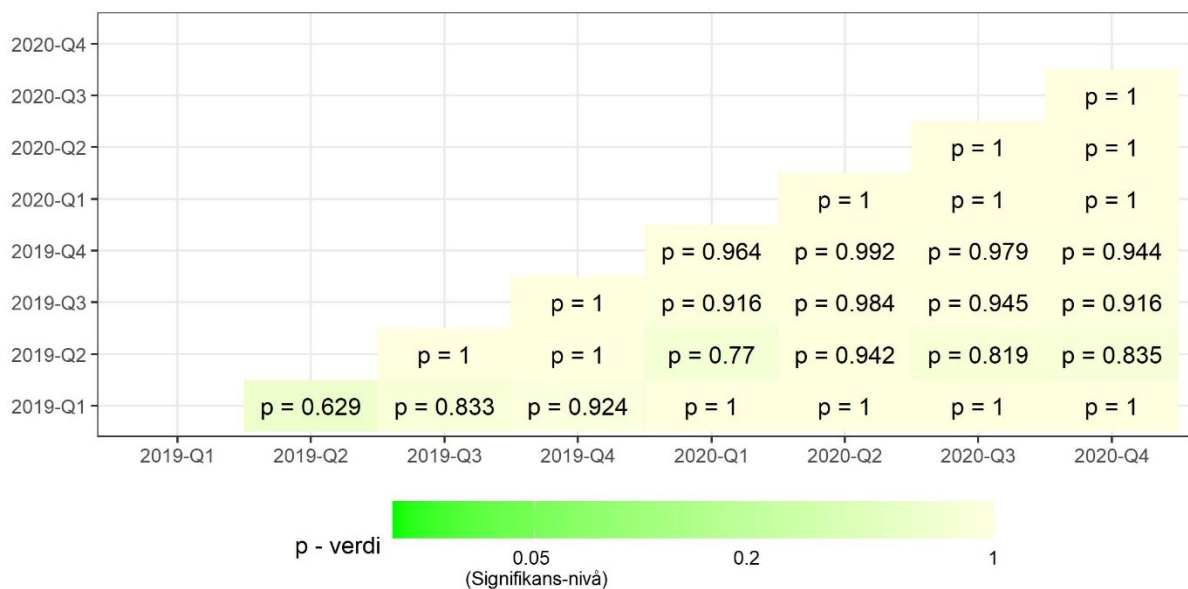
Estimert utkast per årlig kvartal for skjellbrosme økte fra 1. til 2. kvartal for begge år (Figur 3.19). Utkastet sank fra 2. til 3. kvartal, for så å stige igjen mot 4. kvartal i 2019. Estimert utkast for skjellbrosme var generelt høyere for alle kvartal i 2019 sammenliknet med 2020. Antall observasjoner var høyest for 2. kvartal 2019 ( $n = 56$ ) og lavest for 4. kvartal 2020 ( $n = 3$ ).

ANOVA viste ingen signifikante forskjeller ( $p = 0,424$ ) mellom estimert utkast per årlig kvartal av skjellbrosme (Figur 3.19).



**Figur 3.19** – Estimert utkast av skjellbrosme per årlig kvartal for område 08 i 2019-2020. Kalkulert 95% konfidensintervall basert på parametriske metoder (rød) og ved bootstrap (blå). Parametrisk beregnede konfidensintervall (rød) er avgrenset til  $\geq 0$ , til tross for at intervallet ville vært negativt. n på x-aksen representerer antall turer registrert i KRF koblet til slutsedler som utgjorde datagrunnlaget for estimatet. p-verdi viser resultatet av ANOVA-analyse mellom estimert utkast og årlig kvartal, med et satt signifikansnivå på 5 %.

Tukey-testen gjennomført i etterkant av ANOVA viste heller ingen signifikante parvise forskjeller mellom de årlige kvartalene for skjellbrosme (Figur 3.20).



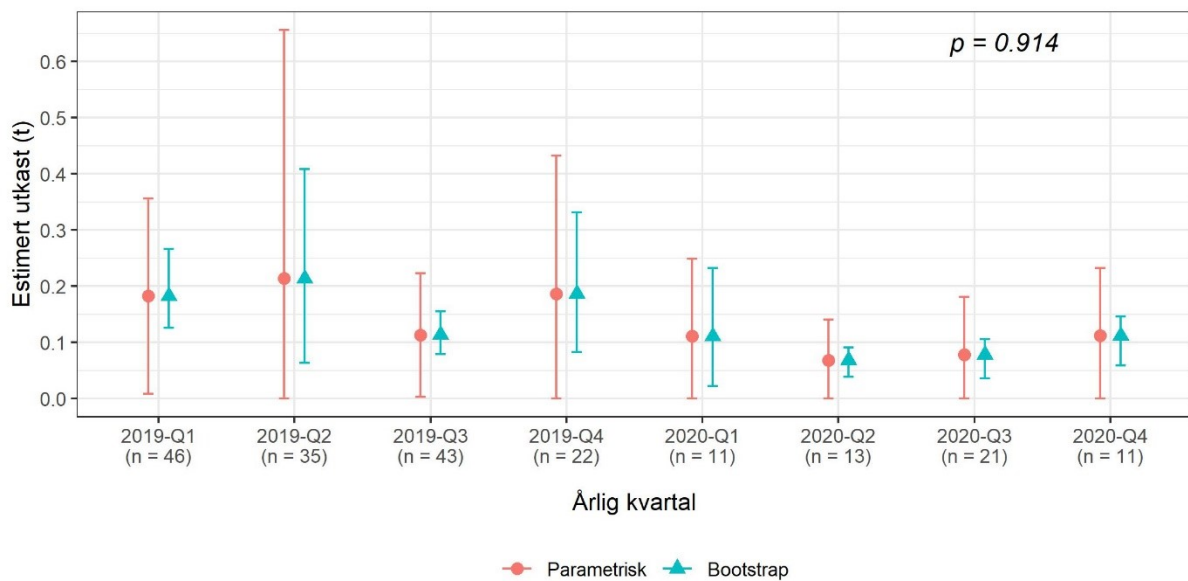
**Figur 3.20** - Resultat av post-hoc Tukey-test for skjellbrosme. Parvise p-verdier for å avgjøre signifikans mellom de årlige kvartalene, med et satt signifikansnivå på 5 %. Logaritmisk fargeskala for p-verdi, desto klarere grønnfarge, desto nærmere signifikant verdi.



### 3.5.9 Smørflyndre (*Glyptocephalus cynoglossus*)

Det var ingen klar trend for utkast av smørflyndre per kvartal (Figur 3.21). Andre kvartal 2019 hadde høyeste estimerte utkast i hele perioden (0,21 tonn), mens høyeste estimerte utkastet i 2020 var i 1. og 4. kvartal (0,11 tonn). For alle årlige kvartal var det > 10 observasjoner som estimert utkast brukte som grunnlag. Det var høyest antall observasjoner for 2019, med høyeste i 1. kvartal (n = 46). Høyeste antall observasjoner i 2020 var i 3. kvartal (n = 21).

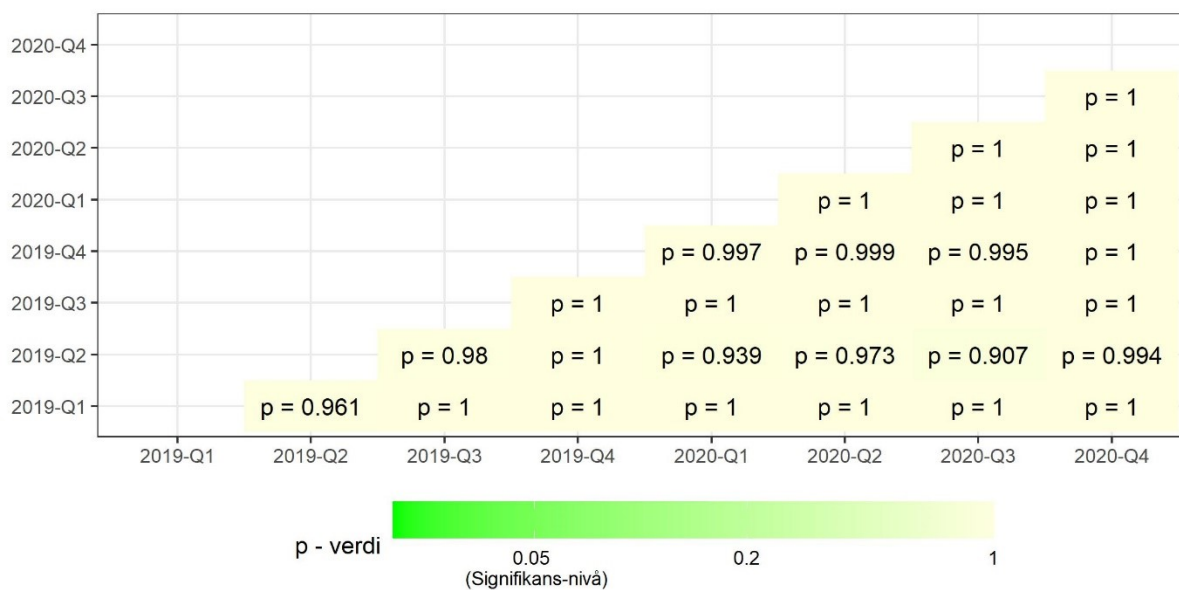
ANOVA viste ingen signifikant forskjell mellom årlig kvartal ( $p = 0,914$ ) (Figur 3.21).



**Figur 3.21** – Estimert utkast av smørflyndre per årlig kvartal for område 08 i 2019-2020. Kalkulert 95% konfidensintervall basert på parametriske metoder (rød) og ved bootstrap (blå). Parametrisk beregnede konfidensintervall (rød) er avgrenset til  $\geq 0$ , til tross for at intervallet ville vært negativt. n på x-aksen representerer antall turer registrert i KRF koblet til sluttседler som utgjorde datagrunnlaget for estimatet. p-verdi viser resultatet av ANOVA-analyse mellom estimert utkast og årlig kvartal, med et satt signifikansnivå på 5 %.

Tukey-testen viste heller ingen parvise signifikante forskjeller mellom årlige kvartal for estimert utkast av smørflyndre (Figur 3.22)

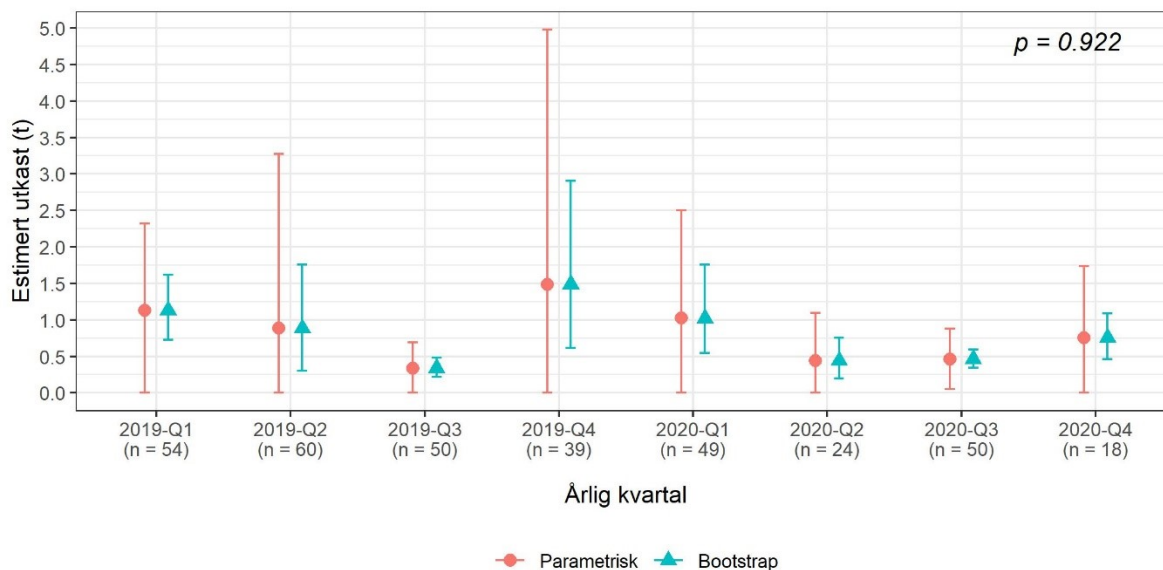




**Figur 3.22** – Resultat av post-hoc Tukey-test for smørflyndre. Parvise p-verdier for å avgjøre signifikans mellom de årlige kvartalene, med et satt signifikansnivå på 5 %. Logaritmisk fargeskala for p-verdi, desto klarere grønnfarge, desto nærmere signifikant verdi.

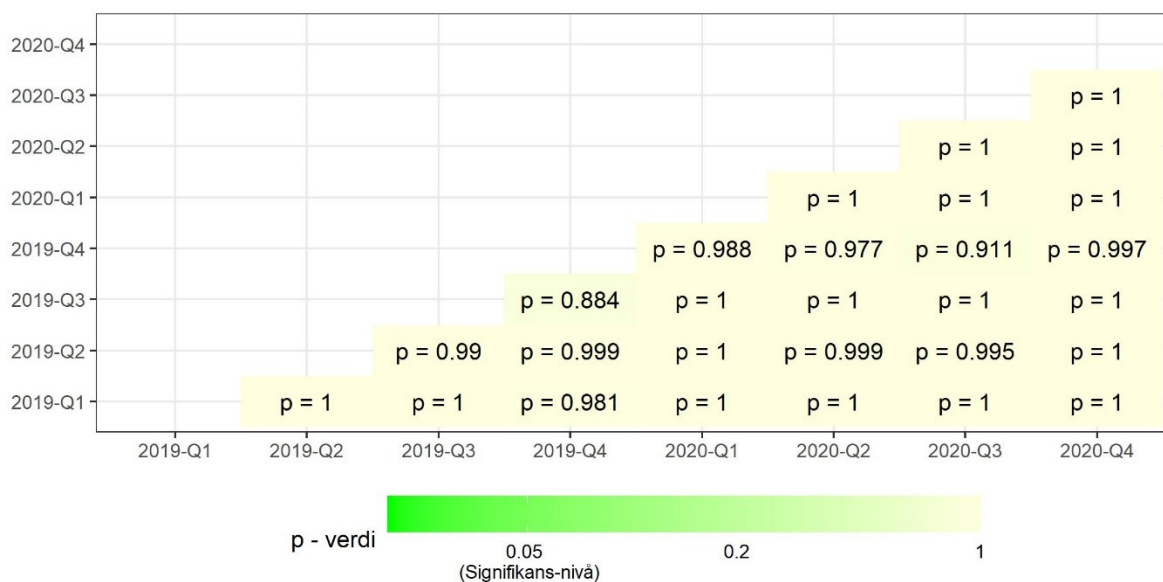
### 3.5.10 Svarthå (*Etmopterus spinax*)

For 2019 minket estimert utkast fra 1. til 3. kvartal, for så å stige igjen i 4. kvartal (Figur 3.23). Fjerde kvartal i 2019 hadde det høyeste estimerte utkastet for svarthå i hele studieperioden (1,49 tonn). I 2020 var det høyeste utkastet i 1. kvartal (1,02 tonn), utkastet sank mot 2. kvartal, for så å stige noe igjen mot 3. og 4. kvartal. Antall observasjoner var høyere i 2019, med  $n = 39$  som laveste antall turer (4. kvartal), sammenliknet med 2020 hvor laveste antall turer var  $n = 18$  (4. kvartal). P-verdien fra ANOVA-analysen ( $p = 0,922$ ) ga ingen signifikante forskjeller mellom estimert utkast per årlige kvartal.



**Figur 3.23** - Estimert utkast av svarthå per årlig kvartal for område 08 i 2019-2020. Kalkulert 95% konfidensintervall basert på parametriske metoder (rød) og ved bootstrapping (blå). Parametriske beregnede konfidensintervall (rød) er avgrenset til  $\geq 0$ , til tross for at intervallet ville vært negativt. n på x-aksen representerer antall turer registrert i KRF koblet til sluttседler som utgjorde datagrunnlaget for estimatet. p-verdi viser resultatet av ANOVA-analyse mellom estimert utkast og årlig kvartal, med et satt signifikansnivå på 5 %.

Tukey-testen gjennomført i etterkant av ANOVA-analysen bekreftet at det ikke var noen parvise signifikante forskjeller mellom noen av de årlige kvartalene for svarthå (Figur 3.24).

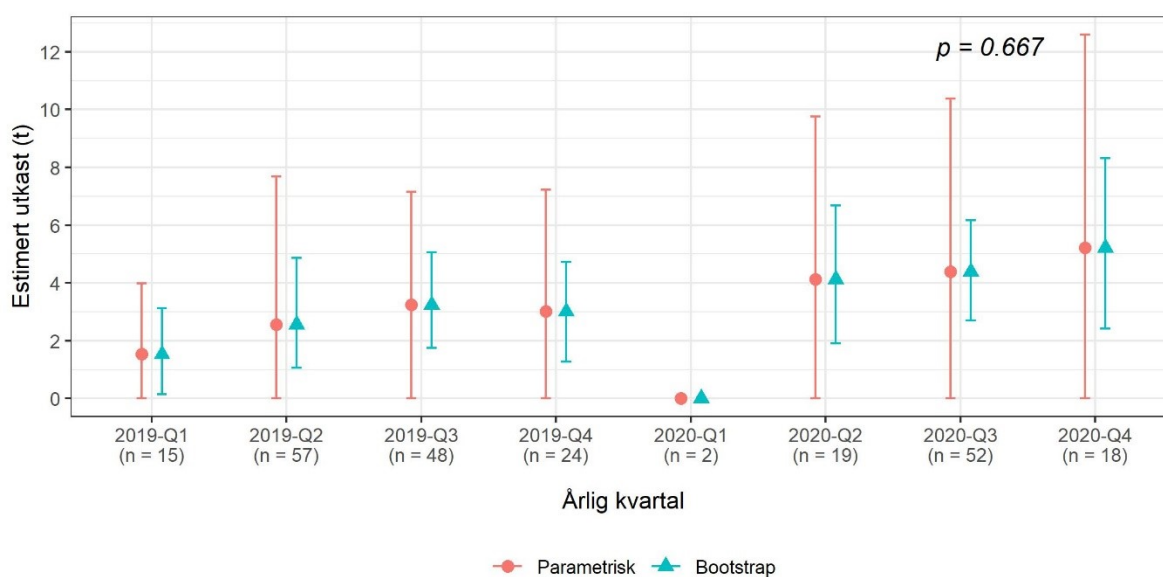


**Figur 3.24** – Resultat av post-hoc Tukey-test for svarthå. Parvise p-verdier for å avgjøre signifikans mellom de årlige kvartalene, med et satt signifikansnivå på 5 %. Logaritmisk fargeskala for p-verdi, desto klarere grønnfarge, desto nærmere signifikant verdi.

### 3.5.11 Vassild (*Argentina silus*)

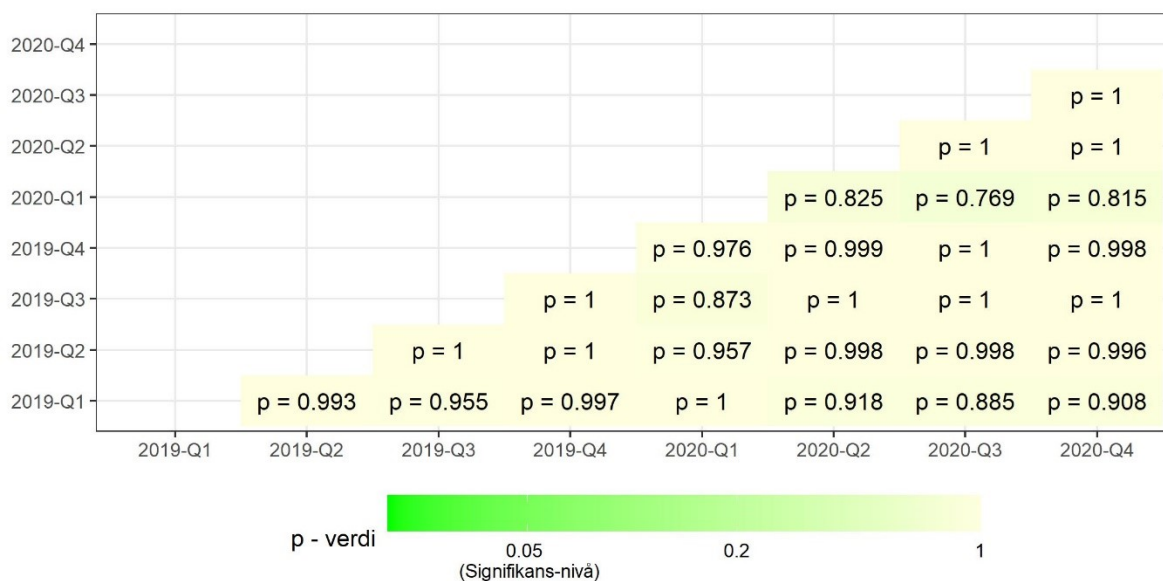
I 1. kvartal 2020 hadde estimert utkast av vassild kun to ( $n = 2$ ) registrerte observasjoner (Figur 3.25). Første kvartal 2020 hadde et lavt estimert utkast (0,01 tonn), sammenliknet med resterende årlige kvartal. Foruten om 1. kvartal i 2020 hadde resterende kvartaler i 2020 et høyere estimert utkast sammenliknet med alle fire kvartaler i 2019, med høyeste estimerte utkast i 4. kvartal (5,22 tonn). I 2019 steg estimert utkast fra 1. til 3. kvartal, og gikk noe ned fra 3. til 4. kvartal. I 2020 derimot, økte det estimerte utkastet fra 1. til 4. kvartal.

P-verdien fra ANOVA-analysen for vassild ( $p = 0,667$ ) indikerte et ikke-signifikant forhold mellom estimert utkast per årlige kvartal.



**Figur 3.25** – Estimert utkast av vassild per årlig kvartal for område 08 i 2019-2020. Kalkulert 95% konfidensintervall basert på parametriske metoder (rød) og ved bootstrap (blå). Parametrisk beregnede konfidensintervall (rød) er avgrenset til  $\geq 0$ , til tross for at intervallet ville vært negativt.  $n$  på  $x$ -aksen representerer antall turer registrert i KRF koblet til slutsedler som utgjorde datagrunnlaget for estimatet.  $p$ -verdi viser resultatet av ANOVA-analyse mellom estimert utkast og årlig kvartal, med et satt signifikansnivå på 5 %.

Tukey-test gjennomført i etterkant av ANOVA-analyse viste ingen parvise signifikante forskjeller mellom de årlige kvartalene for utkast av vassild (Figur 3.26).

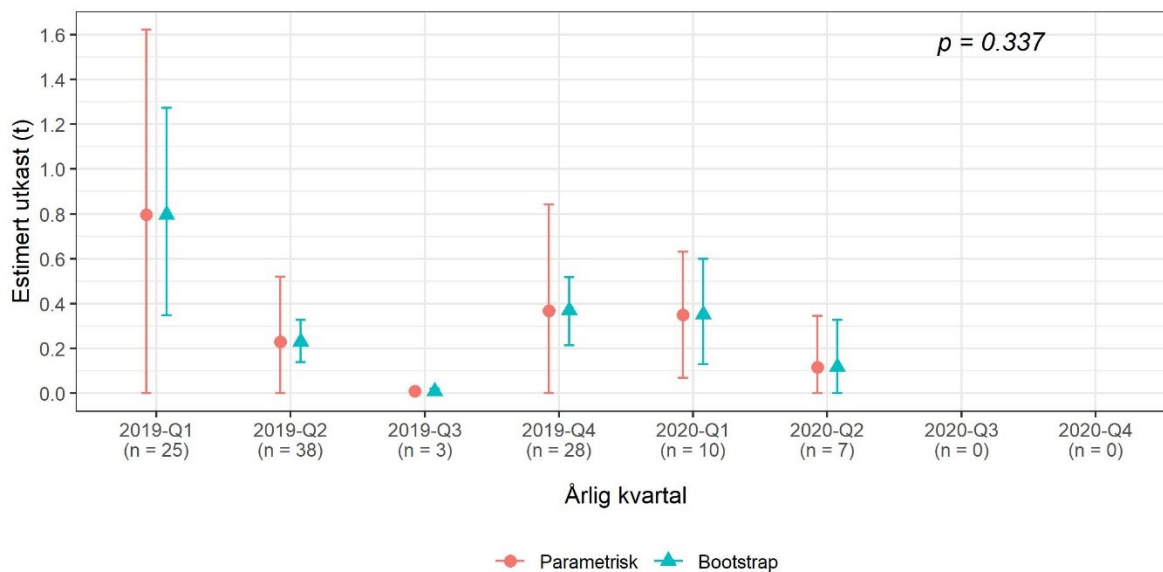


**Figur 3.26** – Resultat av post-hoc Tukey-test for vassild. Parvise p-verdier for å avgjøre signifikans mellom de årlige kvartalene, med et satt signifikansnivå på 5 %. Logaritmisk fargeskala for p-verdi, desto klarere grønnfarge, desto nærmere signifikant verdi.

### 3.5.12 Pigghå (*Squalus acanthias*)

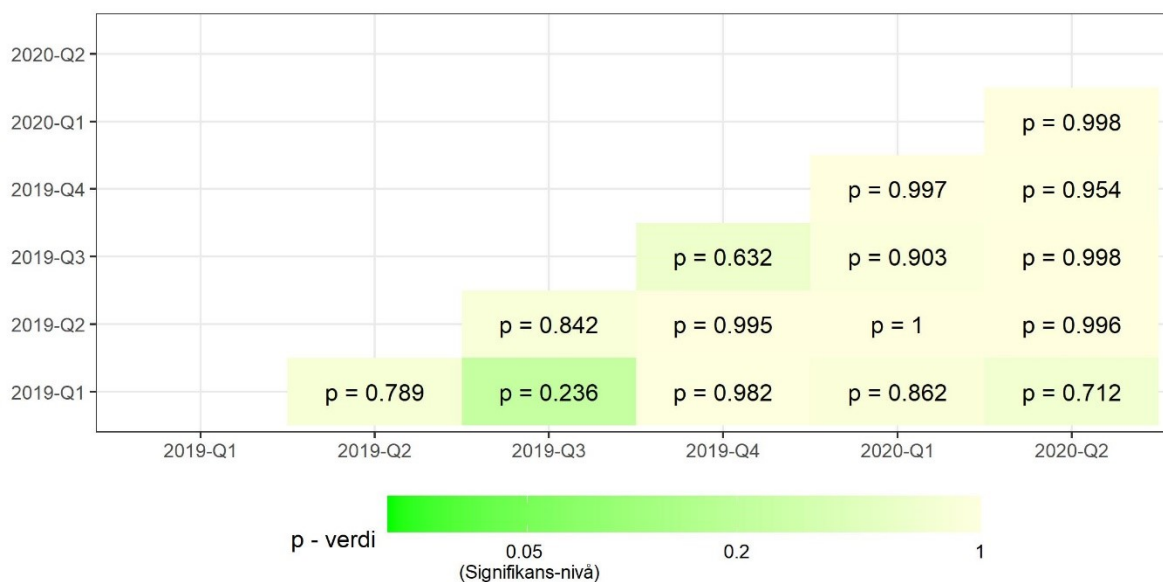
Det ble estimert at utkast av pigghå var under ett tonn for alle kvartaler som det ble estimert utkast for (Figur 3.27). Høyeste estimerte utkast var i 1. kvartal 2019 med 0,8 tonn utkast. Det var ingen registrerte turer fra KRF koblet til sluttседler med utkast av pigghå i 3. og 4. kvartal 2020. Både i 2019 og 2020 sank det estimerte utkastet av pigghå fra 1. til 2. kvartal (Figur 3.27).

ANOVA-analyse for pigghå ga en p-verdi på  $\geq 0,05$  ( $p = 0,337$ ), som indikerer et ikke-signifikant forhold mellom estimert utkast per kvartal (Figur 3.27).



**Figur 3.27** - Estimert utkast av pigghå per årlig kvartal for område 08 i 2019-2020. Kalkulert 95% konfidensintervall basert på parametriske metoder (rød) og ved bootstrap (blå). Parametrisk beregnede konfidensintervall (rød) er avgrenset til  $\geq 0$ , til tross for at intervallet ville vært negativt. n på x-aksen representerer antall turer registrert i KRF koblet til sluttседler som utgjorde datagrunnlaget for estimatet. p-verdi viser resultatet av ANOVA-analyse mellom estimert utkast og årlig kvartal, med et satt signifikansnivå på 5 %.

Post-hoc Tukey-test for pigghå viste ingen parvise signifikante p-verdier, med laveste verdi ( $p = 0,236$ ) mellom 1. og 3. kvartal 2019 (Figur 3.28).

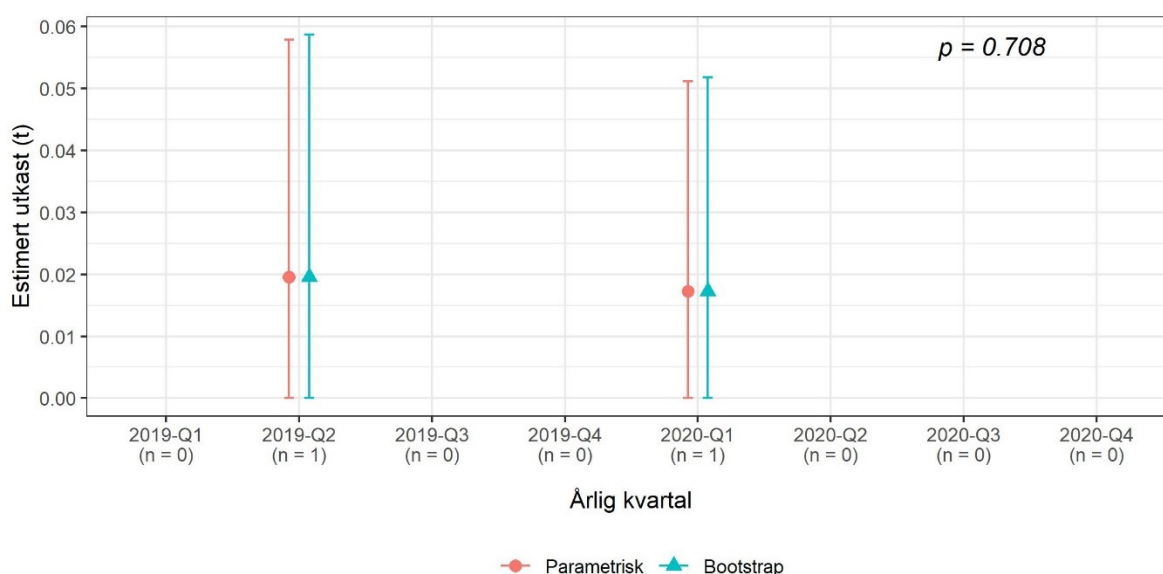


**Figur 3.28** - Resultat av post-hoc Tukey-test for pigghå. Parvise p-verdier for å avgjøre signifikans mellom de årlige kvartalene, med et satt signifikansnivå på 5 %. Logaritmisk fargeskala for p-verdi, desto klarere grønnfarge, desto nærmere signifikant verdi.

### 3.5.13 Torsk (*Gadus morhua*)

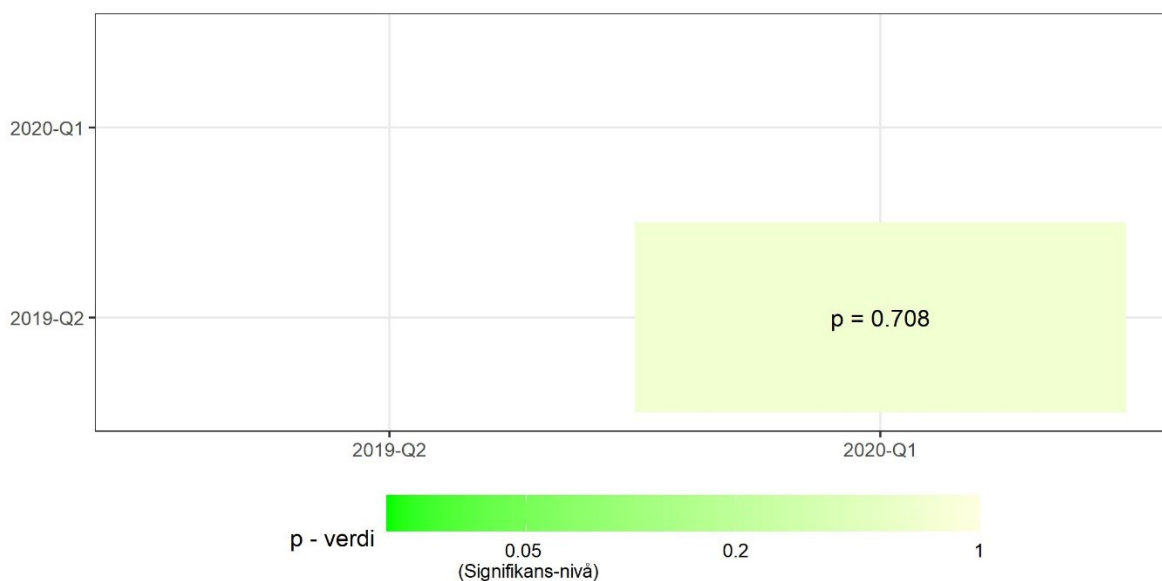
Det var kun to årlige kvartaler i studieperioden med registrert utkast av torsk i KRF for område 08 (Figur 3.29). Begge årlige kvartal hvor utkast av torsk var til stede hadde kun én ( $n = 1$ ) observasjon. Estimert utkast var forholdsvis lavt, med 0,02 tonn utkast i 2. kvartal 2019 og 0,017 tonn i 1. kvartal 2020. For torsk bredte både parametriske- og bootstrap konfidensintervall seg helt ned til 0 tonn. Konfidensintervall kalkulert fra bootstrap var noe bredere enn det parametriske beregnede konfidensintervallet for begge årlige kvartal.

ANOVA-analysen ga en p-verdi på 0,708. P-verdi over 0,05 indikerer at det ikke er signifikante forskjeller mellom estimatene for de to årlige kvartalene.



**Figur 3.29** - Estimert utkast av torsk per årlig kvartal for område 08 i 2019-2020. Kalkulert 95% konfidensintervall basert på parametriske metoder (rød) og ved bootstrap (blå). Parametriske beregnede konfidensintervall (rød) er avgrenset til  $\geq 0$ , til tross for at intervallet ville vært negativt.  $n$  på x-aksen representerer antall turer registrert i KRF koblet til sluttседler som utgjorde datagrunnlaget for estimatet.  $p$ -verdi viser resultatet av ANOVA-analyse mellom estimert utkast og årlig kvartal, med et satt signifikansnivå på 5 %.

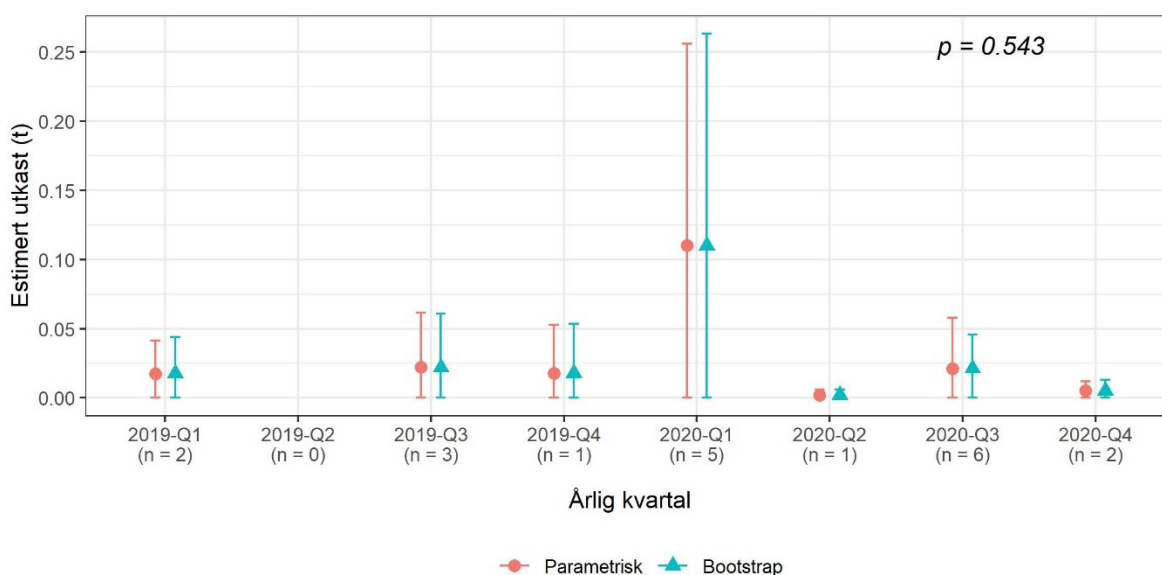
Etttersom det kun var to årlige kvartaler å beregne signifikans for, ga resultatet av den parvise Tukey-testen de samme  $p$ -verdien som ANOVA-testen ga ( $p = 0,708$ ) (Figur 3.30).



**Figur 3.30** – Resultat av post-hoc Tukey-test for torsk. Parvise p-verdier for å avgjøre signifikans mellom de årlige kvartalene, med et satt signifikansnivå på 5 %. Logaritmisk fargeskala for p-verdi, desto klarere grønnfarge, desto nærmere signifikant verdi.

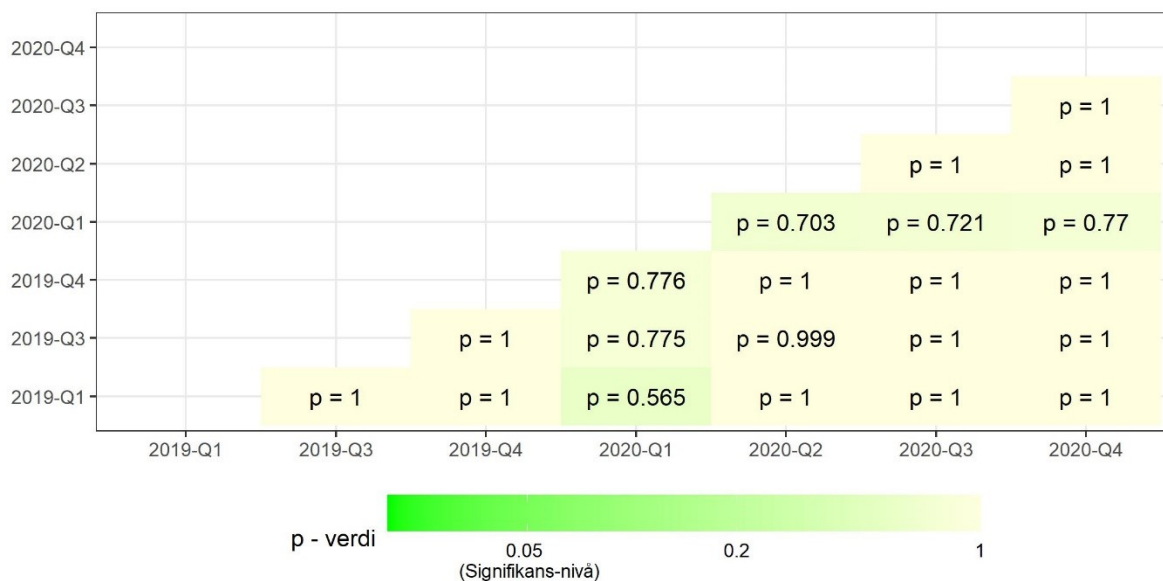
### 3.5.14 Lysing (*Merluccius merluccius*)

Estimert utkast av lysing hadde høyeste estimerte utkast i 1. kvartal 2020 (0,11 tonn) (Figur 3.31). Tredje kvartal 2020 hadde det høyeste antall observasjoner hvor utkast av lysing var registrert ( $n = 6$ ), med et estimert utkast på 0,02 tonn. P-verdi fra ANOVA-analysen ( $p = 0,543$ ) indikerte ingen signifikante forskjeller i utkast mellom kvartal (Figur 3.31).



**Figur 3.31** - Estimert utkast av lysing per årlig kvartal for område 08 i 2019-2020. Kalkulert 95% konfidensintervall basert på parametriske metoder (rød) og ved bootstrap (blå). Parametrisk beregnede konfidensintervall (rød) er avgrenset til  $\geq 0$ , til tross for at intervallet ville vært negativt.  $n$  på x-aksen representerer antall turer registrert i KRF koblet til sluttседler som utgjorde datagrunnlaget for estimatet. p-verdi viser resultatet av ANOVA-analyse mellom estimert utkast og årlig kvartal, med et satt signifikansnivå på 5 %.

Det var ingen signifikante forskjeller mellom parvise kvartal i område 08 for lysing i studieperioden basert på resultater fra Tukey-test (Figur 3.32).



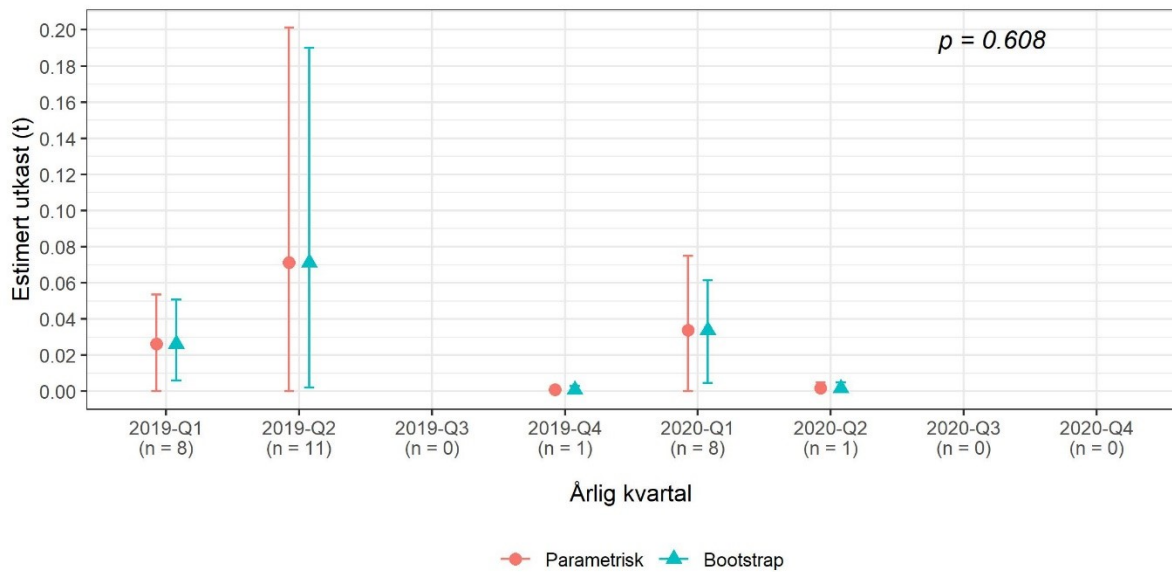
**Figur 3.32** – Resultat av post-hoc Tukey-test for lysing. Parvise p-verdier for å avgjøre signifikans mellom de årlige kvartalene, med et satt signifikansnivå på 5 %. Logaritmisk fargeskala for p-verdi, desto klarere grønnfarge, desto nærmere signifikant verdi.

### 3.5.15 Rødspette (*Pleuronectes platessa*)

Det var fem kvartal med registrert utkast av rødspette fra KRF (Figur 3.33). Fjerde kvartal 2019 og 2. kvartal 2020 hadde kun én ( $n = 1$ ) observasjon som grunnlag for estimatet. Andre kvartal 2019 hadde det høyeste estimerte utkastet (0,07 tonn), og hadde også det høyeste antallet observasjoner som grunnlag for estimatet ( $n = 11$ ).

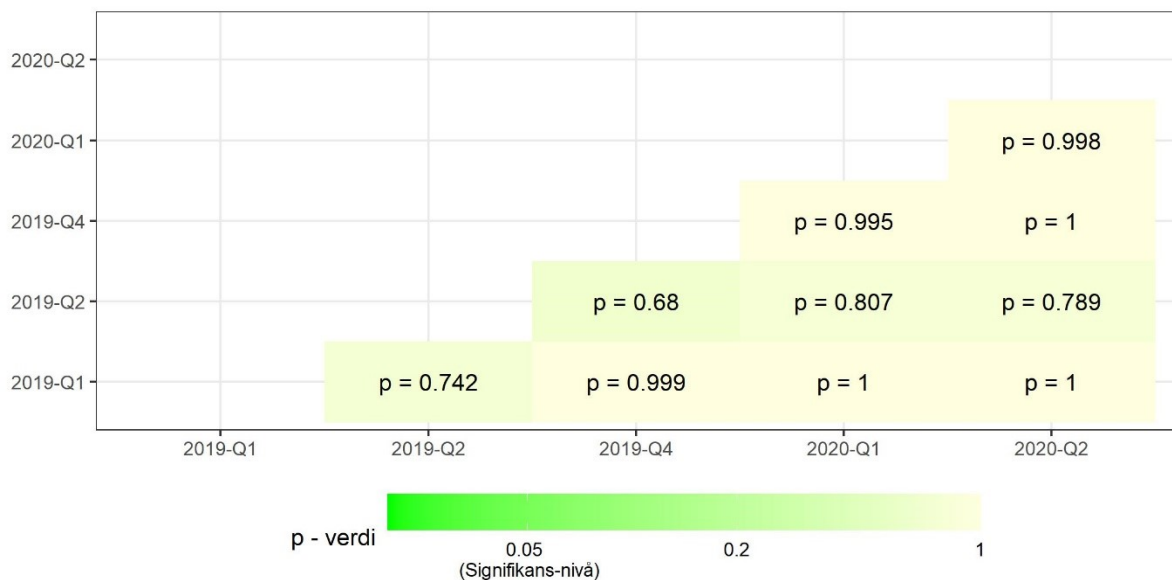
ANOVA-analysen ga ingen indikasjoner på forskjell i utkast mellom kvartal ( $p = 0,608$ ) (Figur 3.33).





**Figur 3.33** - Estimert utkast av rødspette per årlig kvartal for område 08 i 2019-2020. Kalkulert 95% konfidensintervall basert på parametriske metoder (rød) og ved bootstrap (blå). Parametrisk beregnede konfidensintervall (rød) er avgrenset til  $\geq 0$ , til tross for at intervallet ville vært negativt. n på x-aksen representerer antall turer registrert i KRF koblet til sluttседler som utgjorde datagrunnlaget for estimatet. p-verdi viser resultatet av ANOVA-analyse mellom estimert utkast og årlig kvartal, med et satt signifikansnivå på 5 %.

Tukey-testen viste heller ingen signifikante forskjeller mellom parvise årlige kvartal for rødspette (Figur 3.34).

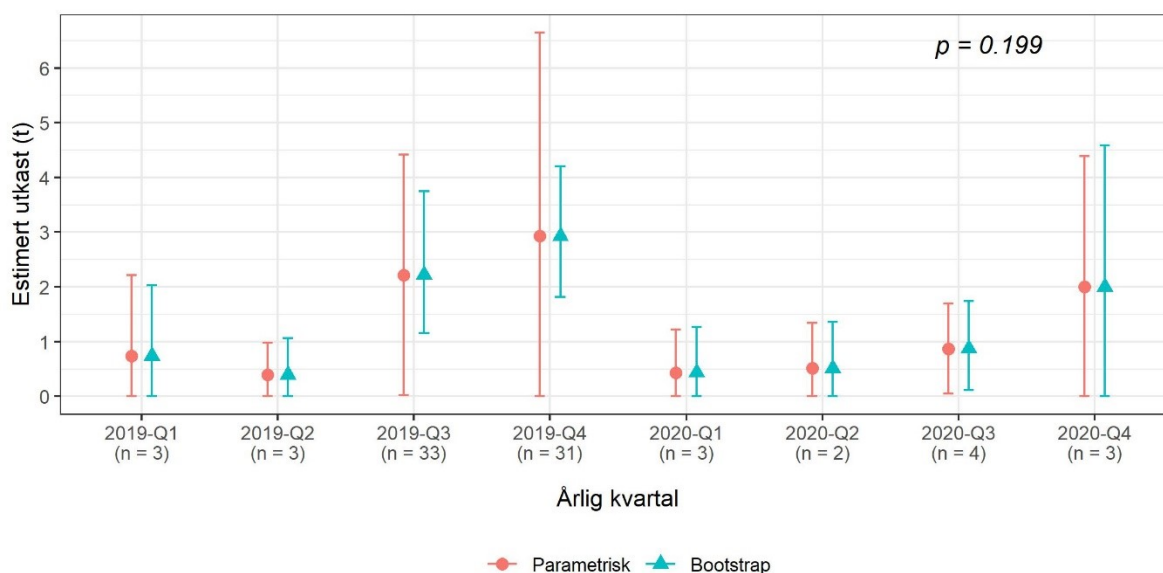


**Figur 3.34** – Resultat av post-hoc Tukey-test for rødspette. Parvise p-verdier for å avgjøre signifikans mellom de årlige kvartalene, med et satt signifikansnivå på 5 %. Logaritmisk fargeskala for p-verdi, desto klarere grønnfarge, desto nærmere signifikant verdi.

### 3.5.16 Dypvannsreke (*Pandalus borealis*)

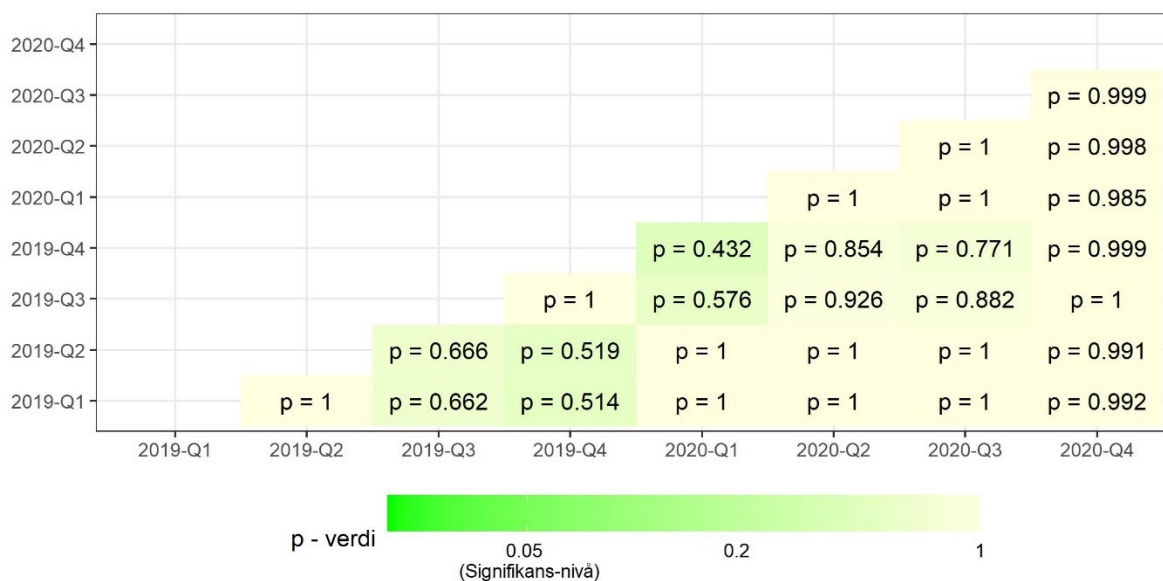
Estimert utkast av dypvannsreke viste en trend mellom kvartal for både 2019 og 2020. Det var lavere utkast i 1. og 2. kvartal, mens utkastet steg mot 3. kvartal og var på topp i 4. kvartal (Figur 3.35). Høyeste estimerte utkast for dypvannsreke i studieperioden var for 4. kvartal i 2019 (2,93 tonn), og hadde også det videste konfidensintervallet [-0,78 – 6,64]. Differansen mellom parametrisk konfidensintervall og konfidensintervall utregnet ved bootstrap var også størst for 4. kvartal 2019. Tredje og 4. kvartal 2019 hadde  $n = 33$  og  $n = 31$  observasjoner (Figur 3.35). Resterende kvartal i studieperioden hadde  $n \leq 4$  observasjoner som grunnlag for totalt estimert utkast.

Det var ikke en signifikant forskjell i utkast mellom kvartal, med  $p > 0,05$  ( $p = 0,199$ ) fra ANOVA-analysen (Figur 3.35).



**Figur 3.35** – Estimert utkast av dypvannsreke per årlig kvartal for område 08 i 2019-2020. Kalkulert 95% konfidensintervall basert på parametriske metoder (rød) og ved bootstrap (blå). Parametrisk beregnede konfidensintervall (rød) er avgrenset til  $\geq 0$ , til tross for at intervallet ville vært negativt.  $n$  på x-aksen representerer antall turer registrert i KRF koblet til sluttsedler som utgjorde datagrunnlaget for estimatet.  $p$ -verdi viser resultatet av ANOVA-analyse mellom estimert utkast og årlig kvartal, med et satt signifikansnivå på 5 %.

Post-hoc testen ved bruk av Tukey-test viste heller ingen signifikante forskjeller mellom kvartal, med laveste  $p$ -verdi ( $p = 0,432$ ) mellom 4. kvartal 2019 og 1. kvartal 2020 (Figur 3.36).



**Figur 3.36** - Resultat av post-hoc Tukey-test for dypvannsreke. Parvise p-verdier for å avgjøre signifikans mellom de årlige kvartalene, med et satt signifikansnivå på 5 %. Logaritmisk fargeskala for p-verdi, desto klarere grønnfarge, desto nærmere signifikant verdi.

### 3.5.17 Arter det ikke ble estimert utkast for

Det var få kommersielle arter som det ble estimert utkast for. Sei (*Pollachius virens*) hadde ingen registreringer av utkast i KRF i område 08 for 2019-2020, og hadde en tilstedeværelse i fangstene i hvert av årene 2019 og 2020 på henholdsvis 46 % og 52,2 % (Vedleggstabell 2). Det var totalt én registrering i KRF som inneholdt utkast av lyr (*Pollachius pollachius*) i 2019, 2020 hadde ikke noe registrert utkast av arten.

Det var ikke mulig å estimere utkast av noen artsgrupper, på bakgrunn av manglende parameterverdier for omgjøring fra lengde til vekt (Avsnitt 4.2.1).

Ordenen skater (*Rajiformes*) var til stede i 16,6 og 15,7 % av fangstene til KRF i område 08 i henholdsvis 2019 og 2020 (Vedleggstabell 2). I 2020 ble alle forekomster av skater i fangsten kastet tilbake i sjøen (100 % utkastrate), mens i 2019 ble litt over halvparten av forekomstene kastet ut (54,3 %).

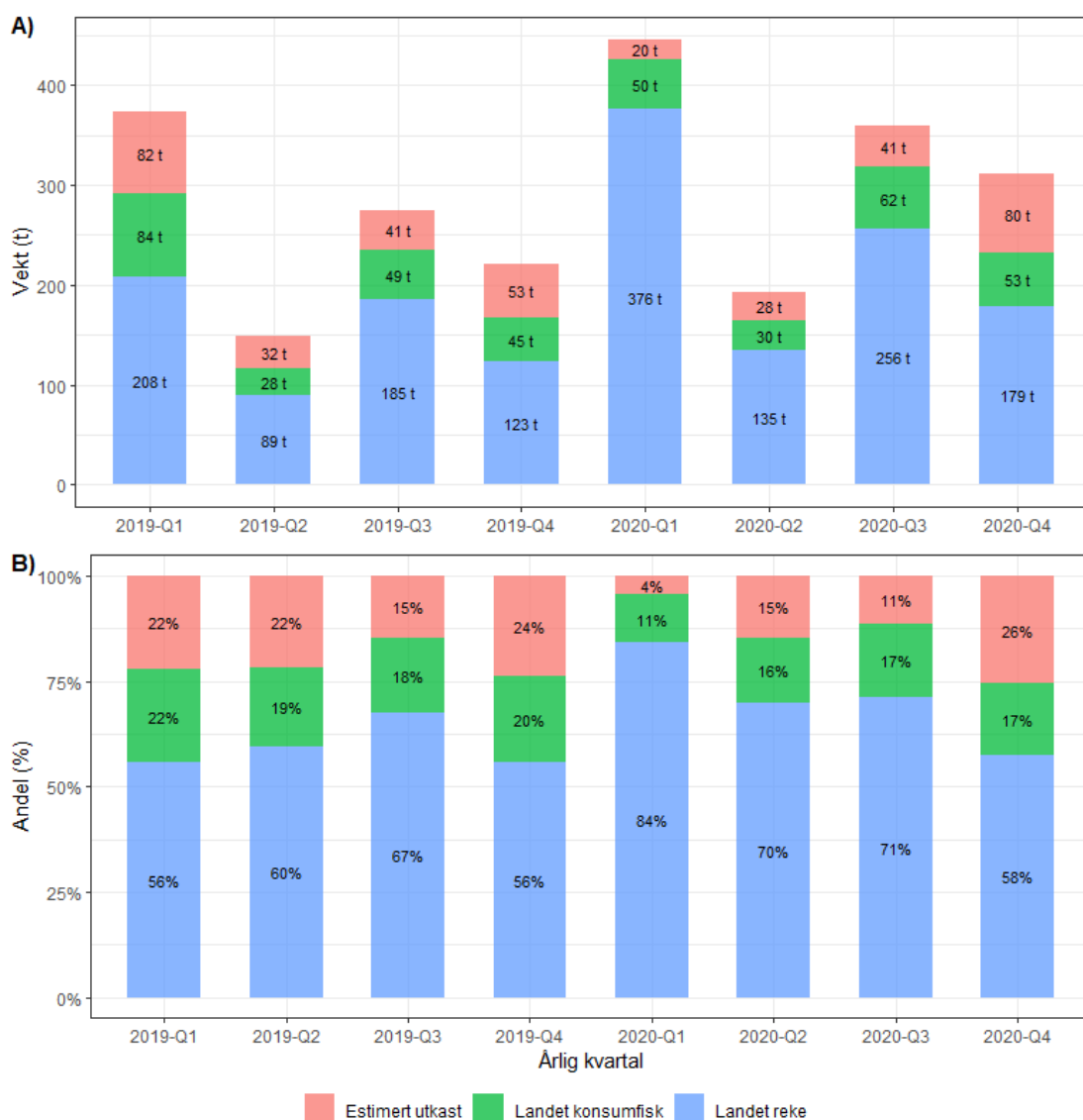
Flyndrefamilien (*Pleuronectidae*) hadde lav tilstedeværelse i totale fangster i KRF for område 08 (1,9 % i 2019 og 7,5 % i 2020). Samtlige fangster av flyndrefamilien ble kastet ut igjen (100 %) i både 2019 og 2020.

I 2020 var det ingen registrerte forekomster av vanlig uer (*Sebastes norvegicus*) i KRF for område 08. I 2019 var vanlig uer til stede i 3,3 % av fangstene, hvor alle forekomstene ble kastet ut (Vedleggstabell 2).

Rekken svamper (*Porifera*) var ikke registrert for noen turer i KRF i område 08 i 2019 og 2020. Ordenen sjøanemoner (*Actiniaria*) var for område 08 kun registrert til stede i 2019, med en tilstedeværelse i 5,2 % av fangstene. Samtlige fangster av sjøanemoner ble kastet ut igjen.

### **3.6 UTKAST SOM ANDEL AV TOTALFANGST**

Det ble, i vekt, estimert høyest totalt utkast for 1. kvartal 2019 (82 tonn), og laveste totalt estimerte utkast var i 1. kvartal 2020 (20 tonn) (Figur 3.37A). Høyeste andel av utkast sammenliknet med landet dypvannsreke og landet konsumfisk var i 4. kvartal 2020 (26 %) (Figur 3.37B). For 1. kvartal 2020 var andel av estimert utkast kun 4 %. Det var ingen klar trend mellom totalt estimert utkast og totalt landet dypvannsreke eller konsumfisk. Det laveste estimerte utkastet (1. kvartal 2020) var det årlige kvartalet det ble landet mest dypvannsreke, mens det høyeste estimerte utkastet (1. kvartal 2019) var det årlige kvartalet det ble landet mest konsumfisk fra rekefisket (Figur 3.37A). Generelt lå andelen av estimert utkast mellom 11 % og 26 % for de årlige kvartalene som ble undersøkt, sett bort i fra 1. kvartal 2020 (4 %) (Figur 3.37B).



**Figur 3.37** – Utkast estimert for område 08 per kvartal for årene 2019 og 2020 som andel av landet fangst av konsumfisk og dypvannsreke. Estimert utkast inkluderer alle arter som det ble estimert utkast for (Vedleggstabell 2). A) Total vekt (tonn) av estimert utkast (rød), landet konsumfisk (grønn) og landet reke (blå) per årlig kvartal. B) Hvor stor andel (%) den totale vekten per gruppe utgjør per kvartal. Vekt av landet konsumfisk (grønn) og landet reke (blå) er hentet fra sluttsedler, data fra Fiskeridirektoratet. Vekt av estimert utkast er oppgitt i Vedleggstabell 6.

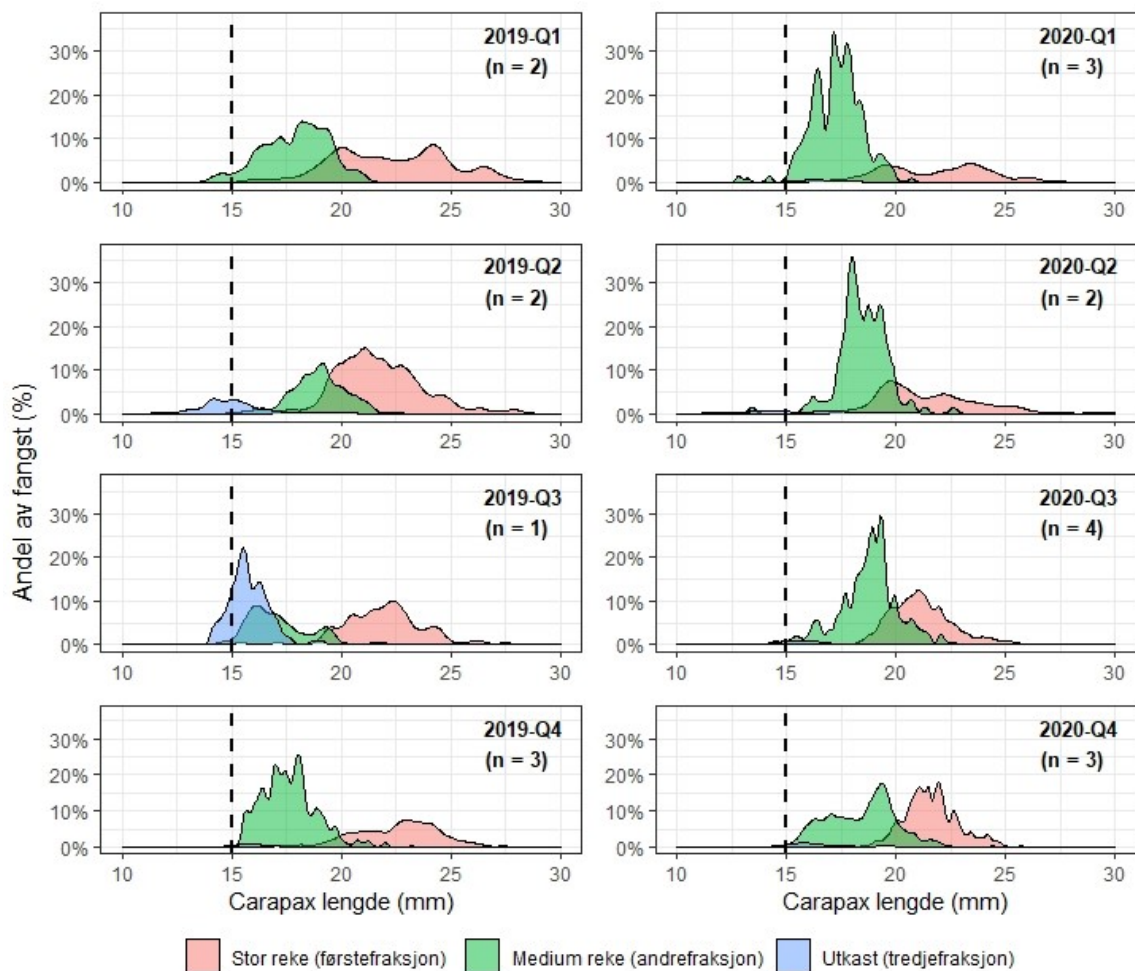
### 3.7 LENGDEFORDELINGER AV DYPVANNSREKE

For rekefangstene der fryseprøver ble sendt til HI for lengdemåling var all tredjefraksjonsreke kodet for utkast ( $group = 23$ ). Lendefordelingene viste at fangstene i 2020 hadde en liten andel utkast (tredjefraksjon) (Figur 3.38). I 2019 var det også en liten andel utkast (tredjefraksjon) i 1. og 4. kvartal. I 3. kvartal 2019 utgjorde imidlertid utkastet en betydelig andel av fangsten og inneholdt størrelser som også ble landet som andrefraksjon. Tredje kvartal 2019 hadde

imidlertid kun prøver fra én tur (n = 1) som grunnlag for lengdefordelingen, som medfører usikkerhet rundt dette resultatet. Det var også en del utkastreke i 2. kvartal i 2019, hvor om lag halvparten av det som ble kastet ut, var over minstemål (15 mm). I 1. kvartal både i 2019 og 2020 var det lengder under minstemål som ble landet som medium reke (andrefraksjon).

Gjennomgående for alle kvartal var at lengder av reker i andrefraksjon, overlappet noe med lengder av reker i førstefraksjon. I 1. kvartal 2019 var det en liten andel reker som ble landet som førstefraksjon med lengder like over minstemålet.

I 2020 ble modaltoppen av andrefraksjonsreker gradvis forskjøvet mot høyere carapaxlengder for hvert kvartal.



**Figur 3.38** – Lengdefordeling av dypvannsreke per kvartal for område 08 i 2019-2020. Lengdefordelingen er gitt som carapax lengde (mm) og presentert som en andel av fangst (%). Fraksjoner er delt inn som registrert i datasettet, førstefraksjon (rød), andrefraksjon (grønn) og utkast (blå). Stiplet linje viser minstemål (15 mm).

## 4 DISKUSJON

Det ble bestemt i denne studien at område 09 ikke hadde god nok geografisk dekning av KRF-data til å kunne representere hele området. For område 08 var det god geografisk dekning som oppfylte kravene for representativitet for to av årene i undersøkelsesperioden, henholdsvis 2019 og 2020. Det ble derfor estimert utkast av arter i rekefisket i område 08 for 2019 og 2020 per kvartal.

Estimert utkast i denne studien ble presentert som vekt, og ikke antall. Utkast i KRF var enten registrert som antall eller vekt (basert på øyemål eller antall korer), og det var derfor nødvendig å omgjøre enten vekt til antall, eller antall til vekt, for å ha kun én måleenhet for det registrerte utkastet. Omgjøring fra antall til vekt ble antatt å gi høyere presisjon fremfor omgjøring fra vekt til antall, dette fordi mesteparten av utkastet registrert i KRF var registrert som vekt og dermed ville en usikkerhet ved omgjøring bli så liten som mulig. I norske fiskerireguleringer er antall svært ofte brukt, blant annet når det kommer til antall fisk under minstemål eller antall individer av bifangst i fangsten. Antall er ofte mer informativt enn biomasse, for eksempel når det er snakk om fangst av yngel vil vekten muligens ikke være så stor, men yngelen har et stort potensial til å vokse og dermed bidra til fisket med høy biomasse i fremtiden. Det er viktig å tenke på forskjellen mellom antall og vekt når en leser resultatene i vekt gitt i denne studien.

### 4.1 TOTALT UTKAST I DET SØRLIGE NORSKE REKEFISKET

Estimert totalt utkast per år og kvartal presentert i denne studien utgjorde mellom 4 % og 26 % av totale fangster (inkluderer ikke landinger av fisk landet til andre formål enn konsum, se under) (Figur 3.37). Roda et al. (2019) estimerte at om lag 10 % av global fangst ikke utnyttes som protein som følge av utkast, og at bunnrål (rekestrål inkludert) sto for 46 % av dette utkastet. Det ble estimert høyest utkast av øyepål, piggske, kolmule og rognkjeks, hvor øyepål hadde det høyeste estimerte utkastet totalt i 2019 (49,09 tonn). For 2019 utgjorde estimert utkast av øyepål 23,7 % av det totale estimerte utkastet, og 16,2 % av totalt estimert utkast i 2020. Øyepål landes ikke for konsumformål, men for utvinning av fiskemel og fiskeolje (Eigaard et al., 2012). Fra 2000 til 2010 var gjennomsnittlige årlige landinger av øyepål i Nordsjøen og Skagerrak 70 000 tonn (Eigaard et al., 2012). Danske rekefiskere i Nordsjøen har tidligere rapportert at bifangst av øyepål utgjør så store mengder at å sortere ut rekene fra blandingen av reker og øyepål er en stor oppgave (Madsen & Hansen, 2001). Tre av fire fiskere

i KRF rapporterte også i brukerundersøkelsen at øyepål kan slippes ut før fangsten heises om bord (Vedleggstabell 4), noe som indikerer store fangster av arten, men også store usikkerheter i estimatet.

I denne studien ble totalt estimert utkast per kvartal kun sammenliknet med mengde landet dypvannsreke og arter landet for konsum i sluttседlene. Dette ble gjort fordi det var enkelte landinger fra bunnrål (kode 51) som hadde levert store mengder øyepål (landet for produksjon av fiskemel og fiskeolje). Ved å inkludere disse landingene ville andelen utkast fra denne studien blitt veldig liten, og gitt et feil bilde. Andelen av estimert utkast kan derfor ikke direkte sammenliknes med estimert mengde utkast som andel av global fangst fra Roda et al. (2019). Det var likevel ikke kun kommersielle arter som var kodet som konsum i sluttседlene, blant annet var nesten alle landinger av øyepål og kolmule fra reke(rål (kode 55) kodet for konsum, og dermed også inkludert i totalfangsten i Figur 3.37. Årsaken til at det forekom enkelte landinger som ikke så ut til å være tilknyttet rekefisket (høye landinger av øyepål) kan være at enkelte fartøy inkludert i sluttседldataene brukt i denne studien kun fisket etter reke deler av året, og etter industrifisk resterende deler. For at disse landingene har blitt inkludert i datasettet, må likevel fartøyet ha landet dypvannsreke som bifangst i de periodene hvor det sannsynligvis ble fisket etter industrifisk.

I det danske rekefisket i Nordsjøen ble det i 2001 estimert at 29 % av samlede fangster kastes ut (Andersen et al., 2002). Av artene som ble kastet ut, dominerte ikke-konsum arter med 65 % av andelen utkast. I Italia ble det i 2003 estimert et utkast på 34 % av fangster i rekefisket, og i Spania mellom 30 til 42 % for samme år (Tsagarakis et al., 2014). Reke(rål ble estimert til å ha  $43,2 \pm 27,2$  % utkast i hele rekefisket i Middelhavet i 2006 (Tsagarakis et al., 2014). Estimert totalt utkast i denne studien (4-26 % utkast per kvartal) er lavere enn estimatet gjort av Andersen et al. (2002) og Tsagarakis et al. (2014). Til tross for at disse estimatene er noe utdaterte grunnet alder, viser det at studiens estimerte utkast i område 08 i 2019 og 2020 ikke er urealistiske i forhold til andre rekefiskeri. Det er gjort betydelige forbedringer i seleksjonssystemer i reke(rål siden årene disse studiene ble gjennomført, blant annet ble påbudet om seleksjonsrist i reke(rål sør for 62° N innført i 2013 (*Forskrift Om Sorteringsrist i Reke(rål*, 2013). Den obligatoriske seleksjonsristen, samt andre utbedrede seleksjonsinnretninger medfører sannsynligvis at andelen utkast i det norske rekefisket er redusert sammenliknet med for 20 år tilbake.



Det var ingen klare forskjeller i estimert utkast mellom 2019 og 2020. Enkelte arter hadde høyere estimert utkast i kvartalene i 2019 (f.eks. skjellbrosme), mens andre hadde høyere utkast i kvartalene i 2020 (f.eks. hågjel og kolmule). Noen arter, som havmus, hadde en forholdsvis lik mengde utkast i begge årene. Etersom det ikke ble vist en stigende eller synkende trend i utkast mellom de to årene i denne studien, vil det sannsynligvis være tilsvarende totalt utkast for årene etter studieperioden også. Mengde utkast av arter mellom år vil sannsynligvis variere, slik resultatene i denne studien viste for enkelte arter.

## 4.2 ESTIMERT UTKAST AV FISKEARTER

Til tross for at det er utkastforbud for en rekke arter i norske farvann, overholdes ikke denne loven av alle. Av de 30 artene det ble estimert utkast for, gjelder utkastforbudet for alle arter sett bort i fra åtte (blåkjeft, havmus, kolmule, lomre, lusuer, mulle, sølvtorsk og øyepål) (Vedleggstabell 1). Det kan likevel diskuteres om blåkjeft og lusuer kan gå innunder *uer* og lomre innunder *flyndre* i lovteksten.

Øyepål, piggsKate, kolmule og rognkjeks var de fire artene med høyest estimert utkast i denne studien. Det var forventet av øyepål og kolmule ville ha store mengder utkast, ettersom fiskerne oppga i spørreundersøkelsen at disse kan kastes ut allerede før fangsten tas om bord (Vedleggstabell 4). Dette er også to arter det er lovlig å kaste ut i det norske rekefisket sør for 62° N (*Høstingsforskriften*, 2021, §51e). Utkast registrert som vekt i KRF baserer seg på estimert mengde, enten ved bruk av antall korer eller øyemål. Ved at noe fangst slippes ut før fangsten tas om bord, vil dette medføre en stor usikkerhet i fangstmengder, til tross for at fiskere forsøker å estimere mengder sluppet ut basert på øyemål.

PiggsKate hadde et estimert gjennomsnittlig årlig utkast på 40,1 tonn, en betydelig mengde av protein som kan gå tapt. Det er flere studier på piggsKates overlevelsessevne ved utkast, og studiene hevder en overlevelsessevne på 58-72 % (ICES, 2021a). Kun for piggsKate vil estimert utkast utgjøre 11-17 tonn dødt, ubrukt protein fra rekefisket i område 08 årlig. Det er likevel vanskelig å artsbestemme skater, og artskategorien piggsKate kan derfor også inkludere individer av andre skatearter.

Denne studien viste at det var tilnærmet ikke noe utkast av kommersiell fisk fra rekefisket i område 08 i 2019 og 2020. Av de artene som omsettes som konsumfisk i Norge, var det kun hvitting, torsk og rødspette det ble estimert totalt utkast for. Sei og hyse ble også fanget i rekestrålen i område 08, men det var ikke registrert noen forekomster av utkast. Dette vil si at all fangst av sei og hyse ble landet og omsatt i område 08 i studieperioden. Det ble estimert at

omtrent 20 kg torsk kastes ut hvert kvartal i område 08, basert på de to årlige kvartalene hvor det var registrert utkast av torsk i KRF. Torsk forekommer ofte som bifangst i rekestråler med en tilstedeværelse i fangstene på opptil 50 % (Vedleggstabell 2), estimert mengde utkast ansees derfor som lavt. Estimertene for utkast av torsk er likevel kun basert på én registrert tur med utkast av torsk per kvartal, og er derfor beheftet med stor usikkerhet. Rødspette ble kastet over bord hver tur den forekom i fangsten for både 2019 og 2020 (100% utkastrate), noe som er overraskende ettersom det er en god matfisk og en skulle tro at det var lønnsomt for fiskere å lande arten. Det var likevel ikke store mengder utkast av rødspette som ble estimert i denne studien, med høyeste estimerte utkast på 71 kg i 2. kvartal 2019. Registrerte landinger av rekestrålere i område 08 (Vedleggstabell 7) viser også at rødspette sjelden landes, med totale landinger på 0,41 tonn totalt for begge årene. Rødspette ble likevel ikke ofte fanget, med den høyeste tilstedeværelsen i fangster i 2019 på 6,6 % (Vedleggstabell 2). Høyeste utkast av hvitting ble estimert til å være i 1. kvartal 2019, med kun 7 kg totalt for hele flåten i dette kvartalet. Dette er svært lave mengder, og ubetydelige mengder når en ser på det store bildet.

Det ble estimert et gjennomsnittlig, årlig utkast av smørflyndre på 0,53 tonn. Smørflyndre er en god matfisk som er ettertraktet i andre land, spesielt i Danmark. For å minimere sløseri av marint protein fra det norske rekefisket er det ønskelig å utnytte så mye av bifangsten som mulig. Ettersom smørflyndren påstås av danskene å være en god matfisk, er dette en art som kunne blitt landet for konsumformål også i Norge. I område 08 kastes smørflyndren ut i 95 – 100 % av tilfellene den forekommer (Vedleggstabell 2), mens det var en betydelig lavere utkastprosent i område 09 (50 – 85 %). Likevel er det registrert årlige landinger av smørflyndre på 1,64 – 1,94 tonn for studieperioden i område 08 (Vedleggstabell 7), dvs. at enkelte fartøy lander smørflyndren mens andre fartøy kaster den ut.

Pigghå hadde et estimert årlig gjennomsnittlig utkast på 0,94 tonn i område 08. I 2011 ble det innført et forbud mot direktefiske av pigghå, bestanden har siden dette vist tegn til økning og arten vurderes i dag som sårbar på den norske rødlisten (Hesthagen et al., 2021). Etter at forbudet ble innført i 2011 har norske fangster av pigghå lagt på mellom 108 og 313 tonn, og bestanden i hele Nordøst-Atlanteren antas å være 437 000 tonn (Hesthagen et al., 2021). Et estimert årlig utkast på omtrent ett tonn for område 08 vil ikke kunne påvirke artens rødliste vurdering, men det forekommer sannsynligvis tilsvarende mengder utkast i rekefisket i område 09 og i andre norske fiskerier. Det er derfor anbefalt å kvantifisere og helst redusere uregistrert utkast av bifangst av pigghå, for å kunne opprettholde bestandens positive utvikling (Hesthagen et al., 2021).

Estimert utkast gitt i denne studien varierte mellom kvartal og år. Åtte av artene det ble estimert utkast for hadde det høyeste estimerte utkastet i 1. kvartal 2019, mens fem arter hadde høyeste estimerte utkast i 1. kvartal 2020. Det vil si at 13 av totalt 30 arter hadde estimert høyest utkast i 1. kvartal. Dette kan forklares ved at rekefisket i område 08 var mer intensivt i 1. kvartal, noe som vises ved et høyere antall sluttsedler sammenliknet med resterende kvartal (Tabell 4.1). Fjerde kvartal pekte seg også ut som et kvartal med høye estimerte mengder utkast. Totalt ni arter hadde høyeste estimerte utkast i 4. kvartal, enten i 2019 eller i 2020. Det er ikke like tydelig forklaring på hvorfor det forekommer størst utkast i dette kvartalet, ettersom 4. kvartal ikke skiller seg like tydelig ut i forhold til fiskeriaktivitet (vist som antall sluttsedler i Tabell 4.1). En biologisk forklaring kan være naturlig migrasjon som følge av årstidene. Migrasjon og hvilke faktorer som er drivere varierer mellom arter, men migrasjon forklares oftest ved forskjell i temperatur, predatornivå og gytetider (Leggett, 1977).

**Tabell 4.1** – Antall unike sluttsedler for hele rekeflåten i område 08 i 2019 og 2020, per kvartal brukt i denne studien (Avsnitt 2.2.2). Data hentet fra sluttsedler, Fiskeridirektoratet.

År	1.kvartal	2.kvartal	3.kvartal	4.kvartal
2019	829	465	461	536
2020	719	463	547	547

### 4.3 ESTIMERT UTKAST AV DYPVANNSSREKE

Estimert utkast av dypvannsreke i område 08 var forholdsvis lavt (2019: 6,29 tonn, 2020: 3,81 tonn) sammenliknet med totale landinger av dypvannsreke (Tabell 3.1). For 2019 ble det estimert at det ble kastet ut 5,8 kg reker for hvert tonn som ble landet, og 2 kg utkast per tonn landet reke for 2020. Det er betydelig høyere fangster av dypvannsreke i område 09 (Tabell 3.1) og utkast av dypvannsreke antas derfor å være høyere i område 09 enn det som er estimert for område 08. Skagerrak ser ut til å være et oppvekstområde for bestanden av dypvannsreke i Norskerenna og Skagerrak (Søvik & Thangstad, 2021a), og det antas også derfor at utkast av småreker i område 09 vil være høyere per tonn landet reke enn det som ble estimert for område 08.

Tidligere ble blant annet den danske utkastraten av reker brukt til å estimere utkastet småreke i det sørlige norske rekefisket, pga. mangel på norske data. I perioden 2009 til 2012 estimerte Munch-Petersen et al. (2013) et årlig utkast av småreker på 15 – 40 tonn i Norskerenna, et høyere estimert utkast enn det denne studien viser. Utkast av dypvannsreke i 2009 til 2012 i Norskerenna ble, i mangel på dansk prøvetaking i område 08, estimert på bakgrunn av antagelsen at all dypvannsreke under minstemål ble kastet over bord (Munch-Petersen et al.,

2013). Lengdefordelingene fra dypvannsreke innsendt av KRF i 2019 og 2020 viser at ikke all fangst av reker under minstemål kastes ut, en spesielt synlig andel av dypvannsreke under minstemål er landet som andrefraksjonsreke i 1. kvartal 2019 (Figur 3.38). Det stilles spørsmål til om antagelsen gjort i Munch-Petersen et al. (2013) for å estimere utkast av dypvannsreke er tilfelle i rekefisket i område 08 i studieperioden. Ettersom all fangst av undermålsreker er antatt som utkast vil dette forklare noe av forskjellen i mengde estimert utkast. Lengdefordelingene basert på rekeprøver innsendt fra KRF viser likevel at også dypvannsreke over minstemål forekommer som utkast (Figur 3.38), noe som ikke er tatt høyde for i studien gjort av Munch-Petersen et al. (2013). I 2013 hadde ikke fiskere anledning til å lande undermålsreker, noe fiskerne hadde anledning til i 2019 og 2020. Det er derfor en gyldig antagelse gjort av Munch-Petersen et al. (2013) i 2013, men det ble vist at antagelsen ikke er like fullt gyldig for årene det ble estimert utkast for i denne studien.

Kvartalet med høyest estimert utkast av dypvannsreke var 4. kvartal for begge årene (Figur 3.35). Estimert utkast i 2010 til 2012 viser at 4. kvartal hadde det laveste estimerte utkastet, sammenliknet med de tre andre kvartalene (Munch-Petersen et al., 2013). I 4. kvartal har som regel ettårige dypvannsreker vokst seg store nok til å inngå i den fiskbare bestanden, mens nullårig dypvannsreke ikke har vokst seg store nok til å fanges i rekestrålen. Det er derfor vanskelig å forklare hvorfor denne studien viser høyeste utkast av dypvannsreke i dette kvartalet, da det er naturlig at det ville hatt lavest estimert utkast.

Fangst rapportert i KRF som *reker* ble fjernet fra datasettet i denne studien ettersom dette beskrev en usortert blanding av rekearter, deriblant dypvannsreke. *Reker* hadde en utkastrate på 98,4 % for område 08 i begge årene, og ble rapportert i 30,3 og 47 % av fangstene for hhv. 2019 og 2020 (Vedleggstabell 2). Dersom *reker* hadde blitt sortert, og andelen dypvannsreke hadde blitt inkludert i beregningene av utkast i denne studien, ville mengdene utkast vært høyere. Det er også mulig at utkast per årlig kvartal ville sett annerledes ut.

#### **4.3.1 High grading av dypvannsreke**

Lengdefordelingene av rekefangstene fordelt på sorteringsfraksjoner (Figur 3.38) tilsier at det forekom lite *high grading* av dypvannsreke. I de årlige kvartalene hvor det var en synlig andel av tredjefraksjonsreke (utkast), hadde omtrent halvparten av de målte rekene en lengde under eller lik minste minstemål (15 mm CL). Det var imidlertid betydelig høyere andel og større tredjesorteringsreker (utkast) i 3. kvartal 2019, og her var det også en andel utkast som var over minstemål opp til 17 mm CL. Men siden tredje kvartal 2019 kun hadde innsendte lengdeprøver

fra én fangst ( $n = 1$ ) er det usikkert om dataene gir et representativt bilde av hverken andel eller størrelsesfordeling av de ulike fraksjonene i kvartalet.

*High grading* drives som regel av økonomiske interesser, og påvirkes av kvoter og priser på fangst. Fiskere ønsker å fylle opp kvoten med den største, best betalte fangsten og derfor kastes fangster av mindre individer ut, til tross for at de er over minstemål (Gullestad et al., 2015). I det norske rekefisket er det store prisforskjeller mellom stor reke (førstefraksjon) og reke av medium størrelse (andrefraksjon), med minste differanse på 89 kr per kg i undersøkelsesperioden. Prisene for medium reke var 15-18 kr, mens prisene for juvenil, tredjefraksjonsreke var 6-15 kr i hele studieperioden. Dersom *high grading* hadde forekommet i stor grad i det sørlige norske rekefisket, ville man anta at fiskere hadde forsøkt å fylle kvoten med mest mulig reker i førstefraksjon, og dermed kastet ut betydelig høyere andel av størrelser som kan landes som andrefraksjon, ettersom det er størst prisdifferanse mellom disse fraksjonene. Andre og tredje kvartal 2019 hadde utkast av størrelser som også kan landes som andrefraksjon, men ikke av størrelser som ble landet som førstefraksjon. Det var få kroner per kg i differanse mellom andrefraksjonsreker og tredjesortering (utkast), og det antas derfor at utkastet av tredjefraksjonsreker i disse to kvartalene skyldes andre grunner enn økonomiske. Mangel på kvote er også en faktor som kan føre til eller forsterke *high grading* (Addison & Bekkevold, 2019), men ingen av turene som det ble sendt inn lengdeprøver fra var i slutten av en kvoteperiode (Tabell 1.3).

Fryseprøver av dypvannsreke sendes inn til HI fra én fangst hver fjortende dag. Med kun to fartøy i område 08 i perioden 2019-2020, var det ikke mulig med flere enn fire fangster per kvartal som grunnlag for lengdefordelingene. 2020 hadde generelt flere turer som grunnlag for lengdefordelingene, sammenliknet med 2019 (Figur 3.38). Maksimalt fire prøvetakninger fra ett kvartal er et lavt antall observasjoner for å kunne si noe sikkert om lengdefordeling av fangstfraksjoner av reke for hele flåten. Hundre lengdemålinger per fraksjon, per innsendt fryseprøve ansees også som et relativt lavt antall observasjoner for å kunne si noe sikkert om lengdefordelinger av fangster. Det kan derfor kun sies at det ser ut til å forekomme lite *high grading* basert på de få lengdeprøvene som ble innsendt til HI.

Totalt estimert utkast av dypvannsreke per årlig kvartal i område 08 støtter antagelsen om at det forekommer lite *high grading* av dypvannsreke i området. Det er estimert relativt lave utkast (2019: 6,29 tonn, 2020: 3,81 tonn) sammenliknet med mengdene som leveres til landingsmottak årlig (Vedleggstabell 7). Til tross for at bruk av en *clustered* metode (se under)

ville økt variasjonen av estimatene i denne studien, viste Clegg et al. (2022) at estimat gjort ved bruk av data fra KRF har en tendens til å overestimere totalfangster. Det er derfor sannsynlig at også estimert utkast av dypvannsreke kan være overestimert i denne studien. Dersom *high grading* av dypvannsreke hadde forekommet i stor grad ville antageligvis mengden estimert utkast vært høyere, ettersom gevinsten ved å *highgrade* ikke ville utgjøre et stort økonomisk utbytte av de mengdene utkastet dypvannsreke som ble estimert i denne studien.

Lengdefordelingene virker likevel å gi en god oversikt over de dominerende størrelsene av bestanden for de to årene. Småreker vokser mye i løpet av sommeren (Bergstrom, 1992), noe som vises tydelig ved at modaltoppen av tredje-fraksjonsreke øker i lengde fra 2. til 3. kvartal 2019 (Figur 3.38). At 2019 viser betydelig høyere andel utkast sammenliknet med 2020 kan forklares ved å se på resultater fra HIs årlige reketokt i 2019 og 2020. I Norskerenna var det en betydelig høyere andel småreker i halene gjort i januar 2019 sammenliknet med halene gjort på de samme stasjonene i 2020 (Søvik et al., 2019; Søvik & Thangstad, 2021b). Generelt er reker høstet i Norskerenna av større størrelser enn rekene høstet i Skagerrak (Munch-Petersen et al., 2013). Det er uvanlig at det er stor forekomst av 1-åringer i Norskerenna, og rekrutteringsindeksen har vært gjennomgående lav. Rekrutteringsindeksen i 2019 var den høyeste indeksen siden 2006, og i 2020 var indeksen tilbake til et lavt nivå (Søvik & Thangstad, 2021b). Disse forskjellene i rekruttering gjenspeiles i lengdefordelingene av dypvannsreke i denne studien ved at andelen tredje-fraksjonsreker (utkast) er høyere i 2019 (Figur 3.38). Det ble vist også i estimert utkast av dypvannsreke per årlig kvartal (Figur 3.35) at det var høyere estimat av utkastreker i 2019. Det var også betydelige flere turer i KRF med utkast i 3. og 4. kvartal 2019, sammenliknet med alle andre årlige kvartal (Figur 3.35).

#### **4.4 GRUNNER TIL UTKAST**

Den største andelen av utkast i rekefisket i område 08 i 2019-2020 bestod av ikke-konsum arter, og det var lite utkast av kommersielle arter. Utkastforbudet i norsk fiskeri omfatter også individer under minstemål, og det er regler for hvor stor andel av fangsten som kan være under minstemål (Høstingsforskriften, 2021, §§ 49 og 51). Det ser ut til at hovedårsaken til utkast av konsum-arter var at individene hadde lengder under minstemål, basert på gjennomsnittlige lengder (Vedleggstabell 5). For hvitting og rødspette var gjennomsnittlig lengde av utkast under minstemål (32 cm for hvitting, 29 cm for rødspette (Høstingsforskriften, 2021, §47)) for

begge årene i studieperioden. Gjennomsnittlig lengde av utkastet torsk var under minstemål (40 cm), både i 2019 og 2020.

I det danske rekefisket i Nordsjøen er det også vist at den viktigste grunnen til utkast er fordi arten ikke kan landes som konsumfisk, og derfor også har mindre verdi (Andersen et al., 2002). Dersom det forekom utkast av arter som kunne ha blitt landet til konsumformål i det danske rekefisket, var hovedårsaken at fisken var under minstemål (Andersen et al., 2002). Det virker til å være samsvarende årsaker til utkast mellom det danske og norske rekefisket i Nordsjøen.

Ettersom det er lovlig med bruk av oppsamlingspose i det norske rekefisket sør for 62° N, vil ikke alt av utkast estimert for område 08 bestå av juvenil fisk. Kun fisk med lengder under 20 cm går igjennom sorteringsristen (Isaksen et al., 1992), og med gjennomsnittlige lengder av utkastet torsk på 35,5 og 34,25 cm for henholdsvis årene 2019 og 2020, indikerer dette at det også forekommer utkast av ikke-juvenil fisk som fanges i oppsamlingsposen. Det er likevel vanskelig å si noe om hvor mye av estimert utkast som kommer fra oppsamlingsposen, ettersom fiskerne i KRF ikke registrerer hvilken pose utkastet kommer fra (Vedleggstabell 4).

MSC stiller krav til status og forvaltning av bestanden til fiskeriets målart. En studie gjort av fiskerier i den europeiske union (EU) viser at dersom fiskeriet har mindre enn 10 % utkast av målarten, er det lav sannsynlighet for at MSC-sertifiseringen trekkes tilbake (Blyth-Skyrme & Borges, 2016). Denne studien estimerte et årlig utkast på 5,8 kg og 2 kg per tonn landet dypvannsreke, for henholdsvis 2019 og 2020, mengder som er vel under 10 %. De viktigste kravene som stilles av MSC når det kommer til andre arter enn målarten blir i studien ikke vurdert til å direkte føre til tilbaketrasket sertifisering (Blyth-Skyrme & Borges, 2016). Rekefisket i Norskerenna og Skagerrak er sertifisert under ett (Addison et al., 2021), og resultatene fra denne studien kan derfor kun delvis brukes som datagrunnlag ved fremtidig søknad om re-sertifisering. Det legges vekt på forvaltning og innhenting av data fra fiskeriet ved en MSC sertifisering (Addison et al., 2021; Blyth-Skyrme & Borges, 2016), to komponenter som trolig kun vil bli bedre med tiden. Resultatene i denne studien vil sannsynligvis ikke føre til negative konsekvenser ved en fremtidig søknad om re-sertifisering.

## **4.5 USIKKERHET I DATAENE**

### **4.5.1 Fartøy i KRF**

Rekeførere anvender ulikt redskap, derav ulik maskestørrelse i trål og trålpose, oppsamlingspose, ulike høyder på rekeføreren, dobbeltrål eller singeltrål. Det var vanskelig å

avgjøre om redskap som brukes av fartøyene i KRF er representative for hele flåten i området. For de fleste arter er størrelsesseleksjon antatt å skje ved seleksjonsristen eller i trålposen (ICES, 1996; Ingólfsson & Jørgensen, 2020). Maskestørrelse i trålposen i det norske rekefisket er regulert med minste tillatte maskevidde på 35 mm (*Høstingsforskriften*, 2021, § 5), men det kan likevel være ulike masketyper som brukes i flåten. Det er vist at firkantmasker reduserer fangst av små dypvannsreker bedre enn diamantmasker (Ingólfsson & Jørgensen, 2020). Omkretsen av trålposen påvirker også seleksjonen (Ingólfsson & Jørgensen, 2020).

I sluttседlene kan rekestrålere være registrert under både kode 55 (rekestrål), 51 (bunntål) og 52 (bunntål par). Sluttседlene inneholder ikke spesifikasjoner om redskap som anvendes, og det var derfor ikke mulig å sammenlikne med redskapene som fartøyene i KRF bruker. Redskap brukt i KRF ble antatt å være representative for hele flåten.

Av samlet landet norsk rekefangst i 2019 og 2020 i område 08 ble 94 % registrert tatt med rekestrål (kode 55), 6 % med bunntål (kode 51) og 0,15 % registrert tatt med bunntål par (kode 52). En oversikt over kvantum dypvannsreke og andre arter registrert fisket med rekestrål (kode 55) i område 08 i 2019 og 2020 er vist i Vedleggstabell 7.

#### **4.5.2 Lengde-vekt forhold**

Estimert gjennomsnittlig vekt av utkastede individer per art ble regnet ut basert på lengdemålinger gjennomført av fartøy i KRF i løpet av studieperioden (2018-2020). Det ble funnet en årlig gjennomsnittlig lengde per art totalt for begge områdene (område 08 og 09).

Standardavviket for gjennomsnittlig lengde av utkast var høyt for mange arter (Vedleggstabell 5). Dette betyr at det også vil være en korresponderende usikkerhet i den estimerte gjennomsnittlige vekten av hvert utkastet individ per art, noe som også vil påvirke usikkerheten i de utregnede estimatene for utkast for hele området.

Omregningen fra lengde til vekt ble gjort ved  $W = aL^b$  (formel 2.3) for den enkelte art, der  $a$  angir hastighet for endring av vekt med lengde ( $L$ ) og eksponenten  $b$  gir verdi for vekst av arten (Simon & Mazlan, 2008). Dersom  $b = 3$  er veksten av arten isometrisk, hvis  $b > 3$  er veksten positiv allometrisk og om  $b < 3$  er veksten negativ allometrisk. Ved isometrisk vekst vokser kroppsdelene med samme rate som hele kroppen, mens ved allometrisk vekst er det ulik vekstrate mellom kroppsdelene og hele kroppen. For enkelte arter kan både  $a$  og  $b$  variere mellom kjønn (Quarcoo, 2017). I denne studien ble det brukt felles parameterverdier for begge kjønn,



og det ble antatt at kjønnsfordelingen av artene ikke var skjevfordelt slik at eventuelle forskjeller i parameterverdier mellom kjønn ikke påvirket omregningen fra lengde til vekt.

For å illustrere hvordan den gjennomsnittlige lengden kan påvirke totale estimater for utkast er det her brukt reelle gjennomsnittlige lengder fra studien for arten hågjel. Hågjel hadde et stort standardavvik på gjennomsnittlig lengde ( $28,82 \pm 11,55$  cm i 2019 og  $43,00 \pm 14,46$  cm i 2020) for begge årene som det ble estimert totalt utkast for. Ved å bruke hågjels parameterverdier (Vedleggstabell 3) på lengdemålingene fra 2020 ( $43,00$  cm  $\pm$   $14,459$ ), vil de tre ulike lengdene  $28,541$ ,  $43$  og  $57,459$  cm gi estimerte gjennomsnittlige individvekter på henholdsvis  $0,083$ ,  $0,279$  og  $0,655$  kg ved formel 2.3. Om  $100\,000$  individer ble kastet over bord, vil de tre ulike vektene føre til henholdsvis  $8,3$ ,  $27,9$  og  $65,5$  tonn totalt estimert utkast av hågjel. De gjennomsnittlige lengdene per art som er blitt brukt i studien, har derfor en stor påvirkning på de endelige estimatene av totalt utkast.

#### 4.5.3 Artsbestemmelse

Estimert utkast i denne studien er avhengig av at fiskerne i KRF har artsbestemt riktig. Dersom det er registrert lengdemålinger av et individ som er av feil art vil dette kunne påvirke estimatene. Feil artsbestemmelse av registrert utkast vil også påvirke estimatene i denne studien. I den fullstendige listen med arter registrert av KRF (Vedleggstabell 2) var det registreringer av polartorsk. Polartorsken lever ikke i Norskerenna og Skagerrak, og det fører til tvil om fiskernes evner til å artsbestemme riktig. Det finnes en rekke arter som det er vanskelig å skille mellom, deriblant er skatearter ofte vanskelig å identifisere riktig. Vassild kan også lett forveksles med strømsild, og det er nå i senere tid anbefalt av HI at fiskerne i KRF bruker fellesbetegnelsen *vassildfamilien* for disse artene. I Vedleggstabell 2 ble det registrert forekomst av strømsild i 8 av fangstene i 2019 og 2 av fangstene i 2020, med samtlige forekomster registrert som utkast. I denne studien ble det estimert utkast for to ulike skater (piggs skate og kloskate). Fiskere har ofte lang erfaring fra havet og fisket, så det antas at de fleste artsregistreringer er riktige. Det er likevel menneskelig å gjøre feil. En stor andel av skatene var ikke artsbestemt i KRF-datasettet, men heller registrert under fellesbetegnelsen *skater*. Det er positivt at fiskerne i KRF velger å bruke en fellesbetegnelse for individer de syntes er vanskelig å artsbestemme. Dette øker også tilliten til at fiskerne er sikre på de registreringene som er gjort til art, og det antas at artene det er estimert utkast for i denne studien er riktig artsbestemt med forbehold når det kommer til skateartene (kloskate og piggs skate) og vassild/strømsild.

#### 4.5.4 Oppskalering ved bruk av antall sluttsedler

Denne studien brukte en enhetsestimator, med sluttsedler som enhet, for oppskalering. En annen metode som ofte brukes til å estimere utkast av arter i ulike fiskeri er en rate-estimator (Roda et al., 2019). I en rate-estimator brukes en variabel som er korrelert med mengde utkast for oppskalering, oftest brukt som variabel er total fangst av målarten (Diamond, 2003). Den største forskjellen mellom en enhetsestimator og en rate-estimator er at enhetsestimatoren antar at gjennomsnittlig utkast per tur i de observerte dataene er gjeldende for hele populasjonen (alle hal tatt av rekeflåten). En rate-estimator derimot, antar et fast forhold mellom utkast og variabelen, ettersom det er korrelasjon, og gir derfor en estimert verdi som varierer fra observasjon til observasjon (Diamond, 2003).

Det var i utgangspunktet planen å bruke begge estimatorene i denne studien, men tiden strakk ikke til. Det ble derfor valgt å bruke enhetsestimatoren ettersom det er en metode som kunne anvendes for alle artene som var registrert som utkast i KRF. Rate-estimatoren er avhengig av en korrelasjon mellom mengde utkast av arten og total fangst av reke, en korrelasjon som ikke var tilfelle for de fleste artene.

Diamond (2003) observerte store forskjeller i estimert mengde bifangst mellom de to ulike estimatorene. Totale estimater av bifangst var to til syv ganger høyere for rate-estimatoren sammenliknet med enhetsestimatoren (Diamond, 2003). For et annet område var rate-estimatoren to til fem ganger lavere enn enhetsestimatoren (Diamond, 2003). En tidligere studie for sammenlikning av estimatorene viser også at rate-estimatoren generelt gir høyere estimert verdi enn en enhetsestimator (Vaughan & Nance, 1998). Diamond (2003) brukte, i tillegg til felldata, simulerte data for å undersøke ulikhetene i estimatorene ytterligere. Basert på simulerte resultater var enhetsestimatoren den beste, både fordi den viste mindre forventningsskjevhet sammenliknet med rate-estimatoren og var mindre påvirket av andre parametere, som antall observasjoner og korrelasjon mellom bifangst og fangst av målarten (korrelasjonsvariabelen). I simuleringene overestimerte rate-estimatoren bifangsten med mellom 10 % og 427 %, mens enhetsestimatoren ikke overestimerte med mer enn 1 % (Diamond, 2003).

Til tross for at enhetsestimatoren ikke er vist å overestimere, har en simulering vist at data fra KRF har en tendens til å overestimere totalfangster i fiskeriet (Clegg et al., 2022). Fartøyene i KRF er ikke valgt ut tilfeldig, de søker selv ved utlysninger, og fartøyene kan derfor være ulike fra resten av flåten. Clegg et al. (2022) identifiserte aspekter ved prøvetakingsprosedyrene i

KRF og utvelgelsesprosessen av fartøy, som sannsynlig vil skape en forventningsskjevhet i totale estimater av fangster. Det ble overestimert totalfangster for mange ulike arter ved bruk av KRF data, og det er ikke usannsynlig at det vil forekomme forventningsskjevhet på samme måte ved estimering av utkast (Clegg et al., 2022). Estimert utkast i denne studien kan derfor være overestimert.

Til tross for at det kan forekomme overestimering ved bruk av KRF-data, kan det tenkes at fartøy som deltar i KRF kaster ut mindre enn det den resterende rekeflåten gjør (se avsnitt 4.5.7). Om estimert utkast i denne studien er overestimert, basert på Clegg et al. (2022), kan det muligens gi et mer presist estimat for hele rekeflåten dersom det er tilfelle at rekeflåten generelt kaster ut mer enn fartøyene i KRF.

I denne studien ble data innsamlet fra KRF behandlet som en tilfeldig prøve (*simple random sample*). En tilfeldig prøve er kjennetegnet ved at alle undergrupper i populasjonen har den samme sannsynligheten for å bli valgt (Lohr, 2010). Dataene innsamlet av KRF er ikke tilfeldig valgte observasjoner av totale turer i hele den sørlige rekeflåten, ettersom det er de samme (og få) fartøyene som registrerer alle fangstene. *Cluster sample* beskrives som observasjoner fra tilfeldig valgte undergrupper (Lohr, 2010). Det vil være mer nøyaktig å beskrive data fra KRF som *clustered samples*, til tross for at dataene ikke er observasjoner fra helt tilfeldig valgte fartøy i populasjonen.

Alle fartøy som representerer fiskerigruppene som HI ønsker å få inn data fra kan søke om å bli med i programmet, og utvelgelsen av fartøy skjer på bakgrunn av en rekke kriterier som type fiskeri, spesifikasjoner for fartøy og redskap (Clegg & Williams, 2020; Hatlebrekke et al., 2021). Dersom det er flere fartøy som oppfyller søknadskriteriene, blir fartøy tilfeldig valgt ved loddtrekning. Utvelgelsesprosessen og dens kriterier er utarbeidet for å tilnærme et stratifisert tilfeldig utvalg (Clegg & Williams, 2020).

At dataene brukt i denne studien ble behandlet som et *simple random sample* fremfor et *clustered sample* kan påvirke usikkerheten i estimert utkast. I et *clustered sample* vil variansen mellom undergruppene inkluderes, i denne studiens tilfelle vil det si variasjonen mellom fartøyene i KRF. Det ble kun estimert utkast for område 08 for 2019 og 2020, hvor KRF hadde to fartøy i området begge årene. Det kan være variasjoner i utkast mellom disse to fartøyene, ettersom de har ulik fartøy-lengdegruppe (15 – 20,99 og 21 – 27,99 m). Et større fartøy fisker mer offshore og har lengre varighet av turer. Det antas derfor også at fiskeatferden kan være ulik mellom fartøyene. Nedreaas et al. (2006) viste at antall fartøy i KRF påvirker variansen

mest, og dersom denne studien hadde hatt data fra flere fartøy, ville presisjonen økt dersom de hadde fisket i samme område til samme tid. Ettersom variasjon i utkast mellom de to ulike fartøyene i KRF ikke ble inkludert i utregningene i denne studien vil resultatene gi inntrykk av at estimatene er mer presise enn de i realiteten er (Lohr, 2010). Konfidensintervallene både ved parametriske utregning og bootstrap ville derfor ha vært bredere dersom variasjon mellom fartøy hadde blitt inkludert.

#### **4.5.5 Konfidensintervall**

Konfidensintervall ble beregnet både parametriske og ved bruk av bootstrap i denne studien. For majoriteten av estimatene var de parametriske konfidensintervallene svært vide, og mange parametriske konfidensintervall gikk også under  $y = 0$ . Det var høyest parametriske konfidensintervall i kvartalet hvor det var estimert høyest utkast for majoriteten av artene. Utregningen av parametriske konfidensintervall tar i bruk sentralgrenseteoremet, dvs. at summen av uavhengige, tilfeldige variabler går mot en normalfordeling når prøveantallet ( $n$ ) øker mot uendelig (Lohr, 2010). Bruken av sentralgrenseteoremet er avhengig av et *tilstrekkelig stort* prøveantall for at sentralgrenseteoremet skal gjelde, og normalt brukes  $n = 30$  som et prøveantall som er *tilstrekkelig stort* (Lohr, 2010). Data på utkast av arter fra KRF er ikke normalfordelt. Ettersom null-observasjoner er inkludert, vil fordelingen bli forskjøvet mot  $x = 0$  og derfor ikke utgjøre en normalfordeling. Sentralgrenseteoremet kan ikke anvendes med presisjon for fordelinger som ikke er normalfordelte (Lohr, 2010), og vil derfor ikke gi gode konfidensintervall for utkast beregnet i denne studien.

Bootstrapping resampler datasettet et gitt antall ganger med tilbakelegging fra en ukjent teoretisk sannsynlighetsfordeling (Lunneborg, 1985). I denne studien ble R satt til 5000, et tilstrekkelig høyt antall gjentakelser for å minimere usikkerheter (Davison & Hinkley, 1997). De 5000 nye dannede datasettene i denne studien illustrerte den sanne fordelingen av innhentet data fra KRF. Konfidensintervallene utregnet med bootstrap vil derfor gi mer presise konfidensintervall ettersom den riktige sannsynlighetsfordelingen blir inkludert i beregningene.

#### **4.5.6 Signifikans**

For at en ANOVA analyse skal kunne gi gyldige resultater er det tre krav som må oppfylles; uavhengige observasjoner, normalfordelte data og homogenitet av varianser mellom grupper (Connelly, 2021; Lix et al., 1996). Dataene innhentet av KRF antas å ha skjev fordeling, og oppfyller ikke kravene for en normalfordeling. Dersom kravene for en ANOVA-analyse ikke

oppfylles kan dette medføre en høyere sannsynlighet for en *Type I* feil, å forkaste en sann nullhypotese (Lix et al., 1996). Data kan transformeres for å oppnå en normalfordeling. En stor utfordring med transformering av data for å oppnå en normalfordeling er at resultatene blir vanskelige å tolke, ettersom resultatene vil baseres på transformerte observasjonsdata og ikke de opprinnelige dataene (Lix et al., 1996). Det har dessuten blitt vist at et ikke-normalfordelt datasett har liten effekt på *Type I* feil (Driscoll, 1996; Lix et al., 1996). Glass et al. (1972) konkluderte også med at skjevfordelte data har liten påvirkning på resultat av signifikans i en ANOVA, transformering av data ble derfor ikke gjennomført i denne studien.

Varianser for utkast av arter i KRF mellom kvartal var varierende, dermed ikke homogene. Antall observasjoner mellom de årlige kvartalene varierte også i stor grad for de ulike artene. Effekter av heterogenitet i variansene er høyere dersom antall observasjoner varierer mellom gruppene (Lix et al., 1996). I resultatene i denne studien virket det som at det var størst varians for det årlige kvartalet med flest eller færrest observasjoner. Dersom det er størst varians i gruppen med færrest observasjoner vil ANOVA være liberal, det er høyere sannsynlighet for å gjøre en *Type I* feil (Glass et al., 1972; Lix et al., 1996). For en konservativ ANOVA er det størst varians i gruppen med flest observasjoner, og sannsynligheten for å gjøre en *Type I* feil er lavere.

Rognkjeks var den eneste arten som ga en signifikant p-verdi i ANOVA-analysen utført ( $p = 0,035$ ). Den høyeste variansen var i 1. kvartal 2019, og dette årlige kvartalet hadde også flest antall observasjoner ( $n = 50$ ). Ettersom variansen var høyest for gruppen med størst antall observasjoner, vil ANOVA-analysen være konservativ. P-verdien som ANOVA-analysen ga ( $p = 0,035$ ) vil derfor være lavere enn det den faktisk viser, og det kan med sikkerhet konkluderes at det er signifikante forskjeller mellom minst to av de årlige kvartalene.

Tukey HSD test regner ut den ærlige signifikante forskjellen (*honest significant difference*) mellom to gjennomsnitt ved bruk av en statistisk fordeling kalt  $q$  fordeling.  $Q$  fordeling gir den nøyaktige fordelingen av de største forskjeller mellom observasjoners gjennomsnitt innenfor hver gruppe (Abdi & Williams, 2010). Tukey HSD test omtales som en svært konservativ parvis sammenlikning. Tukey-testen inkluderer feilrate for den totale sammenlikningen, ettersom sjansen for å gjøre en *Type I* feil øker desto flere parvise sammenlikninger som gjennomføres (Nanda et al., 2021).

For rognkjeks viste ANOVA en signifikant p-verdi ( $p = 0,035$ ) i denne studien, men Tukey-testen ga ingen parvise signifikante forskjeller mellom de årlige kvartalene. Dette kan forklares

ved at Tukey-testen er konservativ, og inkluderer feilrate mellom alle årlige kvartal. Vi kan ikke forkaste null-hypotesen om at det er ingen forskjeller mellom 2. og 4. kvartal 2019 basert på p-verdien fra Tukey-testen ( $p = 0,15$ ). Det kan likevel være en signifikant forskjell ettersom den reelle p-verdien er lavere enn den utregnet i Tukey-testen, men det kan ikke sies med sikkerhet.

For øyepål ga ANOVA en p-verdi  $> 0,05$ , mens Tukey-testen viste en signifikant parvis forskjell ( $p = 0,043$ ). ANOVA-testen sier kun noe om det er signifikante forskjeller mellom minst to av gruppene, og ikke nødvendigvis om det er signifikante forskjeller mellom to av gruppene. En signifikant ANOVA-analyse kan indikere forskjeller mellom to sammenslåtte grupper mot en annen gruppe ( $A + B - C$ ) (Kim, 2014). Det er også ulikheter mellom ANOVA og Tukey ettersom Tukey-testen er basert på studentfordelingen  $q$ , som oppfører seg ulikt enn en normalfordeling som ANOVA er basert på.

#### **4.5.7 Fiskeratferd**

Prøvetaking av fangster fra fiskeflåten er essensielt for å kunne innhente et godt datagrunnlag til vitenskapelige analyser. Forskere om bord på kommersielle fiskefartøy som selv utfører prøvetaking av fangster, dvs. observatører, gir mest pålitelige prøver (Clegg et al., 2020). Roda et al. (2019) hevdet også at den beste måten å samle inn pålitelige data om utkast er gjennom observatør-programmer. Observatører om bord er imidlertid en kostbar prøvetakingsmetode, og resulterer ofte i at lite data blir innhentet (Kraan et al., 2013). Datainnsamling ved at fiskere selv utfører fangst- og lengdeprøver, slik som KRF, er mindre kostbart og gir et bredere grunnlag av innhentet data for lik kostnad (Kraan et al., 2013). Data innhentet av fiskere vil ikke være like uniforme som det data innhentet av observatører vil være, og dette kan bidra til å svekke datakvaliteten. Til tross for at fiskerne i KRF får grundig opplæring i prøvetakingsprosedyrer og hvordan de skal registrere fangster, kan fiskerne registrere fangsten noe ulikt, slik det kommer frem av brukerundersøkelsen (Vedleggstabell 4). Det ble likevel vist i Kraan et al. (2013) at også observatører om bord hadde en tendens til å overestimere volum av total fangst, samt underestimere mengden bentiske ressurser som ble kastet ut. I tillegg kan det forekomme en endring av fiskeratferd ved at fiskerne ikke gjennomfører utkast i løpet av de turene en observatør er om bord. Det er derfor ikke gitt at data fra observatører vil gi et mer reelt datagrunnlag.

Fartøyene som deltar i KRF, er ikke nødvendigvis representative for hele flåten (Anon., 2011). Tillit mellom forskere og fiskere er essensielt i KRF, og det skapes et felles eierskap til data som legges til grunn for rådgivning og fiskeriforvaltning ved at fiskere selv utfører

prøvetakingen (Nedreaas et al., 2006). Det kan tenkes at fiskere som søker om å delta i KRF følger mer lover og regler, og er mer enn gjennomsnittlig interessert i å bidra til å bevare bestander. Ettersom fiskerne selv ønsker å samarbeide med forskere, vil de kanskje også være mer ærlige og ha et annet syn på utkast og *high grading* enn den resterende flåten. Deltakelsen i KRF er betalt, og det kan derfor ligge andre incentiver bak deltakelsen enn interesse for biologi og bestandsovervåking, men betaling påvirker gjerne samvittigheten og bidrar dermed til bedre datakvalitet. Det er likevel mulig at fiskerne i KRF kan unnlate å rapportere faktisk utkast, ved at de registrerer mindre utkast enn det som faktisk forekommer eller glemmer å registrere utkast. Fiskere i en nederlandsk referanseflåte har gitt uttrykk for at de ofte får skylden av andre fiskere dersom dataene innsamlet gir et negativt utfall for den nederlandske fiskeflåten (Kraan et al., 2013). Det er usikkert om dette også er tilfelle i den norske fiskeflåten, men det er kontraktfestet at all data innsamlet i KRF tilhører HI og er taushetsbelagt (Anon., 2011). Kontrakten mellom HI og deltakende fartøy i KRF fastslår også at Kystvakten og Fiskeridirektoratet ikke kan saksøke fartøy i KRF på bakgrunn av data som leveres gjennom programmet (Anon., 2011). Dette bidrar til at fartøyene sannsynligvis rapporterer pålitelige data. Fartøy i KRF får betalt for å registrere reelle forekomster av utkast og landet fangst, dersom det oppdages at dette ikke overholdes, vil det være et kontraktsbrudd.

I 2020 inntraff COVID-19, og som følge av pandemien var det ikke mulig for svenske observatører å borde fartøy for inspeksjoner fra 2. til 4. kvartal 2020 (ICES, 2021c). Det ble derfor ikke mulig å innhente data, og svensk utkast av reke for 2020 estimert av ICES måtte baseres på data fra foregående år (ICES, 2021c). Ettersom fiskerne selv registrerer fangster i KRF, satte ikke pandemien en stopper for datainnsamlingen av fangster i det norske rekefisket.

## **4.6 FREMTIDIGE FORBEDRINGER**

### **4.6.1 Dekningsgrad av KRF**

Begrunnelsen for at det ikke ble estimert utkast for område 09 var at KRF hadde for dårlig geografisk dekning av området. Rekeflåten i område 09 besto av flere mindre fartøy (Tabell 3.2), og fartøyene vil derfor fiske mer kystnært og dekke mindre områder. Dersom data fra KRF skal kunne brukes som datagrunnlag for område 09 må HI inkludere flere fartøy i programmet, eller søke etter fartøy som dekker større geografiske områder, for å kunne dekke områdene hvor hele rekeflåten fisker. Det er likevel en avveining mellom antall fartøy i KRF og kvaliteten på innsamlete data, da HI tilbyr hvert fartøy i programmet en *fadder* som opprettholder god kontakt mellom det enkelte fartøy og forskere på HI (Anon., 2011). Dersom

KRF skal inngå samarbeid med en rekke flere fartøy, vil det etter hvert bli en mangel på *faddere*. Dersom fartøyene i KRF ikke får tilstrekkelig oppfølging fra HI gjennom tildelte faddere, er det naturlig å tro at datakvaliteten vil svekkes. Ved å søke etter fartøy som dekker større geografiske områder i område 09, vil det sannsynligvis kun være fartøy av større lengdegrupper som søker på utlysningen. Ettersom reketrålflåten i området domineres av fartøy av mindre lengdegrupper vil ikke data fra kun store fartøy være representativt for området. Det ansees som den beste løsningen å forsøke å inkludere noen flere fartøy i KRF som dekker områder som ikke allerede er dekt. Det anbefales likevel ikke å engasjere for mange fartøy, da dette kan gå på bekostning av datakvalitet, noe som absolutt ikke er ønskelig.

#### **4.6.2 Dataregistreringer i KRF**

Reketoktet i 2020 viste høye forekomster av benthosarter i område 08, spesielt for sjøfjær, arten *Funiculina* (Søvik & Thangstad, 2021b). Arten er ikke registrert i KRF, til tross for at den forekommer på områdene hvor det drives kommersielt fiske etter reker. Arten forekommer i nesten alle trålhal på reketoktet, og det virker usannsynlig at arten ikke forekommer i hal som gjennomføres av KRF. Reketoktet bruker mindre masker enn en kommersiell reketrål, men *Funiculina* er lang og det ansees som lite sannsynlig at sjøfjær går igjennom maskene i hverken trålpose eller oppsamlingspose i redskapene brukt av KRF. Sannsynlig vil den enten sette seg fast ved sorteringsristen eller lenger fremme i trålen. Fiskerne i KRF skal registrere all fangst, men det kan virke som at fiskerne oppfatter at dette hovedsakelig gjelder arter av fisk og krepsdyr, og ikke nødvendigvis svamper, koraller og sjøfjær. Rapportering av koraller og svamper ble dog ikke inkludert i instruksene til KRF før i 2019, og en kan anse de to årene i studieperioden (2019 og 2020) som en prøveperiode for registrering av svamper og koraller.

Mangelen på registrering av sjøfjær i fangstene senker troverdigheten til at dataene innsamlet av KRF består av all fangst, men som nevnt var det nettopp lagt til i instruksene til KRF om at de skulle registrere forekomster av benthosarter. Det er derfor sannsynlig at rutinen om å registrere forekomster av benthosarter i KRF ikke var godt nok innarbeidet, eller mangelfull informasjon i instruksene. Det er viktig at registreringene i fremtiden inkluderer all fangst, ikke kun arter av fisk og krepsdyr (og krepsdyr ble også mangelfullt registrert). Det er ikke realistisk å forvente en bestemmelse til art når det gjelder benthos, så registrering til slekt eller høyere taksonomisk nivå bør godtas for å opparbeide et godt datagrunnlag også for benthosartene som forekommer i rekefisket.



Skater er som nevnt tidligere, vanskelig å artsbestemme, og det kan derfor kanskje ikke kreves at fiskerne klarer å artsbestemme alle disse artene. Skatefamilien (familien *Rajidae*) og skater (orden *Rajiformes*) ble slått sammen til en gruppe ettersom fiskerne i KRF kan registrere utkast av ikke artsbestemte skater under begge gruppene. Det er likevel enkelte skatearter som er viktigere å innhente data om enn andre, blant annet er storskate (*Dipturus intermedius*) og nebbskate (*Leucoraja fullonica*) vurdert som kritisk truet på den norske rødlisten, og svartskate (*Dipturus nidarosiensis*) er vurdert som sårbar (Hommedal, 2021). Fiskere i KRF bør forsøke å artsbestemme spesielt disse tre skateartene, og registrere deretter på fangstskjema. Dersom det er usikkerheter i artsbestemmelse anbefales det at fiskerne fortsetter å registrere under fellesbetegnelsen skater, fremfor å registrere på feil skateart. Det samme gjelder for flatfisker og andre fiskefamilier, at dersom fiskerne er i tvil om art er det bedre å registrere forekomsten under en fellesbetegnelse.

#### **4.6.3 Estimering av utkast**

For å oppnå mer presise estimater av utkast ved bruk av KRF-data i fremtiden er det viktig å forsøke å minimere usikkerheter som har blitt beskrevet i denne studien.

Det er store usikkerheter i registreringer av vekt for enkelte arter, spesielt for øyepål og kolmule som kan slippes ut før fangsten heises om bord. KRF bør ikke kaste ut fangst før fangsten heises om bord, ettersom det kan være store usikkerheter knyttet til øyemålet av utsluppet fisk. I tillegg anbefales det at KRF utstyres med en vekt om bord, til tross for at det kanskje er plassmangel om bord på mange fartøy. Ved at en vekt er tilgjengelig om bord kan fiskerne ta vekt av en delprøve som gir et referansepunkt av vekten. Referansepunktet fra vekten av delprøven vil sannsynligvis gi økt presisjon ved et eventuelt øyemål av hele andelen utkast, sammenliknet med dagens praksis (et øyemål uten referansepunkt eller som antall korer). Det anbefales også at fiskerne i KRF gjennomfører flere lengdemålinger for å minimere usikkerhetene knyttet til omgjøring fra antall til vekt (Avsnitt 4.5.2). Ved å inkludere en vekt om bord kan HI også instruere fiskerne til å alltid registrere vekt, fremfor antall, for å fjerne all usikkerheten mellom omgjøringen.

For å kunne si noe om andelen utkast av juvenil fisk per art, bør registrering av både utkast og lengdemålinger i KRF skilles mellom oppsamlingspose og trålposen. Ved å kunne skille mellom oppsamlingspose og trålpose vil en også oppnå mer presise gjennomsnittlige lengder av arter før omgjøring til vekt. Det vil likevel være problematisk å be alle fartøy om å skille

mellom lengdemålinger fra oppsamlingspose og trålpose, da enkelte fartøy kun bruker ledepose som medfører at disse to fraksjonene ikke blir separert.

Det bør innføres et register for hvilke seleksjonsinnretninger som benyttes av fartøy i hele flåten for å sikre at KRF bidrar med representative data. Registeret bør inngå som en del av sluttседdelstatistikken, og bør inneholde informasjon om fartøyet bruker krepseåpning i kystområdene, hvilke maskestørrelser som anvendes og om fartøyet bruker kvadratmasker i trålen. Ved at et slikt register for seleksjonsinnretninger innføres kan redskap som brukes av fartøy i KRF lettere sammenliknes med redskap brukt av resterende del av rekeflåten, og dermed også avgjøre om KRF bruker redskap som er representative for hele flåten.

## 5 KONKLUSJONER

- KRF-data fra område 09 dekket ikke hele området som rekeflåten fisker i, og det ble derfor ikke estimert utkast for området. For at data innsamlet av KRF i område 09 skal kunne brukes til oppskalering, må fartøyene som velges ut til å være med i programmet dekke et større geografisk fangstområde enn det de gjorde i studieperioden 2018-2020.
- Estimert årlig utkast i denne studien indikerte lave mengder utkast av konsumfisk i rekefisket i område 08. Gjennomsnittlige lengder av utkastet konsumfisk var under minstemål for majoriteten av artene, og det antas at dette var hovedårsaken til at individene ble kastet ut.
- Arter som ikke regnes som konsumfisk dominerte i mengde i estimert utkast i denne studien. Øyepål, piggskeite, kolmule og rognkjeks var de fire artene med høyest estimert utkast. Det er ikke landingspåbud for kolmule og øyepål tatt som bifangst i reketrål sør for 62° N.
- Estimert utkast av dypvannsreke for område 08 var betydelig lavere enn tilsvarende estimat for samme område for tidligere år som var basert på antagelsen om at all reke under minstemål kastes ut. Det ble estimert høyere utkast av dypvannsreke i 2019 enn i 2020, trolig grunnet et høyt antall småreker i området i 2019. Lengdefordelingene viste at ikke all dypvannsreke under minstemål kastes over bord, og tidligere estimert utkast for området kan derfor være overestimert.
- Estimert utkast utgjorde 4 - 26 % av totale fangster, der fangst av arter som landes til andre formål enn konsum ikke er medregnet.
- 43 % av artene det ble estimert utkast for, hadde høyest estimert utkast i 1. kvartal, enten i 2019 eller 2020. Dette antas å ha en sammenheng med et høyere fiskepress i område 08 i 1. kvartal sammenliknet med resterende kvartal.
- Det var lite tegn til *high grading* av dypvannsreke basert på lengdefordelingene. Det var betydelig høyere andel utkast i 2019 enn i 2020, og spesielt i 2. og 3. kvartal var det også utkast av reker over minstemål.
- For å kunne si noe om mengden juvenil fisk som kastes ut i rekefisket, anbefales det at KRF skiller mellom registrert utkast fra trålpose og oppsamlingspose.
- Årsaker til utkast er vanskelig å avgjøre ut ifra innsamlet data fra KRF, og det er viktig å få en bedre forståelse av faktorer som påvirker utkast i rekefisket. Det foreslås at prøvetakingsprotokollen til KRF utvides med at fiskerne også må registrere årsak til utkast, for eksempel på grunn av at individene var under minstemål eller individene var

skadet. Dette er spesielt viktig for konsum-arter, for å kunne forbedre seleksjon, og dermed også redusere utkast i fremtiden.

- Estimert utkast av arter i denne studien ble funnet ved bruk av en enkel enhetsestimator. For fremtidige studier av utkast i det sørlige, norske rekefisket anbefales det å inkludere variasjoner mellom fartøyene i KRF (behandle data som et *clustered sample*) for å oppnå bedre presisjon på estimatene. Det anbefales også å hovedsakelig bruke *bootstrapping* for utregning av presisjon i datasettet, da parametriske utregninger ikke tar høyde for den ikke-normale fordelingen av data.
- Fartøy i KRF bør utstyres med vekt om bord for å øke presisjon på registrert utkast, og det anbefales at fiskerne utfører flere lengdemålinger fra fangstene.
- For å avgjøre om seleksjonsinnretninger brukt av fartøy i KRF er representative for hele flåten bør det innføres et register for hvilke seleksjonsinnretninger som brukes for fartøy i hele flåten. Registeret bør inkluderes som en del av sluttseddelstatistikken.
- Det antas at estimert utkast utregnet i denne studien ikke vil påvirke en fremtidig søknad om re-sertifisering av MSC negativt.

## 6 BIBLIOGRAFI

- Abdi, H., & Williams, L. J. (2010). Tukey's Honestly Significant Difference (HSD) Test. *Encyclopedia of Research Design*.
- Abdulqader, E. A. A., Abdurahiman, P., Mansour, L., Harrath, A. H., Qurban, M. A., & Rabaoui, L. (2020). Bycatch and discards of shrimp trawling in the Saudi waters of the Arabian Gulf: ecosystem impact assessment and implications for a sustainable fishery management. *Fisheries Research*, 229. <https://doi.org/10.1016/J.FISHRES.2020.105596>
- Addison, J., & Bekkevold, S. (2019). Norway Skagerrak and Norwegian Deep cold water prawn fishery - Surveillance Report No. 3. *Marine Stewardship Council Fisheries Assessments*, 011.
- Addison, J., Keus, B., & Bekkevold, S. (2021). Assessments Norway Skagerrak and the Norwegian Deep cold water prawn - Report, Reassessment. *Marine Stewardship Council Fisheries Assessments*.
- Alverson, D. L., Freeberg, M. H., Pope, J. G., & Murawski, S. A. (1994). A Global Assessment of Fisheries Bycatch and Discards. *FAO Fisheries Technical Paper*, 339, 1–233.
- Andersen, M., Dalskov, J., Degel, H., & Krog, C. (2002). Foreløbig rapport om omfang og årsager til discard i dansk fiskeri. *Workshop on Discarding in Nordic Fisheries*.
- Andrew, N. L., & Pepperell, J. G. (1992). The by-catch of shrimp trawl fisheries. *Oceanography and Marine Biology: An Annual Review*, 30, 527–565.
- Anon. (2011). Evaluering av Referanseflåten. *Rapport Fra Havforskningen*, 16.
- Berg, H. S. F., & Nedreaas, K. (2021). Estimering av utkast i norsk kystfiske med garn. *Fisken Og Havet*, 2021(1).
- Bergstrom, B. (1992). Growth, growth modelling and age determination of *Pandalus borealis*. *Marine Ecology Progress Series*, 83, 167–183.
- Blyth-Skyrme, R., & Borges, L. (2016). *Assessing the Implications of the Landing Obligation on MSC Certified Fisheries in Europe*.
- Cerbule, K., Jacques, N., Pettersen, H., Ingólfsson, Ó. A., Herrmann, B., Grimaldo, E., Larsen, R. B., Brinkhof, J., Sistiaga, M., Lilleng, D., & Brčić, J. (2021). Bycatch

- reduction in the deep-water shrimp (*Pandalus borealis*) trawl fishery with a large mesh top panel. *Journal for Nature Conservation*, 61, 126001.  
<https://doi.org/10.1016/J.JNC.2021.126001>
- Clegg, T. L., Fuglebakk, E., Ono, K., Vølstad, J. H., & Nedreaas, K. (2022). A simulation approach to assessing bias in a fisheries self-sampling programme. *ICES Journal of Marine Science*, 79(1), 76–87. <https://doi.org/10.1093/ICESJMS/FSAB242>
- Clegg, T. L., Kennelly, S. J., Blom, G., & Nedreaas, K. (2020). Applying global best practices for estimating unreported catches in Norwegian fisheries under a discard ban. *Reviews in Fish Biology and Fisheries* 2020, 31(1), 1–23.  
<https://doi.org/10.1007/S11160-020-09624-W>
- Clegg, T., & Williams, T. (2020). Monitoring Bycatches in Norwegian Fisheries. *Rapport Fra Havforskningen*, 2020(8).
- Connelly, L. M. (2021). Introduction to Analysis of Variance (ANOVA). *Medsurg Nursing*, 30(3), 218.
- Davies, R. W. D., Cripps, S. J., Nickson, A., & Porter, G. (2009). Defining and estimating global marine fisheries bycatch. *Marine Policy*, 33(4), 661–672.  
<https://doi.org/10.1016/J.MARPOL.2009.01.003>
- Davison, A. C., & Hinkley, D. v. (1997). Bootstrap Methods and their Application. In *Bootstrap Methods and their Application*. Cambridge University Press.  
<https://doi.org/10.1017/CBO9780511802843>
- Diamond, S. L. (2003). Estimation of bycatch in shrimp trawl fisheries: A comparison of estimation methods using field data and simulated data. *Fishery Bulletin- National Oceanic and Atmospheric Administration*, 101(3), 484–500.
- Dowle, M., & Srinivasan, A. (2021). *Package “data.table.”* <https://cran.r-project.org/web/packages/data.table/data.table.pdf>
- Driscoll, W. C. (1996). Robustness of the ANOVA and Tukey-Kramer statistical tests. *Computers and Industrial Engineering*, 31(1–2), 265–268. [https://doi.org/10.1016/0360-8352\(96\)00127-1](https://doi.org/10.1016/0360-8352(96)00127-1)
- Eayrs, S. (2007). *A guide to bycatch reduction in tropical shrimp-trawl fisheries*. Food and Agriculture Organization of the United Nations.

- Eigaard, O. R., Herrmann, B., & Rasmus Nielsen, J. (2012). Influence of grid orientation and time of day on grid sorting in a small-meshed trawl fishery for Norway pout (*Trisopterus esmarkii*). *Aquatic Living Resources*, 25(1), 15–26.  
<https://doi.org/10.1051/ALR/2011152>
- Faraway, J. J. (2002). *Practical Regression and Anova using R*.
- Fiskeridirektoratet. (2018). *J-142-2018: (Utgått) Forskrift om regulering av fisket etter reker i Nordsjøen og Skagerrak i 2018*. <https://www.fiskeridir.no/Yrkesfiske/Regelverk-og-reguleringer/J-meldinger/Utgaatte-J-meldinger/J-142-2018>
- Forskrift om sorteringsrist i rekestrål*. (2013). Forskrift om utforming og innmontering av sorteringsrist i rekestrål. <https://lovdata.no/dokument/SF/forskrift/2012-11-26-1104?q=oppsamlingspose>
- Froese, R., & Pauly, D. (2022, February). *fishbase.org*. World Wide Web Electronic Publication. <https://www.fishbase.in/search.php>
- Glass, G. v, Peckham, P. D., & Sanders, J. R. (1972). Consequences of Failure to Meet Assumptions Underlying the Fixed Effects Analyses of Variance and Covariance. *Review of Educational Research*, 42(3), 237–288.
- Gullestad, P., Blom, G., Bakke, G., & Bogstad, B. (2015). The “Discard Ban Package”: Experiences in efforts to improve the exploitation patterns in Norwegian fisheries. *Marine Policy*, 54, 1–9. <https://doi.org/10.1016/J.MARPOL.2014.09.025>
- Harrington, J. M., Myers, R. A., & Rosenberg, A. A. (2005). Wasted fishery resources: discarded by-catch in the USA. *Fish and Fisheries*, 6, 350–361.  
<https://doi.org/10.1111/j.1467-2979.2005.00201.x>
- Hatlebrette, H. H., Gundersen, S., Nedreaas, K., Vølstad, J. H., & Kolding, J. (2021). The Coastal Reference Fleet 2007-2019. *Rapport Fra Havforskningen*, 2021(52).
- He, P., & Balzano, V. (2011). Rope Grid: A new grid design to further reduce finfish bycatch in the Gulf of Maine pink shrimp fishery. *Fisheries Research*, 111(1–2), 100–107.  
<https://doi.org/10.1016/J.FISHRES.2011.07.001>
- Hesthagen, T., Wienerroither, R., Bjelland, O., Byrkjedal, I., Fiske, P., Lynghammar, A., Nedreaas, K., & Straube, N. (2021, November 24). *Fisker: Vurdering av pigghå Squalus*

- acanthias for Norge. Rødlista for arter 2021*. Artsdatabanken.  
<https://artsdatabanken.no/lister/rodlisterforarter/2021/12133>
- Hommedal, S. (2021, November 24). *Rødlista 2021: Pigghåen er fortsatt utsatt, men det går bedre*. <https://www.hi.no/hi/nyheter/2021/november/rodlista-2021-pigghaen-er-fortsatt-utsatt-men-det-gar-bedre>
- Høstingsforskriften*. (2021). Forskrift om gjennomføring av høsting av viltlevende marine ressurser. <https://lovdata.no/dokument/SF/forskrift/2021-12-23-3910/>
- ICES. (2021a). Workshop on the Inclusion of Discard Survival in Stock Assessments (WKSURVIVE). *ICES Scientific Reports*, 3(41), 1–59.  
<https://doi.org/10.17895/ices.pub.8053>
- ICES. (2021b). Joint NAFOICES Pandalus Assessment Working Group (NIPAG). *ICES Scientific Reports*, 3(22), 1–25. <https://doi.org/10.17895/ices.pub.7917>
- ICES. (2021c). Northern shrimp (*Pandalus borealis*) in divisions 3.a and 4.a East (Skagerrak and Kattegat and northern North Sea in the Norwegian Deep). *Report of the ICES Advisory Committee*. <https://doi.org/10.17895/ICES.ADVICE.7834>
- ICES. (2022a). Joint NAFOICES Pandalus Assessment Working Group (NIPAG). *ICES Scientific Reports*, 4(38), 1–25. <https://doi.org/10.17895/ices.pub.19692181>
- ICES. (2022b). Northern shrimp (*Pandalus borealis*) in divisions 3.a and 4.a East (Skagerrak and Kattegat and northern North Sea in the Norwegian Deep). *Report of the ICES Advisory Committee*. <https://doi.org/10.17895/ices.advice.19453658>
- Ingólfsson, Ó. A., & Jørgensen, T. (2020). Shorter trawls improve size selection of northern shrimp. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 77, 202–211.  
<https://doi.org/10.1139/cjfas-2018-0443>
- Isaksen, B., Valdemarsen, J. W., Larsen, R. B., & Karlsen, L. (1992). Reduction of fish by-catch in shrimp trawl using a rigid separator grid in the aft belly. *Fisheries Research*, 13(3), 335–352. [https://doi.org/10.1016/0165-7836\(92\)90086-9](https://doi.org/10.1016/0165-7836(92)90086-9)
- Kaiser, M. J., & Edward-Jones, G. (2006). The Role of Ecolabeling in Fisheries Management and Conservation. *Conservation Biology*, 20(2), 392–398.  
<https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2006.00319.x>



- Kim, H.-Y. (2014). Analysis of variance (ANOVA) comparing means of more than two groups. *Restorative Dentistry & Endodontics*, 39(1), 74.  
<https://doi.org/10.5395/RDE.2014.39.1.74>
- Knutsen, H., Erik Jorde, P., Blanco Gonzalez, E., Ritzau Eigaard, O., Pereyra, R. T., Sannaes, H., Dahl, M., André, C., Søvik, G., & Gonzalez, B. (2015). Does population genetic structure support present management regulations of the northern shrimp (*Pandalus borealis*) in Skagerrak and the North Sea? *ICES Journal of Marine Science*, 72(3), 863–871. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsu204>
- Kraan, M., Uhlmann, S., Steenbergen, J., van Helmond, A. T. M., & van Hoof, L. (2013). The optimal process of self-sampling in fisheries: lessons learned in the Netherlands. *Journal of Fish Biology*, 83(4), 963–973. <https://doi.org/10.1111/JFB.12192>
- Landingsforskriften. (2014). In *Forskrift om landings- og sluttseddel*. Forskrift om landings- og sluttseddel. <https://lovdata.no/dokument/SF/forskrift/2014-05-06-607?q=landingsforskriften>
- Lazzari, M. A., Sherman, S., Brown, C. S., King, J., Joule, B. J., Chenoweth, S. B., & Langton, R. W. (1999). Seasonal and annual variations in abundance and species composition of two nearshore fish communities in Maine. *Estuaries*, 22(3), 636–647.  
<https://doi.org/10.2307/1353051>
- Leggett, W. C. (1977). The Ecology of Fish Migration. *Ann. Rev. Ecol. Syst*, 8, 285–308.
- Lix, L. M., Keselman, J. C., & Keselman, H. J. (1996). Consequences of Assumption Violations Revisited: A Quantitative Review of Alternatives to the One-Way Analysis of Variance “F” Test. *Review of Educational Research*, 66(4), 579.  
<https://doi.org/10.2307/1170654>
- Lohr, S. L. (2010). *Sampling: Design and Analysis* (1st ed.). Chapman and Hall/CRC.  
<https://doi.org/10.1201/9780429296284>
- Lunneborg, C. E. (1985). Estimating the correlation coefficient: The bootstrap approach. *Psychological Bulletin*, 98(1), 209. <https://doi.org/10.1037/0033-2909.98.1.209>
- Madsen, N., & Hansen, K. E. (2001). Danish experiments with a grid system tested in the North Sea shrimp fishery. *Fisheries Research*, 52, 203–216.

- Munch-Petersen, S., Ulmestrand, M., Søvik, G., & Eigaard, O. (2013). Discarding in the shrimp fisheries in Skagerrak and the Norwegian Deep (ICES Divs. IIIa and IVa east). *SCR Doc. 13/068*.
- NAFO/ICES. (2020). Report of the NAFO/ICES Pandalus Assessment Group Meeting, 26 - 30 October 2020, WebEx. *NAFO SCS Doc. 20/21*.
- NAFO/ICES. (2021). Report of the NAFO/ICES Pandalus Group Meeting 1 - 4. November 2021, WebEx. *NAFO SCS Doc. 21/19*.
- Nanda, A., Mohapatra, B. B., Mahapatra, A. P. K., Mahapatra, A. P. K., & Mahapatra, A. P. K. (2021). Multiple comparison test by Tukey's honestly significant difference (HSD): Do the confident level control type I error. *International Journal of Statistics and Applied Mathematics*, 6(1), 59–65. <https://doi.org/10.22271/maths.2021.v6.i1a.636>
- Nedreaas, K., Borge, A., Godøy, H., & Aanes, S. (2006). The Norwegian Reference fleet : co-operation between fishermen and scientists for multiple objectives. *ICES CM, N:05*.
- Oscoz, J., Campos, F., & Escala, M. C. (2005). Weight–length relationships of some fish species of the Iberian Peninsula. *Journal of Applied Ichthyology*, 21(1), 73–74. <https://doi.org/10.1111/J.1439-0426.2004.00587.X>
- Pascoe, S. (1997). Bycatch Management and the Economics of Discarding. *FAO Fisheries Technical Paper No. 370*.
- Potts, T., & Haward, M. (2006). International Trade, Eco-Labeling and Sustainable Fisheries - Recent Issues, Concepts and Practices. *Environment, Development and Sustainability*, 9, 91–106. <https://doi.org/10.1007/S10668-005-9006-3>
- Puth, M. T., Neuhäuser, M., & Ruxton, G. D. (2015). On the variety of methods for calculating confidence intervals by bootstrapping. *Journal of Animal Ecology*, 84(4), 892–897. <https://doi.org/10.1111/1365-2656.12382>
- Quarcoopome, T. (2017). Length-weight relationship, condition factor and sex ratio of two chrysichthys species (pisces: claroteidae) of socio-economic importance from Kpong reservoir in Ghana. *Ghana Journal of Science*, 57, 13–22. <https://doi.org/10.4314/gjs.v57i0>.
- R Core Team. (2021). *R: The R Project for Statistical Computing* (4.0.5). Foundation for Statistical Computing. <https://www.r-project.org/>

- Roda, M. A. P., Gilman, E., Huntington, T., Kennelly, S. J., Suuronen, P., Chaloupka, M., & Medley, P. A. H. (2019). A third assessment of global marine fisheries discards. *FAO Fisheries and Aquaculture Technical Paper. No. 633*.
- Rstudio Inc. (2014). *Package "Shiny."* <http://shiny.rstudio.com/>
- Ruxton, G. D., & Beauchamp, G. (2008). Time for some a priori thinking about post hoc testing. *Behavioral Ecology, 19*(3), 690–693.  
<https://doi.org/10.1093/BEHECO/ARN020>
- Simon, K. D., & Mazlan, A. G. (2008). Length-Weight and Length-Length Relationships of Archer and Puffer Fish Species. *The Open Fish Science Journal, 1*, 19–22.  
<https://doi.org/10.2174/1874401X00801010019>
- Singh, K., & Xie, M. (2008). Bootstrap: A Statistical Method. *Unpublished Manuscript, Rutgers University, USA*, 1–14.
- South, A. (2011). rworldmap: A New R package for Mapping Global Data. *The R Journal, 3*(1), 35–43. [http://journal.r-project.org/archive/2011-1/RJournal\\_2011-1\\_South.pdf](http://journal.r-project.org/archive/2011-1/RJournal_2011-1_South.pdf)
- Søvik, G., & Thangstad, T. H. (2016). NAFO/ICES WG Pandalus Assessment Group - September 2016. *NAFO SCR Doc. 16/057*. NAFO SCR Doc. 16/057
- Søvik, G., & Thangstad, T. H. (2021a). NAFO/ICES Pandalus Assessment Group Meeting - February and September 2021. *SCR Doc. 21/001*.
- Søvik, G., & Thangstad, T. H. (2021b). Reketokt i Norskerenna og Skagerrak januar 2020. *Toktrapport Nr 3-2021*.
- Søvik, G., Thangstad, T. H., & Vedholm, J. (2019). Reketokt i Norskerenna og Skagerrak januar 2019. *Toktrapport Nr. 4-2019*.
- Strøm, A., & Øynes, P. (1974). Rekefelter langs norskekysten, Barentshavet og Svalbard. *Fiskerinæringens Forsøksfond, Rapporter*.
- The MSC Fisheries Standard. (n.d.). In *DNV*. Retrieved March 22, 2022, from <https://production.presstogo.com/fileroot7/gallery/DNVGL/files/original/554150c253dd4d1d8a81d025a5ac671a.pdf>

- Tsagarakis, K., Palialexis, A., & Vassilopoulou, V. (2014). Mediterranean fishery discards: review of the existing knowledge. *ICES Journal of Marine Science*, 71(5), 1219–1234. <https://doi.org/10.1093/ICESJMS/FST074>
- Vaughan, D. S., & Nance, J. M. (1998). Estimates of bycatch of mackerel and cobia in US south Atlantic shrimp trawls. *Report to Gulf of Mexico and South Atlantic Fishery Management Councils*.
- Wickham, H. (2016). *ggplot2: Elegant Graphics for Data Analysis* (3.3.5). Springer-Verlag New York. <https://ggplot2.tidyverse.org>
- Wickham, H., Francois, R., Henry, L., & Müller, K. (2021). *dplyr: A Grammar of Data Manipulation* (1.0.7). <https://cran.r-project.org/web/packages/dplyr/index.html>
- Ziegler, F., Hornborg, S., Valentinsson, D., Skontorp Hognes, E., Søvik, G., & Ritzau Eigaard, O. (2016). Same stock, different management: quantifying the sustainability of three shrimp fisheries in the Skagerrak from a product perspective. *ICES Journal of Marine Science*, 73(7), 1806–1814. <https://doi.org/10.1093/ICESJMS/FSW035>
- Zimmermann, F., Søvik, G., & Thangstad, T. H. (2019). Kunnskapsstatus rekefelt langs norskekysten. *Rapport Fra Havforskningen*, 15.

# 7 VEDLEGG

## 7.1 VEDLEGG 1 – VEDLEGGSTABELLER

*Vedleggstabell 1 – Arter som er underlagt ilandføringsplikten for norske fiskerier. Kolmule og Øyepål (markert med \*) er unntatt ilandføringsplikten ved fiske med reketrål sør for 62° N. Hentet fra Høstingsforskriften §51.*

<b>Art</b>	
Akkar	Lysing
Ansjos	Makrell
Blåkveite	Makrellstørje
Blålange	Morider
Blåsteinbit	Orange Roughy
Breiflabb	Piggvar
Brisling	Polartorsk
Brosme	Reke ( <i>Pandalus borealis</i> )
Brudefisk (beryx)	Rognkjeks
Dolfisk	Sardin
Flekkpagell	Sei
Flekksteinbit	Sild
Flyndre	Sjøkreps
Glassvar	Skate
Glatthodefisk	Skjellbrosme
Gråsteinbit	Skolest
Hai unntatt brugde, håbrann og håkjerring	Slettvar
Havabbor	Slirefisk
Hestmakrell	Strømsild
Hyse	Tobis
Hvitting	Torsk
Isgalt	Tunger
Kongekrabbe	Uer
Kveite	Vassild
Kolmule*	Vrakfisk
Lange	Øyepål*
Lodde	Ål
Lyr	

**Vedleggstabell 2** – Liste over alle registrerte arter for rekefiske i KRF i område 08 og 09, 2018 – 2020. Det ble beregnet utkast for alle arter i fet skrift. Kun arter som kodet for det samme (for eksempel «glassreke» og «glassreker») er slått sammen. Utkast viser hvor mange registreringer av arten som er registrert utkastet (kode 23), mens landet viser hvor mange registrerte landinger av arten som forekom i datasettet (kode 26). Tabellen viser hvor ofte arten er tilstede i fangstene (%), og hvor ofte det forekommer utkast (%) av arten når arten er tilstede i fangsten. Arter markert med \* ble fjernet fra studien grunnet  $\leq 15$  registreringer. Arter markert med \*\* ble fjernet grunnet det var arter av krepsdyr, bløtdyr, svamper eller alger. Arter markert med \*\*\* ble fjernet grunnet manglende parameterverdier for arten/artsgruppen. Polartorsk (*Boreogadus saida*) (markert med \*\*\*\*) ble fjernet fordi arten ikke forekommer i område 08 eller 09.

Art	2018			2019			2020													
	Område 09			Område 08			Område 09			Område 08			Område 09							
	Utkast	Lan	Tilstede	Utkast	Utkast	Lan	Tilstede	Utkast	Utkast	Lan	Tilstede	Utkast	Utkast	Lan	Tilstede	Utkast	Utkast	Lan	Tilstede	Utkast
<b>Akkar</b>	6	6	4,8	50	-	-	-	-	14	1	17,6	93,3	1	-	0,7	100	4	1	10,6	80
Blekkspruter***	4	-	1,6	100	58	2	28,4	96,7	2	-	2,4	100	34	-	25,4	100	6	-	12,8	100
<b>Blåkjeft</b>	-	-	-	-	20	-	9,5	100	-	-	-	-	-	-	-	-	3	-	6,4	100
Blåkveite*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	1,2	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Blålange*	-	-	-	-	-	5	2,4	-	-	1	1,2	-	-	-	-	-	1	-	2,1	100
Breiflabb*	-	40	16,1	-	1	92	44,1	1,1	1	14	17,6	6,7	3	56	44	5,1	1	20	44,7	4,8
Brisling*	2	-	0,8	100	3	-	1,4	100	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Brosme*	-	1	0,4	-	1	7	3,8	12,5	-	-	-	-	-	1	0,7	-	-	-	-	-
Dypvannskrabbe **	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	1,2	100	-	-	-	-	-	-	-	-
<b>Dypvannsreke</b>	11	265	100	4,4	34	217	93,4	17,3	7	86	100	8,2	8	145	95,5	6,2	5	45	93,6	11,4
<b>Firetrådet tangbrosme</b>	6	-	2,4	100	3	-	1,4	100	1	-	1,2	100	-	-	-	-	1	-	2,1	100
Fjesing*	-	-	-	-	1	-	0,5	100	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Flyndrefamilien ***	-	-	-	-	4	-	1,9	100	-	-	-	-	10	-	7,5	100	-	-	-	-
Fløyfisker*	1	-	0,4	100	-	-	-	-	1	-	1,2	100	-	-	-	-	-	-	-	-
<b>Gapeflyndre</b>	38	-	15,3	100	38	-	18	100	30	-	35,3	100	1	-	0,7	100	5	-	10,6	100
Glassreke**	-	-	-	-	29	-	13,7	100	-	-	-	-	3	-	2,2	100	2	-	4,3	100
Glassvar*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	0,7	100	-	-	-	-
Halekreps**	-	-	-	-	-	1	0,5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<b>Havmus</b>	52	-	21	100	100	1	47,9	99	11	1	12,9	100	66	-	49,3	100	22	-	46,8	100
<b>Hestmakrell</b>	2	-	0,8	100	10	-	4,7	100	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	2,1	100

Hoppekrepss**	-	-	-	-	11	-	5,2	100	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
Hvitskate*	-	42	16,9	-	5	3	3,8	62,5	-	-	-	-	-	-	-	-	2	4,3	-	
<b>Hvitting</b>	4	6	4	40	2	1	1,4	66,7	2	-	2,4	100	1	-	0,7	100	6	2	17	75
Hyse*	3	11	5,6	21,4	-	20	9,5	-	-	4	4,7	-	-	2	1,5	-	2	-	4,3	100
Håer*	-	-	-	-	1	-	0,5	100	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<b>Hågjel</b>	2	-	0,8	100	90	1	43,1	98,9	2	-	2,4	100	60	-	44,8	100	12	-	25,5	100
Håkjerring*	1	-	0,4	100	-	1	0,5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Kammuslinger*	1	-	0,4	100	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<b>Kloskate</b>	60	-	24,2	100	51	-	24,2	100	-	-	-	-	39	-	29,1	100	18	2	40,4	94,7
Knurr*	4	-	1,6	100	1	-	0,5	100	-	-	-	-	1	-	0,7	100	-	-	-	-
<b>Kolmule</b>	17	-	6,9	100	99	-	46,9	100	6	-	7,1	100	64	-	47,8	100	15	-	31,9	100
Krabber**	-	-	-	-	6	-	2,8	100	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Krepsdyr**	-	-	-	-	9	2	5,2	81,8	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Kråkebollefamili en**	-	-	-	-	7	-	3,3	100	-	-	-	-	1	-	0,7	100	-	-	-	-
Kveite*	-	-	-	-	2	50	24,6	3,8	-	3	3,5	-	-	13	9,7	-	-	3	6,4	-
Laksesild*	-	-	-	-	2	-	0,9	100	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Lange*	-	23	9,3	-	2	76	37	2,6	1	9	11,8	10	-	53	39,6	-	1	16	36,2	5,9
Langhalet langebarn*	1	-	0,4	100	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Liten lysprikkfisk*	2	-	0,8	100	-	-	-	-	1	-	1,2	100	-	-	-	-	-	-	-	-
Lodde*	1	-	0,4	100	-	-	-	-	1	-	1,2	100	-	-	-	-	-	-	-	-
<b>Lomre</b>	9	7	6,5	56,2	1	-	0,5	100	3	1	4,7	75	-	-	-	-	1	1	4,3	50
<b>Lusuer</b>	-	-	-	-	2	-	0,9	100	8	3	11,8	80	-	-	-	-	-	2	4,3	-
Lyr*	2	16	7,3	11,1	1	14	7,1	6,7	-	1	1,2	-	-	6	4,5	-	-	8	17	-
Lysfiskfamilien*	-	-	-	-	3	-	1,4	100	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<b>Lysing</b> Lysprikkfisker**	6	4	4	60	2	49	23,7	4	6	7	15,3	46,2	7	14	15,7	33,3	11	6	34	68,8
*	18	1	7,7	94,7	53	-	25,1	100	3	1	4,7	75	1	-	0,7	100	2	-	4,3	100
<b>Makrell</b>	21	-	8,5	100	39	-	18,5	100	3	-	4,7	75	21	-	15,7	100	9	-	19,1	100
<b>Mulle</b>	8	-	3,2	100	2	-	0,9	100	2	-	2,4	100	4	-	3	100	2	-	4,3	100
Nebbskate*	-	-	-	-	3	-	1,4	100	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

<b>Pigghå</b>	11	-	4,4	100	49	-	23,2	100	9	3	14,1	75	5	-	3,7	100	13	3	31,9	86,7
<b>Piggskate</b>	-	-	-	-	55	-	26,1	100	10	-	11,8	100	6	2	6	75	3	-	6,4	100
Polartorsk****	-	-	-	-	9	-	4,3	100	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Rekeklo**	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	0,7	100	-	-	-	-
Reker**	44	81	50,4	35,2	63	1	30,3	98,4	40	7	55,3	85,1	62	1	47	98,4	14	7	44,7	66,7
<b>Rognkjeks</b>	3	-	1,2	100	86	1	41,2	98,9	4	-	4,7	100	32	-	23,9	100	3	-	6,4	100
Rundskate*	-	-	-	-	1	-	0,5	100	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<b>Rødspette</b>	7	10	6,9	41,2	14	-	6,6	100	1	3	4,7	25	6	-	4,5	100	1	2	6,4	33,3
<b>Sandflyndre</b>	1	-	0,4	100	5	-	2,4	100	-	-	-	-	1	-	0,7	100	-	-	-	-
Sei*	6	54	24,2	10	-	97	46	-	-	12	14,1	-	-	70	52,2	-	2	20	46,8	9,1
<b>Sild</b>	8	-	3,2	100	18	-	8,5	100	4	-	4,7	100	21	-	15,7	100	5	-	10,6	100
Sjøanemoner**	-	-	-	-	11	-	5,2	100	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Sjøkjeks**	-	1	0,4	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<b>Sjøkreps</b>	15	16	12,5	48,4	10	45	26,1	18,2	23	4	31,8	85,2	-	45	33,6	-	-	16	34	-
Sjøpølser**	-	-	-	-	44	-	20,9	100	-	-	-	-	1	-	0,7	100	2	-	4,3	100
Sjøstjerner**	-	-	-	-	19	-	9	100	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Skater***	23	4	10,9	85,2	19	16	16,6	54,3	28	9	42,4	77,8	21	-	15,7	100	-	5	10,6	-
Skjeggbrosmes*	-	1	0,4	-	3	-	1,4	100	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<b>Skjellbrosmes</b>	1	7	3,2	12,5	85	2	41,2	97,7	8	-	9,4	100	38	12	37,3	76	4	1	10,6	80
<b>Skolest</b>	8	-	3,2	100	3	-	1,4	100	2	-	2,4	100	5	-	3,7	100	3	-	6,4	100
Slangestjerner**	-	-	-	-	7	1	3,8	87,5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Slettvar*	-	5	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Slimål*	1	-	0,4	100	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<b>Smørflyndre</b>	66	59	50	53,2	74	4	37	94,9	9	10	21,2	50	30	-	22,4	100	23	5	57,4	85,2
Småflekke rødhai*	-	-	-	-	1	-	0,5	100	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Spisskate*	-	-	-	-	-	-	-	-	2	-	2,4	100	1	-	0,7	100	3	1	8,5	75
Stor lysprikkfisk***	-	-	-	-	6	-	2,8	100	-	-	-	-	18	-	13,4	100	-	-	-	-
Strømsild*	-	-	-	-	8	-	3,8	100	-	-	-	-	2	-	1,5	100	-	-	-	-
Sugefisk*	-	-	-	-	-	-	-	-	2	-	2,4	100	-	-	-	-	-	-	-	-
Svamper**	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	1,2	100	-	-	-	-	-	-	-	-



Svartfisk*	-	-	-	-	1	-	0,5	100	-	-	-	-	1	-	0,7	100	-	-	-	-
<b>Svarthå</b>	65	1	26,6	98,5	96	-	45,5	100	11	-	12,9	100	78	-	58,2	100	26	-	55,3	100
Svartskate*	-	-	-	-	5	-	2,4	100	-	-	-	-	1	-	0,7	100	-	-	-	-
Svømmekrabber**	-	-	-	-	40	-	19	100	1	-	1,2	100	18	-	13,4	100	7	-	14,9	100
Sypike*	3	-	1,2	100	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	0,7	100	-	-	-	-
<b>Sølvorsk</b>	3	-	1,2	100	78	-	37	100	9	-	10,6	100	49	-	36,6	100	19	-	40,4	100
Tangbrosmeslekt en***	-	-	-	-	-	-	-	-	9	-	10,6	100	-	-	-	-	7	-	14,9	100
Tiarmete blekkspruter*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	5	-	10,6	100
<b>Torsk</b>	9	71	32,3	11,2	-	108	51,2	-	12	8	23,5	60	1	69	51,5	1,4	5	21	55,3	19,2
Tretrådet tangbrosme*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	5	-	10,6	100
Trollhummer**	1	-	0,4	100	69	-	32,7	100	-	-	-	-	52	-	38,8	100	3	-	6,4	100
Trollkrabbe**	-	-	-	-	2	-	0,9	100	-	-	-	-	1	-	0,7	100	-	-	-	-
Trollkreps**	-	-	-	-	6	-	2,8	100	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Tunge*	-	3	1,2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Uerslekten***	9	1	4	90	26	-	12,3	100	-	-	-	-	3	-	2,2	100	1	-	2,1	100
Vanlig uer*	-	-	-	-	7	-	3,3	100	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<b>Vassild</b>	25	-	10,1	100	73	-	34,6	100	10	-	11,8	100	46	-	34,3	100	16	-	34	100
Villsvinfisk*	1	-	0,4	100	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<b>Øyepål</b>	117	-	47,2	100	101	2	48,8	98,1	41	-	48,2	100	65	-	48,5	100	18	-	38,3	100
Ål*	-	-	-	-	2	-	0,9	100	1	-	1,2	100	-	-	-	-	-	-	-	-
Ålebrosmeslekte n***	-	-	-	-	21	-	10	100	-	-	-	-	6	-	4,5	100	-	-	-	-
Åttearmete blekkspruter*	2	-	0,8	100	-	-	-	-	1	-	1,2	100	-	-	-	-	1	-	2,1	100

*Vedleggstabell 3 – Parameterverdier for omgjøring fra lengde til vekt per art, der *a* representerer skjæringspunkt, og *b* representerer stigningstall. Parameterverdier er hentet fra Berg og Nedreaas (2021, pp. 69-70) og fishbase.org (Froese & Pauly, 2022).*

<b>Art</b>	<b><i>a</i></b>	<b><i>b</i></b>
Akkar	1,02E-05	3,310
Blåkjeft	1,24E-05	3,090
Firetrådet tangbrosme	3,70E-06	3,080
Gapeflyndre	2,50E-06	3,229
Havmus	1,32E-05	2,933
Hestmakrell	1,32E-04	2,970
Hvitting	4,50E-06	3,109
Hågjel	4,30E-06	2,946
Kloskate	1,33E-05	2,949
Kolmule	3,50E-06	3,091
Lomre	1,01E-05	3,006
Lusuer	6,80E-06	3,165
Lysing	3,30E-06	3,124
Makrell	1,50E-06	3,296
Mulle	8,30E-06	3,160
Pigghå	1,80E-06	3,133
PiggsKate	4,20E-04	2,389
Rognkjeks	2,89E-05	3,084
Rødspette	3,20E-06	3,211
Sandflyndre	1,57E-05	2,921
Sild	1,60E-06	3,296
Sjøkreps	7,33E-04	2,883
Skjellbrosme	5,20E-06	3,104
Skolest	6,61E-04	2,540
Smørflyndre	1,17E-05	2,917
Svarthå	3,20E-06	3,056
Sølvorsk	6,50E-06	3,120
Torsk	5,00E-06	3,090
Vassild	1,20E-06	3,321
Øyepål	7,60E-06	3,006

*Vedleggstabell 4 – Svar per fartøy på brukerundersøkelse sendt ut til reketrålere i KRF som bidro med datainnsamling i område 08 og 09 i 2018-2020. Det kom inn svar fra fire av seks fartøy, og svarene er anonymisert med nummerering fra en til fire.*

<b>Fartøy</b>	<b>1</b>	<b>2</b>	<b>3</b>	<b>4</b>
<b>Hvor driver dere fisket med reketrål?</b>	Både innenfor og utenfor 4nm	Både innenfor og utenfor 4nm	Både innenfor og utenfor 4nm	Både innenfor og utenfor 4nm
<i>Kommentar</i>	<i>Over 90% av fisket vårt foregår innenfor 4 nm, men går utenfor en sjelden gang.</i>	<i>Skagerak</i>	-	<i>Indre Skagerak</i>
<b>Bruker dere rist i trål?</b>	Alltid utenfor 4nm	Alltid utenfor 4nm	Alltid utenfor 4nm	Alltid utenfor 4nm
<i>Kommentar</i>	<i>Bruker rist hele året utenfor og innenfor 4nm</i>	<i>Bruker alltid rist både innenfor og utenfor 4nm.</i>	<i>Bruker rist hele tida</i>	<i>Alltid, både innenfor og utenfor.</i>
<b>Hvor mange sollebrett brukes det i sollemaskinen?</b>	2 brett alltid	2 brett alltid	3 brett alltid	3 brett alltid
<i>Kommentar</i>	-	<i>Soller både før og etter koke.</i>	-	-
<b>Hvor ofte endres det seleksjonsinnretningen (rist, firekantsmasker, poselengde, mm) i trålen?</b>	Aldri/kun etter eventuelle reguleringsendringer	Aldri/kun etter eventuelle reguleringsendringer	Aldri/kun etter eventuelle reguleringsendringer	Over lengere perioder
<i>Kommentar</i>	-	-	-	<i>Har i perioder brukt trål med kortere pose, skarpere skjært for å unngå yngel. Har også brukt smårekerist.</i>

**Beskriv redskap redskapene som blir brukt til reketrålfiske:**

**Trål 1**

Trålnot - Antall masker (ma)	1600	1750	2250	2300
Trålnot - Maskevidde (mm)	60	30	-	42
Trålpose - lang/kort	Kort	Lang	Lang	Lang
Trålpose - Antall masker (ma)	250	-	-	-
Trålpose - Maskevidde (mm)	42	-	4	-
Dobbel eller singeltrål?	Enkel	Singel	Dobbel	Singel
Sorteringsrist - type	Plast	Plastikk	Flekkerøy rist	Vanlig
Sorteringsrist - spilleavstand (mm)	19	-	19	19
Krepseplate i rist?	Ja	Nei	-	Nei
Firkantmaske i trål?	Ja	Nei	-	Nei
Oppsamlingspose?	Nei	Ja	Ja	Ja
Kort leisetau?	Nei	-	-	-

**Trål 2**

Trålnot - Antall masker (ma)	-	-	-	2300
Trålnot - Maskevidde (mm)	-	-	-	42
Trålpose - lang/kort	-	-	-	Kort
Trålpose - Antall masker (ma)	-	-	-	-
Trålpose - Maskevidde (mm)	-	-	-	-
Dobbel eller singeltrål?	-	-	-	Singel
Sorteringsrist - type	-	-	-	Vanlig
Sorteringsrist - spilleavstand (mm)	-	-	-	19
Krepseplate i rist?	-	-	-	Nei
Firkantmaske i trål?	-	-	-	Nei
Oppsamlingspose?	-	-	-	Ja
Kort leisetau?	-	-	-	-

**Trål 3**

Trålnot - Antall masker (ma)	-	-	-	1800
Trålnot - Maskevidde (mm)	-	-	-	42
Trålpose - lang/kort	-	-	-	Lang
Trålpose - Antall masker (ma)	-	-	-	-
Trålpose - Maskevidde (mm)	-	-	-	-
Dobbel eller singeltrål?	-	-	-	Singel
Sorteringsrist - type	-	-	-	Vanlig
Sorteringsrist - spilleavstand (mm)	-	-	-	19
Krepseplate i rist?	-	-	-	Nei
Firkantmaske i trål?	-	-	-	Nei
Oppsamlingspose?	-	-	-	Ja
Kort leisetau?	-	-	-	-
<b>Hvordan håndteres fangsten når den tas om bord</b>	Bruker ikke oppsamlingspose.	Begge posene tømmes i samme kar	Oppsamlingsposen og rekeposen tømmes hver for seg i separate kar	Oppsamlingsposen og rekeposen tømmes hver for seg i separate kar
<i>Kommentar</i>	<i>Alt som ikke går igjennom rista, går direkte ut i sjøen igjen.</i>	<i>Har bare ledepose som ender opp sammen med rekene.</i>	<i>Tømmer fiskeposen i eget kar oppe på dekk</i>	<i>Fisken separeres i egen pose. Bedre kvalitet både på fisk og reker.</i>
<b>Skilles det i fangstregistrering per fiskeart mellom fangst i rekeposen og fangst i oppsamlingspose?</b>	Nei, utkast av fisk fra rekeposen og utkast fra oppsamlingspose er slått sammen og registrert som en fangst del/kvantum	Nei, utkast av fisk fra rekeposen og utkast fra oppsamlingspose er slått sammen og registrert som en fangst del/kvantum	Ja, utkast av fisk fra rekeposen og utkast fra oppsamlingspose er registrert som to forskjellige fangst deler/kvantum	Nei, utkast av fisk fra rekeposen og utkast fra oppsamlingspose er slått sammen og registrert som en fangst del/kvantum
<i>Kommentar</i>	-	-	<i>Blir oppsummert når vi har sortert ferdig fangsten</i>	<i>Tar bare et tilfeldig utvalg</i>

**Registrert fangst i referanseflåtedata. Hvor mange fraksjoner består det i en registrert fangst. Kryss av og beskriv alle fraksjoner i tabell.**

**Dypvannsreke – Store reker (1. sortering i sollebrett)**

Hvilken pose kommer fangsten fra?

Hva gjøres med fangsten?

**Dypvannsreke – Industriereker (2. sortering i sollebrett)**

Hvilken pose kommer fangsten fra?

Hva gjøres med fangsten?

**Dypvannsreke (3. sortering i sollebrett)**

Hvilken pose kommer fangsten fra?

Hva gjøres med fangsten?

**Reker (3. sortering i sollebrett) – blanding av rekearter**

Hvilken pose kommer fangsten fra?

Hva gjøres med fangsten?

**Reker (3. sortering i sollebrett) – Blanding av reke og fiskearter**

Hvilken pose kommer fangsten fra?

Fangst fra rekepose	Samlet fangst fra begge poser	Samlet fangst fra begge poser	Fangst fra rekepose
Beholdt fangst - landet konsum	Beholdt fangst - landet konsum	-	Beholdt fangst - landet konsum
Fangst fra rekepose	Samlet fangst fra begge poser	Samlet fangst fra begge poser	Fangst fra rekepose
Beholdt fangst - landet konsum	Beholdt fangst - landet konsum	-	Beholdt fangst - landet konsum
Fangst fra rekepose	Samlet fangst fra begge poser	Samlet fangst fra begge poser	Fangst fra rekepose
Beholdt fangst - landet konsum	Behold fangst - landet andre formål	-	Beholdt fangst - landet konsum
Fangst fra rekepose	Samlet fangst fra begge poser	Samlet fangst fra begge poser	Fangst fra rekepose
Behold fangst - landet andre formål	Behold fangst - landet andre formål	-	Behold fangst - landet andre formål
Fangst fra rekepose	-	Samlet fangst fra begge poser	Fangst fra rekepose

Hva gjøres med fangsten?	Behold fangst - landet andre formål	-	-	Behold fangst - landet andre formål
<b>Store fisk – Kommersielle arter</b>				
Hvilken pose kommer fangsten fra?	Fangst fra rekepose	Samlet fangst fra begge poser	-	Fangst fra oppsamlingspose
Hva gjøres med fangsten?	Beholdt fangst - landet konsum	Beholdt fangst - landet konsum	-	Beholdt fangst - landet konsum
<b>Små fisk – Kommersielle arter</b>				
Hvilken pose kommer fangsten fra?	Fangst fra rekepose	Samlet fangst fra begge poser	Samlet fangst fra begge poser	Fangst fra oppsamlingspose
Hva gjøres med fangsten?	Beholdt fangst - landet konsum	Ikke beholdt fangst - utkast	-	Beholdt fangst - landet konsum
<b>Store fisk – Bifangst arter</b>				
Hvilken pose kommer fangsten fra?	Fangst fra rekepose	Samlet fangst fra begge poser	Fangst fra oppsamlingspose	Fangst fra oppsamlingspose
Hva gjøres med fangsten?	Beholdt fangst - landet konsum	Beholdt fangst - landet konsum	-	Beholdt fangst - landet konsum
<b>Små fisk – Bifangst arter</b>				
Hvilken pose kommer fangsten fra?	Fangst fra rekepose	Samlet fangst fra begge poser	Samlet fangst fra begge poser	Fangst fra rekepose
Hva gjøres med fangsten?	Ikke beholdt fangst - utkast	Ikke beholdt fangst - utkast	-	Ikke beholdt fangst - utkast
<b>Fisk alle størrelser – kommersielle arter</b>				
Hvilken pose kommer fangsten fra?	Fangst fra rekepose	-	Fangst fra oppsamlingspose	Fangst fra oppsamlingspose
Hva gjøres med fangsten?	Beholdt fangst - landet konsum	-	-	Beholdt fangst - landet konsum
<b>Fisk alle størrelser – Bifangst arter</b>				
Hvilken pose kommer fangsten fra?	Fangst fra rekepose	-	Samlet fangst fra begge poser	Fangst fra oppsamlingspose

Hva gjøres med fangsten?	Beholdt fangst - landet konsum	-	-	Beholdt fangst - landet konsum
<b>Koraller og svamper</b>				
Hvilken pose kommer fangsten fra?	Ikke registrert	Samlet fangst fra begge poser	Samlet fangst fra begge poser	Fangst fra rekepose
Hva gjøres med fangsten?	Ikke registrert	Ikke beholdt fangst - utkast	Ikke registrert	Ikke beholdt fangst - utkast
<b>Hvordan måler/estimerer dere totalkvantum av art i alle fraksjonene:</b>				
Dypvannsreke – Store reker (1. sortering i sollebrett)	Vekt - Sluttsedler	Estimert totalvekt - antall korger	Vekt - Sluttsedler	Vekt - Sluttsedler
Dypvannsreke – Industrireker (2. sortering i sollebrett)	Vekt - Sluttsedler	Estimert totalvekt - antall korger	Vekt - Sluttsedler	Vekt - Sluttsedler
Dypvannsreke (3. sortering i sollebrett)	Vekt - Sluttsedler	Estimert totalvekt - antall korger	Estimert totalvekt - antall korger	Vekt - Sluttsedler
Reker (3. sortering i sollebrett) – blanding av rekearter	Vekt - Sluttsedler	Estimert totalvekt - antall korger	Vekt - Sluttsedler	Estimert totalvekt - øyemål
Reker (3. sortering i sollebrett) – Blanding av reke og fiskearter	Estimert totalvekt - øyemål	-	Vekt - Sluttsedler	Estimert totalvekt - øyemål
Store fisk – Kommersielle arter	Vekt - Sluttsedler	Antall - Telle individer	Vekt - Sluttsedler Estimert totalvekt - øyemål,	Vekt - Sluttsedler
Små fisk – Kommersielle arter	Vekt - Sluttsedler	-	Estimert totalvekt - antall korger	Vekt - Sluttsedler
Store fisk – Bifangst arter	Vekt - Sluttsedler	Antall - Telle individer	Estimert totalvekt - antall korger, Antall - Telle individer	Vekt - Sluttsedler
Små fisk – Bifangst arter	Vekt - Sluttsedler	Estimert totalvekt - antall korger	Estimert totalvekt - antall korger, Antall - Telle individer	Estimert totalvekt - øyemål



Fisk alle størrelser – kommersielle arter	Vekt - Sluttsedler	-	Vekt - Sluttsedler	Vekt - Sluttsedler
Fisk alle størrelser – bifangst arter	Estimert totalvekt - øyemål	-	Estimert totalvekt - antall korger, Antall - Telle individer	Vekt - Sluttsedler
Koraller og svamper	-	Antall - Telle individer	Antall - Telle individer	Estimert totalvekt - øyemål
<b>Rapporteres det utkast eller utilsiktet fangst som tas i trål av de følgende:</b>				
<b>Sjøkreps</b>	Ja	Ja	Nei	Ja
<i>Kommentar</i>	<i>Bruker krepseåpning i rista på vinterstid. Da blir det noe småkreps i utkast.</i>	<i>Når jeg får det.</i>	-	<i>Leveres</i>
<b>Koraller og svamper</b>	Ja	Nei	Ja	Ja
<i>Kommentar</i>	-	-	<i>Aldri fått noen av delene i reketral</i>	<i>For dårlig</i>
<b>Sjøfugler</b>	Ja	Nei	Nei	Ja
<i>Kommentar</i>	-	-	-	<i>Nei</i>
<b>Sjøpattedyr</b>	Ja	Nei	Nei	Ja
<i>Kommentar</i>	-	-	-	<i>Nei</i>
<b>Annen beskrivelse</b>	Nei	Ja	Nei	Nei
<i>Kommentar</i>	-	<i>Registrerer alt til havforskning.</i>	-	-
<b>Er det utkast eller utilsiktet fangst som tas i trål, men slippes ut før fangsten blir heist om bord?</b>	Ja og det det blir rapportert på fangstskjema	Nei	Ja og det det blir rapportert på fangstskjema	Ja og det det blir rapportert på fangstskjema
<i>Kommentar</i>	<i>Består for det meste av Øyepål.</i>	-	<i>Er jo helst øyepål som slippes, kan skje med</i>	<i>Øyepål, Skolest, Vasssild kan til tider bli</i>

<p><b>Lengdemåles det fisk i fangst?</b></p> <p><i>Kommentar</i></p>	<p>Kun fra rekepose</p> <p><i>Bruker ikke oppsamlingspose. Måler kun det som går igjennom rista. Vinterstid bruker jeg krepseåpning i rista så da blir det noe mer bifangst. (Bla kreps)"</i></p>	<p>Både oppsamlingspose og rekepose.</p> <p>-</p>	<p><i>kolmule og skolest òg, men veldig sjeldent</i></p> <p>Både oppsamlingspose og rekepose.</p> <p>-</p>	<p><i>sluppet og bare estimert.</i></p> <p>Både oppsamlingspose og rekepose.</p> <p>-</p>
<p><b>På hvilken måte tas det prøver både fra oppsamlingspose og rekepose?</b></p>	<p>-</p>	<p>En lengdeprøve (av en fiskeart) er en blanding av individer tatt både fra rekeposen og oppsamlingspose.</p>	<p>En lengdeprøve (av en fiskeart) er en blanding av individer tatt både fra rekeposen og oppsamlingspose.</p>	<p>En lengdeprøve (av en fiskeart) er en blanding av individer tatt både fra rekeposen og oppsamlingspose.</p>
<p><b>Tas det både lengdeprøver av utkast og lengdeprøver av landet fangst?</b></p>	<p>Både fra landet fangst og utkast</p>	<p>Både fra landet fangst og utkast</p>	<p>Både fra landet fangst og utkast</p>	<p>Både fra landet fangst og utkast</p>
<p><b>På hvilken måte tas det prøver både fra landet fangst og utkast?</b></p>	<p>Det tas separate prøver per fiskeart av landet fangst og utkast</p>	<p>En lengdeprøve (av en fiskeart) er en blanding av individer tatt både fra landet fangst og utkast.</p>	<p>Det tas separate prøver per fiskeart av landet fangst og utkast</p>	<p>En lengdeprøve (av en fiskeart) er en blanding av individer tatt både fra landet fangst og utkast.</p>

*Vedleggstabell 5 – Gjennomsnittlige lengder (cm) og estimert vekt (kg) per art per år, og totalt for alle år. Lengdemålingene fra både område 08 og 09 ble slått sammen, dvs. det ble ikke skilt mellom områdene. Estimert vekt er utregnet ved å bruke gjennomsnittlig lengde fra lengdemålinger utført av KRF og parameterverdier (Vedleggstabell 4) for den respektive arten. Standard avvik er utregnet ved formel 2.6 og ble ikke inkludert i videre beregninger for denne studien. Dersom et år hadde ≤ 5 lengdeprøver for en art, ble estimert gjennomsnittlig vekt av utkast totalt for alle år brukt for dette året.*

Art	År/Total	Gjennomsnittlig lengde av utkast (cm)	Antall lengdeprøver	Standard avvik (cm)	Estimert gjennomsnittlig vekt av utkast (kg)
Akkar	2018	12,677	31	4,438	0,046
	2019	11,048	126	2,662	0,029
	2020	8,779	77	2,522	0,014
	<b>TOTAL</b>	10,517	234	3,191	0,025
Blåkjefte	2019	11,000	1	NA	0,020
	2020	16,308	13	7,064	0,069
	<b>TOTAL</b>	15,929	14	6,933	0,064
Firetrådet tangbrosme	2018	24,400	15	4,778	0,069
	2019	20,000	1	-	0,038
	2020	28,250	4	3,202	0,109
	<b>TOTAL</b>	24,950	20	4,718	0,074
Gapeflyndre	2018	15,967	273	3,550	0,019
	2019	15,447	199	2,947	0,017
	2020	14,341	176	3,315	0,014
	<b>TOTAL</b>	15,366	648	3,372	0,017
Havmus	2018	29,385	343	14,403	0,267
	2019	27,055	433	17,366	0,210
	2020	26,336	241	17,624	0,194
	<b>TOTAL</b>	27,671	1017	16,523	0,224
Hestmakrell	2018	27,091	11	4,415	2,383
	2020	14,000	2	4,243	0,335
	<b>TOTAL</b>	25,077	13	6,474	1,894
Hvitting	2018	27,675	83	4,182	0,137
	2019	15,588	17	1,417	0,023
	2020	20,393	28	7,208	0,053
	<b>TOTAL</b>	24,477	128	6,597	0,094
Hågjel	2018	43,500	6	6,950	0,289
	2019	28,817	109	11,550	0,086
	2020	43,000	16	14,459	0,279
	<b>TOTAL</b>	31,221	131	12,872	0,109
Kloskate	2018	40,344	221	11,535	0,723
	2019	42,170	47	12,615	0,824
	2020	42,105	143	9,448	0,820
	<b>TOTAL</b>	41,165	411	10,998	0,768
Kolmule	2018	28,058	95	2,968	0,105
	2019	21,840	385	6,583	0,048
	2020	21,000	124	3,340	0,043

	<b>TOTAL</b>	22,646	604	6,069	0,054
Lomre	2018	19,796	108	3,874	0,080
	2019	19,667	6	2,582	0,078
	2020	19,500	6	3,834	0,076
	<b>TOTAL</b>	19,775	120	3,794	0,080
Lusuer	2019	13,647	34	5,762	0,027
	2020	12,000	2	0,000	0,018
	<b>TOTAL</b>	13,556	36	5,608	0,026
Lysing	2018	20,452	135	8,747	0,041
	2019	25,096	52	10,685	0,078
	2020	20,729	85	11,392	0,043
	<b>TOTAL</b>	21,426	272	10,136	0,047
Makrell	2018	18,301	277	2,053	0,022
	2019	17,722	27	2,733	0,020
	2020	19,232	82	1,814	0,026
	<b>TOTAL</b>	18,459	386	2,098	0,022
Mulle	2018	12,444	9	3,283	0,024
	2019	14,250	4	0,500	0,037
	2020	11,250	4	1,500	0,017
	<b>TOTAL</b>	12,588	17	2,647	0,025
Pigghå	2018	23,403	62	12,749	0,035
	2019	34,791	129	22,022	0,122
	2020	37,205	88	23,625	0,150
	<b>TOTAL</b>	33,022	279	21,477	0,103
Piggskate	2019	42,545	223	13,192	3,272
	2020	48,200	20	9,024	4,409
	<b>TOTAL</b>	43,010	243	12,980	3,359
Rognkjeks	2018	31,000	3	11,533	1,149
	2019	32,116	121	6,803	1,281
	2020	33,737	76	7,989	1,491
	<b>TOTAL</b>	32,715	200	7,346	1,356
Rødspette	2018	22,375	8	1,685	0,069
	2019	16,556	36	5,724	0,026
	2020	28,333	3	2,309	0,147
	<b>TOTAL</b>	18,298	47	6,118	0,036
Sandflyndre	2018	20,000	7	3,162	0,099
	2019	9,000	1	-	0,010
	2020	11,000	1	-	0,017
	<b>TOTAL</b>	17,778	9	5,215	0,070
Sild	2018	13,588	34	6,999	0,009
	2019	17,148	128	3,018	0,019
	2020	21,057	79	3,364	0,037
	<b>TOTAL</b>	17,927	241	4,631	0,022
Sjøkreps	2019	3,450	40	0,641	0,026
	<b>TOTAL</b>	3,450	40	0,641	0,026
Skjellbrosme	2018	35,000	1	-	0,323
	2019	48,935	93	10,855	0,913
	2020	48,435	23	10,326	0,885

	<b>TOTAL</b>	48,718	117	10,740	0,901
Skolest	2018	25,333	3	2,517	2,429
	2019	16,500	46	2,519	0,817
	2020	17,278	18	3,862	0,919
	<b>TOTAL</b>	17,104	67	3,421	0,896
Smørflyndre	2018	21,519	582	5,781	0,090
	2019	17,046	196	6,231	0,046
	2020	16,565	329	4,972	0,042
	<b>TOTAL</b>	19,255	1107	6,119	0,065
Svarthå	2018	22,089	360	6,932	0,041
	2019	17,469	637	6,451	0,020
	2020	18,527	376	5,667	0,024
	<b>TOTAL</b>	18,970	1373	6,656	0,026
Sølvtorsk	2018	11,077	52	1,989	0,012
	2019	13,000	267	3,128	0,019
	2020	10,956	229	1,716	0,011
	<b>TOTAL</b>	11,964	548	2,716	0,015
Torsk	2018	59,071	14	23,332	1,488
	2019	35,500	12	2,611	0,308
	2020	34,250	88	5,661	0,276
	<b>TOTAL</b>	37,430	114	12,420	0,363
Vassild	2018	22,087	189	6,214	0,035
	2019	21,717	426	7,895	0,033
	2020	16,040	273	3,585	0,012
	<b>TOTAL</b>	20,051	888	7,011	0,025
Øyepål	2018	15,098	701	2,027	0,027
	2019	13,687	658	2,755	0,020
	2020	13,799	488	2,627	0,020
	<b>TOTAL</b>	14,252	1847	2,553	0,022

---

**Vedleggstabell 6** – Estimert utkast (tonn) per årlig kvartal, og totalt per år for område 08 i 2019 og 2020 per art. KI viser både parametrisk beregnet konfidensintervall (P) og konfidensintervall funnet ved bootstrapping (B). I denne tabellen ble det valgt å bruke punktum som desimalseparator, for å gjøre det lettere å lese konfidensintervallene.

Art	KI	2019					Total (t)	2020				Total (t)
		1.Kvartal	2.Kvartal	3.Kvartal	4.Kvartal	1.Kvartal		2.Kvartal	3.Kvartal	4.Kvartal		
Akkar	P.	-	-	-	-	-	0	0	-	-	0	
	B.	-	-	-	-	-	0	0	-	-	0	
Blåkjeft	P.	0.11 [0.03, 0.19]	0.08 [-0.09, 0.25]	0 [0, 0.01]	-	0.19	-	-	-	-	-	
	B.	0.11 [0.07, 0.14]	0.08 [0.02, 0.19]	0 [0, 0.01]	-	0.19	-	-	-	-	-	
Dypvannsreke	P.	0.74 [-0.74, 2.22]	0.4 [-0.19, 0.98]	2.22 [0.02, 4.42]	2.93 [-0.78, 6.64]	6.29	0.43 [-0.36, 1.22]	0.51 [-0.32, 1.34]	0.87 [0.05, 1.69]	2 [-0.38, 4.39]	3.81	
	B.	0.74 [0, 2.03]	0.4 [0, 1.06]	2.22 [1.16, 3.75]	2.93 [1.82, 4.2]	6.29	0.43 [0, 1.27]	0.51 [0, 1.36]	0.87 [0.11, 1.74]	2 [0, 4.58]	3.81	
Firetrådet tangbrosme	P.	-	-	0.04 [-0.01, 0.09]	-	0.04	-	-	-	-	-	
	B.	-	-	0.04 [0, 0.09]	-	0.04	-	-	-	-	-	
Gapeflyndre	P.	0.11 [0.01, 0.22]	0.03 [-0.01, 0.08]	0 [0, 0.01]	0.03 [-0.01, 0.07]	0.17	0.01 [-0.01, 0.02]	0.04 [-0.06, 0.14]	-	-	0.05	
	B.	0.11 [0.07, 0.16]	0.03 [0.01, 0.05]	0 [0, 0.01]	0.03 [0.01, 0.05]	0.17	0.01 [0, 0.01]	0.04 [0, 0.09]	-	-	0.05	
Havmus	P.	2 [0.12, 3.88]	1.44 [0.57, 2.3]	1.17 [0.01, 2.34]	1.48 [0.31, 2.65]	6.09	1.61 [-0.7, 3.92]	1.37 [-0.73, 3.47]	0.94 [0.02, 1.86]	1.65 [-1.19, 4.49]	5.57	
	B.	2 [1.49, 2.49]	1.44 [1.13, 1.83]	1.17 [0.79, 1.66]	1.48 [1.08, 1.98]	6.09	1.61 [0.82, 2.76]	1.37 [0.59, 2.43]	0.94 [0.68, 1.26]	1.65 [0.48, 2.82]	5.57	
Hestmakrell	P.	-	0.69 [-0.13, 1.51]	0.34 [-0.11, 0.78]	0.57 [-0.18, 1.32]	1.6	0.34 [-0.36, 1.04]	-	0.05 [-0.05, 0.16]	0.12 [-0.11, 0.34]	0.51	
	B.	-	0.69 [0.1, 1.46]	0.34 [0, 0.69]	0.57 [0, 1.27]	1.6	0.34 [0, 0.94]	-	0.05 [0, 0.16]	0.12 [0, 0.35]	0.51	
Hvitting	P.	0.01 [0, 0.02]	0 [0, 0]	-	-	0.01	0 [0, 0]	-	-	-	0	
	B.	0.01 [0, 0.01]	0 [0, 0]	-	-	0.01	0 [0, 0]	-	-	-	0	
Hågjel	P.	0.7 [0.1, 1.3]	0.49 [-0.07, 1.04]	0.39 [0.11, 0.67]	0.86 [0.11, 1.61]	2.44	0.99 [0.07, 1.92]	0.7 [-0.06, 1.46]	0.58 [0.04, 1.13]	0.82 [-0.16, 1.8]	3.09	
	B.	0.7 [0.47, 0.93]	0.49 [0.32, 0.67]	0.39 [0.31, 0.47]	0.86 [0.65, 1.07]	2.44	0.99 [0.6, 1.45]	0.7 [0.43, 1.03]	0.58 [0.48, 0.68]	0.82 [0.47, 1.12]	3.09	

Kloskate	P.	1.52 [-0.21, 3.26]	3.72 [-0.33, 7.77]	2.96 [-0.1, 6.03]	2.09 [-0.14, 4.32]	10.29	0.76 [-0.28, 1.81]	1.21 [-0.14, 2.57]	2.76 [-0.64, 6.16]	2.98 [-0.53, 6.5]	7.71
	B.	1.52 [0.38, 3.17]	3.72 [2.32, 5.28]	2.96 [1.98, 3.9]	2.09 [1.22, 2.92]		0.76 [0, 1.47]	1.21 [0.79, 1.59]	2.76 [1.62, 3.59]	2.98 [1.88, 4.24]	
Kolmule	P.	2.25 [-0.97, 5.47]	4.97 [-2.29, 12.23]	9.04 [-4.92, 22.99]	8.02 [-5.5, 21.54]	24.28	2.36 [0.41, 4.32]	6.8 [-2.44, 16.04]	10.74 [-4.13, 25.61]	15.26 [-6.65, 37.16]	35.16
	B.	2.25 [1.36, 3.31]	4.97 [2.77, 7.62]	9.04 [4.41, 15.12]	8.02 [3.54, 13.65]		2.36 [1.57, 3.19]	6.8 [3.4, 10.87]	10.74 [6.75, 14.71]	15.26 [7.84, 22.92]	
Lomre	P.	-	0 [0, 0]	-	-	0	-	-	-	-	-
	B.	-	0 [0, 0]	-	-		-	-	-	-	
Lusuer	P.	0 [0, 0.01]	-	0 [0, 0]	0.01 [0, 0.02]	0.01	-	-	-	-	-
	B.	0 [0, 0.01]	-	0 [0, 0]	0.01 [0, 0.02]		-	-	-	-	
Lysing	P.	0.02 [-0.01, 0.04]	-	0.02 [-0.02, 0.06]	0.02 [-0.02, 0.05]	0.06	0.11 [-0.04, 0.26]	0 [0, 0.01]	0.02 [-0.02, 0.06]	0.01 [0, 0.01]	0.14
	B.	0.02 [0, 0.04]	-	0.02 [0, 0.06]	0.02 [0, 0.05]		0.11 [0, 0.26]	0 [0, 0.01]	0.02 [0, 0.05]	0.01 [0, 0.01]	
Makrell	P.	0.96 [-0.3, 2.23]	0.34 [-0.52, 1.19]	0.01 [0, 0.02]	0.02 [-0.01, 0.04]	1.33	0.42 [-0.06, 0.9]	0.06 [-0.06, 0.18]	-	0.03 [-0.03, 0.09]	0.51
	B.	0.96 [0.54, 1.42]	0.34 [0.01, 0.81]	0.01 [0, 0.02]	0.02 [0, 0.03]		0.42 [0.23, 0.64]	0.06 [0, 0.18]	-	0.03 [0, 0.07]	
Mulle	P.	-	-	0 [0, 0]	0 [0, 0]	0	0 [0, 0.01]	-	0 [0, 0]	-	0
	B.	-	-	0 [0, 0]	0 [0, 0]		0 [0, 0.01]	-	0 [0, 0]	-	
Pigghå	P.	0.8 [-0.03, 1.62]	0.23 [-0.06, 0.52]	0.01 [0, 0.02]	0.37 [-0.11, 0.84]	1.41	0.35 [0.07, 0.63]	0.12 [-0.11, 0.34]	-	-	0.47
	B.	0.8 [0.35, 1.27]	0.23 [0.14, 0.33]	0.01 [0, 0.02]	0.37 [0.21, 0.52]		0.35 [0.13, 0.6]	0.12 [0, 0.33]	-	-	
Piggskate	P.	23.96 [1.15, 46.78]	6.1 [-1.51, 13.71]	5.55 [-1.04, 12.14]	5.34 [-0.11, 10.8]	40.95	1.41 [-1.29, 4.11]	6.12 [-8.28, 20.53]	7.14 [-5.45, 19.73]	24.56 [-32.51, 81.62]	39.23
	B.	23.96 [17.78, 30.68]	6.1 [2.79, 9.5]	5.55 [1.62, 9.93]	5.34 [3.09, 7.11]		1.41 [0, 3.82]	6.12 [0, 13.78]	7.14 [0, 14.39]	24.56 [0, 53.22]	
Rognkjeks	P.	14.54 [-5.76, 34.83]	0.95 [0.04, 1.87]	4.54 [0.38, 8.7]	12.83 [-3.76, 29.41]	32.86	1.89 [0.21, 3.57]	0.46 [-0.48, 1.4]	2.24 [-0.57, 5.05]	14.77 [-1.62, 31.17]	19.36
	B.	14.54 [7.39, 23.63]	0.95 [0.72, 1.12]	4.54 [3.17, 6.34]	12.83 [7.51, 18.28]		1.89 [0.86, 2.87]	0.46 [0, 0.99]	2.24 [1.15, 3.28]	14.77 [8.54, 20.57]	
Rødspette	P.	0.03 [0, 0.05]	0.07 [-0.06, 0.2]	-	0 [0, 0]	0.1	0.03 [-0.01, 0.08]	0 [0, 0]	-	-	0.03
	B.	0.03	0.07	-	0		0.03	0 [0, 0.01]	-	-	

		[0.01, 0.05]	[0, 0.19]		[0, 0]		[0, 0.06]				
Sandflyndre	P.	0.14 [-0.05, 0.33]	0.02 [-0.02, 0.06]	-	-	0.16	0 [0, 0.01]	-	-	-	0
	B.	0.14 [0, 0.32]	0.02 [0, 0.05]	-	-		0 [0, 0.01]	-	-	-	
Sild	P.	0.03 [0, 0.06]	0.1 [-0.02, 0.22]	0.01 [0, 0.02]	0.01 [-0.01, 0.04]	0.15	0.11 [0.03, 0.18]	-	0.07 [-0.05, 0.18]	0.01 [0, 0.03]	0.19
	B.	0.03 [0.02, 0.05]	0.1 [0.01, 0.2]	0.01 [0, 0.02]	0.01 [0, 0.03]		0.11 [0.07, 0.15]	-	0.07 [0, 0.18]	0.01 [0, 0.03]	
Sjøkreps	P.	0.02 [-0.01, 0.05]	0.03 [-0.01, 0.06]	0.01 [0, 0.03]	-	0.06	-	-	-	-	-
	B.	0.02 [0, 0.04]	0.03 [0.01, 0.04]	0.01 [0, 0.03]	-		-	-	-	-	
Skjellbrosme	P.	2.17 [-0.04, 4.37]	3.14 [0.08, 6.2]	2.79 [0.45, 5.13]	3.17 [-0.37, 6.72]	11.27	2.11 [-0.11, 4.34]	1.47 [0.02, 2.93]	1.81 [-0.27, 3.89]	0.68 [-0.49, 1.84]	6.07
	B.	2.17 [1.31, 2.94]	3.14 [2.24, 4.19]	2.79 [2.01, 3.6]	3.17 [1.86, 4.37]		2.11 [1.02, 3.19]	1.47 [0.94, 1.94]	1.81 [1.17, 2.3]	0.68 [0, 1.45]	
Skolest	P.	0.11 [-0.13, 0.35]	0.18 [-0.05, 0.42]	0.15 [-0.02, 0.32]	-	0.44	-	0.13 [-0.15, 0.4]	0.41 [-0.14, 0.95]	-	0.54
	B.	0.11 [0, 0.29]	0.18 [0, 0.4]	0.15 [0.02, 0.34]	-		-	0.13 [0, 0.32]	0.41 [0.03, 0.81]	-	
Smørflyndre	P.	0.18 [0.01, 0.36]	0.21 [-0.23, 0.66]	0.11 [0, 0.22]	0.19 [-0.06, 0.43]	0.69	0.11 [-0.03, 0.25]	0.07 [0, 0.14]	0.08 [-0.02, 0.18]	0.11 [-0.01, 0.23]	0.37
	B.	0.18 [0.13, 0.27]	0.21 [0.06, 0.41]	0.11 [0.08, 0.15]	0.19 [0.08, 0.33]		0.11 [0.02, 0.23]	0.07 [0.04, 0.09]	0.08 [0.04, 0.11]	0.11 [0.06, 0.15]	
Svarthå	P.	1.13 [-0.06, 2.32]	0.88 [-1.5, 3.27]	0.34 [-0.01, 0.69]	1.49 [-2, 4.98]	3.84	1.02 [-0.46, 2.5]	0.44 [-0.21, 1.09]	0.46 [0.05, 0.88]	0.76 [-0.22, 1.73]	2.68
	B.	1.13 [0.73, 1.62]	0.88 [0.3, 1.76]	0.34 [0.22, 0.48]	1.49 [0.62, 2.91]		1.02 [0.54, 1.76]	0.44 [0.2, 0.75]	0.46 [0.34, 0.6]	0.76 [0.46, 1.09]	
Sølvorsk	P.	0.48 [-0.08, 1.03]	0.72 [-1.18, 2.62]	0.19 [-0.06, 0.44]	1.38 [-0.33, 3.08]	2.77	0.52 [0.02, 1.01]	0.45 [-0.25, 1.14]	0.51 [-0.21, 1.22]	0.69 [-0.17, 1.56]	2.17
	B.	0.48 [0.26, 0.71]	0.72 [0.14, 1.52]	0.19 [0.11, 0.31]	1.38 [0.75, 2]		0.52 [0.3, 0.76]	0.45 [0.21, 0.82]	0.51 [0.12, 0.78]	0.69 [0.35, 1.06]	
Torsk	P.	-	0.02 [-0.02, 0.06]	-	-	0.02	0.02 [-0.02, 0.05]	-	-	-	0.02
	B.	-	0.02 [0, 0.06]	-	-		0.02 [0, 0.05]	-	-	-	
Vassild	P.	1.53 [-0.92, 3.99]	2.56 [-2.55, 7.68]	3.24 [-0.66, 7.15]	3.01 [-1.21, 7.22]	10.34	0.01 [0, 0.02]	4.13 [-1.5, 9.77]	4.39 [-1.6, 10.38]	5.22 [-2.15, 12.59]	13.75
	B.	1.53 [0.15, 3.12]	2.56 [1.07, 4.86]	3.24 [1.76, 5.07]	3.01 [1.28, 4.72]		0.01 [0, 0.02]	4.13 [1.9, 6.67]	4.39 [2.69, 6.16]	5.22 [2.42, 8.31]	
Øyepål	P.	28.02 [0.29, 55.75]	5.06 [0.38, 9.74]	7.39 [-1.23, 16.01]	8.62 [-1.28, 18.51]	49.09	5.36 [0.03, 10.69]	4.23 [-0.9, 9.37]	7.98 [-0.7, 16.65]	9.85 [1.01, 18.68]	27.42



B.	28.02 [18.93, 39.37]	5.06 [3.69, 6.69]	7.39 [4.01, 11.51]	8.62 [5.21, 12.48]		5.36 [3.13, 8.13]	4.23 [2.47, 6.8]	7.98 [5.75, 10.15]	9.85 [6.41, 14.77]	
----	-------------------------	----------------------	-----------------------	-----------------------	--	----------------------	---------------------	-----------------------	-----------------------	--

*Vedleggstabell 7 – Kvantum (tonn) av arter registrert landet med reke trål (kode 55) i område 08 for 2019 og 2020, og totalt for begge årene. Data hentet fra Fiskeridirektoratets sluttsedler.*

<b>Art</b>	<b>2019</b>	<b>2020</b>	<b>Totalt</b>
Akkar	0,30	0,11	0,41
Annen kammusling	0,00	0,04	0,04
Annen marin fisk	6,11	3,52	9,63
Annen skate og røkke	24,49	17,59	42,08
Blåkveite	0,03	0,02	0,04
Blålange	0,87	0,81	1,68
Breiflabb	42,27	52,10	94,37
Brosme	3,18	2,80	5,98
Fjordsild	0,00	0,07	0,07
Glassvar	0,00	0,00	0,00
Gråsteinbit	0,07	0,03	0,10
Havmus	0,04	0,00	0,04
Hestereke	0,00	0,01	0,01
Hestmakrell	0,05	0,00	0,05
Hummer	0,02	0,16	0,18
Hvitting	2,25	1,81	4,06
Hyse	11,95	12,76	24,70
Knurr	0,06	0,00	0,06
Kolmule	0,01	0,00	0,01
Kveite	11,67	13,48	25,14
Lange	23,16	30,21	53,37
Lomre	0,13	0,09	0,22
Lyr	10,89	8,36	19,25
Lysing	16,94	21,90	38,84
Makrell	0,07	0,17	0,24
Pigghå	0,73	0,09	0,82
Piggvar	0,01	0,02	0,03
Reke (dypvanns)	1028,60	1835,03	2863,63
Rognkjeks (felles)	0,07	0,00	0,07
Rød sjøpølse	0,00	3,40	3,40
Rødspette	0,19	0,22	0,41
Sandflyndre	0,71	0,16	0,86
Sei	112,57	181,35	293,92
Sjøkreps	4,62	4,49	9,11
Skjellbrosme	0,56	2,43	2,98
Slettvar	0,00	0,01	0,01
Smørflyndre	1,64	1,94	3,59
Spisskate	0,03	0,00	0,03
Storskate	0,13	0,00	0,13
Taskekrabbe	3,33	1,36	4,69

Torsk	50,14	38,23	88,37
Uer (vanlig)	0,29	0,19	0,48
Uspesifisert fisk	0,48	0,00	0,48
Øyepål	2,98	6,47	9,45
<b>Totalsum</b>	<b>1361,61</b>	<b>2241,42</b>	<b>3603,04</b>

## 7.2 VEDLEGG 2 – NETTSIDE MED FIGURER

Interaktiv nettside som viser figurer og resultater fra ANOVA- og Tukey HSD-analyse kan sees på lenke nedenfor, eller ved å skanne QR-koden (Figur 7.1).

[https://emilieratheknutsen.shinyapps.io/ny\\_utkast\\_test/](https://emilieratheknutsen.shinyapps.io/ny_utkast_test/)



*Figur 7.1 – QR-kode for tilgang til nettside med alle figurer for utkast av arter i denne studien. Figuren kan både trykkes på og scannes for å komme inn på nettsiden.*