



UiT Norges arktiske universitet

Fakultet for biovitenskap, fiskeri og økonomi – Norges fiskerihøgskole

**Effekter av framtidige endringer i temperatur og fiskedødelighet på torsk
(*Gadus morhua*) og hyse (*Melanogrammus aeglefinus*) i Barentshavet**

- en økosystemmodellering med Ecopath og Ecosim

Truls Pedersen

Masteroppgave i fiskeri- og havbruksvitenskap FSK-3960 mai 2023

Forord

Denne masteroppgaven indikerer slutten på fem lærerike år ved fiskeri- og havbruksvitenskap på Norges Fiskerihøgskole. Veien til en masteroppgave har vært lang og krevende, og det er mange som fortjener en stor takk.

Først og fremst vil jeg takke min veileder, Torstein Pedersen, for enestående kunnskap og interesse for temaet. Ditt øye for detaljer og engasjement har vært til stor hjelp, og jeg setter stor pris på å ha fått veiledning fra en av de beste innenfor sitt fagfelt. Det har vært mange lærerike veiledningstimer og mye hyggelig fotballprat.

En spesiell takk til alle medstudenter gjennom disse fem årene. Det har vært en lærerik reise fra rottekjelleren til modulbygget, som ikke hadde vært det samme uten dere. Takk for alle trivelige lunsjpauser, kaffepauser, pratepauser og lesepauuser.

Takk til familien for sårt trengte middager og støtte. Og ikke minst, takk til min kjære samboer Hanna. Å skrive masteroppgave samtidig har bydd på sine utfordringer, men nå ser jeg fram til nye eventyr med deg. Takk for tålmodigheten og din evige støtte og positivitet.

Truls Pedersen

Tromsø 14. mai 2023

Sammendrag

Økningen i havtemperatur har ført til at mange boreale arter har utvidet sitt habitat både nordover og østover, deriblant torsk og hyse. Torsk og hyse er to av de viktigste kommersielle artene i Barentshavet, og den allerede observerte økningen i biomasse tyder på at begge artene responderer positivt på økt havtemperatur. Hysebestanden i Barentshavet foretrekker varmere temperatur enn torskebestanden, og med en forventet økning i havtemperaturen fram til år 2100 kan endringer i forholdet mellom de artene forventes. Begge bestandene er viktige målarter for fiskeriene, og historiske endringer i biomassen har i stor grad skyldtes høy fiskedødelighet. Gjennom en sammenligning av artenes respons til endring i havtemperaturen og nivåene av fiskedødelighet, ble det undersøkt hvordan fangst og biomasse kan utvikle seg fram til år 2100. Ved å bruke økosystemmodellen Ecopath med Ecosim ble det simulert totalt ni ulike scenarier med kombinasjoner av tre ulike projeksjoner for temperaturøkning og tre nivåer av fiskedødelighet. Biomasseforholdet mellom torsk og hyse endret seg ved ulik temperatur. Ved lav temperaturøkning var torsk den dominerende bestanden, mens hysebestanden ble gradvis mer dominerende ved økende temperatur. Ved alle de tre ulike temperaturscenariene responderte hyse bedre på økning i fiskedødelighet enn torsk. Fangst av torsk ble sterkt redusert, særlig ved høy temperatur og høy fiskedødelighet. For de andre beskattede artene i Ecosim-modellen var det en økning i biomasse til de boreale artene ved økende temperatur, samtidig som biomassen av arktiske arter ble sterkt redusert. De trofiske interaksjonene har stor betydning for artenes respons til endringer i temperatur og fiskedødelighet.

Innholdsfortegnelse

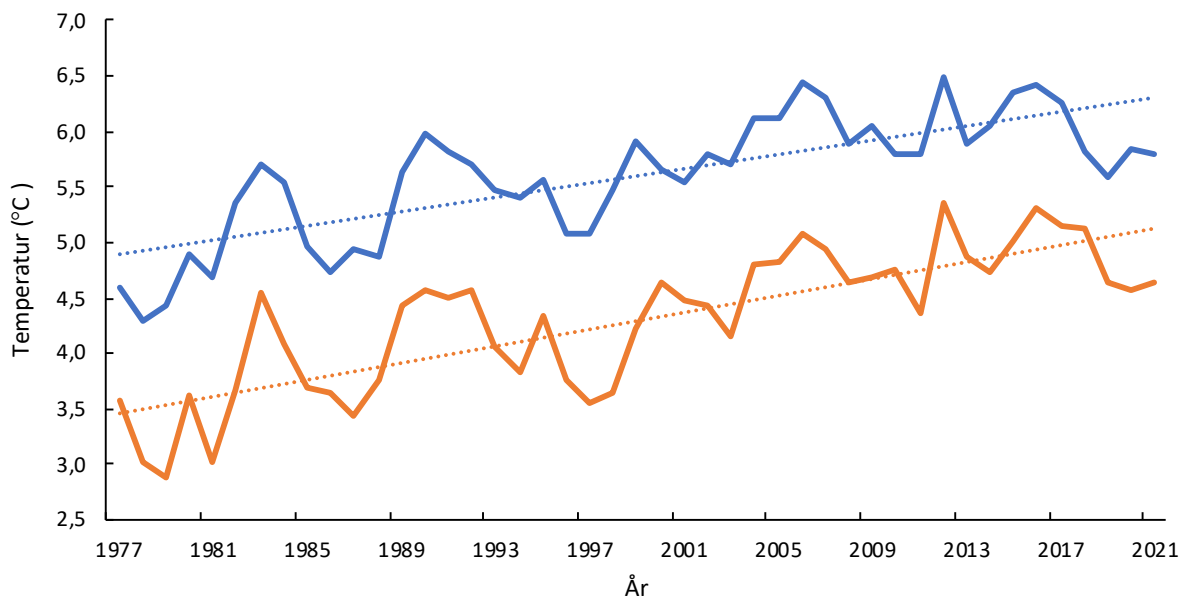
1	Innledning.....	1
1.1	Bakgrunn	1
1.2	Biologi til torsk og hyse i Barentshavet	5
1.2.1	Fiskerier.....	7
1.3	Klimaendringers effekt på marin fisk.....	11
1.3.1	Observerte og forventede endringer i Barentshavet.....	11
1.3.2	Temperaturrespons	12
1.4	Oppgavens problemstilling og forskningsspørsmål	15
2	Materiale og metode.....	17
2.1	Studieområde.....	17
2.2	Ecopath med Ecosim	19
2.3	Klima- og fiskeriscenarier	22
2.3.1	Simuleringer	25
2.4	Temperaturrespons	26
2.5	Tidsserier og inndata	28
2.6	Monte Carlo-simuleringer	29
3	Resultater.....	30
3.1	Biomasseutvikling i perioden 2000-2100.....	30
3.2	Fangst av torsk og hyse	36
3.3	Andre beskattede grupper.....	39
4	Diskusjon.....	41
4.1	Effekter av økt temperatur på biomassen hos torsk og hyse	41
4.2	Effekter av endring fiskedødelighet	46
4.3	Effekter av endring i temperatur og fiskedødelighet på andre arter.....	49
4.4	Begrensninger og videre forskning	51
5	Konklusjon	52

6	Referanseliste	53
7	Vedlegg	63

1 Introduksjon

1.1 Bakgrunn

Menneskelig aktivitet har varmet opp klimaet, og klimaendringene skjer med en økende intensitet og styrke på alle kontinenter og regioner (Masson-Delmotte et al., 2021). Klimaet i Arktis opplever det hurtigst skiftende miljøet på planeten, med en oppvarmingsrate på opp mot fire ganger det globale gjennomsnittet (Rantanen et al., 2022). Klimaendringene medfører nedgang i blant annet utbredelsen og mengden av havis, samt økning i næringstilgang og vanntemperatur (Yamanouchi & Takata, 2020). Variasjoner i de klimatiske faktorene fører med seg endringer i de biologiske og fysiologiske prosessene til marine organismer, som igjen leder til skifter i både produksjonen, romlig fordeling og sammensetningen av artene i økosystemene (Borgå et al., 2022; Previdi et al., 2021). Faktoren som hovedsakelig styrer slike endringer hos fisk, er temperatur (Carey & Zimmerman, 2014; Holt & Jørgensen, 2014). Vanntemperaturen i Barentshavet har vist en tydelig økning siden rundt 1977, med en økning på 1,5-2 °C i alle områdene (Figur 1) (Skagseth et al., 2020; Aarflot et al., 2018).



Figur 1: Årlig gjennomsnittlig dybdeintegrert vanntemperatur ved 50-200 m for målestasjonene "Barentshavet vest" (blå linje) og "Barentshavet øst" (rød linje) (Gonzalez-Pola et al., 2022). Stiplet blå linje og stiplet rød linje viser trendlinjene i løpet av perioden for hhv. «Barentshavet vest» og «Barentshavet øst». Målestasjonen til «Barentshavet vest» befinner seg ved Bjørnøya. Målestasjonen for «Barentshavet øst» befinner seg nord for Kola-halvøya.

I tillegg til de fysiske forholdene, som er primærdriverne når det kommer til sesongbaserte og årlige variasjoner i økosystemene, har de biologiske relasjonene stor påvirkning på dynamikken i økosystemene (Dalpadado et al., 2012). Endringer i små deler av økosystemet kan påvirke

hele økosystemet grunnet koblingen mellom de ulike trofiske nivåene, gjennom en kaskadeeffekt (Heath et al., 2014). Marine økosystemer kan påvirkes av tilførselen av næring til primærprodusentene (bunn-opp kaskade), eller ved påvirkning fra de øvre trofiske nivå (topp-ned kaskade) (Dalpadado et al., 2012). Det er også tilfeller hvor de midterste trofiske nivåene har stor effekt på dynamikken i økosystemet, som loddebestanden i Barentshavet (Koen-Alonso et al., 2021). Størrelsen på loddebestanden påvirker tilgangen til mat for de øvre trofiske nivå, samt at den påvirker arter på lavere trofiske nivå med økt predasjonspress (Gjøsæter et al., 2015). Barentshavet er et av de mest produktive områdene i arktiske strøk og huser store bestander av plante- og dyreplankton, fisk, bentiske evertebratarter, sjøfugler og marine pattedyr (Wienerroither et al., 2011).

Primærproduksjonen er essensiell for alt liv og produksjon, og i Barentshavet er det to hovedgrupper av primærprodusenter som står for det meste av produksjonen; planteplankton som vokser i de åpne vannmassene, og isalger som vokser i tilknytning til havisen (Søreide et al., 2010). Majoriteten av primærproduksjonen kommer fra planteplankton, men isalgene spiller en viktig rolle i de periodene eller områdene hvor de åpne vannmassene ikke er tilgjengelig (Vinje, 2001). Den økende havtemperaturen har medført en reduksjon i både helårlig og sesongbasert isdekke i Barentshavet (Dalpadado et al., 2020) Dette har ført til en økning i arealet av åpne havområder, og med det økning i produksjonsperioden for planteplankton (Dalpadado et al., 2020; Onarheim et al., 2018). Primærproduksjonen i Barentshavet har mer enn doblet seg i løpet av tidsperioden fra 1980 til 2020, og ført til en økning i mattilgangen for dyreplankton (Dalpadado et al., 2020). Dyreplankton har en nøkkelrolle i de marine økosystemene, hvor de fungerer som hovedledd i energikonverteringen mellom primærproduksjonen og planktivore fisk, marine pattedyr og andre organismer på høyere trofiske nivåer (Skjoldal, 2021). En svært viktig dyreplanktongruppe i Barentshavet er kopepoder fra slekten *Calanus*, grunnet deres høye biomasse, produksjon og næringsinnhold (Dalpadado et al., 2020; Aarflot et al., 2018). De to hovedartene av *Calanus* i Barentshavet, raudåte *C. finmarchicus* og ishavsåte *C. glacialis*, utgjør rundt 80% av den totale biomassen av mesodyreplankton (Aarflot et al., 2018). I de midtre og sørlige områdene av Barentshavet dominerer *C. finmarchicus*, mens *C. glacialis* ofte assosieres med de kaldere, arktiske vannmassene (Skjoldal, 2021; Aarflot et al., 2018). I tillegg til *Calanus*, finner en i de sentrale og nordlige delene av Barentshavet også store forekomster av krill *Thysanoessa spp.* og amfipoder *Themisto spp.* (Dalpadado et al., 2008; Kohlbach et al., 2021). Det rikholdige planktonsamfunnet i Barentshavet er primærnæringskilden til blant annet juvenil, demersal fisk

som torsk *Gadus morhua* og hyse *Melanogrammus aeglefinus*, samt flere pelagiske fiskearter, deriblant polartorsk *Boreogadus saida*, sild *Clupea harengus* og lodde *Mallotus villosus* (Dalpadado et al., 2020; Dalpadado et al., 2008).

I tillegg til klimaendringene, regnes fiskeriaktivitet som den viktigste menneskeskapte driveren når det kommer til påvirkning på økosystemer (Siwertsson et al., 2023; Wienerroither et al., 2011). Internasjonalt defineres Barentshavet som et stort marint økosystem (Large Marine Ecosystem (LME)), og omtales som et av de best forvaltede økosystemene (Grønnevet, 2016; St.meld. nr. 8 (2005-2006), s. 24). Forvaltningen baserer seg på kvoteråd, bifangstregler og minstemålbestemmelser, i tillegg til tekniske reguleringer knyttet til sesongbasert fiske etter enkeltarter og redskapsbegrensninger i spesifikke områder og perioder (Meld. St. 20 (2019-2020), 2020, s. 129-144; Meld. St. 36 (2012-2013), 2013, s. 18-29). For å legge til rette for en bærekraftig utnyttelse av de marine ressursene, er det utarbeidet helhetlige forvaltningsplaner for de viktigste havområdene i Norge. I tillegg til forvaltningsplanen for Barentshavet og havområdene utenfor Lofoten, er det også utarbeidet forvaltningsplaner for Norskehavet, og Nordsjøen og Skagerrak (Meld. St. 20 (2019-2020), 2020, s. 6). Forvaltningsplanene er et essensielt rammeverk for den store og lønnsomme fiskeri- og havbruksnæringen Norge har. Den totale årlige fangsten i de norske fiskeriene er stabilt høye, og fra 2012 til 2021 har det blitt fanget rundt 2,5 millioner tonn fisk og skalldyr årlig (Meld. St. 20 (2019-2020), 2020, s. 8). Majoriteten av fangstene består av torskefisk som torsk, hyse og sei *Pollachius virens*, samt de pelagiske artene sild, lodde, makrell *Scomber scombrus* og kolmule *Micromesistius poutassou* (Meld. St. 20 (2019-2020), 2020). I Barentshavet og de tilgrensede nordområdene er torsk, hyse og lodde de viktigste fiskeressursene, i tillegg til en rekke andre arter som uer *Sebastes spp.*, blåkveite *Reinhardtius hippoglossoides*, snøkrabbe *Chionoecetes opilio* og kongekrabbe *Paralithodes camtchaticus* (Hansen et al., 2019; Meld. St. 10 (2010-2011), s. 32-43). Fiske har en sterk og direkte sammenheng med både total biomasse og gytebiomasse, grunnet påvirkningen fiskeaktiviteten har på den totale dødeligheten, alders- og størrelsessammensetning, endring i egenskaper og effekter på habitat (Rørvik et al., 2022). Som et av de viktigste beite- og oppvekstområdene for en rekke kommersielle fiskearter, kan endringer i de klimatiske forholdene i Barentshavet føre med seg betydelige konsekvenser for både bestander og fiskeri (Ellingsen et al., 2008). De fysiske endringene kan påvirke artene direkte gjennom fysiologien, deriblant metabolske og reproduktive prosesser, og indirekte gjennom endringer i habitatstruktur, predator-bytte-interaksjoner og økosystemstruktur (Borgå et al., 2022).

I denne oppgaven er hensikten å modellere og visualisere hvordan klimaendringer kan påvirke to av de kommersielt viktigste artene i Barentshavet, torsk og hyse. Jeg skal undersøke klimaendringenes effekter i sammenheng med ulike nivåer av fiskeriaktivitet, med den hensikt å se hvilke endringer som kan forekomme i økosystemet og konsekvenser for fiskeriene.

1.2 Biologi til torsk og hyse i Barentshavet

Sammenligningen mellom torsk og hyse gjøres i denne oppgaven for å undersøke hvordan de to artenes ulike egenskaper og temperaturrespons kan påvirke biomasse, biomasseproduksjonen og fangster i framtiden. Bestander som lever på forskjellige dyp og ved forskjellige breddegrader forventes å reagere ulikt på framtidig havoppvarming, avhengig av bestandsspesifikke habitater, havstrømmer og batymetri, samt fysiologiske prosesser knyttet til bestandens toleransespekter for temperaturer (Kjesbu et al., 2022; Von Leesen et al., 2022). De to artene har ulik optimaltemperatur for både gyting, vekst og beiting (Baudron et al., 2011; Kjesbu et al., 2022; Peck et al., 2003; Planque & Frédou, 1999), der torsk generelt oppholder seg ved lavere temperaturer enn hyse (Mecklenburg et al., 2018). Økning i havtemperaturen kan påvirke alle prosessene som er nevnt ovenfor, i tillegg til balansen mellom de to artene (Durant et al., 2020).

Torsken er en boreal bento-pelagisk art, som lever i vannmassene fra overflaten og ned til om lag 500 meters dyp, men har også blitt registrert på ned mot 850 meters dyp (Von Leesen et al., 2022; Wienerroither et al., 2013). I Barentshavet er det den nordøstarktiske (NØA) torsken som er den dominerende bestanden (Wienerroither et al., 2011). NØA torsk har sitt habitat i Barentshavet, fra kanten av kontinentalsokkelen rundt grensen mellom Norskehavet og Barentshavet i vest og nordover mot Polarfronten (Vedlegg - Figur 1) (Kjesbu et al., 2022). I løpet av 2010-tallet har bestanden hatt en tydelig nord-østlig utvidelse av den romlige fordelingen, og det har blitt rapportert fangster så langt nord som 80°N (Haug et al., 2017). Det er den største torskebestanden i verden, og har de siste 20 årene hatt en gytebiomasse mellom 570 000 og 2,5 mill. tonn, med en topp rundt 2013. Etter 2013 har gytebestanden redusert og stabilisert seg til rundt 1 mill. tonn (Howell et al., 2022a). Torsken har interaksjoner med en rekke organismer i Barentshavet, og regnes som en sentral art (Kortsch et al., 2015). Torskebestanden påvirker arter både ved høyere og lavere trofisk nivå, og endringer i bestanden kan ha store effekter på økosystemet (Siwertsson et al., 2023). Torsken er den dominerende fiskespisende fiskearten i Barentshavet, og er en viktig predator på arter som hyse, lodde, snøkrabbe og polartorsk (Holt et al., 2019). Den er i tillegg en konkurrent for marine pattedyr (Bogstad et al., 2015), samt viktig føde for andre predatorer både som larve, 0-gruppe og voksen (Bogstad et al., 2000; Eriksen et al., 2011).

Nordøstarktisk torsk foretrekker temperaturer fra -0.5 °C til 7 °C, men ved god mattilgang nord for Polarfronten kan den i korte perioder oppholde seg ved temperaturer ned mot -1 °C

(Ohlberger et al., 2022). Like før og under gyting er NØA torsk mer sensitiv med tanke på temperatur, og befinner seg oftest ved 3-6 °C (Ohlberger et al., 2022). Juvenile individer baserer majoriteten av dietten på dyreplankton som krill (Euphasiidae) og amfipoder (*Themisto spp.* Hyperiididae) (Kjesbu et al., 2022; Link et al., 2009; Ottersen & Loeng, 2000). Den voksne delen av bestanden er fiskespisende generalister som har et vidt spekter av byttedyr, med en diett bestående av reker, pelagisk og demersal fisk, men med lodde som foretrukket føde (Bogstad & Gjøsæter, 2001; Dalpadado et al., 2012; Nakken, 1998). Vekst og størrelse til torskeindividene varierer fra år til år, og har en positiv sammenheng med størrelsen på loddebestanden (Link et al., 2009; Mehl & Sunnanå, 1991). Loddebestanden er en viktig art i økosystemet i Barentshavet, og har svært variabel biomasse (Gjøsæter et al., 2015). Fra 1987 og fram til 2019 har loddebestandens biomasse falt til svært lave nivåer fem ganger. I perioder med liten loddebestand kan juvenil sild oppleve et høyere predasjonspress fra torsk, samtidig som kannibalismen øker (Dolgov et al., 2011; ICES, 2021).

Hyse er en hovedsakelig boreal, bentopelagisk torskefisk som lever i vannmassene fra 10-450 meter (Wienerroither et al., 2011). NØA hyse er den mest tallrike bestanden av arten, og er utbredt langs vestkysten av Norge fra 62°N, i Barentshavet øst til Novaja Semlja og nordover til Svalbard (Vedlegg - Figur 2) (Devine & Heino, 2011; Kjesbu et al., 2014). Alder ved kjønnsmodning for 50% av bestanden inntraff fram til 1994 ved 5-6 års alder, men har i perioden 1995-2021 inntruffet ved 6-7 års alder (Howell et al., 2022b). Beite- og oppvekstområdene er hovedsakelig i sørlige- og vestlige del av Barentshavet, ved temperaturer fra 2-10 °C (Mecklenburg et al., 2018). I varmere perioder viser hyse, i likhet med torsk, en mer nord-østlig distribusjon (Berg et al., 2020; Skjæraasen et al., 2020). I gyteperioden trekker bestanden mot kysten av Nord-Norge, der den gyter langs kanten av kontinentalsokkelen mellom 67°-70°N (Filin & Russkikh, 2019; Kjesbu et al., 2022; Skjæraasen et al., 2020). Gyteperioden foregår fra mars til juni ved temperaturer på 4-6 °C (Tam et al., 2016).

Hyselarvene og yngre individer lever pelagisk, hvor de beiter på dyreplankton, med hovedvekt på raudåte *Calanus finmarchicus* og krill *Thysanoessa inermis* (Dalpadado et al., 2009; Kjesbu et al., 2022; Martell et al., 2005). Voksen hyse baserer mye av dietten på virvelløse bunndyr, samt egg fra sild og lodde under gyteperiodene deres (Baudron et al., 2011). I perioder kan NØA hyse også gå pelagisk og spise krill og andre pelagiske evertebrater (Skogen et al., 2007). Andelen fisk i dietten øker ikke i takt med alder, men varierer etter sesong, mattilgang og

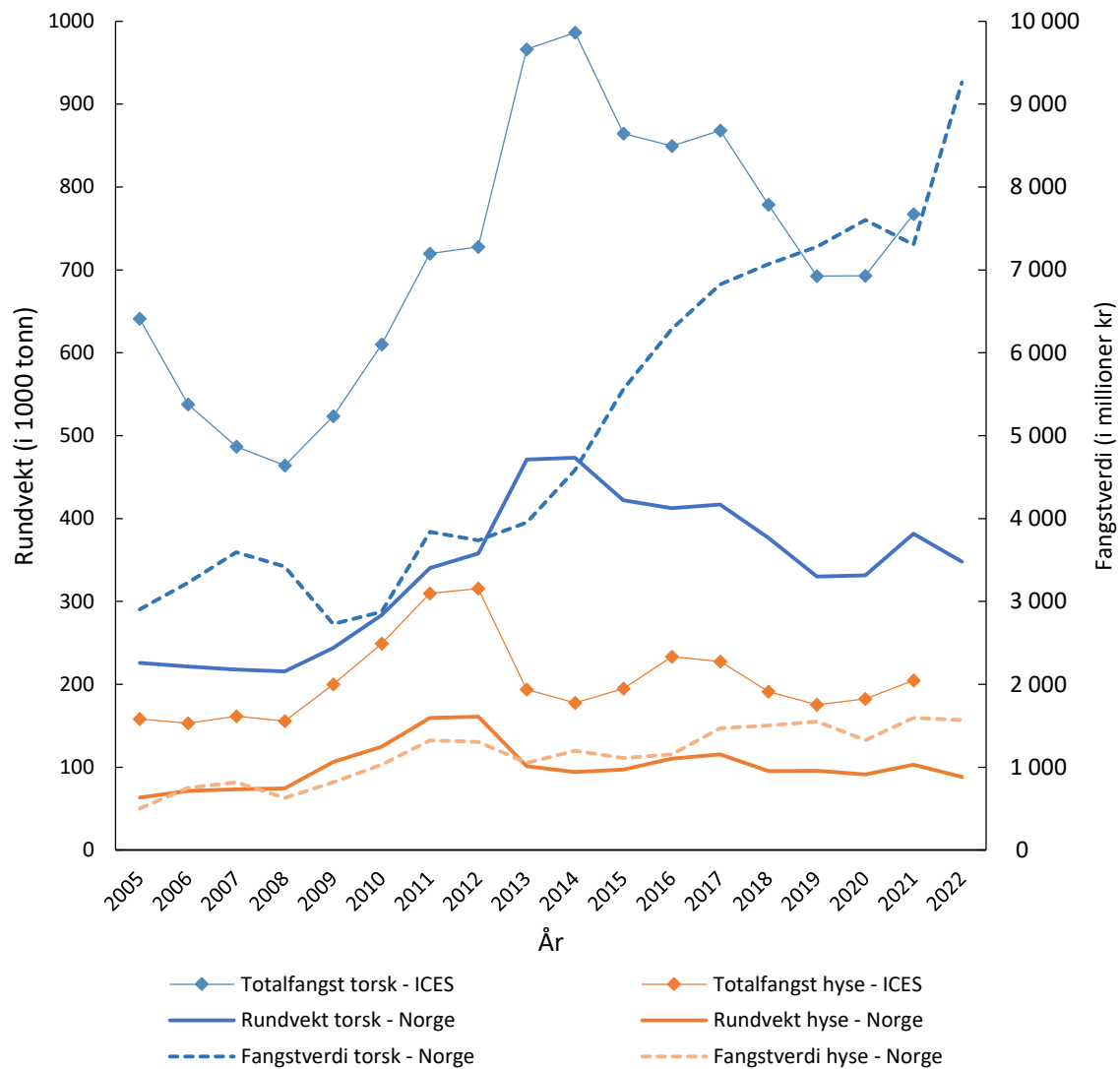
bestandsstatus (Tam et al., 2016) Store deler av predasjonspresset på yngre hyse kommer fra torsk, og kan medføre en betydelig faktor for den naturlige dødeligheten (ICES, 2020).

1.2.1 Fiskerier

Forvaltningen av bestandene i Barentshavet baserer seg på en helhetlig, økosystembasert forvaltningsplan, med den hensikt om å forvalte de marine, levende ressursene på en bærekraftig måte (Meld. St. 20 (2019-2020), 2020). Forvaltningsrådene for bestandene som er av interesse for Norge i Barentshavet baserer seg på den best tilgjengelige kunnskapen om bestandene og økosystemet, og vurderes av forskere i Det internasjonale havforskningsrådet (ICES) (Arneberg et al., 2020). anbefalingene fra ICES utgjør grunnlaget for fastsettelsen av kvoter, som for fiskeressursene i Barentshavet gjøres av Den blandede norsk-russiske fiskerikommisjonen. I Den blandede norsk-russiske fiskerikommisjonen fastsettes totalkvoter, forvaltningsstrategier og forvaltningstiltak (van der Meeren & Prozorkevich, 2021). Bestandsrådene baserer seg på blant annet estimer av rekruttering, mattilgang, bestandsstørrelse og fiskedødelighet (F) (Arneberg et al., 2020). Fiskedødelighet angir nivået av bestanden som fiskes, og brukes som et mål på hvordan fiske påvirker bestanden. I bestandsrådgvningen benyttes ulike referansepunkter for fiskedødelighet, med et føre-var-nivå (Fpa), et kritisk grensenivå (Flim) og et nivå for maksimalt utbytte (Fmsy) (Bogstad, 2022). Fiske som gjøres på eller under Fpa indikerer et beskatningsnivå som er på eller under det nivået som regnes som bærekraftig (Lordan et al., 2022). Ved Fpa tas det også hensyn til usikkerhet i bestandsestimatene, og det betegnes som det høyeste nivået av F der det er >90% sannsynlighet for å holde seg under Flim (Howell et al., 2022b). Fiske ved Flim indikerer et fisketrykk som på lang sikt gir en gytebestand som sikrer god rekruttering. Fiske som gjøres på et nivå høyere enn Fpa, men lavere enn Flim, øker sjansen for at gytebestanden havner under Fpa (Bogstad, 2022). Ved Fmsy fiskes det ved et nivå som skal sikre maksimalt fangstutbytte over tid, men benyttes i mindre grad enn de to førstnevnte (Lordan et al., 2022).

Kvotene som fastsettes skal representere et nivå av fiskedødelighet som følger målene om en bærekraftig høsting av de marine ressursene (Howell et al., 2022a). I tillegg til NØA torsk og NØA hyse, fastsetter den norsk-russiske fiskerikommisjonen også kvoter for lodde, blåkveite og snabeluer *Sebastes mentella* (van der Meeren & Prozorkevich, 2021). Når det kommer til fangstverdi, er torsk og hyse de klart viktigste artene i Barentshavet (Arneberg et al., 2020). I tillegg til torsk og hyse, fanges det også store volum av NØA sei (Howell et al., 2022b). Mengden sei som fanges årlig har vært på samme nivå eller høyere enn hyse i perioden 2000-

2020, men verdien per kilo fisk er på et mye lavere nivå enn for både torsk og hyse. Utbredelsen av sei i Barentshavet begrenser seg til de kystnære, sørlige delene av økosystemet, med store deler av utbredelsen i Norskehavet og mot Island (Kjesbu et al., 2022; Saha et al., 2015). Torsk og hyse er derimot de to desidert viktigste artene, og fangstene utgjør opp mot 70% av førstehåndsverdien i området (Figur 2).



Figur 2: Norske og totale fangster av nordøstarktisk torsk og nordøstarktisk hyse i rundvekt (målt i 1000 tonn) og fangstverdi (målt i millioner kr). Statistikk for norske fangster og fangstverdi er hentet fra Fiskeridirektoratets landings- og sluttседdelregister (Fiskeridirektoratet, 2023), og statistikk for totale fangster er hentet fra ICES' fiskerianbefalinger (Howell et al., 2022a).

Torsk er historisk sett en av de mest kommersielt, sosialt og økonomisk viktige artene i Barentshavet (Koul et al., 2021; Sandø et al., 2020). Torskebestanden i Barentshavet har i flere

perioder siden 1950-tallet vært hardt beskattet, og en kollaps av bestanden var nærliggende på 1980-tallet (Lilly et al., 2013; Siwertsson et al., 2023). Siden 2007 har forvaltningen av bestanden basert seg på en føre-var-tilnærming, og bestanden har siden hentet seg inn og nådd historisk høye nivåer (Siwertsson et al., 2023). I bestandsrådene for torskebestanden tilsvarer Fpa en F på 0,40 og ved Flim en F på 0,74, noe som tilsvarer et uttak på henholdsvis 40 og 74% av gytebestanden (Howell et al., 2022a). I perioden 2007-2021 har fangstnivået tilsvart et nivå av F på 0,29-0,48, noe som antyder at fisket drives bærekraftig. Dette står i sterk kontrast til fangstnivået i perioden 1993-2006, der nivået av F tilsvarte 0,59-0,94 (Howell et al., 2022a). De totale fangstene av NØA torsk i Barentshavet har økt fra i underkant av 500 000 tonn i 2005 til 1 mill. tonn i 2013, og deretter blitt redusert til i underkant av 800 000 tonn for 2022 (Figur 2) (Howell et al., 2022a). Om lag 85% av den totale kvoten fordeles likt mellom Norge og Russland, og resterende fordeles til tredjeland. I Norge landes ca. 70% av kvoten av den konvensjonelle kystflåten, og av de totale fangstene er ca. 70% trålfanget (ICES, 2021). Verdien på torsk har de siste årene opplevd en sterk økning, og selv med reduserte kvoter har det vært en total verdiøkning (Figur 2).

Fiskeriene etter NØA hyse har historisk sett vært sterkt påvirket av størrelsen på årsklasser, og sterke årsklasser har resultert i svært høye fangstnivåer (ICES, 2020). Siden 1992 har bestanden hatt en sterk økning i biomassen, og fangstene har vært stabilt høye. Fra og med 2009 har bestandsrådene og fisket blitt gjort etter en føre-var-tilnærming (Arneberg et al., 2020). I bestandsrådene for hysebestanden tilsvarer Fpa en F på 0,47 og ved Flim en F på 0,77. Siden 1990 har fangstnivået vært under Fpa, som viser at fisket har vært drevet forholdsvis bærekraftig. Siden starten av 2010-tallet har det også for NØA hyse vært en økning i fangstverdien, til tross for lavere totalfangster. Totalkvoten for NØA hyse har i perioden 2005-2023 økt fra 117 000 til 318 000 tonn i 2012, før den er noe redusert igjen til i underkant av 200 000 tonn i 2023. Norge og Russland står for 90-95% av de totale fangstene av NØA hyse, med en tilnærmet lik fordeling mellom de to landene.

Med total fangst menes registrerte fangster, i tillegg til estimerte utkast (Christensen et al., 2005). Den totale fangsten inkluderer alle registrerte landinger av fisk, i tillegg til beregninger for utkast, samt at det fram til 2008 ble inkludert fangstestimer fra ulovlig, urapportert og uregulert (IUU)-fiske i de totale fangstene (ICES, 2020). I Norge har det vært et utkastforbud for torsk og hyse siden 1987, med bakgrunn i den svake torskebestanden (Gullestad et al., 2015). Gjennom praksisen «high-grading» kastes det ut fangst av uønsket art eller størrelse for

å få plass til fangster av høyere verdi (Clegg et al., 2021), og omfanget av urapporterte utkast kan påvirke forvaltnings- og bestandsrelaterte vurderinger (Berg et al., 2022).

1.3 Klimaendringers effekt på marin fisk

1.3.1 Observerte og forventede endringer i Barentshavet

Barentshavet er et datarikt økosystem med økosystemundersøkelser som strekker seg tilbake til 1960-tallet, der den opprinnelige hensikten var å kartlegge kommersielle fisk- og skalldyrbestander (Siwertsson et al., 2023). Siden starten av 1970-tallet har undersøkelsene omfattet miljørelaterte data, samt inkludert en rekke flere arter. Siden 2004 har det årlig blitt gjennomført omfattende økosystemtokt, der det gjøres grundige undersøkelser av biologiske og abiotiske parametere ved nesten 400 ulike stasjoner. Datagrunnlaget for klimatiske faktorer strekker seg dermed tilbake til 1970, mens datagrunnlaget for de fleste biologiske parametere kun gjelder fra 2004. Dette gjør det utfordrende å se de langsiktige trendene for klimaendringenes effekt på de biologiske parametere (Siwertsson et al., 2023). Det er likevel tydelige tegn på at økt temperatur og mindre sjøis påvirker klimaet og de fysiske betingelsene i økosystemet.

For klimaet i Barentshavet er det observert flere endringer som følger av klimaendringene for perioden 1990-2022 sammenlignet med perioden fra 1961-1990 (Siwertsson et al., 2023). De nordlige delene av Barentshavet kan historisk kjennetegnes av sesongbasert isdekke og sterk lagdeling i vannmassene (Lind et al., 2016). Vannmassene deles inn i et relativt ferskt og homogent overflatelag bestående av smeltevann, et kaldt og relativt lite saltholdig lag med arktisk vann, og et dypere lag bestående av varmt og saltholdig atlantisk vann (Lind et al., 2018). De arktiske vannmassenes salinitet kontrollerer i stor grad varmetilførselen fra de atlantiske vannmassene til de øvre delene av vannmassene, og med det den isolerende effekten som de arktiske vannmassene har (Lind et al., 2016; Oziel et al., 2016). Siden 2001 har tilførselen av atlantisk vann økt betraktelig (Tsubouchi et al., 2021), samtidig som de atlantiske havstrømmene viser en mer nordlig utbredelse (Årthun et al., 2019). Reduksjonen i mengden havis, og med det tilførselen av ferskvann, har ført til at vannmassene i den nordlige delen av Barentshavet har svakere lagdeling, forsterket vertikal miksing og økt tilførsel av de varme og saltholdige atlantiske vannmassene (Lind et al., 2018). Endringen av det nordlige Barentshavet fra et kaldt og lagdelt havområde dominert av arktiske vannmasser til et varmt og homogent havområde preget av atlantiske vannmasser har allerede dokumenterte effekter (Siwertsson et al., 2023).

Mange boreale arter har siden starten av 2000-tallet endret fordeling nordover som en respons på økende havtemperatur og mindre havis (Berge et al., 2015). Særlig de nordøstarktiske torsk-

og hysebetsandene viser en sterk nordlig ekspansjon, mens snabeluer viser en mer nordøstlig forskyvning av distribusjonen (Hollowed et al., 2013). Fra 2004 til 2012 ble det for de boreale fiskebestandene observert en gjennomsnittlig nordlig forflytning på 141 km (Fossheim et al., 2015), over tre ganger så mye som de forventede globale endringene (Cheung et al., 2009). I løpet av samme periode har de arktiske fiskebestandene, dominert av grønlandsknurrulke *Triglops nybelini*, blåkveite og ringbuker *Liparidae*, forflyttet seg nordover i Barentshavet mot kanten av kontinentalsokkelen, samt mot dypere havområder (Fossheim et al., 2015). At arter som foretrekker kaldere temperaturer forflytter seg både nordover og dypere i vannmassene er tidligere observert blant en rekke arter i Nordsjøen (Dulvy et al., 2008). Den allerede observerte endringen i det nordlige Barentshavet har i stor grad skjedd grunnet økende temperaturer, og har ført til en hurtig borealisering av de arktiske miljøene (Fossheim et al., 2015). Bestandene av boreale arter som torsk og hyse har i løpet av 2000-tallet dratt nytte av varmere temperaturer og høyere primærproduksjon i Barentshavet (Pecuchet et al., 2020). Bestanden av NØA torsk opplevde i løpet av 2010-tallet store bestandsstørrelser som ikke er observert siden 1950-tallet (Howell et al., 2022a), mens bestanden av NØA hyse i samme periode nådde historisk høye nivåer (Howell et al., 2022b).

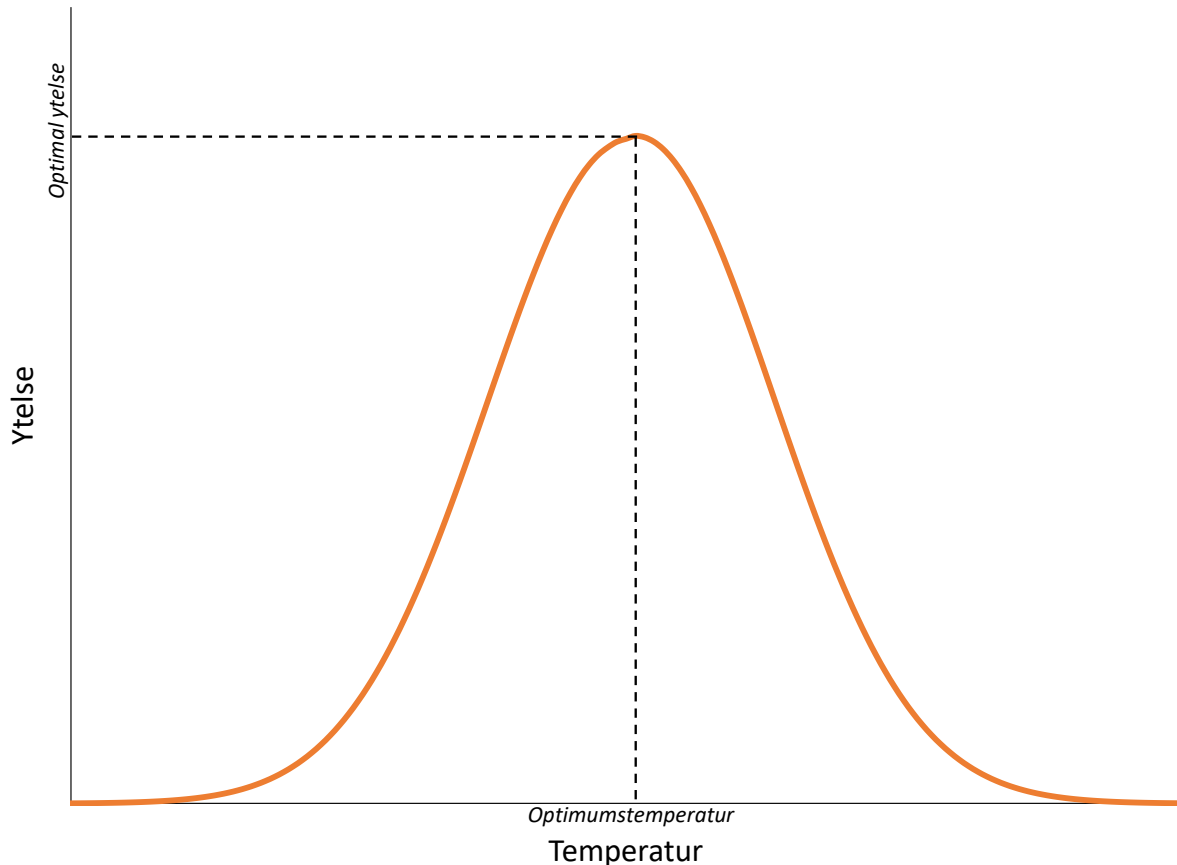
Det forventes at oppvarmingen av Barentshavet vil fortsette i framtiden, og at dette vil føre til betydelige endringer i de biologiske komponentene i økosystemet (Siwertsson et al., 2023). En av de største forventede effektene av klimaendringer, er en global økning i frekvensen og styrken av ekstremværhendelser (Mueter et al., 2021). Den biologiske responsen til ekstremværhendelser er lite kjent, men endringer i de klimatiske forholdene vil i ulik grad påvirke blant annet geografisk fordeling, interaksjoner mellom arter, produksjon, tilgjengeligheten og kvaliteten av næring, og vekstraten (Mueter et al., 2021; Payne et al., 2022).

1.3.2 Temperaturrepons

Grunnet påvirkningen temperatur har på stort sett alle biologiske prosesser, er det en nøkkelfaktor for ytelsen til levende organismer (Guderley, 2004). Temperatur påvirker i stor grad raten av de molekylære interaksjonene, som uttrykker seg i både metabolsk og fysiologisk aktivitet i vev og organer (Guderley, 2004; Nati et al., 2016). Noen fysiologiske responser på temperaturforandringer kan skje relativt hurtig, med påvirkning på eksempelvis matinntak, fordøyelse og energioptak (Landa et al., 2014) Dette regulerer blant annet hvor mye energi som kan brukes til kjerneaktiviteter som bevegelse, vekst og reproduksjon (Volkoff &

Rønnestad, 2020). I tillegg vil årlige temperaturvariasjoner kunne ha betydelig påvirkning på årsklassestyrke og den geografiske fordelingen av artene (Landa et al., 2014). Flerårige temperaturrender vil på den andre siden kunne påvirke mer langsiktige økologiske prosesser, som endring i gyteområder og evolusjonære trekk (Landa et al., 2014; Last et al., 2011). I store deler av verden er det også en tydelig økning i både frekvensen og styrken av ekstremværhendelser, som hetebølger, sykloner og tørke (Maxwell et al., 2019). Frekvensen av slike hendelser forventes å øke i løpet av det 21. århundre. De ulike artenes adaptive kapasitet for akutte klimatiske endringer, kan ha stor påvirkning på små bestander og hele økosystemer (Maxwell et al., 2019).

Siden mesteparten av fisk betegnes som ektotermer, hvor de metabolske prosessene ikke tilfører tilstrekkelig med kroppsvarme, defineres temperatur som en av de fysiske faktorene som påvirker fisk i størst grad (Alfonso et al., 2021; Volkoff & Rønnestad, 2020). Temperaturen i omgivelsene bestemmer derfor kroppstemperaturen til fisk, og setter med det også premisset for ratene til de fysiologiske og metabolske prosessene (Volkoff & Rønnestad, 2020). For de fleste ektoterme organismer vil den temperaturrelaterte ytelsen, med egenskaper knyttet til vekst, reproduksjon og bevegelse, kunne uttrykkes ved en entoppet responskurve (Figur 3) (Nati et al., 2016).



Figur 3: Hypotetisk temperaturrelatert ytelseskurve. Temperaturen der ytelsen optimaliseres betegnes som optimumstemperatur. Ved kurvens endepunkter defineres øvre og nedre toleransegrense.

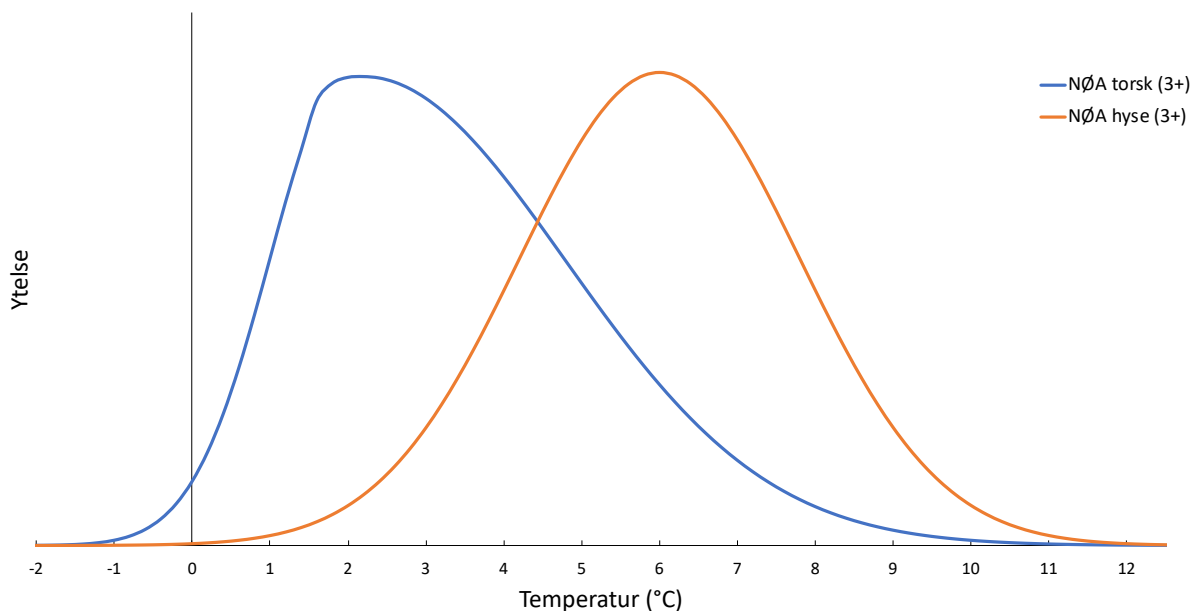
En responskurve som illustrerer en arts respons til temperatur beskriver optimumtemperaturen der ytelsen maksimeres, som reduseres mot null mot øvre og nedre toleransegrense, og viser termalbredden som definerer artens termale toleransegrense (Angilletta Jr et al., 2010; Huey & Stevenson, 1979; Volkoff & Rønnestad, 2020). Evolusjonære tilpasninger til ulike temperaturer kan føre til termale spesialister som tolererer et smalere temperaturspenn, kalt stenoterme, mens termale generalister som tolererer et bredere temperaturspenn kalles euryterme (Guderley, 2004; Nati et al., 2016).

Siden de fleste akvatiske habitater gjennomgår endringer i temperatur både mellom år og sesonger, er fisken som lever i disse habitatene avhengig av å kunne tolerere temperaturendringene i omgivelsene (Guderley, 2004). Temperaturtoleransen til fisken endrer seg også gjennom livet, basert på livsstadie, alder, størrelse og kjønnsmodning (Volkoff & Rønnestad, 2020). Enkeltindivider som eksponeres for lave til moderate temperaturendringer, vil ofte være i stand til å opprettholde en tilnærmet optimal ytelse ved å gjøre tilpasninger i den fysiske kapasiteten gjennom akklimatisering (Prosser & Nelson, 1981). Selv om en arts

geografiske fordeling i stor grad påvirkes av de miljømessige faktorene, avhenger responsen også i stor grad av responsen til predatorer og byttedyr, samt tilgjengeligheten av passende habitater (Nascimento et al., 2023)

1.4 Oppgavens problemstilling og forskningsspørsmål

Med grunnlag i dagens temperatur i Barentshavet, er det sannsynlig at økning i temperaturen vil medføre betydelige endringer i dynamikken i økosystemet. De raske endringene i økosystemet gjør at langsiktig og holistisk overvåking blir stadig viktigere i de kommende årene. NØA hyse lever i dag nær den nedre grense av sin temperaturløselighet, mens NØA torsk lever midt i temperaturspennet sitt (Figur 4) (Kjesbu et al., 2022).



Figur 4: Temperaturytelseskurver for voksen (eldre enn 3 år) nordøstarktisk torsk (blå linje) og nordøstarktisk hyse (rød linje). Kurvene baserer seg på temperaturberegningene fra Nascimento et al. (2023) og er illustrert ved bruk av metoden presentert i Serpetti et al. (2017).

Grunnet den store naturlige variasjonen ved høye breddegrader, er projeksjoner for temperaturutvikling i Barentshavet varierende og med høy usikkerhet (Flato et al., 2014; Wang et al., 2010). Til tross for usikkerheten, viser majoriteten av modeller en betydelig temperaturøkning fram mot år 2100 (Benestad et al., 2016; Dalpadado et al., 2012; Kjesbu et al., 2022; Previdi et al., 2021). Med den forventede temperaturøkningen sett opp mot temperaturpreferansen til torsk og hyse, forventes det en økning i biomassen av hyse og en reduksjon i biomassen av torsk. Økt nivå av fiskedødelighet forventes å påvirke biomassen negativt. Med den forventede temperaturøkningen forventes også en økning i biomassen av

boreale arter, mens biomassen av de arktiske artene forventes å redusere kraftig i takt med økt temperatur og lavere isdekke.

Oppgaven har til hensikt å undersøke effektene av økende havtemperaturer i Barentshavet, samt ulike nivåer av fiskedødelighet i de samme områdene. Dette vil gjøres gjennom scenarioanalyser hvor scenarier med ulike nivåer av temperaturøkning og fiskedødelighet sammenlignes mot hverandre. Oppgaven begrenses til å undersøke konsekvensene for torsk- og hysebestandene, samt andre beskattede arter i Barentshavet. Dette skal gjøres ved bruk av programvaren Ecopath med Ecosim, som illustrerer hvilke endringer som kan forekomme for økosystemmodellene ved de ulike scenarioene.

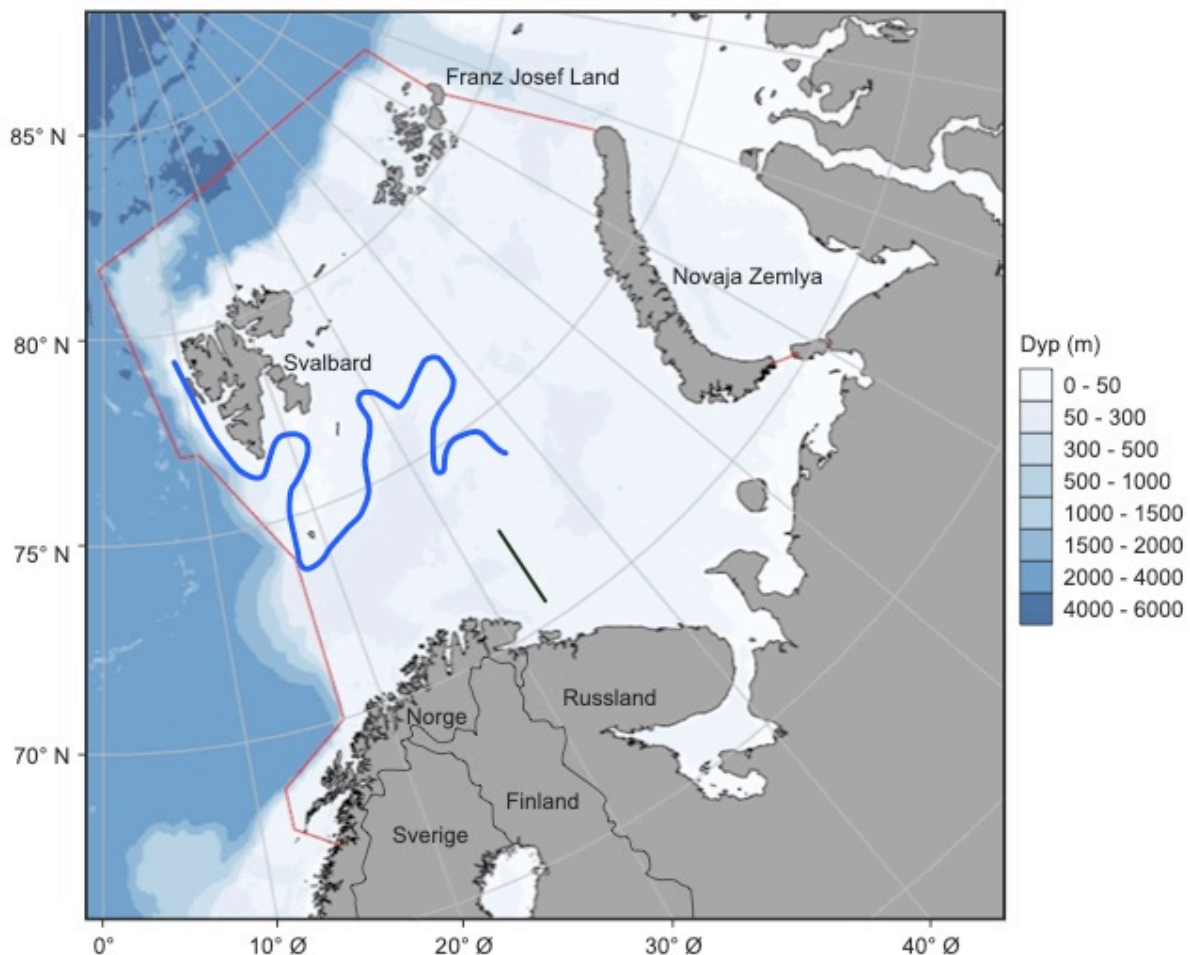
Spørsmålene som skal besvares i denne oppgaven er følgende;

1. Vil økende temperatur i Barentshavet føre til en endring i biomasseforholdet mellom torsk og hyse?
2. Under hvilke nivåer av klimagassutslipp og fiskedødelighet kan det forventes betydelige utslag i biomasse og fangster hos torsk og hyse?
3. Vil endringer i temperatur og fiskedødelighet føre til endring i biomassen av andre beskattede arter i Barentshavet?

2 Materiale og metode

2.1 Studieområde

Barentshavet er et arkto-borealt økosystem som strekker seg fra rundt 67° N langs Norskekysten, østover mot Novaja Semlja og nordover fra kysten av Norge og Russland mot enden av kontinentalsokkelen ved ca. 82.5° N (Figur 5) (Dalpadado et al., 2012; Pedersen et al., 2021). Økosystemet dekker i overkant av 2 millioner km² og er relativt grunt, med en gjennomsnittsdypde på 230 meter (Loeng, 1991). De dypeste områdene på om lag 500 meter ligger i Bjørnøyrenna lengst vest i Barentshavet, mens de grunneste områdene rundt ligger i tilknytning til bankene i nordlige og sør-østlige deler, der dybden er < 50 meter (Benestad et al., 2016; Loeng, 1991).



Figur 5: Kart som viser områdene og grensene til det marine økosystemet i Barentshavet. Kart modifisert fra Pedersen et al. (2021). Grensene til økosystemet vises med røde linjer. Kola-snittet for hydrografisk monitorering vises som svart linje. Polarfrontens lokasjon vises med blå linje.

Sirkulasjonsmønsteret i Barentshavet er komplekst og påvirkes av både atmosfærisk sirkulasjon, tidevann, vanntilførsel fra nærliggende havområder og bunntopografi (Jakobsen & Ozhigin, 2011). I de sør-vestlige områdene tilføres relativt varmt ($>3^{\circ}\text{C}$) og saltholdig ($S > 35\text{‰}$) vann fra de atlantiske havstrømmene og den norske kyststrømmen (Loeng & Drinkwater, 2007). I de nordlige og nord-østlige delene av økosystemet strømmer det til kaldere ($<0^{\circ}\text{C}$) og mindre saltholdig vann ($S > 34\text{‰}$) fra Nordishavet (Loeng & Drinkwater, 2007). Skillet mellom de varme, atlantiske vannmassene og de kaldere, arktiske vannmassene defineres som polarfronten (Lien, 2018). Iskanten har i vinterhalvåret historisk sett vært like nord for polarfronten, og området rundt polarfronten har høy biologisk aktivitet gjennom året (Lien, 2018).

2.2 Ecopath med Ecosim

Modelleringen i oppgaven gjøres ved bruk av Ecopath med Ecosim (EwE) (versjon 6.6.7), som er en programvare for konstruering, paramterisering og analysering av trofiske modeller av marine og akvatiske økosystemer (Christensen et al., 2005). Programvaren ble utviklet som et verktøy for å bistå forvaltningsenheter med å besvare spørsmål om utvikling i økosystemene som vanskelig kunne adresseres ved bruk av enkeltbestandsmodeller (Christensen & Walters, 2004). EwE baserer seg på den opprinnelige Ecopath-modellen utviklet av Polovina (1984), som presenterte statiske massebalanserte stillbilder av enkeltbestander og bestandsgrupper i et økosystem, og interaksjonene mellom disse gruppene (Christensen et al., 2005). Gjennom den dynamiske Ecosim-utvidelsen, kan en massebalansert Ecopath-modell brukes for å gjennomføre flerartssimuleringer, som gjør det mulig å utforske økosystemenes struktur og funksjonalitet, samt effekter av endringer i fiskeri, klima og forvaltning (Christensen et al., 2005; Coll et al., 2009; Stock et al., 2023).

Den dynamiske EwE-modellen bruker lineære ligninger som beskriver produksjon og tap av biomasse på alle trofiske nivå, og gir muligheten til å utforske tidligere, nåværende og framtidige effekter av fiske, fangst og miljørelaterte faktorer (Christensen et al., 2005; Srithong et al., 2021). Hovedparameterne som kreves for å lage en massebalansert økosystemmodell er biomasse (B), produksjon/biomasse-forhold (P/B), konsumpsjon/biomasse-forhold (Q/B) og økotrofisk effektivitet (EE) (Bentley et al., 2017). EE beskriver andelen av produksjonen til en gruppe som konsumeres i modellen (Pedersen et al., 2021). I tillegg behøves data på diettsammensetning til alle grupper, samt fangst- og utkastdata for de fangstbare artene (Heymans et al., 2016).

En EwE-modell må inneholde minst én detritus-gruppe og én konsumentgruppe, samt representere de viktigste artene og de trofiske nivåene som er til stede i økosystemet og er relevant for forvaltnings- og forskningsspørsmålene (Christensen & Walters, 2004; Coll et al., 2009; Heymans et al., 2016). Det er ingen øvre grense for hvor mange grupper som kan inkluderes i modellen, men ofte vil funksjonalitet og mangel på data kreve at flere arter plasseres innenfor samme funksjonelle gruppe (Heymans et al., 2016). De funksjonelle gruppene (FG) kan bestå av enkeltarter eller en gruppe arter som innehar samme funksjoner i økosystemet, eksempelvis habitat, diett, vekstrate, konsumrate, byttedyr og predatorer (Bentley et al., 2017; Heymans et al., 2016).

De trofiske interaksjonene mellom de funksjonelle gruppene og parametriseringen av Ecopath-modeller baserer seg på to hovedligninger som skal beskrive henholdsvis produksjonen og energibalansen for de ulike gruppene i modellen (Christensen et al., 2005). Den første hovedligningen er massebalanseligningen, som beskriver hvordan produksjonen for en gruppe kan deles i ulike komponenter, og forklares ved hjelp av ligningen;

$$\text{Produksjon} = \text{fangst} + \text{naturlig dødelighet} + \text{biomasseakkumulering} + \text{netto migrasjon} + \text{annen dødelighet} \quad \textbf{Ligning 1}$$

Naturlig dødelighet er andelen av en funksjonell gruppe som konsumeres av andre grupper. Biomasseakkumulering er estimat av kjent oppbygd biomasse over en tidsperiode.

Ligning 1 kan også skrives slik;

$$B_i \left(\frac{P}{B} \right) = \sum_{j=1}^n B_j \left(\frac{Q}{B} \right) DC_{ji} + * Y_i + E_i + BA_i + B_i \left(\frac{P}{B} \right) (1 - EE_i) \quad \textbf{Ligning 2}$$

Der i er funksjonell gruppe, B_i er biomassen til funksjonell gruppe i (g C m⁻²), $(P/B)_i$ er produksjon/biomasse-forholdet til gruppe i , $(Q/B)_j$ er konsum/biomasse-forholdet til predatorgruppe j , DC_{ji} er proporsjon av byttedyrgruppe i i dietten til predatorgruppe j , Y_i er fangsten av gruppe i , E_i er netto migrasjonsrate (emigrasjon – immigrasjon) av gruppe i , BA_i er biomasseakkumuleringsraten for gruppe i og $B_i(P/B)_i(1-EE_i)$ er «annen dødelighetsrate for gruppe i (Christensen et al., 2005; Pedersen et al., 2021).

I modellen må tilførsel ved konsum, og produksjon og forbruk av energi være i balanse for hver funksjonell gruppe. Etter at de ukjente parameterne er estimert, kan energibalansen redegjøres for og forklares ved hjelp av ligningen;

$$\text{Konsum} = \text{produksjon} + \text{respirasjon} + \text{ikke absorbert næring} \quad \textbf{Ligning 3}$$

Ligning 3 definerer konsumet som summen av somatisk vekst, metabolske kostander og avfallsprodukter (Christensen & Walters, 2004). Resultatet av massebalanseringen og energibalanseringen gir et mulig bilde av massestrømmene i økosystemet.

Den biologiske data og parameterne som benyttes i oppgaven er hentet fra litteratur og publisert data fra Barentshavet, og framstilt i Pedersen et al. (2021). Ecopath-modellen for Barentshavet består av 108 funksjonelle grupper (FG), deriblant 19 flerartsgrupper, hovedsakelig bestående

av arktiske og boreale arter. Flerartsgruppene består av arter med likheter i diett, P/B-rate og Q/B-rate.

Ecopath-modellen for Barentshavet benytter seg av karbonvekt som enhet for masse. Karbonvekt er hyppig brukt i Ecopath-modeller, grunnet dens evne til å gjengi de varierende nivåene av karbon i de ulike funksjonelle gruppene (Pedersen et al., 2021). Karbonvekten vil i denne oppgaven konverteres til våtvekt, med den hensikt å kunne sammenligne tallene med eksisterende fangst- og biomassedata. Karbonvekten angis som antall gram karbon per m², noe som tilsvarer antall tonn karbon per km².

Omregningen fra karbonvekt til våtvekt for hele Barentshavet ble gjort for hver funksjonell gruppe ved bruk av Ligning 4:

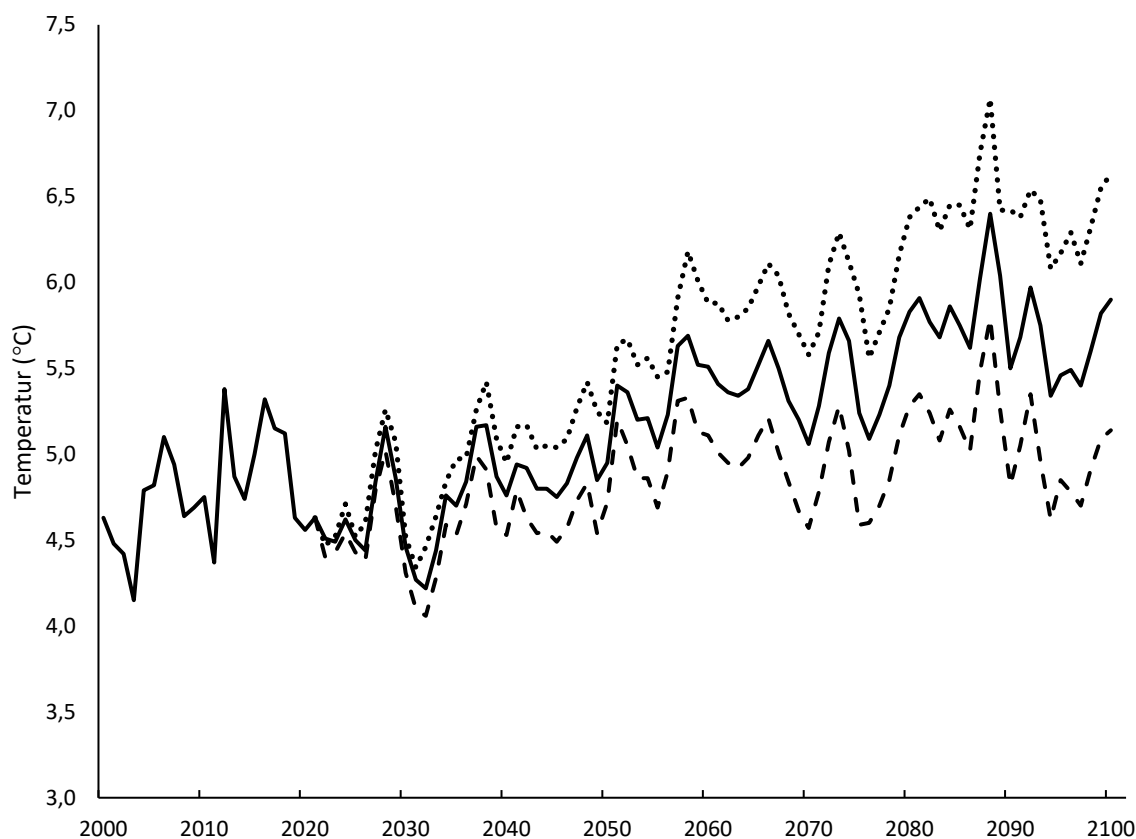
$$V\ddot{a}tvekt_i = \frac{Karbonvekt_i}{Forholdstall_i} * Areal_i \quad \textbf{Ligning 4}$$

Der $v\ddot{a}tvekt_i$ er den våtvekten for den funksjonelle gruppen i målt i tonn per km², $karbonvekt_i$ er karbonvekten for funksjonell gruppe i målt i tonn per km², $forholdstall_i$ er forholdstall mellom karbonvekt og våtvekt for funksjonell gruppe i , og $areal$ er studieområdets totale areal målt i km², som utgjør 2 100 000 km².

2.3 Klima- og fiskeriscenarier

For å kunne evaluere effekten av ulike framtidige scenarier knyttet til endringer i fiskedødelighet og temperatur, ble EwE benyttet med simuleringer over et hundreårsperspektiv fra år 2000-2100. De ulike temperaturscenarioene baserer seg på utviklingsbanene (*Representative Concentration Pathways* (RCP)) for framtidige konsentrasjoner av klimagasser i atmosfæren, som ble presentert i FN's klimapanel (IPCC) femte hovedrapport (van Vuuren et al., 2011). De ulike utviklingsbanene baserer seg på estimatene for konsentrasjoner av klimagasser i atmosfæren over tid, samt strålingspådriv, målt i watt per kvadratmeter i 2100 (Bjørnes, 2013). IPCC lanserte totalt fire utviklingsbaner, som inkluderte ett utslippsbegrensende scenario som fører til lave klimagassnivåer (RCP 2,6), to stabiliserende utslippsscenarioer (RCP 4,5 og 6,0) og ett scenario med høye nivåer av klimagassutslipp (RCP 8,5) (van Vuuren, 2011). I denne oppgaven inkluderes scenarioet for lave utslipp (RCP 2,6), ett av scenarioene for stabiliserende utslipp (RCP 4,5) og scenarioet for høye utslipp (RCP 8,5).

De tre ulike utviklingsbanene ble deretter brukt for å beregne temperaturutviklingen i Barentshavet fram til 2100 (Figur 6). Beregningene for temperaturutvikling baserer seg på tallverdiene til Bentley et al. (2017), som har utformet scenarier for havoppvarming ved de ulike utviklingsbanene. Dette ble gjort ved å bruke historiske data for gjennomsnittlig integrerte vanndybdetemperatur (0-200 meter) i årene 1951-2014 fra tre målestasjoner i tilknytning til Barentshavet, hentet fra «ICES Report on Ocean Climate» (<https://ocean.ices.dk/core/iroc>). De tre målestasjonene befinner seg ved Gimsøya i Lofoten, ved Bjørnøya vest i Barentshavet og nord for Kola-halvøya øst i Barentshavet (IROC). De historiske trendene ble deretter brukt som grunnlag for simuleringer for temperaturøkning fra 2015 til 2100. Temperaturscenarioene fra Bentley et al. (2017) ble deretter digitalisert, og en konverteringsfaktor ble benyttet for å omgjøre tallene fra gjennomsnittlig temperatur ved alle tre stasjonene, til å kun vise temperatur ved Kola-snittet. Konverteringsfaktoren er et forholdstall mellom temperaturen i Barentshavet øst og vest, og ble hentet fra Bentley et al. (2017). Faktoren ble brukt for å gi et mer representativt bilde av gjennomsnittstemperaturen i Barentshavet. Målestasjonene ved Gimsøya og Bjørnøya er sterkt påvirket av tilførselen av varme atlantiske havstrømmer, samt at tidsseriene for de to stasjonene er mye kortere enn for Kola-snittet og kun strekker seg tilbake til 1976.



Figur 6: Scenarier for temperaturutvikling i Barentshavet i perioden 2000-2100 ved de tre utviklingsbanene RCP 2,6 (stiplet linje), RCP 4,5 (heltrukken linje) og RCP 8,5 (punktlinje) (Bentley et al., 2017). Temperaturverdier omregnet til temperatur ved Kola-snittet.

De historiske trendene som temperaturdata baserte seg på kulminerte i en temperaturøkning på 0,5 °C i 2100 sammenlignet med 2020, fra 4,63 °C til 5,14 °C (Bentley et al., 2017) . Dette er en økning som samsvarer med det best tenkelige scenariet til IPCC (RCP 2,6). For de øvrige to scenariene ble det lagt til en temperaturøkning på henholdsvis +1,3 og +2 °C, noe som samsvarer med det stabiliserende (RCP 4,5) og sterkt økende (RCP 8,5) scenariet til IPCC (van Vuuren, 2011). Temperaturutviklingen ved de tre ulike utviklingsbanene ble lagt til i EwE som en «forcing function» i tidsseriene. «Forcing function» gir muligheten til å legge til fysiske eller andre miljørelaterte variabler, som kan påvirke de trofiske interaksjonene i modellen (Christensen et al., 2005).

De ulike temperaturscenariene kombineres med ulike nivåer av fiskedødelighet (F , år⁻¹). Fiskedødeligheten legges til som en driver i de ulike datasettene med tidsserie i Ecosim-modellen. Nivåene av fiskedødelighet baserer seg i utgangspunktet på det nærliggende historiske grunnlaget. For alle funksjonelle grupper som det er registrert fiskeriaktivitet på i Pedersen et al. (2021), ble det beregnet et gjennomsnitt av årene 2000-2020. Fiskedødeligheten

i Ecosim-modellen for hver av de beskattede FG ble beregnet på biomassebasis der $F = Y/B$, som er forholdet mellom årlig fangst (Y , $g C m^{-2} \text{ år}^{-1}$) og biomasse ($g C m^{-2} \text{ år}^{-1}$) (Pedersen et al., 2021). Forholdet mellom årlig fangst og produksjon (Y/P) er en indikator på hvor intensivt de beskattede gruppene fiskes på, og en optimal beskatningsgrad som korresponderer med maksimalt bærekraftig utbytte (MSY) har blitt beregnet til å være i underkant av 0,5 (Pedersen et al., 2021; Zhou et al., 2012).

Den gjennomsnittlige fiskedødeligheten ble deretter satt som en konstant for perioden 2021-2100. Den gjennomsnittlige fiskedødeligheten (F) for hver enkelt funksjonell gruppe i perioden 2000-2020 defineres som «business as usual» (FBAU). I tillegg til FBAU ble ytterligere to nivåer av fiskedødelighet undersøkt. Det andre nivået var en reduksjon i fiskedødeligheten på 50% sammenlignet med FBAU. Dette ble gjort for å undersøke hvordan endringer i temperaturen vil påvirke de ulike funksjonelle gruppene når fiskeriaktiviteten reduseres. Det siste nivået av fiskeridødelighet var en økning i fiskedødeligheten med 50% sammenlignet med FBAU. Dette ble gjort for å undersøke de ulike gruppenes respons til økning i både temperatur og fiskedødelighet.

2.3.1 Simuleringer

De tre utviklingsbanene og tre nivåene av fiskedødelighet ble kombinert, og resulterte i ni ulike scenarier (Tabell 1). Alle simuleringer gjøres for perioden 2000-2100.

Tabell 1: Beskrivelse av de ulike scenariene som ble benyttet i Ecopath-modellen, med kombinasjonene av RCP, fiskedødelighet og temperaturutvikling.

Drivere			
Scenario	RCP	Fiskedødelighet	Temperaturutvikling
1	2,6	FBAU	Stabil
2	2,6	50% av FBAU	Stabil
3	2,6	150% av FBAU	Stabil
4	4,5	FBAU	Moderat økende
5	4,5	50% av FBAU	Moderat økende
6	4,5	150% av FBAU	Moderat økende
7	8,5	FBAU	Sterkt økende
8	8,5	50% av FBAU	Sterkt økende
9	8,5	150% av FBAU	Sterkt økende

I de tre første scenariene baserer temperaturutviklingen seg på RCP 2,6 med stabil havtemperatur, og ulik fiskedødelighet. Scenario 4-6 baserer seg på RCP 4,5 med moderat økende havtemperatur og ulik fiskedødelighet. Scenario 7-9 baserer seg på RCP 8,5 med sterkt økende havtemperatur, og ulik fiskedødelighet.

2.4 Temperaturrepons

For alle FG i Ecopath-modellen ble det lagt til en miljøresponskurve, som kan vise den enkelte funksjonell gruppes toleranse til miljøforhold (Stock et al., 2023). Temperaturrensen legges til som en funksjon til havtemperaturen som en mekanisme for å simulere effekten av økende temperaturer i havet på matkonsum. Temperaturrenskurven (binormal kurve) er satt sammen av to normalfordelinger med felles gjennomsnitt, men med forskjellig standardavvik for temperatur over og under gjennomsnittet. En vanlig metode for å beregne temperaturrensen til hver enkelt FG er å benytte seg av temperaturrensfunksjoner som baserer seg på artenes geografiske fordeling (Stock et al., 2023). Globale databaser, som Aquamaps og SeaLifeBase, baserer den artsspesifikke temperaturdata på artenes geografiske fordeling (Kaschner et al., 2019; Palomares & Pauly, 2019). For de fleste fisk og marine pattedyr kan temperaturdata hentes i disse globale databasene. For funksjonelle grupper der det kreves et bredere datagrunnlag enn den geografiske distribusjonen eller temperaturdata ikke er tilgjengelig, kan alternative metoder for beregning av temperaturrens benyttes (Stock et al., 2023). Temperaturfunksjonene kan konstrueres ved hjelp av tilgjengelig litteratur (Coll et al., 2009), lokalkunnskap (Vilas et al., 2021) eller statistiske modeller (Husson et al., 2020)

Beregning av optimumstemperatur ble for de fleste FG i denne oppgaven gjort ved hjelp av Aquamaps og SeaLifeBase (Kaschner et al., 2019; Palomares & Pauly, 2019). For de FG der data om temperaturpreferanse ikke var tilgjengelig i Aquamaps eller SeaLifeBase, ble optimumstemperatur hentet fra tilgjengelig litteratur. Optimumstemperaturen ble beregnet ved å ta gjennomsnittet av nedre 10 prosent og øvre 90 prosent av foretrukket temperatur. Øvre og nedre standardavvik ble beregnet ved bruk av metoden introdusert i Serpetti et al. (2017). Avhengig av artens maksimum-, minimum- og optimumstemperatur, ble ulike verdier for standardavvik til den binormale kurven brukt til å lage en normalfordelingskurve som nærmet seg null i henhold til artens nedre og øvre temperaturløtoleranse (Serpetti et al., 2017). For NØA torsk og NØA hyse var temperaturdata fra AquaMaps ikke samsvarende med tilgjengelig litteratur. I følge AquaMaps er den gjennomsnittlige habitatstemperaturen for NØA torsk 7,7 °C og for NØA hyse 9,8 °C (Kaschner et al., 2019). Ifølge annen litteratur er den øvre temperaturpreferansen til NØA torsk 6-7 °C (Kjesbu et al., 2022; Sundby, 2000), og 9-10,5 °C for NØA hyse (Eriksen et al., 2012; Kjesbu et al., 2022; Mecklenburg et al., 2018)

Temperaturrensfunksjonene ble for NØA torsk og NØA hyse videre i denne oppgaven basert på beregningene gjort i Nascimento et al. (2023) (Figur 4), som i stor grad samsvarer

med tilgjengelig litteratur. Funksjonene ble generert gjennom statistiske kalkuleringer i QGAM (*quantile generalised additive model*), og justert opp mot observert data på klimatiske preferanser (Husson et al., 2020; Nascimento et al., 2023). I motsetning til de globale datasettene som baserer sine temperaturdata på et gjennomsnitt av et helt område eller en hel bestand, baserer denne modellen seg på en gitt kvantil (Husson et al., 2020). Når kvantilen tilpasses modellen, kan det beregnes maksimal biomasse for hver FG, som en respons til de ulike miljømessige variablene. Deretter kan det kalkuleres en potensiell nisje for hver FG. Temperaturreponsfunksjonen til de andre beskattede artene vises i Vedlegg - Figur 3 og temperaturdata som er benyttet for alle andre FG i oppgaven vises i Vedlegg - Tabell 1.

2.5 Tidsserier og inndata

Det ble konstruert tidsserier for å representere ulike drivere. Tidsseriene baserer seg på observerte og estimerte verdier for biomasse, fiskedødelighet og produksjon. I perioden 2000-2021 ble observert data på fiskedødelighet og biomasse definert i tidsseriene. Som en definert verdi i oppgaven, ble fiskedødeligheten satt som en konstant verdi i perioden 2021-2100 (Pedersen et al., 2023). Fiskedødeligheten baserte seg på gjennomsnittet av de observerte dataene i de perioden 2000-2020. Grunnlaget for temperaturdata og primærproduksjon, samt tidsseriene som ble benyttet i denne oppgaven finnes i Pedersen et al. (2023).

Primærproduksjonen ble i tidsserien definert for perioden 2000-2100, som en funksjon av temperaturen for den aktuelle simuleringen. Primærproduksjonen har en sterk sammenheng med mengden åpent hav, og relateres derfor til temperaturen. For at nivåene av primærproduksjon i tidsserien skulle samsvare med forventede nivåer, ble det satt en maksimalgrense for primærproduksjonen i henhold til relevant litteratur. Grunnlag for beregning av primærproduksjon i modellen finnes i Pedersen et al. (2023).

For å unngå kunstig høye nivåer av enkeltarter, var det nødvendig å moderere biomasseestimatene av disse. Dette gjaldt for funksjonell gruppe «Large herring», som i hovedsak er fordelt i Norskehavet. Det ble lagt til en konverteringsfaktor for å representere at bare en liten del av denne FG var utbredt i Barentshavet.

2.6 Monte Carlo-simuleringer

Ecosim-simuleringer er sensitive for usikkerhet i de grunnleggende parameterne (B, P/B, Q/B og EE) (Bentley et al., 2017). Alle disse størrelsene har usikkerhet og for å vurdere usikkerheten i resultatene, ble det kjørt Monte Carlo-simuleringer. Monte Carlo-simuleringene tester sensitiviteten til Ecosim-resultatene gjennom å beregne nye estimater for de grunnleggende parameterne i søk etter alternative masse-balanserte modeller (Steenbeek et al., 2018). Estimatenes gjøres fra en uniform fordeling sentrert rundt basen av Ecopath-verdien, med en variasjonskoeffisient for alle gruppene. Variasjonskoeffisienten for inndataparameterne kan defineres direkte i Monte Carlo-rutinen, eller hentes fra pedigree-spesifiserte usikkerhetsverdier for inndataparameterne som ligger i modellen (Heymans et al., 2016).

I denne oppgaven ble det for hvert av de ni scenariene gjennomført 50 simuleringer (Monte Carlo-replikater) med en variasjonskoeffisient på 0,1. Dette er ansett som et vanlig nivå for usikkerheten i tilsvarende modeller (Bentley et al., 2017). For hvert replikat kunne det være nødvendig med opptil 10 000 kjøring der verdiene for inndataparameterne ble testet for å finne ut om Ecopath-modellen var balansert (Pedersen et al., 2021). For å videre evaluere usikkerheten i modellen og sammenligne resultatene, ble øvre og nedre konfidensintervall på 5 og 95%-persentilene fra Monte Carlo-replikatene kalkulert. Hver simulering tok opp til 2 timer å gjennomføre.

3 Resultater

I den følgende delen vil først simulerte endringer i den relative biomasse i perioden fra år 2000-2100 for juvenil og eldre torsk og hyse ved de ulike scenarioene presenteres. Deretter presenteres scenarier for fangst av torsk og hyse ved de ulike scenarioene. Avslutningsvis vil det bli presentert biomasseendringer til øvrige beskattede bestander ved de ulike scenarioene.

3.1 Biomasseutvikling i perioden 2000-2100

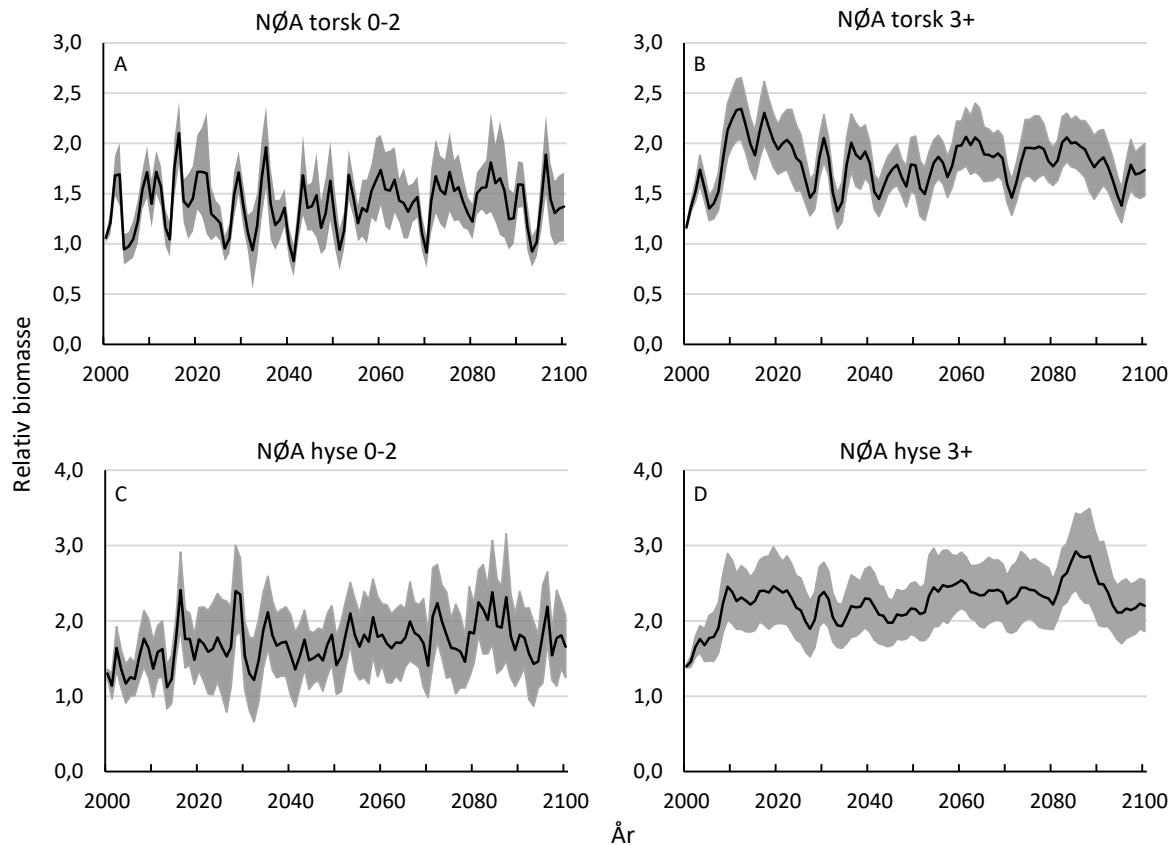
Innledningsvis vil resultatene fra RCP 2,6 og FBAU presenteres, før resultatene fra de øvrige scenarioene presenteres og sammenlignes med nevnte scenario.

Den juvenile torskegruppen (NØA torsk 0-2) viser en jevnt positiv biomasseutvikling med relativt hurtige endringer i biomassen (Figur 7A). I løpet av tidsperioden fra 2000-2100 er biomassen av juvenil torsk lavere enn ved utgangspunktet i 7 av årene, med en reduksjon på opp mot 15% sammenlignet med biomassen i 2000. Årene med lavest biomasse etterfølges i alle tilfeller av en bratt økning i biomassen. I årene med brattest økning i biomasse, 2017, 2030 og 2036 er det en økning i biomassen på 70-100% i løpet av en toårsperiode. Felles for alle tre biomassetoppene er at de er etterfulgt av år med relativt lav biomasse 1-3 år senere. Ved tidsperiodens slutt i 2100 er det en økning i biomassen på ca. 35% sammenlignet med starten av tidsperioden.

Den eldste torskegruppen (NØA torsk 3+) viser i likhet med den juvenile torskegruppen en positiv biomasseutvikling fra år 2000 til 2100 (Figur 7B). Den største økningen i biomasse for den eldste torskegruppen er i perioden fram til 2018, der biomassen når et toppnivå, 130% høyere enn i 2000. Årene med størst økning i biomasse for den juvenile torskegruppen vises også for den eldste torskegruppen, men i mindre grad enn for den juvenile gruppen. De nevnte toppårene forekommer 1 år senere for den eldste torskegruppa, noe som også gjelder årene med lavest biomasse for den juvenile gruppen. Fra den eldste gruppens toppår i 2031 til bunnåret i 2034 er det en reduksjon i biomassen på 47%. Ved tidsperiodens slutt i 2100 viser den eldste torskegruppen en større økning i biomassen enn den juvenile gruppen, og biomasseøkningen er ca. 70% sammenlignet med starten av tidsperioden.

Den juvenile hysegruppen (NØA hyse 0-2) viser i likhet med juvenil torsk store årlige variasjoner (Figur 7C). Årene med høyest biomasse av juvenil hyse er i 2017 og 2029, der biomassen er på et nivå som tilsvarer en økning på 130-140% sammenlignet med år 2000. I likhet med den juvenile torskegruppen, viser også den juvenile hysegruppen store reduksjoner

i biomassen etter toppårene. Den største reduksjonen i biomasse av juvenil hyse skjer i perioden 2029-2032, der biomassen halveres i løpet av de tre årene. Gjennom tidsperioden er det en jevn positiv trend i biomasseutviklingen. Ved tidsperiodens slutt i 2100 viser den juvenile hysegruppen en økning i biomassen på ca. 70% sammenlignet med starten av tidsperioden.



Figur 7: Relative biomasseendringer for scenario RCP 2,6 ved lav fiskedødelighet i perioden 2000-2100 for NØA torsk 0-2 (A), NØA torsk 3+ (B), NØA hyse 0-2 (C) og NØA hyse 3+ (D). Svart linje viser den årlige gjennomsnittlige biomassen og det grå området viser 5 og 95%-persentilene fra 50 Monte Carlo-simuleringer.

Den eldste hysegruppen (NØA hyse 3+) følger den positive biomasseutviklingen til den juvenile hysegruppen, men har en større økning i biomasse og mindre grad av variasjoner fra år til år (Figur 7D). Fra 2000 til 2010 dobles biomassen, før biomasseutviklingen stabiliserer seg i en relativt lang periode. Fra 2010 til 2080 fluktuerer biomassen relativt lite, med en forskjell i biomasse på ca. 20% mellom den høyeste og laveste biomassen. Fra 2081 til 2086 er det en relativt bratt økning i biomasse, med en økning på 35%. Ved tidsperiodens slutt i 2100 viser den eldste hysegruppen en økning i biomassen på ca. 120% sammenlignet med starten av tidsperioden.

Linjediagram som presentert i Figur 7 for de øvrige scenarioene inkluderes i Vedlegg. Ved lav F under RCP 2,6 er de langsiktige trendene i biomasseutvikling tilnærmet lik som ved FBAU for den juvenile torskegruppen (Vedlegg - Figur 4). Biomassen til den eldste torskegruppen har en relativt lavere økning i biomasse ved lav F enn ved FBAU, og har en økning på ca. 20% i 2100 sammenlignet med i 2000. For juvenil hyse er det større årlige variasjoner i biomasse ved lav F enn ved FBAU, men de langsiktige trendene er tilnærmet lik. Den eldste hysegruppen har tilnærmet lik utvikling ved lav F som ved FBAU, men økningen i biomassen er rundt 10% lavere ved lav F.

Ved høy F under RCP 2,6 viser de juvenile gruppene av både torsk og hyse en lavere økning i biomasse enn ved FBAU, men har fortsatt store årlige variasjoner i biomasse (Vedlegg - Figur 5). Den eldste torskegruppen har mindre årlige variasjoner ved høy F enn ved FBAU, men den totale økningen i biomassen er mye lavere enn ved FBAU. Den eldste hysegruppen har mye større årlige variasjoner ved høy F enn ved FBAU, mens økningen i biomasse er lavere ved høy F enn ved FBAU.

Biomasseutviklingen til juvenil torsk viser ved lav F under RCP 4,5 tilnærmet lik utvikling i biomasse som ved RCP 2,6 og FBAU, mens den juvenile hysen har både lavere årlige variasjoner og lavere biomasse i 2100 enn ved RCP 2,6 og FBAU (Vedlegg - Figur 6). Både den eldste torskegruppen og hysegruppen har større økning i biomassen ved lav F under RCP 4,5 enn ved RCP 2,6 og FBAU. Den eldste torskegruppen har relativt stabil biomasse fra 2010 til 2100, med en bratt økning rundt 2030. Den eldste hysegruppen har en stabil positiv økning gjennom hele tidsperioden fra 2000-2100, med liten grad av årlige variasjoner.

For juvenil torsk er variasjonene fra år til år lavere ved RCP 4,5 og FBAU enn ved RCP 2,6 og FBAU, men den langsiktige trenden i biomasseutvikling er negativ gjennom hele tidsperioden (Vedlegg - Figur 7). Det er ingen store forskjeller i biomasseutvikling for juvenil hyse mellom de to scenariene, med unntak av en sterk økning i biomasse fra 2091-2100 ved RCP 4,5 og FBAU. For den eldste torskegruppen er det ved FBAU under RCP 4,5 negativ utvikling i biomassen fra 2010-2100. For den eldste hysegruppen er variasjonene fra år til år tilnærmet lik ved de to scenariene, men med ca. 50% større økning i biomasse ved RCP 4,5 og FBAU sammenlignet med RCP 2,6 og FBAU.

Under scenariet med RCP 4,5 og høy F er biomasseutviklingen for både den juvenile og den eldste torskegruppen negativ, og biomassen er i flere år under nivået fra 2000 (Vedlegg - Figur

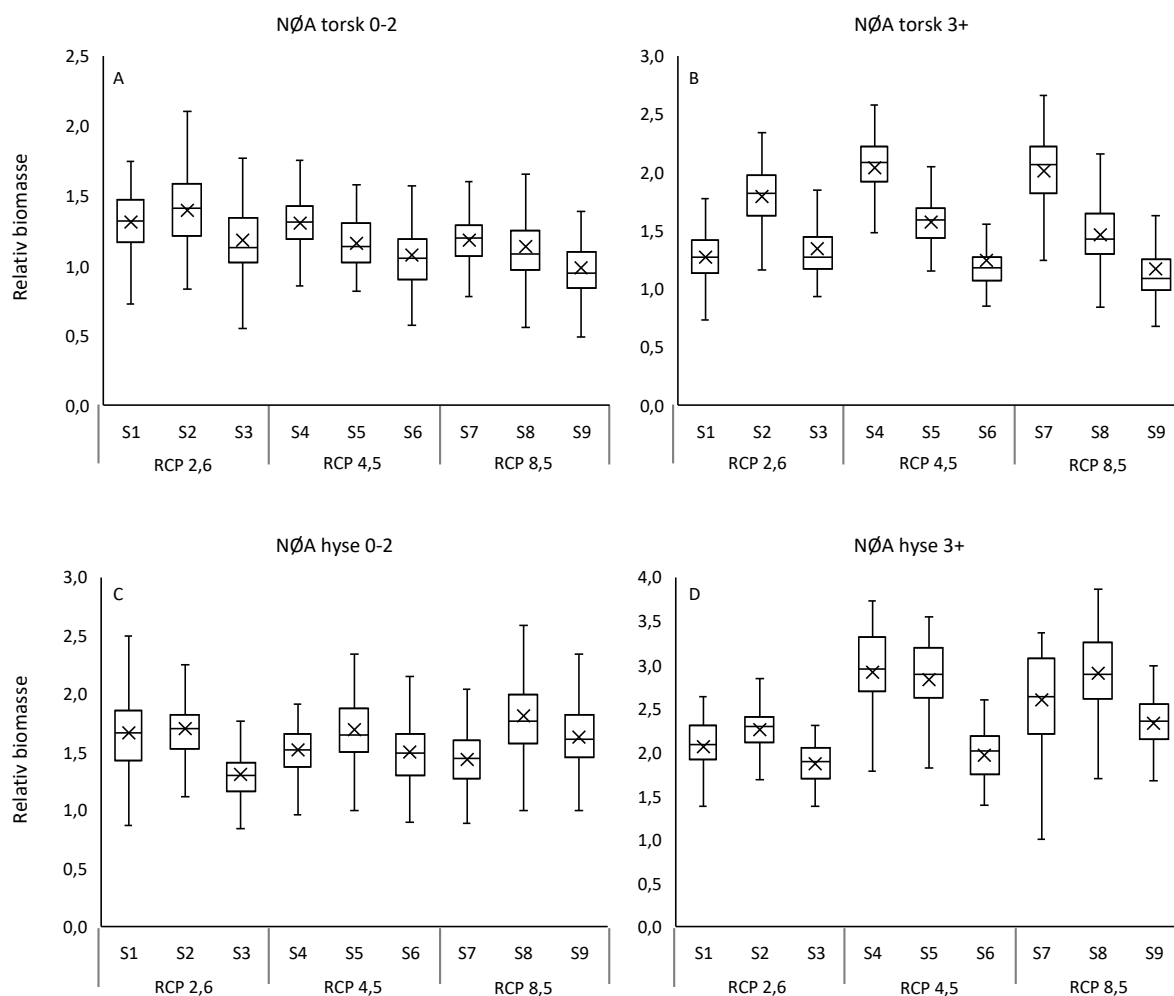
8). Variasjonene fra år til år er lavere for begge gruppene i forhold til ved RCP 2,6 og FBAU, særlig fra 2030-2100. Det er ingen store variasjoner mellom biomasseutviklingen og de årlige variasjonene for den juvenile hysegruppen mellom de to scenariene. For den eldste hysegruppen er det en bratt reduksjon i biomasse rundt år 2020 ved RCP 4,5 og høy F, etterfulgt av en stabil positiv biomasseutvikling i resten av perioden fram til 2100.

Ved det høyeste temperaturscenariet RCP 8,5 og lav F er variasjonene fra år til år tilnærmet lik som ved RCP 2,6 og FBAU for både juvenil torsk og hyse (Vedlegg - Figur 9). Biomasseutviklingen er for juvenil hyse også tilnærmet lik, mens for juvenil torsk er det en tydelig negativ utvikling ved RCP 8,5 og lav F. For den eldste torskegruppen er det lavere variasjoner fra år til år ved RCP 8,5 og lav F, med en stabil positiv biomasseutvikling fram til år 2050. Fra 2050 og til 2100 er det en tydelig negativ utvikling i biomassen til den eldste torskegruppen. For den eldste hysegruppen er variasjonene fra år til år noe mindre ved RCP 8,5 og lav F, mens biomasseutviklingen har en stabil positiv utvikling.

Ved RCP 8,5 og FBAU er utviklingen i biomasse for både den juvenile og den eldste torskegruppen tilnærmet lik som ved RCP 2,6 og FBAU fram til 2050, men med noe større variasjoner fra år til år for den juvenile gruppen (Vedlegg - Figur 10). Fra og med 2050 er variasjonene fra år til år mindre for begge gruppene ved RCP 8,5 og FBAU, men med en tydelig negativ utvikling i biomasse fram til 2100. For den juvenile hysegruppen er variasjonene fra år til år lik ved de to scenariene fram til 2050. Fra og med 2050 til 2100 varierer biomassen i mye større grad ved RCP 8,5 og FBAU, enn ved RCP 8,5 og FBAU. Den eldste hysegruppens biomasseutvikling har en stabilt positiv biomasseutvikling gjennom hele tidsperioden ved RCP 8,5 og FBAU, og er i 2100 rundt 3,5 ganger høyere enn i 2000.

Også ved RCP 8,5 og høy F er det en tydelig negativ utvikling i biomasse for både den juvenile og den eldste torskegruppen (Vedlegg - Figur 11). Biomassen til juvenil torsk er i store deler av perioden 2020-2100 lavere enn i 2000, mens den eldste torskegruppen har en svært lav biomasse fra 2085 til 2100. Variasjonene fra år til år for både den juvenile og den eldste hysegruppen er mye større enn ved RCP 2,6 og FBAU, men biomassen ved tidsperiodens slutt i 2100 er tilnærmet lik ved to scenariene.

For alle scenariene presenteres biomasseverdiene som et boksplott (Figur 8).



Figur 8. Boksplott av årlige biomasseverdier for NØA torsk 0-2 (A), NØA torsk 3+ (B), NØA hyse 0-2 (C) og NØA hyse 3+ (D) i perioden 2000-2100 ved 9 ulike scenarier (Tabell 1). Laveste biomasse (nedre horisontale strek), nedre kvartil (nedre vertikale linje), median (horisontal strek i boks), gjennomsnitt (kryss), øvre kvartil (øvre vertikale linje) og høyeste biomasse (øvre horisontale strek) indikeres i figurene. Boksen indikerer 50% av biomasseobservasjonene. Scenario (S) 1-9 vises i stigende rekkefølge på x-aksen. For hvert scenario og RCP er det verdier for 99 år og 50 Monte Carlo-simuleringer, totalt 500 verdier.

Biomassen til den juvenile torskegruppen (NØA torsk 0-2) viser en negativ utvikling ved økende temperatur og økende F, med unntak av det laveste temperaturscenarioet RCP 2,6, der den høyeste biomassen av alle scenarioene er ved FBAU (Figur 8A). Ved RCP 4,5 og RCP 8,5 er det en negativ utvikling i biomasse ved økende F. Det er også en negativ biomasseutvikling mellom de ulike temperaturscenarioene, der den høyeste biomassen ved de ulike nivåene av F er ved RCP 2,6 og den laveste biomassen ved RCP 8,5. De årlige variasjonene er størst ved RCP 2,6 og lavest ved RCP 4,5.

For den eldre torskegruppen (NØA torsk 3+) er trenden med synkende biomasse ved økende nivå av F enda tydeligere enn for den juvenile torskegruppen ved de to høyeste temperaturscenarioene (Figur 8B). Også for den eldre torskegruppen er biomassen under RCP

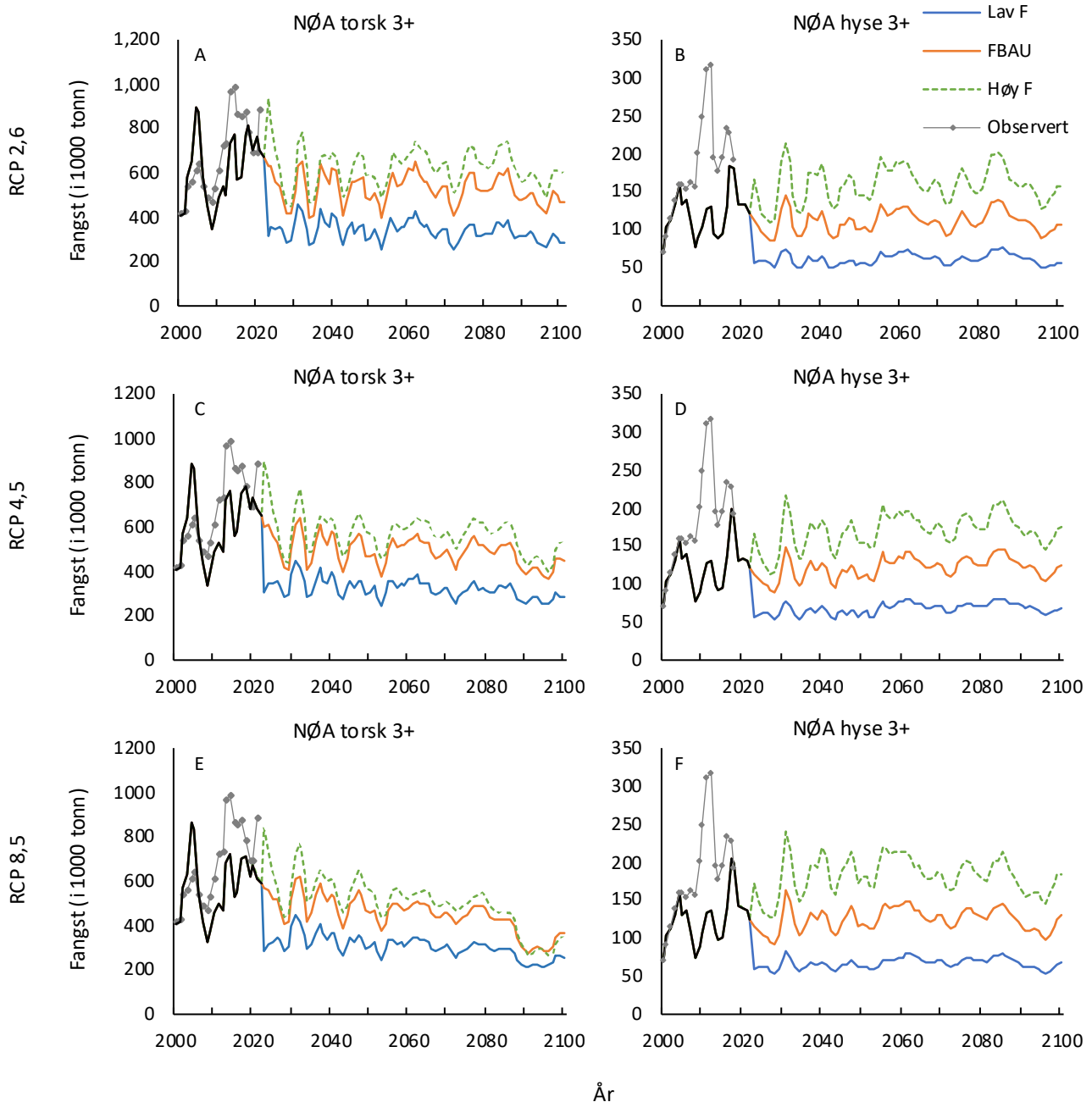
2,6 høyest ved FBAU. Medianbiomassen ved lav F under RCP 4,5 og RCP 8,5 er ved begge scenarioene på et nivå som tilsvarer en dobling av biomassen sammenlignet med biomassen i 2000. Ved høy F under de to høyeste temperaturscenarioene er medianbiomassen for den eldre torskegruppen tilnærmet uendret. Ved alle tre temperaturscenarioene er det mindre variasjon mellom høyeste og laveste biomasse ved høy F enn ved de to nivåene av lavere F.

Den juvenile hysegruppen (NØA hyse 0-2) viser en positiv utvikling i biomasse ved alle de ulike scenarioene (Figur 8C). Den høyeste medianbiomassen er under alle de tre ulike temperaturscenarioene ved FBAU. Ved lav F er den høyeste medianbiomassen ved RCP 2,6 og den laveste biomassen ved RCP 8,5. Ved FBAU er medianbiomassen tilnærmet lik ved alle tre temperaturscenarioene, men med større variasjon ved økende temperatur. Biomassen ved høy F viser en økende trend ved økende temperatur for juvenil hyse.

Biomassen av den eldste hysegruppen (NØA hyse 3+) viser en sterkt økende biomasse ved økende temperatur, men en varierende utvikling ved økt F (Figur 8D). Ved RCP 2,6 og RCP 8,5 er biomassen høyest ved FBAU, mens ved RCP 4,5 er den høyeste biomassen ved lav F. Ved de to høyeste temperaturscenarioene RCP 4,5 og RCP 8,5, er det en sterk økning i biomasse ved lav F og FBAU sammenlignet med RCP 2,6.

3.2 Fangst av torsk og hyse

Scenariene for fangst av NØA torsk samsvarer i stor grad med de observerte fangstene i perioden 2000-2020 der data for observert fangst er tilgjengelig (Figur 9A, C, E). For NØA hyse er det større forskjell mellom observert og simulert fangst i perioden 2000-2021 der data for observert fangst er tilgjengelig (Figur 9B, D, F).



Figur 9. Utvikling i fangst av NØA torsk og NØA hyse i perioden 2000-2100 ved de 9 ulike scenarioene. Svart linje viser fangst ved scenarier på et nivå som tilsvarer observert F i perioden 2000-2020. Grå linje med punkt viser observert fangst i perioden 2000-2020. Grønn stiplet linje viser fangst ved scenarier for høy F, oransje heltrukken linje viser fangst ved scenarier for FBAU og blå heltrukken linje viser fangst ved scenarier for lav F.

Fram til endringene av fiskedødelighet inntreffer i 2023, er endringene i fangst av torsk mellom de ulike fangstscenarioene $<0,1$ tonn ved alle temperaturscenarioene.

Fangstene av NØA torsk ved temperaturscenarioet RCP 2,6 viser ulike endringer i fangst fra endringen av fiskedødelighet inntreffer i 2023 til slutten av tidsperioden i 2100 (Figur 9A). Ved lav F er fangstnivået redusert med 57% i 2100 sammenlignet med fangstnivået i 2022. Fra fiskedødeligheten halveres og til tidsperiodens slutt i 2100 fanges det årlig mellom 250 000 og 400 000 tonn torsk. Ved FBAU er det større årlige variasjoner i totalfangstene, med variasjoner opp mot 200 000 tonn i løpet av en treårsperiode fra 2028 til 2031. Ved FBAU er det i 2100 en reduksjon i fangstene på 30% sammenlignet med 2022. Fangstene ved FBAU befinner seg på et nivå mellom 400 000 og 600 000 tonn gjennom tidsperioden. Fangstene ved høy F er i perioder kun marginalt høyere enn fangstene ved FBAU. Den høyeste fangsten kommer i det første året med forhøyet fiskedødelighet, med en fangst på rundt 900 000 tonn, før den reduseres og befinner seg fra 450 000 til 700 000 tonn for resten av perioden.

Fangstene av NØA torsk ved temperaturscenarioet RCP 4,5 viser ved alle de tre ulike nivåene av fiskedødelighet en reduksjon i fangstene i forhold til perioden før endring i F inntreffer (Figur 9C). Ved lav F er det marginale forskjeller i fangstnivået av torsk sammenlignet med RCP 2,6, og fangstene er ca. 1% høyere ved RCP 4,5. Ved FBAU viser endringene i fangstnivået fra RCP 2,6 til RCP 4,5 tilnærmet lik trend som ved lav F. Fangstnivået ved høy F under RCP 4,5 er forholdsvis nært fangstene ved FBAU, og flere ganger i løpet av perioden fra 2025 til 2100 er fangstene ved høy F tilnærmet lik fangstene ved FBAU. Fra og med 2030 er fangstene av torsk ved høy F lavere enn 600 000 tonn.

Ved temperaturscenarioet RCP 8,5 er det ved FBAU og høy F større endringer i fangstnivået av torsk i løpet av tidsperioden enn ved de to andre temperaturscenarioene (Figur 9E). Ved lav F er det ingen betydelig endring i fangst ved RCP 8,5 sammenlignet med RCP 2,6. Fangstene ved et fiske på FBAU er i 2100 på 350 000 tonn, som tilsvarer en reduksjon på ca. 10% i forhold til fangstene på FBAU ved RCP 2,6. Den største forskjellen i fangst av torsk forekommer ved høy F. Fangstene av torsk ved høy F under RCP 8,5 er i 2100 på 340 000 tonn, som tilsvarer en reduksjon på 30% sammenlignet med RCP 2,6. I tidsperioden fra 2090 til 2100 er fangstene av torsk lavere ved høy F enn ved FBAU.

Fram til endringene av fiskedødelighet inntreffer i 2022, er endringene i fangst av hyse mellom de ulike fangstscenarioene $<0,2$ tonn ved alle temperaturscenarioene.

Fangstene av NØA hyse ved lav F under temperaturscenarioet RCP 2,6 viser relativt stabile fangster mellom 2022 og 2100 (Figur 9B). Fra 2022 til 2100 varierer de årlige fangstene mellom 50 000 og 75 000 tonn, fangstene i 2100 er 57% lavere enn i 2021. Ved FBAU varierer fangstene fra år til år mer enn ved lav F. I 2100 fanges det 105 000 tonn hyse, som er en reduksjon på 12% sammenlignet med 2021. Fangstene ved høy F har større variasjoner fra år til år enn ved både lav F og FBAU. Den høyeste fangsten i løpet av perioden er på 212 000 tonn, og i 2100 fanges det 155 000 tonn hyse, tilsvarende en økning på 29% sammenlignet med fangstnivået i 2022.

I likhet med fangstene av torsk, er det relativt små forskjeller i fangst mellom de ulike temperaturscenariene ved lav F (Figur 9D). Ved lav F under RCP 4,5 er fangstutviklingen mer positiv mot 2100, der det fanges 65 000 tonn hyse. Også ved RCP 4,5 varierer fangstene fra år til år mer ved FBAU enn ved lav F. I 2100 fanges det 120 000 tonn hyse, en økning på 2% sammenlignet med 2021. Ved høy F er det en jevn økning i fangstene, med noe høyere årlige variasjoner enn ved både lav F og FBAU. Fangstene av hyse i 2100 ved høy F er 175 000 tonn, som tilsvarer en økning på 46% sammenlignet med 2022.

Ved det høyeste temperaturscenarioet RCP 8,5 er endringene i fangst tilnærmet lik de endringene som observeres ved RCP 4,5 under alle de tre ulike nivåene av fiskedødelighet (Figur 9F). Ved lav F under RCP 8,5 er det små årlige variasjoner, og ved tidsperiodens slutt fanges det 66 000 tonn hyse. Ved FBAU under RCP 8,5 er det større årlige variasjoner, og høyeste fangst i løpet av perioden er 162 000 tonn hyse. Fangstene i 2100 ved FBAU under RCP 8,5 er 0,2% høyere enn under tilsvarende nivå av F under RCP 4,5. Også ved høy F er det små forskjeller mellom RCP 4,5 og RCP 8,5, med en økning i fangst på 1,5% ved sistnevnte.

3.3 Andre beskattede grupper

For artene som beskattes i Ecosim-modellen beregnes endringene i biomasse gjennom tidsperioden, og vises i de kommende kapitlene. For alle arter unntatt snøkrabbe beregnes den prosentvise endringen fra 2000 til 2100. For snøkrabbe var det Ecosim-modellen en sterk biomasseøkning fram til 2013, og den prosentvise endringen ble beregnet fra 2014.

Det er store variasjoner i biomasseutviklingen til de enkelte artene, både mellom de ulike nivåene fiskedødelighet og ved de ulike temperaturscenarioene (Tabell 2).

Tabell 2. Biomasseendring ($g C m^{-2}$) for funksjonelle grupper som beskattes i Ecosim-modellen ved de ulike scenariene. Endringene vises som gjennomsnittlig prosentvis endring fra 50 Monte Carlo-simuleringer for den aktuelle gruppen i 2100, sammenlignet med opprinnelig biomasse i 2000.

Funksjonell gruppe	Endring i biomasse (%)								
	RCP 2,6			RCP 4,5			RCP 8,5		
	Lav F	FBAU	Høy F	Lav F	FBAU	Høy F	Lav F	FBAU	Høy F
Vågehval	-53,7	34,9	-3,4	77,2	36,9	27,6	59,3	96,8	19,6
Grønlandssel	-67,1	-40,9	-54,3	-78,0	-58,1	-94,2	-93,3	-94,0	-94,6
Steinkobbe	86,2	132,0	142,6	259,3	234,5	107,0	200,0	267,8	88,0
Havert	233,2	194,2	150,0	150,0	380,6	42,1	371,0	174,0	96,6
Kysttorsk (2+)	-3,8	86,8	104,5	47,0	48,9	82,1	23,2	12,7	0,1
Sei (3+)	58,5	60,3	17,6	98,2	75,8	42,1	104,6	58,4	54,5
Blåkveite	17,2	23,2	-32,1	-43,7	-4,5	-27,8	-34,2	-44,2	-48,9
Steinbit	277,0	266,3	157,3	332,7	259,3	170,8	355,3	262,5	182,4
Sild (2+)	-41,7	15,4	71,2	-44,2	14,8	72,8	-43,2	9,7	64,9
Lodde (3+)	7,4	63,0	30,0	79,2	97,8	86,6	114,6	138,9	101,2
Polartorsk (2+)	-44,6	-11,7	-38,2	-82,1	-85,5	-81,8	-95,0	-99,9	-94,0
Rognkjeks	135,4	27,3	37,6	121,1	139,7	115,5	128,7	128,9	203,7
Uer (Stor)	15,2	37,2	-0,6	50,2	27,8	50,5	55,9	23,5	15,8
Dypvannsreke	15,4	33,6	48,9	37,2	36,5	48,8	63,4	57,9	140,1
Snøkrabbe*	13,8	31,1	33,0	38,5	28,5	29,0	31,0	31,5	26,5
Kongekrabbe	39,3	74,7	55,2	93,9	160,8	59,8	101,9	111,6	66,4

For sjøpattedyrene er det store variasjoner mellom de ulike artenes respons til endring i temperatur og fiskedødelighet. Steinkobbe *Phoca vitulina* og havert *Halichoerus grypus* får begge en sterk økning i biomassen ved alle scenarioene. Vågehval *Balaenoptera acutorostrata* får en reduksjon i biomasse ved lav og høy F under det laveste temperaturscenarioet RCP 2,6, men øker i biomasse ved de resterende 7 scenarioene. Grønlandssel *Pagophilus groenlandicus* opplever en reduksjon av biomasse ved alle scenarioene, særlig ved den høyeste temperaturutvikling RCP 8,5, der biomassen reduseres med >90% ved alle de tre nivåene av F.

Biomassen av kysttorsk (2+) reduseres ved lav F under RCP 2,6, men øker under alle andre scenarier. Ved RCP 2,6 og RCP 4,5 øker biomasse ved økende F, men ved RCP 8,5 reduseres biomassen ved økende F. Biomassen til sei (3+) øker også under alle scenarioene, med de høyeste biomassenivåene ved lav F på RCP 4,5 og RCP 8,5. Blåkveite øker i biomasse ved lav F og FBAU ved RCP 2,6, men reduseres ved de 7 øvrige scenarioene. Ved høy F under RCP 8,5 er biomassen tilnærmet halvert. Steinbit *Anarhichadidae* er den fiskegruppen som har størst økning i biomasse ved alle de ulike scenarioene. Den høyeste biomassen for steinbit ved alle tre temperaturscenarioene er ved lav F, og den laveste biomassen er ved høy F. Biomassen av sild har en relativt lik utvikling ved alle tre temperaturscenarioene. Ved lav F reduseres biomassen med ca. 40%, ved FBAU øker biomassen med 10-15% og ved høy F øker biomassen med 65-72%. Loddebiomassen har en positiv utvikling ved økende temperatur, og øker med >100% under alle tre nivåene av F ved RCP 8,5. Biomassen av lodde er høyest ved FBAU ved hvert av de tre temperaturscenarioene. Polartorsk (2+) er den fiskegruppen som reduseres mest ved alle de ulike scenarier, og den funksjonelle gruppe som reduseres mest under RCP 8,5. Den største biomassereduksjonen forekommer ved FBAU under RCP 8,5, der biomassen reduseres med 99,9%. Rognkjeks *Cyclopterus lumpus* øker med >100% i biomasse ved alle scenarier, med unntak av FBAU og høy F under RCP 2,6. Funksjonell gruppe stor uer viser en marginal reduksjon i biomasse ved høy F under RCP 2,6, men øker i biomasse ved de resterende scenarier. Dypvannsreke *Pandalus borealis* øker i biomasse ved økende F under alle tre temperaturscenarioer, og har høyest biomasse ved høy F under RCP 8,5. Kongekrabbe har en varierende økning i biomasse ved de ulike scenarioene, men biomassen er høyest ved alle tre temperaturscenarioene under FBAU. Med den sterke økningen i biomasse i starten, var endringene i biomasse av snøkrabbe begrenset mellom de ulike scenarioene.

4 Diskusjon

Formålet med oppgaven var å undersøke effektene av endringer i temperatur og fiskedødelighet på biomasse og fangst av torsk, hyse og andre beskattede bestander i Barentshavet. Innledningsvis diskuteres det hvordan de ulike scenarioene for temperaturutvikling i Barentshavet vil kunne påvirke biomasse og fangst av torsk og hyse. Deretter vil det diskuteres effekten av endringer i fiskedødelighet, før de potensielle konsekvensene i økosystemet av en endring i biomasseforholdet mellom torsk og hyse diskuteres. Avslutningsvis vil det diskuteres hvordan klimaendringer og fiskeriaktivitet vil kunne påvirke de øvrige beskattede artene i økosystemet.

4.1 Effekter av økt temperatur på biomassen hos torsk og hyse

At utviklingen i torskebiomasse ved FBAU utviklet seg svakt positivt ved RCP 2,6, relativt stabilt ved RCP 4,5 og hadde en tydelig negativ utvikling ved RCP 8,5, viser at det er en tydelig sammenheng mellom temperatur og biomasseutvikling.

Hysebestanden hadde en svakt positiv biomasseutvikling ved de to laveste temperaturscenariene RCP 2,6 og 4,5, og i motsetning til torsk hadde hyse en sterkt positiv biomasseutvikling ved det høyeste temperaturscenariet RCP 8,5. Det største skillet i biomasseutvikling mellom de to artene forekom ved det høyeste temperaturscenariet, der vanntemperaturen økte til i overkant av 6,5 °C i 2100. Basert på de to artenes temperatURYtelseskurve, er dette et forventet resultat. Torskens temperatURYtelseskurve er tydelig venstrevridd og har en topp på rundt 2 °C, som deretter avtar og er tilnærmet null ved 10 °C. Kurvens form indikerer at det er en bratt reduksjon i ytelse ved lavere temperaturer, mens reduksjonen ved økende temperatur reduseres saktere. TemperatURYtelseskurven til hyse har en tydelig klokkeform og har en topp rundt 6 °C, med tilnærmet lik reduksjon på begge sider av toppen. Det var dermed forventet at konsum/biomasse (Q/B) for hyse ville øke ved økende temperatur opp mot 6 °C. Ved ca. 4,5 °C er krysningpunktet mellom de to artenes temperatURYtelseskurve, noe som indikerer at dette er temperaturen der de to gruppenes ytelse er tilnærmet lik.

Temperaturøkningen ved det laveste temperaturscenarioet RCP 2,6 var relativt lav, og temperaturen var gjennom hele perioden fra 2000 til 2100 fra 4,0 til 5,0 °C. Selv ved slike relativt små variasjoner i temperatur, var det tydelige utslag i biomassen til både torsk og hyse ved plutselige endringer i temperaturen. De to årene med lavest temperatur i modellen, 2005

og 2031, er også årene med høyest biomasse av den eldste torsk. Dette samsvarer med temperatURYtelseskurven til torsk, og viser at torskens Q/B-forhold er høyest ved de lave temperaturene. I de samme årene hadde hysebiomassen motsatt utvikling, med en relativt lav biomasse. Dette er sannsynligvis en følge av at hysens Q/B-forhold er lavest ved lav temperatur. Gjennom hele perioden fra 2000 til 2100 var gjennomsnittstemperaturen ved RCP 2,6 like i overkant av 4,5 °C. Biomasseutviklingen til både torsk og hyse viste en stabil trend gjennom hele tidsperioden, noe som tyder på forventingen om at artenes ytelse er tilnærmet lik ved 4,5 °C stemmer. Både ved RCP 4,5 og RCP 8,5 er temperaturøkningen mest markant etter 2050, som var særlig tydelig i biomasseutviklingen til torsk. Den sterke reduksjonen i biomasse av torsk fra 2050 samsvarer med forventingene ved økende temperatur, og tyder på at det er en direkte negativ sammenheng mellom temperatur og Q/B. For hyse var biomasseutviklingen ved økende temperatur, særlig etter 2050, svært positiv. Dette tyder på at Q/B for hyse øker ved økende temperatur, og har en stor positiv effekt på både vekst og total biomasse. Resultatene for den temperaturrelaterte ytelsen til de to artene tyder på at det er en sterk sammenheng mellom artenes temperaturepreferanse og temperaturutviklingen i Barentshavet.

At arter med høyere temperatortoleranse øker mer i biomasse enn arter med lavere temperatortoleranse ved temperaturøkning, samsvarer med tidligere undersøkelser på effektene av klimaendring på marine økosystemer (Bentley et al., 2017; Kjesbu et al., 2022; Serpetti et al., 2017). Temperaturutviklingen i Barentshavet fra 1980-tallet fram til 2022 har vært positivt for torskebestanden, med vanntemperatur som har vært nær torskens optimumstemperatur for konsum og vekst (Holt & Jørgensen, 2014). Torskebestanden har siden bestandskollapsen på 1990-tallet opplevd en sterk økning, og har i takt med økt temperatur og lav fiskedødelighet nådd tilbake til historisk høye bestandsnivåer. Den historiske utviklingen i biomassen av torsk i Barentshavet viser en positiv sammenheng mellom økning i temperatur og økt konsumrate, som samsvarer med funn gjort i laboratorieforsøk (Sundby, 2000) og ved modellering (Holt & Jørgensen, 2014). Holt & Jørgensen (2014) konkluderer med at en framtidig økning i vanntemperatur opp mot 6 °C vil ha positive effekter på bestanden av torsk, grunnet økning i vekstraten og fekunditet. Vekstraten øker både som følge av en akselerasjon i de fysiologiske prosessene ved økt temperatur, samtidig som det er en økning i konsumraten (Holt & Jørgensen, 2014). Funnene i Årthun et al. (2018) tyder på at det er mulig å forutse endringer i torskebiomassen opptil 7 år fram i tid basert på observerte temperaturer. Temperatur har en direkte påvirkning på overlevelse og vekst hos larver og juvenil fisk, tilgangen til føde og rekruttering (Årthun et al., 2018). Funnene indikerer at det er mulig å se en langsiktig

sammenheng mellom utvikling i torskbiomasse og vanntemperatur. Dette samsvarer i liten grad med funnene i denne oppgaven, noe som kan tyde på at torskens respons til temperaturendringer i denne EwE-modellen ikke samsvarer med funnene i artiklene nevnt ovenfor.

I Bentley et al. (2017) viser resultatene fra økosystemmodellering ved økende temperatur at biomassen av torsk i Barentshavet reduseres, selv ved temperaturer som favoriserer torsk, noe som samsvarer med resultatene i denne oppgaven. En vesentlig forskjell mellom denne oppgaven og Bentley et al. (2017) er at sistnevnte baserer temperaturoptimaliseringskurvene for torsk og hyse på data om geografisk fordeling fra Aquamaps (Kaschner et al., 2019). Optimumstemperatur i Bentley et al. (2017) er 6,5 °C for torsk og 7,35 °C for hyse, sammenlignet med henholdsvis 2,1 °C og 6,5 °C i denne oppgaven. En direkte sammenligning i biomasseutvikling for torsk mellom de to undersøkelsene er derfor ikke hensiktsmessig, men vil i større grad kunne sammenlignes for hyse. For de øvrige funksjonelle grupper er det større samsvar i temperaturoptimaliseringskurvene. I denne oppgaven benyttes de samme temperaturscenariene som i studien til Bentley et al. (2017), og de generelle trendene ved økende temperatur kan derfor sammenlignes.

Reduksjonen i biomasse av torsk ved høy temperatur i Bentley et al. (2017) ble antatt å komme som følge av reduksjon i viktige byttedyr som lodde og uer, økning i predatorer med hele eller deler av samme diett som torsk, samt utvidelse av torskbestandens fordeling i en nordøstlig retning som følger av en økning i tilgjengelige beiteområder. Når det gjelder byttedyrene, viser resultatene i denne oppgaven en økning i biomassen av både lodde og uer. Biomassen av lodde øker ved alle scenariene, med en tydelig positiv sammenheng til økende temperatur. Den positive utviklingen til loddebestanden ved økende temperatur samsvarer ikke med resultatene fra Bentley et al. (2017) og Kjesbu et al. (2022), der det forventes reduksjon i biomassen av lodde ved økende temperatur. Til tross for økningen i biomassen av byttedyr i denne undersøkelsen, reduseres torskbiomassen, som tyder på at det ikke er en direkte sammenheng i modellen mellom biomassen av torsk og lodde. Den observerte økningen i bestanden av NØA torsk har hatt siden 2000 har i følge Kjesbu et al. (2014) vært et resultat av en sterk økning i tilgjengelige beiteområder som et resultat av økt vanntemperatur, i tillegg til en effektiv implementering av føre-var-tilnærming til fiskeriene. Effekten av fiskerier diskuteres nærmere i neste delkapittel.

En annen mulig årsak til reduksjonen i torskbiomassen ved høy temperatur i Ecosim-modellen, er en økning i konkurranse. Til tross for den observerte økningen i biomasse siden 1990, har ikke torsk opplevd en tydelig knapphet i tilgangen på føde (Bogstad et al., 2015), men den observerte biomassereduksjonen hos torsk i perioden 2013-2020 kan tyde på en endring i tilgangen til, og konkurransen om, tilgjengelig føde (Koen-Alonso et al., 2021). I tillegg til torsk, regnes vågehval og grønlandssel som toppredatorene i Barentshavet (Bogstad et al., 2015). Med den forventede reduksjonen i biomassen av grønlandssel ved økende temperatur, antas det at den ikke påvirker torskbiomassen i stor grad (Bogstad et al., 2015). Økningen i biomasse av vågehval kan i følge Bogstad et al. (2015) føre til reduksjon i biomassen av torsk, hovedsakelig grunnet økt konkurranse om maten, men også grunnet økt predasjonspress på torsk. Den nordlige utvidelsen av fordelingen av pelagiske arter, som lodde og makrell, kan også medføre økt konkurranse for den eldste torsken (Eriksen et al., 2017). Blant de beskattede artene, er det sannsynlig at økningen i biomasse av sei vil tilføre økt konkurranse om byttedyrene. Den tiltagende reduksjonen av torskbiomasse som vises ved høyere temperaturer kan tyde på at økt konkurranse fra pelagisk fisk og marine pattedyr kan medføre redusert tilgang til føde, som har begrensende effekt på vekstraten til torsk.

Den sterke økningen i biomasse i Ecosim-scenariene av hyse ved høyere temperatur, samsvarer med funnene fra Serpetti et al. (2017). Der viser arter med en høyere optimumstemperatur, som hyse, en sterkere økning i biomasse i forhold til arter med en lavere optimumstemperatur, som torsk. I tillegg til at biomasseøkningen til hyse skyldes at vanntemperaturen nærmer seg bestandens optimumstemperatur, vil nok reduksjonen i biomasse av torsk og andre predatorer også ha en positiv effekt på hysebiomassen. Dietten til torsk består av en rekke ulike arter, og påvirkes i stor grad av hvilke matkilder som er tilgjengelig (Holt et al., 2019). I Holt et al. (2019) ble mageinnholdet til torsk i perioden 1984-2016 undersøkt, og viste at andelen hyse i dietten til torsk både øker ved økende kroppslengde hos torsk og ved økende temperatur. I de varmeste årene bestod opp til 20% av dietten til torsk som er større enn 70 cm, av hyse (Holt et al., 2019). Økningen i andelen hyse kan i følge Landa et al. (2014) skyldes at de to artene har en stadig mer overlappende geografisk fordeling. Til tross for økningen i predasjonspresset på hyse, har hysebestanden økt ved økende temperatur, noe som tyder på at vekstraten for hyse øker mer enn predasjonspresset til torsk. I Ecosim-modellen er dem juvenile hysegruppen byttedyr for flere titalls arter, deriblant torsk. Andelen juvenil hyse (0-2) i torskdietten utgjør i modellen i underkant av 2%. For den eldste hysegruppen er ikke torsk registrert som en predator i Ecosim-modellen. Den observerte endringen i økt andel hyse i dietten til torsk ved

økende lengde og temperatur kan derfor ikke tas med i betraktningen i denne oppgaven. Ved inkludering av en økende andel hyse i dietten til torsk ved økende temperatur, kan det tenkes at dynamikken i modellen ville utviklet seg mer positivt i favør torsk, til tross for at temperaturforholdene endres i disfavør av torsken.

Rekruttering av hyse viser en sterkere positiv korrelasjon til temperatur enn torsk (Bogstad et al., 2013), og resultatene samsvarer med funnene i denne oppgaven. Generelt befinner juvenil hyse seg ved varmere temperaturer enn juvenil torsk, og temperaturøkningen i Barentshavet kan dermed øke det termale habitatet til juvenil hyse (Bogstad et al., 2013). Fra funnene i Bogstad et al. (2013) vises det at den historiske variasjonen i rekruttering av hyse reduseres ved økende temperatur. Dette samsvarer til dels med funnene i denne oppgaven. Dette tyder på at variasjonen i biomassen av juvenil hyse til en viss grad kan være mulig å forutse framover i tid.

Det er store ulikheter i responsen til torsk og hyse ved de ulike scenariene for temperaturøkning i Barentshavet. Den generelle trenden er at økende temperatur har en positiv effekt på hysebestanden, mens torskebestanden påvirkes i negativ grad. De største forskjellene er ved temperaturer over 4,5 °C, med økende effekt ved økende temperatur, noe som samsvarer med de to gruppenes ulike temperaturoytelseskurver. Dette indikerer at Q/B-forholdet øker for hyse og reduseres for torsk ved høy temperatur. Årsakene til ulikhetene i responsen på økt temperatur kan være både endring i predasjonspress, tilgang på byttedyr, utvidet geografisk fordeling eller endring i rekruttering. Det tydeligste resultatet fra Ecosim-modellen er at det blir en sterk endring i forholdet mellom torsk og hyse ved det høyeste temperaturscenariet RCP 8,5, med en nær firedobling av hysebiomassen og en nær halvering av torskebestanden i år 2100.

4.2 Effekter av endring i fiskedødelighet

Det er noen ulikheter i biomasseutviklingen til torsk og hyse, men også mellom de ulike aldersgruppene ved endring av nivået av fiskedødelighet. For begge artene var det større variasjoner fra år til år for den juvenile gruppen (0-2) enn for den eldste gruppen (3+), men mer tydelige langsiktige endringer i biomassen for de eldste gruppene. For den eldste torskegruppen viste resultatene at både en økning og reduksjon av nivået av fiskedødelighet ved det laveste temperaturscenariet RCP 2,6 hadde en negativ påvirkning på biomasseutviklingen i forhold til ved FBAU. Ved de to høyeste temperaturscenariene RCP 4,5 og RCP 8,5 er det en tydelig sammenheng mellom nivå av fiskedødelighet og torskebiomasse, der høyere F resulterer i lavere biomasse. For den eldste hysegruppen var biomasseutviklingen ved lav F og FBAU relativt lik under alle temperaturscenariene. Ved høy F var det en tydelig reduksjon i biomasse i forhold til ved FBAU, særlig under de to høyeste temperaturscenariene.

Høy fiskedødelighet hadde tydelig negativ effekt på biomassen av både torsk og hyse. Dette samsvarer med resultatene i Pedersen et al. (2021), som viste at intenst fiskepress på lengelevende arter på høyt trofisk nivå, som marine pattedyr og stor torskefisk, hadde negative effekter på biomassen. I Rørvik et al. (2022) viser undersøkelser på effektene av høy fiskedødelighet en reduksjon i alder ved kjønnsmodning. Redusert alder ved kjønnsmodning kan ha negative konsekvenser for bestandene, siden mindre individer har lavere fekunditet og er mer sårbare for klimaendringer (Rørvik et al., 2022). Alder ved kjønnsmodning er imidlertid ikke en variabel i Ecosim-modellen, og vil ikke ha en påvirkning på biomassen.

I en studie av Engelhard et al. (2014) på årsakene til endring av den geografiske fordelingen av torskebestander, konkluderer de med at disse endringene kan skyldes en kombinasjon mellom klimaendringer og fiskepress. Fiske kan gjøre bestander mer sårbare for endringer i de klimatiske forholdene, grunnet reduksjonen i mengde og påvirkning på alders- og størrelsessammensetning i bestander (Ottersen et al., 2006). Resultatene i Ecosim-modellen viser at både juvenil og eldre hyse responderer bedre enn torsk både ved økning i temperatur og fiskepress. Torsk er en relativt lengelevende art som kjønnsmodnes sent sammenlignet med hyse (Nash et al., 2010). Helt siden 1950-tallet og fram til 2007 har torskebestanden i Barentshavet vært hardt beskattet, noe som har hatt tydelig negativ påvirkning på både størrelsessammensetning og total biomasse hos bestanden (Siwertsson et al., 2023). Fiskeri foregår i stor grad målrettet mot større individer, som kan føre til endringer i strukturen i økosystemet grunnet reduksjonen i andelen stor fisk (Siwertsson et al., 2023). Torskebestanden

har tidligere vist at den responderer dårlig på et høyt fiskepress, og resultatene kan tyde på at dette også forekommer ved høyt fiskepress i Ecosim-modellen.

For hyse er det tydelige tegn på at bestanden reagerer positivt til økning i temperatur, både i denne Ecosim-modellen og i litteraturen (Kjesbu et al., 2022). Hyse har i likhet med torsk blitt fisket intenst i perioden 1950-1980, men har ikke blitt fisket til like lave bestandsnivåer som torsk (Siwertsson et al., 2023). I perioden etter 1980 økte hysebiomassen igjen, i en periode der fiskedødeligheten ble redusert samtidig som temperaturen økte (Siwertsson et al., 2023). Bestandsnivået ble aldri fisket så lavt at det påvirket rekrutteringen til gytebestanden i stor grad, og det er derfor knyttet stor usikkerhet til den direkte effekten fiske har på rekrutteringen til hysebestanden (Siwertsson et al., 2023). Hysen er derimot en mer kortlivet art i forhold til torsk, som betyr at den har evnen til å hente seg inn raskere enn torsken. En annen årsak til at hysen ikke blir like påvirket av høyt fiskepress, er de store variasjonene i rekruttering (Kjesbu et al., 2022). Hyserekrutteringen og bestandsstørrelsen har i stor grad vært preget av sterke årsklasser (Kjesbu et al., 2022). De store variasjonene i biomassen av juvenil hyse fra Ecosim-modellen kan være en årsak til at biomassen av den eldste hysegruppen hadde en stabil økning.

Det konstante nivået av fiskedødelighet som ble lagt til fra 2022 ble gjort basert på en antagelse at dette er nivåer av F som kan forekomme i framtiden. Dette medfører at endringer i fangstene skyldes variasjoner i biomasse. Fangstene ved de ulike scenariene viser store endringer på kort tid, noe som vil være usannsynlig i et reelt scenario, grunnet at årlige endringer i fiskedødelighet ikke gjøres med mer enn 15% (Howell et al., 2022b). Siden nivåene av fiskedødelighet som settes i bestandsrådene baserer seg på blant annet dødelighet, vekstrate og rekruttering, vil anbefalt nivå av fiskedødelighet variere årlig. I et praktisk fiske er det sannsynlig at det vil gjøres endringer i fiskepresset ved store endringer i biomasse. I årene fra 1990 og til innføringen av en føre-var-tilnærming på fiskeriene av torsk og hyse i 2007, ble bestandene fisket på et nivå opp mot det dobbelte av fiskedødelighet under føre-var-tilnærmingen (Howell et al., 2022b). Nivået av fiskedødelighet i Ecosim-modellen kan ikke direkte knyttes sammen med nivået av fiskedødelighet som benyttes i kvoteanbefalingene fra ICES, grunnet at de beregnet fiskedødelighet ulikt. Det kan derimot gjøres sammenligninger mellom de to verdiene, da MSY er relativt likt for torsk og hyse ved begge metodene. Under scenariene ved høy F i denne oppgaven var beskatningsgraden like i underkant av 0,5 for både torsk og hyse, et nivå som betegnes som optimal beskatningsgrad for fiskebestander (Zhou et al., 2012). Historisk sett har fiskedødelighet for både torsk og hyse vært høyere enn dette, men siden innføringen av føre-var-prinsippet i 2007, har fisket foregått på dette nivået. I et framtidig fiskeri på disse artene er

det ikke utenkelig at fiskedødeligheten kan tilsvare disse nivåene, med bakgrunn i historien. Selv om forvaltningen gjøres ut fra et føre-var-prinsipp, kan endringer i bestanden føre til at F blir høyere enn ønsket. Ved hurtige endringer i den geografiske fordelingen av eksempelvis torsk eller hyse som følger av klimatiske ekstremhendelser, vil et bestandsestimat basert på et økosystemtokt kunne gi en over- eller underestimert av bestandene. En undersøkelse av konsekvensene av en ytterligere forhøyet fiskedødelighet kan derfor være et nyttig verktøy for å undersøke mulige konsekvenser.

Endringene i den totale fangsten av torsk og hyse ved de ulike scenariene, kan potensielt ha stor betydning når det kommer til fangstverdi, spesielt de tydelig negative trendene i fangst av torsk ved økende temperatur. Under alle tre nivåene av fiskedødelighet ved RCP 8,5 var fangstene av torsk langt under nivået som har vært i de seneste tiårene. Fangstene av hyse viser derimot en positiv utvikling, men økningen i fangst av hyse kompenseres i liten grad for reduksjon i fangst av torsk. De framtidige totale fangstene av torsk og hyse vil dermed være særlig lavere enn i dagens situasjon, noe som kan være nyttig å ta med i betraktningen i framtidige forvaltnings- og bestandsråd for bestandene.

Intensivt fiske viser i både denne oppgaven og andre studier å ha en tydelig negativ effekt på torskebestanden, mens hysebestanden viser seg å være mer robust mot økt fiskedødelighet. Kombinasjonen av høy temperatur ved RCP 8,5 og høy fiskedødelighet ga de største utslagene i både biomasseutvikling og totale fangster. Artenes livslengde og ulik rekruttering er sannsynlige årsaker til at hysen håndterer et høyere fiskepress bedre enn torsken, men også mengden predatorer og byttedyr ved økt fiskedødelighet vil ha påvirkning på responsen til høyt nivå av fiske.

4.3 Effekter av endring i temperatur og fiskedødelighet på andre arter

Blant de andre beskattede artene ble det observert store endringer, både hos boreale og arktiske arter. Ved økende temperatur var det en økende biomasse for flere av de boreale artene, mens de arktiske artene opplevde en nedgang i biomasse.

Blant artene som opplevde en negativ biomasseutvikling ved økende temperatur, var både polartorsk og grønlandssel. Begge artene er arktiske arter som er sterkt avhengig av isdekket, og biomasseutviklingen samsvarer med funnene i Kjesbu et al. (2022), der de arktiske artene forventes å oppleve en sterkt negativ biomasseutvikling fram til 2050. Begge artene har et temperaturoptimum < 2 °C, med avtagende Q/B ved økende temperatur. Den største forskjellen i artenes temperaturoptimum er at grønlandsselen i Ecosim-modellen tolererer økning i temperatur bedre enn polartorsk, noe som samsvarer med biomasseutviklingen til de to artene. Årsaken til reduksjonen i biomasse hos de arktiske artene i denne oppgaven kan komme av flere årsaker. EwE-modellen inkluderer ikke utbredelsen av isdekket, og den pågående og forventede reduksjonen av havis kan ikke regnes som en direkte årsak til reduksjonen. Borealiseringsen av Barentshavet som følger med økte temperaturer og fører til økt forekomst av boreale arter, er av prosessene som har størst påvirkning på de arktiske artene (Fossheim et al., 2015). Hvor mye temperaturen øker har også en effekt på hvor stor tilførselen av atlantiske vannmasser inn i Barentshavet. Høyere temperatur fører til økt tilførsel av de boreale artene, som kan gi større konkurranse om den tilgjengelige maten og større predasjonspress i de tilfeller der forekomsten av predatorer på de arktiske artene øker. Resultatene fra scenariene samsvarer med forskning, som indikerer at reduksjonen i biomasse av polartorsk, grønlandssel og andre arktiske arter kan ses i sammenheng med økningen i temperatur i Barentshavet (Kjesbu et al., 2022).

Biomasseutviklingen til flere av de boreale artene, som sei og sild, viste samme trender som for den eldste hysegruppen, med økende biomasse ved økende temperatur. Økningen i loddebiomasse i Ecosim-modellen samsvarer med den forventede responsen til temperaturøkning basert på temperaturoptimumskurven. Biomasseøkningen samsvarer derimot ikke med funnene i Kjesbu et al. (2022), der funnene indikerer en svak reduksjon i biomasse av lodde fram til 2050 ved RCP 4,5. I studien til Kjesbu et al. (2022). er det en sterk økning i torskbiomassen, noe som kan være årsaken til reduksjonen i loddebiomasse. Forholdet mellom dietten til torsk og størrelsen på torskbiomassen har en sterk påvirkning på byttedyrbestandene til torsk, og da særlig på lodde (Holt et al., 2019). Lodde er torskens foretrukne føde i de

periodene der lodde er tilgjengelig, og torskebestanden har dermed en sterk påvirkning på loddebestanden (Holt et al., 2019). Det direkte forholdet mellom bestandsstørrelse på torsk og lodde kan være årsaken til den motsatte utviklingen i loddebiomasse i denne oppgaven og i Kjesbu et al. (2022).

Som en av de viktigste predatorerne i Barentshavet, vil biomassen til vågehval være av stor betydning. Vågehvalen har en tilnærmet lik optimumstemperatur som den eldste hysegruppen, men temperaturoptimalitetskurven er bredere og viser at den kan tolerere et vidt spenn av temperaturer. Resultatene fra de ulike scenariene tyder på at vågehvalens Q/B øker ved økende temperatur, men at den blir sterkt påvirket av økt fiskedødelighet. At det bedrives kommersiell fangst på vågehval, er en sannsynlig årsak til dette. Den høyeste biomassen er ved både RCP 2,6 og RCP 8,5 ved FBAU. Dette kan tyde på at vågehvalen responderer positivt til økt temperatur, men påvirkes sterkt av mengden byttedyr som er tilgjengelig.

Økningen i primærproduksjon ved økende temperatur har stor påvirkning på resten av artene i økosystemet (Dalpadado et al., 2020). Dynamikken i primærproduksjonen har i følge Dalpadado et al. (2020) endret seg kraftig i løpet av en 30-årsperiode fra 1989-2008, og styres i stor grad av en «bunn-opp»-effekt. Både den observerte og forventede økningen i primærproduksjon vil sannsynligvis ha positive effekter på planktivore fisk som lodde, samt deres predatorer (Dalpadado et al., 2020). Dette er nok en sannsynlig årsak til økningen i loddebiomasse i denne oppgaven. Biomasseutviklingen for de øvrige beskattede artene ved økende temperatur og endring i fiskedødelighet viser i all hovedsak de samme trendene som diskutert ovenfor, med økt biomasse for varmekjære arter. Artene med høyere optimumstemperatur responderer positivt på økt temperatur, sannsynligvis grunnet økt Q/B når vanntemperaturen nærmer seg artenes optimumstemperatur. Predator-byttedyr-forholdene er også av stor betydning, og økning eller reduksjon i biomassen av de viktigste byttedyrene, har i de fleste tilfeller samme effekt for predatorerne, selv med temperaturer som favoriserer arten. I likhet med torsk og hyse, forventes det at også andre boreale arter vil ha en mer nord-østlig utbredelse ved økende temperatur i Barentshavet (Kjesbu et al., 2022).

Endringene i biomasse for de andre beskattede artene kan i stor grad knyttes til temperatur, men det er også tydelige tegn på at de trofiske interaksjonene har stor påvirkning på biomasseutviklingen. Resultatene kan tyde på at det både er topp-ned- og bunn-opp-effekter i økosystemet, der både bestandsstørrelsen på predatorer og byttedyr har påvirkning på hverandre.

4.4 Begrensninger og videre forskning

Dette studiet har en begrenset tidsramme, og har ikke kunnet inkludere alle nødvendige variasjoner av nødvendige biologiske og fysiologiske parametere.

For å redusere usikkerhet i resultatene, ville det ha vært fordelaktig å inkludere flere Monte Carlo-replikater for hvert av de ulike scenariene. I denne oppgaven ble antallet replikater begrenset hovedsakelig av tidsbruken ved hvert replikat. Dette kan i andre tilfeller gjøres ulikt ved å ha en annen tilnærming til hvordan replikatene gjennomføres, maskinvaren som benyttes til simuleringene eller andre metoder for å redusere tidsbruken for hvert resultat.

For å ytterligere redusere usikkerheten i Ecosim-modellen kan det benyttes andre verdier for CV ved Monte Carlo-simuleringene enn i denne oppgaven. En CV-verdi på 0,1 er en sammenlignbar verdi for alle de ulike funksjonelle grupper, men er ikke like representativ for alle gruppene. Ved å benytte seg av pedigree-verdiene som ligger i Ecosim-modellen, ville nok usikkerheten for biomasseutviklingen kunne blitt redusert. En alternativ tilnærming er å sammenligne simuleringer med CV på 0,1 med simuleringer med andre verdier av CV.

Optimumstemperaturen for de ulike FG i EwE-modellen baserer seg i stor grad på en enkelt database, Aquamaps, som baserer seg på modellering av den geografiske fordelingen til de enkelte artene. Dette medfører sannsynligvis, som nevnt for torsk og hyse, at enkelte arters temperaturrespons i modellen baseres på feil grunnlag. For enkeltarter kan dette ha store konsekvenser, men konsekvensene for økosystemet avhenger av antallet og betydningen av de trofiske interaksjonene til hver enkelt FG. I en optimal undersøkelse vil temperaturdata for hver enkelt art hentes fra tilgjengelig litteratur, forskningsdata og ekspertmeninger på artenes temperaturpreferanser.

Videre undersøkelser av endringer i biomasseforholdet mellom torsk og hyse under ulike temperaturscenarier kan gjøres på ulike måter. Ved å inkludere ulike temperaturresponsfunksjoner for de ulike artene kan usikkerheten tilknyttet artenes optimumstemperatur reduseres. Sammenligningene mellom ulike metoder for beregning av optimumstemperatur bør også inkluderes i framtidige oppgaver. En alternativ tilnærming kan være å bytte temperaturresponsfunksjonene mellom ulike arter, med den hensikt å undersøke hvorvidt responsen til temperaturendringer skyldes artens spesifikke temperaturrespons eller om det er andre faktorer som påvirker biomasseutviklingen.

5 Konklusjon

Økosystemmodellering er en kompleks og sammensatt metode for å evaluere tilstanden i nåtidens og framtidens økosystem. Resultatene fra denne oppgaven viste at det kan forventes endringer i biomasseforholdet mellom torsk og hyse, med en tiltagende effekt for vanntemperaturer over 4,5 °C. I det kaldeste scenariet er det torskebestanden som dominerer, med høyest biomasse og sterkest utvikling i biomassen over tid. Ved økende temperatur var det en endring i biomasseforholdet mellom torsk og hyse, med en avtagende torskebiomasse og en økende hysebiomasse. Det var også en klar forskjell i hvordan de to artene responderte på økt fiskedødelighet, særlig sett i sammenheng med økt temperatur. Selv ved temperaturer som favoriserer torsk var det en større reduksjon i både biomasse og fangst ved økt nivå av fiskedødelighet sammenlignet med hyse. For de andre beskattede artene var effekten av økt temperatur størst på artene som befinner seg ved øvre og nedre del av temperaturspennet sitt. Arktiske arter reduseres kraftig i biomasse ved økende temperatur, mens boreale arter har positiv biomasseutvikling i et varmere økosystem. Den modellerte utviklingen på torske- og hysebestandene i Barentshavet i Ecosim viser at effekten av klimaendringer og fiskeriaktivitet kan være av stor betydning i framtidens økosystem.

6 Referanseliste

- Alfonso, S., Gesto, M. & Sadoul, B. (2021). Temperature increase and its effects on fish stress physiology in the context of global warming. *Journal of Fish Biology*, 98(6), 1496-1508. <https://doi.org/10.1111/jfb.14599>
- Angilletta Jr, M. J., Huey, R. B. & Frazier, M. R. (2010). Thermodynamic effects on organismal performance: is hotter better? *Physiological and Biochemical Zoology*, 83(2), 197-206. <https://doi.org/10.1086/648567>
- Arneberg, P., van der Meeren, G., Frantzen, G. I. & Vee, I. (2020). *Status for miljøet i Barentshavet – rapport fra Overvåkingsgruppen 2020*, (2020-13). Havforskningsinstituttet. <https://www.hi.no/templates/reporteditor/report-pdf?id=33881&89888452>
- Baudron, A., Needle, C. & Marshall, C. (2011). Implications of a warming North Sea for the growth of haddock *Melanogrammus aeglefinus*. *Journal of Fish Biology*, 78(7), 1874-1889. <https://doi.org/10.1111/j.1095-8649.2011.02940.x>
- Benestad, R. E., Parding, K. M., Isaksen, K. & Mezghani, A. (2016). Climate change and projections for the Barents region: what is expected to change and what will stay the same? *Environmental Research Letters*, 11(5), 054017.
- Bentley, J. W., Serpetti, N. & Heymans, J. J. (2017). Investigating the potential impacts of ocean warming on the Norwegian and Barents Seas ecosystem using a time-dynamic food-web model. *Ecological Modelling*, 360, 94-107. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2017.07.002>
- Berg, H. S. F., Clegg, T. L., Blom, G., Kolding, J., Ono, K. & Nedreaas, K. (2022). Discards of cod (*Gadus morhua*) in the Norwegian coastal fisheries: improving past and future estimates. *ICES Journal of Marine science*, 79(5), 1548-1560. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsac081>
- Berg, P. R., Jorde, P. E., Glover, K. A., Dahle, G., Taggart, J. B., Korsbrekke, K., Dingsør, G. E., Skjæraasen, J. E., Wright, P. J., Cadrin, S. X., Knutsen, H. & Westgaard, J.-I. (2020). Genetic structuring in Atlantic haddock contrasts with current management regimes. *ICES Journal of Marine science*, 78(1), 1-13. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsaa204>
- Berge, J., Heggland, K., Lønne, O. J., Cottier, F., Hop, H., Gabrielsen, G. W., Nøttestad, L. & Misund, O. A. (2015). First records of Atlantic mackerel (*Scomber scombrus*) from the Svalbard archipelago, Norway, with possible explanations for the extensions of its distribution. *Arctic*, 54-61. <https://doi.org/10.14430/arctic4455>
- Bjørnes, C. (2013). Representative Concentration Pathways - utviklingsbaner. *Hva er de nye utviklingsbanene?*, 5.
- Bogstad, B. (2022, 13.09.2022). *Fiskedødelighet i Barentshavet*. Miljødirektoratet. <https://miljostatus.miljodirektoratet.no/tema/hav-og-kyst/havindikatorer/barentshavet/menneskelig-aktivitet/fiskedødelighet-i-barentshavet/>
- Bogstad, B., Dingsør, G. E., Ingvaldsen, R. B. & Gjøsæter, H. (2013). Changes in the relationship between sea temperature and recruitment of cod, haddock and herring in the Barents Sea. *Marine Biology Research*, 9(9), 895-907. <https://doi.org/10.1080/17451000.2013.775451>
- Bogstad, B. & Gjøsæter, H. (2001). Predation by cod (*Gadus morhua*) on capelin (*Mallotus villosus*) in the Barents Sea: implications for capelin stock assessment. *Fisheries Research*, 53(2), 197-209. [https://doi.org/10.1016/S0165-7836\(00\)00288-5](https://doi.org/10.1016/S0165-7836(00)00288-5)
- Bogstad, B., Gjøsæter, H., Haug, T. & Lindstrøm, U. (2015). A review of the battle for food in the Barents Sea: cod vs. marine mammals. *Frontiers in Ecology and Evolution*, 3, 29. <https://doi.org/10.3389/fevo.2015.00029>

- Bogstad, B., Haug, T. & Mehl, S. (2000). Who eats whom in the Barents Sea. I(Bd. 2). NAMMCO Scientific Publications.
- Borgå, K., McKinney, M. A., Routti, H., Fernie, K. J., Giebichenstein, J., Hallanger, I. & Muir, D. C. (2022). The influence of global climate change on accumulation and toxicity of persistent organic pollutants and chemicals of emerging concern in Arctic food webs. *Environmental Science: Processes & Impacts*, 24(10), 1544-1576. <https://doi.org/10.1039/d1em00469g>
- Carey, M. P. & Zimmerman, C. E. (2014). Physiological and ecological effects of increasing temperature on fish production in lakes of Arctic Alaska. *Ecology and evolution*, 4(10), 1981-1993. <https://doi.org/10.1002/ece3.1080>
- Cheung, W. W., Lam, V. W., Sarmiento, J. L., Kearney, K., Watson, R. & Pauly, D. (2009). Projecting global marine biodiversity impacts under climate change scenarios. *Fish and Fisheries*, 10(3), 235-251. <https://doi.org/10.1111/j.1467-2979.2008.00315.x>
- Christensen, V. & Walters, C. J. (2004). Ecopath with Ecosim: methods, capabilities and limitations. *Ecological Modelling*, 172(2-4), 109-139. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2003.09.003>
- Christensen, V., Walters, C. J. & Pauly, D. (2005). Ecopath with Ecosim: a user's guide. *Fisheries Centre, University of British Columbia, Vancouver*, 154, 31. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2003.09.003>
- Clegg, T. L., Kennelly, S. J., Blom, G. & Nedreaas, K. (2021). Applying global best practices for estimating unreported catches in Norwegian fisheries under a discard ban. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 31(1), 1-23. <https://doi.org/10.1007/s11160-020-09624-w>
- Coll, M., Bundy, A. & Shannon, L. J. (2009). Ecosystem modelling using the Ecopath with Ecosim approach. *Computers in fisheries research*, 225-291. https://doi.org/10.1007/978-1-4020-8636-6_8
- Dalpadado, P., Arrigo, K. R., van Dijken, G. L., Skjoldal, H. R., Bagøien, E., Dolgov, A. V., Prokopchuk, I. P. & Sperfeld, E. (2020). Climate effects on temporal and spatial dynamics of phytoplankton and zooplankton in the Barents Sea. *Progress in Oceanography*, 185, 102320. <https://doi.org/10.1016/j.pocean.2020.102320>
- Dalpadado, P., Bogstad, B., Eriksen, E. & Rey, L. (2009). Distribution and diet of 0-group cod (*Gadus morhua*) and haddock (*Melanogrammus aeglefinus*) in the Barents Sea in relation to food availability and temperature. *Polar Biology*, 32(11), 1583-1596. <https://doi.org/10.1007/s00300-009-0657-7>
- Dalpadado, P., Ellertsen, B. & Johannessen, S. (2008). Inter-specific variations in distribution, abundance and reproduction strategies of krill and amphipods in the Marginal Ice Zone of the Barents Sea. *Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography*, 55(20), 2257-2265. <https://doi.org/10.1016/j.dsr2.2008.05.015>
- Dalpadado, P., Ingvaldsen, R. B., Stige, L. C., Bogstad, B., Knutsen, T., Ottersen, G. & Ellertsen, B. (2012). Climate effects on Barents Sea ecosystem dynamics. *ICES Journal of Marine science*, 69(7), 1303-1316. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fss063>
- Devine, J. A. & Heino, M. (2011). Investigating the drivers of maturation dynamics in Barents Sea haddock (*Melanogrammus aeglefinus*). *Fisheries Research*, 110(3), 441-449. <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2011.05.016>
- Dolgov, A., Orlova, E., Johannesen, E. & Bogstad, B. (2011). 8.4 Piscivorous fish. I T. Jakobsen & V. K. Ozhigin (Red.), *The Barents Sea - Ecosystem, Resources, Management. Half a century of Russian-norwegian cooperation*. (s. 466-484). Tapir academic press.
- Dulvy, N. K., Rogers, S. I., Jennings, S., Stelzenmüller, V., Dye, S. R. & Skjoldal, H. R. (2008). Climate change and deepening of the North Sea fish assemblage: a biotic

- indicator of warming seas. *Journal of Applied Ecology*, 45(4), 1029-1039. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2008.01488.x>
- Durant, J. M., Ono, K., Stenseth, N. C. & Langangen, Ø. (2020). Nonlinearity in interspecific interactions in response to climate change: Cod and haddock as an example. *Global Change Biology*, 26(10), 5554-5563. <https://doi.org/10.1111/gcb.15264>
- Ellingsen, I. H., Dalpadado, P., Slagstad, D. & Loeng, H. (2008). Impact of climatic change on the biological production in the Barents Sea. *Climatic change*, 87(1), 155-175. <https://doi.org/10.1007/s10584-007-9369-6>
- Engelhard, G. H., Righton, D. A. & Pinnegar, J. K. (2014). Climate change and fishing: a century of shifting distribution in North Sea cod. *Global Change Biology*, 20(8), 2473-2483. <https://doi.org/10.1111/gcb.12513>
- Eriksen, E., Bogstad, B. & Nakken, O. (2011). Ecological significance of 0-group fish in the Barents Sea ecosystem. *Polar Biology*, 34, 647-657. <https://doi.org/10.1007/s00300-010-0920-y>
- Eriksen, E., Ingvaldsen, R., Stiansen, J. E. & Johansen, G. O. (2012). Thermal habitat for 0-group fish in the Barents Sea; how climate variability impacts their density, length, and geographic distribution. *ICES Journal of Marine science*, 69(5), 870-879. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsr210>
- Eriksen, E., Skjoldal, H. R., Gjøsæter, H. & Primicerio, R. (2017). Spatial and temporal changes in the Barents Sea pelagic compartment during the recent warming. *Progress in Oceanography*, 151, 206-226. <https://doi.org/10.1016/j.pocean.2016.12.009>
- Filin, A. & Russkikh, A. (2019). Specific features of the formation of the year-class abundance of northeastern Arctic Haddock *Melanogrammus aeglefinus* during the warming of the Barents Sea. *Journal of Ichthyology*, 59, 225-233. <https://doi.org/10.1134/S0032945219020061>
- Flato, G., Marotzke, J., Abiodun, B., Braconnot, P., Chou, S. C., Collins, W., Cox, P., Driouech, F., Emori, S. & Eyring, V. (2014). Evaluation of climate models. I *Climate change 2013: the physical science basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* (s. 741-866). Cambridge University Press.
- Fossheim, M., Primicerio, R., Johannesen, E., Ingvaldsen, R. B., Aschan, M. M. & Dolgov, A. V. (2015). Recent warming leads to a rapid borealization of fish communities in the Arctic. *Nature Climate Change*, 5(7), 673-677. <https://doi.org/10.1038/nclimate2647>
- Gabrielsen, G. (2009). Seabirds in the Barents Sea. I *Ecosystem Barents Sea* (s. 415-452). Tapir Academic Press.
- Gjøsæter, H., Bogstad, B., Tjelmeland, S. & Subbey, S. (2015). A retrospective evaluation of the Barents Sea capelin management advice. *Marine Biology Research*, 11(2), 135-143. <https://doi.org/10.1080/17451000.2014.928414>
- Gonzalez-Pola, C., Larsen, K. M., Fratantoni, P. & Beszczynska-Möller, A. (2022). *ICES Report on ocean climate 2020* (8774829750). (ICES Cooperative Research Reports (CRR), Issue.
- Grønnevet, L. (2016). The joint Russian–Norwegian governance of the Barents Sea LME fisheries. *Environmental Development*, 17, 296-309. <https://doi.org/10.1016/j.envdev.2015.07.006>
- Guderley, H. (2004). Metabolic responses to low temperature in fish muscle. *Biological reviews*, 79(2), 409-427. <https://doi.org/10.1017/s1464793103006328>
- Gullestad, P., Blom, G., Bakke, G. & Bogstad, B. (2015). The “Discard Ban Package”: Experiences in efforts to improve the exploitation patterns in Norwegian fisheries. *Marine Policy*, 54, 1-9. <https://doi.org/10.1016/j.marpol.2014.09.025>

- Hansen, C., Nash, R. D. M., Drinkwater, K. F. & Hjøllo, S. S. (2019). Management Scenarios Under Climate Change – A Study of the Nordic and Barents Seas. *Frontiers in Marine Science*, 6. <https://doi.org/10.3389/fmars.2019.00668>
- Haug, T., Bogstad, B., Chierici, M., Gjørseter, H., Hallfredsson, E. H., Høines, Å. S., Hoel, A. H., Ingvaldsen, R. B., Jørgensen, L. L. & Knutsen, T. (2017). Future harvest of living resources in the Arctic Ocean north of the Nordic and Barents Seas: a review of possibilities and constraints. *Fisheries Research*, 188, 38-57. <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2016.12.002>
- Havforskningsinstituttet. (2022, 24.02.2022). *Nordøstarktisk hyse*. <https://www.hi.no/hi/temasider/arter/hyse/nordostarktisk-hyse>
- Havforskningsinstituttet. (2023, 13.03.2023). *Tema: Torsk – nordøstarktisk (skrei)*. Havforskningsinstituttet. <https://www.hi.no/hi/temasider/arter/torsk-nordostarktisk-skrei>
- Heath, M. R., Speirs, D. C. & Steele, J. H. (2014). Understanding patterns and processes in models of trophic cascades. *Ecology letters*, 17(1), 101-114. <https://doi.org/10.1111/ele.12200>
- 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/10.1016/j.ecolmodel.2015.12.007>
- Hollowed, A. B., Planque, B. & Loeng, H. (2013). Potential movement of fish and shellfish stocks from the sub - Arctic to the Arctic Ocean. *Fisheries Oceanography*, 22(5), 355-370. <https://doi.org/10.1111/fog.12027>
- Holt, R. E., Bogstad, B., Durant, J. M., Dolgov, A. V. & Ottersen, G. (2019). Barents Sea cod (*Gadus morhua*) diet composition: long-term interannual, seasonal, and ontogenetic patterns. *ICES Journal of Marine science*, 76(6), 1641-1652. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsz082>
- Holt, R. E. & Jørgensen, C. (2014). Climate warming causes life-history evolution in a model for Atlantic cod (*Gadus morhua*). *Conservation Physiology*, 2(1). <https://doi.org/10.1093/conphys/cou050>
- Howell, D., Bogstad, B., Chetyrkin, A., Fall, J. J. E., Filin, A., Godiksen, J. A., Höffle, H., Johannesen, E., Kovalev, Y. & Russkikh, A. (2022a). *Advice on fishing opportunities for Northeast Arctic cod in 2023 in ICES subareas 1 and 2 (2022-4)*. (IMR/PINRO Joint Report Series, Issue. Havforskningsinstituttet. <https://www.hi.no/templates/reporteditor/report-pdf?id=62319&32598329>
- Howell, D., Bogstad, B., Chetyrkin, A., Fall, J. J. E., Filin, A., Godiksen, J. A., Höffle, H., Johannesen, E., Kovalev, Y. & Russkikh, A. (2022b). *Report of the Joint Russian-Norwegian Working Group on Arctic Fisheries (JRN-AFWG) 2022 (2022-6)*. (IMR/PINRO Joint Report Series, Issue. Havforskningsinstituttet. <https://www.hi.no/hi/nettrapporter/imr-pinro-en-2022-6>
- Huey, R. B. & Stevenson, R. D. (1979). Integrating Thermal Physiology and Ecology of Ectotherms: A Discussion of Approaches. *American zoologist*, 19(1), 357-366. <https://doi.org/10.1093/icb/19.1.357>
- Husson, B., Certain, G., Filin, A. & Planque, B. (2020). Suitable habitats of fish species in the Barents Sea. *Fisheries Oceanography*, 29(6), 526-540. <https://doi.org/10.1111/fog.12493>
- ICES. (2020). *Stock Annex: Haddock (*Melanogrammus aeglefinus*) in subareas 1 and 2 (Northeast Arctic)*. ICES Stock Annexes. https://ices-library.figshare.com/articles/report/Stock_Annex_Haddock_Melanogrammus_aeglefinus_in_subareas_1_and_2_Northeast_Arctic_/18622541

- ICES. (2021). *Stock Annex: Cod (Gadus morhua) in subareas 1 and 2 (Northeast Arctic)* (ICES Stock Annexes, Issue).
- Jakobsen, T. & Ozhigin, V. K. (2011). *The Barents Sea: Ecosystem, resources, management- Half a century of Russian-Norwegian cooperation. I.* Tapir Academic Press.
- Kaschner, K., Kesner-Reyes, K., Garilao, C., Segschneider, J., Rius-Barile, J., Rees, T. & Froese, R. (2019). AquaMaps: Predicted range maps for aquatic species version 10/2019. *World wide web electronic publication, www.aquamaps.org*. [accessed 2021 February 28]. <https://www.aquamaps.org/>
- Kjesbu, O. S., Bogstad, B., Devine, J. A., Gjøsæter, H., Howell, D., Ingvaldsen, R. B., Nash, R. D. & Skjæraasen, J. E. (2014). Synergies between climate and management for Atlantic cod fisheries at high latitudes. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 111(9), 3478-3483. <https://doi.org/10.1073/pnas.1316342111>
- Kjesbu, O. S., Sundby, S., Sandø, A. B., Alix, M., Hjøllo, S. S., Tiedemann, M., Skern - Mauritzen, M., Junge, C., Fossheim, M. & Thorsen Broms, C. (2022). Highly mixed impacts of near - future climate change on stock productivity proxies in the North East Atlantic. *Fish and Fisheries*, 23(3), 601-615. <https://doi.org/10.1111/faf.12635>
- Koen-Alonso, M., Lindstrøm, U. & Cuff, A. (2021). Comparative modeling of cod-capelin dynamics in the Newfoundland-Labrador shelves and Barents Sea ecosystems. *Frontiers in Marine Science*, 8, 579946. <https://doi.org/10.3389/fmars.2021.579946>
- Kohlbach, D., Hop, H., Wold, A., Schmidt, K., Smik, L., Belt, S. T., Keck Al-Habahbeh, A., Woll, M., Graeve, M., Dąbrowska, A. M., Tatarek, A., Atkinson, A. & Assmy, P. (2021). Multiple Trophic Markers Trace Dietary Carbon Sources in Barents Sea Zooplankton During Late Summer. *Frontiers in Marine Science*, 7. <https://doi.org/10.3389/fmars.2020.610248>
- Kortsch, S., Primicerio, R., Fossheim, M., Dolgov, A. V. & Aschan, M. (2015). Climate change alters the structure of arctic marine food webs due to poleward shifts of boreal generalists. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 282(1814), 20151546. <https://doi.org/10.1098/rspb.2015.1546>
- Koul, V., Sguotti, C., Årthun, M., Brune, S., Düsterhus, A., Bogstad, B., Ottersen, G., Baehr, J. & Schrum, C. (2021). Skilful prediction of cod stocks in the North and Barents Sea a decade in advance. *Communications Earth & Environment*, 2(1), 140. <https://doi.org/10.1038/s43247-021-00207-6>
- Landa, C. S., Ottersen, G., Sundby, S., Dingsør, G. E. & Stiansen, J. E. (2014). Recruitment, distribution boundary and habitat temperature of an arcto - boreal gadoid in a climatically changing environment: a case study on Northeast Arctic haddock (*Melanogrammus aeglefinus*). *Fisheries Oceanography*, 23(6), 506-520. <https://doi.org/10.1111/fog.12085>
- Last, P. R., White, W. T., Gledhill, D. C., Hobday, A. J., Brown, R., Edgar, G. J. & Pecl, G. (2011). Long - term shifts in abundance and distribution of a temperate fish fauna: a response to climate change and fishing practices. *Global Ecology and Biogeography*, 20(1), 58-72. <https://doi.org/10.1111/j.1466-8238.2010.00575.x>
- Lien, V. S. (2018). *Polarfrontens fysiske beskaffenhet og biologiske implikasjoner- en verdi- og sårbarhetsvurdering av polarfronten i Barentshavet* (8-2018). Havforskningsinstituttet. https://imr.brage.unit.no/imr-xmlui/bitstream/handle/11250/2569991/fh8_2018.pdf?sequence=1&isAllowed=y
- Lilly, G. R., Nakken, O. & Brattey, J. (2013). A review of the contributions of fisheries and climate variability to contrasting dynamics in two Arcto-boreal Atlantic cod (*Gadus morhua*) stocks: Persistent high productivity in the Barents Sea and collapse on the Newfoundland and Labrador Shelf. *Progress in Oceanography*, 114, 106-125. <https://doi.org/10.1016/j.pocean.2013.05.008>

- Lind, S., Ingvaldsen, R. B. & Furevik, T. (2016). Arctic layer salinity controls heat loss from deep Atlantic layer in seasonally ice - covered areas of the Barents Sea. *Geophysical Research Letters*, 43(10), 5233-5242. <https://doi.org/10.1002/2016GL068421>
- Lind, S., Ingvaldsen, R. B. & Furevik, T. (2018). Arctic warming hotspot in the northern Barents Sea linked to declining sea-ice import. *Nature Climate Change*, 8(7), 634-639. <https://doi.org/10.1038/s41558-018-0205-y>
- Link, J. S., Bogstad, B., Sparholt, H. & Lilly, G. R. (2009). Trophic role of Atlantic cod in the ecosystem. *Fish and Fisheries*, 10(1), 58-87. <https://doi.org/10.1111/j.1467-2979.2008.00295.x>
- Loeng, H. (1991). Features of the physical oceanographic conditions of the Barents Sea. *Polar Research*, 10(1), 5-18. <https://doi.org/10.3402/polar.v10i1.6723>
- Loeng, H. & Drinkwater, K. (2007). An overview of the ecosystems of the Barents and Norwegian Seas and their response to climate variability. *Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography*, 54(23-26), 2478-2500. <https://doi.org/10.1016/j.dsr2.2007.08.013>
- Lordan, C., Orio, A., Kempf, A., Pierucci, A., Kuparinen, A., Rindorf, A., Peyronnet, A., Wilson, A., Albertsen, C. M. & Konrad, C. (2022). *Workshop on ICES reference points (WKREF2)* (ICES Scientific Reports, Issue. <https://doi.org/10.17895/ices.pub.20557008.v1>
- Mariottini, G. L. & Pane, L. (2010). Mediterranean jellyfish venoms: A review on scyphomedusae. *Marine drugs*, 8(4), 1122-1152. <https://doi.org/10.3390/md8041122>
- Martell, D. J., Kieffer, J. D. & Trippel, E. A. (2005). Effects of temperature during early life history on embryonic and larval development and growth in haddock. *Journal of Fish Biology*, 66(6), 1558-1575. <https://doi.org/10.1111/j.0022-1112.2005.00699.x>
- Masson-Delmotte, V., Zhai, P., Pirani, A., Connors, S. L., Péan, C., Berger, S., Caud, N., Chen, Y., Goldfarb, L. & Gomis, M. (2021). *Climate change 2021: the physical science basis* (2021-2). (Contribution of working group I to the sixth assessment report of the intergovernmental panel on climate change, Issue. <https://unfccc.int/topics/science/workstreams/cooperation-with-the-ipcc/the-sixth-assessment-report-of-the-ipcc>
- Maxwell, S. L., Butt, N., Maron, M., McAlpine, C. A., Chapman, S., Ullmann, A., Segan, D. B. & Watson, J. E. (2019). Conservation implications of ecological responses to extreme weather and climate events. *Diversity and Distributions*, 25(4), 613-625. <https://doi.org/10.1111/ddi.12878>
- Mecklenburg, C. W., Lynghammar, A., Johannesen, E., Byrkjedal, I., Christiansen, J., Dolgov, A., Karamushko, O., Møller, P., Steinke, D. & Wienerroither, R. (2018). *Marine Fishes of the Arctic Region* (Conservation of Arctic Flora and Fauna, Issue. https://repository.library.noaa.gov/view/noaa/28037/noaa_28037_DS1.pdf
- Mehl, S. & Sunnanå, K. (1991). Changes in growth of Northeast Arctic cod in relation to food consumption in 1984-1988. *ICES mar. Sci. Symp.*, 193, 109-112. https://imr.brage.unit.no/imr-xmlui/bitstream/handle/11250/108061/sym_1991_193_02.pdf?sequence=1&isAllowed=y
- Meld. St. 10 (2010-2011). (2011). *Oppdatering av forvaltningsplanen for det marine miljø i Barentshavet og havområdene utenfor Lofoten*. Miljøverndepartementet. <https://www.regjeringen.no/contentassets/db61759a16874cf28b2f074c9191bed8/no/pdfs/stm201020110010000dddpdfs.pdf>
- Meld. St. 20 (2019-2020). (2020). *Helhetlige forvaltningsplaner for de norske havområdene*. Klima- og miljødepartementet.

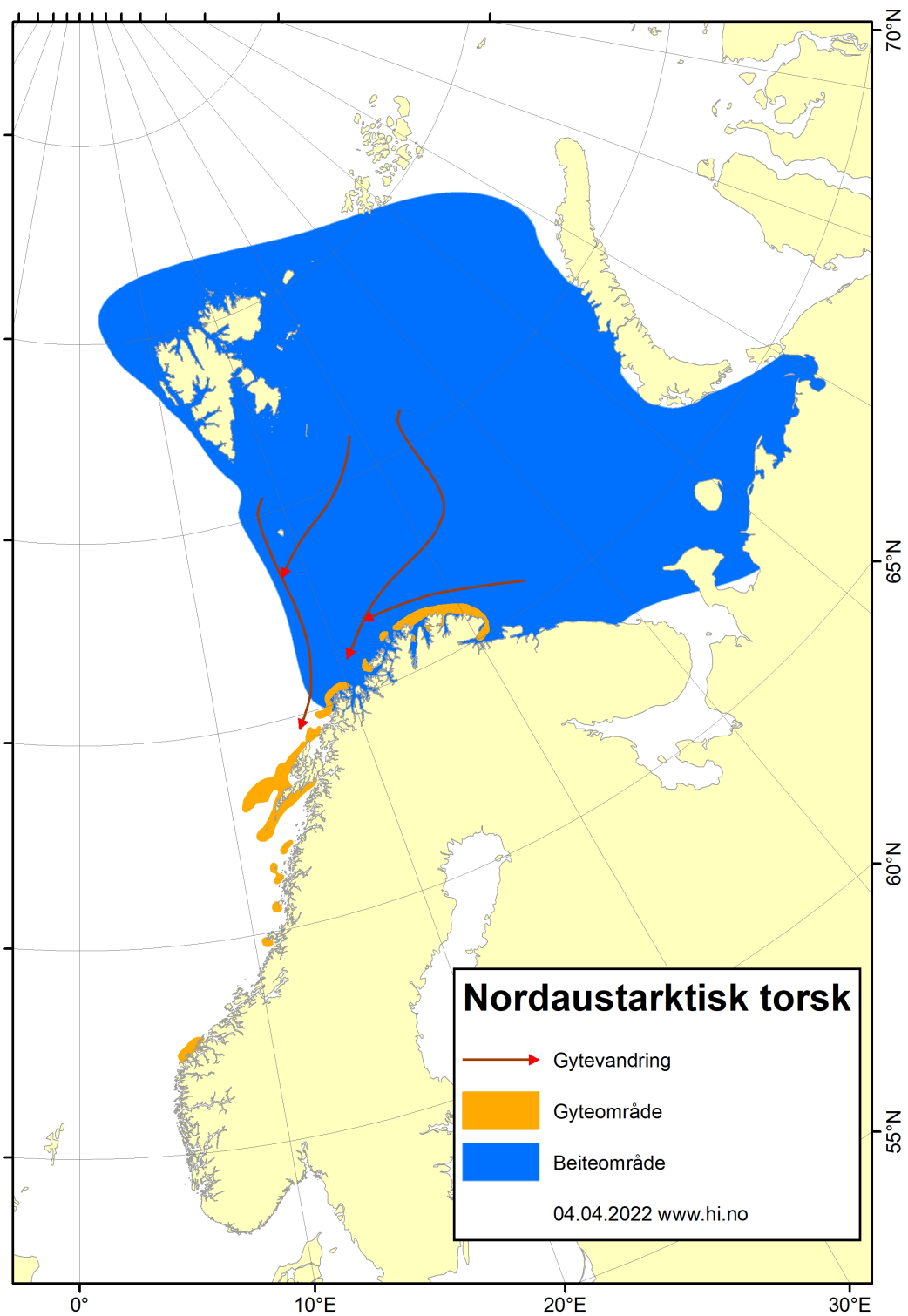
- <https://www.regjeringen.no/contentassets/5570db2543234b8a9834606c33caa900/no/pdfs/stm201920200020000dddpdfs.pdf>
- Meld. St. 36 (2012-2013). (2013). *Nye muligheter for Nord-Norge – åpning av Barentshavet sørøst for petroleumsvirksomhet*. O.-o. energidepartementet.
<https://www.regjeringen.no/contentassets/ba20e3609dde46a29bb734477b6e0a20/no/pdfs/stm201220130036000dddpdfs.pdf>
- Mueter, F. J., Planque, B., Hunt Jr, G. L., Alabia, I. D., Hirawake, T., Eisner, L., Dalpadado, P., Chierici, M., Drinkwater, K. F. & Harada, N. (2021). Possible future scenarios in the gateways to the Arctic for Subarctic and Arctic marine systems: II. prey resources, food webs, fish, and fisheries. *ICES Journal of Marine science*, 78(9), 3017-3045.
<https://doi.org/10.1093/icesjms/fsab122>
- Nakken, O. (1998). Past, present and future exploitation and management of marine resources in the Barents Sea and adjacent areas. *Fisheries Research*, 37(1), 23-35.
[https://doi.org/10.1016/S0165-7836\(98\)00124-6](https://doi.org/10.1016/S0165-7836(98)00124-6)
- Nascimento, M. C., Husson, B., Guillet, L. & Pedersen, T. (2023). Modelling the spatial shifts of functional groups in the Barents Sea using a climate-driven spatial food web model. *Ecological Modelling*, 481, 110358. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2023.110358>
- Nash, R. D., Pilling, G. M., Kell, L. T., Schön, P.-J. & Kjesbu, O. S. (2010). Investment in maturity-at-age and-length in northeast Atlantic cod stocks. *Fisheries Research*, 104(1-3), 89-99. <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2010.03.001>
- Nati, J. J., Lindström, J., Halsey, L. G. & Killen, S. S. (2016). Is there a trade-off between peak performance and performance breadth across temperatures for aerobic scope in teleost fishes? *Biology letters*, 12(9), 20160191.
<https://doi.org/10.1098/rsbl.2016.0191>
- Ohlberger, J., Langangen, Ø. & Stige, L. C. (2022). Age structure affects population productivity in an exploited fish species. *Ecological applications*, 32(5), e2614.
<https://doi.org/10.1002/eap.2614>
- Onarheim, I. H., Eldevik, T., Smedsrud, L. H. & Stroeve, J. C. (2018). Seasonal and regional manifestation of Arctic sea ice loss. *Journal of Climate*, 31(12), 4917-4932.
<https://doi.org/10.1175/JCLI-D-17-0427.1>
- Ottersen, G., Hjermann, D. Ø. & Stenseth, N. C. (2006). Changes in spawning stock structure strengthen the link between climate and recruitment in a heavily fished cod (*Gadus morhua*) stock. *Fisheries Oceanography*, 15(3), 230-243.
<https://doi.org/10.1111/j.1365-2419.2006.00404.x>
- Ottersen, G. & Loeng, H. (2000). Covariability in early growth and year-class strength of Barents Sea cod, haddock, and herring: the environmental link. *ICES Journal of Marine science*, 57(2), 339-348. <https://doi.org/10.1006/jmsc.1999.0529>
- Oziel, L., Sirven, J. & Gascard, J.-C. (2016). The Barents Sea frontal zones and water masses variability (1980–2011). *Ocean Science*, 12(1), 169-184. <https://doi.org/10.5194/os-12-169-2016>
- Palomares, M. L. D. & Pauly, D. (2019). SeaLifeBase. *World Wide Web electronic publication*. www.sealifebase.org, version (12/2019). <https://www.sealifebase.ca>
- Payne, M. R., Danabasoglu, G., Keenlyside, N., Matei, D., Miesner, A. K., Yang, S. & Yeager, S. G. (2022). Skilful decadal-scale prediction of fish habitat and distribution shifts. *Nature Communications*, 13(1), 2660. <https://doi.org/10.1038/s41467-022-30280-0>
- Peck, M. A., Buckley, L. J., Caldarone, E. M. & Bengtson, D. A. (2003). Effects of food consumption and temperature on growth rate and biochemical-based indicators of growth in early juvenile Atlantic cod *Gadus morhua* and haddock *Melanogrammus*

- aeglefinus*. *Marine Ecology Progress Series*, 251, 233-243.
<https://doi.org/10.3354/meps251233>
- Pecuchet, L., Blanchet, M. A., Frainer, A., Husson, B., Jørgensen, L. L., Kortsch, S. & Primicerio, R. (2020). Novel feeding interactions amplify the impact of species redistribution on an Arctic food web. *Global Change Biology*, 26(9), 4894-4906.
<https://doi.org/10.1111/gcb.15196>
- Pedersen, T., Mikkelsen, N., Lindstrøm, U., Renaud, P. E., Nascimento, M. C., Blanchet, M.-A., Ellingsen, I. H., Jørgensen, L. L. & Blanchet, H. (2021). Overexploitation, recovery, and warming of the Barents Sea ecosystem during 1950–2013. *Frontiers in Marine Science*, 8. <https://doi.org/10.3389/fmars.2021.732637>
- Pedersen, T., Mortensen, S. & Pedersen, T. (2023). Overview of sources for and specification of time series data for scenario simulations using the Pedersen et al. Barents Sea Ecosim model for the period 2000-2100. *DataverseNO*, 1.
<https://doi.org/10.18710/5GT2UB>
- Planque, B. & Frédou, T. (1999). Temperature and the recruitment of Atlantic cod (*Gadus morhua*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 56(11), 2069-2077.
<https://doi.org/10.1139/f99-114>
- Polovina, J. J. (1984). An overview of the ECOPATH model. *Fishbyte*, 2(2), 5-7.
- Previdi, M., Smith, K. L. & Polvani, L. M. (2021). Arctic amplification of climate change: a review of underlying mechanisms. *Environmental Research Letters*, 16(9), 093003.
<https://doi.org/10.1088/1748-9326/ac1c29>
- Prosser, C. L. & Nelson, D. (1981). The role of nervous systems in temperature adaptation of poikilotherms. *Annual Review of Physiology*, 43(1), 281-300.
<https://doi.org/10.1146/annurev.ph.43.030181.001433>
- Rantanen, M., Karpechko, A. Y., Lipponen, A., Nordling, K., Hyvärinen, O., Ruosteenoja, K., Vihma, T. & Laaksonen, A. (2022). The Arctic has warmed nearly four times faster than the globe since 1979. *Communications Earth & Environment*, 3(1), 168.
<https://doi.org/10.1038/s43247-022-00498-3>
- Rørvik, C. J., Bogstad, B., Ottersen, G. & Kjesbu, O. S. (2022). Long-term interplay between harvest regimes and biophysical conditions may lead to persistent changes in age at sexual maturity of Northeast Arctic cod (*Gadus morhua*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 79(4), 576-586. <https://doi.org/10.1139/cjfas-2021-0068>
- Saha, A., Hauser, L., Kent, M., Planque, B., Neat, F., Kirubakaran, T. G., Huse, I., Homrum, E. Í., Fevolden, S.-E. & Lien, S. (2015). Seascape genetics of saithe (*Pollachius virens*) across the North Atlantic using single nucleotide polymorphisms. *ICES Journal of Marine science*, 72(9), 2732-2741. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsv139>
- Sandø, A. B., Johansen, G. O., Aglen, A., Stiansen, J. E. & Renner, A. H. (2020). Climate change and new potential spawning sites for Northeast Arctic cod. *Frontiers in Marine Science*, 7, 28. <https://doi.org/10.3389/fmars.2020.00028>
- Serpenti, N., Baudron, A. R., Burrows, M. T., Payne, B. L., Helaouët, P., Fernandes, P. G. & Heymans, J. J. (2017). Impact of ocean warming on sustainable fisheries management informs the Ecosystem Approach to Fisheries. *Scientific Reports*, 7(1), 13438.
<https://doi.org/10.1038/s41598-017-13220-7>
- Siwertsson, A., Husson, B., Arneberg, P., Assmann, K., Assmy, P., Aune, M., Bogstad, B., Børsheim, K. Y., Cochrane, S., Daase, M., Fauchald, P., Frainer, A., Fransson, A., Hop, H., Höff, H., Gerland, S., Ingvaldsen, R., Jentoft, S., Kovacs, K. M., Leonard, D. M., Lind, S., Lydersen, C., Pavlova, O., Peuchet, L., Primicerio, R., Renaud, P. E., Solvang, H. K., Skaret, G., van der Meeren, G., Wassmann, P. & Øien, N. (2023). *Panel-based Assessment of Ecosystem Condition of Norwegian Barents Sea Shelf*

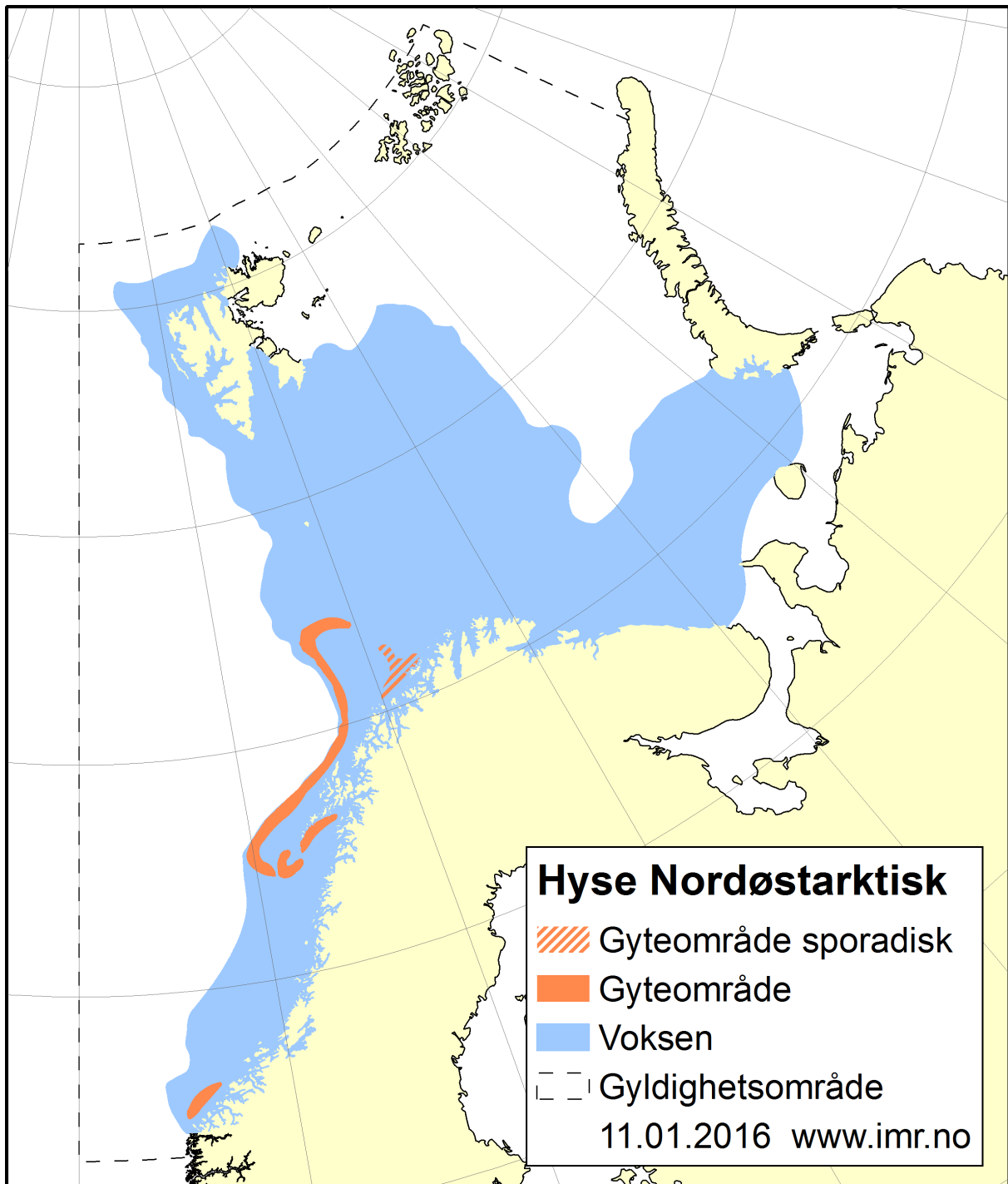
- Ecosystems*, (2023-14). (Rapport fra havforskningen, Issue. Havforskningsinstituttet. <https://www.hi.no/templates/reporteditor/report-pdf?id=68520&14075173>)
- Skagseth, Ø., Eldevik, T., Årthun, M., Asbjørnsen, H., Lien, V. S. & Smedsrud, L. H. (2020). Reduced efficiency of the Barents Sea cooling machine. *Nature Climate Change*, 10(7), 661-666. <https://doi.org/10.1038/s41558-020-0772-6>
- Skjoldal, H. R. (2021). Species composition of three size fractions of zooplankton used in routine monitoring of the Barents Sea ecosystem. *Journal of Plankton Research*, 43(5), 762-772. <https://doi.org/10.1093/plankt/fbab056>
- Skjæraasen, J. E., Korsbrekke, K., Dingsør, G. E., Langangen, Ø., Opdal, A. F. & Jørgensen, C. (2020). Large annual variation in the amount of skipped spawning for female Northeast Arctic haddock *Melanogrammus aeglefinus*. *Fisheries Research*, 230, 105670. <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2020.105670>
- Skogen, M., Gjøsæter, H., Toresen, R. & Robberstad, Y. (2007). *Havets ressurser og miljø 2007* (2007-1). (Fisken og havet, Issue. Havforskningsinstituttet.
- Srithong, N., Jensen, K. R. & Jarernpornnipat, A. (2021). Application of the Ecopath model for evaluation of ecological structure and function for fisheries management: A case study from fisheries in coastal Andaman Sea, Thailand. *Regional Studies in Marine Science*, 47, 101972. <https://doi.org/10.1016/j.rsma.2021.101972>
- St.meld. nr. 8 (2005-2006). (2006). *Helhetlig forvaltning av det marine miljø i Barentshavet og havområdene utenfor Lofoten (forvaltningsplan)*. Klima- og miljødepartementet. <https://www.regjeringen.no/no/dokumenter/stmeld-nr-8-2005-2006-/id199809/>
- Steenbeek, J., Corrales, X., Platts, M. & Coll, M. (2018). Ecosampler: a new approach to assessing parameter uncertainty in Ecopath with Ecosim. *SoftwareX*, 7, 198-204. <https://doi.org/10.1016/j.softx.2018.06.004>
- Stock, A., Murray, C. C., Gregr, E. J., Steenbeek, J., Woodburn, E., Micheli, F., Christensen, V. & Chan, K. M. A. (2023). Exploring multiple stressor effects with Ecopath, Ecosim, and Ecospace: Research designs, modeling techniques, and future directions. *Science of The Total Environment*, 869, 161719. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.161719>
- 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>
- Søreide, J. E., Leu, E. V., Berge, J., Graeve, M. & Falk - Petersen, S. (2010). Timing of blooms, algal food quality and *Calanus glacialis* reproduction and growth in a changing Arctic. *Global Change Biology*, 16(11), 3154-3163. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2010.02175.x>
- Tam, J., Link, J., Large, S., Bogstad, B., Bundy, A., Cook, A., Dingsør, G., Dolgov, A., Howell, D. & Kempf, A. (2016). A trans - Atlantic examination of haddock *Melanogrammus aeglefinus* food habits. *Journal of Fish Biology*, 88(6), 2203-2218. <https://doi.org/10.1111/jfb.12983>
- Tsubouchi, T., Våge, K., Hansen, B., Larsen, K. M. H., Østerhus, S., Johnson, C., Jónsson, S. & Valdimarsson, H. (2021). Increased ocean heat transport into the Nordic Seas and Arctic Ocean over the period 1993–2016. *Nature Climate Change*, 11(1), 21-26. <https://doi.org/10.1038/s41558-020-00941-3>
- van der Meer, G. I. & Prozorkevich, D. (2021). *Survey report from the joint Norwegian-Russian ecosystem survey in the Barents Sea and adjacent waters, august-November 2020* (2021-1). (IMR/PINRO Joint Report Series, Issue. IMR-PINRO.
- van Vuuren, D., et al. (2011). The representative concentration pathways: An overview. *Clim. Change*, 109, 5–31.

- van Vuuren, D., et al. (2011). The representative concentration pathways: An overview. *Clim. Change*, 109, 5–31.
- van Vuuren, D. P., Edmonds, J., Kainuma, M., Riahi, K., Thomson, A., Hibbard, K., Hurtt, G. C., Kram, T., Krey, V., Lamarque, J.-F., Masui, T., Meinshausen, M., Nakicenovic, N., Smith, S. J. & Rose, S. K. (2011). The representative concentration pathways: an overview. *Climatic change*, 109(1), 5. <https://doi.org/10.1007/s10584-011-0148-z>
- Vilas, D., Coll, M., Pedersen, T., Corrales, X., Filbee - Dexter, K. & Wernberg, T. (2021). Future trajectories of change for an Arctic deep - sea ecosystem connected to coastal kelp forests. *Restoration Ecology*, 29, e13327. <https://doi.org/10.1111/rec.13327>
- Vinje, T. (2001). Anomalies and trends of sea-ice extent and atmospheric circulation in the Nordic Seas during the period 1864–1998. *Journal of Climate*, 14(3), 255-267. [https://doi.org/10.1175/1520-0442\(2001\)014<0255:AATOSI>2.0.CO;2](https://doi.org/10.1175/1520-0442(2001)014<0255:AATOSI>2.0.CO;2)
- Volkoff, H. & Rønnestad, I. (2020). Effects of temperature on feeding and digestive processes in fish. *Temperature*, 7(4), 307-320. <https://doi.org/10.1080/23328940.2020.1765950>
- Von Leesen, G., Bogstad, B., Hjörleifsson, E., Ninnemann, U. S. & Campana, S. E. (2022). Temperature exposure in cod driven by changes in abundance. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 79(4), 587-600. <https://doi.org/10.1139/cjfas-2020-0424>
- Wang, M., Overland, J. E. & Bond, N. A. (2010). Climate projections for selected large marine ecosystems. *Journal of Marine Systems*, 79(3), 258-266. <https://doi.org/10.1016/j.jmarsys.2008.11.028>
- Wienerroither, R., Johannesen, E., Dolgov, A., Byrkjedal, I., Bjelland, O., Drevetnyak, K., Eriksen, K., Høines, Å., Langhelle, G. & Langøy, H. (2011). Atlas of the Barents Sea fishes. *IMR/PINRO Joint Report Series*, 1(2011), 1-272.
- Wienerroither, R., Johannesen, E., Dolgov, A. V., Byrkjedal, I., Bjelland, O., Drevetnyak, K., Eriksen, K. B., Høines, Å. S., Langhelle, G. & Langøy, H. (2013). Atlas of the Barents Sea Fishes based on the winter survey.
- Yamanouchi, T. & Takata, K. (2020). Rapid change of the Arctic climate system and its global influences - Overview of GRENE Arctic climate change research project (2011–2016). *Polar Science*, 25, 100548. <https://doi.org/10.1016/j.polar.2020.100548>
- Zhou, S., Yin, S., Thorson, J. T., Smith, A. D. & Fuller, M. (2012). Linking fishing mortality reference points to life history traits: an empirical study. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 69(8), 1292-1301. <https://doi.org/10.1139/f2012-060>
- Aarflot, J. M., Skjoldal, H. R., Dalpadado, P. & Skern-Mauritzen, M. (2018). Contribution of Calanus species to the mesozooplankton biomass in the Barents Sea. *ICES Journal of Marine science*, 75(7), 2342-2354. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsx221>
- Årthun, M., Bogstad, B., Daewel, U., Keenlyside, N. S., Sandø, A. B., Schrum, C. & Ottersen, G. (2018). Climate based multi-year predictions of the Barents Sea cod stock. *PloS one*, 13(10), e0206319. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0206319>
- Årthun, M., Eldevik, T. & Smedsrud, L. H. (2019). The role of Atlantic heat transport in future Arctic winter sea ice loss. *Journal of Climate*, 32(11), 3327-3341.

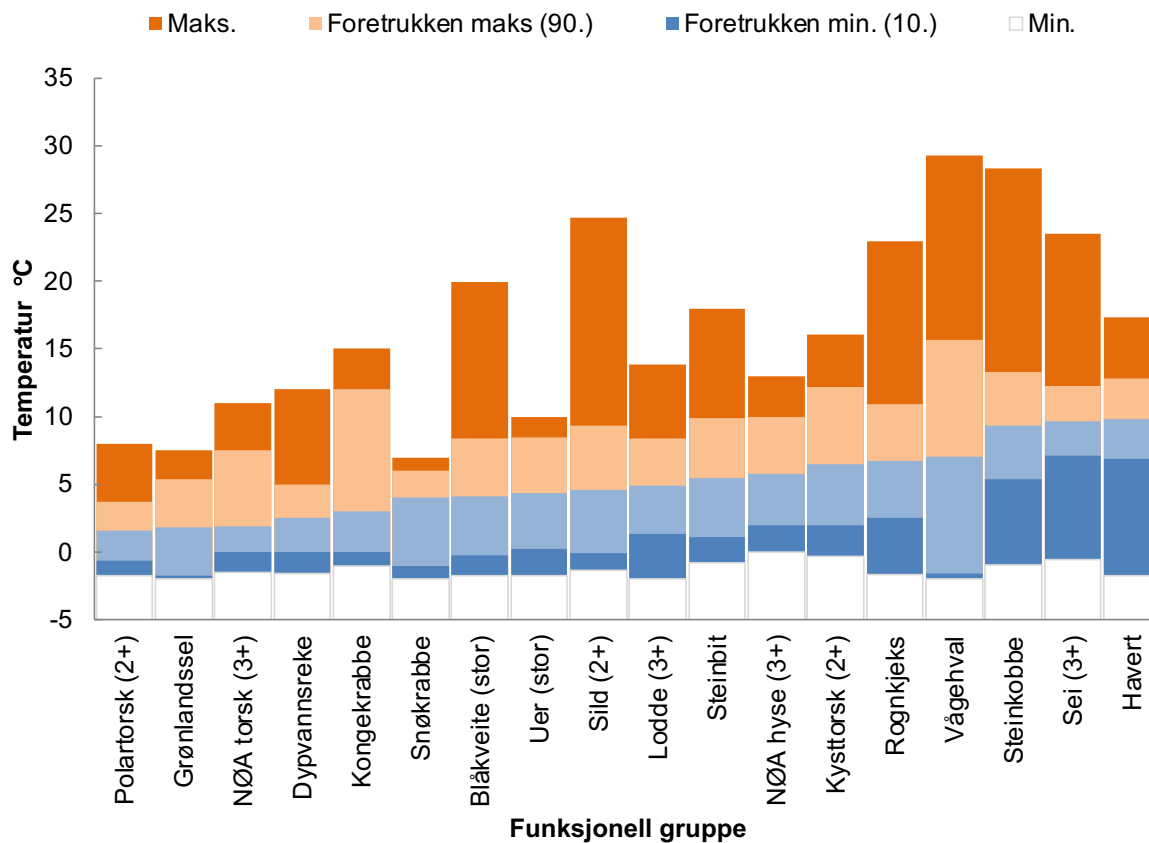
7 Vedlegg



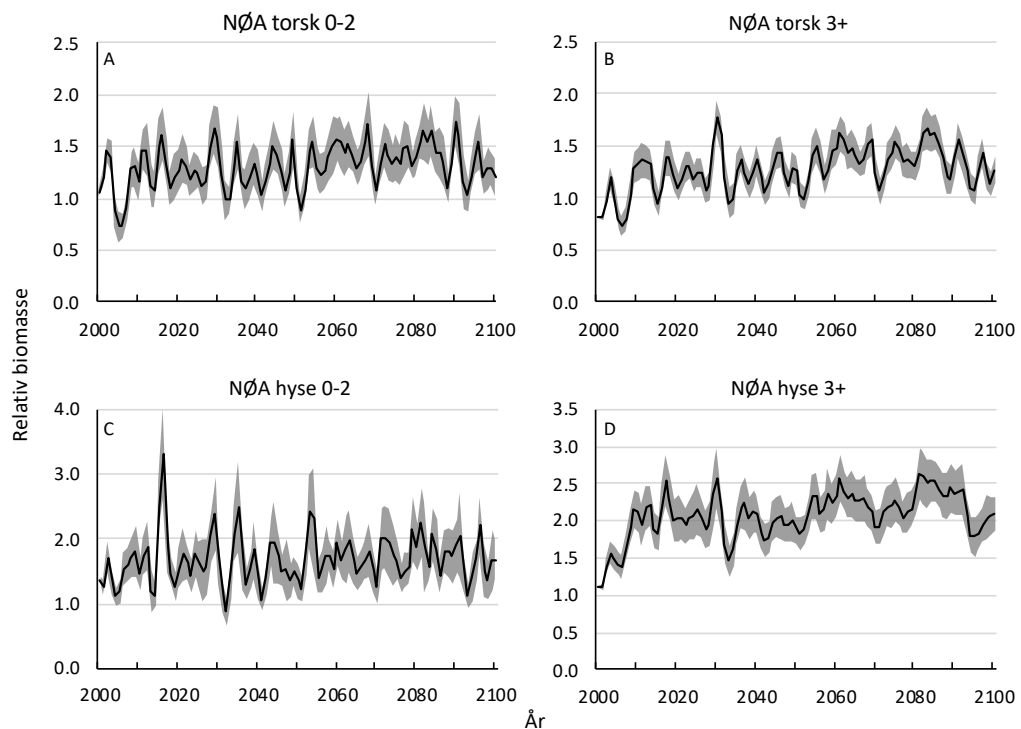
Vedlegg - Figur 1. Utbredelsesområdet til nordøstarktisk torsk i Barentshavet t (Havforskningsinstituttet, 2023)



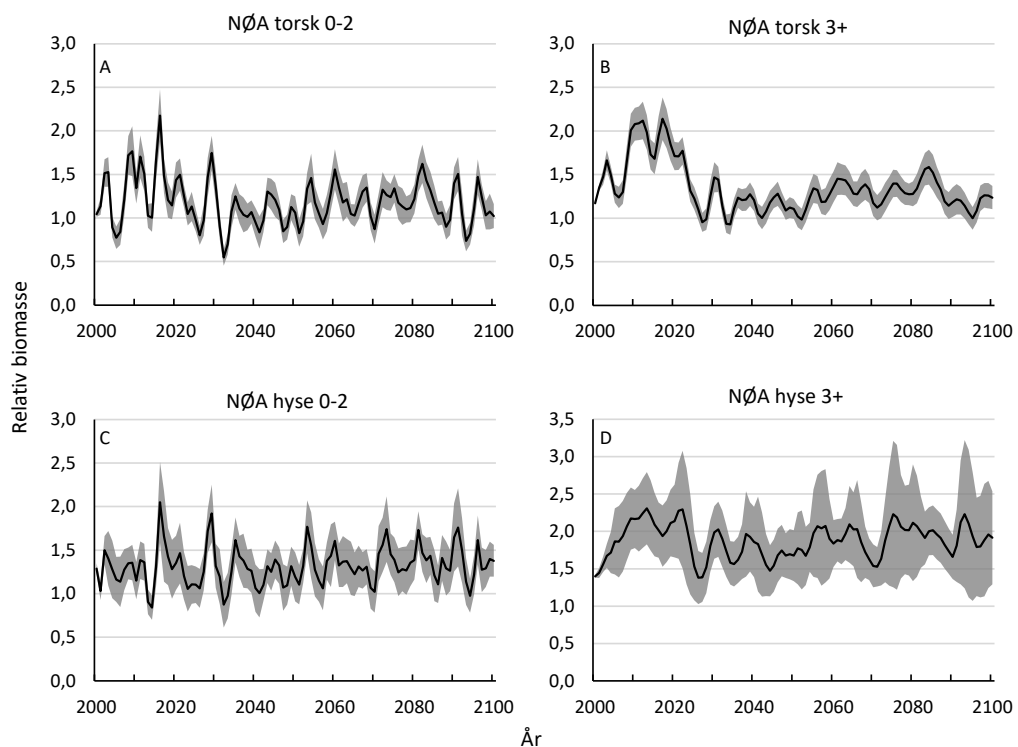
Vedlegg - Figur 2. Utbredelsesområdet til nordøstarktisk hyse i Barentshavet (Havforskningsinstituttet, 2022).



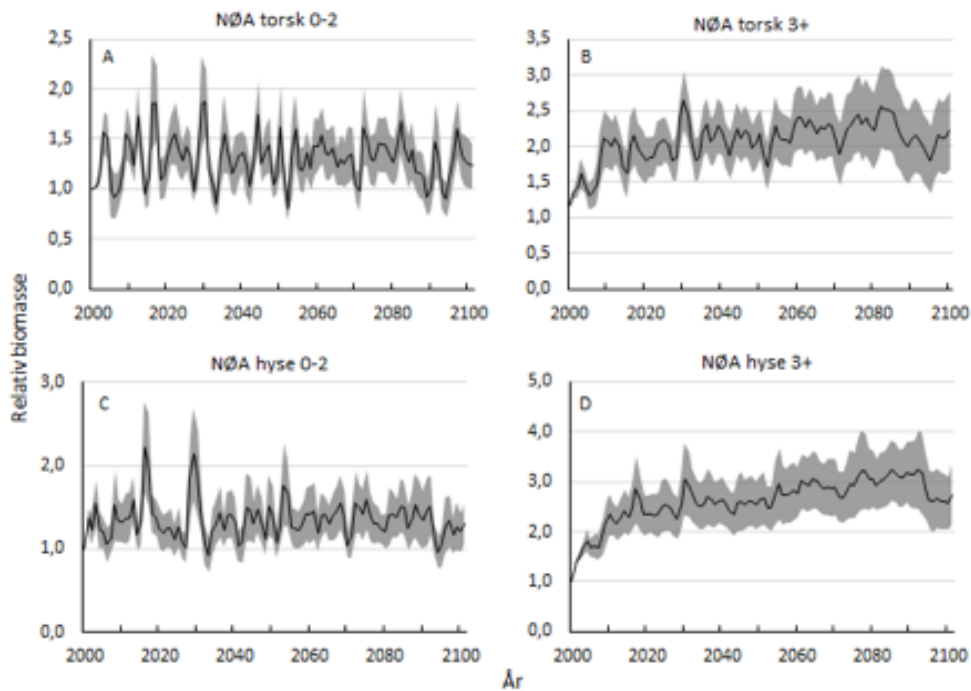
Vedlegg - Figur 3. Kumulativ temperaturresponsgraf for de beskattede artene i Ecosim-modellen, rangert etter optimumstemperatur. Grafen er basert på metoden til Serpetti et al. (2017), med temperaturdata på de ulike artene fra denne oppgaven. Grafene viser den optimumstemperatur (skille mellom lys oransje og lys blå), maksimumstemperatur (topp av mørk oransje stolpe) og minimumstemperatur (bunn av mørk blå stolpe, samt 90. (lys oransje stolpe) og 10. (lys blå stolpe) persentil for hver funksjonell gruppe.



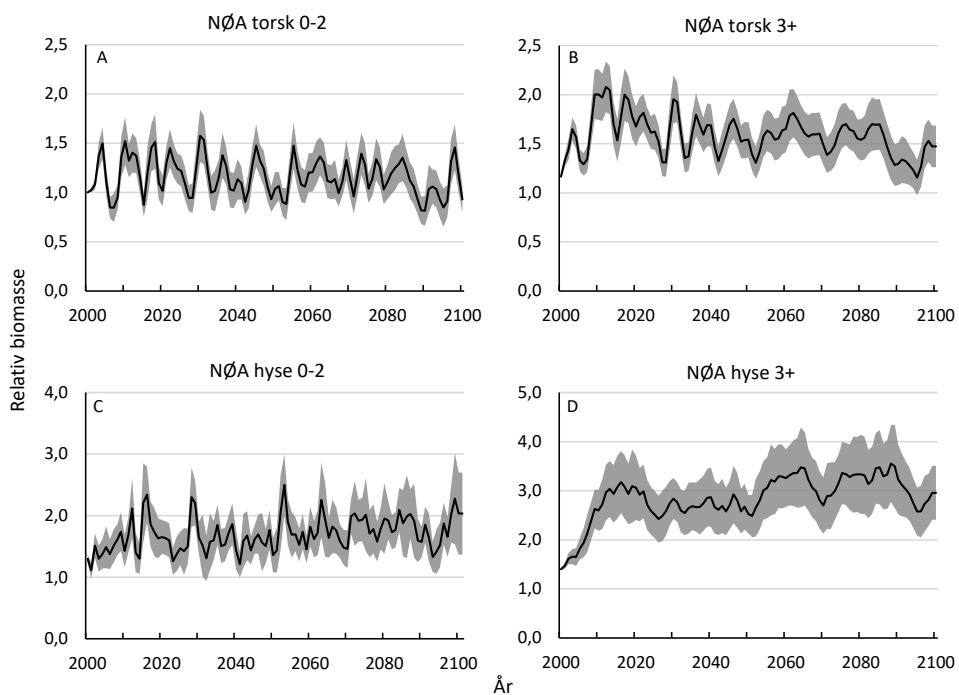
Vedlegg - Figur 4. Biomasseutvikling for NØA torsk 0-2 (A), NØA torsk 3+ (B), NØA hyse 0-2 (C) og NØA hyse 3+ (D) ved temperaturscenario RCP 2,6 og lav F.



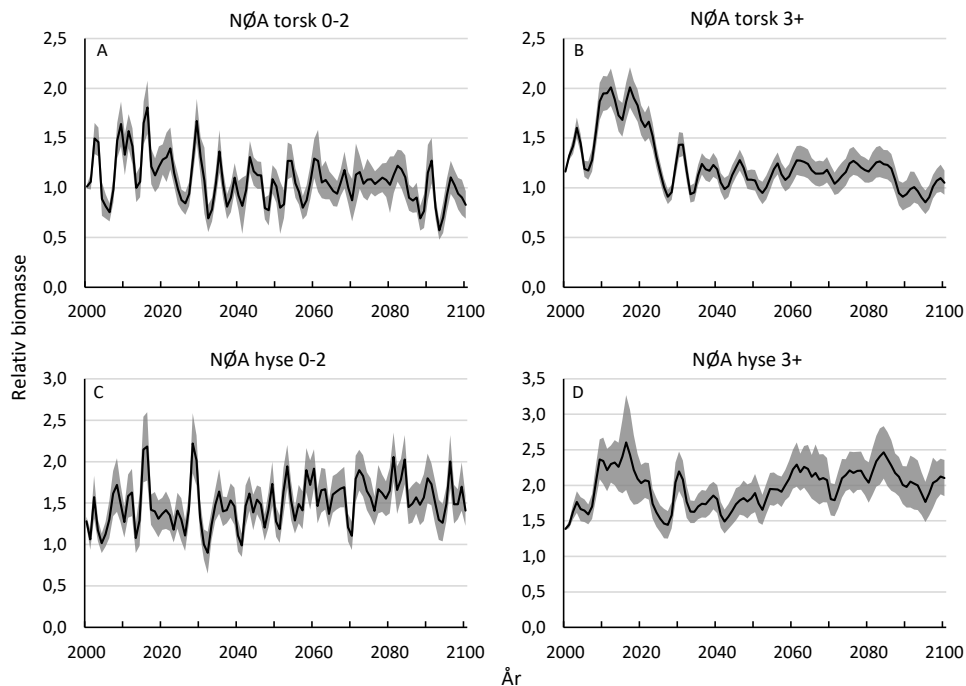
Vedlegg - Figur 5. Biomasseutvikling for NØA torsk 0-2 (A), NØA torsk 3+ (B), NØA hyse 0-2 (C) og NØA hyse 3+ (D) ved temperaturscenario RCP 2,6 og høy F.



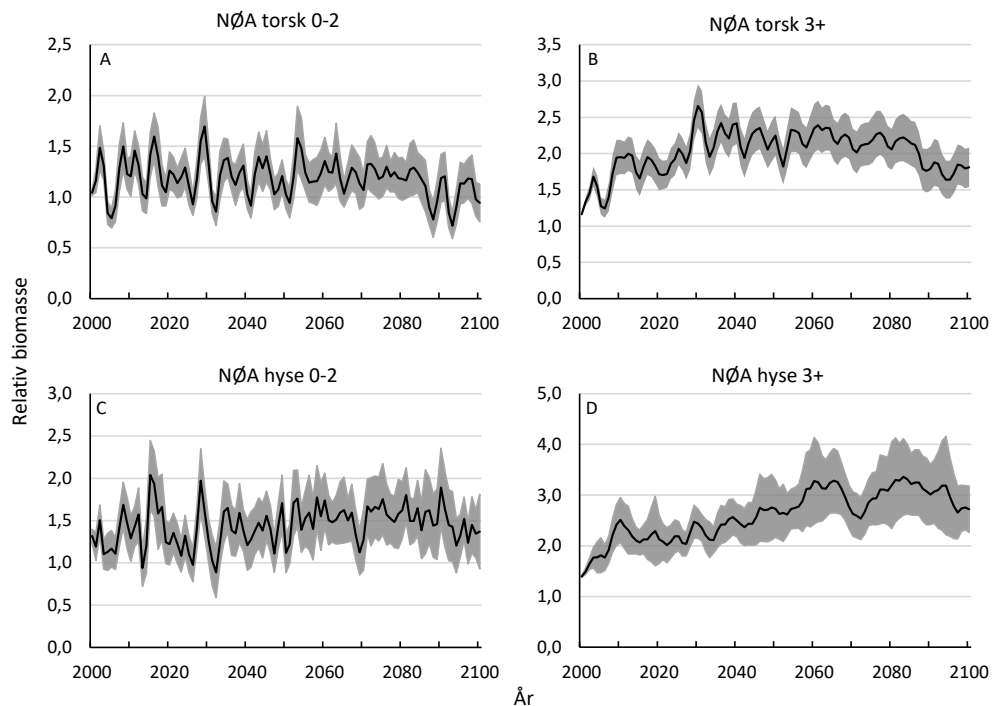
Vedlegg - Figur 6. Biomasseutvikling for NØA torsk 0-2 (A), NØA torsk 3+ (B), NØA hyse 0-2 (C) og NØA hyse 3+ (D) ved temperaturscenario RCP 4,5 og lav F.



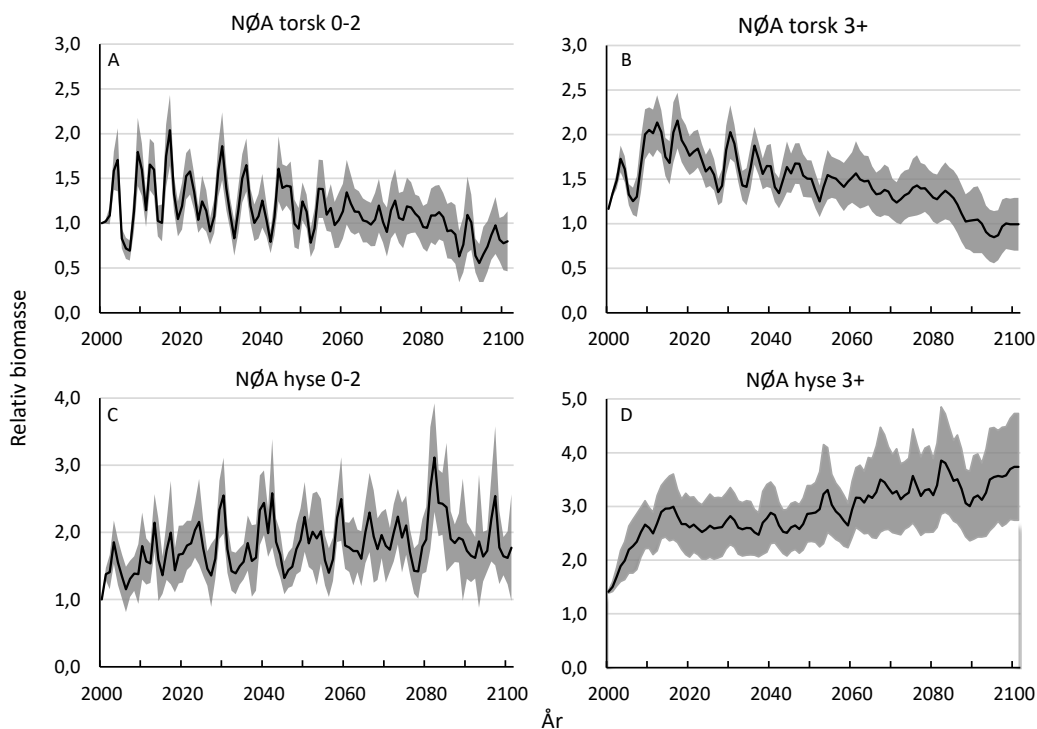
Vedlegg - Figur 7. Biomasseutvikling for NØA torsk 0-2 (A), NØA torsk 3+ (B), NØA hyse 0-2 (C) og NØA hyse 3+ (D) ved temperaturscenario RCP 4,5 og FBAU.



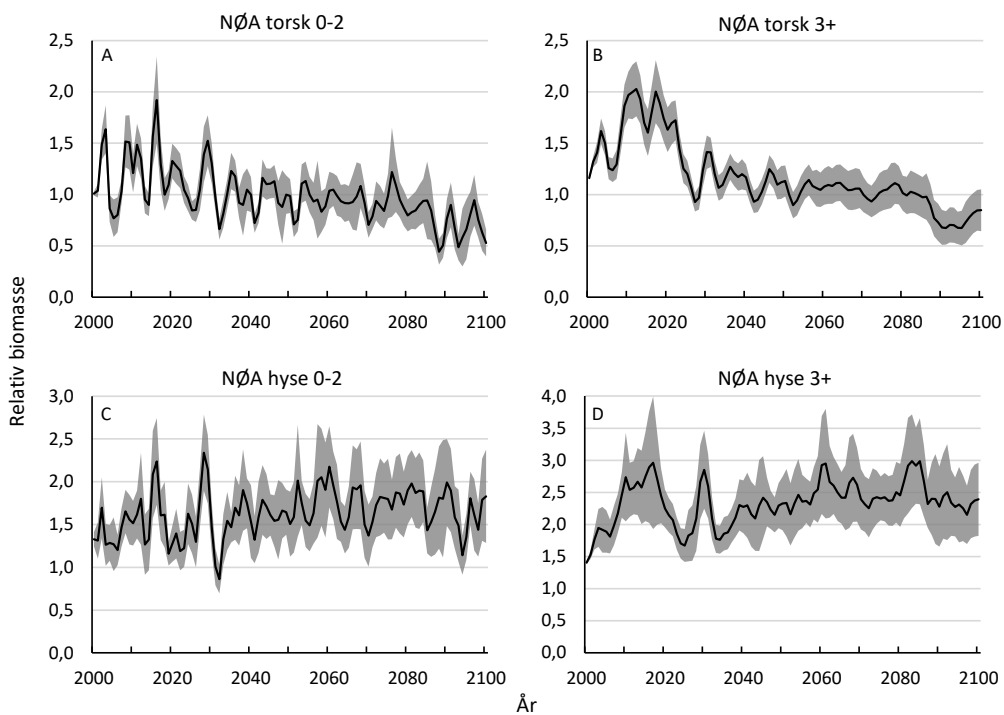
Vedlegg - Figur 8. Biomasseutvikling for NØA torsk 0-2 (A), NØA torsk 3+ (B), NØA hyse 0-2 (C) og NØA hyse 3+ (D) ved temperaturscenario RCP 4,5 og høy F.



Vedlegg - Figur 9. Biomasseutvikling for NØA torsk 0-2 (A), NØA torsk 3+ (B), NØA hyse 0-2 (C) og NØA hyse 3+ (D) ved temperaturscenario RCP 8,5 og lav F.



Vedlegg - Figur 10. Biomasseutvikling for NØA torsk 0-2 (A), NØA torsk 3+ (B), NØA hyse 0-2 (C) og NØA hyse 3+ (D) ved temperaturscenario RCP 8,5 og FBAU.



Vedlegg - Figur 11. Biomasseutvikling for NØA torsk 0-2 (A), NØA torsk 3+ (B), NØA hyse 0-2 (C) og NØA hyse 3+ (D) ved temperaturscenario RCP 8,5 og høy F.

Vedlegg - Tabell 1. Temperaturpreferanser for arter og funksjonelle grupper. Vektet optimumstemperatur og standardavvik (SD) ble brukt i Ecosim for å generere «Environmental response». For FG der temperaturdata ikke var tilgjengelig, ble data for grupper med samme habitat eller evolusjonære trekk benyttet.

Funksjonell gruppe	Temperatur °C								Referanse/kommentar
	Min.	10. persentil	90. persentil	Maks.	Artens optimumtemp.	Vektet optimumtemp.	Øvre SD	Nedre SD	
1. Polar bear					1,00	1,00	1,8	2,00	(Palomares & Pauly, 2019)
2. Minke whale	-2,00	-1,61	15,67	29,31	7,03	7,03	2,90	7,00	(Kaschner et al., 2019)
3. Fin whale	-1,79	-1,01	14,60	30,00	6,80	6,80	2,75	7,30	(Kaschner et al., 2019)
4. Blue whale	-1,80	-1,30	27,87	32,07	13,29	13,29	5,10	6,30	(Kaschner et al., 2019)
5. Bowhead	-1,62	-0,38	4,41	12,43	2,02	2,02	1,10	3,00	(Kaschner et al., 2019)
6. Humpback whale	-1,78	-1,17	26,22	30,00	12,53	12,53	4,80	5,80	(Bentley et al., 2017; Kaschner et al., 2019)
7. White whale	-1,72	-0,55	8,86	18,32	4,16	4,16	1,80	4,20	(Kaschner et al., 2019)
8. Narwhale	-1,63	-1,11	11,57	14,27	5,23	5,23	2,10	2,70	(Kaschner et al., 2019)
9. White-beaked dolphin	-0,49	3,22	10,00	15,00	6,61	6,61	2,20	2,50	(Kaschner et al., 2019)
10. Harbour porpoise	-1,00	5,37	13,22	23,00	9,30	9,3	3,30	4,40	(Kaschner et al., 2019)
11. Killer whales	-1,76	-0,77	27,86	32,06	13,55	12,2	4,70	6,50	(Kaschner et al., 2019)
12. Sperm whale	-1,65	-0,91	26,77	30,97	12,93	12,93	5,00	6,00	(Kaschner et al., 2019)
13. Harp seal	-2,00	-1,72	5,41	7,51	1,85	1,85	1,20	1,60	(Kaschner et al., 2019)

Forts. Vedlegg - Tabell 1

Funksjonell gruppe	Temperatur °C								Referanse/ kommentar
	Min.	10. persentil	90. persentil	Maks.	Artens optimumtemp.	Vektet optimumtemp.	Øvre SD	Nedre SD	
14. Harbour seal	-0,95	5,39	13,32	28,34	9,36	9,36	3,30	6,00	(Bentley et al., 2017; Kaschner et al., 2019)
15. Grey seal	-1,71	6,85	12,85	17,32	9,85	9,85	3,80	2,40	(Bentley et al., 2017; Kaschner et al., 2019)
16. Ringed seal	-1,76	-0,99	7,99	27,21	3,50	3,50	1,60	7,10	(Kaschner et al., 2019)
17. Bearded seal	-1,74	-0,76	5,36	21,96	2,30	2,30	1,20	5,70	(Kaschner et al., 2019)
18. Walrus	-1,72	-0,51	10,17	27,21	4,83	4,83	2,00	6,90	(Kaschner et al., 2019)
19. Northern fulmar		9,00	23,00		16,0	16,00	3,00	2,50	(Gabrielsen, 2009)
20. Black legged kittiwake		4,50	20,00		12,3	12,25	3,00	3,00	(Gabrielsen, 2009)
21. Other gulls and surface feeders		0,50	16,50		8,5	8,50	3,00	2,70	(Gabrielsen, 2009)
22. Little auk		3,50	19,00		11,3	11,25	3,00	2,90	(Gabrielsen, 2009)
23. Brunnich guillemot		2,00	17,50		9,8	9,75	3,00	3,00	(Gabrielsen, 2009)
24. Common guillemot and razorbill		2,50	18,00		10,3	10,25	3,00	3,00	(Gabrielsen, 2009)
25. Atlantic puffin		2,50	18,00		10,3	10,25	3,00	3,00	(Gabrielsen, 2009)
26. Benthic piscivore birds		2,50	18,00		10,3	10,25	3,00	3,00	(Gabrielsen, 2009)
27. Benthic invert feed birds		2,50	18,00		10,3	10,25	3,00	3,00	(Gabrielsen, 2009)

Forts. Vedlegg - Tabell 1

Funksjonell gruppe	Temperatur °C								Referanse/kommentar
	Min.	10. persentil	90. persentil	Maks.	Artens optimumstemp.	Vektet optimumstemp.	Øvre SD	Nedre SD	
28. Greenland shark	-1,15	0,67	12,00	21,50	6,34	6,34	2,40	4,70	(Kaschner et al., 2019)
29. NEA_cod (3+)	-1,50	0,00	7,50	11,00	1,90	1,90	1,50	2,00	(Nascimento et al., 2023)
30. NEA_cod (0-2)	-1,50	0,00	7,50	11,00	2,90	2,90	1,50	2,00	(Nascimento et al., 2023)
31. NCC_2+	-0,30	2,00	12,15	16,10	6,50	6.5	2,10	3,00	(Nascimento et al., 2023)
32. NCC_0-1	-0,30	4,15	12,15	16,10	7,42	7,42	2,40	2.7	(Nascimento et al., 2023)
33. Saithe (3+)	-0,57	7,13	12,25	23,47	9,69	9,69	3,30	4,40	(Kaschner et al., 2019)
34. Saithe (0-2)	-0,57	7,13	12,25	23,47	9,69	10,69	3,70	4,10	AquaMaps (Kaschner et al. 2016)
35. Haddock (3+)	0,00	2,00	10,00	13,00	5,80	5,80	1,70	3,00	(Nascimento et al., 2023)
36. Haddock (0-2)	0,00	2,00	10,00	13,00	5,80	6,80	1,70	3,00	(Nascimento et al., 2023)
37. Other small gadoids	2,20	9,63	14,74	18,71	12,18	12,18	3,27	2,00	(Kaschner et al., 2019)
38. Large Greenland halibut	-1,77	-0,21	8,37	19,95	4,08	4,08	1,80	4,80	(Kaschner et al., 2019)
39. Small Greenland halibut	-1,77	-0,21	8,37	19,95	4,08	5,08	2,10	4,50	(Kaschner et al., 2019)
40. Other piscivorous fish	-0,94	5,75	15,78	22,98	10,77	10,77	3,89	4,48	(Kaschner et al., 2019)
41. Wolffishes	-0,77	1,08	9,91	17,96	5,50	5,50	1,90	3,70	(Kaschner et al., 2019)
42. Stichaidae	-1,14	-0,02	8,66	15,59	4,32	4,32	1,68	3,33	(Kaschner et al., 2019)
43. Other small bentivorous fishes						9,55	3,00	4,00	(Kaschner et al., 2019)

Forts. Vedlegg - Tabell 1

Funksjonell gruppe	Temperatur °C								Referanse/kommentar
	Min.	10. persentil	90. persentil	Maks.	Artens optimumstemp.	Vektet optimumstemp.	Øvre SD	Nedre SD	
44.	1,96	4,19	14,90	22,30	9,55	9,55	3,00	4,00	(Kaschner et al., 2019)
45. Thorny skate	-1,36	0,37	11,22	25,04	5,80	5,80	2,20	5,90	(Kaschner et al., 2019)
46. Long rough dab	-1,66	1,08	11,07	18,17	6,08	6,08	2,40	3,70	(Kaschner et al., 2019)
47. Other bentivore flatfish	2,00	6,91	12,00	18,19	9,45	9,45	2,80	3,00	(Kaschner et al., 2019)
48. Large herring	-1,34	-0,10	9,34	24,70	4,62	4,62	1,80	6,00	(Kaschner et al., 2019)
49. Small herring	-1,34	-0,10	9,34	24,70	4,62	5,62	2,20	5,9	(Kaschner et al., 2019)
50. Capelin(3+)	-1,95	1,34	8,42	13,82	4,88	4,88	2,10	2,70	(Kaschner et al., 2019)
51. Capelin(0-2)	-1,95	1,34	8,42	13,82	4,88	5,88	2,50	2,40	(Kaschner et al., 2019)
52. Polar cod 2+	-1,74	-0,64	3,74	8,00	1,55	1,55	1,00	1,80	(Kaschner et al., 2019)
53. Polar cod (0-1)	-1,74	-0,64	3,74	8,00	1,55	2,55	1,30	1,60	(Kaschner et al., 2019)
54. Blue whiting	0,61	8,24	19,03	28,37	13,64	13,64	4,40	4,90	(Kaschner et al., 2019)
55. Sandeel	5,50	9,14	12,92	16,78	11,03	11,03	1,70	1,70	(Kaschner et al., 2019)
56. Other pelagic planktivorous fish	-1,08	4,54	17,59	25,23	11,07	11,07	4,20	4,80	(Kaschner et al., 2019)

Forts. Vedlegg - Tabell 1

Funksjonell gruppe	Temperatur °C								Referanse/kommentar
	Min.	10. persentil	90. persentil	Maks.	Artens optimumstemp.	Vektet optimumstemp.	Øvre SD	Nedre SD	
57. Lumpfish	-1,66	2,54	10,91	22,95	6,73	6,73	2,70	5,00	(Kaschner et al., 2019)
58. Mackerel	3,00	7,50	18,38	27,15	12,94	12,94	3,20	4,50	(Kaschner et al., 2019)
59. Redfish large	-1,74	0,24	8,50	10,00	4,37	4,37	1,90	1,70	(Kaschner et al., 2019)
60. Redfish small	-1,74	0,24	8,50	10,00	4,37	5,37	2,20	1,40	(Kaschner et al., 2019)
61. Salmon	-0,57	4,99	12,77	20,07	8,88	8,88	3,00	3,50	(Kaschner et al., 2019)
62. Cephalopods						3,90	1,00	1,70	(Palomares & Pauly, 2019)
63. Schypomedusae	-0,50			30,00		10,00	4,00	4,00	(Mariottini & Pane, 2010)
64. Chaetognaths						2,00	1,00	1,30	Grigor et al., 2020
65. Small krill						3,10	1,30	3,10	Som dypvannsreke
66. Large krill						3,10	1,30	3,10	Som dypvannsreke
67. Ctenophora						5,00	2,00	2,00	Majaneva et al., 2014
68. Pelagic amphipods						5,00	2,20	1,30	Havermans et al., 2019
69. Symphagic amphipods						1,55	1,00	1,80	Som for polartorsk (2+)
70. Pteropods						5,00	2,20	1,00	Lischka et al., 2011
71. Medium sized copepods						7,00	2,20	2,20	Kjesbu et al., 2014
72. Large calanoids						5,00	2,00	1,60	Strand et al., 2020
73. Small copepods						8,00	2,00	2,70	Eiane & Ohman, 2004

Forts. Vedlegg - Tabell 1

Funksjonell gruppe	Temperatur °C								Referanse/ kommentar
	Min.	10. persentil	90. persentil	Maks.	Artens optimumstemp.	Vektet optimumstemp.	Øvre SD	Nedre SD	
74. Other large zooplankton						5,00	2,00	1,60	Strand et al., 2020
75. Appendicularians	-1,50				3,00	3,00	1,50	1,50	Deibel et al., 1992
76. Ciliates						4,50	2,00	1,90	Lukic et al., 2022
77. Heter Dinoflagellates						4,50	2,00	1,90	Som «Ciliates"
79. Pandalid shrimps	-1,60	0,00	5,00	12,00	2,50	2,50	1,20	2,80	Bentley et al. 2017
80. Crangonid shrimps						3,50	1,50	0,80	Birkely & Gulliksen, 2003
81. Other large crustaceans						3,00	1,80	3,00	Kjesbu et al., 2022
82. Crinoids						4,50	1,50	1,50	Piepenburg et al., 1996
83. Predatory asteroids						4,50	1,50	1,50	Piepenburg et al., 1996
84. Predatory gastropods						4,50	1,50	1,50	Piepenburg et al., 1996
85. Predatory polychaetes						4,50	1,50	1,50	Piepenburg et al., 1996
86. Other predatory benthic invertebrates						4,50	1,50	1,50	Piepenburg et al., 1996
87. Detrivore polychaetes						4,50	1,50	1,50	Piepenburg et al., 1996
88. Small benthic crustaceans						8,00	2,50	2,00	Thompson, 2014
89. Small molluscs						4,50	1,50	1,50	Som for andre bentiske organismer
90. Large bivalves						4,50	1,50	1,50	Som for andre bentiske organismer

Forts. Vedlegg - Tabell 1

Funksjonell gruppe	Temperatur °C								Referanse/kommentar
	Min.	10. persentil	90. persentil	Maks.	Artens optimumstemp.	Vektet optimumstemp.	Øvre SD	Nedre SD	
91. Detrivore echinoderms						4,50	1,50	1,50	Som for andre bentiske organismer
92. Large epibenthic suspension feeders						4,50	1,50	1,50	Som for andre bentiske organismer
93. Other Benthic invertebrates						4,50	1,50	1,50	Som for andre bentiske organismer
94. Meiofauna						4,50	1,50	1,50	Som for andre bentiske organismer
95. Bacteria									
96. Benthic foraminifera									
97. Diatoms									
98. Autotroph flagellates									
99. Ice algae						1,55	1,00	1,80	
100. Macroalgae									
101. Snow crab	-2,00	-1,00	6,00	7,00	4,00	4,00	2,00	0,70	Kjesbu et al., 2022
102. RKC (large)	-1,00	0,00	12,00	15,00	3,00	3,00	1,80	3,00	Kjesbu et al., 2022
103. RKC (medium)		0,00	12,00		3,00	3,00	1,80	3,00	Kjesbu et al., 2022
104. RKC (small)		0,00	12,00		3,00	3,00	1,80	3,00	Kjesbu et al., 2022
105. Dead carcasses									
106. Detritus pelagic									
107. Detritus ice algae									
108. Offal									

