



UiT Norges arktiske universitet

Norges Fiskerihøgskole- Fakultetet for biovitenskap, fiskeri og økonomi

Påvirkning på torsk (*Gadus morhua*) ved høsting av raudåte (*Calanus finmarchicus*)

- en årsklasseanalyse

Katrine Hessen

Masteroppgave i fiskeri- og havbruksvitenskap 60 stp

Mai 2023

Forord

Denne masteroppgaven markerer slutten på fem lærerike år på Norges Fiskerihøgskole. Studietiden har vært både krevende og utfordrende, men mest av alt har det inspirert meg og gitt meg kunnskap om sjømatnæringen som jeg ser frem til å ta med meg videre ut i arbeidslivet.

Først og fremst vil jeg takk min veileder Torstein Pedersen for din tid, ditt engasjement og dine gode råd i arbeidet med oppgaven. Jeg setter stor pris på din tålmodighet og utfyllende forklaringer på mine mange spørsmål. Til bedriften jeg har samarbeidet med, vil jeg rette en stor takk for tillitten og for gode samtaler.

Jeg ønsker å takke alle mine medstudenter for fem fine år. En ekstra stor takk til de jeg har sittet side om side med det siste året for gode diskusjoner i kaffepauser, deling av kunnskap, latter og stresshåndtering.

Sist, men ikke minst vil jeg si tusen takk til min samboer og sønn for uvurderlig støtte og kjærighet, store smil og avkobling.

Katrine Hessen

Tromsø, 15. mai 2023

Sammendrag

Med bakgrunn i at flertallet av verdens fiskebestander er overfisket eller drives fiske på, verdens befolkning- og etterspørselen av råstoff øker, er det aktuelt å rette blikket mot lavere trofisknivå. Raudåte er en av artene i jordas mest dominerende dyregruppe, med dens enorme produktivitet er det potensiale til å beskatte av bestanden uten negative ringvirkninger på økosystemets helhet. Tross av dette møtes høsting av raudåte samfunnsmessig bekymring i form av beskatning på en nøkkelart i et komplekst næringsnett og ved at det fanges larve og yngel av viktige kommersielle fiskearter i fangstredskapet. I denne oppgaven vil høsting av raudåte vurderes i påvirkningen på torsk (*Gadus morhua*), kjent som Norges viktigste økonomiske og kommersielle fiskeart. Dette blir gjort ved å analysere torskens overlevelse fra egg til utfisket bestand fra årsklassene 2017, 2018, 2019 og 2021 uten og med torskelarve og yngelinnblanding i høsting av raudåte. Disse årsklassene er ennå ikke utfisket, og det er derfor knyttet stor usikkerhet i å forutsi framtidige utfall, men historiske data vil gi en forventning om rekruttering til torskefiskeriet, fangstkvantum og fangstverdi av årsklassene. Usikkerheten blir hensyntatt gjennom Monte Carlo simulering på gytetidspunkt, gytebestandsbiomasse, antall egg som blir gytt, rekrutteringsantall, naturlig dødelighet og utbytte per rekrutt. Torskelarve og yngelinnblanding i raudåtehøstingen ble mindre for hvert av de studerte årene, uavhengig fangstkvantum av raudåte. Dersom denne trenden fortsetter i årene framover, er det i denne oppgaven vurdert til å ha svært liten påvirkning for torskefiskeriets helhet med dagens raudåtefangst og dersom høstingen økes til kommersielt nivå.

1	<i>Innledning</i>	1
1.1	Raudåtas (<i>Calanus finmarchicus</i>) rolle i økosystemet, utbredelse og livssyklus	2
1.2	Reguleringer og utførelse av høsting av raudåte.....	3
1.3	Prinsippet om å verne de minste fiskeindividene	6
1.4	Utbredelse og livssyklus hos torsk (<i>Gadus morhua</i>)	6
1.5	Årsak til dødelighet hos torsk de første 3-leveårene.....	8
1.6	Oppgavens problemstillinger	10
2	<i>Materiale og metode</i>	11
2.1	Forskningsmetode	11
2.2	Datamateriale	11
2.3	Gjennomgang av høstingssesongene 2017-2021.....	13
2.3.1	Beregning av torskelarve og yngelinnblanding	15
2.4	Gytetidspunkt og gyteområde.....	16
2.5	Torskens livsstadier fra egg til 0-gruppe.....	16
2.6	Dødelighetsberegninger	18
2.7	Årsklasseanalyse.....	20
2.7.1	Gytebestandsbiomasse.....	21
2.7.2	Antall egg gytt per år	22
2.7.3	Overlevelse for hver årsklasse.....	23
2.7.4	Rekruttering til torskefiskeriet.....	24
2.7.5	Fangst og utbytte per rekrutt	25
2.7.6	Monte Carlo simulering	27
2.8	Bestandssimulering	27
3	<i>Resultater</i>	30
3.1	Torskelarve og yngelinnblanding i høsting av raudåte	30
3.2	Rekrutterte 3-åringer av torsk	32
3.5	Utbytte per rekrutterte 3-årige torsk.....	36
3.4	Forventet fangst av torsk	38
3.5	Forventet fangstverdi for torsk	41
4	<i>Diskusjon</i>	44

4.1	Betydningen av tidspunkt og fangstområde for høsting av raudåte	44
4.1.1	Årsaker til årsvariasjon i mengde torskelarve og yngel innblandet	45
4.2	Konsekvenser av metodiske valg	48
4.2.1	Antagelser om gyteplasser og gytetidspunkt	48
4.2.2	Uskalert eller skalert rekruttering.....	48
4.2.3	Konstant eller variabel naturlig mortalitet.....	50
4.2.4	Utbytte per rekrutt med og uten variabel naturlig dødelighet	50
4.2.5	Med og uten Monte Carlo simulering i beregning av fangstkvantum og fangstverdi.....	51
4.3	Konsekvenser for torskefiskeriet ved høsting av raudåte i 2017-2021	51
4.4	Konsekvenser for torskefiskeriet ved oppskalering til totalkvoten for høsting av raudåte.....	53
4.5	Konklusjon.....	55
5	<i>Appendiks</i>	56
6	<i>Referanseliste.....</i>	58

1 Innledning

Flertallet av verdens fiskebestander er overfisket eller drives fiske på (FAO, 2022). Denne situasjonen fører til økt etterspørsel av andre marine organismer i takt med en økende befolkning, som krever høyere forbruk av råvarer og råstoff. I denne sammenhengen er det aktuelt å rette blikket mot lavere trofisknivå hvor bestands- og artsbiomassen er større enn lengre opp i økosystemet. Dyreplanktonarten raudåte (*Calanus finmarchicus*) tilhører arten hoppekrepssom regnes som den mest dominerende dyregruppen på jorda, med hensyn på samlet biomasse og antall individer (Moen & Svensen, 2020). Den regnes som en av de viktigste animalske fødeorganismene i marine næringskjeder og fungerer som et bindeledd mellom havets primærprodusenter og konsumenter. Med dens rike innhold av omega-3 og protein har raudåta et bredt spekter av anvendelsesområder, og kan brukes til framstilling av kosmetikk, kosttilskudd, legemiddel, som matvaretilsetning og fôringrediens til oppdrettsfisk (Fiskeridirektoratet, 2016).

Fiske etter raudåte i norske farvann har foregått siden 1960-tallet (Wiborg & Bjørke, 1968), med økende interesse de senere år. På bakgrunn av raudåtas enorme produktivitet med årlig produksjon i Norskehavet på 190-290 millioner tonn våtvekt og stående bestandsbiomasse på 33 millioner tonn våtvekt (Hjøllo m. fl. (2012), vil det være mulig å ta ut mer av bestanden enn dagens fangst på omkring 1 335 tonn (Fiskeridirektoratet, 2022b). Dette kan gjøres uten at det nødvendigvis får negative ringvirkninger for økosystemets helhet (Skogen m. fl., 2021). Tross raudåtas gode reproduksjonsevne møter fiskeriet stor samfunnsmessig bekymring. Det råder usikkerhet rundt bifangst og innblanding av fiskeegg, larver og yngel til viktige kommersielle bestander, samt konsekvenser av raudåtefangst knyttet til dens viktige funksjon som matkilde for fiskeyngel (Broms m. fl., 2016). For å oppskalere høsting av raudåte til en bærekraftig og økonomisk utnyttbar ressurs er det nødvendig med mer kunnskap knyttet til eventuelle økosystembaserte effekter. Det finnes i denne sammenheng et kunnskapshull knyttet til konsekvensene av innblanding av fiskeegg-, larver og yngel i høsting etter raudåte. Spesielt aktuelt er det å vurdere hvordan torsk (*Gadus morhua*), kjent som Norges viktigste kommersielle fiskeart blir påvirket av høsting etter raudåte.

1.1 Raudåtas (*Calanus finmarchicus*) rolle i økosystemet, utbredelse og livssyklus

Plankton er en samlebetegnelse på dyr og planter som driver fritt i vannmassene uten egenbevegelse i forhold til havstrømmene (Kutti m. fl., 2021). Raudåta er et dyreplankton og art av kopepoden (hoppekreps) under klassen Maxillopoda (Moen & Svensen, 2020). I løp av livet utvikler den seg fra egg via seks naupliestadier (N1-NV1) og seks kopepodittstadier (C1-CV1) til kopepodestadiet som voksen. Raudåta blir 3 mm lang hvor forkroppen (prosoma) er tydelig delt fra bakkroppen (urosomen) med lange rette antenner (>17 ledd) (Moen & Svensen, 2020).

Raudåta er det mesodyreplanktonet som bidrar mest til at kopepodene dominerer både antall og biomasse i Norskehavet (Skjoldal m. fl., 2004). Raudåta har et rikt fettinnhold som er viktig næring for arktiske arter. Den er herbivor og beiter på fotosyntetiserende planteplankton, mens den selv er føde for karnivore dyreplankton samt fisk, sjøfugl og noen marine pattedyr. På naupliestadiet er raudåta hovedføde for flere larver og yngel av kommersielt viktige fiskebestander, sild (*Clupea harengus*) og torsk. Raudåta er hovedføde for de planktivore fiskebestandene som sild, lodde (*Mallotus villosus*) og makrell (*Scomber scomber*) (Kutti m. fl., 2021). Den er også føde for krill og amfipoder og disse artene blir også spist av fiskebestandene som beiter på raudåta. Slik inngår raudåta som en nøkkelart og del av et komplekst næringsnett (Skjoldal m. fl., 2004).

Raudåtas utbredelsesområde er nært knyttet til havstrømmenes sirkulasjonsmønster (Sundby, 2000). I Norske farvann blir raudåta ført med havstrømmene fra Norskehavsbassenget til kystvannet over kontinentalsokkelen og inn i fjordene (Kutti m. fl., 2021). Raudåtas kjerneområde regnes å være gyren over Norskehavsbassenget i sørlige sentrale Norskehavet og den subpolare gyren i Labrador- Irmingerhavet (Sundby, 2000).

Livssyklusen til raudåta er generelt sett ettårig og den gjennomfører sesongmessige vertikale vandringer (Wiborg & Bjørke, 1968). Ett unntak er den nye generasjonen av raudåte i sørlige og østlige deler av Norskehavet som kan utvikles til kopepodittstadiet nær overflaten, og produsere en eller flere generasjoner i samme sesong (Bagøien m. fl., 2012). I månedene april til august befinner raudåta seg i den eufotiske sonen av vannlagene nær overflaten. Her utnytter den seg våroppblomstringen av fytoplankton. På dagtid når lyset trenger igjennom de

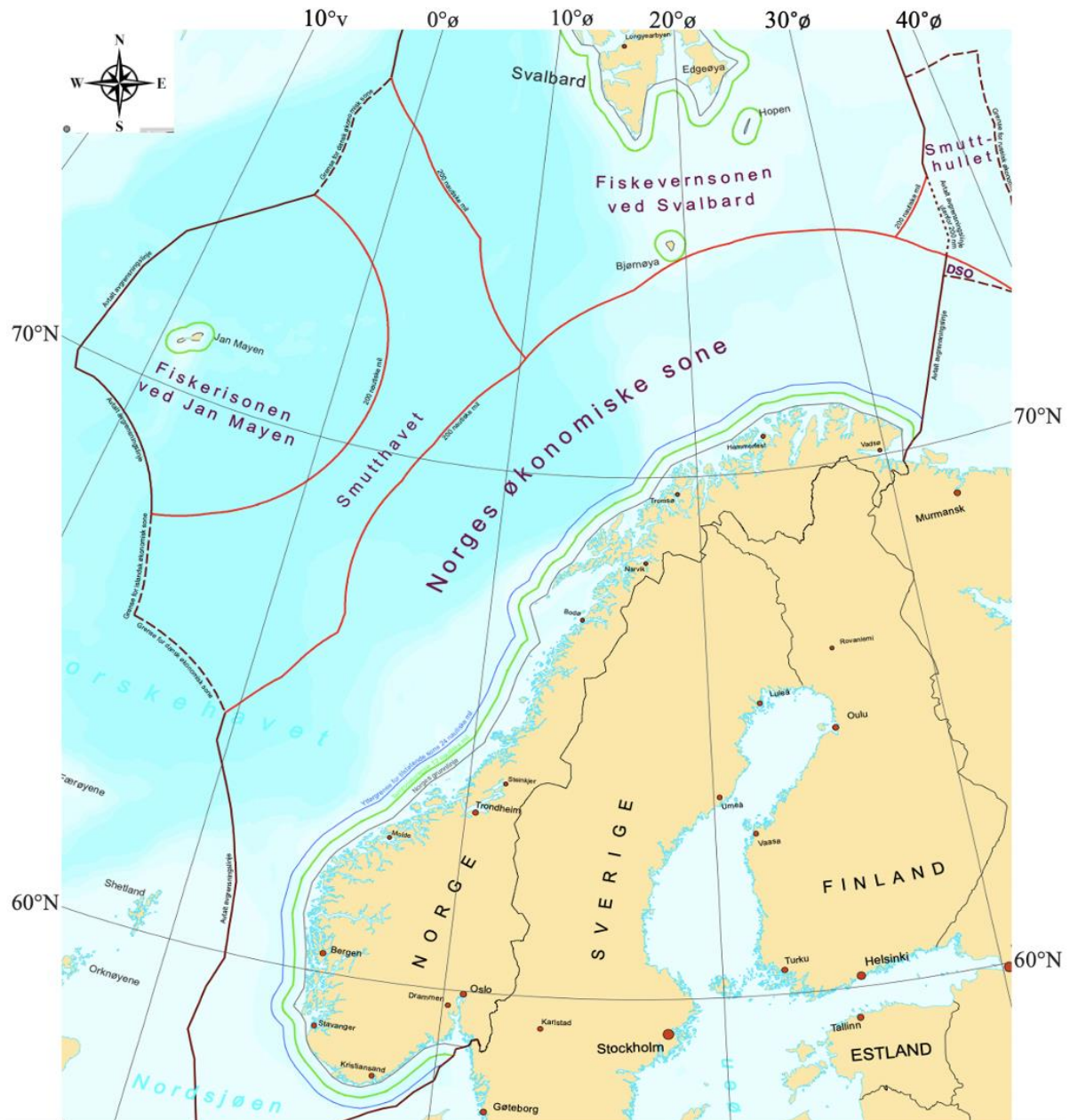
øverste vannlagene befinner den seg som regel i 15-30 meters dyp for å beskytte seg mot potensielle predatorer, og vandrer opp til 5 meter ved nattestid når lyset er redusert (Wiborg & Bjørke, 1968).

Mot sensommer og høst vandrer raudåta ned til dypet når temperatur og lysforhold reduseres i takt med mindre planteplankton i de øvre vannlagene, noe som reduserer vekstforholdene (Melle m. fl., 2014). I Norskehavet er Norskehavsbassenget samt Lofotbassenget de viktigste overvintringshabitatene, hvor raudåta befinner seg fra august til april (Kutti m. fl., 2021). Dette gjør den i en dvalelignende tilstand hvor den ikke tar til seg næring, men utnytter akkumulerte lipidreserver i en tilstand som kalles subadult (Hirche, 1996).

1.2 Reguleringer og utførelse av høsting av raudåte

Høsting av raudåte er et relativt nytt fiskeri, selv om det har blitt høstet i mindre skala tidligere (Wiborg & Bjørke, 1968) ble det først i 2020 innført konsesjonsordning for å drive raudåtetraling og fastansettelse av totalkvote og områdekvote i reguleringsforskrift (Fiskeridirektoratet, 2022b). Ifølge Forskrift om regulering av høsting av raudåte i 2023 §1-2 (2022) er totalkvoten på 254 000 tonn, basert på stående bestandsbiomasse av raudåte på 33 millioner tonn i Norskehavet. Begrensning i totalkvoten for sesongen 2023 er på 10 000 tonn i området nord for 62°N mellom grunnlinjene og 1 000 meters dybdekontur nord for 62°N og vest for 24°Ø, i fiskerisonen ved Jan Mayen utenfor 12 nautiske mil fra grunnlinje og i internasjonalt farvann i Norskehavet (Figur 1). Dette er en økning fra år 2003-2022 da begrensningen var på 3 000 tonn (Fiskeridirektoratet, 2022b).

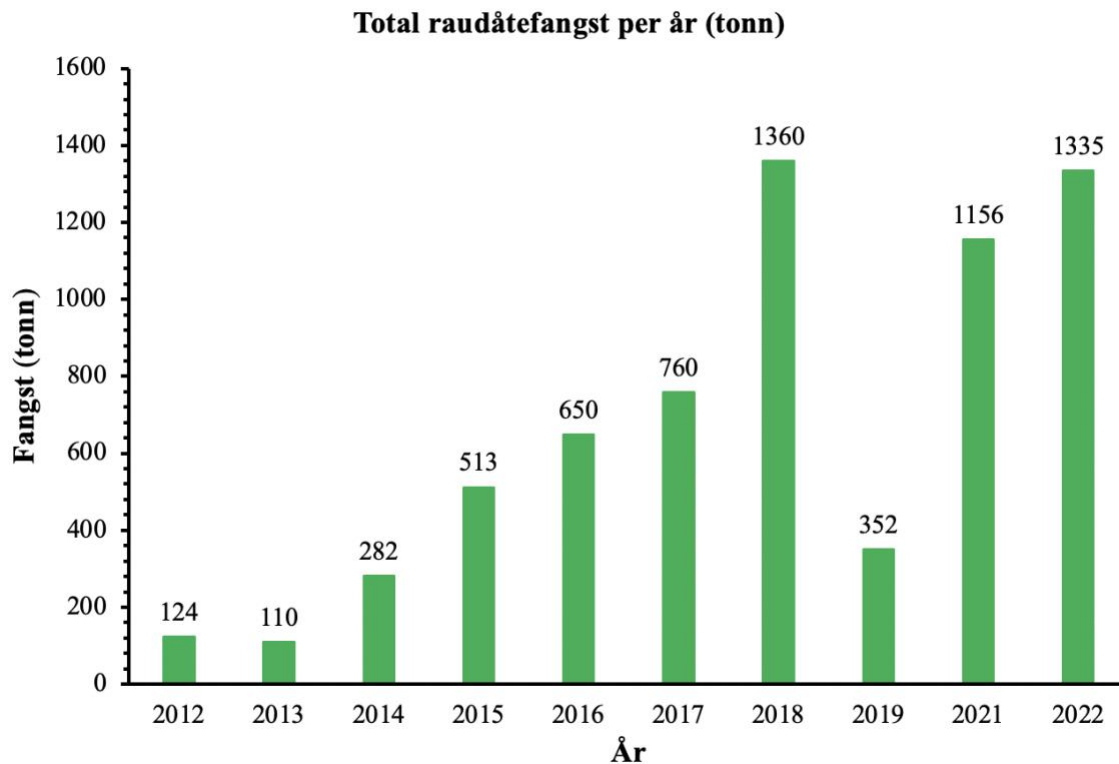
Siden 2003 har det vært drevet høsting av raudåte gjennom et forsøksfiske utført av Zooca Calanus AS (Fiskeridirektoratet, 2022b). Forsøksfiske har vært gjennomført av en føre-var tilnærming av høsting i de kystnære områdene hvor sannsynligheten for innblanding av egg, larve og yngel er størst. Derfor er det i totalkvoten for 2023 avsatt 3 000 tonn til forsøks- og forskningsformål. Dette er en nedgang fra årene 2003-2022, hvor forsøkskvoten var på 5 500 tonn og 5 000 tonn var tildelt Zooca Calanus. I overført betydning ga dette Zooca Calanus adgang til høsting der hvor det var biologisk forsvarlig og formålstjenlig, og tilgang til å høste hele kvantumet innenfor 1000 meters dybdekontur, hvor 1 000 tonn kunne høstes innenfor grunnlinja (Fiskeridirektoratet, 2022b).



- Norges grunnlinje
- Territorialgrense 12 nautiske mil
- Yttergrense for tilstøtende sone 24 nautiske mil
- Avtalt avgrensingslinje
- 200 nautiske mil
- - - Grense for andre lands økonomiske soner
- · - · - Avtalt avgrensingslinje utenfor 200 nm
- Blått område: -1000 m (+) dybdekontur

Figur 1: Norske maritime grenser. Kilde: Forsvarets militærgeografiske tjeneste (FMGT), Oslo, september 2012.

I 2019 ble 8 aktører tildelt konsesjonstillatelse, men foreløpig er det kun to rederier, Arnøytind og Asbjørn Selsbane på kontrakt for Zooca Calanus som har høstet raudåte (Fiskeridirektoratet, 2022b). Disse har ikke vært i nærheten av å fiske opp forsøkskvoten på 5 000 tonn de siste 10 årene det har vært høstet raudåte (Figur 2) (Pedersen & Myrli, 2017; 2018, 2019, 2021).



Figur 2: Fangstutvikling (fangst i tonn) av raudåte de siste 10 årene det har vært høstet raudåte. I 2020 ble det ikke høstet raudåte.

Det er ingen regulering i forhold til når på året fisket skal foregå, men på grunn av raudåtas sesongbaserte vertikalfordeling (Wiborg & Bjørke, 1968), er det mest hensiktsmessig å høste når den befinner seg i de øvre vannlagene (Fiskeridirektoratet, 2016). Sør i Norskehavet skjer våroppblomstringen av fytoplankton tidligere enn Nord i Norskehavet og Barentshavet (Skjoldal m. fl., 2004). Raudåta stiger derfor tidligere opp til de øvre vannlagene i sør enn i nord. Derfor følger høsting av raudåte den sesongmessige utviklingen, hvor fisket starter i april/mai langs Mørkekysten og forflyttes nordover langs norskekysten og avsluttes i juli/august (Broms m. fl., 2016).

Zooa Calanus er en biomarin industribedrift som driver med høsting og foredling av raudåte (Zooa Calanus). Asbjørn Selsbane ble bygd i 2013, det er et allsidig kystfiskefartøy rigget for snurrevad, not og trålfiske med lengde 55 meter og bredde 12,8 meter (Selsbane). Fangsten kan lagres både fersk, fryst og levende (torsk) samt en kombinasjon av disse. Arnøytind ble bygd i år 2000, med påbygg i 2007. Dette er et snurrevadfartøy som også er rigget for trålfiske og utstyrt med garnutrustning, den er 38,15 meter lang og 8,50 meter bred (Naval Consult). Begge fartøyene har fryseri om bord, noe som er nødvendig for å fiske lengre til havs og bevare kvalitet på råstoffet av raudåte for videre bearbeiding.

1.3 Prinsippet om å verne de minste fiskeindividene

Havressursloven omhandler forvaltning av villlevende marine ressurser hvor bifangst og innblanding inngår som en del av lovgivningen (NOU 2005:10). Bifangst omtales som fangst som ikke er målarten for hva fartøyet har kvote for. For å redusere bifangst kan selektive redskap, sorteringsrist og åpning/lukking av høstingsfelt benyttes (NOU 2005:10).

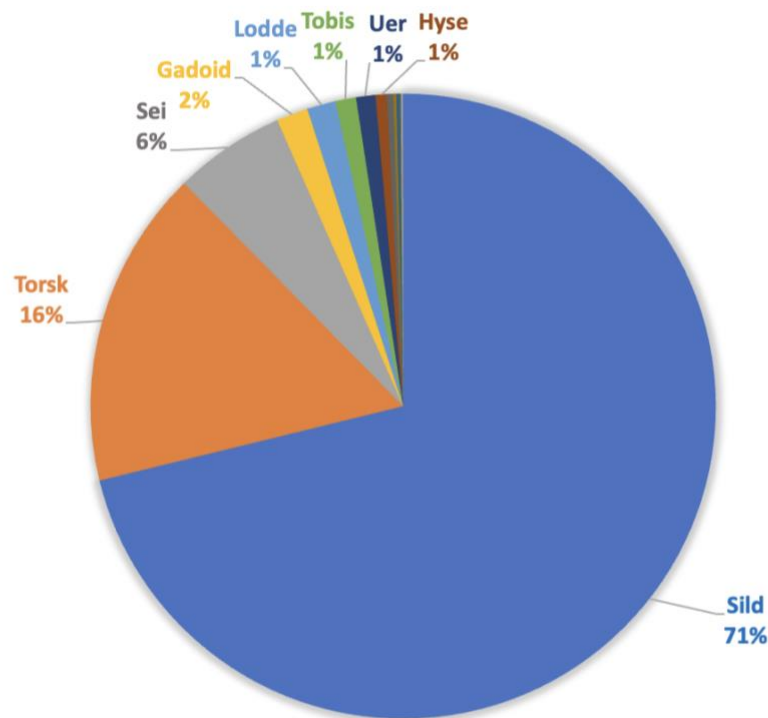
I tillegg til å fange andre arter enn målarten, kan redskapene som brukes i ulike fiskerier og høsting også fange individer av målarten under minstemål eller minstevekt fordi de ofte opererer i samme område. Når fiskeyngel og larve blir fanget under fangst og høsting av en annen art, kalles dette for innblanding. Saltvannsfiskeloven §4 (NOU 2005:10) viser til påbud for ulike fiskeredskaper som sorteringsrist, regulering med maskevidde, dimensjoner og utforming for å beskytte egg, larver og yngel for å sikre at flest mulig individer vokser seg store nok til å reproducere seg (gyte). Prinsippet bak dette er at antall overlevde torskeindivider er større jo eldre de blir, og naturlig dødelighet blir derfor lavere med alder og størrelse (Langangen, Stige, Yaragina, Vikebø, m. fl., 2014).

Når det høstes av raudåte er det pålagt å foreta et feltskifte dersom prøvetakingen viser at fangsten per hal har over 10% innblanding av fiskelarve og yngel, uavhengig fiskeart (Forskrift om regulering av høsting av raudåte 2023 §1-2). Feltskiftet betyr å endre fartøyets posisjon eller justere fiskeredskapet slik at det unngås ulovlig mengde innblanding.

1.4 Utbredelse og livssyklus hos torsk (*Gadus morhua*)

Torskens larve- og yngelstadium og raudåte har romlig overlapp med hverandre (Sundby, 2000). Begge artene drives langs Norges kyst med havstrømmenes sirkulasjonsmønster i lik tidsperiode (april-august). Raudåtehøstingen foregår med 1 mm maskevidde på nett som

sveiper over de øverste vannlagene i kystnære områder, og dette gjør at det forekommer innblanding av torskelarve og yngel (Broms m. fl., 2016). I disse områdene er det larver og yngel av ulike fiskearter, blant annet sild (*Clupea harengus*), sei (*Pollachius virens*), andre torskefisker, lodde (*Mallotus villosus*), tobis (*Ammodytes tobianus*), uer (*Sebastes marinus*) og hyse (*Melanogrammus aeglefinus*) (Figur 3) (Datasett som grunnlag for oppgaven, bifangstdata fra Zooca Calanus, 2017, 2018, 2019, 2021).



Figur 3: Prosentvis oversikt over artsfordelingen av antall larve og yngelinnblanding i høsting av raudåte fra år 2017, 2018, 2019 og 2021. Viser med navn på de artene som har størst hyppighet som innblanding i raudåte-trålen.

I norske farvann blir torsken forvaltet som fire bestander, Nordøstarktisk torsk (NØA), kysttorsk nord for 62°N, Nordsjøtorsk og kysttorsk sør for 62°N. Bestandene ble til sammen vurdert røddlistet i 2021 av artsdatabanken (Hesthagen m. fl., 2021), men ble vurdert til å være på et livskraftig nivå. Dette var med grunnlag i at NØA-torskebestandens totalbestand er over langtidsgjennomsnittet fra 1946-2021. Dette skjedde til tross at Nordsjøtorskbestanden ble vurdert som kritisk lav, kysttorsk sør for 62°N er redusert kraftig siden 2011, og kysttorsk nord for 62°N har vært i varierende tilstand siden 1990-tallet (Hesthagen m. fl., 2021).

Oppbygningsplan for kysttorsk 62°N, forbud mot fiske i enkelte gytefelt for kysttorsk sør for 62°N og diverse begrensninger for Nordsjøtorsk er blitt innført og er under revisjon (Hesthagen m. fl., 2021).

Nordøstarktisk torsk (NØA) har sitt utbredelsesområde i Barentshavet, et åpent arktoborealt sokkelhav i Nordøst-Atlanteren. Hovedbeiteområde er i Barentshavet ved ca. 76°N og 50°Ø (Bogstad m. fl., 2015). I vintermånedene januar til april vandrer den gytemodne skreien inn til gytebankene nord i Norge med hoved gyteområde i Vesterålen og Lofoten (Sundby, 2000). Eggene gytes i mars/april i frie vannmasser og egg, larve og tidlig yngel drives med strømmene til Barentshavet hvor de forflytter seg mot dypt vann hvor endel av yngelen begynner beite på havbunnen i september/oktober (Sundby, 2000).

Det er knyttet usikkerhet rundt bestandsestimeringen av de ulike bestandene av kysttorsk, fordi det er problematisk å skille den fra NØA-torsk ved landing av fangst og ved toktmålinger (Aglen m. fl., 2020). Kysttorsken skiller seg fra NØA-torskebestanden på tidlige livsstadier med vertikalfordeling, hvor den bunnslår seg tidligere (Løken m. fl., 1994), i utbredelse ved at den ikke foretar den samme vandringen til Barentshavet, og har beite-, gyte og oppvekstområde langs norskekysten. Det er mulig å skille bestandene fra hverandre med genetiske analyser (Fevolden m. fl., 2012).

1.5 Årsak til dødelighet hos torsk de første 3-leveårene

Aldersgrupper i torskens levetid fram til 3-åring betegnes med alderskoder; 0-gruppe på juvenil fisk i dens første leveår målt om høsten, 1-gruppe for ettåringer, 2- gruppe for toåringer, og 3-gruppe for treåringer og i denne gruppen rekrutteres torsken til fiskeriet. NØA-torsken gyter langs Norskekysten fra Møre i sør til nordøst i Finnmark (Durant m. fl., 2021), og dette gjør at individer fra samme årsklasse opplever ulike miljøforhold avhengig av gyteområde. Dette har betydning for vekst og overlevelse i torskens tidligste livsstadier som egg, larve og yngel, og kan påvirke årsklassestyrken når torsken rekrutteres til torskefiskeriet (Sundby, 1989). Den første levetiden er dessuten antatt å være den mest kritiske perioden for overlevelse (Sundby, 1989). Dette er en av årsakene til at rekruttering til torskefiskeriet er svært variabelt fra år til år (ICES, 2021).

Sammenhengen mellom vanntemperatur og dødelighet er knyttet til mattilgang, hvor tilstrekkelig mattilgang ofte er best ved høye temperaturer, noe som fører til raskere vekst og

høy overlevelse hos larver og yngel (Endo m. fl., 2022). Raskere vekst og høy overlevelse er knyttet sammen med at torsken får større evne til å unnsnippe predasjon. Høyere temperatur har direkte innvirkning på produksjon av raudåte på grunn av mattilgang, samtidig er raudåtenauplier hovedføde for torskelarver og yngel (Sundby, 2000). Derfor er gode årsklasser av raudåte knyttet til gode årsklasser og rekruttering av torsk. Høye temperaturer har likevel ikke bare en direkte påvirkning på vekst hos torsk, men kan ha positive effekter på vekst på grunn av høyere produksjon av byttedyr (Sundby, 2000). Årsklassestyrken er dessuten nært knyttet til temperaturforholdene i Barentshavet og ved gyteområdene, ved at svake årsklasser bare forekommer ved lave temperaturer, mens årsklasser av alle størrelser forekommer i år med høyere temperaturer (Loeng, 1989; Sætersdal & Loeng, 1987). Selv om høy temperatur på gytefelt er en nødvendig faktor for sterke årsklasser, er det ikke en tilstrekkelig betingelse for å danne store årsklasser, på grunn av andre varierende faktorer for overlevelse (Sætersdal & Loeng, 1987).

Klimaendringene påvirker de romlige og tidsmessige fordelingene av rovdyr og byttedyr, og kan endre de trofiske koblingene (Endo m. fl., 2022). Endring i temperatur, vindmønstre og endring av havstrømmer kan skape begrensninger på naturlige gyteplasser. Torskeegg, larver og yngel samt deres byttedyr kan bli forflyttet fra naturlige oppvekstområder og påvirke overlevelse til rekrutteringsalder (Sandø m. fl., 2020).

En juvenil torsk har andre faktorer som påvirker grad av overlevelse (Bogstad m. fl., 2015). I denne livsfasen kan mengde stor fisk i bestanden virke inn på overlevelse. I store årsklasser er det høyere tetthet i bestanden som kan være en utløsende faktor for kannibalisme (Bogstad m. fl., 2015). Dette gjør at dødeligheten øker og rekrutteringsbiomassen blir mindre enn i årsklasser med lavere gytebestandsbiomasse. Utløseren av kannibalisme er også relatert til mindre tilgjengelige føde grunnet skjev fordeling mellom en stor gytebestand av torsk i forhold til mengde lodde som byttedyr (Sundby, 1989).

1.6 Oppgavens problemstillinger

Det er i denne oppgaven valgt å vurdere påvirkningen på torskebestanden og torskefiskeriet ved høsting av raudåte, på grunn av oppgavens begrensning og torskens store økonomiske og økologiske rolle i Barentshavet (Durant m. fl., 2021). Konsekvensene av raudåtehøsting avgrenses i oppgaven ved at det ikke blir vurdert hvilke virkninger økosystemets helhet får av at raudåta som en viktig matkilde for andre fiskelarve, yngel og pelagisk fisk blir beskattet. Det er ikke tatt hensyn til hvilken havtemperatur det var i årene 2017 til 2021, noe som kan ha innvirkning på variasjon i dødelighet fra egg til 3-åring og påvirkning på rekruttering og fangst.

Med utgangspunkt i fangststatistikk og innblandingsdata fra Zooca Calanus AS fra høstingssesongene 2017, 2018, 2019 og 2021, vil informasjon om antall torskelarver og yngel tatt som innblanding i høsting av raudåte gi grunnlag for videre analyse i disse årene. Det vil bli sammenlignet torskens overlevelse fra egg til 3-åring uten og med larve og yngelinnblanding under raudåtehøstingen, og undersøkt om innblandingen påvirker antall 3-åringer og hvilke følger dette eventuelt kan få for rekruttering til torskefiskeriet, fangstkvanter og fangstverdi av torsk fra 3 års alder til den er utfisket. Det vil bli tatt hensyn til usikkerhet i gytetidspunkt, gytebestandsbiomasse, antall egg som blir gytt, rekrutteringsantall, naturlig dødelighet og utbytte per rekrutt.

Spørsmål som skal bli besvart:

1. Har tidspunkt og fangstområde av raudåte betydning for konsekvensene av torskelarve og yngelinnblanding mellom år 2017, 2018, 2019 og 2021?
2. Hvilken framstilling av konsekvensene for torskefiskeriet ved å høste etter raudåte, vil gi en mest realistisk konsekvens for torskebestander som så vidt er rekruttert til fiskeriet?
3. I hvilken grad vil innblanding av torskelarve og yngel i høsting etter raudåte redusere rekruttering av 3-årig torsk til torskefiskeriet, fangstkvanter og fangstverdi for torsk?
4. Hvilke forventninger kan torskefiskeriet ha dersom høsting av raudåte oppskaleres til et kommersielt nivå?

2 Materiale og metode

I metodedelen av oppgaven blir det gjennomgått steg for steg hvordan resultatet er kommet fram. Først beskrives metode som er brukt (kap. 2.1), før datamaterialet beskrives (kap. 2.2). Deretter blir det gjort en kort gjennomgang av høsting av raudåte fra 2017, 2018, 2019 og 2021 hvor det beregnes fangst av raudåte i ulike områder (kap. 2.3). Deretter blir det beregnet antall torskelarve og yngel som er innblandet per hal og per dag.

Tidligere forskning blir gjennomgått (kap. 2.4) for å vurdere når i torskens livssyklus den er tatt som innblanding for videre vurdere hvilket stadium den er fanget. Antall torskelarver og yngel som overlever per dag i de ulike stadiene blir basert på tidligere publiserte verdier for dødelighet.

Det blir gjort en årsklasseanalyse (kap. 2.5), der publiserte inndataverdier og antall torskelarver og yngelinnblanding blir benyttet for videre analyse i Microsoft Excel. Her blir det gjort en analyse av hver årsklasse fra 2017, 2018, 2019 og 2021 og beregnet antall overlevende individer per dag fra egget er gytt til 3-gruppe. Dette gjøres både uten og med innblanding av torskelarve og yngel fra høsting av raudåte.

Når antall rekrutterte 3-åringer av Nordøstarktisk torsk er estimert fra hver årsklasse brukes disse videre til å beregne utbytte per rekrutt og fangstkvantum i en bestandssimulering (kap. 2.8). Her benyttes oppdaterte verdier fra Arctic Fisheries Working group, ICES (2021) på fiskedødelighet, naturlig dødelighet, individvekt i bestand, individvekt i fangst, konstante og variable verdier for naturlig mortalitet.

2.1 Forskningsmetode

Forskningsmetoden er et induktivt opplegg som går fra empiri til teori med ny kunnskap på studieområde som gjelder høsting av raudåte hvor det finnes lite forhåndskunnskaper. Metoden er kvantitativ, hvor informasjon i tall forventes å gi innsikt i innblanding av torskelarve og yngel fra raudåtehøsting.

2.2 Datamateriale

Datagrunnlaget for denne oppgaven er datasett på fangst og bifangst samt årsrapport av høsting av raudåte utarbeidet av Zooca Calanus AS for årene 2017, 2018, 2019 og 2021, for

de fartøyene som har deltatt i høstingen. I datasettet er det informasjon om dato og område i stedsnavn for hvert hal i nummer (for eksempel: A-1 for Arnøytind og AS-1 for Asbjørn Selsbane). Det er rapportert om når (i tid, klokkeslett) halet starter og slutter, som gir informasjon om tauetid for hvert hal i antall minutter, fangst posisjon er oppgitt i bredde- og lengdegrader. Hvilken dybde trålen fisker i er rapportert i meter (m) og fangst av raudåte i kilo (kg). For hvert hal er det tatt prøve av fangsten på til sammen 9 liter og bilde av den. Kommentarer fra mannskapet på fartøyene er inkludert i datasettet, dette er forhold som omhandler vær, bifangst og andre hendelser.

For hvert hal er en bifangstprøve (A-prøve på 9 liter) utarbeidet av mannskapet ombord på fartøyene, med en detaljert protokoll for prøvetaking fra Havforskningsinstituttet (HI) (Broms m. fl., 2019). Dette er en samleprøve fra tre steder under ombordpumping med 3 liter fangst fra hver plass i trålposen. Den første prøven tas i starten av pumpingen, den andre rundt halvveis og den tredje på slutten av trålhalet. Dette gjøres for å få en mest mulig representativ prøve av hele trålhalet og fangsten. For å få bifangstprøver av trålhalene med alle fiskeslag som er tatt i trålposen, tas prøvene før fangsten går igjennom spilerister og rotosive. Dette gjøres fordi spilerister skal skille ut andre arter enn målarten og rotosive fjerner vann fra fangsten etter ombordtaking (Broms m. fl., 2019).

De tre prøvene på 3 liter hver samles i en bønne hvor det nå er 9 liter prøve av fangsten per trål hal og nummereres med A-prøve (Broms m. fl., 2019). 1 liter av A-prøven overføres til en planktonduk (350 μ m maskevidde) for avrenning av vann. 500 ml av den avsilte fangstprøven overføres til en sil (1500 μ m maskevidde) hvor raudåte blir silt ut og fiskelarve og yngel ligger igjen på silen. Fiskelarver og yngel blir overført til en målesylinder hvor det blir målt mengde (ml) bifangst. Bifangstprøven overføres til slutt i en 300 ml flaske som inneholder 100 ml formalinløsning. Formalinløsningen er 4% formalin bufret med 18 gram Borax per liter formaldehyd (36% formalin) i 15% sjøvann. Det maksimale forholdet mellom bifangstprøve og formalinløsning er 1:1 og det blir derfor etterfylt formalin til flasken dersom det er for stort volum bifangstprøve i forhold til formalin. A-prøvene på flaske (300 ml) lagres ombord i fartøyet kjølt i aluminiums kasser før de sendes til Havforskningsinstituttet (HI). HI analyserer prøvene for å artsidentifisere fiskeartene, estimerer antall fiskearter per hal og antall individer per art for hvert hal som er innblandet i høsting av raudåte (Broms m. fl., 2019).

Datasettet som gjelder bifangst brukt i denne studien gir informasjon fra A-prøvene for hvert hal i 2017, 2018, 2019 og 2021. For 2017 er Arnøytind hal A11 (05.05.2017), A67-71 (fra 13.07.2017 til 18.07.2017) og Asbjørn Selsbane hal AS48-64 (fra 06.07.2017 til 16.07.2017) ikke hensyntatt. Totalt betyr det at 23 dager fra sesongen 2017 er fjernet for videre beregning i denne oppgaven. Disse halene er fjernet i datasettet, og blir derfor ikke presentert i resultatet. Årsaken er at prøvene ikke ble tatt på en metodisk tilfredsstillende måte (O. Pedersen, personlig kommunikasjon, 01. desember 2022, Stortorget 1. 9008 Tromsø, ole.petter.pedersen@zooca.no).

2.3 Gjennomgang av høstingssesongene 2017-2021

I det følgende gjøres en kort gjennomgang av høsting av raudåte fra sesongene 2017, 2018, 2019 og 2021. Fangststatistikk i datasettet og årsrapportene fra 2017-2021 av Zooca Calanus vil bli benyttet for å gjennomgå høstingen i korte trekk, med unntak fra 2020 da det ikke foregikk høsting etter en planlagt nedtrapping av kommersielt fiske. Begge fartøyene deltok i høstingen, med unntak av sesongen 2019 hvor kun Arnøytind deltok. Fangstlokasjonene er spredt langs norskekysten fra Trønderlagskysten til Nordkappbanken, men for å få en oversikt er de delt inn i fem hovedområder (Figur 4).

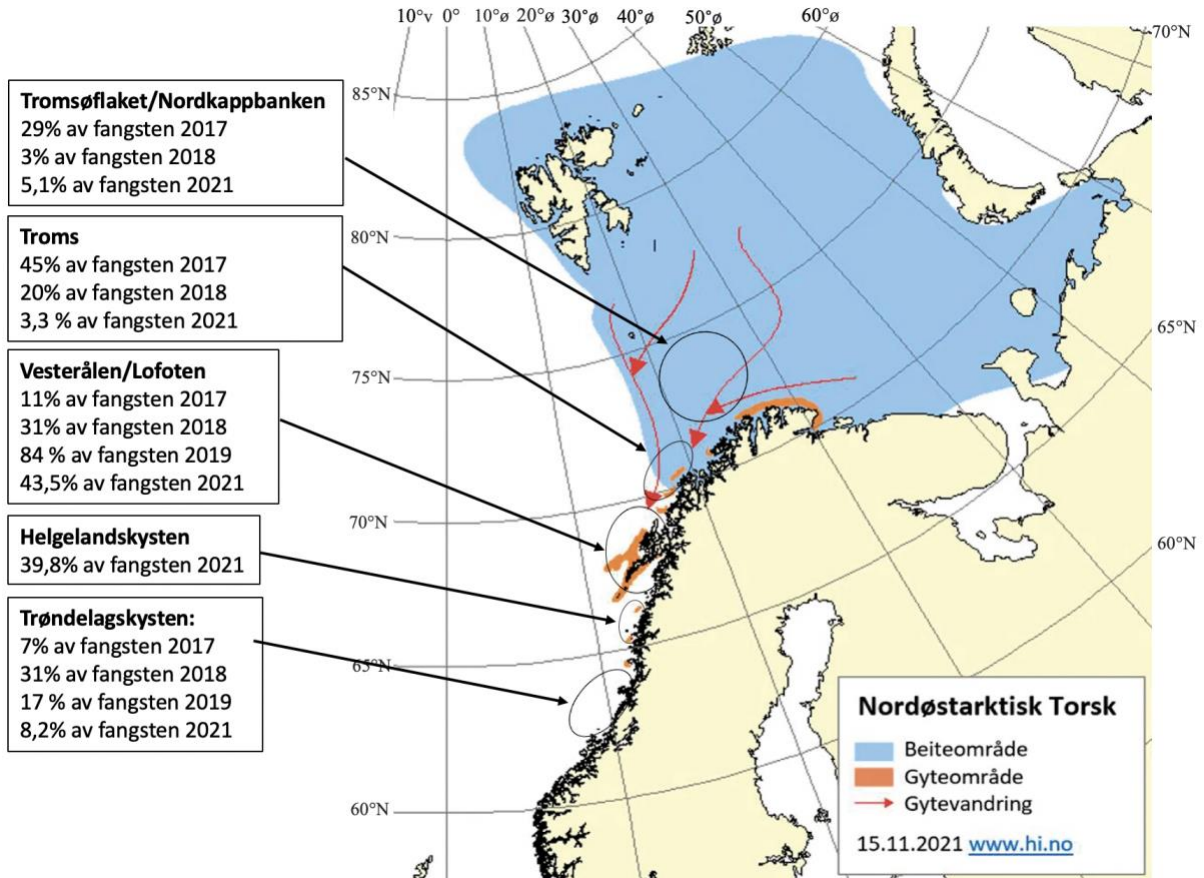
Arnøytind og Asbjørn Selsbane var utstyrt og rigget tilnærmet likt under høstingen i 2017-2021 og høstet i omtrent like dyp, i de øverste 12 meters vannlag. Fangstredskapet som ble benyttet var en flytetrål, men det drives flere forskningsprosjekter på utforming av trålen for å effektivisere fisket og for å redusere yngelinnblanding. Trålen som ble benyttet fra 2017 til 2021 var utformet med fire paneler og kvadratiske masker, og kan taues med en eller to sleipvaiere. I innerduken i trålposen var maskevidden på 1000 μ (1 mm), noe som sikrer fangst av stadium C5 av raudåte (Broms m. fl., 2016). I tillegg ble det benyttet et forsterkningsnett utenpå det småmaskede nettet. Trålen har tilpasset bruk av skillenett for utsortering av yngel og maneter. For at trålen skal skille ut vann fra det småmaskede nettet er trålhastigheten på 0.5-1.5 nm per. time. Med en relativt lav trålehastighet har fisk større mulighet til å flykte fra redskapet enn larver og yngel. Generelt benyttes akustikk for å lokalisere raudåte, larve og yngel av andre fiskeslag, men det arbeides aktivt med å finne mer effektive letemetoder (Pedersen & Myrli, 2021). Blant annet gjennom instrumenter som måler konsentrasjon av raudåte i vannsøylen utfra lyset som reflekteres fra havet.

I 2017 deltok to fartøy i høstingen, Arnøytind og Asbjørn Selsbane. Arnøytind høstet fra 30. april ved Frohavet på Trønderlagskysten (Figur 4). Etter en tre ukers fartøypause fra 16. juni til 21. juli ble det oppstart igjen ved Varangerfjorden, før sesongen avsluttet på Tromsøflaket 27. juli. Asbjørn Selsbane startet høstingen av raudåte 6. mai i Vestfjorden. Fartøyet hadde en pause i høstingen fra 10. juni til 6. juli. Det siste område for fangst var ved Nordkappbanken og rundt Tromsøflaket med siste fangst for sesongen 26. juli. I Nord-Troms ble det høstet 45% av det totale kvantumet for sesongen (Figur 4).

I 2018 deltok Arnøytind og Asbjørn Selsbane i høstingen av raudåte. Arnøytind startet høstingen 28. april langs Trønderlagskysten. Sesongen ble avsluttet 5. august ved Tromsøflaket. Asbjørn Selsbane startet høstingen 4. mai ved Frohavet, og avsluttet sesongen 19. juni i Nord-Troms. På Trønderlagskysten og i Vesterålen/Lofoten ble det høstet 31% på hvert område, som utgjorde hovedmengden av den totale fangsten i 2018 (Figur 4).

I 2019 deltok Arnøytind i høsting av raudåte og hadde første fangst ved Frohavet 2. mai. Sesongen avsluttet ved Andfjorden i Troms med siste fangst 19. juni. Mesteparten (84%) av den totale fangsten ble tatt i Vesterålen og på yttersida av Lofoten (Figur 4).

Arnøytind og Asbjørn Selsbane deltok i høsting av raudåte i 2021. Arnøytind startet høstingen ved Smøla på Trønderlagskysten 30. april, og sesongen ble avsluttet ved Tromsøflaket og Bjørnøybanken 8. august. Asbjørn Selsbane startet høsting av raudåte 6. mai ved Sklinna/Rørvik på Trønderlagskysten. 26. juni avsluttet fartøyet sesongen utenfor Troms. På Helgelandskysten ble 40% av kvantumet for sesongen høstet, et område som tidligere ikke har vært utnyttet (Figur 4).



Figur 4: Fordeling av raudåtefangst fra hovedområder i prosent (%) av total fangst per år og romlig overlapp med beiteområde, gyteområde og gytevandring for Nordøstarktisk torsk. Kilde kartgrunnlag: Havforskningsinstituttet, 2021

2.3.1 Beregning av torskelarve og yngelinnblanding

I datasettet med bifangstdata fra Zooca Calanus er det beregnet antall individer per trålhal av de ulike fiskeartene som er innblandet i høsting av raudåte. For å beregne hvor mange torskeindivider som er tatt som innblanding per dag, er antall larve og yngel per hal summert for hver dag fangstprøvene er tatt. HI har estimert omtrent antall individer torskelarve og yngel per hal ved å telle antall torskelarve og yngel i A-prøvene med 500 ml råstoff (tilsvarer 0,5 kg). Disse er multiplisert med to og multiplisert med kilo raudåtefangst per hal, for å få totalt antall innblandet per trålhal. For å få antall larve og yngelinnblanding per kg raudåtefangst per hal, er totalt antall larve og yngel innblandet per hal dividert med raudåtefangst i kg.

2.4 Gytetidspunkt og gyteområde

Den Nordøst Arktiske torsken (NØA) har gyteperiode som strekker seg fra februar til mai, med topp intensitet fra midten av mars og i april (Loeng m. fl., 1995). Tidspunkt for 50% gyting ble i perioden 1976-1982 målt til 1. april med standardavvik på 2-3 dager (Loeng m. fl., 1995; Pedersen, 1984). Fra Barentshavet vandrer torsken til gyteområdene som i hovedsak befinner seg i Lofoten og Vesterålen, hvor 60-70% av eggene har blitt gytt (Ellertsen, 1980; Sundby & Bratland, 1987). Gytingen forekommer mer varierende nordover mot Finnmark og mot Mørekysten i sør. Bruken av gyteplasser varierer mellom kalde og varme år (Solemdal, 1989), og klimaendringer kan få konsekvenser for valg av gyteplasser (Endo m. fl., 2023).

2.5 Torskens livsstadier fra egg til 0-gruppe

Det er utfordrende å aldersbestemme torskelarve og yngel (Suthers & Sundby, 1993), men lengde kan gi en indikasjon på alder. Larve og yngellengde er ikke målt i datasettet fra raudåtehøstingen. Dato for når torsken er tatt i høstingen av raudåte er rapportert i datamaterialet, derfor benyttes lengde- og aldersvurderinger for å vurdere når i livssyklusen torsken er fanget (Figur 5). Dette vil ha betydning for senere rekruttering til fiskeriet når torsken er 3 år, fordi den naturlige dødeligheten avhenger av livsstadiet (Solemdal, 1989).

Når eggene gytes har de en diameter på 1,2 mm til 1,6 mm (Sundby, 1983). Egg utviklingstiden er bestemt av lokal omgivelsestemperatur. Det vil si at dersom gjennomsnittlig temperatur er 3,4°C er gjennomsnittlig varighet på egg stadiet 23,6 dager, og ved gjennomsnittlig temperatur på 5,3°C er varighet 18 dager. Når omgivelsestemperaturen er høyere vil utviklingstiden ta kortere tid enn når temperaturen er lavere (Langangen, Stige, Yaragina, Vikebø, m. fl., 2014). Kun en liten andel av de pelagiske eggene som drives med vannmassene finnes i det helt øverste vannlaget, på grunn av turbulens i overflaten som blander eggene vertikalt i det øvre 30 meters vannlaget (Sundby, 1983).

Når eggene klekkes til plommeseckklarver etter gjennomsnittlig 20 dager (Langangen, Stige, Yaragina, Vikebø, m. fl., 2014) har de en lengde på 4,5 mm og lever på næring fra plommesekken. Basert på Ellertsens m. fl., (1980) studie må larvene skaffe seg mat i omgivelsene rundt 5-7 dager etter klekking, og har vokst til 4,7 mm lengde. Det ble vist at utvikling de første dagene etter klekking er avhengig av faktorer som mattilgang og temperatur (Ellertsen m. fl., 1980). De nyklekte larvene lever pelagisk i det øvre 20 meters

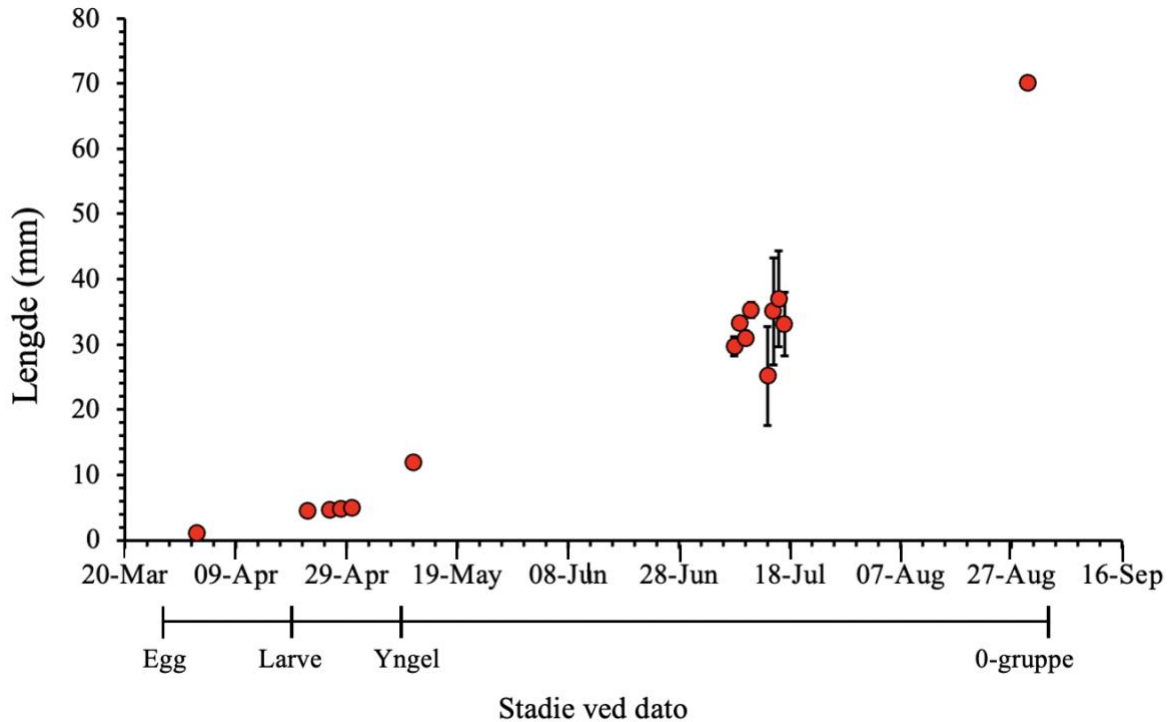
vannlaget med lav grad av egenbevegelse og driver derfor raskt med kyststrømmen ut av gyteområdene. Når larvene har vokst til 9-13 mm lengde holder torskelarvene seg på dyp mellom 10 og 20 meter, med vertikale forflytninger på noen få meter gjennom døgnet (Ellertsen m. fl., 1979).

Når torsken utvikles fra larve til yngel er dette en gradvis prosess med store fysiologiske endringer. Denne prosessen betegnes som metamorfosen og inntreffer når medial finnebrem er borte og larven er rundt 12 mm lang (Pedersen & Falk-Petersen, 1992). Andre faktorer som endres under metamorfosen er knyttet til bevegelse med framvekst av finner og ryggvirvler samt dannelse av magesekk og blindtarmer (Pedersen & Falk-Petersen, 1992).

Ifølge Helle (1994) er det stor variasjon i lengde på yngel i ulike områder langs ulike oppvekstområder på norskekysten og variasjon mellom år, basert på tokt som foregikk 2-23. juli i perioden 1977 til 1991. I år 1989 var utbredelsen av yngel lengre øst og de største individene ble også funnet lengre øst enn tidligere år. De lengste individene ble funnet i Barentshavet med 36,27 mm og de korteste på gytebankene utenfor Lofoten med 29,8 mm. I Norskehavet var gjennomsnitts lengdene på torskyngel 31,02 mm, med 31,6 mm ved Vardø, 33,3 mm på Tromsøflaket og ved Nordkappbanken 35,3 mm. Den laveste konsentrasjonen ble funnet i Norskehavet og høyest konsentrasjon var ved Tromsøflaket, Nordkappbanken og utenfor Vardø (Helle, 1994).

Suthers & Sundby (1993) beregnet lengde på torskeindivider fra toktmålinger mellom 1. og 26. juli i 1988. De lengste individene av torskeyngel (37 mm) befant seg i de sørligste oppvekstområdene med antatt høyest temperaturer, mens de korteste (25,2 mm) ynglene antas å være de yngste da de befant seg like i nærheten av hovedgyteområdene rundt Lofoten. Yngel med oppvekstområde på Tromsøflaket (lengde på 35,1 mm) og ved Nordkapp (lengde på 33,1 mm) var beregnet å være de eldste individene. Det ble beregnet at flesteparten av de observerte ynglene ble klekket til larver mellom 15. april og 29. mai. Dersom gjennomsnittlig varighet i egg stadium er 20 dager (Langangen, Stige, Yaragina, Vikebø, m. fl., 2014), vil det si at gytetidspunktet var mellom 25. mars og 9. april. Dette støtter forventningen om en gytetopp rundt 1. april (Loeng m. fl., 1995; Pedersen, 1984).

Gjennomsnittlig lengde på 0-gruppe torsk fra år 1977 til 1991 er beregnet til 70,1 mm av (Loeng m. fl., 1995). Målingene på lengde er gjort i Barentshavet i august og tidlig september når torsken er definert som 0-gruppe rundt 6 måneders alder.



Figur 5: Torskens lengde ved dato fra tidligere studier ved antatt tidspunkt for 50% gyting den 1. april. Vertikale stolper gir standardavvik på referansepunkt 08-11. juli og 14-17. juli. For referansepunktene fra Helle (1994) er middeldatoen på 10. juli mellom toktene benyttet for å sette en dato på estimert lengde og område fordelt med en dag imellom for å tydeliggjøre forskjellen i lengde på de ulike områdene.

2.6 Dødelighetsberegninger

I årsklasseanalysen benyttes estimert dødelighet for torsk fra egg til 3-års rekrutteringsalder beregnet av Bogstad m. fl. (2015) (Tabell 1). Årsklassene fra 1983-2009 er benyttet ved å beregne antall individer fra hvert livsstadium som overlever, eksempelvis fra egg til larve, fra larve til yngel (Appendiks 1).

Den totale dødeligheten (M) er funnet gjennom reduksjon i antall fra et livsstadium til det neste ved å ta den naturlige logaritmen av antall individer i begynnelsen av tidsperioden (N_0) delt med antall individer i tidsperiodens slutt (N_i) (Formel 1).

$$\text{Total dødelighetsrate (M)} = \ln_e(N_0/N_i),$$

Formel 1

Øyeblikkelig daglig dødelighet (M_d, dag^{-1}) er regnet fra total dødelighet (M), delt med varighet i livsstadiene i dager (t) (Formel 2).

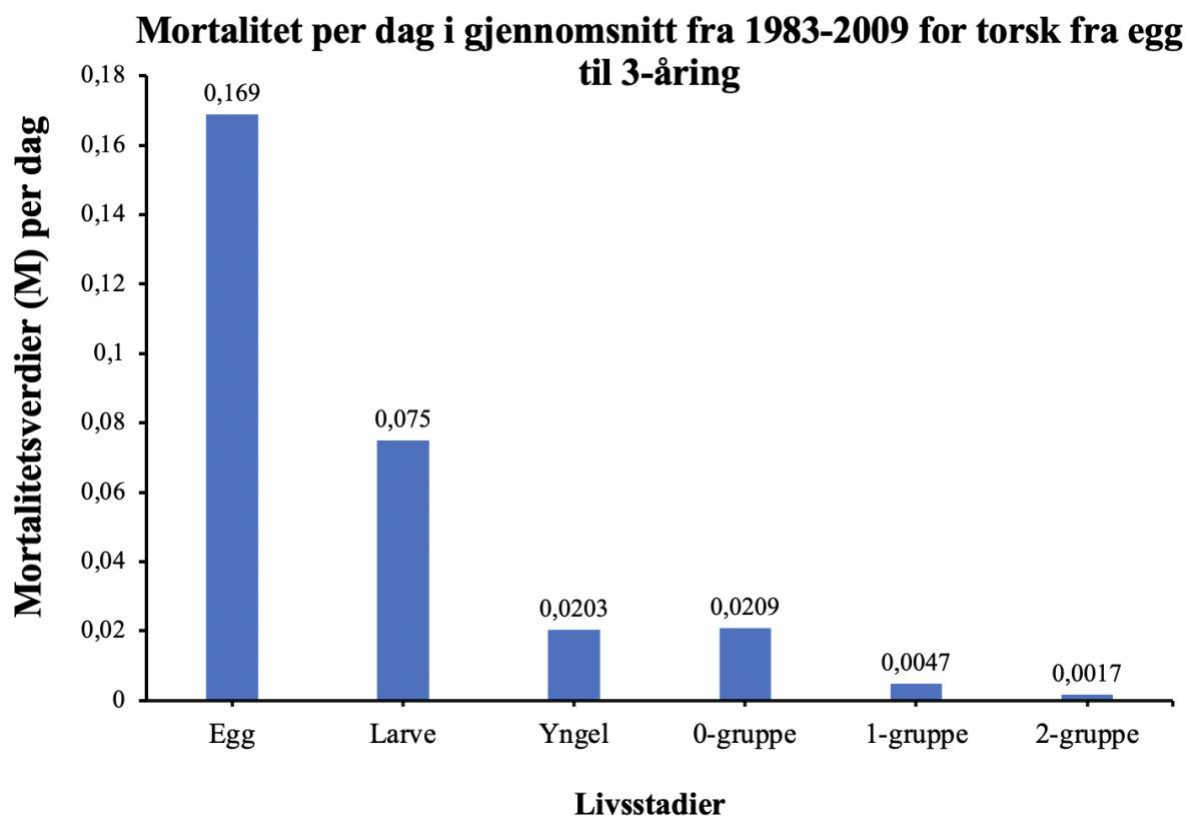
$$\text{Øyeblikkelig dødelighet (M}_d, \text{dag}^{-1}) = M/t$$

Formel 2

Tabell 1: Oversikt over ulike livsstadium i torskens første tre leveår, med varighet i de ulike stadiene i dager, variasjonskoeffisienten er standardavvik delt med gjennomsnittet til dødelighet per dag fra 1983 til 2009 (n=27) (Bogstad m. fl., 2015). Det antas at torsken skifter aldersgruppe 1. januar og at den er gytt 1. april.

Livsstadium og aldersgruppe	Varighet i stadiet i dager	Gj. Snitt mortalitet per dag (M)	Variasjonskoeffisient (CV) fra M
Egg til larve	20	0,169	0,03
Larve til yngel	20	0,075	0,03
Yngel til 0-gruppe	111	0,0203	0,03
0-gruppe til 1-gruppe	122	0,0209	0,08
1-gruppe til 2-gruppe	365	0,0047	0,11
2-gruppe til 3-gruppe	365	0,0017	0,1

Dødelighet per dag er høyest i torskens tidlige livsstadier fra den gytes som egg og videre som larve, yngel og 0-gruppe fisk (Figur 6) (Bogstad m. fl., 2015). Dødeligheten blir lavere i de eldste aldersgruppene fra 1-gruppe til den når rekrutteringsalder som 3-gruppe.



Figur 6: Gjennomsnittlig mortalitet per dag i torskens ulike livsstadier de første 3 leveår av kohorter fra 1983 til 2009. Eggstadium er fra egget gyttes til klekking som larve. Larvestadiet er fra klekking til metamorfosens slutt. Yngelstadiet er fra metamorfosens slutt til bunnslåing ved alder 5-6 måneder. 0-grupper er definert som 5-6 måneder yngel til 1-åring. 1-gruppe fra torsken er rundt 8 måneder til 2-år. 2-gruppe er fra torsken er omtrent 2-år til omtrent 3-år.

2.7 Årsklasseanalyse

For å vurdere hvilke konsekvenser innblanding av torsk i høsting av raudåte får for torskebestanden og fiskeriet er det valgt å gjøre en årsklasseanalyse hvor overlevelse fra egg til 3-åring blir beregnet for årsklassene 2017, 2018, 2019 og 2021. Antall 3-åringer som overlever uten innblanding og med innblanding gir et grunnlag for videre beregning av fangstkvantum og utbytte. For å beregne antall som overlever til 3-gruppe med og uten innblanding lages en «tidslinje» for hvert år. Det er valgt å sette starten av tidslinjen (første dag er når eggene gyttes) til tre alternative ulike tidspunkt 15. mars, 1. april og 15. april (Endo m. fl., 2023), for å se på ulike overlevelsesscenarioer. Tidslinjen starter med antall egg gyt den første dagen og overlevelse for hver dag blir beregnet fram til torsken når 3-gruppe og rekrutteres til fiskeriet.

Flere av størrelsene som anvendes for å beregne fangst og utbytte per rekrutterte 3-gruppe har relativt store variasjoner fra år til år. De årene som skal analyseres i denne undersøkelsen er årsklasser av torsk gytt i 2017, 2018, 2019 og 2021 hvor kun 2017 har oppdaterte estimater på rekruttering (ICES, 2021). Derfor er fangst og utbytte av disse årsklassene ikke kjent når årsklassene i liten grad er fisket på. Prognoser for antall i årsklassene og framtidig fangst blir derfor beregnet ved å bruke tallverdier fra historiske årsklasser og behandlet med usikkerhet gjennom Monte Carlo simuleringer. Monte Carlo simulering blir benyttet for å forutsi en rekke framtidige utfall basert på de usikre tallverdiene (Heymans m. fl., 2016) for gytebestandsbiomasse, antall egg gytt, dødelighet per dag og utbytte per rekrutt. Videre i dette kapitlet gjøres en gjennomgang av beregning i årsklasseanalysen og prognose for framtidig fangstutbytte med usikkerhet.

2.7.1 Gytebestandsbiomasse

For å beregne antall egg gytt må gytebestandsbiomassen være kjent. ICES (2021) har estimert gytebestandsbiomasse som blir omtalt som basis gytebestandsbiomasse (forkortet til BSSB i kg) i videre forklaring av beregning, samt høyeste gytebestandsbiomasse (forkortet til HSSB i kg) og laveste gytebestandsbiomasse (forkortet til LSSB i kg). Det totale 95% konfidensintervall er summen av 95% konfidensintervall for laveste gytebestandsbiomasse (forkortet til LCV) (Formel 3) og høyeste gytebestandsbiomasse (forkortet til HCV) (Formel 4).

$$95\% \text{ Konfidensintervall for laveste gytebestandsbiomasse (LCV)} = (BSSB - LSSB)$$

Formel 3

$$95\% \text{ Konfidensintervall for høyeste gytebestandsbiomasse (HCV)} = HSSB - BSSB$$

Formel 4

Gjennomsnittet av 95% konfidensintervall for laveste (LCV) og 95% høyeste gytebestandsbiomasse (HCV) blir beregnet og ved å anta at dette er lik $1.96 \cdot$ standardfeilen til BSSB blir SD som skal brukes i Monte Carlo simuleringene satt lik standardfeilen til BSSB. Variasjonskoeffisienten (CV) blir satt lik SD/punktestimat for BSSB.

Beregningene kan gjennomføres med («usikkerhet»=1) eller uten usikkerhet. Når gytebestandsbiomasse hvert år blir behandlet med usikkerhet, settes «usikkerhet»=1 (Formel

5). Excel funksjonen hvis (IF) blir benyttet som hvis «usikkerhet» =1, returnerer et tilfeldig normalfordelt tall (NORM.INV) for gytebestanden med gjennomsnitt BSSB (kg) og standardavvik lik BSSB (kg) * CV (%) der CV = SD / BSSB. Den tilfeldige tall funksjonen (RAND) brukes for å trekke et tilfeldig tall mellom 0 og 1.

$$\begin{aligned} \text{Gytebestandsbiomasse (SSB)} &= IF(\text{usikkerhet} \\ &= 1; NORM.INV(RAND(); BSSB; BSSB * CV); BSSB) \end{aligned}$$

Formel 5

2.7.2 Antall egg gytt per år

NØA torsk vandrer fra Barentshavet sørover mot gytebankene langs norskekysten, og grunnet dens lange gytevandring forekommer det at individer hopper over gyting enkelte år i større grad enn hos andre torskebestander (Skjæraasen m. fl., 2012). Dette gjør det krevende å estimere en bestands eksakte eggproduksjon (Bogstad m. fl., 2015). Thorsen m. fl., (2006) har estimert antall egg per gram hunnfisk fra år mellom 1986 og 2004 (Tabell 2). Disse historiske data vil bli benyttet til å beregne forventet antall egg med usikkerhet gytt i 2017, 2018, 2019 og 2021.

Tabell 2: Estimert gjennomsnittlig antall egg per gram hunnfisk med standardavvik og variasjonskoeffisient for år mellom 1986 og 2004 (Thorsen m. fl., 2006).

Årsklasser	Gj.snitt antall egg per gram hunnfisk	Standardavvik (SD)
1986	428	104
1987	339	64
1988	377	108
1989	440	99
1991	451	114
1999	439	90
2000	426	93
2003	517	121
2004	465	103
Gjennomsnitt (Gj.s)	431	
Standardavvik (SD)	50,6	
Variasjonskoeffisient (CV)	0,117	

For å anta antall egg per kg gytefisk (Ne) i beregninger av årsklassene med og uten innblanding fra høsting av raudåte, er gjennomsnitt av egg per kg hunnfisk (forkortet til Ne) med standardavvik (SD) og variasjonskoeffisient (CV) benyttet. Det antas videre at proporsjonen av hunnfisk (forkortet til H) per kg total gytefisk er 0.5 (dvs 50% hunnfisk og 50% hannfisk på vektbasis) (Langangen, Stige, Yaragina, Vikebø, m. fl., 2014). Eggproduksjonen blir behandlet med usikkerhet (Formel 6) ved å trekke et tilfeldig normalfordelt tall for Ne hvis usikkerhet = 1.

$$\begin{aligned} \text{Antall egg per kg gytefisk } (Ne) &= IF(\text{usikkerhet} \\ &= 1; NORM.INV(RAND()); H * Ne; H * Ne * CV); H * Ne \end{aligned}$$

Formel 6

For å beregne antall egg gytt for årsklassene 2017-2021 (Formel 7), multipliseres gytebestandsbiomasse (SSB i kg) for det gitte året (ICES, 2021) med antall egg per kg gytefisk (Ne) (Formel 6).

$$\text{Antall egg gytt for år } X = SSB * Ne$$

Formel 7

2.7.3 Overlevelse for hver årsklasse

Torsken mortalitet kan ikke beregnes som en konstant verdi, men Bogstads m. fl., (2015) dødelighetsverdier er beskrevet (Tabell 1) og anvendes som et utgangspunkt for å videre behandle dødelighet med usikkerhet. Dødelighet for hvert livsstadium (Formel 8) blir beregnet med funksjonen hvis (IF), den returnerer verdier basert på en sann eller usann tilstand (=1) og invers av normalfordelingen ($NORM.INV$). Funksjonen ($RAND$) brukes for å trekke et tilfeldig tall med tallverdiene av dødelighet per dag i gjennomsnitt (M) og variasjonskoeffisienten (CV).

$$\begin{aligned} \text{Dødelighetsrate for hvert livsstadium} &= IF(\text{usikkerhet} \\ &= 1; NORM.INV(RAND()); M; M * CV); M \end{aligned}$$

Formel 8

I årsklasseanalysen beregnes antall individer og overlevelse per dag i fra egg til 3-åring uten innblanding av torskelarve og yngel (Formel 9). For å beregne overlevelse per dag tas det

hensyn til antall individer torskelarve og yngel (forkortet til T_i) fisket hver dag under raudåte høsting på de dagene individene er fanget (Formel 10). For å beregne eksponenten hevet til potensen av dødelighet (M) benyttes den eksponentielle Excel-funksjonen (EXP). Det antas at larver og yngel som er innblandet er utsatt for en halv dags naturlig dødelighet (Formel 10).

$$\text{Overlevelse per dag}_i \text{ uten innbladning} = N_{i-1} * EXP(-M * 1)$$

Formel 9

$$\begin{aligned} & \text{Overlevelse per dag med innbladning} \\ & = (N_{i-1} * EXP(-M * 1)) - T_i * EXP(-M * 0,5) \end{aligned}$$

Formel 10

2.7.4 Rekruttering til torskefiskeriet

Årsklassen som ble gytt i 2017 var 3-åringer i 2020, og årsklassen gytt i 2018 var 3-åringer i 2021, antall 3-årige individer er estimert av ICES (2021). For de resterende årsklassene finnes ikke kjente rekrutteringsantall, og det brukes derfor et gjennomsnitt fra årsklassene 1998 til 2007 for å få et realistisk grunnlag fra årsklasser som er utfisket (Tabell 3).

Testberegninger av antall rekrutter (3-åringer) uten usikkerhet ga betydelig større rekruttering enn observert. Dette kan skyldes at dødelighetsverdiene fra år 1983 til 2009 (Bogstad m. fl., 2015) som benyttes i årsklasseanalysen er lavere i forhold til reelle dødelighetstall for perioden 2017 til 2021. Dette oppstår antagelig fordi gytebestanden i 2017-2021 var på et historisk høyt nivå, og rekrutteringsantall med dødelighet fra årsklassene 1983-2009 med lavere gytebestand gir et urealistisk høyt rekrutteringsantall.

For å justere rekrutteringsantallet i årsklasseanalysen fra hvert år med dødelighetsverdier fra Bogstad m. fl. (2015) til å være nærmere et reelt rekrutteringsantall estimert av ICES (2021) er Solver i Excel brukt som verktøy. Dette er en hva-hvis-analyse som brukes til å finne en optimal verdi for en formel i en celle. Overlevelse fra egg til 3-åring er avhengig av dødelighetsrate per dag i hvert livsstadium, og skaleringsfaktoren brukes derfor for å øke dødelighetstallene slik at rekrutteringstallene blir lavere og mer realistiske. Inndata i Solver er vist nedenfor. I resultatet vil det også bli vist beregninger uten skalering.

Fra: Antall 3-åringer fra årsklasseanalysen

Til: Verdien av ICES (2021) estimat av rekrutteringsantall

Ved å endre variable celler: Skaleringsfaktor

Solver justerer dødelighet per livsstadium ved å endre verdien for skaleringsfaktoren slik at antall rekrutter blir likt antall 3-åringer som er estimert av ICES (2021) (Formel 11).

Oppsettet til formelen er lik Formel 8, men mortalitet (M) multipliseres med skaleringsfaktoren (S) og variasjonskoeffisienten (CV) fra Tabell 1.

$$\begin{aligned} \text{Skalert dødelighet per livsstadium} &= IF(\text{usikkerhet} \\ &= 1; NORM.INV(RAND()); M * S; M * S * CV); M * S \end{aligned}$$

Formel 11

Daglig naturlig mortalitetsrate (M) endres når skaleringsfaktoren (S) er beregnet i Solver, for at beregnet rekruttering i årsklasseanalysen blir likt antall rekruttering estimert av ICES (2021) (Formel 12).

$$\text{Skalert mortalitetsrate (Ms)} = S * M$$

Formel 12

2.7.5 Fangst og utbytte per rekrutt

Ved beregning av fangst fra torsk som rekrutteres som 3-åring til fiskeriet til den er utfisket, benyttes historiske tall på utbytte per rekrutt (Y/R i kg) fra årsklasse 1998 til 2007 (ICES, 2021) (Tabell 3). Disse årsklassene brukes for å få et realistisk tallgrunnlag for Y/R og usikkerhet i Y/R fra årsklasser som er utfisket. Gjennomsnittlig Y/R (kg) per årsklasse fra 1998-2007 er beregnet ved at fangst (kg) i antall individer (1000 individer) er multiplisert med individvekter (kg) ved alder fra fangstene (kg). Y/R benyttes for å beregne fangstutbytte ved at antall rekrutterte 3-åringer blir multiplisert med Y/R (kg).

Tabell 3: Oversikt over estimert antall rekrutterte 3-åringer (ICES, 2021) og utbytte per rekrutt for årsklassene 1998 til 2007 (ICES, 2021).

Årsklasser	Antall 3-åringer (1000 ind.)	Utbytte per rekrutt (kg)
1998	1063525	0,65
1999	632242	0,91
2000	750091	0,88
2001	593491	1,02
2002	374323	1,32
2003	757065	1,04
2004	242114	1,36
2005	693555	0,88
2006	536915	1,29
2007	1244698	1,19
Gjennomsnitt (Gj.s)	688802	1,06
Standardavvik (SD)	296584	0,23
Variasjonskoeffisient (CV)	0,43	0,22

Grunnet stor variasjon i utbytte per rekrutt fra de forskjellige årsklassene benyttes variasjonskoeffisienten (CV) for årlige verdier for Y/R (Tabell 3) i usikkerhetsberegningen (Formel 13). Funksjonen hvis (IF) returnerer verdier basert på en sann eller usann tilstand (=1) og invers av normalfordelingen (NORM.INV). Funksjonen RAND brukes for å trekke et tilfeldig tall med tallverdiene av gjennomsnittlig Y/R (kg) og CV (SD = gj.snitt Y/R*CV) i kombinasjon.

$$\begin{aligned}
 \text{Utbytte per rekrutt (Y/R)} &= IF(\text{usikkerhet} \\
 &= 1; NORM.INV(RAND()); (gj. Y/R); (gj. Y/R) * CV); (gj. Y/R)
 \end{aligned}$$

Formel 13

Videre regnes fangst per årsklasse (i 1000 tonn) (Formel 14) ved å multiplisere utbytte per rekrutt (Y/R kg) fra Formel 13 med antall rekrutter (Nr, mill, ind.) fra årsklasseanalysen.

$$\text{Fangst} = (Y/R) * Nr$$

Formel 14

2.7.6 Monte Carlo simulering

Monte Carlo simulering blir benyttet for å forutsi en rekke framtidige utfall basert på de usikre tallverdiene for gytebestandsbiomasse (Formel 5), antall egg gytt (Formel 7), dødelighet per dag (Formel 8) antall 3-åringer (Formel 11) og utbytte per rekrutt (Formel 13). Antall overlevde rekrutter beregnes fra antall egg hver gang i hvert Monte Carlo replikat, som gjøres 1000 ganger med og uten innblanding fra høsting av raudåte ved bruk av en Macro i Excel. Macro repeterer utfallet av simuleringen og beregner en verdi for rekruttering, Y/R og fangstkvantum for hvert utfall. For variablene antall rekrutterte 3-åringer, fangst og utbytte per rekrutt blir det av de 1000 utfallene beregnet gjennomsnitt (gj.s), standardavvik (SD), variasjonskoeffisient (CV), 5% og 95% persentil for variablene.

2.8 Bestandssimulering

Antall rekrutterte 3-åringer til torskefiskeriet med hensyn til usikkerhet gjennom Monte Carlo simulering (kap. 2.7) blir anvendt som utgangspunkt for en bestandssimulering. Denne simuleringen benyttes som et alternativ til årsklasseanalysen, for å ta hensyn til variasjon i fangst og fangstverdi i de ulike aldersgruppene. Dette gjøres i tillegg til Y/R beregning i (kap. 2.7.5) for å ta hensyn til pris for torskefangst (kg) og sannsynlige førstehånds fangstverdier for årsklassene 2017, 2018, 2019 og 2021 som ennå ikke er utfisket.

Det blir benyttet historiske data fra nyligste rapport fra ICES (2021) for å beregne inndata i simuleringen (Tabell 4). Data som blir brukt er informasjon om bestanden per aldersgruppe fra 3 til 14 + år på individvekt i bestand, individvekt i fangst, fiskedødelighet, beskatningsmønster og naturlig dødelighet. Disse størrelsene er nødvendig å for å gjøre en bestandsanalyse (Russel, 1931). Simuleringen blir gjort med to alternative sett for naturlige dødelighet, for alder 3 år og eldre enten konstant naturlig dødelighetskoeffisient på $0,2 \text{ år}^{-1}$ eller med variabel naturlig dødelighetskoeffisient som tar hensyn til kannibalisme. Det ble tatt gjennomsnitt av 10 år (2011-2020) fra aldersgruppene for å beregne fangst i bestanden fra de ulike årsklassene.

Tabell 4: Gjennomsnittlige verdier fra år 2011 til 2020 på individvekt (kg) i bestanden av nordøstarktisk torsk, Individvekt (kg) i fangst, fiskedødelighet for alder 5-10 år (F_{5-10} år⁻¹) i antall, beskatningsmønster og variabel naturlig mortalitetsrate (M år⁻¹, pga. kannibalisme).

Alder (år)	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	gruppe+
Ind. vekt (kg) i bestand	0,23	0,58	1,11	1,87	2,80	4,10	5,73	7,65	9,57	11,73	14,03	16,44	19,06
Ind. vekt (kg) i fangst	0,75	1,16	1,67	2,33	3,22	4,45	5,91	7,29	8,56	10,13	11,62	13,09	14,58
F5-10 gj.s av. 2011-2020	0,01	0,05	0,14	0,23	0,32	0,41	0,45	0,57	0,72	0,62	0,45	0,26	0,26
Beskatningsmønster	0,02	0,15	0,40	0,66	0,90	1,16	1,27	1,61	2,04	1,76	1,28	0,72	0,72
Variabel M år⁻¹	0,35	0,25	0,22	0,21	0,20	0,20	0,20	0,20	0,20	0,20	0,20	0,20	0,20

Antall individer per aldersgruppe er beregnet (Formel 15) når N_i er antall individer i bestanden ved alder i , F_{5-10} er fiskedødelighet (år⁻¹) i gjennomsnitt for alder 5-10 år, B er beskatningsmønster per aldersgruppe og Me naturlig dødelighetsrate (år⁻¹). For å ta hensyn til kannibalisme, byttes naturlig dødelighetskoeffisient (Me) til variabel dødelighetskoeffisient (M år⁻¹).

$$\text{Antall i bestand per aldersgruppe } N_i = N_{i-1} * EXP(-F_{5-10} * B - Me)$$

Formel 15

Fangst per aldersgruppe er beregnet (Formel 16) når V_i er individvekt (kg) i fangst ved alder i . Fangst for en hel årsklasse er beregnet ved summen av fangst (kg) i alle aldersgrupper fra rekrutteringsalder til utfisket bestand.

$$\begin{aligned} & \text{Fangst per aldersgruppe} \\ & = V_i * N_i * (F_{5-10} * B) * (1 - EXP(-F_{5-10} * B - Me)) / (F_{5-10} * B + Me) \end{aligned}$$

Formel 16

Utbytte per rekruttert 3-åring i hver årsklasse er beregnet ved fangst (kg) for en hel årsklasse, dividert med antall rekrutterte 3-åringer per årsklasse.

Økonomisk utbytte er beregnet per aldersgruppe ved bestandssimulering (kap. 2.9) og per hele årsklasse fra årsklasseanalysen (kap. 2.8). Norges Råfisklag (2023) minstepris (NOK) på

rund fersk torsk per 27.03.2023 (Tabell 5) er benyttet for å sette verdi (NOK) per kg fangst i størrelsesgrupper. Individvekt i fangst (kg) er brukt for å bestemme størrelse (kg) i aldersgruppene fra 3 til 14+ åring. Førstehandsverdi (NOK) per aldersgruppe er beregnet ved å multiplisere verdi (NOK) per kg torsk per størrelsesgruppe (kg), med fangst (kg) per størrelsesgruppe (kg). Førstehandsverdien for torskefangst av en hel årsklasse er gjennomsnittlig førstehandsverdi (NOK) i alle størrelsesgrupper (kg) fra 3 til 14+ åring.

Tabell 5: Førstehandsverdi, minstepris på rund fersk torsk per 27.03.2023 fra Norges Råfisklag (2023).

Rund vekt, fersk torsk	
Størrelse på torsk (kg)	Minstepris (NOK/kg) 27.03.2023
Over 9,0 kg	25,67
Over 3,7 kg	24,83
Mellom 1,5-3,7 kg	24,00
Under 1,5 kg	22,17
Gj.snitt	24,17

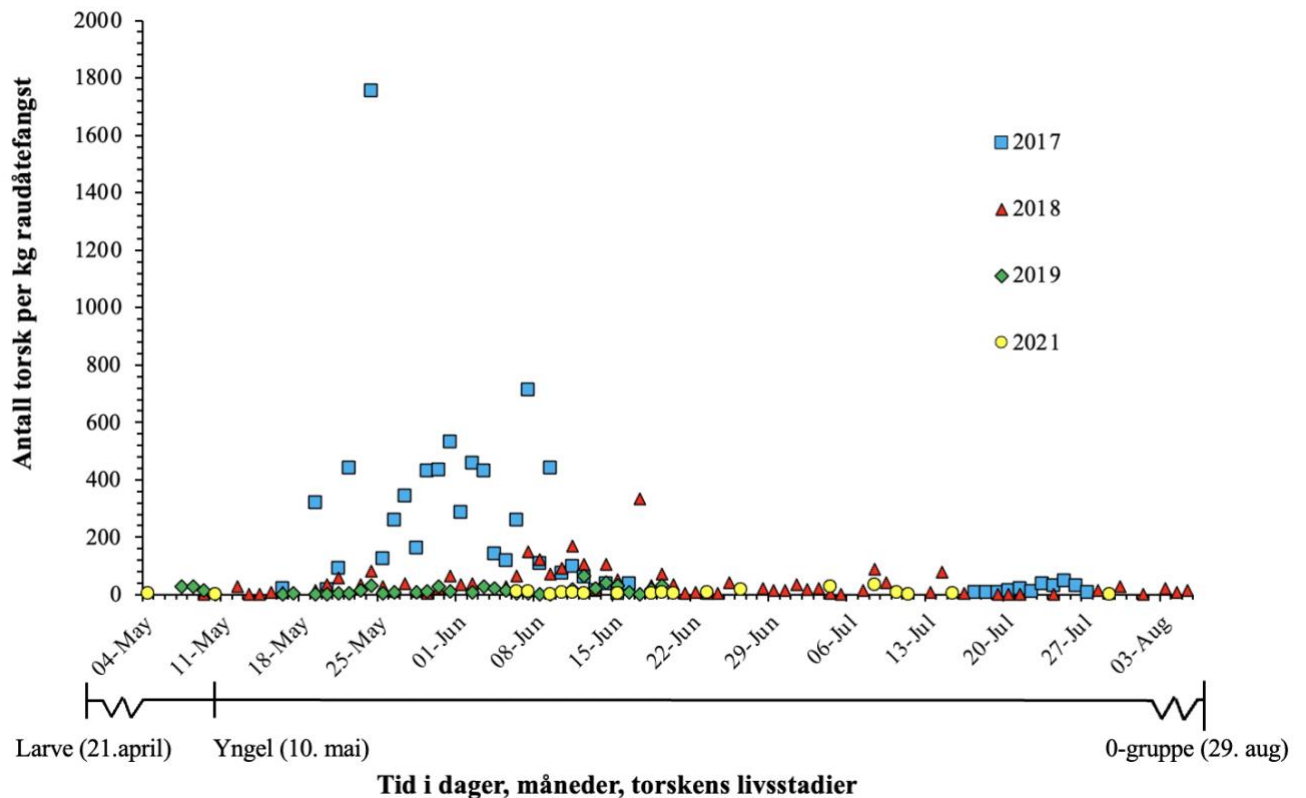
3 Resultater

Torskelarve og yngelinnblanding i høsting av raudåte blir først redegjort (kap. 3.1) før resultat av årsklasseanalysen og bestandssimuleringen med ulike framstillinger av rekrutterte 3-åringer (kap. 3.2), utbytte per rekrutt (kap. 3.3), fangst fra 3-gruppe til utfisket bestand (kap. 3.4) og fangstverdi for torskefangst (kap. 3.5) i årsklassene fra 2017-2021. Resultatet sammenligner de samme årsklassene med og uten torskelarve og yngelinnblanding.

3.1 Torskelarve og yngelinnblanding i høsting av raudåte

Den tidligste forekomsten av torskelarve i høstingsredskapet til raudåte var 4. mai i 2021, mens den seneste innblanding av torskeyngel var 5. august i 2018 (Figur 7). Ved starten av sesongen var det liten innblanding av torskelarve per kg raudåtefangst, det var en topp fra 19. mai til 20. juni av yngel, før kurven flater ut mot slutten av sesongen. Det er svært stor variasjon mellom de ulike årene. I 2017 ble det tatt flest hal med innblanding av yngel, samt høyest antall på 1756 yngel per kg raudåtefangst. I 2021 ble det tatt færrest hal med innblanding og lavest antall på 1 larve eller yngel per kg raudåtefangst.

Tidsmessig fordeling av antall torskelarve og yngel per kg raudåtefangst



Figur 7: Antall torsk (individer) tatt som innblanding per kg raudåtefangst (per hal) fra sesongens start (04.mai) til slutt (5.aug), for 2017, 2018, 2019 og 2021. To fartøy deltok i fisket i alle årene, foruten 2019 sesongen hvor kun ett fartøy deltok. Livsstadier (Tabell 1.) viser når i stadiet torken er fanget, dersom gytetidspunkt er 1. april.

Det er liten forskjell i fangst (kg) av raudåte per hal fra år 2017 til 2021, men stor variasjon i antall torskelarve og yngel som innblanding per kg raudåtefangst (Tabell 6). I 2017 sesongen var det innblandet mest torskelyngel i høsting av raudåte (gjennomsnittlig 184 yngel per kg raudåtefangst) og 2021 sesongen var det minst innblanding (gjennomsnittlig 1 larve eller yngel per kg raudåtefangst).

Tabell 6: Raudåtefangst (kg) per hal og gjennomsnittlig antall torskelarve og yngel per kg raudåtefangst fra år 2017, 2018, 2019 og 2021.

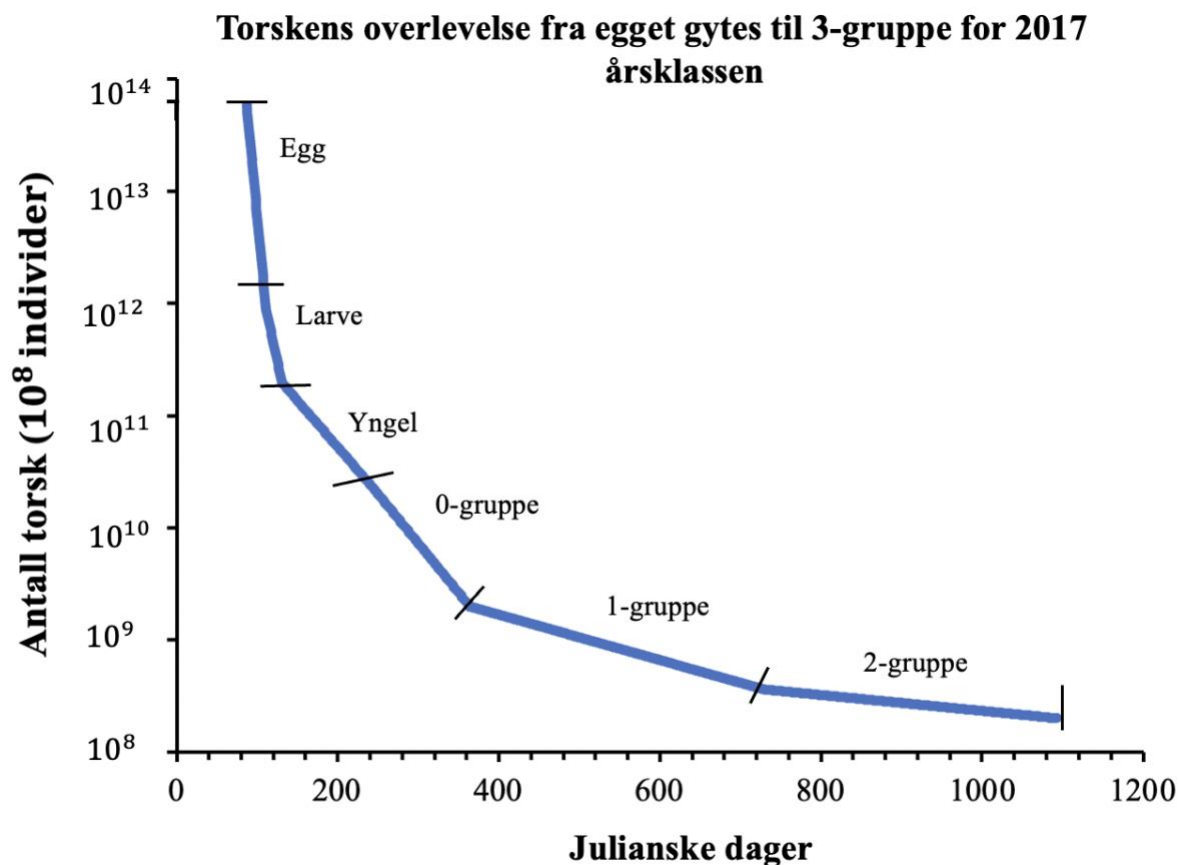
	Raudåtefangst (kg) per hal	Antall torskelarve og yngel per kg raudåtefangst
2017	4929	184
2018	5991	43
2019	5283	14
2021	5685	1

3.2 Rekrutterte 3-åringer av torsk

Dødelighetsratene er skalert høyere med gjennomsnittlig 10,8% (Tabell 7) (skaleringfaktor i gjennomsnitt $S = 1,08$) fra dødelighetstallene fra Bogstad m. fl. (2015) for å treffe et realistisk rekrutteringsantall estimert av ICES (2021). Dødelighet per dag fra torsken gytes som egg til 3-åring er høyest i dens første leveperiode som egg, larve og yngel (fram til dag 400) før dødeligheten gradvis blir lavere og overlevelseskurven flater ut jo eldre torsken blir (Figur 8). De resterende årene 2018, 2019 og 2021 har svært lik overlevelseskurve.

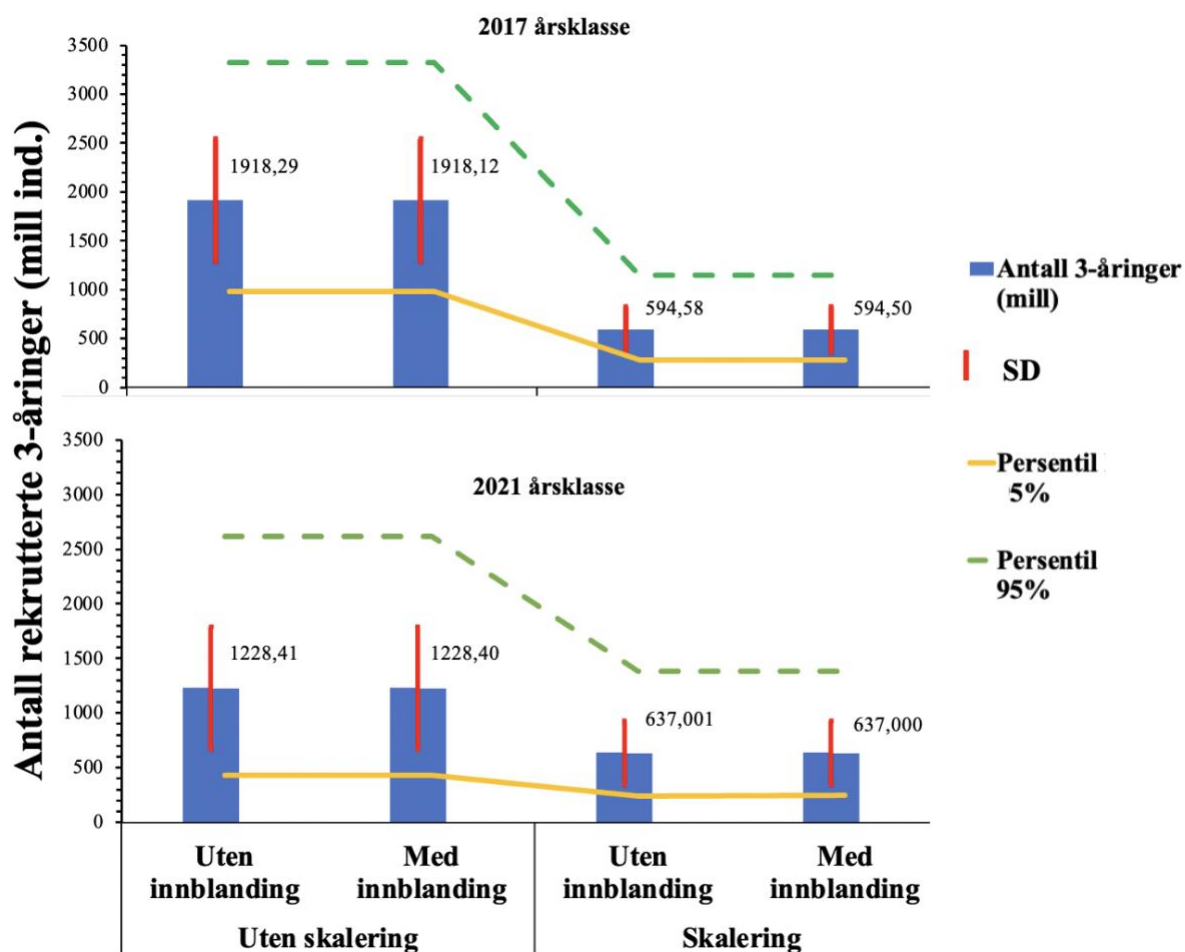
Tabell 7: Standardavvik (SD) og variasjonskoeffisient (CV) til gytebestandsbiomasse (tonn) av ICES (2021). Rekrutteringsantall (1000 ind.) før skalering, 2017 og 2018 estimert av ICES (2021) 2019 og 2021 (Tabell 3) Skalert rekrutteringsantall (1000 ind.) med torskelarve og yngelinnblanding i høsting av raudåte, med skaleringfaktor for dødelighetstall.

	Gytebestandsbio- masse (tonn)	SD	CV	Rekruttering før skalering (1000 ind.)	Rekruttering skalert (1000 ind.) med innblanding	Skaleringfaktor
2017	1439236	0,059	0,12	561552	594490	1,10
2018	1298311	0,061	0,12	557000	541683	1,10
2019	1238878	0,71	0,14	688802	929882	1,055
2021	902035	0,131	0,26	688802	637000	1,054
Gj.snitt						1,08



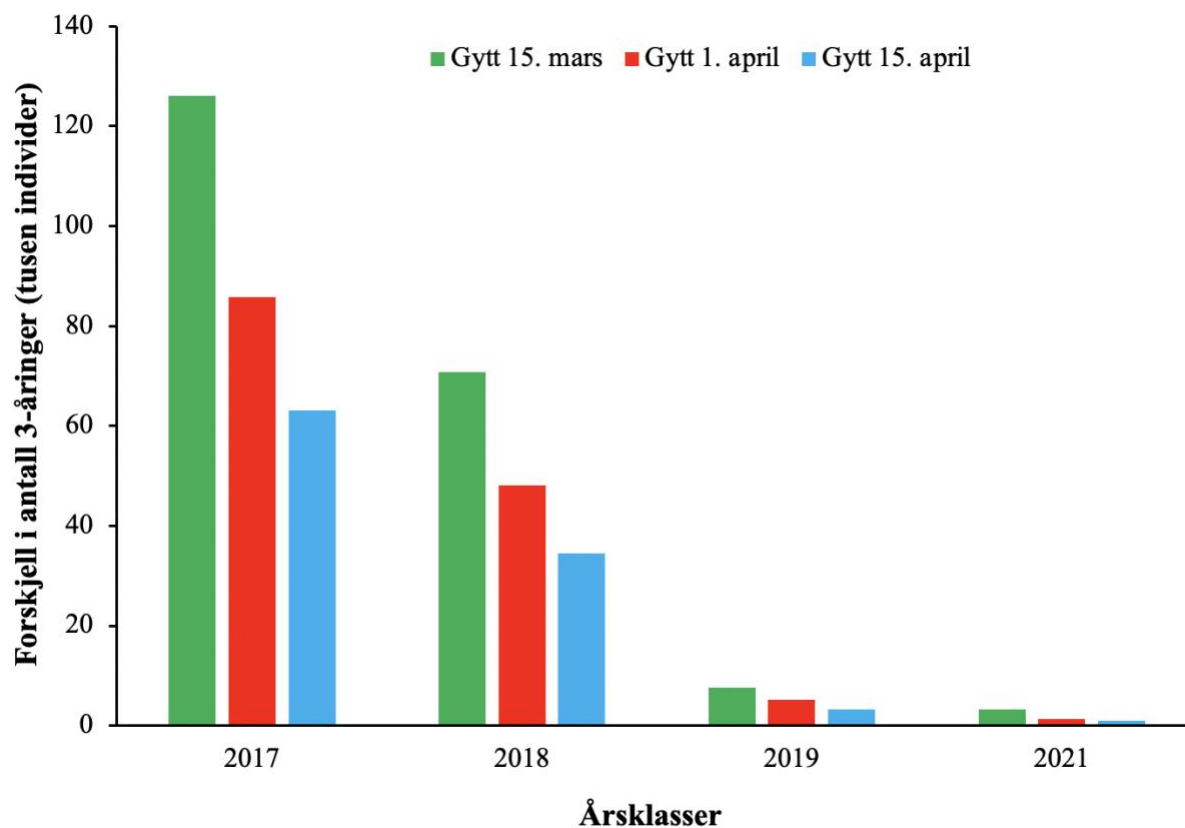
Figur 8: Antall torsk som dør hver dag i årsklasse 2017, fra egget gytes til torsken når 3-års alder i julianske dager. Gytetidspunkt er antatt å være 1.april som tilsvarende dag 91.

Antall rekrutterte 3-åring av torsk fra årsklassene 2017 til 2021 var høyere uten skalerte dødelighetstall og uten innblanding fra raudåtehøstingen, enn med skalerte tall og med innblanding (Figur 9, Appendiks tabell 2.). Forskjellen mellom modellert uskalert og skalert rekruttering er omtrent den samme for årsklassene 2017, 2018 og 2019, 2021. Uten skalering var det i 2017 årsklassen noe forskjell uten innblanding med rekrutteringsantall på 1918,28 mill (SD = 624) enn med innblanding hvor antallet var 1918,12 mill (SD = 6460). Med skalering og uten innblanding var rekrutteringen i 2021 på 594,57 mill (SD = 231,041) og med innblanding var antallet 594,49 mill (SD = 231,016).



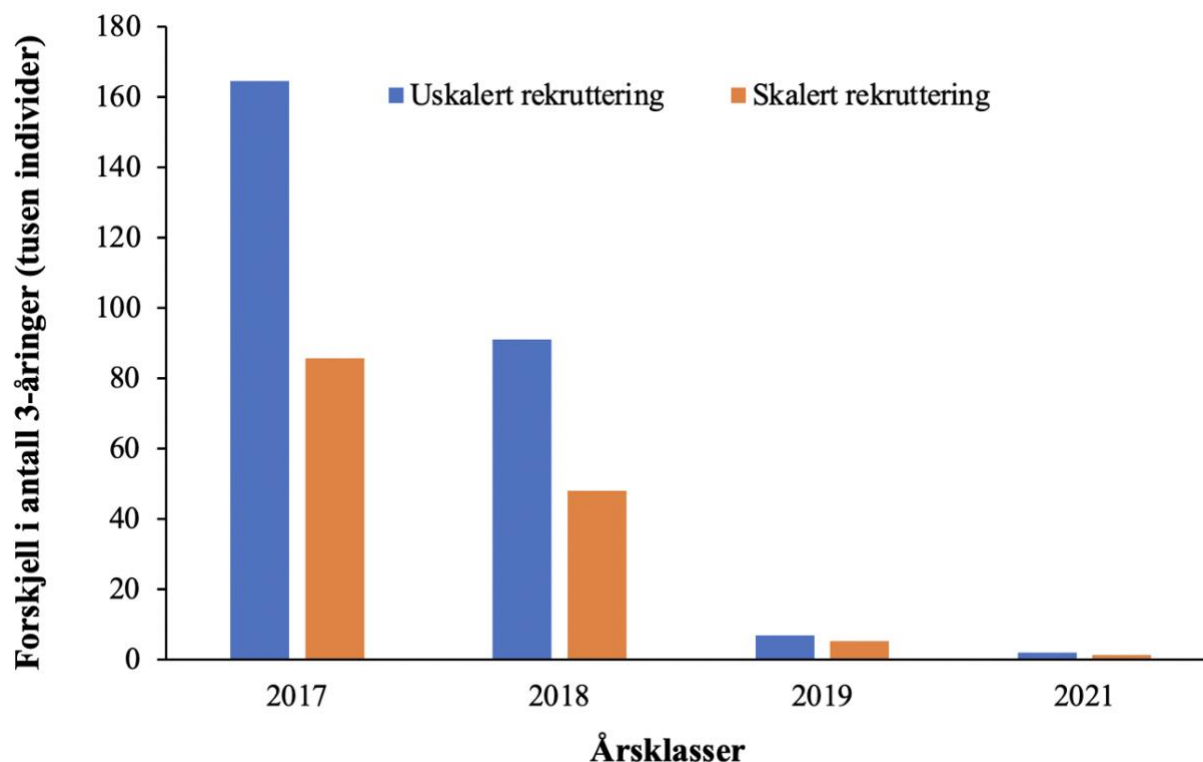
Figur 9: Antall rekrutterte 3-åringer i millioner individer fra årsklasse 2017 og 2021 med og uten innblanding fra raudåte høsting uten og med skalert dødelighetstall med 10%. Tallverdiene ved siden av stolpene er rekrutter 3-gruppe i mill individer. 5% persentilen er den heltrukne linjen, og den stripplete linjen er 95% persentilen. Usikkerhet er beregnet med Monte Carlo simuleringer.

Antall torsk som når 3-årig rekrutteringsalder blir noe lavere for årsklassene 2017-2021 når torske larve og yngel er innblandet i høsting av raudåte, enn uten innblanding (Figur 10). Fra tidligste gytetidspunkt 15. mars til seneste gytetidspunkt 15. april halveres forskjellen i antall 3-åringer for scenarioene uten og med innblanding av torske larve og yngel i alle årsklassene. Forskjellen avtar også kraftig mellom årsklassene fra 2017 til 2021. Fra 2017 årsklassen dersom torsken gyter 15. mars er det beregnet at 126 000 færre torskeindivider ikke når 3-års alder når larve og yngel er innblandet i høsting av raudåte. Den minste forskjellen i antall torskeindivider som når 3-års alder er fra årsklasse 2021 med gytetidspunkt 15. april, hvor 1 000 færre torskeindivider ikke rekrutteres som 3-åringer ved torske larve og yngelinnblanding.



Figur 10: Forskjell i antall rekrutterte 3-åring (tusen individer) av torsk fra årsklassene fra 2017 til 2021 uten antatt innblanding i høsting av raudåte og med innblanding beregnet med skalerte dødelighetsverdier. Senarioer for gytetidspunkt er 15. mars, 1.april og 15. april med skalert rekrutteringsantall fra ICES (2021) og usikkerhet med Monte Carlo simulering.

Sammenligning av beregnet rekruttering uten skalering og rekrutteringsantall med skalert dødelighet, viser at forskjellen i antall torskeindivider som ikke når rekrutteringsalder som 3-åring når torskeelarve og yngel er innblandet i høsting av raudåte er omtrent halvert fra uskalert rekruttering til skalert rekruttering (Figur 11). Dette gjelder for alle årsklassene i 2017, 2018, 2019 og 2021. Reduksjon i antall rekrutter er høyest med beregnet rekruttering i 2017 på 165 000 individer og lavest i 2021 på 1 000 individer med skalert rekruttering.



Figur 11: Beregnet forskjell rekruttering fra årsklasseanalysen uten og med skalert rekrutteringsantall fra ICES (2021). Gytetidspunkt er satt til 1. april. Reduksjon i antall (tusen) individer er forskjell i antall 3-åringer for årsklassene fra 2017-2021 når det var innblanding fra raudåte høsting med usikkerhet ved Monte Carlo simulering.

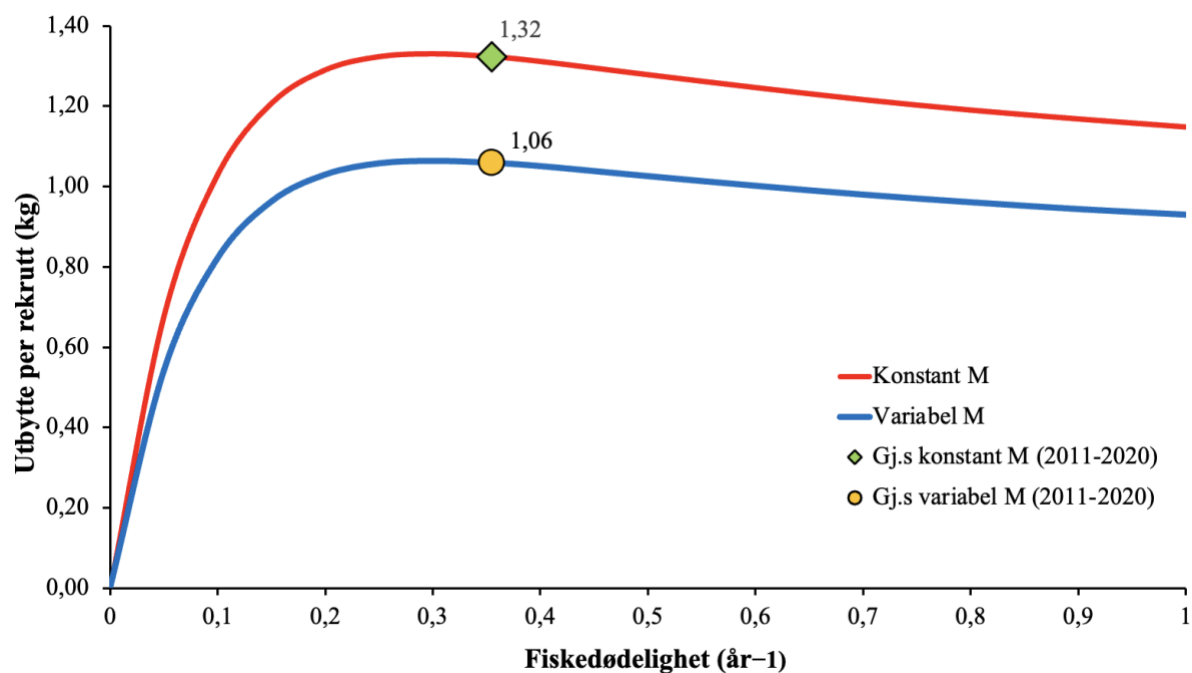
3.5 Utbytte per rekrutterte 3-årige torsk

Forskjellen i fangstutbytte per rekrutterte 3-åring (Y/R) ble svært liten mellom årsklassene fra 2017 til 2021 uten innblanding fra raudåte høsting enn med innblanding fra raudåte høsting (Tabell 8). Når torsken gyter tidligst 15. mars og senest ved 15. april er det et gjennomsnittlig Y/R av årene mellom 2017-2021 på 1,057 kg. Det laveste Y/R på 1,055 kg er når torsken gyter 1. april. Ved gytetidspunkt 15. april er det høyest standardavvik (SD= 0,236) og variasjonskoeffisient (CV= 0,233) sammenlignet med de øvrige gytetidspunktene. Laveste standardavvik (SD= 0,232) og variasjonskoeffisient (CV= 0,219) er når gytetidspunkt er 15. mars.

Tabell 8: Utbytte (kg) per rekruttert 3-åring med standardavvik (SD), variasjonskoeffisient (CV), 5% og 95% persentilen fra Monte Carlo usikkerhetsberegning. Y/R var det samme med og uten torskelarve og yngelinnblanding i høsting av raudåte.

Gytetidspunkt (dato)		15. mars	1. april	15. april
2017	Utbytte per rekrutt kg	1,066041	1,055085	1,059974
	STD	0,235935	0,232660	0,231108
	CV	0,221319	0,220513	0,218032
	Persentil 5%	0,602708	0,604669	0,594057
	Persentil 95%	1,546736	1,520465	1,535124
2018	Utbytte per rekrutt kg	1,051803	1,046999	1,055365
	STD	0,231328	0,232186	0,238498
	CV	0,219935	0,221763	0,225987
	Persentil 5%	0,601731	0,607901	0,601743
	Persentil 95%	1,518288	1,517879	1,507346
2019	Utbytte per rekrutt kg	1,054544	1,052751	1,054051
	STD	0,231453	0,227095	0,236097
	CV	0,219481	0,215715	0,223991
	Persentil 5%	0,606158	0,587619	0,598478
	Persentil 95%	1,501172	1,501701	1,510783
2021	Utbytte per rekrutt kg	1,054949	1,063390	1,059924
	STD	0,227941	0,238962	0,238049
	CV	0,216068	0,224718	0,224591
	Persentil 5%	0,622195	0,580810	0,585440
	Persentil 95%	1,507999	1,532845	1,508313

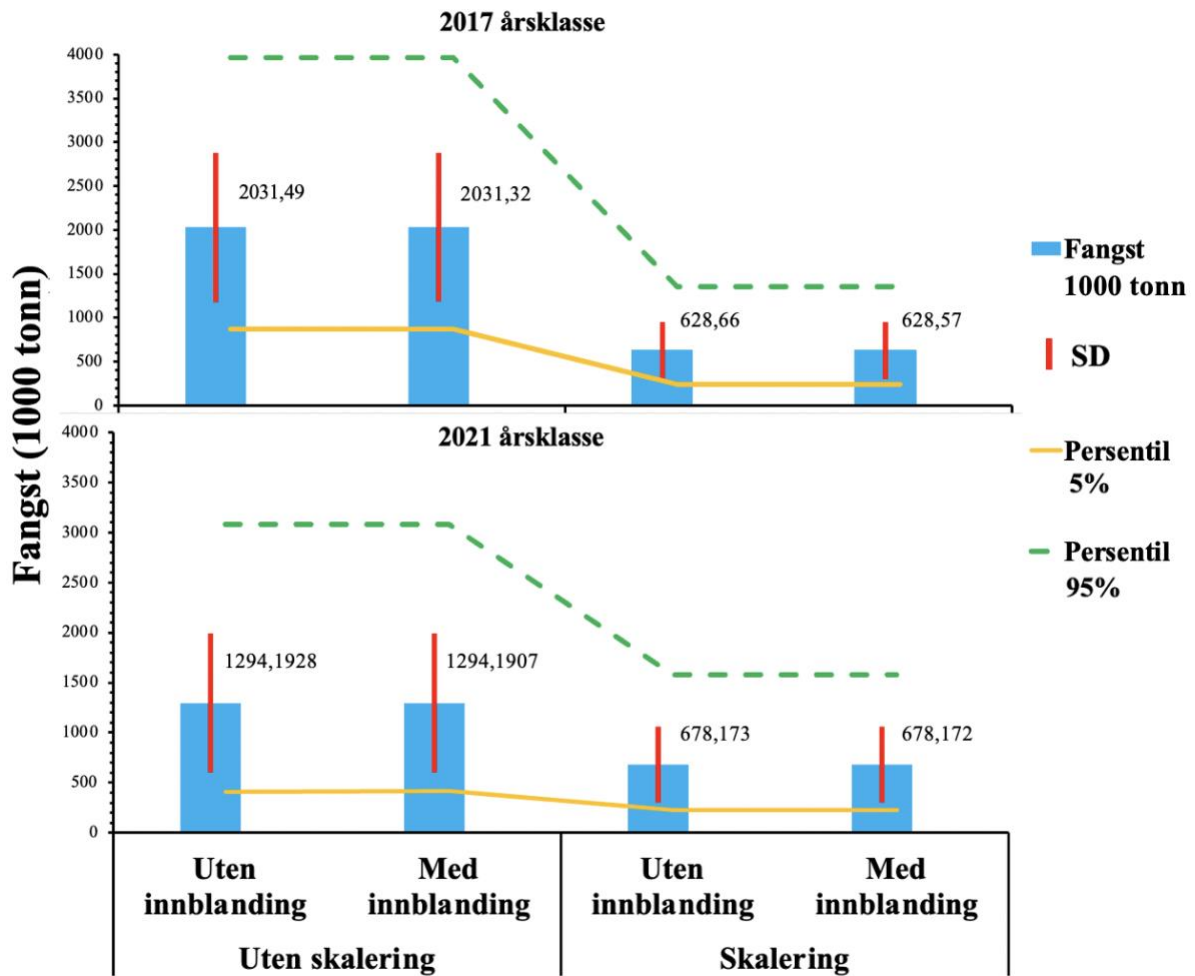
I fangstutbytte per rekruttert 3-åring ved prognose for fangst i bestandssimuleringen når fiskedødelighet, $F_{5-10(2011-2020)} = 0,355 \text{ år}^{-1}$ blir det høyest Y/R ved konstant mortalitet (1,32 kg) og ved variabel mortalitet blir det lavest Y/R (1,06 kg) (Figur 12).



Figur 12: Fangstutbytte per rekruttert 3-åring fra utfisket årsklasse med fiskedødelighet fra 0 til 1 (år⁻¹), for konstant naturlig mortalitetsrate (M) er 0,2 år⁻¹, og for variabel naturlig mortalitetsrate (M) (ICES, 2021) er med hensyn til kannibalisme. Gjennomsnittlig konstant og variabel M er for årsklasser mellom 2011-2020. Resultat av bestandssimulering.

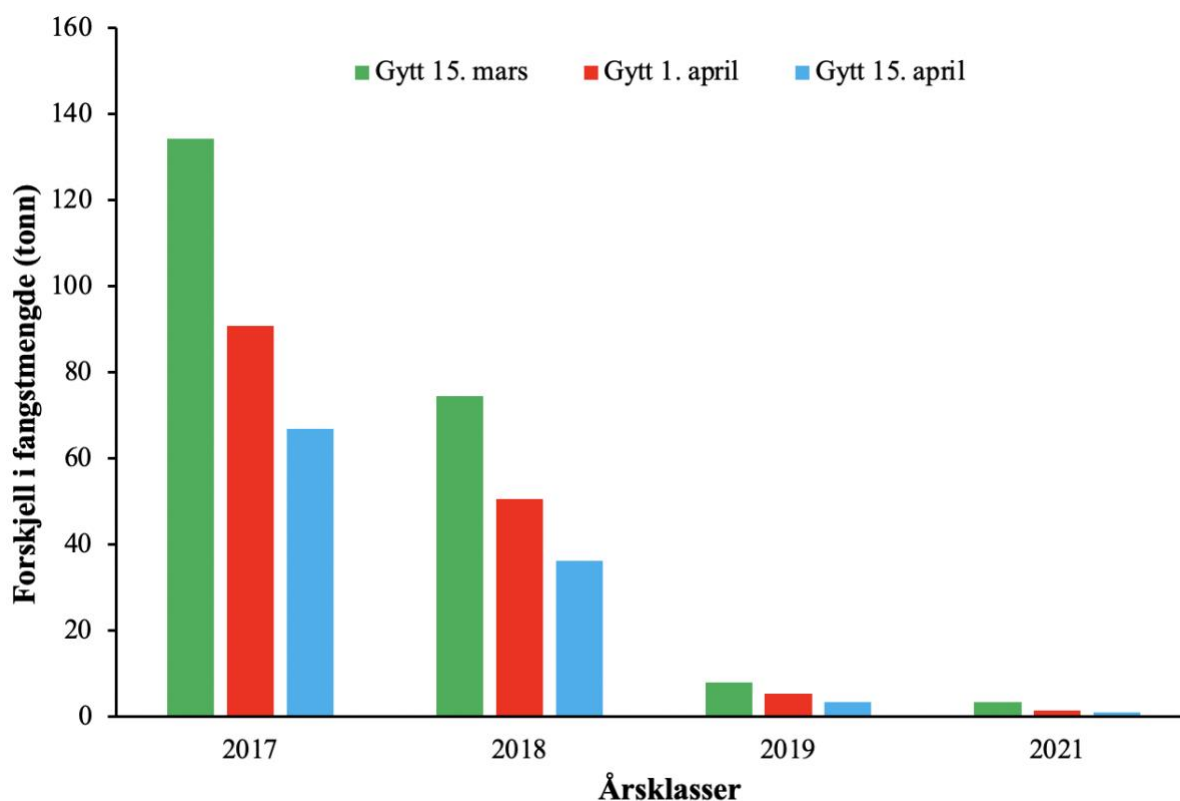
3.4 Forventet fangst av torsk

Fangstkvantum av torsk fra årsklassene 2017 til 2021 var høyere uten skalerte dødelighetstall og uten innblanding fra raudåtehøsting, enn med skalerte tall og med innblanding (Figur 13, Appendiks tabell 3). Uten skalering var det i 2017 årsklassen noe forskjell uten torskelarve og yngelinnblanding med kvantum på 2 031 499 tonn (SD = 820) enn med innblanding fra raudåtehøsting hvor fangst var 2 031 325 tonn (SD = 820). Med skalering og uten innblanding var fangstkvantum i 2021 på 628 661 tonn (SD=295) og med innblanding 628 570 tonn (SD = 295).



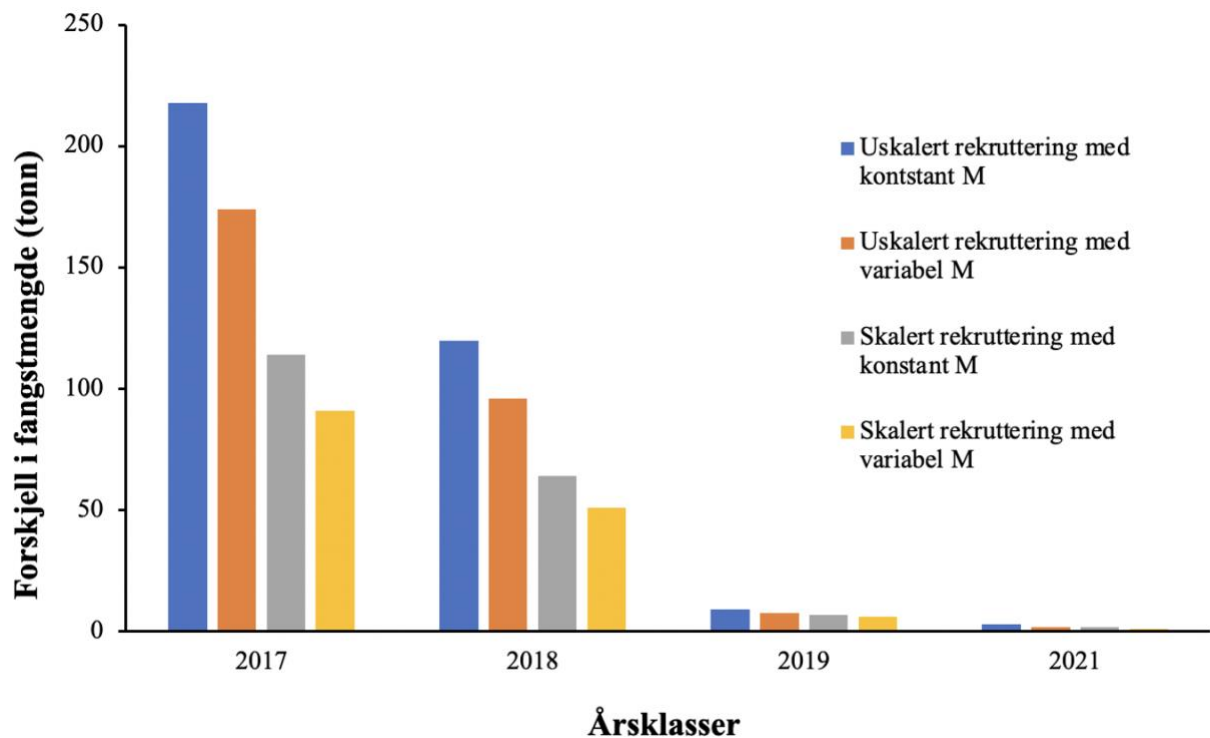
Figur 13: Torskefangst i 1000 tonn fra årsklasse 2017 og 2021 med og uten innblanding fra raudåtehøsting ved skalert dødelighetstall med 10% og uten skalering. Tallverdiene ved siden av stolpene er fangst i 1000 tonn. 5% persentilen er den hel trukne linjen, og den stripplete linjen er 95% persentilen. Usikkerhet er beregnet med Monte Carlo simulering.

Fangstkvanter for en hel årsklasse fra 3-åring til utfisket bestand blir noe mindre for årsklassene 2017-2021 når torskeelarve og yngel er innblandet i raudåtehøsting, enn uten innblanding (Figur 14). Fra tidligste gytetidspunkt 15. mars til seneste gytetidspunkt 15. april halveres forskjellen i fangstmengde med og uten innblanding av torskeelarve og yngel i alle årsklassene. Den høyeste reduksjon i kvantum ved innblanding fra raudåtehøsting var i 2017 og den laveste i 2021. Fra 2017 årsklassen dersom torsken gyter 15. mars blir fangstmengden 134 tonn mindre når larve og yngel er innblandet i raudåtehøsting enn uten innblanding i årsklassen. Den minste forskjellen i fangstmengde er i årsklasse 2021 med gytetidspunkt 15. april, hvor torskefangsten er 1 tonn mindre når torskeelarve og yngel er innblandet i høsting av raudåte enn uten innblanding i årsklassen.



Figur 14: Forskjell i fangstmengde (tonn) for årsklasser fra 2017-2021 for beregninger uten og med torskeelarve og yнге er innblandet i høsting av raudåte ved usikkerhet gjennom Monte Carlo simulering. Senarioer er for gytetidspunkt 15. mars, 1.april og 15. april med skalerte rekrutteringsantall fra ICES (2021).

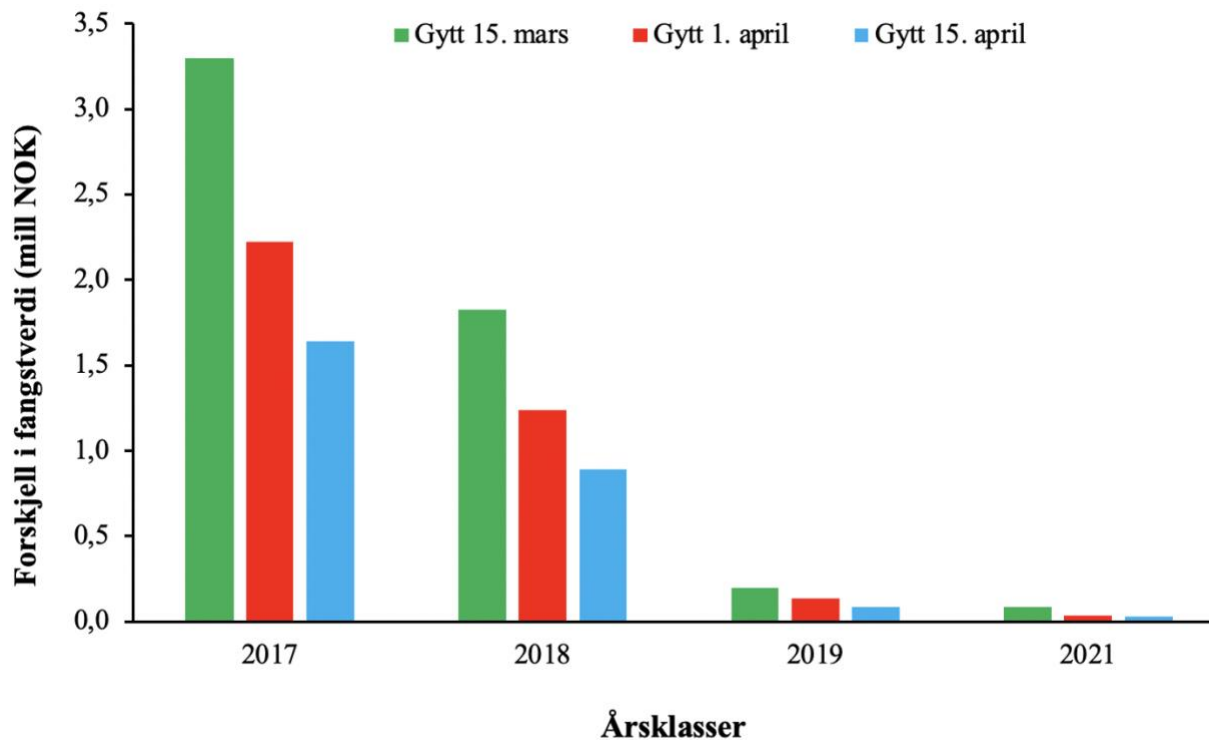
Fire senarioer viser forskjell i torskefangst fra årsklasser hvor torskeelarve og yngel er innblandet i høsting av raudåte i forhold til torskefangst fra årsklassene uten innblanding av torskeelarve og yngel (Figur 15). Senarioene viser at det er størst forskjell i fangstmengde fra senarioet med konstant M og uskalert rekruttering. Fra 2017 årsklassen med 218 tonn og minst forskjell fra senarioet for 2021 årsklassen (1 tonn).



Figur 15: Beregnet redusert fangst (i tonn) fra bestandssimulering med bruk av variabel mortalitet (M) og konstant mortalitet (M), usikkerhet på rekrutterte 3-åringer fra Monte Carlo simulering med og uten skalert rekrutteringsantall fra ICES (2021) for årsklassene fra 2017 til 2021. Gytetidspunkt er satt til 1.april.

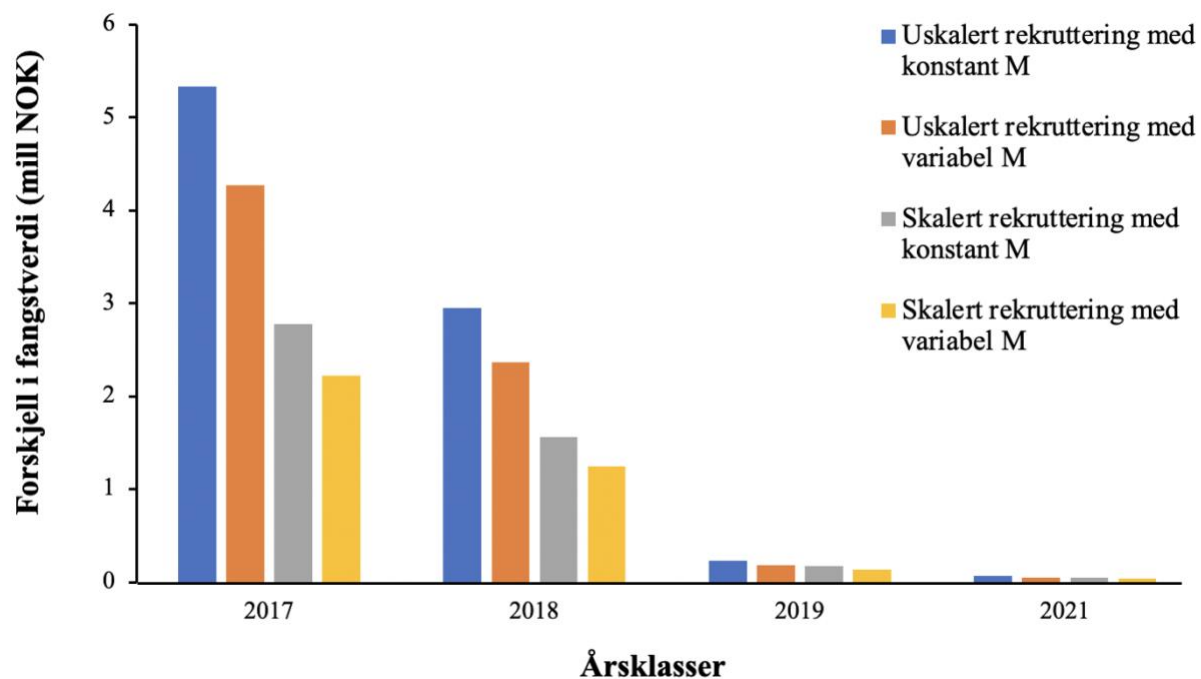
3.5 Forventet fangstverdi for torsk

Beregnet fangstverdi av torskefangst for en hel årsklasse fra 3-åring til utfisket bestand blir noe lavere for årsklassene 2017, 2018, 2019 og 2021 når torskelarve og yngel er innblandet i høsting av raudåte, enn uten innblanding (Figur 16). Fangstverdien blir mindre for senarioene fra tidligste gytetidspunkt 15. mars og i senarioene med seneste gytetidspunkt 15. april er forskjellen omtrent halvert. Størst reduksjon i fangstverdi ved torskelarve og yngelinnblanding fra 2017 og den laveste fra 2021. For 2017 årsklassen dersom torsken gyter 15. mars blir fangstverdi 3,3 mill lavere når torskelarve og yngel er innblandet i raudåthøsting enn uten innblanding. Den minste forskjellen i fangstverdi for torskefangst er i årsklasse 2021 med gytetidspunkt 15. april, hvor fangstverdien er 27 000 lavere når torskelarve og yngel er innblandet i raudåtehøsting enn uten innblanding.



Figur 16: Fangstverdi (mill NOK) for torskefangst når årsklasser mellom 2017-2021 er innblandet i raudåte høsting som torskelarve og yngel, og når årsklassene ikke er innblandet i høsting av raudåte. Gjennomsnittlig førstehåndsverdi for fangst på kr 24,5 per kg (råfisklagets gj.snitt minstepris per 27.03.2023). Scenarioer for gytetidspunkt er 15. mars, 1. april og 15. april med skalert rekrutteringsantall fra ICES (2021). Usikkerhet på rekruttering og fangstkvantum er beregnet gjennom Monte Carlo simulering.

Størst forskjell i fangstverdi for torsk når torskelarve og yngel er innblandet i høsting av raudåte, enn uten innblanding, er ved scenarioet med uskalert rekruttering og konstant M for årsklasse 2017 med 5,3 mill NOK (Figur 17). Minst forskjell er fra årsklasse 2021 ved scenarioet skalert rekruttering og variabel M med 36 000 NOK.



Figur 17: Beregnet fangstverdi (mill NOK) fra bestandssimulering med bruk av variabel mortalitet (M) og konstant mortalitet (M), uskalert og skalert rekrutteringstall fra bestandssimulering. Reduksjon i verdi for fangst er forskjell i verdi for fangst uten og med innblanding av torskelarve og yngel fra raudåte høsting, fra årsklasser mellom 2017- 2021 med antatt gytetidspunkt 1. april.

4 Diskusjon

Diskusjonsdelen er delt inn i fire underkapitler, hvert underkapittel skal ta for seg et av spørsmålene fra problemstillingen i innledningen. **Spørsmål 1.** (kap. 4.1) blir først besvart, hvor det blir vurdert hvilket tidspunkt og område det høstes raudåte, og hvilket livsstadium torskene er i når den innblandes. Dette gjøres for å vurdere om det kan påvirke konsekvensen for torskefiskeriet og variasjon i mengde innblanding fra år 2017-2021. Deretter blir **spørsmål 2.** (kap. 4.2) besvart, hvor det blir vurdert hvilke metodiske valg i oppgaven som gir en mest realistisk framstilling av konsekvensene, opp mot tidligere forskning og teori. Når det er tatt hensyn til usikre verdier, er det disse faktorene som skal diskuteres; torskens gytetidspunkt og gyteplass, skalert eller uskalert rekrutteringsantall, konstant naturlig mortalitet eller variabel naturlig mortalitet, utbytte per rekrutt med eller uten hensyn til kannibalisme. Så vil **spørsmål 3** (kap. 4.3) besvares, hvor det vurderes om forventet torskefangst og fangstverdi fra årsklassene 2017-2021 vil bli av betydning lavere når torskelarve og yngel var innblandet i høsting av raudåte. Samtidig vil den forventede fangstverdien fra årsklassene vurderes opp mot realistiske tap for torskefiskeriets helhet. Det vil helt til slutt diskuteres **spørsmål 4.** (kap. 4.4) om nåværende situasjon, hvor den totale kvoten for tillat høsting av raudåte er langt i fra oppbrukt, og hvilke konsekvenser en eventuelt da kan forvente seg ved oppskalering av raudåtehøstingen til tillat nivå.

4.1 Betydningen av tidspunkt og fangstområde for høsting av raudåte

Da torskens dødelighetsrate fra egg til 3-årig rekrutteringsalder avtar ved økende alder (Bogstad m. fl., 2015; Langangen, Stige, Yaragina, Vikebø, m. fl., 2014), blir konsekvensene av å fange egg eller ung larve i høsting av raudåte mindre med samme antall, enn om torskene bli fanget som yngel eller 0-gruppe (Figur 8). Dette begrunnes med at når yngelen er metamorfosert (Pedersen & Falk-Petersen, 1992), har den større sannsynlighet til å nå rekrutteringsalder og reprodusere seg, (noe som gjør at dødeligheten er lavere) og konsekvensen av å fange yngel i raudåtetrålen er antagelig høyere.

I forhold til vertikalfordelingen av torskeegg, larve og yngel (Ellertsen m. fl., 1979; Sundby, 1983) kan det forventes å fange torsk i alle de nevnte livsstadiene, fordi den fangstbare mengden av raudåte i stadium C5 antas å befinne seg i de øvre 30 meters vannlagene (Broms m. fl., 2016; Wiborg & Bjørke, 1968). I fangststatistikken til Zooca Calanus fra sesongene

2017-2021 er det gjort et hal på 22 meters dyp Nord Øst for Bjørnøya, men høstingen foregikk stort sett i de øvre 12 meters vannlagene (Datasett bifangst, 2017, 2018, 2019, 2021). Trålens maskevidde på 1 mm gjør at torsken fra tidligste livsstadium som egg på 1,2-1,6 mm (Sundby, 1983) sannsynligvis kan bli fanget under høsting av raudåte. Antagelsen blir derimot betvilt, fordi første observerte dato for innblanding i trålen er 4. mai, og dersom gytetidspunkt er rundt 1. april er mesteparten av torsken på larvestadiet på dette tidspunktet (Figur 7).

Dersom torsken gyter på seneste antatte gytetidspunkt 15. april og varighet av egg i stadiet er 20 dager (Bogstad m. fl., 2015), vil kun ett hal i 2021 få torskeegg i trålen (Figur 7). Fordi hver torsk kan gyte eggene i flere grupper, og en hel gytebestand kan ha en gyteperiode på en måned (Loeng m. fl., 1995; Pedersen, 1984), vil dette uansett ikke være helt gjeldende. Det er dessuten mulig å fastslå at på tidligste gytetidspunkt 15. mars, vil raudåte-trålen fange de yngste torskeindividene som har høyere naturlig dødelighet (Bogstad m. fl., 2015). Gytetidspunkt 1. april har tidligere vært dato for 50% gyting (Loeng m. fl., 1995; Pedersen, 1984), og ved dette scenarioet vil høsting etter raudåte fange i hovedsak torskeyngel (Figur 7).

4.1.1 Årsaker til årsvariasjon i mengde torskelarve og yngel innblandet

Det var svært store variasjoner mellom år i antall larve og yngel som ble fanget under høsting av raudåte fra 2017 til 2021 (Tabell 6), og en tydelig trend som peker nedover tross at fangstkvantum av raudåte ble høyere fra 2017 til 2021 (Figur 2). Dette kan ha flere årsaker og en av de er vurdert til å være forskjellen mellom år i fangstområde og tidspunkt for høsting (Figur 4 og 7)

I 2017 ble hovedkvantumet av raudåte høstet i juni/juli i de nordligste fangstområdene ved Tromsøflaket/Nordkappbanken og i Troms. Antall torskeyngel som ble tatt i raudåte-trålen fra 19. mai til 20. juni skiller seg sterkt ut fra resterende hal i samme sesong, men også fra de neste årene med høsting. Dette kan forklares med at fartøyene overlappet hverandre i område og tidspunkt med store raudåtefangster og innblanding. Fartøyene høstet utenfor Senja, like nord for hovedgyteområde hvor konsentrasjon av torskelarve/yngel antagelig er høy i juni (Sundby, 1989). Dette var i kombinasjon med at torsken antagelig var tidlig i yngelstadiet (Ellertsen m. fl., 1980), med liten egenbevegelse til å flykte fra trålen.

På Tromsøflaket og ved Nordkappbanken hvor det ble høstet 29% av raudåtefangsten i 2017 var det ett hal i starten av mai og 22 hal i midten av juli hvor innblandingsstatistikk ikke var oppgitt i datasettet fra Zooca Calanus. Det er ikke mulig å vurdere effekten av de manglende data, men ifølge Sundby (1989) er det ikke forventet at konsentrasjon av yngel er høyt i dette området i så tidlig som i juli.

2018 er sesongen med høyest raudåtefangst så langt, men en betydelig nedgang i torskelarve og yngelinnlanding per kg raudåtefangst. En av antagelsene er at hovedkvantumet for raudåtefangst ble tatt lengre sør ved Frohavet på Trønderlagskysten og i Vesterålen/Lofoten i første del av sesongen. I dette sørligste fangstområdet i midten av juni har torskeyngelen antagelig drevet lengre nord fra gyteområdet i Lofoten (Sundby, 1989), som kan ha resultert i lavere konsentrasjon av yngel ved fangstområdet og mindre yngel som innblanding.

I 2019 høstet Arnøytind alene, med nedgang i torskelarve og yngel per kg raudåtefangst på 67% fra året før. Den store nedgangen i larve og yngelinnblanding kan skyldes at høstingen foregikk tidlig på sesongen i mai og ble avsluttet i midten av juni, hvor 84% den totale fangsten ble tatt i Vesterålen og Lofoten. Dette området er antatt å være hoved gyteområdet for torsk, og den lave innblandingen kan forklares med at larver og yngel er forflyttet med kyststrømmen lengre nord.

I 2021 høstet begge fartøyene raudåte hvor det var en nedgang i antall torskelarve og yngel per kg raudåtefangst fra året før. En av årsakene kan være at det ble oppdaget et nytt høstingsområde på Helgelandskysten som ikke var utnyttet ved tidligere sesonger. Dette gjorde at fartøyene fangstet mer raudåte sør for gyteområdene i mai/juni på Helgelandskysten, og i Vesterålen hvor det var liten innblanding av torskelarve og yngel.

Det er en tydelig trend at det har blitt innblandet mindre torskelarve og yngel i høsting av raudåte for hvert år, uavhengig av fangstkvantum av raudåte. At det ble innført en 10% grense for innblanding av fiskelarve og yngel per hal (uavhengig art) i 2018 (Forskrift om regulering av høsting av raudåte 2023 §1-2), kan ha hatt innvirkning på valg av fangstområder. I 2017 er det gjort flere hal i samme periode og samme område med høyt antall torskelarve og yngel (Figur 7). Dette står i kontrast til årene 2018-2021 hvor det er gjort enkelte hal i et område med høye antall torskelarve og yngelinnblanding. Når det kun er gjort ett hal med høyt antall larve og yngel, har dette trigget et feltskifte for å lete videre etter områder med mindre

sannsynlighet for innblanding (Kommentarer fra mannskap i datasett for bifangst, 2018, 2019, 2021). Derfor er det sannsynlig at erfaringen mannskapet har opparbeidet seg fra år til år om valg av fangstområder for å unngå innblanding, har medvirket til den avtagende trenden fra 2017-2021.

Andre forklaringer på at det er mindre innblanding av torskelarve og yngel fra 2017-2021 er fartøyenes aktive metoder for å unngå innblanding. Erfaringen som Zooca Calanus har gjort seg gjennom årene med høsting av raudåte, hvor ulike metoder for å unngå innblanding er forskjellig fra om det høstes tidlig eller sent på sesongen, har vist seg å fungere.

Tilnærmingen for å unngå egg og larver på størrelse med raudåte ved høsting tidlig på sesongen i mai og tidlig juni, har vært å benytte akustikk i kombinasjon med unnvikelse av fangstfelt med erfaringsmessig høye konsentrasjoner av egg, larve og yngel (Pedersen & Myrli, 2021). Senere på sesongen når yngel har høyere grad av egenbevegelse er det i tillegg benyttet andre metoder for å unngå innblanding, ved å benytte fysiske innretninger i trålen. Det drives fortsatt forskningsforsøk og utvikling av å optimalisere utformingen av trålen med ulike komponenter og spilerister for å unngå innblanding, samt teknologiske instrumenter for å lokalisere raudåte og fiskeyngel (Pedersen & Myrli, 2021).

Selv om denne oppgaven har benyttet tall fra NØA-torskens bestandsvurdering, kan det ikke utelukkes at larve og yngel av kysttorsk er en del av antallet torsk som er tatt under høsting av raudåte, selv om dette ikke er kommet fram i artsidentifiseringen av HI. På bakgrunn av høstingen av raudåtas fangstområde vil det være mest sannsynlig at det er larve og yngel av kysttorsk nord for 62°N som blir innblandet i høstingen. Det er ikke tatt hensyn til dette i metoden, med fordi bestanden har en hatt nedgående bestandsutvikling (Hesthagen m. fl., 2021) er det anslagsvis mer kritisk dersom det hadde vist seg å være store andeler kysttorsk i innblandingen. Larve og yngel av kysttorsk skiller seg fra NØA-torsk i de tidlige livsstadiene, ved at den vandrer vertikalt mot bunnen tidligere (Løken m. fl., 1994), mens NØA-torsk driver med kyststrømmen nordover i de øvre vannlagene før bunnslåing (Aglen m. fl., 2020; Sundby, 2000). Dette gjør at det er flere likehetstrekk mellom NØA-torsken og raudåta i vertikalfordelingen og utbredelse som gjør at det er mest nærliggende å vurdere at det er NØA-torsk som i størst grad blir innblandet i raudåtehøstingen.

4.2 Konsekvenser av metodiske valg

Det skal nå vurderes hvilke alternative valg av innverdier og metode benyttet i oppgaven, som gir et nærmest mulig realistisk grunnlag til å vurdere reelle konsekvenser av høsting etter raudåte i årene 2017, 2018, 2019 og 2021 utfra tidligere forskning og teori.

4.2.1 Antagelser om gyteplasser og gytetidspunkt

Det er flere torskelarve og yngel som ikke når rekrutteringsalder (Figur 10) når gytetidspunkt er satt til 15. mars enn ved gytetidspunkt 1. april og 15. april når torskelarve og yngel er innblandet i raudåtehøstingen. Dette kan begrunnes i at ved tidlig gyting har torsken rukket å vokst seg større og eldre når den naturlige dødeligheten er lavere (Figur 6). I motsetning til sent gytetidspunkt når torsken er mindre og yngre, og naturlig dødelighet er høyere. Derfor er forskjellen i antall individer som når rekrutteringsalder uten innblanding enn med innblanding i raudåtehøstingen, lavere jo senere gyting. Dette støttes av Endo m. fl., (2023) hvor det ble vist at avkom av individer som gyter på de sørligste gyteplassene ved Mørekysten, tidlig på sesongen (15. mars) har høyere overlevelse det første året, enn de som ble gytt rundt Lofoten (1. april) og i de nordligste områdene senere på sesongen (15. april). Dette antas å ha en sammenheng med at de nordlige gyteområdene har lavere temperaturer som fører til redusert veksthastighet enn ved høyere temperaturer (Endo m. fl., 2022; Sundby, 2000).

Variasjon i rekrutteringsantall ved ulike antagelser om gytetidspunkt, resulterte i lik variasjon for fangst og fangstverdi (Figur 14 og 16). Hvor sent gytetidspunkt 15. april omtrent halverte det reduserte fangstkvantumet og fangstverdien ved at torskelarve og yngel var innblandet i raudåtehøstingen, enn ved tidligste gytetidspunkt 15. mars. Det er derimot ikke slik at en hel gytebestand gyter til samme tidspunkt slik det er simulert i denne oppgaven, men dersom en antar at det er en topp intensitet 1. april (Loeng m. fl., 1995; Pedersen, 1984), er det derfor dette alternativet som vurderes som mest realistisk.

4.2.2 Uskalert eller skalert rekruttering

Det ble større forskjell i antall rekrutterte 3-åringer og fangstkvantum uten skalering enn med skalering for 2017 og 2018 årsklassen enn for 2019 og 2021 årsklassen (Figur 9 og 13). For årsklassene som ble gytt i 2017 og 2018 var skaleringsfaktoren for dødelighet fra egg til 3-åring på 1,10 (Tabell 7), det vil si at dødeligheten enn det som var estimert fra årsklassene 1983-2009 av Bogstad m.fl., (2015), var 10% høyere enn i 2017 og 2018 årsklassene. Dette

kan forklares med at gytebestanden fra 2009 til 2021 var på et historisk høyt nivå, derfor kan det forventes høyere dødelighet i perioden fra egg til 3-gruppe (ICES, 2021). Dette kan skyldes flere årsaker men tetthetsavhengig dødelighet med kannibalisme kan være en av dem. Dette støttes av Endo m. fl. (2022) som fant at sammenhengen mellom en stor gytebestand uten tilsvarende høye rekrutteringsantall var at høy tettheten på juvenil torsk førte til større grad av kannibalisme.

For årsklassen som ble gytt i 2019 var gytebestanden på tilsvarende nivå som for 2017 og 2018, men rekrutteringsantallet som årsklassen 2019 ble skalert opp mot (1998-2007), var høyere enn rekrutteringsantallet for årsklassene fra 2017 og 2018 (ICES, 2021). Derfor ble skaleringsfaktoren på 1,055, noe lavere enn i 2017 og 2018. Dette kan også forklares med at dødeligheten fra 1983-2009 (Tabell 1, Bogstad m.fl., 2015) er beregnet fra noen av de samme årsklassene mellom 1998-2007 (Tabell 3, ICES, 2021). Det samme gjelder årsklasse 2021, men gytebestandsbiomassen var noe lavere enn i 2019 (Tabell 7) og derfor ble rekrutteringsantallet skalert med faktor 1,054 fordi gytebestanden var nærmere gytebestandsbiomassen fra de årsklassene dødelighet og rekruttering var beregnet fra.

Varigheten på stadiene (Tabell 1) som er benyttet i denne oppgaven kan dessuten forårsake feil i dødelighetsestimatene, fordi varighet i de ulike stadiene variere mellom kalde og varme år (Langangen, Stige, Yaragina, Ottesen, m. fl., 2014), og dette er ikke tatt hensyn til i årsklasseanalysen eller bestandssimuleringen. Det er gjort flere studier på dødelighet de tre første leveårene til NØA-torsk (Helle, 2000; Hjermann m. fl., 2007; Mukhina N m. fl., 2003; Sundby, 1989) som alle viser at det er stor variasjon på dødelighet mellom ulike år. Årsaken til at rekrutteringsantallet varierer mye fra år til år er at dødelighetsratene er så høye at en liten forskjell i dødelighet fra år til år gir store utslag i antall rekrutter. Dette begrunnes med at variasjonskoeffisienten på dødelighetsestimatene (Tabell 1) varierer fra 0,03 (egg) til 0,11 (1-gruppe) noe som er forenelig med variasjonskoeffisienten til inndata til Monte Carlo simuleringen (Tabell 7). Økningen av dødelighetstallene med gjennomsnittlig 10,8 % for årsklassene 2017-2021, er forenelig med variasjonen (CV) i dødelighetstallene estimert av Bogstad (2015) (Appendiks Figur 1). Dette begrunner at skalert rekruttering ved å justere dødelighetstall, vil være det mest realistiske scenarioet for å beregne konsekvenser av torskelarve og yngelinnblanding i høsting av raudåte.

4.2.3 Konstant eller variabel naturlig mortalitet

Normalt sett er det benyttet et konstant naturlig mortalitetstall på $0,2 \text{ år}^{-1}$ per aldergruppe fra torsken er 3-år til utfisket bestand. Dette er blitt gjort for å standardisere estimeringen av totalbiomasse, gytebestandsbiomasse og forventet fangst fordi det er uvisst hvor stor grad mortalitet med hensyn til andre faktorer varierer (ICES, 2021). Derfor ble det fra år 2000 i ICES årlige rapport fra Arctic Fisheries Working Group en egen vurdering i tillegg til naturlig konstant mortalitet, lagt på kannibalisme som faktor for naturlig mortalitet. Dette skyldes at kannibalisme antagelig er den viktigste årsaken til variabel naturlig mortalitet for torsk fra 0-gruppe til 5-6 åring (Tabell 4) (Bogstad, 2015; Ciannelli m. fl., 2007).

Høyere total dødelighet fra 3-åring til utfisket bestand når kannibalisme legges på naturlig dødelighet, ga en mindre forskjell i årsklassene 2017-2021 uten innblanding enn med innblanding fra raudåtehestingen. Dette kan begrunnes med at forskjellen i rekrutteringsantallet vil ha mindre betydning når det legges på en høyere total dødelighet fra 3-åring til utfisket bestand enn ved lavere konstant naturlig mortalitet. På grunn av den historisk høye gytebestanden i perioden 2017-2021, gir det også en forventning om at kannibalisme vil være en viktigere faktor for total dødelighet enn ved lavere gytebestand (ICES, 2021). Det mest realistiske alternativet for forskjell i framtidig fangstkvantum uten og med innblanding fra høsting av raudåte, er derfor når dødeligheten er skalert til reelt rekrutteringsantall og naturlig variabel mortalitet er tatt med hensyn til kannibalisme (Figur 15). Dette er også det scenarioet som gir minst forskjell i fangstmengde uten innblanding av torskelarve og yngel i raudåtehestingen, enn med.

4.2.4 Utbytte per rekrutt med og uten variabel naturlig dødelighet

Utbytte per rekrutt fra årsklassene 2017-2021 på 1,06 kg (Tabell 3) ved antatt gytetidspunkt 1. april er nærmere Y/R på 1,06 kg med variabel mortalitet, enn Y/R med antatt konstant mortalitet på 1,32 kg (Figur 11). Dette kan forklares med at Y/R på 1,05 er benyttet for å beregne fangst (med historiske utfiskede bestander fra 1998-2007 (Tabell 3)), mens Y/R på 1,06 kg er beregnet fra faktiske indekser (mellom 2011 og 2020 (Tabell 4)) som gir en forventet fangst fra omtrent de samme årsklassene mellom 2017 og 2021. Det høyeste utbytte per rekrutt var fra 2021 årsklassen på 1,06 kg, hvor gytebestanden var lav og rekrutteringsantallet høyt, i forhold til det laveste Y/R på 1,047 kg (Tabell 8) fra 2018 årsklassen. I 2018 var gytebestanden høy og rekrutteringsantallet lavt. Dette kan forklares på

samme måte som faktorene for kannibalisme bare med motsatt resultat (Endo m. fl., 2023). Altså når gytebestanden er lav er tettheten til juvenil torsk lavere enn ved en stor gytebestand, hvor faktoren for kannibalisme ikke er like avgjørende for forventet fangstkvanum. På samme måte som at rekruttering og fangst bør vurderes med hensyn til kannibalisme, gjelder derfor dette også i beregning av utbytte per rekrutt.

4.2.5 Med og uten Monte Carlo simulering i beregning av fangstkvanum og fangstverdi

Usikkerhet gjennom Monte Carlo simulering ble benyttet for å beregne rekruttering til torskebestanden i begge metodene for å vurdere fangstkvanum og førstehånds fangstverdi, både for årsklasseanalysen (kap. 2.7,) og bestandssimuleringen (kap. 2.8). Forskjellen mellom disse beregningene, var at følgene av usikkerhet i rekrutteringsantall ga ulik reduksjon i fangstkvanum og fangstverdi ved innblanding av torskelarve og yngel i høsting av raudåte (ved antatt gytetidspunkt 1. april; Figur 15, 16 og 17). Årsaken til dette var at det i årsklasseanalysen også ble tatt hensyn til usikkerhet på Y/R (fra årsklasser 1998-2007) som ble benyttet for å beregne fangstkvanum, mens verdien av fangsten ble beregnet ved en gjennomsnittlig førstehåndsfangstverdi (Tabell 5). I bestandssimuleringen var Y/R beregnet fra fangstkvanum per aldersgruppe, som videre ga en forventet førstehåndsfangstverdi per aldersgruppe gjennom historiske indekser av bestander fra 2011-2020 (Tabell 4). Reduksjon i fangst og fangstverdi fra årsklasseanalysen (med antatt gyting 1. april) ble mindre enn i bestandssimuleringen. Dette kan forklare at redusert rekrutteringsantall som følge av torskelarve og yngelinnblanding i raudåtehøstingen, hadde mer betydning når det ble beregnet per aldersgruppe og med indekser fra 2011-2020 som er omtrent de samme årsklassene som fra 2017-2021.

4.3 Konsekvenser for torskefiskeriet ved høsting av raudåte i 2017-2021

Det er i kapittel 4.2 gjennomgått hvilke alternativer i beregningene som gir en mest realistisk framstilling av konsekvenser for innblanding i høsting av raudåte, for torskebestanden og torskefiskeriet fra årsklassene 2017-2021. Som oppsummering er dette alternativene; antatt gytetidspunkt 1. april, justerte dødelighetstall som skalerer rekruttering, variabel naturlig dødelighet med hensyn til kannibalisme, og historiske indekser fra 2011-2020 i beregning av

utbytte per rekrutt fra bestandssimuleringen. Resultatet av dette for årsklassene mellom 2017 og 2021 vil nå diskuteres opp mot torskefangst og fangstverdi i 2022 for å vurdere graden av påvirkning for torskefiskeriet.

Det er mange faktorer som påvirker rekruttering av 3-årig torsk til torskebestanden og fisket. Blant annet er det ikke tatt hensyn til de økte havtemperaturene på grunn av klimaendring som kan resultere i at gyteområdene forflyttes nordover, at utviklingstid på egg, larve og yngel blir kortere noe som påvirker naturlig dødelighet (Langangen, Stige, Yaragina, Vikebø, m. fl., 2014). Det drives svært detaljert overvåking av torskebestandens utvikling, fangst av torsk er kvoteregulert, og fangstverdien i markedet er varierende. Dette gjør at rekruttering, fangst og fangstverdi kan variere mye mellom år og årsklasser, noe som gjør at effekten av raudåte høsting når det er innblandet torskelarve og yngel, ikke kan vurderes med sikkerhet. Det som derimot kan sies ved å ta hensyn til usikkerhet fra historiske utfiskede torskebestander, er at høsting av raudåte potensielt vil medføre på det meste fra årsklassen 2017, reduksjon i fangstkvantum på 91 tonn torsk (Figur 15) og en reduksjon i førstehånds fangstverdi på 2,2 millioner NOK (Figur 17). Dette med utgangspunkt i at 184 torskeyngel (per/kg raudåtefangst) var innblandet i høsting av raudåte (Tabell 6). Av torsk som er gytt i 2018 ble fangstkvantumet redusert med 51 tonn når 43 yngel (per/kg raudåtefangst) var innblandet i høsting av raudåte. Dette utgjorde en reduksjon i fangstverdi på 1,2 millioner NOK. Fra 2019 årsklassen ga en redusert fangstverdi på 6 tonn med 14 torskelarve og yngel innblandet per/kg raudåtefangst, en redusert fangstverdi på 135 000 NOK. Til slutt resulterte 1 tonn redusert fangstkvantum av torsk med 1 torskelarve eller yngel (per/kg raudåtefangst), redusert fangstverdi på 36 000 NOK.

Dersom en ser for seg reduksjon i fangstkvantum og fangstverdi når torskelarve og yngel er innblandet i raudåte høsting i et større perspektiv, har høsting av raudåte i 2017-2021 relativt liten påvirkning for torskefiskeriets helhet. Dette kan forklares med at en reduksjon i fangstkvantum fra årsklasse 2017 som var det året med mest innblanding, tilsvarer en nedgang på 0,03% av det totale fangstkvantumet av torsk som ble fisket i 2022 på 308 710 tonn på nasjonal kvote (Fiskeridirektoratet, 2022a). I fangstverdi vil dette utgjøre 0,01% av førstehåndsomsætningen i 2021 på 8 milliarder NOK. Fra et annet perspektiv, er det i 2023 avsatt kvote på 100 tonn torsk som innblanding i fiske etter lodde (Fiskeridirektoratet, 2022a).

Dette er på tilsvarende nivå som følge av raudåtehøsting i 2017 med mest innblanding av torskelarve og yngel.

4.4 Konsekvenser for torskefiskeriet ved oppskalering til totalkvoten for høsting av raudåte

Resultatet som viser konsekvenser for torskefiskeriet, er mulige eller forventede følger av at torskelarve og yngel fra årsklassene 2017-2021 er innblandet i høsting av raudåte. Det er dessuten ikke mulig å si noe om hvordan dette vil se ut i framtiden, da hver enkelt torskefisker sannsynligvis vil fiske kvoten uansett. Det resultatet kan tolkes som, er at ved å drive høsting av raudåte hvor det blir fanget torskelarve og yngel, kan i verste fall påvirke bestanden på lang sikt som videre gjør at torskekvoten må justeres nedover. Altså vil det bli færre torskelarve og yngel som vokser seg store nok til å nå 3-årig rekrutteringsalder, og dette kan helt hypotetisk føre til en negativ bestandsutvikling på lang sikt. Spørsmålet er derfor i hvilken grad dette kan påvirke torskefiskeriet ved oppskalering til tillat nivå?

Av de 8 konsesjonstillatelsene er det kun to av de som har høstet raudåte i årene etter innførelse av tillatelsene i 2019 (Fiskeridirektoratet, 2022b), begge på kontrakt for Zooca Calanus AS. Begrunnelsen fra de andre aktørene for at de ikke har drevet høsting, er at de ønsker en kommersiell høsting, men det er ulike utfordringer knyttet til utvikling av fangstteknologi, og leveringsavtaler med mottaksanlegg (Fiskeridirektoratet, 2022b). Det er også pekt på den dominerende markedsstillingen til de som deltar i høstingen, hvor de har opparbeidet seg et fortrinn i erfaringsbasert utvikling av letemetoder, fangstteknologi og prosessering av raudåte, etter mange år med prøvefiske. For å oppskalere høsting av raudåte til et kommersielt nivå, vil det derimot være viktig å få flere aktører i høsting for å kunne utvikle mer kunnskap (Fiskeridirektoratet, 2022b).

Fordi det er en tydelig trend at antall larve og yngel som innblandes i høsting av raudåte har blitt mindre for hvert år fra 2017-2021, er det siste året i denne oppgaven interessant. I 2021 ble i gjennomsnitt 1 larve eller yngel/kg raudåtefangst tatt som innblanding. Da var forskningskvoten på 5 000 tonn raudåte for Zooca Calanus, og de fangstet 1 156 tonn raudåte hvor 86,5% av fangsten var innenfor grunnlinja. Dersom en ser for seg at hele totalkvoten på 254 000 tonn blir oppfisket, vil dette være en prosentøkning på 21872 %. Ved å legge til økningen i raudåtefangst i årsklasseanalysen fra 2021 med hensyn til usikkerhet, vil den

forventede torskefangsten reduseres med 326 tonn når torskelarve og yngel er innblandet i høsting av raudåte, enn uten innblanding. Det er i midlertidig ikke tatt hensyn til begrensning i totalkvoten for raudåte når det fiskes innenfor 1 000 meters dybdekontur (Forskrift om regulering av høsting av raudåte i 2023 §1-2, 2022). Dette gir en indikasjon på omfanget, og hvordan konsekvensene kan se ut ved å høste største delen av kvoten i kystområder med forventet størst konsentrasjon av larve og yngel. En reduksjon i fangstkvanter på 326 tonn fra en hel årsklasse fra 3-åring til den er utfisket, vurderes som liten. Dette med grunnlag i at 326 tonn tilsvarer 0,11% av det totale fangstkvanteret fra 2022 på 308 710 000 tonn i rundt vekt (Fiskeridirektoratet, 2022a).

Konsekvensen av at det fanges 326 tonn mindre torsk ved at torskelarve og yngel blir innblandet i raudåtefånet, utgjør en reduksjon i fangstverdi på 8 millioner NOK ved å benytte gjennomsnittlig førstehånds fangstverdi (Tabell 5). I sammenligning med førstehånds fangstverdi totalt i 2022 på rundt 8 milliarder NOK (Fiskeridirektoratet, 2022a), utgjør 8 millioner NOK i potensiell reduksjon 0,10% som er et relativt lite verditap. Verdien som er benyttet på gjennomsnittlig 24 NOK per kg torskefangst (Tabell 5), er en førstehåndsverdi før eventuelle bearbeidelsesprosesser, pakking, transport, konservering, og alle ledd som følger før torskefangsten ligger i matvaredisken. Dersom en ser på prisen for et høyklasseprodukt som fryst torskeloin uten skinn og ben i en vilkårlig dagligvare butikk er prisen 250 NOK/kg (Meny, 2023). Det finnes mange måter å selge torsk på, alt etter hvor mange og hvilke prosesser den har vært igjennom, dette gjør at markedsprisen på torsk varierer. Derfor er det heller ikke tatt hensyn til variasjon i pris, men det er dessuten relativt enkelt å vurdere at den reduserte fangstverdien når torskelarve og yngel blir fanget i høsting av raudåte blir ytterligere redusert ved å ta hensyn til markedspris.

4.5 Konklusjon

Det er i denne oppgaven gjort beregninger for årsklasser som ennå ikke er utfisket, og det er mulig å gi en prognose for framtidig fangst og tilknyttet fangstverdig, og hva dette ville utgjøre for torskefiskeriet og hvilke konsekvenser det kan gi for torsk som er gytt i 2017-2021. Det er dessuten knyttet usikkerhet til dette, fordi en eventuell økning i havtemperatur kan påvirke bestandsutviklingen og utbredelsesområde, samt at verdien på torsk har økt kraftig de siste årene, noe som gjør at det å vurdere fremtidige utfall basert på historiske data kun vil vise mulige konsekvenser. Det var tydelig at yngelinnblandingen i høsting av raudåte ble mindre for hvert av de studerte årene. Dette kan resultere i mindre påvirkning på torskefiskeriet i fangstkvanter og fangstverdi for hvert høstingsår dersom den samme trenden fortsetter i årene framover. Sammenlignet med torskefiskeriets fangstkvanter og verdi har innblandingen utgjort en svært liten del av den totale verdien. Det er uvisst hvilke konsekvenser dette vil gi på lang sikt, dersom høsting av raudåte blir av stor kommersiell interesse. Det kan likevel utfra beregninger i denne oppgaven, forventes at selv om totalkvoten høstes i kystnære områder vil det neppe gi store utslag i den totale fangsten og verdien til torskefiskeriet helhet.

5 Appendiks

Overskuddsmodellen er plottet (Figur 6), men er ulikt Bogstads (2015) resultat (Appendiks 1.). Forskjellen mellom de to beregningene er at Bogstad har regnet indeksene for så å regne mortalitet basert på middelverdiene, i forhold til eget resultatet hvor mortalitetsindeks for hvert år er beregnet før middelverdien. Det vil være mer korrekt å gjøre det på den siste måten, da oppnår en mer nøyaktighet (B. Bogstad, personlig kommunikasjon, 30. oktober 2022).

Alder i måneder	0	5	M (per dag)	5	9	M (per dag)	21	M (per dag)	33	M (per dag)
Kohort	TEP	Tr0	0-5 mnd	AC0	VPA1	5-9 mnd	VPA2	9-21 mnd	VPA3	21-33 mnd
1983	84811187	19299	0,056		2117	0,018	1355	0,0012	1047	0,0007
1984	70796025	24326	0,053		1377	0,024	787	0,0015	289	0,0027
1985	48074617	66630	0,044		1758	0,030	563	0,0031	207	0,0027
1986	24945779	10509	0,051		493	0,025	238	0,0020	175	0,0009
1987	13642585	1035	0,063		822	0,002	301	0,0028	246	0,0006
1988	35308477	2570	0,063		819	0,009	540	0,0011	417	0,0007
1989	27707790	2775	0,061		1519	0,005	1129	0,0008	730	0,0012
1990	72934669	23593	0,053		1729	0,021	1278	0,0008	905	0,0009
1991	151033873	40631	0,054	80996	3011	0,021	1534	0,0018	793	0,0018
1992	227046262	166276	0,048	107000	24162	0,016	1469	0,0077	623	0,0023
1993	175718866	133046	0,048	80693	9287	0,022	1380	0,0052	445	0,0031
1994	119526527	70761	0,049	99040	19940	0,010	2552	0,0056	724	0,0035
1995	101913051	233885	0,040		27905	0,017	3098	0,0060	853	0,0035
1996	122977900	280916	0,040		19205	0,022	1270	0,0074	554	0,0023
1997	136948330	294607	0,041		6677	0,031	1079	0,0050	616	0,0015
1998	78723918	24951	0,053		3037	0,017	829	0,0036	524	0,0013
1999	57535965	4150	0,063		3303	0,002	683	0,0043	457	0,0011
2000	41981416	108093	0,039		4081	0,027	1294	0,0031	703	0,0017
2001	56671102	4150	0,063		1116	0,011	499	0,0022	312	0,0013
2002	102757819	76146	0,048		6407	0,020	1291	0,0044	577	0,0022
2003	140225502	81977	0,049		3608	0,026	856	0,0039	575	0,0011
2004	155355091	65969	0,051		5514	0,020	1739	0,0032	1286	0,0008
2005	149680963	72137	0,051		4578	0,023	1763	0,0026	1259	0,0009
2006	137734342	25061	0,057		2668	0,018	1055	0,0025	775	0,0008
2007	151673488	42628	0,054		1739	0,026	703	0,0025	430	0,0014
2008	157048090	234144	0,043		10451	0,025	1088	0,0062	660	0,0014
2009	241239987	185457	0,047		10934	0,023	1255	0,0059	625	0,0019
Gjennomsnitt			0,051			0,019		0,0036		0,0016
Standardavvik (SD)			0,0074			0,0079		0,0020		0,0009
Antall (N)			27			27		27		27
Standardfeil (SE)			0,0014			0,0015		0,0004		0,0002
Variasjonskoeffisient (CV)			0,03			0,08		0,11		0,10

Figur 1: Overskudd av individer fra hvert livsstadium som overlever, eksempelvis fra egg til larve, fra larve til yngel av Bogstad (2015) fra årsklassene 1983-2009. Total eggproduksjon (Melle m. fl.) er hentet fra (ICES, 2010), totalt antall larve (TR0) fra (Eriksen, 2015), totalt antall yngel (AC0) fra (Hysten, 1997) og totalt antall 1, 2 og 3-åringer (VPA 1-3) fra (ICES, 2014).

	Gytetidspunkt (dato)	Uten innblanding			Med innblanding		
		15. mars	1. april	15. april	15. mars	1. april	15. april
2017	Rekrutteringsantall mill	600,20	594,58	606,41	600,08	594,49	606,34
	SD	228,57	231,04	229,46	228,53	231,02	229,44
	CV	0,38082	0,38858	0,37839	0,38084	0,38860	0,37840
	Persentil 5%	277,82	279,08	288,36	277,75	279,04	288,33
	Persentil 95%	1163,52	1145,48	1156,35	1163,27	1145,38	1156,23
2018	Fangst 1000 tonn	549,09	541,73	537,77	549,02	541,68	537,74
	SD	208,597	204,106	195,077	208,577	204,093	195,068
	CV	0,379897	0,376767	0,362752	0,379909	0,376776	0,362758
	Persentil 5%	239,13	242,34	250,52	239,08	242,31	250,50
	Persentil 95%	1024,79	1038,22	1008,73	1024,66	1038,16	1008,67
2019	Fangst 1000 tonn	934,025	929,887	708,588	934,017	929,882	708,585
	SD	356,842	359,785	275,503	356,840	359,784	275,502
	CV	0,3820473	0,3869126	0,3888050	0,3820483	0,3869133	0,3888055
	Persentil 5%	415,7576	412,6306	319,5503	415,7535	412,6270	319,5480
	Persentil 95%	1824,2879	1813,0200	1407,4634	1824,2751	1813,0121	1407,4583
2021	Fangst 1000 tonn	950,9684	637,0009	642,3992	950,9652	636,9995	642,3981
	SD	425,9490	293,8476	295,7025	425,9484	293,8473	295,7023
	CV	0,4479	0,4613	0,4603	0,4479	0,4613	0,4603
	Persentil 5%	344,2424	244,2949	215,8612	344,2405	244,2939	215,8606
	Persentil 95%	2048,5407	1380,5494	1349,8026	2048,5345	1380,5470	1349,8011

Figur 2: Resultat av Monte Carlo simulering på antall rekrutterte 3-åringer uten og med torskelarve og yngelinnblanding i høsting av raudåte med alternative gytetidspunkt 15. mars, 1. april, 15. april.

	Gytetidspunkt (dato)	Uten innblanding			Med innblanding		
		15. mars	1. april	15. april	15. mars	1. april	15. april
2017	Fangst 1000 tonn	639,23	628,66	642,54	639,10	628,57	642,47
	SD	286,02	295,39	285,00	285,97	295,36	284,97
	CV	0,44745	0,46988	0,44355	0,44747	0,46989	0,44356
	Persentil laveste 95%	252,61	237,16	252,10	252,54	237,12	252,07
	Persentil høyeste 95%	1347,43	1353,90	1326,40	1347,24	1353,73	1326,28
2018	Fangst 1000 tonn	578,35	571,34	567,67	578,27	571,29	567,63
	SD	264,655	265,346	250,245	264,628	265,328	250,232
	CV	0,457606	0,464427	0,440828	0,457618	0,464436	0,440834
	Persentil 5%	203,46	216,55	218,05	203,42	216,52	218,03
	Persentil 95%	1204,85	1259,41	1176,47	1204,71	1259,31	1176,40
2019	Fangst 1000 tonn	989,239	978,560	746,627	989,231	978,555	746,624
	SD	453,162	435,000	342,636	453,159	434,998	342,635
	CV	0,4580916	0,4445304	0,4589116	0,4580925	0,4445311	0,4589121
	Persentil 5%	363,7800	363,9454	293,5336	363,7769	363,9423	293,5320
	Persentil 95%	2127,6178	2117,5125	1603,1266	2127,6031	2117,5015	1603,1215
2021	Fangst 1000 tonn	1001,8397	678,1736	682,8134	1001,8363	678,1721	682,8123
	SD	511,7176	354,5387	365,2860	511,7167	354,5383	365,2857
	CV	0,5108	0,5228	0,5350	0,5108	0,5228	0,5350
	Persentil 5%	321,7175	226,1998	210,1512	321,7159	226,1990	210,1508
	Persentil 95%	2302,5868	1578,5983	1606,7277	2302,5819	1578,5965	1606,7263

Figur 3: Resultat av Monte Carlo simulering på fangstkvantum (1000 tonn) uten og med torskelarve og yngelinnblanding i høsting av raudåte med alternative gytetidspunkt 15. mars, 1. april, 15. april.

6 Referanseliste

- Aglen, A., Nedreaas, K., Knutsen, A. J. & Huse, G. (2020). *Kysttorsk nord for 62-grader nord- Vurdering av status og forslag til forvaltningstiltak og ny gjenoppbyggingsplan*. (Prosjektnr: 15626). (Fisken og havet 2020-2, Issue ISSN: 1894-5031).
- Bagøien, E., Melle, W. & Kaartvedt, S. (2012). Seasonal development of mixed layer depths, nutrients, chlorophyll and *Calanus finmarchicus* in the Norwegian Sea – A basin-scale habitat comparison. *Progress in oceanography*, 103, 58-79.
<https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.pocean.2012.04.014>
- Bogstad, B., Yaragina, N. A. & Nash, R. D. M. (2015). The early life-history dynamics of Northeast Arctic cod: levels of natural mortality and abundance during the first 3 years of life. *NRC Research Press*.
- Broms, C., Strand, E., Melle, W. & Nedreaas, K. (2019). *Protokoll for prøvetaking av fiskeegg, larver og yngel-innblanding under raudåte høsting* (Havforskningsinstituttet, Issue).
- Broms, C., Strand, E., Utnw, K. R., Hjøllø, S., Sundby, S. & Melle, W. (2016). *Vitenskapelig bakgrunnsmateriale for forvaltningsplan for raudåte* (8/2016). Havforskningsinstituttet.
- Ciannelli, L., Dingsør, G. E., Bogstad, B., Ottersen, G., Chan, K.-s., Gjørseter, H., . . . Stenseth, N. C. (2007). Spatial anatomy of species survival: effects of predation and climate - driven environmental variability. *Ecology*, 88(3), 635-646.
- Durant, J. M., Yaragina, N. & Stige, L. C. (2021). The role of spatial distribution for growth and survival of juvenile cod *Gadus morhua* in the Barents Sea. *ICES Journal of Marine Science*, 78(8), 2700-2708. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsab143>
- Ellertsen, B., Solemdal, P., Sundby, S., Tilseth, S., Westgard, T. & Ottestad, V. (1979). Feeding and vertical distribution of cod larvae in relation to availability of prey organisms. *IrFs. ELH Symp/FM• Poster, 1*, 1-32.
- Ellertsen, B., Solemdal, P., Strømme, T., Tilseth, S., Westgård, T. (1980). *Some biological aspects of cod larvae (Gadus morhua L.) ; Angular measures of dorsal aspect target strength functions of fish* (Bd. vol.17 ; no 2). Fiskeridirektoratets, havforskningsinstitutt.
- Endo, C., A, K., Skogen, M., D., Stige, L., C., Hjøllø, S., S. & Vikebø, F., B. (2023). The effects of spatial and temporal variations in spawning on offspring survival in Northeast Arctic cod. *ICES Journal of Marine Science*.
<https://doi.org/10.1093/icesjms/fsad034>
- Endo, C., K., Stige, L., C., Skogen, M., D., Ciannelli, L. & Vikebø, F., V. (2022). Two Decades of Match-Mismatch in Northeast Arctic Cod – Feeding Conditions and Survival. *Frontiers in Marine Science*, 9. <https://doi.org/10.3389/fmars.2022.767290>
- Eriksen, E. (2015). *Survey report from the joint Norwegian/Russian ecosystem survey in the Barents sea and adjacent waters* (IMR/PINRO Joint Report Series, No. 1/2015. ISSN 1502-8828). http://www.imr.no/publikasjoner/andre_publicasjoner/imr-pinro_samarbeidsrapporter/nb-no.
- FAO. (2022). *The status of fishery resource*.
<https://www.fao.org/3/cc0461en/online/sofia/2022/status-of-fishery-resources.html>
- Fevolden, S.-E., Westgaard, J.-I., Pedersen, T. & Præbel, K. (2012). Settling-depth vs. genotype and size vs. genotype correlations at the Pan I locus in 0-group Atlantic cod *Gadus morhua*. *Marine Ecology Progress Series*, 468, 267-278.
- Fiskeridirektoratet. (2016). *Forvaltningsplan for raudåte* (Rapport fra fiskeridirektoratet).

- Fiskeridirektoratet. (2022a). *Regulering av fiske etter torsk nord for 62°N i 2023* (Sak 1/2022). Nærings og fiskeridepartementet.
<https://www.fiskeridir.no/Yrkesfiske/Dokumenter/Reguleringsmoetet2/november-2022/saksdokumenter/sak-01-2022-torsk.pdf>
- Fiskeridirektoratet. (2022b). *Regulering av høsting av raudåte 2023* (Sak 26/2022). Nærings og fiskeridepartementet.
- Forskrift om regulering av høsting av raudåte i 2023 §1-2. (2022). *Forskrift om regulering av høsting av raudåte i 2023* (lov 6. juni 2008 nr. 37 om forvaltning av viltlevande marine ressursar (havressurslova) § 11, § 12, § 16, § 34, § 39, § 59 og § 67). Lovdata.
<https://lovdata.no/dokument/SF/forskrift/2022-12-15-2238>
- Helle, K. (1994). Distribution of early juvenile Arcto-Norwegian cod (*Gadus morhua* L.) in relation to food abundance and watermass properties. ICES marine science symposia. Copenhagen [ICES MAR. SCI. SYMP.]. 1994.,
- Helle, K. (2000). Does the midnight sun increase the feeding rate and hence the growth rate of early juvenile Arcto-Norwegian cod *Gadus morhua* in the Barents Sea? *Marine Ecology Progress Series*, 197, 293-297.
- Hesthagen, T., Wienerroither, R., Bjelland, O., Byrkjedal, I., Fiske, P., Lynghammar, A., . . . Straube, N. (2021). *Fisker: Vurdering av torsk *Gadus morhua* for Norge. Rødlista for arter 2021*. (Artsdatabanken, Issue.
<https://www.artsdatabanken.no/lister/rodlisteforarter/2021/29760>
- Heymans, J. J., Coll, M., Link, J. S., Mackinson, S., Steenbeek, J., Walters, C. & Christensen, V. (2016). Best practice in Ecopath with Ecosim food-web models for ecosystem-based management. *Ecological Modelling*, 331, 173-184.
<https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2015.12.007>
- Hirche, H.-J. (1996). Diapause in the marine copepod, *Calanus finmarchicus* — A review. *Ophelia*, 44(1-3), 129-143. <https://doi.org/10.1080/00785326.1995.10429843>
- Hjermann, D., Ø., Bogstad, B., Eikeset, A., M., Ottersen, G., Gjøsæter, H. & Stenseth, N., C. (2007). *Food web dynamics affect Northeast Arctic cod recruitment*. (Proc. R. Soc. Ser. B Biol. Sci. 274: 661–666.).
- Hjøllo, S. S., Huse, G., Skogen, M. D. & Melle, W. (2012). Modelling secondary production in the Norwegian Sea with a fully coupled physical/primary production/individual-based *Calanus finmarchicus* model system. *Marine Biology Research*, 8(5-6), 508-526. <https://doi.org/10.1080/17451000.2011.642805>
- Hysten, A. (1997). *Acoustic abundance estimates of 0-group Northeast Arctic cod and haddock* (1997/BB:15. 8 pp.). ICES C.M.
- ICES. (2010). *Report of the Arctic Fisheries Working Group* (ICES C.M. 2020/ACOM:05.).
- ICES. (2014). Report of the Arctic Fisheries Working Group. Artikkel ICES C.M. 2014/ACOM:05.
- ICES. (2021). *Advices on fishing opportunities, catch, and effort* (Version 2: 4 October 2021). (Cod (*Gadus morhua*) in subareas 1 and 2 (Northeast Arctic), Issue.
- Kutti, T., Kjell Arne Mork, K. A., M., C., Knut Yngve Børsheim, K. Y., Bagøien, E., Knutsen, T., Frie, K. A. (2021). *Pelagiske økosystem i De nordiske hav* (2021-41). Havforskningsinstituttet.
- Langangen, Ø., Stige, L., C., Yaragina, N., A., Vikebø, F., B., Bogstad, B. & Gusdal, Y. (2014). Egg mortality of northeast Arctic cod (*Gadus morhua*) and haddock (*Melanogrammus aeglefinus*). *ICES Journal of Marine Science*, 71(5), 1129-1136.
<https://doi.org/10.1093/icesjms/fst007>

- Langangen, Ø., Stige, L., C., Yaragina, N., A., Ottesen, G., Vikebø, F., B. & Stenseth, C. (2014). Spatial variations in mortality in pelagic early life stages of a marine fish (*Gadus morhua*). *Progress in oceanography*, 127, 96-107. <https://doi.org/10.1016/j.pocean.2014.06.003>
- Loeng, H. (1989). The influence of temperature on some fish population parameters in the Barents Sea. *Journal of Northwest Atlantic Fishery Science*, 9(2).
- Loeng, H., Bjørke, H. & Ottersen, G. (1995). Larval fish growth in the Barents Sea. *Canadian Special Publication of Fisheries and Aquatic Sciences*, 691-698.
- Løken, S., Pedersen, T. & Berg, E. (1994). Vertebrae numbers as an indicator for the recruitment mechanism of coastal cod of northern Norway. ICES marine science symposia. Copenhagen[ICES MAR. SCI. SYMP.]. 1994.,
- Melle, W., Runge, J., Head, E., Plourde, S., Castellani, C., Licandro, P., Chust, G. (2014). The North Atlantic Ocean as habitat for *Calanus finmarchicus*: Environmental factors and life history traits. *Progress in oceanography*, 129, 244-284. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.pocean.2014.04.026>
- Meny. (2023). *Torskeloins Meny Hentet 02.05.2023 fra* <https://meny.no/varer/fisk-skalldyr/fisk/torsk/torskeloins-7035620049606>
- Moen, F. E. & Svensen, E. (2020). *Dyreliv i havet : norsk marin fauna* (7. utgave. utg.). Kolofon.
- Mukhina N, V., Marshall C, T. & Yaragina N, A. (2003). *Tracking the signal in year-class strength of Northeast Arctic cod through multiple survey estimates of egg, larval and juvenile abundance*. (J. Sea Res. 50: 57–75.).
- Naval Consult (u.å). *MS Arnøytind*. http://naval-consult.no/index.php?option=com_content&view=article&id=32
- NOU 2005:10. (2005). *Lov om forvaltning av villlevende marine ressurser- Havressursloven*. Nærings- og fiskeridepartementet. <https://www.regjeringen.no/no/dokumenter/nou-2005-10/id390975/?ch=10>
- Pedersen, O. P. & Myrli, O. E. (2017). *Årsrapport 2017 høsting av raudåte*. Zooca Calanus AS. Upublisert arbeid.
- Pedersen, O. P. & Myrli, O. E. (2018). *Årsrapport 2018 høsting av raudåte*. Zooca Calanus AS. Upublisert arbeid.
- Pedersen, O. P. & Myrli, O. E. (2019). *Årsrapport 2019 høsting av raudåte*. Zooca Calanus AS. Upublisert arbeid.
- Pedersen, O. P. & Myrli, O. E. (2021). *Årsrapport 2021 Høsting av raudåte*. Zooca Calanus AS. Upublisert arbeid.
- Pedersen, T. (1984). *Variation of peak spawning of Arcto-Norwegian cod (Gadus morhua L.) during the time periode 1929-1982 based on indices estimated from fishery statistics* (Flødevigen rapportser., 1, 1984). Department of Fisheries Biology.
- Pedersen, T. & Falk - Petersen, I. (1992). Morphological changes during metamorphosis in cod (*Gadus morhua* L.), with particular reference to the development of the stomach and pyloric caeca. *Journal of Fish Biology*, 41(3), 449-461.
- Råfisklag, N. (2023). Minstepris, Torsk. <https://www.rafisklaget.no/minstepris>
- Russel, E. (1931). Some theoretical Considerations on the "Overfishing" Problem J. Cons. int., Artikkel Explor. Mer 6: 3-20.
- Sætersdal, G. & Loeng, H. (1987). Ecological adaptation of reproduction in Northeast Arctic cod. *Fisheries research*, 5(2), 253-270. [https://doi.org/https://doi.org/10.1016/0165-7836\(87\)90045-2](https://doi.org/https://doi.org/10.1016/0165-7836(87)90045-2)

- Sandø, A., Aglen, A., Ottesen, G., Stiansen, A., Renner, J., E. & Angelika, H. (2020). Climate change and new potential spawning sites for Northeast Arctic cod. *Frontiers in Marine Science*, 7, 28.
- Selsbane. (u.å). *MS Asbjørn Selsbane, 2013*. <https://www.selsbane.no/batene>
- Skjæraasen, J. E., Nash, R. D. M., Korsbrekke, K., Fonn, M., Nilsen, T., Kennedy, J., Kjesbu, O. S. (2012). Frequent skipped spawning in the world's largest cod population. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 109(23), 8995-8999. <https://doi.org/doi:10.1073/pnas.1200223109>
- Skjoldal, H. R., Dalpadada, P. & Dommasnes, A. (2004). *Food webs and trophic interactions* (I: Skjoldal HR (red) Norskehavets økosystem).
- Skogen, M. D., Hansen, C., Utne, K. R., Broms, C., Strand, E. & Hjøllø, S. S. (2021). *Mønstre, effektivitet og økosystemeffekter ved fiske av Calanus finmarchicus på norsk sjø- ved hjelp av individbasert modell* (Marin økologi prosess serien) Havforskningsinstituttet.
- Solemdal, P. (1989). Torskelarveprosjektene 1975-1988. (NFFR I 701.131) Havforskningsinstituttet.
- Sundby, S. (1989). Year class variations as determined from pre-recruit investigations. Institute of Marine Research.
- Sundby, S. (1983). A one-dimensional model for the vertical distribution of pelagic fish eggs in the mixed layer. *Deep Sea Research Part A. Oceanographic Research Papers*, 30(6), 645-661. [https://doi.org/https://doi.org/10.1016/0198-0149\(83\)90042-0](https://doi.org/https://doi.org/10.1016/0198-0149(83)90042-0)
- Sundby, S. (2000). Recruitment of Atlantic cod stocks in relation to temperature and advection of copepod populations. *Sarsia*, 85(4), 277-298. <https://doi.org/10.1080/00364827.2000.10414580>
- Sundby, S. & Bratland, P. (1987). Kartlegging av gytefeltene for norsk-arktisk torsk i Nord-Norge og beregning av eggproduksjonen i årene 1983-1985.
- Suthers, I., M. & Sundby, S. (1993). Dispersal and growth of pelagic juvenile Arcto—Norwegian cod (*Gadus morhua*), inferred from otolith microstructure and water temperature. *ICES Journal of Marine Science*, 50(3), 261-270. <https://doi.org/10.1006/jmsc.1993.1028>
- Thorsen, A., Marshall, C. T. & Kjesbu, O. S. (2006). *Comparison of various potential fecundity models for north-east Arctic cod Gadus morhua, L. using oocyte diameter as a standardizing factor* (69, 1709–1730). (Journal of Fish Biology, Issue.
- Wiborg, K., F. & Bjørke, H. (1968). *Utbredelsen av raudåtet i kyst- og fjordstrøk sør for Bergen i mai-juni 1968 og muligheten for kommersiell utnyttelse av dyreplankton* (Fisken og Havet, Issue. Havforskningsinstituttet.
- ZooCa Calanus. *About ZooCa*. ZooCa: The Calanus Company. Hentet 10.01.2023 fra <https://zooca.eu/who-we-are/>

