



UiT Norges arktiske universitet

Fakultet for biovitenskap, fiskeri og økonomi

Effekter av økt temperatur og et framtidig krillfiske på fangstutbytte i Barentshavet

- en økosystemmodellering i Ecopath med Ecosim.

Silje Mortensen

Masteroppgave i Fiskeri- og havbruksvitenskap FSK-3960 (60 stp.) mai 2023.

Effekter av økt temperatur og et framtidig krillfiske på
fangstutbytte i Barentshavet
- en økosystemmodellering i Ecopath med Ecosim

Silje Mortensen

Masteroppgave i Fiskeri og havbruksvitenskap (60 stp.)

Norges fiskerihøgskole
Fakultetet for biovitenskap, fiskeri og økonomi
UiT Norges Arktiske Universitet



Tromsø
Våren 2023

Forord

Denne masteroppgaven markerer slutten på min mastergrad i fiskeri- og havbruksvitenskap ved Norges Fiskerihøgskole. Året har vært preget av mange utfordringer som har vært krevende, men ikke minst givende.

Jeg vil rette en stor takk til min veileder, Torstein Pedersen, for hans gode og grundig oppfølging i arbeidet med denne masteroppgaven. Hans engasjement, kunnskap og tålmodighet har vært av uvurderlig betydning. Jeg ønsker også rette en takk *Arven etter Nansen* for muligheten til innsikt og deltakelse i et spennende fagfelt.

Studietiden ville ikke vært den samme uten mine medstudenter, med noen litt for lange lunsjpauser mye latter og også noen tårer. Dere har beriket livet mitt med gode vennskap, og jeg ser frem til å fortsette å dele fremtidige milepæler og eventyr sammen. Til slutt vil jeg takke familie og venner for all hjelp og støtte i studietiden.

Hiv og hoi!

Mai 2023, Tromsø

Silje Mortensen

Sammendrag

I løpet av de siste 49 årene har Arktisk blitt varmet opp tre ganger raskere enn gjennomsnittet for verden som helhet. Økende havtemperaturer har en innvirkning på marine økosystemer ved å påvirke primærproduksjon og rekruttering av fisk. I Barentshavets økosystem spiller krill en viktig rolle som et viktig byttedyr for flere økologiske og økonomiske viktige fiskearter. Med stigende temperatur forventes krill og andre arter i Barentshavet å øke i biomasse. Ved bruk av en økosystemmodell (Ecopath med Ecosim) ble det simulert effekter av ulike klimascenarier og fiskedødelighet uten krillfiske. Resultatene viste at fiskedødelighet og temperatur var avgjørende faktorer for endringer i biomasse hos ulike arter i Barentshavet, og disse faktorene varierte avhengig av art og simulerte scenarier. For å imøtekomme det økende behovet for høsting av arter på lavere trofisk nivå ble det simulert et moderat krillfiske, som resulterte i nedgang i biomasse for alle kommersielt beskattede arter. I tillegg ble det simulert et intensivt krillfiske, likt et enbestandsfiskeri, for å undersøke konsekvensene for fangst og førstehåndsverdi sammenlignet med et moderat krillfiske. Resultatene viste at et intensivt krillfiske ville gi alvorlige negative konsekvenser for fiskeressursene og førstehåndsverdien. Klimaendringer og fiskeriaktiviteter har betydelig innvirkning på økosystemet i Barentshavet, og det er nødvendig med en balansert tilnærming for å opprettholde en bærekraftig utnyttelse av disse ressursene.

Innholdsfortegnelse

1	Introduksjon	1
1.1	Barentshavet som høstbart økosystem	3
1.2	Klimaendringer.....	6
1.3	Krill i Barentshavet	7
1.4	Temperatureffekter på krill	9
1.5	Krillfiske i Antarktisk.....	10
1.6	Oppbygning og problemstilling	12
2	Material og metode.....	13
2.1	Ecopath og Ecosim.....	13
2.2	Ecopathmodell for Barentshavet	14
2.3	Ecosim og tidsserier for drivere	15
2.4	Temperaturresponskurver for funksjonelle grupper.....	19
2.5	Simulering av et moderat krillfiske.....	23
2.6	Simulering av et intensivt krillfiske	24
2.7	Fangst og verdiberegninger.....	24
3	Resultat.....	26
3.1	Simulerte effekter av klimascenarier og fiskenivå uten krillfiske.....	26
3.2	Effekter av moderat krillfiske	37
3.3	Effekter av intensivt krillfiske på fangst av kommersielle arter	40
4	Diskusjon.....	44
4.1	Effekter av klimascenarier og fiskenivå uten krillfiske	44
4.2	Effekter av moderat krillfiske på andre arter	48
4.3	Effekter av krillfiske på fangst og førstehåndsverdi	51
5	Konklusjon	53
	Referanser.....	54
	Appendiks.....	1

1 Introduksjon

I løpet av de siste 49 årene har Arktisk blitt varmet opp i gjennomsnitt tre ganger raskere enn verden som helhet (AMAP, 2021). Arktiske økosystemer gjennomgår fundamentale endringer i funksjon og struktur, og dette påvirker livssyklusen til marine arter både direkte og indirekte. Klimavariasjoner kan påvirke økosystemer gjennom effekter på primær- og sekundærproduksjon, variasjon i fiskerekruttering, vekst og forskyvninger av populasjoners utbredelsesområde (Pedersen m. fl., 2021). Rekrutteringen til kommersielle fiskebestander som norsk vårgytende sild, nordøstarktisk torsk og hyse har blitt påvirket av temperaturendringer, og det er generelt produsert større årsklasser i varmere år. Barentshavets oppvarming fører til forskyvning i romlig fordeling, med økende mengde boreale fiskearter og en nedgang for arktiske fiskearter i den nordlige delen av Barentshavet (Kortsch m. fl., 2015). Etter at Barentshavet har blitt et gradvis varmere økosystem siden begynnelsen av 1980-tallet, er det observert tidsmessige svingninger i bestandsstørrelser på flere trofiske nivåer, blant annet for krill, dypvannsreker, lodde og sjøfugl. Tidligere publiserte næringsnettmodeller av Barentshavet har hatt fokus på fisk, med få arter på lavere trofisk nivå (Pedersen m. fl., 2021).

I tillegg til klimatiske endringer påvirkes også økosystemet av fiskeri i form av påvirkning av habitat, struktur, funksjon og mangfold (Pedersen m. fl., 2021). Klimaendringer og fiskeri kan virke synergistisk med hverandre. I polare områder er klimaendringene spesielt uttalte, raske og særlig betydningsfulle og de miljømessige og økologiske påvirkningene og risikoene er alvorlige (Brandt m. fl., 2023). Påvirkninger i polare områder er allment anerkjent som viktige drivere og indikatorer for generelle klimaendringer, med flere påvirkninger på naturlige og menneskelige systemer på regional og global skala. Den arktiske atmosfæren har en stor rolle i det globale klimasystemet, og det er viktig å forstå dagens endringer for å kunne forstå hvordan fremtidens klima og dets påvirkninger kan se ut. På grunn av dette har den offentlige interessen for polare områder hatt en jevn økning de siste to tiårene, og forskningsinnsatsen har dermed også økt.

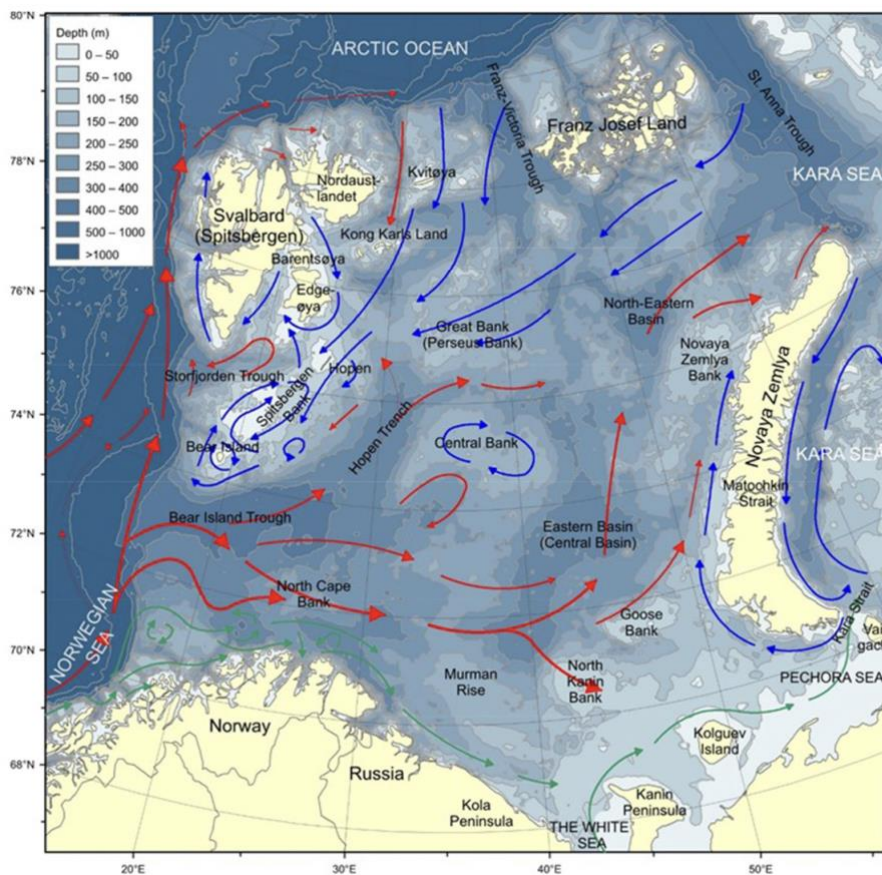
Akvakulturnæringen har vært i sterk vekst de siste årene, og prognoser for fremtiden viser en ytterligere økning i norsk produksjon fra 1.49 milliarder tonn i 2020 til 1.61 milliarder tonn i 2030, tilsvarende en økning på 8.2% (FAO, 2022). Globalt vil denne økningen være på cirka 19 milliarder tonn. For at denne veksten kan fortsette på en bærekraftig måte, er det viktig med blant annet tilstrekkelig tilgang på fiskefôr (Tacon m. fl., 2011). Fiskemel og marine fiskeoljer har tradisjonelt blitt brukt i fiskefôr for å gi essensielle fettsyrer og energi, og

akvakulturindustrien er den største forbrukeren av fiskeoljer (Turchini m. fl., 2010). For å kunne sikre en tilstrekkelig tilførsel av marine ressurser til akvakulturfôr ved økende produksjon, samtidig som overutnyttelse av marine ressurser unngås, må det vurderes andre kilder til foringredienser enn fiskemel og oljer. En mulighet kan være å utvikle fiskerier på kopepoder og krill på lavere trofiske nivå. Dette er arter med høy biomasse og produksjon som hypotetisk kan støtte en høy årlig fangst.

I tillegg til at krill kan benyttes som fôringredienser til akvakulturnæringen, finns det flere andre bruksområder. Skallet til krill består blant annet av kitin som brukes til å danne kitosan, noe som kan brukes i behandling av kroniske sår (Hemmingsen, 2022; Nicol & Foster, 2016). Enkelte enzymer fra fordøyelseskjertelen kan brukes i medisinske behandlinger av ryggmargsskader (Nicol & Foster, 2016). Krillolje kan også konsumeres av mennesker og er en god kilde til omega-3 som bidrar til å redusere risikoen for hjerte- og karsykdommer.

1.1 Barentshavet som høstbart økosystem

Barentshavet er et ressursrikt arktoborealt sokkelhav mellom Norge og Russland nord for polarsirkelen, og strekker seg fra Svalbard i vest til Franz Josef Land og til Novaja Semlja i øst, og fra kysten av Nord-Norge og til Russland i sør (Figur 1). Gjennomsnittlig dybde i Barentshavet er 230 meter, og på det dypeste er det 500 meter dypt (Havforskningsinstituttet, 2020). Barentshavet er et av verdens mest produktive havområder og fungerer som gyte- og oppvekstområde for flere viktige fiskeslag, noe som gir grunnlag for store bestander av fisk, sjøfugl og sjøpattedyr. Når det gjelder høsting, er Barentshavet det viktigste området for norsk fiskerinæring (Jelmert m. fl., 2020).



Figur 1: Kart over Barentshavet med bunntopografi og oversikt over viktige havstrømmer, der røde piler viser atlantisk vann, blå piler viser arktisk vann og grønne piler viser kystvann (Havforskningsinstituttet, 2020).

De viktigste bestandene som høstes i Barentshavet er torsk, hyse, sei, blåkveite, dypvannsreke, sild og lodde (Sunnanå m. fl., 2010). Lodda spiller en viktig rolle i Barentshavets økologi, selv med store årlige svingninger i bestanden (Quillfeldt & Dommasnes, 2005). Etter hvert som isskanten trekker seg tilbake om sommeren vandrer lodda nordover og beiter på dyreplankton, og har her kontinuerlig tilgang på matressurser i den produktive sonen. På høsten vandrer lodda

sørover for å gyte, og blir her byttedyr for både torsk, marine pattedyr og sjøfugl. Sild spiller en viktig rolle for økosystemene i Barentshavet og langs kysten (Havforskningsinstituttet, 2019c). Den beiter på raudåte og loddelarver, og blir selv spist av rovfisk som torsk, sei og annen bunnfisk samt hval, sel og sjøfugl. Når det er mye ungsild i Barentshavet blir rekrutteringen til loddebestanden dårligere på grunn av predasjon av loddelarver, og loddas rolle som transportør av biomasse reduseres (Sunnanå m. fl., 2010).

I Barentshavet er torsk den viktigste kommersielle- og predatorfisken (Quillfeldt & Dommasnes, 2005). Etter klekking beiter den på dyreplankton som hoppekreps og krill, og går deretter over på fisk og bunnorganismer. Hyse er en annen viktig torskefisk som beiter på bunndyr, fisk og egg av sild og lodde (Havforskningsinstituttet, 2018a). Ung hyse spises av blant annet torsk, grønlandssel og vågehval. Sei er den tredje store torskefisken av større økonomisk betydning (Quillfeldt & Dommasnes, 2005). Den yngste seien spiser raudåte, krill og andre pelagiske krepsdyr, mens eldre sei også beiter på sild, kolmule, øyepål og hyseyngel (Havforskningsinstituttet, 2019d). Sei har predatorer som sel og hval. Blåkveita er en stor flyndrefisk som er en langlivet art, og tåler kun lav beskatning (Havforskningsinstituttet, 2019b). Den beiter på mange ulike arter, men hovedsakelig på lodde og polartorsk, men også blekksprut, reker og avfall fra fiskebåter. Lite tyder på at blåkveite utsettes for høyt beitepress da ungfisk kun er funnet i magene hos tre arter, håkjerring, torsk og blåkveite selv, men sel og hval kan være viktige predatorer. Vanlig uer og snabeluer er saktevoksende dypvannsarter, hvor førstnevnte har vært nedfisket og fisket er strengt regulert for å kunne gjenoppbygge bestandene (Sunnanå m. fl., 2010). Både snabeluer og vanlig uer beiter på dyreplankton i de første leveårene, og går deretter over til større plankton som krill samt lodde, sild og torskefisk (Havforskningsinstituttet, 2018c, 2018d). Små uer er et viktig bytte for kveite og torskefisk. I Barentshavet er dypvannsreke den viktigste evertebraten som høstes (Quillfeldt & Dommasnes, 2005). Dypvannsreke er en viktig næringsorganisme for torsk, og beiter selv på små krill som *Thysanoessa* og kopepoder som *Calanus finmarchicus*. Fiskeriet etter snøkrabbe er en relativt nytt i Norge, men har de senere årene blitt et kommersielt viktig fiskeri (Nofima, 2017). I 2012 ble den første kommersielle fangsten av snøkrabbe landet. Den har en diett bestående av små bunndyr, inkludert krepsdyr, muslinger, slangestjerner, børstemark og lignende (Havforskningsinstituttet, 2019e).

For å kunne sikre en bærekraftig forvaltning av fiskebestandene, er det nødvendig med individuelle kvoteråd basert på informasjon om de ulike artene (Havforskningsinstituttet, 2018b). Hvert år samles det inn data og prøver fra ulike tokt, som benyttes av forskere og det

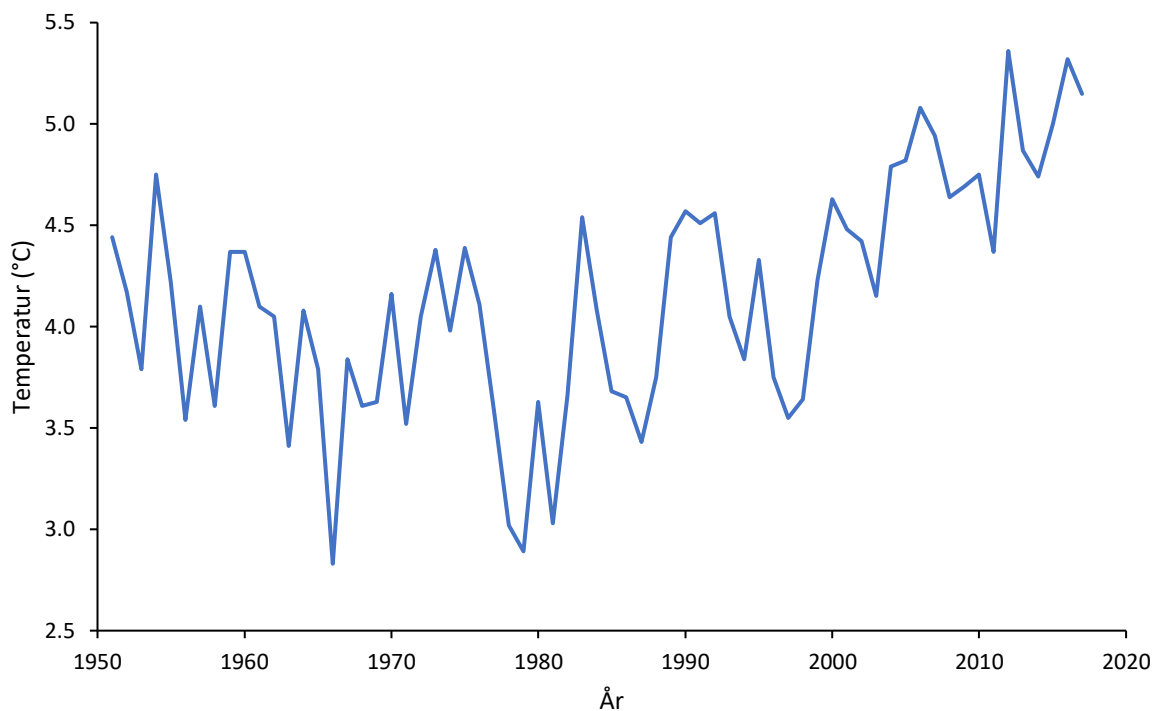
internasjonale rådet for havforskning (ICES) for å beregne størrelsen på de ulike fiskebestandene. I Norge er de fleste fiskeriene styrt av en forvaltningsstrategi med en tilhørende høstningsregel. Gytebestandenes reproduksjonsevne blir vurdert av forskere til et nivå som vil gi god, redusert eller dårlig rekruttering. I tillegg beregnes hvor mye som fiskes av bestanden, altså fiskedødeligheten, samt om bestanden blir høstet bærekraftig eller ikke. Kvoterådene blir gitt når forskerne i ICES er enige om størrelsen på de ulike bestandene.

Klimatisk variasjon preger Barentshavet i stor grad, både mellom år og på lengre tidsskalaer (Dalpadado m. fl., 2012). Dette gjelder forhold som variasjon i isdekke, vårdynamikk i planteplanktonoppblomstring, fiskerekruttering og dyreplanktonproduksjon. De fysiske forholdene fungerer som en primær drivkraft for økosystemvariabilitet, og i tillegg til disse vil biologiske interaksjoner påvirke økosystemets tilstand. Dyreplankton (amfipoder, kopepoder, krill) er viktige byttedyr for mange pelagiske planktonspisende fisk, som lodde, ung sild og polartorsk og pelagisk yngel til demersal fisk (Stige m. fl., 2018). I tillegg til å være byttedyr for pelagisk fisk, er også dyreplankton en stor del av kostholdet til bunnfisk som torsk og hyse. Rovdyr på høyere trofisk nivå som sjøfugl og pattedyr kan også beite direkte på dyreplankton eller indirekte ved å konsumere planktonspisende fisk.

Det er et rikt og mangfoldig dyreplanktonsamfunn i Barentshavet, og store dyreplanktonarter er ofte assosiert med ulike vannmasser som atlantisk, arktisk og blandete vannmasser (Dalpadado m. fl., 2012). Kopepoder dominerer mesoplankton med arter som *Calanus finmarchicus* i atlantiske vannmasser, og *Calanus glacialis* og *Calanus hyperboreus* i arktiske farvann. *C. finmarchicus* er en viktig art i økosystemet, og er næring til fiskelarver og planktonspisende fisk som lodde, sild og polartorsk i Barentshavet. Euphausiidae (krill) er en annen viktig planktongruppe i Barentshavet, og består av artene *Thysanoessa inermis*, *Thysanoessa raschii*, *Thysanoessa longicaudata* og *Meganyctiphanes norvegica* (Havforskningsinstituttet, 2021a).

Fra Norskehavet i sørvest strømmer varmt og saltholdig arktisk vann inn i Barentshavet (Figur 1) (Jelmert m. fl., 2020). Denne strømmen deler seg i to hovedgrener, hvor den ene strømmer inn i og gjennom Barentshavet fra sørvest til nordøst, og mens den andre strømmer rundt de vestlige og nordlige delene av Barentshavet. Fra Polhavet kommer det kaldt ferskt arktisk vann inn i Barentshavet (Grøsvik m. fl., 2018). I løpet av de siste 40 årene har vanntemperaturen i Barentshavet økt, og parallelt med dette har havisen avtatt (Jelmert m. fl., 2020).

Vanntemperaturen i Barentshavet har variert fra kalde til varme perioder. På slutten av 1970-tallet og begynnelsen av 80-tallet var det en kald periode, og deretter har temperaturen hatt en generell økning. I år 2006 og 2016 var det målt høyest temperaturer (Eriksen & Dalpadado, 2011). Vanntemperaturen i Kola-snippet er antatt til å være en god indikator for temperaturvariasjonen i Barentshavet. Det russiske føderale forskningsinstituttet for fiskeri og oseanografi (PINRO) har siden 1951 målt havtemperatur i Kolasnippet (Figur 2) (PINRO, 2018).



Figur 2: Temperatur fra Kola-snippet (0-200 m) fra 1951 til 2017 (PINRO, 2018).

1.2 Klimaendringer

Parisavtalen ble vedtatt i 2015, og er den første globale klimaavtalen som er juridisk bindende og reelt forpliktende for alle FNs medlemsland (Klima- og miljødepartementet, 2021). Formålet med avtalen er å sikre at alle land bidrar til å redusere klimagassutslippene, med det overordnede målet å begrense den globale oppvarmingen til under to grader sammenlignet med førindustriell tid. I tillegg har avtalen et ytterligere mål om å begrense økningen til 1.5°C. For å oppnå målet er det vedtatt at verdens samlede klimautslipp skal slutte å vokse så raskt som mulig, og i andre halvdel av århundret skal verden være klimanøytral. Dette betyr at karbon fra menneskelig utslipp ikke skal være større enn det naturen absorberer hvert år. FNs klimapanel (IPCC) utvikler rapporter som regnes som det viktigste vitenskapelige faggrunnet for utformingen av internasjonal klimapolitikk. I 2015 ble den femte vurderingsrapporten (AR5) publisert. I denne introduseres «Representative Concentration Pathways» (representative

konsentrasjonsveier) eller RCP-er. Disse beskriver fire ulike veier for utslipp av klimagasser og atmosfæriske konsentrasjoner, luftforurensende utslipp og arealbruk (IPCC, 2015). De ulike RCP-ene er utviklet for å kunne brukes som inndata til klimamodellsimuleringer for å projisere konsekvensene deres for klimasystemet. Klimasimuleringene benyttes til konsekvens- og tilpasningsvurderinger. RCP-ene inkluderer et strengt reduserende scenario (RCP 2.6), to mellomliggende scenarier (RCP 4.5 og RCP 6.0), og ett scenario med svært høye klimagassutslipp (RCP 8.5). RCP 2.6 er representativt for et scenario som tar sikte på å holde global oppvarming til under 2°C over førindustrielle temperaturer, altså det samme som står i Parisavtalen.

Under klimaendringer vil global romlig omfordeling av marine arter og reduksjon av marint biologisk mangfold i sensitive områder endre fiskeproduksjonen og andre økosystemtjenester (IPCC, 2015). Marine arter er gode indikatorer på oppvarming av hav da de er følsom for klimaendringer (Pinsky m. fl., 2013). Ved midten av det 21. århundre, og under 2°C global oppvarming i forhold til førindustrielle temperaturer, forventes det at endringer i fordelingen av marine arter fører til økning i artsrikdom og fiskerifangstpotensial i gjennomsnitt på middels og høye breddegrader (IPCC, 2015). Det ble i 2023 publisert en vurderingsrapport fra FNs klimapanel (AR6) som viser at overflatetemperaturen var 1.1°C grad høyere i perioden 2011-2020 sammenlignet med perioden i 1850-1900 (IPCC, 2023).

1.3 Krill i Barentshavet

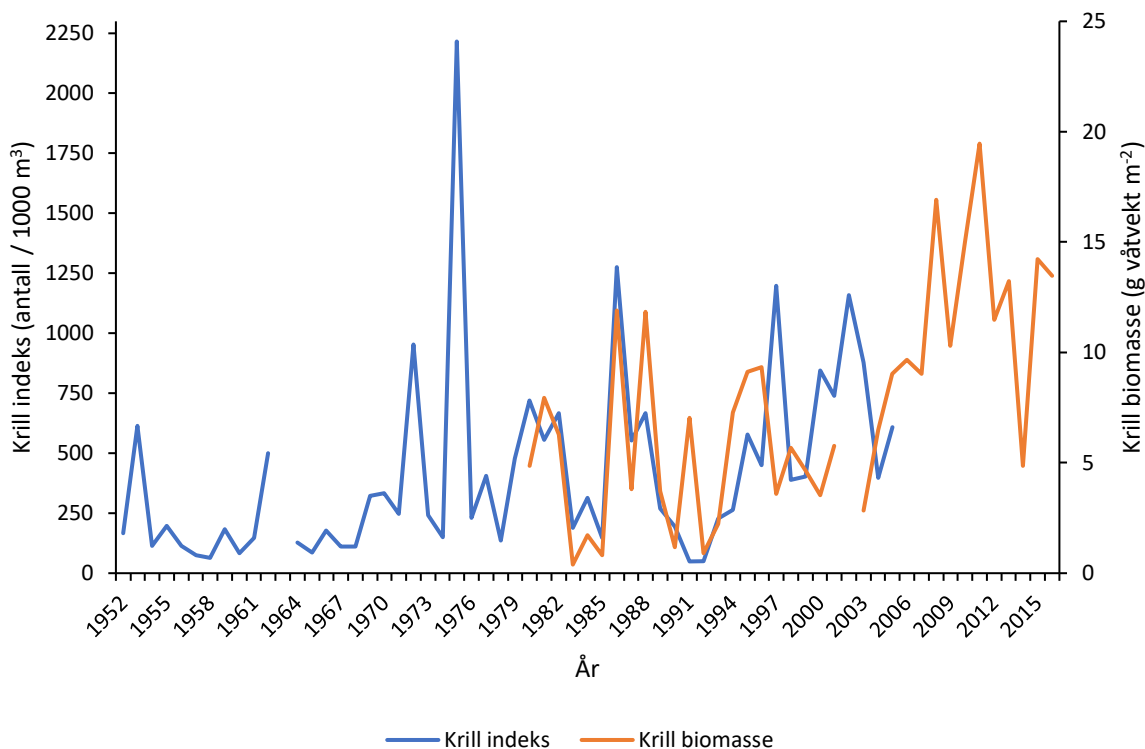
Krill er aktivt svømmende store dyreplankton og er en viktig gruppe med arter i Barentshavet (Eriksen & Dalpadado, 2011). I Barentshavets økosystem spiller krillartene spiller en viktig rolle ved å sørge for energitransport mellom ulike trofiske nivåer. Krill er et viktig byttedyr for mange økonomisk og økologiske viktige fiskearter som lodde, ungtorsk, sild og kolmule. Det er også en av gruppene med flest predatorer i Barentshavet (Eriksen & Dalpadado, 2011; Pedersen m. fl., 2021). Gjennom hele året utfører krill vertikalvandring, noe som gjør dem vesentlige i den biologiske karbonpumpen, og transporterer karbon og næringsstoffer fra overflaten til dypere vann (Agersted m. fl., 2011). Krill påvirker i stor grad det pelagiske næringsnett, og flyt av organisk materiale i havet. Det er derfor viktig med kunnskap om krills funksjonelle biologi for å kunne forstå dynamikken i det marine økosystemet.

Det er fire vanlige krillarter i Barentshavet med ulike romlige mønstre (Eriksen m. fl., 2016). Den viktigste arten i næringsnett, *Thysanoessa inermis*, finnes hovedsakelig i de vestlige og sentrale delene av Barentshavet. *Thysanoessa raschii* er den mest kystnære arten, og finnes

hovedsakelig i de grunnere sørøstlige delene av Barentshavet. Den største krillarten, *Meganyctiphanes norvegica*, er en boreal art som driver inn fra Norskehavet og inn i det vestlige Barentshavet. *Thysanoessa longicaudata* er den minste av arten som i likhet med *M. norvegica* kommer inn i det vestlige Barentshavet. *T. inermis* og *T. raschii* kan oppnå en lengde på ca. 35 mm, *M. norvegica* kan bli opptil 45 mm og *T. longicaudata* kan bli ca. 20 mm (Eriksen m. fl., 2016). *T. inermis* er hovedsakelig herbivor, og beiter for det meste på planktonalger som kiselalger og dinoflagellater. *T. longicaudata* lever av planteplankton og noen calanoide kopepoder og tintinnider (Pedersen m. fl., 2021). *M. norvegica* er omnivor, og spiser både planteplankton, kopepoder og tintinnider.

Thysanoessa inermis er dominerende i vest, særlig rundt Svalbard. Områdene der det er høy forekomst av *T. inermis* overlapper med beiteområdene for lodde, og den store loddas diett kan bestå av opptil 60% *T. inermis* (Eriksen m. fl., 2016). *T. raschii* foretrekker mindre saltholdig og kaldere vann, og begrenser seg stort sett til grunt vann i øst. *M. norvegica* er den største krillarten og er vanligvis begrenset til eggakanten i Norskehavet, men har i den senere tid utvidet utbredelsen nordover, mest sannsynlig grunnet temperaturøkning, og er nå vanlig i det vestlige Barentshavet. Det er stor usikkerhet knyttet til beregning av krillbiomasse grunnet bruk av redskaper som ikke er optimale for kvantitative mengdeberegninger (Havforskningsinstituttet, 2020).

Prøvetaking av krill er problematisk, da større tråler har tendens til å underestimere den mindre krillen som passerer gjennom trålmaskene, mens tradisjonelle små planktonhåver underestimerer større krill grunnet redskapsunnvikelse (Eriksen & Dalpadado, 2011). På grunn av dette har få studier gitt representative mål for produksjon og biomasse av krill. En langtidsstudie på krill i Barentshavet fra 1980 til 2009 med pelagiske trålfangster fra august til september, estimerer en gjennomsnittlig årlig krillbiomasse på 22 millioner tonn i våtvekt, med de høyeste verdiene på 48 millioner tonn (Eriksen & Dalpadado, 2011). Sammensatte tidsserier fra ulike studier gir et overblikk over krillbiomassens store årlige variasjon i Barentshavet (Figur 3) (Drobysheva, 1994; Eriksen & Dalpadado, 2011; Johannesen m. fl., 2012).



Figur 3: Årlig variasjon i mål for antall og krillbiomasse i Barentshavet fra 1952 til 2016 (Drobysheva, 1994; Eriksen & Dalpadado, 2011; Johannesen m. fl., 2012).

1.4 Temperatureffekter på krill

Vekst og metabolisme hos krill styres av samspillet mellom flere faktorer som kan være både interne eller eksterne (Harris, 2000). Interne faktorer består av kroppsstørrelse og fysiologiske egenskaper som temperatortoleranseområde, utviklingsstadium og fysiologisk tilstand. Mattilførsel og ulike miljøfaktorer som temperatur, saltholdighet og oksygenmetning regnes som eksterne faktorer. Metabolisme er et begrep som beskriver kroppens energiforbruk per tidsenhet. Ulike faktorer som temperatur, saltholdighet og oksygennivå, samt matinntak og aktivitet vil påvirke en organismes metabolisme (UiB, 2023). Når vanntemperaturen stiger, vil også metabolismen og oksygenbehovet øke. Når temperaturen blir for høy, opplever organismer en nedgang i respirasjonskapasiteten. Dette betyr at de har vanskeligere for å ta opp å bruke oksygen. Samtidig fører en økning i temperatur til at vannets evne til å bære oksygen reduseres. Dette skaper utfordringer for organismene som er avhengige av tilstrekkelig oksygen for å opprettholde sine vitale funksjoner. Metabolisme og vekstrate er en allometrisk funksjon av kroppsstørrelse. Små organismer har en relativt høyere metabolsk hastighet og vokser raskere enn store.

Blant de eksterne faktorene som styrer vekst hos krill, er temperatur og mattilgang generelt viktigst (Harris, 2000). Ved høye breddegrader som i Barentshavet, varierer tilgjengeligheten av mat på lavere trofisk nivå med sesongen. Dermed har de fleste organismer tilpasset livssyklusen sin på en slik måte at de møter optimale forhold under reproduksjonstiden. *Thysanoessa inermis* er fysiologisk tilpasset temperaturen i Barentshavet, og regnes som stenoterm da temperaturområdet den lever i er relativt smalt (Węśławski m. fl., 2017). Innenfor krillens gitte toleransegrenser for havtemperatur, avhenger intensiteten av alle vitale prosesser av de gjeldende temperaturforholdene (Harris, 2000). Denne temperaturavhengigheten er basert på reaksjonshastigheten til fysisk-kjemiske prosesser i organismer, og er beskrevet av van't Hoff-loven også kalt Q_{10} -regelen.

Q_{10} er et mål på temperaturfølsomheten til biologiske prosesser, og er vanligvis definert som hastighetsforholdet til en gitt prosess som finner sted ved temperaturer som varierer med 10°C (Mundim m. fl., 2020). De fleste biologiske prosesser har en Q_{10} mellom 2 og 3, og denne varierer mellom ulike livsstadier og arter. En Q_{10} på 2 betyr at reaksjonshastigheten dobles for hver 10°C temperaturøkning, mens en Q_{10} på 3 betyr at reaksjonshastigheten tredobles for hver 10°C temperaturøkning. Høy Q_{10} indikerer en større temperaturfølsomhet, og små forskjeller i temperaturen har stor påvirkning på reaksjonen.

1.5 Krillfiske i Antarktisk

Det er flere fellestrekk mellom de marine økosystemene i Arktisk og Antarktisk. Begge ligger ved høye breddegrader og har store sesongmessige endringer i isdekke, lysnivå og havtemperatur (McBride m. fl., 2014). Til tross for flere likhetstrekk er de også svært ulike, med hensyn på deres alder, omfang, isstabilitet og næringsnettstruktur. Også i Antarktisk er krill betraktet som en nøkkelart, med en antatt biomasse på cirka 380 millioner tonn (Atkinson m. fl., 2009). Over halvparten av produksjonen av krill blir spist av hval, sel, pingvin, blekksprut og fisk hvert år, og erstattes gjennom reproduksjon og påfølgende vekst av krillbestanden (CCAMLR, 2018).

I motsetning til krill i Arktisk, blir Antarktisk krill (*Euphausia superba*) kommersielt beskattet, og er kilde til det største fiskeriet målt i tonn i Sørishavet (Nicol m. fl., 2012). Fisket har vært i gang siden starten av 1970 tallet, og har blitt fremhevet flere ganger som et av verdens siste underutnyttede fiskerier. I 1980 ble kommisjonen for bevaring av marine levende ressurser i Antarktis (CCAMLR) etablert, på bakgrunn av en bekymring for et ekspanderende krillfiske og dets konsekvenser for økosystemet i Sørishavet (CCAMLR, 2018). Krillfisket har siden da

blitt forvaltet med forsiktighet, som en annerkjennelse av krillens kritiske rolle i det antarktiske økosystemet. Den årlige føre-var-kvoten for antarktisk krill er om lag 5.6 millioner tonn våtvekt. CCAMLR har imidlertid bestemt at fangsten skal reguleres innenfor et 620 000 tonn trigger-nivå som er fordelt på fire regioner i det sørvestlige Atlanterhavet. Fra 2018 til 2022 har den gjennomsnittlige årlige fangsten vært på ca. 390 000 tonn antarktisk krill (CCAMLR, 2023).

I perioden 2011-2015 var den estimerte gjennomsnittlige bruttoverdier fra krillfisket omtrent 69,5 millioner USD. Verdien gjør krillfisket marginalt økonomisk, og det er flere faktorer som må endres for å gjøre krill til et mer attraktivt fiske. Krillens anatomi gjør den til en vanskelig råvare, de knuses lett i trålmaskene og må behandles raskt når de først er fanget fordi de ødelegges raskt på dekk (Nicol & Foster, 2016). Krillfisket er dominert av bulkproduksjon av frossen krill og mel. Produksjon av mindre mengder mer spesialiserte produkter øker imidlertid trolig det økonomiske utbyttet fra fiskeriet betraktelig. Fisket etter krill foregår i farvann fjernt fra de fleste havner og under ekstremt vanskelige miljøforhold, og med dets relative lave avkastning og høye kostnader er det nødvendig med langsiktig investering for lønnsomhet. Til tross for utfordringene med krill som råvare og fiske etter krill er det fortsatt kommersiell interesse for krillfisket. En indikator på denne interessen er antall patenter som gis, og mellom 1976 og 2014 er det gitt 1040 krill-relaterte patenter. Perioden mellom 2006 og 2014 har vært den mest aktive, der 34% av alle krill-relaterte patenter ble innlevert. De siste patentene knyttet til prosessering ble inngitt for metoder for utvinning av høykvalitets krillprodukter inkludert høykvalitetsoljer og krillmel som er egnet til medisinsk bruk.

Med økende akvakultur av fisk øker også etterspørselen av fiskemel og marine biprodukter (Nicol & Foster, 2016). Havbruksnæringen undersøker alternativer til dagens brukte proteiner og tilsetningsstoffer på grunn av synkende fiskebestander. På grunn av den høye kostnaden brukes krill ofte som en verdifull proteinkilde, et fargestoff, vekstfremmere og en kilde til omega-3-oljer i akvakulturfôr. Den brukes imidlertid vanligvis ikke som hovedingrediens, men som et tillegg eller supplement. Krillmel har en næringsverdi som tilsvarer eller overgår vanlig fiskemel når det brukes som erstatning i kostholdet til ulike oppdrettsarter, dette inkluderer atlantisk torsk, atlantisk laks og stillehavsreker. Krillolje og kitosan har vist seg å øke næringsverdien og holdbarheten til ulike fiskefiletprodukter.

1.6 Oppbygning og problemstilling

Formålet med oppgaven er å undersøke hvordan effekter av økte temperaturer påvirker økosystemet i Barentshavet ved hjelp av økosystemmodellen Ecopath med Ecosim. Dette gjøres ved å studere hvordan biomasse, fangst og fangstverdi med hovedfokus på kommersielt utnyttede arter, endrer seg med endring i temperatur- og primærproduksjon. Det vil i også bli undersøkt hvordan ulike nivåer av krillfiske vil påvirke økosystemet, med hovedfokus på et utvalg av kommersielt utnyttede arter. Krillfiskeriene vil bli simulert alternativt som et moderat- eller et intensivt fiskeri, der sistnevnte kan sammenlignes med et enbestandsfiskeri. Effektene av krillfiske vil undersøkes både med hensyn på endring i biomasse, fangst og fangstverdi hos utvalgte kommersielle arter. Oppgavens problemstilling blir dermed:

«Hvordan kan effekter av variabilitet i fiskedødelighetsnivå og krillfiskeri påvirke framtidig utbytte og tilstand til fiskebestander ved forskjellige temperaturscenarier i Barentshavet?»

For å begrense oppgaven er det ikke tatt hensyn til at klimaendringer fører til endringer i havstrømmer og vandringsmønster. Det er også vanskelig å simulere reduksjon av havis i Arktisk, så dette er heller ikke inkludert i oppgaven. I oppgaven ble det benyttet en Ecopath og Ecosim modell for Barentshavet (Pedersen m. fl., 2021).

2 Material og metode

2.1 Ecopath og Ecosim

Programvaren «Ecopath with Ecosim» benyttes som et verktøy til å lage massebalanserte modeller av marine og akvatiske økosystemer (Heymans m. fl., 2016). Den første Ecopath-modellen ble publisert i 1984 av Jeff Polovina (Polovina, 1984), og har i etterkant blitt videreutviklet og forbedret. Ecopath med Ecosim og Ecospace (EwE) består av tre hovedkomponenter; et massebalansert statisk øyeblikksbilde av økosystemet (Ecopath), en tidsdynamisk simuleringsmodul for å undersøke tidligere og fremtidige virkninger av fiske og miljøpåvirkninger (Ecosim), og en romlig dynamisk modul (Ecospace) for å utforske romlige effekter for eksempel opprettelsen av marine beskyttede områder (Christensen & Walters, 2004).

Massebalanse er nøkkelpriippet til Ecopath og for hver funksjonelle gruppe i modellen må energien eller masser som fjernes fra denne, for eksempel ved fiske eller predasjon, balanseres av energien som tilføres (Coll m. fl., 2009). For å lage en massebalansert økosystemmodell er det nødvendig med kjente verdier for tre av fire viktige parametre; biomasse (B), produksjon/biomasse (P/B), konsum/biomasse (Q/B) og økotrofisk effektivitet (EE) (Bentley m. fl., 2017). Diettsammensetning for alle konsumenter må være kjent. Ecopath baserer seg på to hovedligninger, en for produksjon og en for energibalanse for hver gruppe (Christensen m. fl., 2005). Første ligning beskriver hvordan produksjon for hver funksjonelle gruppe (i) kan deles i ulike komponenter (Formel 1):

Formel 1

$$\begin{aligned} \text{Produksjon} = & \text{fangst} + \text{predasjonsdødelighet} + \text{biomasseakkumulering} \\ & + \text{netto migrasjon} + \text{annen dødelighet} \end{aligned}$$

Ligningen kan skrives mer formelt som (Formel 2):

Formel 2

$$P_i = Y_i + B_i M2_i + BA_i + E_i + P_i \cdot (1 - EE_i)$$

der P_i er total produksjon ($\text{g C m}^{-2} \text{ år}^{-1}$) for gruppe (i), Y_i er fangst ($\text{g C m}^{-2} \text{ år}^{-1}$) av gruppe (i), B_i er biomassen til gruppen (g C m^{-2}), $M2_i$ er den totale predasjonsdødeligheten for gruppe (i) (år^{-1}), BA_i er biomasseakkumulering ($\text{g C m}^{-2} \text{ år}^{-1}$) til gruppe i, E_i er netto migrasjonsrate (emigrasjon-immigrasjon), EE_i er den økotrofiske effektiviteten som beskriver proporsjonen av

produksjonen til en gruppe som forbrukes innenfor modellen (Christensen m. fl., 2005; Pedersen m. fl., 2021). Økotrofisk effektivitet (EE) er vanskelig å måle direkte. Den varierer på en skala fra 0 til 1, der verdier nært 1 indikerer høy utnyttelsesgrad av en gruppe ved at produksjonen i stor grad blir konsumert av andre grupper i modellen eller fangst (Christensen m. fl., 2005; Pedersen m. fl., 2021). EE er hovedverktøyet som benyttes til å balansere modellen for å sikre at ingen gruppe blir utnyttet mer enn den produserer. Innenfor hver funksjonelle gruppe sikres energibalansen ved hjelp av hovedligning to (Formel 3):

Formel 3

$$\text{Konsum} = \text{produksjon} + \text{respirasjon} + \text{uabsorbert mat}$$

De to grunnleggende ligningene gir et resultat som er et mulig bilde av energistrømmene, biomassene og deres utnyttelse i økosystemet. Desto mer informasjon som benyttes i prosessen med parameterisering av modellen og jo mer pålitelig denne informasjonen er, desto mer realistisk blir resultatet.

2.2 Ecopathmodell for Barentshavet

Ved å bruke en massebalansert næringsnettmodell av Barentshavets økosystem fra 1950 til 2013, ble karbonstrømmer mellom funksjonelle grupper kvantifisert og det ble vurdert om endringer i høstningsintensitet og klimavariasjoner påvirket økosystemet i Barentshavet (Pedersen m. fl., 2021). Denne oppgaven er basert på Ecopathmodellen av Barentshavet til Pedersen m. fl., (2021) som består av 108 funksjonelle grupper (FG). Basert på likheter i produksjon/biomasseforhold (P/B) og konsum/biomasseforhold (Q/B), diettsammensetning og predasjonsdødelighet plasseres arter i funksjonelle grupper. 19 av de funksjonelle gruppene er multistanza grupper. En multistanza gruppe har flere undergrupper som benyttes for å fange opp endringer i diett og habitat gjennom ulike livsstadier for arter som har kompleks trofisk ontogeni (Heymans m. fl., 2016). Dersom arter er delt inn i multistanzagrupper er det nødvendig med aldersestimater i måneder for delingen mellom undergruppene (for eksempel juvenil og voksen), total dødelighetsrate per gruppe, von Bertalanffy k-parameteren og vektestimater ved modenhet som en brøkdel av vekt ved uendelig vekt (W_{mat}/W_{inf}).

Modellen ble kalibrert til tidsserier for biomasse, fangst og fiskedødelighet ved å en modell for 1950 (Pedersen m. fl., 2021). Modellen for 1950 var basert på en modell for år 2000, men med biomasse, fiskeri, P/B og Q/B-verdier spesifikke for år 1950. For mange økologiske grupper var det mindre informasjon tilgjengelig rundt 1950, derfor ble år 2000 brukt for å representere

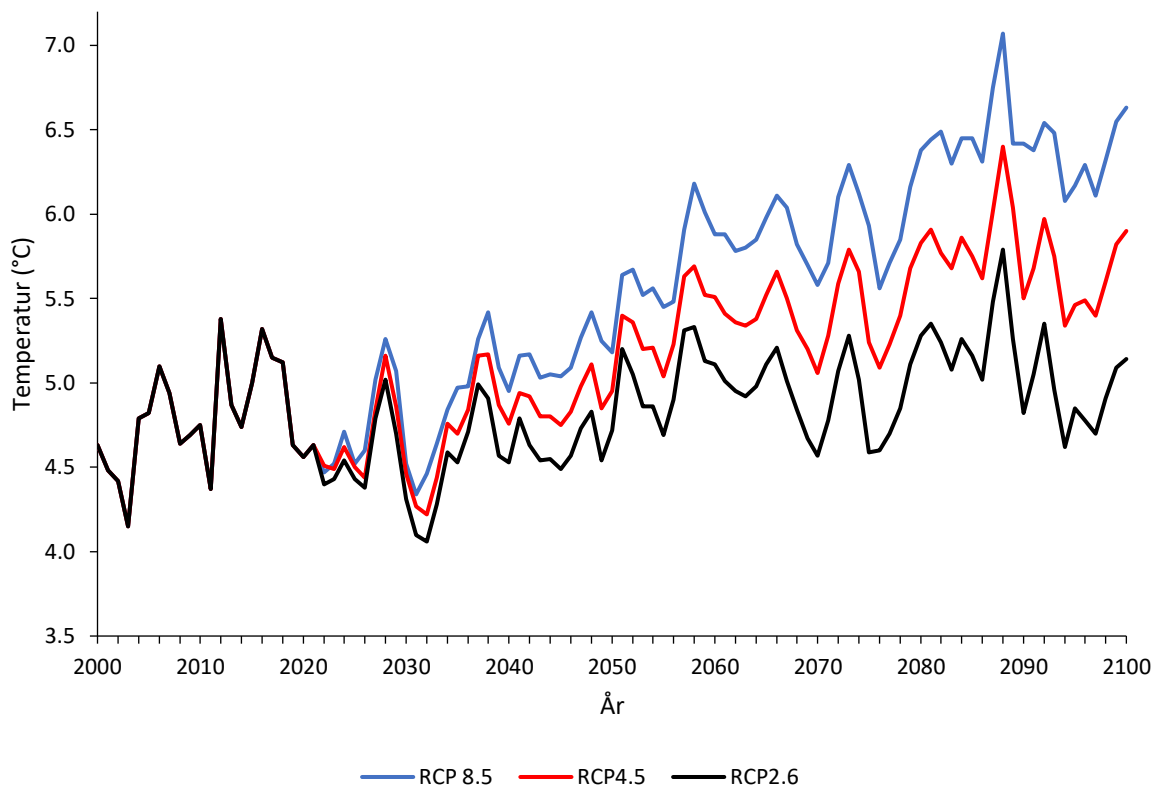
et år som trolig var lik 1950 når det gjelder temperatur, og for å balansere en årlig gjennomsnittlig år 2000 modell (Pedersen m. fl., 2021). I Kola-snittet var gjennomsnittstemperaturen i 2000 svært lik 1950 (4.6°C vs. ca. 4.7°C). Tidsserier fra Kola-snittet for vanntemperatur fra 1951 til 2013 er vurdert som en god indikator for temperaturvariasjonene i Barentshavet. Ecopath-modellen som representerer år 2000 ble parametrisert ved hjelp av litteratordata. Hovedsakelig ble data for biomasse, fangst, diettsammensetning, produksjon/biomasse, matkonsum/biomasse og assimileringseffektivitet hentet fra Barentshavet. For grupper der produksjon eller biomasse overvåkes regelmessig, kan biomasse og fangsttidsserier beregnes. Dette gjelder for grupper med mye tilgjengelig data, som kommersielt utnyttete fiskearter, dypvannsreker og noen toppredatorer som vågehval og grønlandssel. For grupper som er mindre undersøkt, er det benyttet lengre tidsperioder for å beregne diettsammensetning og andre parametre. Fangstdata som ble brukt er hentet fra offisiell statistikk (ICES) og tidsserier fra publikasjoner. P/B ble beregnet fra data på total årlig dødelighetsrate (Z , år⁻¹) som $P/B = Z$. For funksjonelle grupper i øvre trofiske nivåer som fisk, pattedyr og fugler ble diettsammensetningsdata hovedsakelig basert på mageanalyse (Pedersen m. fl., 2021).

Ecopathmodellen inkluderer to funksjonelle grupper med krill. Første gruppe «*Thysanoessa*» (nr. 65) består av *Thysanoessa inermis*, *T. raschii* og *T. Longicaudata*, mens den andre gruppen (nr. 66) består av storkrill (*Meganyctiphanes norvegica*) (Pedersen m. fl., 2021). En fullstendig liste over alle grupper i modellen ble fremstilt fra Pedersen m. fl. (2021) (Appendiks, Tabell 1). Fra 1980-2009 ble krillbiomassen i Barentshavet estimert ved pelagisk tråling om høsten (Eriksen & Dalpadado, 2011; Johannesen m. fl., 2012). Fra 1952 finnes det en russisk tidsserie med målt mengde krill basert på en planktonhåv knyttet til bunntrålenes topptau (Drobysheva, 1994). Tidsseriene viser betydelige årlige variasjoner, men i samme type mønster (Figur 3). For *Thysanoessa* er P/B satt til 2,5 år⁻¹, som er lik verdiene brukt for krillgruppen for Norskehavet og Barentshavet, og for *Thysanoessa* i en subarktisk fjord (Pedersen m. fl., 2021). Q/B er satt til 16,7 år⁻¹. For *M. norvegica* er P/B satt til 2,5 år⁻¹ og Q/B på 18,3 år⁻¹.

2.3 Ecosim og tidsserier for drivere

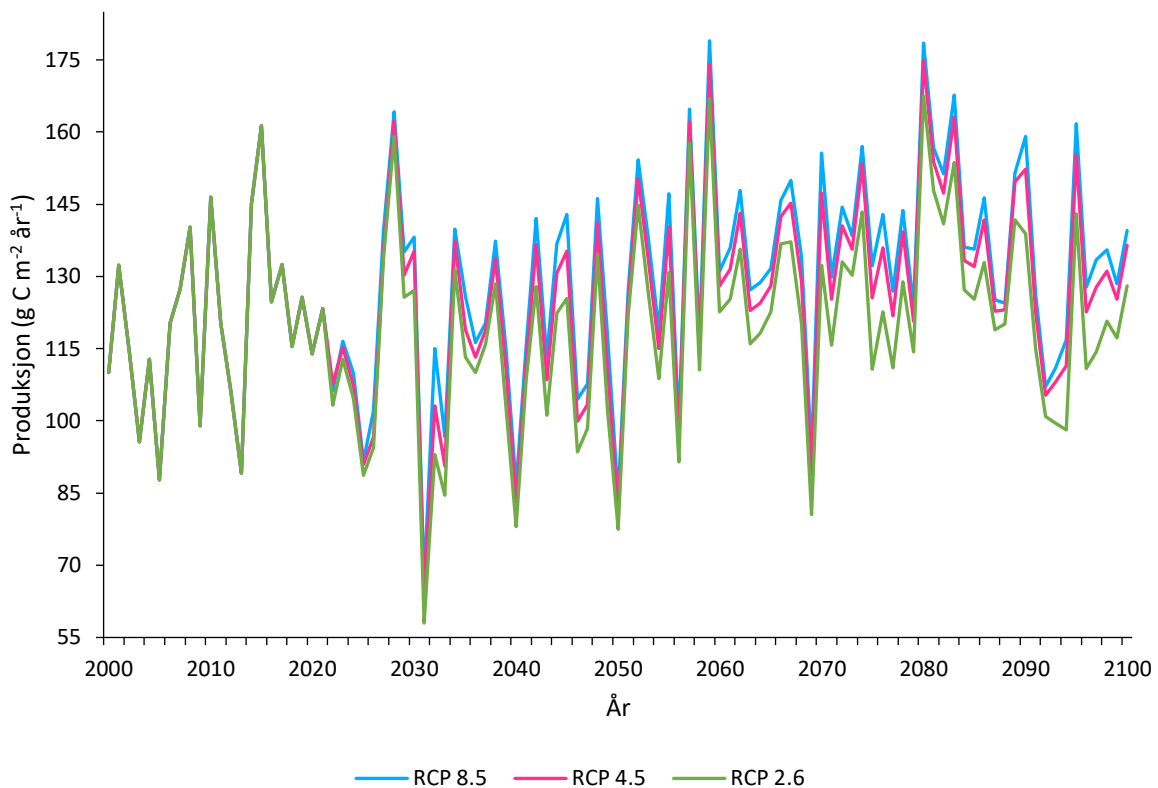
Ved å bruke Ecosim kan effekter av endringer i for eksempel fiskedødelighet og primærproduksjon simuleres ved hjelp av tidsserier som leses inn som inndata. Det ble opprettet et eget inndatasett til simuleringene som ble publisert med tre ulike scenarietidsserier som inneholdt temperaturer for Barentshavet for perioden 2014 til 2100 (Pedersen m. fl., 2023).

Tidsseriene ble importert og ble benyttet videre i oppgaven. Temperaturtidsseriene er basert på data fra Bentley m. fl. (2017) som har innhentet vanndybdeintegerte (0-200 m) temperaturtidsseriedata fra 1950 til 2014. Tidsserien beregnet gjennomsnittlige årlige dybdeintegerte temperaturer fra Gimsøy, Bjørnøya og Kolasnippet. Videre har Bentley m. fl. (2017) predikert tre ulike temperaturscenarier for Norske- og Barentshavet for perioden 2014 til 2100. Et scenario følger den konstante historiske stigningshastigheten faller, og innenfor IPCC scenario RCP 2.6 med +1°C temperaturøkning fra 2014 til 2100. Det andre scenariet (+2°C scenariet) faller innenfor rekkevidden til IPCC mellomliggende scenario RCP 4.5, og +3°C scenariet faller innenfor rekkevidden til IPCCs verstefallsscenario RCP 8.5. Det ble benyttet en gjennomsnittlig konverteringsfaktor på 1.325 for å få verdier som er sammenlignbare med Kolasnippet (Figur 4).



Figur 4: Dybdeintegerte (0-200 m) temperaturtidsserier for Kolasnippet fra 2000 til 2100 med projiserte scenarier for RCP 2.6, RCP 4.5 og RCP 8.5. Basert på Bentley m. fl. (2017).

I tillegg til ulike temperaturscenarier som drivere for endring i biomasse, vil også endring i primærproduksjon fungere som en driver (Figur 5).



Figur 5: Oversikt over variasjon i primærproduksjon ved ulike projiserte scenarier for RCP 2.6, RCP 4.5 og RCP 8.5.

Antatt framtidig primærproduksjon ble beregnet som funksjon av vanntemperaturer (Pedersen m. fl., 2023). Endringer i primærproduksjon oppstår som et resultat av økte temperaturer og dermed reduksjon av havis (Dalpadado m. fl., 2020). Et synkende isdekke fører til perioder med mer åpent vann og lengre vekstsesong for planteplankton.

For å kunne predikere hvordan økosystemet i Barentshavet ville blitt påvirket av temperautendringer og variasjon i primærproduksjon, samtidig som fiskedødeligheten ble endret, ble det laget tre tidsserier med ulike fiskedødelighetsnivå. En tidsserie med gjennomsnittlig fiskedødelighet for alle tradisjonelt beskattede grupper basert på tidligere fangst fra år 2000 til siste år med kjent fiskedødelighet (F_{BAU}), en tidsserie med halvert fiskedødelighet ($F_{BAU} \cdot 0.5$) og en tidsserie med 150% økning av BAU fiskedødelighet ($F_{BAU} \cdot 1.5$). Disse fiskedødelighetene omtales også som «tradisjonell fiskedødelighet» i oppgaven. Alle beskattede grupper fikk samme relative endring i fiskedødelighet i forhold til BAU-nivået. Disse tidsseriene ble importert i EwE for å drive økning og nedgang i fangst og

biomasse over tid i modellene. Tidsseriens varighet går fra 2000 til 2100, med endringer i fiskedødeligheten til BAU, BAU•0.5 eller BAU•1.5 fra siste år med kjent fiskedødelighet. For å ta hensyn til tidsseriene med ulik fiskedødelighet samt temperaturtidsseriene, ble det totalt kjørt 9 ulike simuleringer i Ecosim hvor endringer i relativ biomasse ble undersøkt. Den relative biomassen er biomassen i et gitt år dividert med biomassen ved start i år 2000 av simuleringen.

For optimal utnyttelsesrate (Y/P), hvor Y er årlig fangst og P er produksjon (år⁻¹), av fiskebestander har det blitt foreslått en verdi for Y/P på litt under eller lik 0.5 (Patterson, 1992; Pedersen m. fl., 2021; Zhou m. fl., 2012). Dette betyr at fiske og naturlig dødelighet er omtrent lik. Utnyttelsesrate ble beregnet for ulike kommersielt beskattede arter (Formel 4):

Formel 4

$$Utnyttelsesrate (Ur) = \frac{\text{Fiskedødelighet}}{\left(\frac{\text{Produksjon}}{\text{Biomasse}}\right)} = \frac{Y}{P}$$

Utnyttelsesraten ble beregnet for de ulike fiskedødelighetene (Tabell 1):

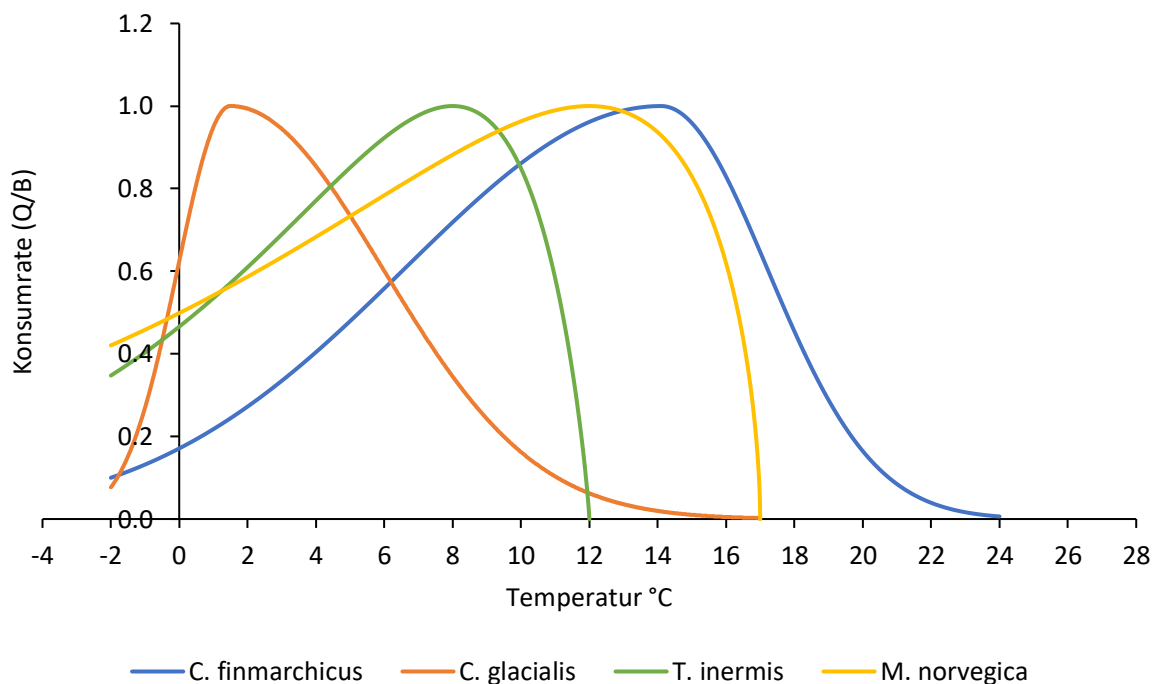
Tabell 1: Oversikt over gjennomsnittlig fiskedødelighet fra år 2000 til siste år med kjent verdi for F_{BAU} , produksjon/biomasse (P/B) og utnyttelsesrate for beskattede bestander med ulike fiskedødeligheter.

Gruppe	F_{BAU} (år ⁻¹)	P/B for FG (år ⁻¹)	Utnyttelsesrate ved fiskedødelighet		
			$F_{BAU} \cdot 0.5$	F_{BAU}	$F_{BAU} \cdot 1.5$
Vågehval	0.01	0.04	0.15	0.30	0.45
Grønlandssel	0.02	0.13	0.06	0.12	0.18
NEA 3+	0.28	0.57	0.25	0.50	0.74
Sei 3+	0.20	0.36	0.28	0.56	0.85
Hyse 3+	0.27	0.55	0.25	0.50	0.75
Blåkveite > 45 cm	0.03	0.13	0.10	0.21	0.31
Lodde 3+	0.25	1.60	0.08	0.16	0.24
Stor uer	0.03	0.1	0.16	0.32	0.48
Dypvannsreker	0.02	0.68	0.02	0.03	0.05

2.4 Temperaturreponskurver for funksjonelle grupper

For å kunne simulere hvordan klimaendringer i form av økt temperatur vil endre matkonsum, og dermed påvirke de ulike artene i Barentshavet ble det laget temperaturreponskurver. Disse kurvene viser hvordan matinntaket uttrykt ved (Q/B) hos de ulike funksjonelle gruppene (FG) responderer på økt temperatur, og hvor det blir tatt hensyn til hver FGs øvre- og nedre temperaturgrense, samt optimumstemperatur. Ut fra temperaturreponskurvene kan også Q_{10} verdiene for de ulike artene beregnes. Det ble laget individuelle temperaturreponskurver for *T. inermis*, *M. norvegica*, *C. finmarchicus* og *C. glacialis*. For fisk og andre evertebrater ble det laget generelle kurver.

Det ble benyttet to ulike metoder for å lage temperaturreponskurver for krill og kopepoder, der kurvene for *C. finmarchicus* og *C. glacialis* er binomale kurver, mens kurvene for *T. inermis* og *M. norvegica* basert på bioenergetiske modeller (Figur 6).



Figur 6: Temperaturreponskurver for *C. finmarchicus*, *C. glacialis*, *T. inermis* og *M. norvegica* som viser sammenheng mellom konsum og temperatur. Kurvene for *C. finmarchicus* og *C. glacialis* er binormale kurver, mens kurvene for *T. inermis* og *M. norvegica* er «Kitcellkurver».

For å lage temperaturfunksjonen for matinntak for *M. norvegica* og *T. inermis* ble det tatt utgangspunkt i en bioenergetisk modell (Hansson m. fl., 1996). Disse kurvene er heretter beskrevet som «Kitchellkurver». For å kunne beregne disse er det nødvendig med inngangsparameterne optimumstemperatur (T_{opt}), maksimumstemperatur (T_{max}) og verdi for

helning for temperaturavhengighet (Q) (Hansson m. fl., 1996). Tmax er en verdi kjent fra litteraturen. Q er en parameter som bestemmer hvor bratt kurven er på venstre side av toppen av kurven. Q bestemmer da også hvilken Q₁₀ som er på venstre side av toppen i det temperaturområde der kurven øker tilnærmet eksponentielt. Topt og Q ble justert slik at Q₁₀ for temperaturområdet 1 til 8°C til venstre for toppen blir lik den Q₁₀ som er målt for respirasjon for den funksjonelle gruppen (Huenerlage & Buchholz, 2015). Beskrivelse av ligninger for denne type temperaturresponskurve for *T. inermis* og *M. norvegica* er vist i Appendiks (Appendiks, Formel 1 til Formel 5). Denne type temperaturresponskurve er skjeve med en bratt nedgang over Topt. Videre kan det beregnes rate per grad og Q₁₀ (Formel 5, Formel 6):

Formel 5

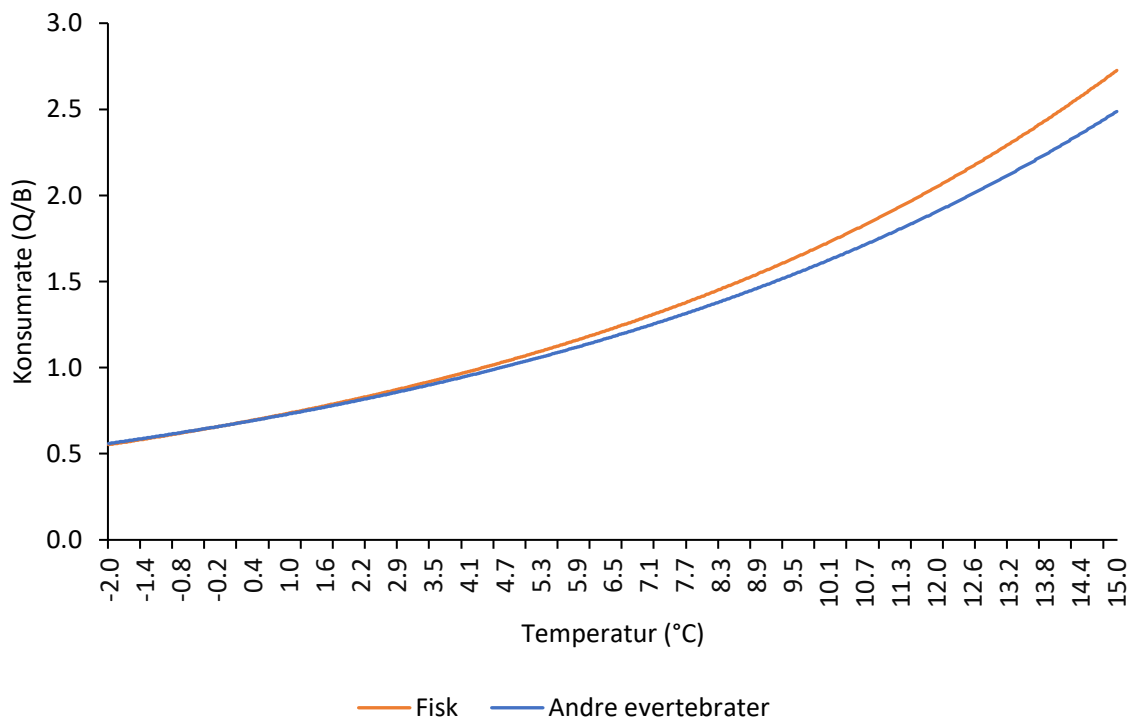
$$k = \frac{\ln(\text{rate ved høyeste temp.}) - \ln(\text{rate ved laveste temp.})}{(\text{høyeste temp.} - \text{laveste temp.})}$$

Formel 6

$$Q_{10} = \text{eksp}(k * 10)$$

For kopepodegruppene *Calanus finmarchicus* og *Calanus glacialis* ble det brukt binormale temperaturresponskurver. Fra artikkelen av Møller m. fl. (2012) ble punkter fra en graf som viste klaringshastighet for *C. finmarchicus* som funksjon av temperatur digitalisert. Fra forsøk gjort av Alcaraz m. fl. (2013) ble det digitalisert punkter fra grafer som viser respons for matinntak på temperaturendringer hos *C. glacialis* voksne hunner og kopepoditer V. Det ble videre tilpasset to normalkurver, sammensatt til en binormal kurve til disse punktene ved hjelp av analyseverktøyet «Problemløser» i Excel ved å minimere sum av kvadratavvik mellom modell og observasjoner. Man kunne da finne toppunktetsverdi samt nedre- og øvre standardavvik til kurven med lavest kvadratsum.

For fisk og andre evertebrater ble det laget to generelle eksponentielle temperaturresponskurver basert på Q_{10} verdier oppgitt i litteraturen (Figur 7).



Figur 7: Generelle temperaturresponskurver for fisk ($Q_{10} = 2.55$) og andre evertebrater ($Q_{10} = 2.40$) som viser sammenheng mellom konsumrate (Q/B) og temperatur.

For fisk har Kiørboe og Hirst (2014) tatt utgangspunkt i en Q_{10} på 2.8, mens Brett (1979) har nevnt en Q_{10} på 2.3. Temperaturresponskurven for fisk har dermed blitt basert på en Q_{10} som er gjennomsnittet av de to verdiene over ($Q_{10} = 2.55$). Gjennomgang av litteratur har vist varierende Q_{10} verdier for evertebrater. For kopepoder er gjennomsnittsverdien på 2.4 (Hansen m. fl., 1997), mens for glassmanet (*Aurelia aurita*) varierer Q_{10} verdien fra 1.4 til 5.3, med en median på 3 (Moeller & Riisgaard, 2007). I oppgaven ble det tatt utgangspunkt i en gjennomsnittlig Q_{10} for andre evertebrater på 2.4. Det ble laget temperaturresponskurver for fisk og andre evertebrater (Formel 7), samt beregnet Q_{10} verdier (Formel 6):

Formel 7

$$\text{Temperaturresponskurve } (T_v) = a * \text{eksp}(b * \text{temperatur})$$

hvor a er verdi for T_v ved 0°C , og b er en parameter som justeres for å få ønsket verdi for konsum ved en gitt temperatur.

For de seks temperaturresponskurvene ble det beregnet Q₁₀-verdier i ulike temperaturområder (Tabell 2).

Tabell 2: Temperaturområder for beregnede Q₁₀ verdier med verdier for optimum- og maksimumstemperatur for temperaturresponskurver. Q er verdier brukt for å lage «Kitchellkurver».

Gruppe	Temperaturområde (°C) for Q ₁₀ -beregning	Q ₁₀	Topt (°C)	Tmax (°C)	Q
<i>C. finmarchicus</i>	5 - 10	3.24	12.98	24	
<i>C. glacialis</i>	0 - 3.5	3.83	3.18	17	
<i>M. norvegica</i>	1 - 8	2.01	12	17	2.22
<i>T. inermis</i>	1 - 8	2.45	8	12	3.8
Andre evertebrater	0-10	2.40		15	
Fisk	0-10	2.55		15	

C. finmarchicus hadde en optimumstemperatur på 12.98°C og maksimumstemperatur på 24°C. Temperaturområdet som ble brukt for beregning av Q₁₀ var mellom 5 og 10°C, og Q₁₀-verdien ble beregnet til 3.24. For *C. glacialis* er Q₁₀ beregnet i temperaturområdet fra 0 til 3.5°C, med en optimumstemperatur på 3.18°C og maksimumstemperatur på 17°C. Q₁₀ for *C. glacialis* ble beregnet til 3.83. *T. inermis* hadde en maksimumstemperatur på 12°C, Q ble justert til 3.80 og optimumstemperatur ble justert til 8°C. Temperaturområdet hvor Q₁₀ er beregnet var mellom 1 og 8°C, og for *T. inermis* var Q₁₀ verdien 2.45. *M. norvegica* hadde en maksimumstemperatur på 17°C, optimumstemperatur ble justert til 12°C og Q ble justert til 2.22. Q₁₀ for *M. norvegica* ble beregnet til en verdi på 2.01 mellom 1 til 8°C. Den generelle kurven for fisk og andre evertebrater har en maksimumsverdi på 15°C. Q₁₀ for fisk ble beregnet til 2.55, mens for andre evertebrater ble den beregnet til 2.40. For marine pattedyr som vågehval og grønlandssel ble det ikke laget temperaturresponskurver da disse forventes å reagere indirekte på temperaturendringer.

2.5 Simulering av et moderat krillfiske

For å kunne simulere et hypotetisk moderat krillfiske i Barentshavet ble det for ni datasett med tidsseriene (RCP x 3 og fiskedødelighet x 3) lagt til fiskedødelighet på krill. Dette ble gjort ved å referere til tidsserien som datatype 4; fiskedødelighet som en tvunget endring (Christensen m. fl., 2005). Det ble besluttet å simulere et fiske i 30 år på cirka 1 million tonn krill (*Thysanoessa*) i våtvekt per år. Krillfisket startet i år 2060 og varte fram til år 2090. For å beregne hvilket fangstnivå 1 million tonn våtvekt tilsvarer uttrykt i g C m⁻², og tilsvarende fiskedødelighet i Ecopath ble dette beregnet ved følgende ligninger:

Formel 8

$$\text{Total fangst (t VV år}^{-1}\text{)} = \frac{\text{Fangst (t C km}^{-2}\text{ år}^{-1}\text{)} * \text{Areal for Barenshavet(km}^2\text{)}}{\text{Karbon våtvektsforhold}}$$

som ble løst med hensyn på fangst i Ecopath biomassenhet (tonn C km⁻² år⁻¹ = g C m⁻² år⁻¹)

Formel 9

$$\text{Fangst(t C km}^{-2}\text{år}^{-1}\text{)} = \frac{(\text{Total fangst(t VVår}^{-1}\text{)} * \text{Karbon våtvektsforhold})}{\text{Areal for Barenshavet (km}^2\text{)}}$$

Formel 10

$$\text{Fangst (t C km}^{-2}\text{år}^{-1}\text{)} = 0.076 \text{ g C m}^{-2}\text{år}^{-1}$$

der areal for Barentshavet er 2.01 mill. km² og karbon-våtvektsforholdet (t C/t våtvekt) for *Thysanoessa* er 0.152 (Pedersen m. fl., 2021). For å finne den fiskedødeligheten (F) som tilsvarer en fangst på ca. 0.076 g C m⁻² ble F justert gjentatte ganger, og Ecosim ble kjørt og fangst registret. Den justerte F var 0.077 år⁻¹ for RCP 2.6, 0.070 år⁻¹ for RCP 4.5 og 0.067 år⁻¹ for RCP 8.5. Den justerte F-verdien som tilsvarer ca. 1 mill. tonn våtvekt av *Thysanoessa* ble lagt inn som en tidsserie sammen med de andre driver-tidsseriene.

For å representere langtidsendringene ble det fra utdata fra Ecosim-simuleringene tatt et gjennomsnitt av den biomassen fra år 2060 til år 2100 som presenteres i resultatene. Relativ biomasse med krillfiske ble dividert på relativ biomasse uten krillfiske for å beregne biomasseforholdet som et mål for endringer i biomasse på grunn av krillfiske.

2.6 Simulering av et intensivt krillfiske

Det ble også simulert et intensivt krillfiskeri som ligner et enbestandsfiskeri på *Thysanoessa* med start i år 2060 og slutt i år 2090 for RCP 4.5 BAU. Med bakgrunn i dette ble fiskedødeligheten satt til 1.0 år^{-1} . *Thysanoessas* verdi for produksjons/biomasse er 2.5 år^{-1} . Verdien for *Thysanoessas* utnyttelsesrate med en F på 1.0 år^{-1} på ble beregnet (Formel 11):

Formel 11

$$Ur = \frac{F}{\left(\frac{P}{B}\right)} = 0.40$$

Utnyttelsesraten ble beregnet for *Thysanoessa* med lav og høy fiskedødelighet tilsvarende $F = 0.07 \text{ år}^{-1}$ og $F = 1.0 \text{ år}^{-1}$ (Tabell 3).

Tabell 3: Oversikt over fiskedødelighet ved moderat- og intensivt krillfiske, *Thysanoessa* sin P/B og beregnet utnyttelsesrate ved lav- og høy fiskedødelighet.

Gruppe	F _{BAU} (år ⁻¹)	P/B (år ⁻¹) for FG	Utnyttelsesrate
<i>Thysanoessa</i> lav F	0.07	2.50	0.03
<i>Thysanoessa</i> høy F	1.00	2.50	0.40

Simuleringer i Ecosim med en F for *Thysanoessa* på 1.0 år^{-1} resulterte i at gjennomsnitt av fangsten ble beregnet til $0.50 \text{ g C m}^{-2} \text{ år}^{-1}$. Videre kunne en benytte metoden for omregning fra fangst i karbon til våtvekt for å få fangst i våtvekt (Formel 8). Årlig totalfangst av *Thysanoessa* ved dette intensive fiskeriet ble beregnet til 7.6 millioner tonn våtvekt for hele Barentshavet.

2.7 Fangst og verdiberegninger

For å undersøke hvordan de to alternative fiskedødelighetene for krill påvirket fangsten av viktige kommersielle arter, ble fangsten sammenlignet for RCP 4.5 med basis fiskedødelighet ($F = 0.070 \text{ år}^{-1}$ eller $F = 1.00 \text{ år}^{-1}$) i tidsperioden 2060 til 2090. Fangstene for de forskjellige funksjonelle gruppene ble regnet om fra karbon til total fangst for hele Barentshavet (Formel 8).

For hver fiskedødelighet ble det for krill beregnet en gjennomsnittlig fangst i tidsperioden (2060-2090) når det ble simulert et fiske. For å kunne få et økonomisk innblikk i effekter av ulike krillfiskerier ble fangstverdi beregnet ved at gjennomsnittlig fangst ble multiplisert med minstepris for hver art. Det ble brukt minstepris for fersk fisk i rund vekt. For torsk over 3.7 kg

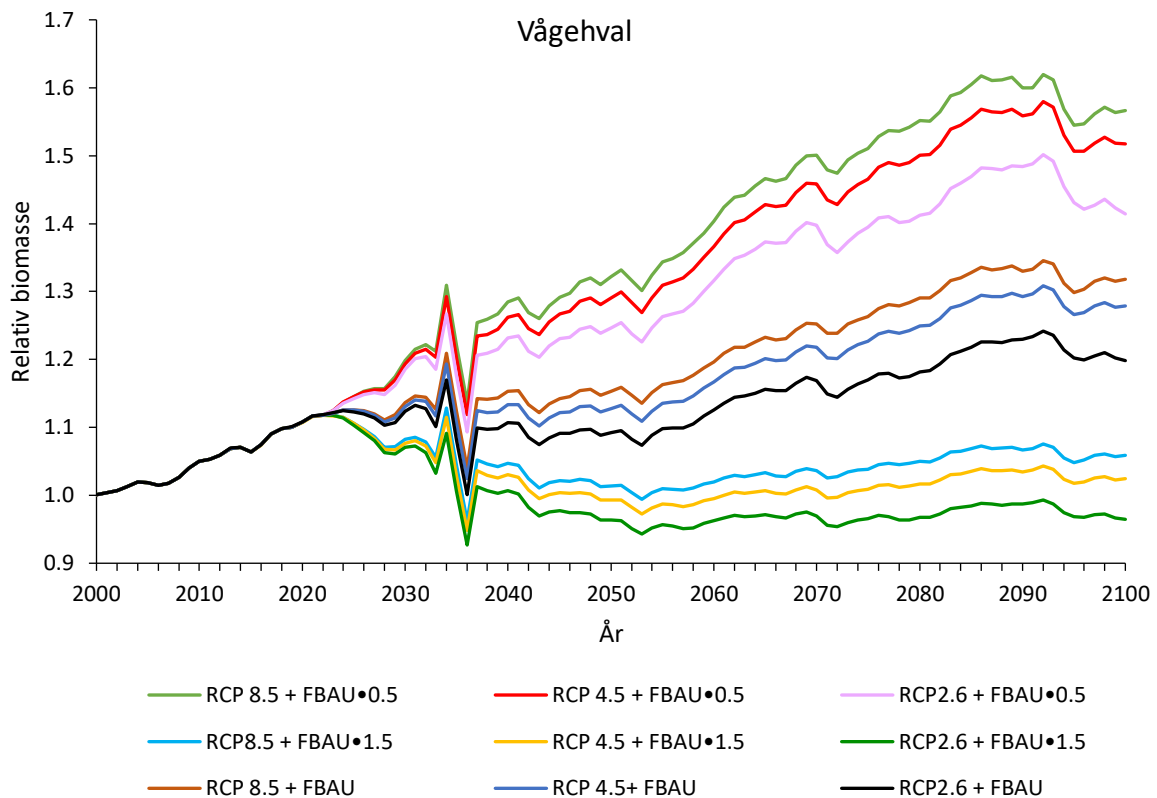
var prisen 24.33 kr/kg, for hyse over 1.1 kg var prisen 13.45 kr/kg, og for sei over 3.1 kg var prisen 11.40 kr/kg (Norges Råfisklag, 2023). Det ble brukt en gjennomsnittspris av minstepris for mel og olje på lodde og kolmule for å representere en tenkt minstepris for krill på 2.37 kr/kg våtvekt (Norges Sildesalgslag, 2023).

3 Resultat

3.1 Simulerte effekter av klimascenarier og fiskenivå uten krillfiske

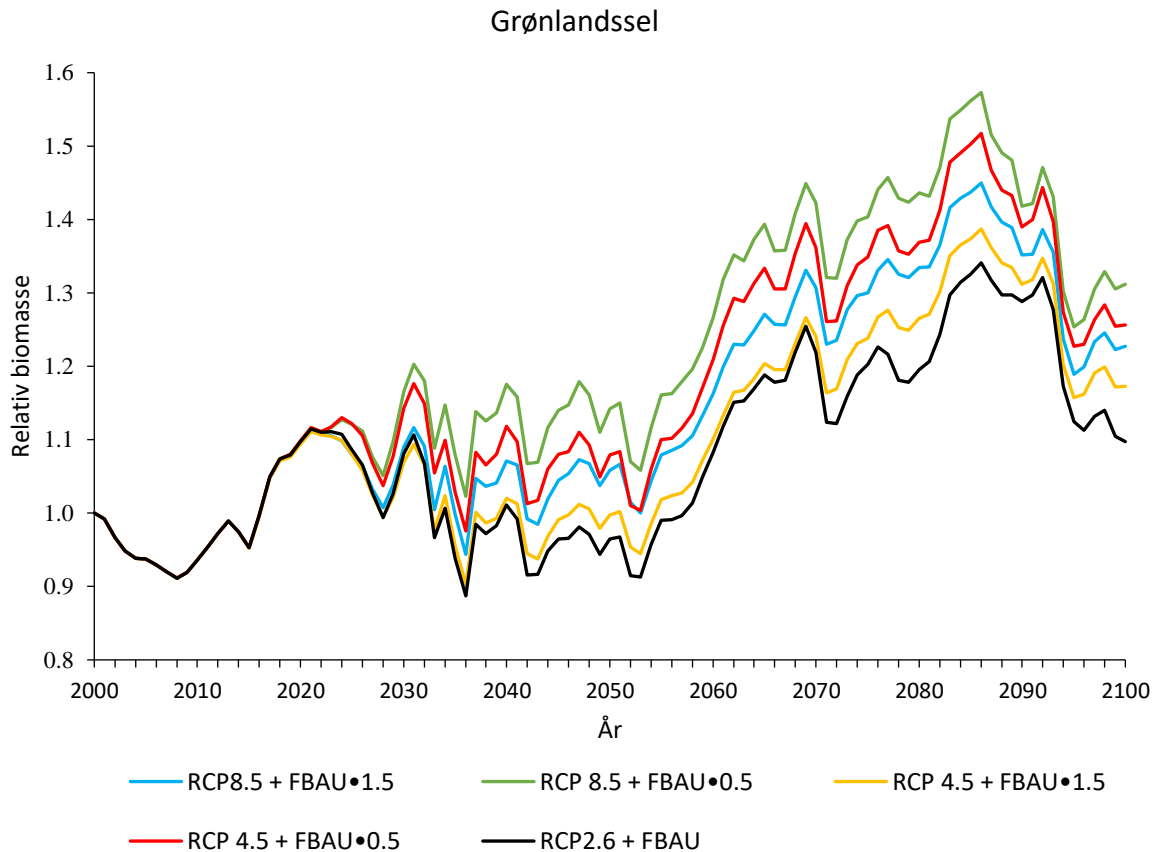
Resultatene fra de ni ulike simuleringene er satt sammen og vist for funksjonelle grupper. Dette gir et overblikk over hvordan både ulik temperatur og ulik fiskedødelighet vil påvirke de forskjellige gruppene. I denne delen av resultatene vil det bli presentert grafer som viser variasjon i relativ biomasse hos utvalgte funksjonelle grupper fra Barentshavet. Dette er grupper som beskattet i ulik grad. I grafen der resultatene til vågehval presenteres er alle ni simuleringer tatt med, da hver enkelt simulering kommer godt frem. Videre i oppgaven vil kun basis fiskedødelighet (BAU) bli tatt med for RCP 2.6. Dette er for å forenkle grafene, og for å kunne få bedre oversikt over endringene som skjer.

Det er store variasjoner mellom de ulike scenariene i den relative biomassen til vågehval (Figur 8), og det er tydelig at det er fangstdødeligheten som har størst påvirkning på vågehvalens biomasse. Fiskedødelighet på $F_{BAU} \cdot 0.5$ i kombinasjon med alle RCP-er gir høyest relativ biomasse, med en variasjon fra 1.41 ved RCP 2.6 til 1.56 ved RCP 8.5. Basis fiskedødelighet havner på et mellomnivå, hvor RCP 2.6 har lavest relativ biomasse på 1.12, mens RCP 8.5 har høyest på 1.32. RCP-ene i kombinasjon med fiskedødelighet på $F_{BAU} \cdot 1.5$ gir lavest relativ biomasse, hvor RCP 2.6 ender på 0.97 ved simuleringens slutt i år 2100.



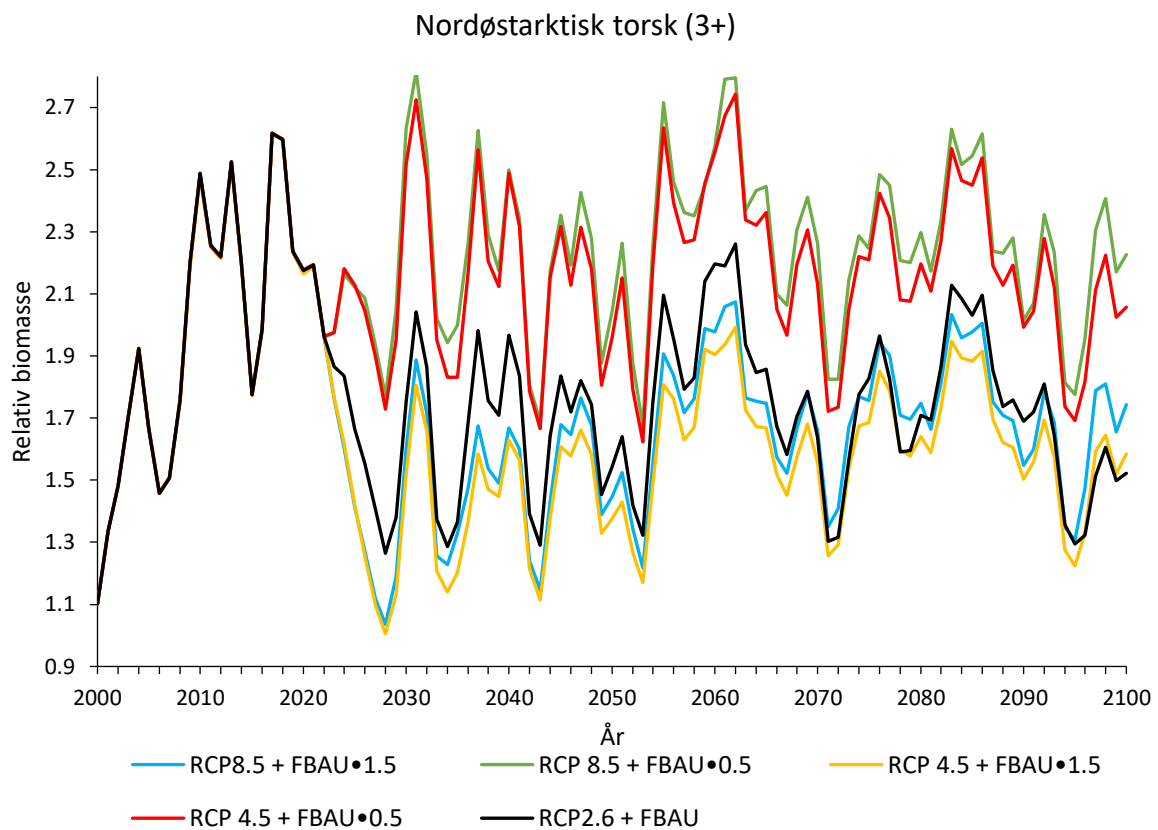
Figur 8: Endringer i relativ biomasse hos vågehval ved ulike fiskedødelighetsnivå ($F_{BAU} \cdot 0.5$, F_{BAU} og $F_{BAU} \cdot 1.5$) og temperaturscenarier.

For grønlandssel gir scenario RCP 8.5 + $F_{BAU} \cdot 0.5$ størst økning i relativ biomasse, og går fra en relativ biomasse i 2023 på 1.12 til sin høyeste verdi i år 2086 på 1.57 (Figur 9). I år 2086 er også det året hvor det er størst differanse mellom to scenarier, RCP 8.5 + $F_{BAU} \cdot 0.5$ og RCP 2.6 + F_{BAU} . For scenariene RCP 4.5 + $F_{BAU} \cdot 0.5$ og RCP 8.5 + $F_{BAU} \cdot 1.5$ er relativ biomasse ved simuleringens slutt henholdsvis 1.26 og 1.23. Videre fra år 2086 synker scenario RCP 8.5 + $F_{BAU} \cdot 1.5$ med relativ biomasse ned til 1.17 i år 2100 ved RCP 4.5 + $F_{BAU} \cdot 1.5$.



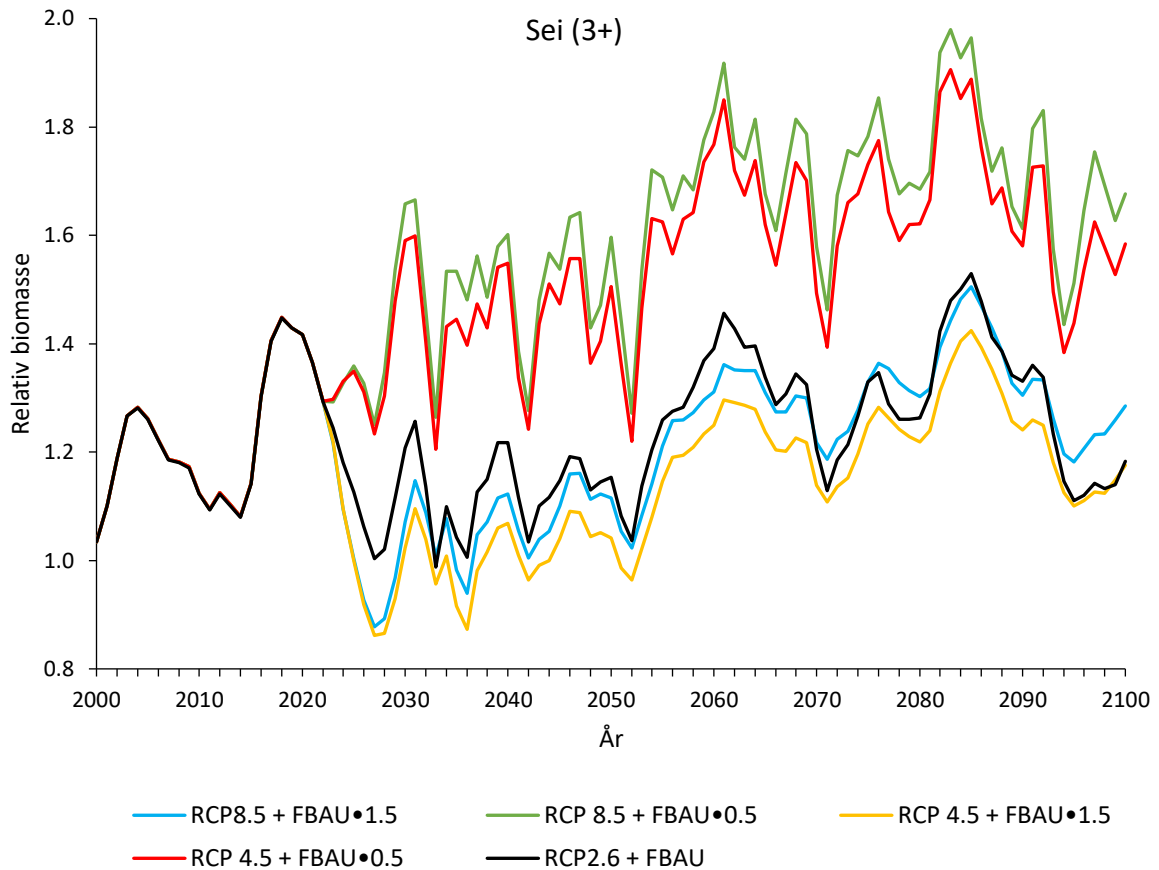
Figur 9: Endringer i relativ biomasse hos grønlandssel ved ulike fiskedødelighetsnivå ($F_{BAU} \cdot 0.5$, F_{BAU} og $F_{BAU} \cdot 1.5$) og temperaturscenarier.

For nordøstarktisk torsk er det halvert fiskedødelighet i kombinasjon med RCP 8.5 og 4.5 scenariene som gir høyest relativ biomasse gjennom hele tidsseriene (Figur 10). RCP 8.5 + $F_{BAU} \cdot 0.5$ har en relativ biomasse på 2.23, og RCP 4.5 + $F_{BAU} \cdot 0.5$ har en relativ biomasse på 2.05 ved simuleringens slutt. Det er forholdsvis små forskjeller mellom scenario RCP 2.6 + F_{BAU} og RCP 4.5 + $F_{BAU} \cdot 1.5$, der relativ biomasse ved simuleringens slutt er 1.52 og 1.58.



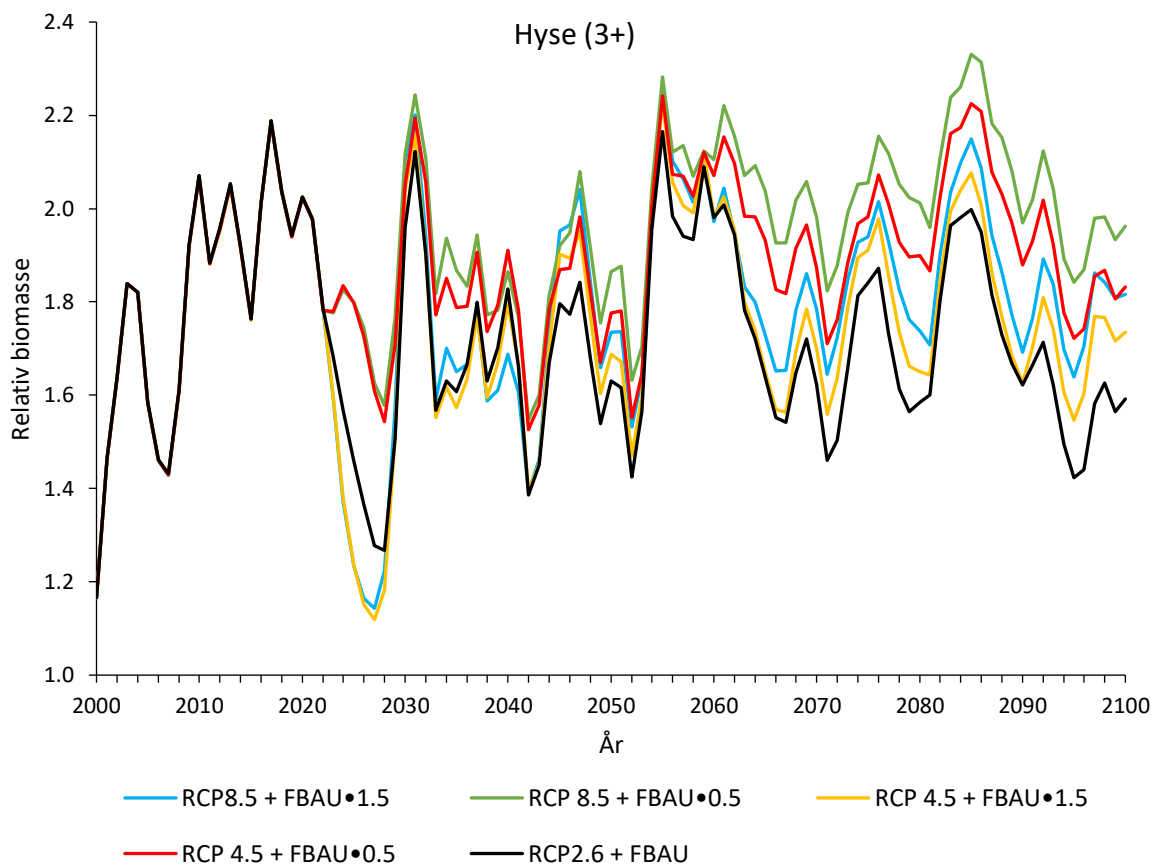
Figur 10: Endringer i relativ biomasse hos nordøstarktisk torsk ved ulike fiskedødelighetsnivå ($F_{BAU} \cdot 0.5$, F_{BAU} og $F_{BAU} \cdot 1.5$) og temperaturscenarier.

For sei er mønsteret relativt likt som for torsk. Halvert fiskedødelighet sammen med RCP 8.5 og RCP 4.5 gir høyest økning i relativ biomasse, med relativ biomasse på henholdsvis 1.67 og 1.58 ved simuleringens slutt (Figur 11). Scenariene med fiskedødelighet på $F_{BAU} \cdot 1.5$ samt RCP 2.6 + F_{BAU} ligger på et lavere nivå, hvor relativ biomasse er 1.18 for både RCP 4.5 + $F_{BAU} \cdot 1.5$ og RCP 2.6 + F_{BAU} i år 2100. RCP 8.5 + $F_{BAU} \cdot 1.5$ har ved simuleringens slutt en relativ biomasse på 1.29.



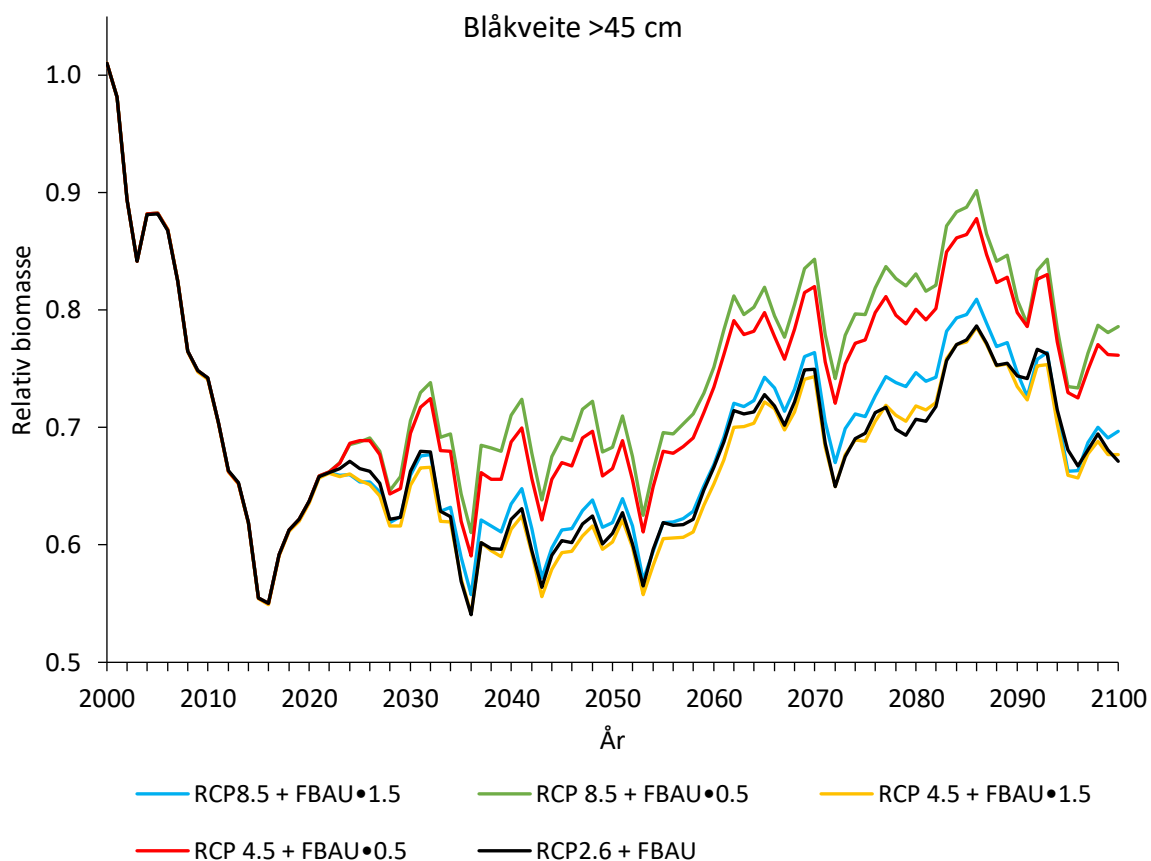
Figur 11: Endringer i relativ biomasse hos sei ved ulike fiskedødelighetsnivå ($F_{BAU} \cdot 0.5$, F_{BAU} og $F_{BAU} \cdot 1.5$) og temperaturscenarier.

For hyse gir ulike scenariene ulikt utfall, der scenariet høyest temperatur og halvert fiskedødelighet gir høyest relativ biomasse gjennom hele simuleringen (Figur 12). Scenario RCP 4.5 + $F_{BAU} \cdot 0.5$ og RCP 8.5 + $F_{BAU} \cdot 1.5$ ender på omtrent samme nivå med en relativ biomasse på henholdsvis 1.83 og 1.82. Ved å sammenligne gjennomsnittlig relativ biomasse for disse, havner scenario RCP 4.5 + $F_{BAU} \cdot 0.5$ 0.11 over. Størst forskjell er det mellom RCP 8.5 + $F_{BAU} \cdot 0.5$ og RCP 2.6 + F_{BAU} , hvor forskjellen i relativ biomasse er 0.37. Ved simuleringens slutt er forskjell i relativ biomasse på 0.14 mellom scenariene RCP 2.6 + F_{BAU} og RCP 4.5 + $F_{BAU} \cdot 1.5$, hvor sistnevnte har høyest biomasse.



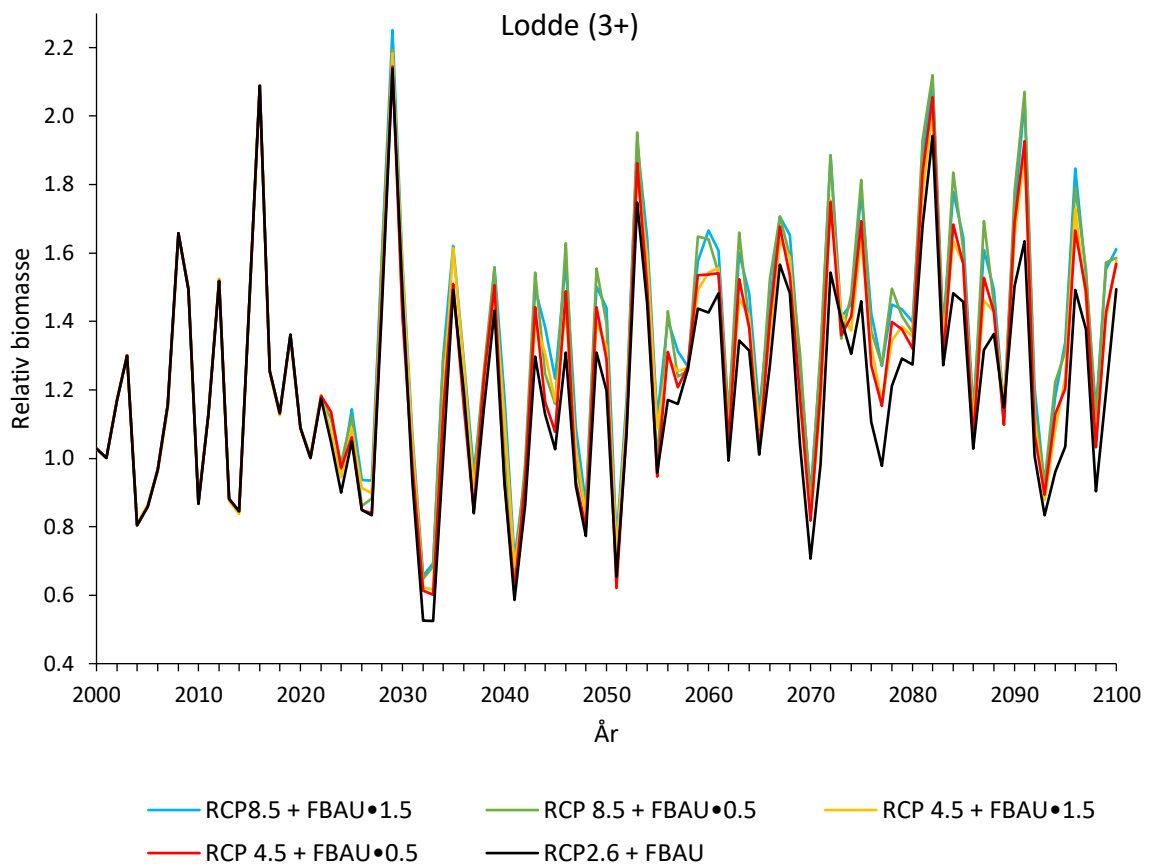
Figur 12: Endringer i relativ biomasse hos hyse ved ulike fiskedødelighetsnivå ($F_{BAU} \cdot 0.5$, F_{BAU} og $F_{BAU} \cdot 1.5$) og temperaturscenarier.

I likhet med de foregående artene er det også for blåkkeite lav fangstdødelighet og høy temperatur som gir høyest relativ biomasse (Figur 13). Basis fiskedødelighet i kombinasjon med RCP 2.6 gir en gjennomsnittlig relativ biomasse på 0.69, og RCP 4.5 + $F_{BAU} \cdot 1.5$ gir 0.68. Også for blåkkeite er differansen for relativ biomasse størst mellom RCP 2.6 + F_{BAU} og RCP 8.5 + $F_{BAU} \cdot 0.5$, med verdier på henholdsvis 0.67 og 0.79.



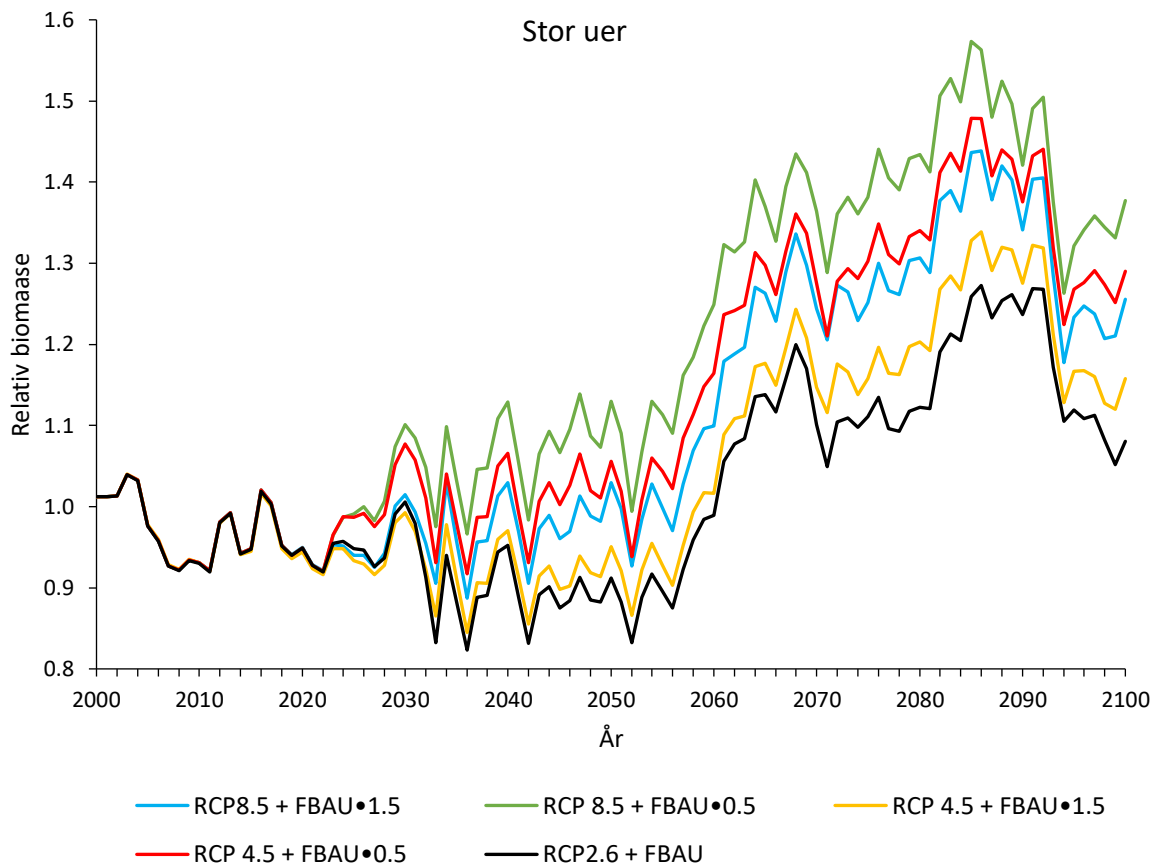
Figur 13: Endringer i relativ biomasse hos blåkkeite ved ulike fiskedødelighetsnivå ($F_{BAU} \cdot 0.5$, F_{BAU} og $F_{BAU} \cdot 1.5$) og temperaturscenarier.

De ulike scenariene for lodde svinger i takt med hverandre, og variasjonen i reativ biomasse mellom scenariene er forholdsvis liten (Figur 14). Største differanse er mellom scenario RCP 8.5 + $F_{BAU} \cdot 1.5$ og RCP 2.6 + F_{BAU} , der relativ biomasse er henholdsvis 1.61 og 1.49. For scenariene med RCP 4.5 er det forskjellen liten, hvor halvert fiskedødelighet gir lavest relativ biomasse på 1.57, mens $F_{BAU} \cdot 1.5$ gir en reativ biomasse på 1.57.



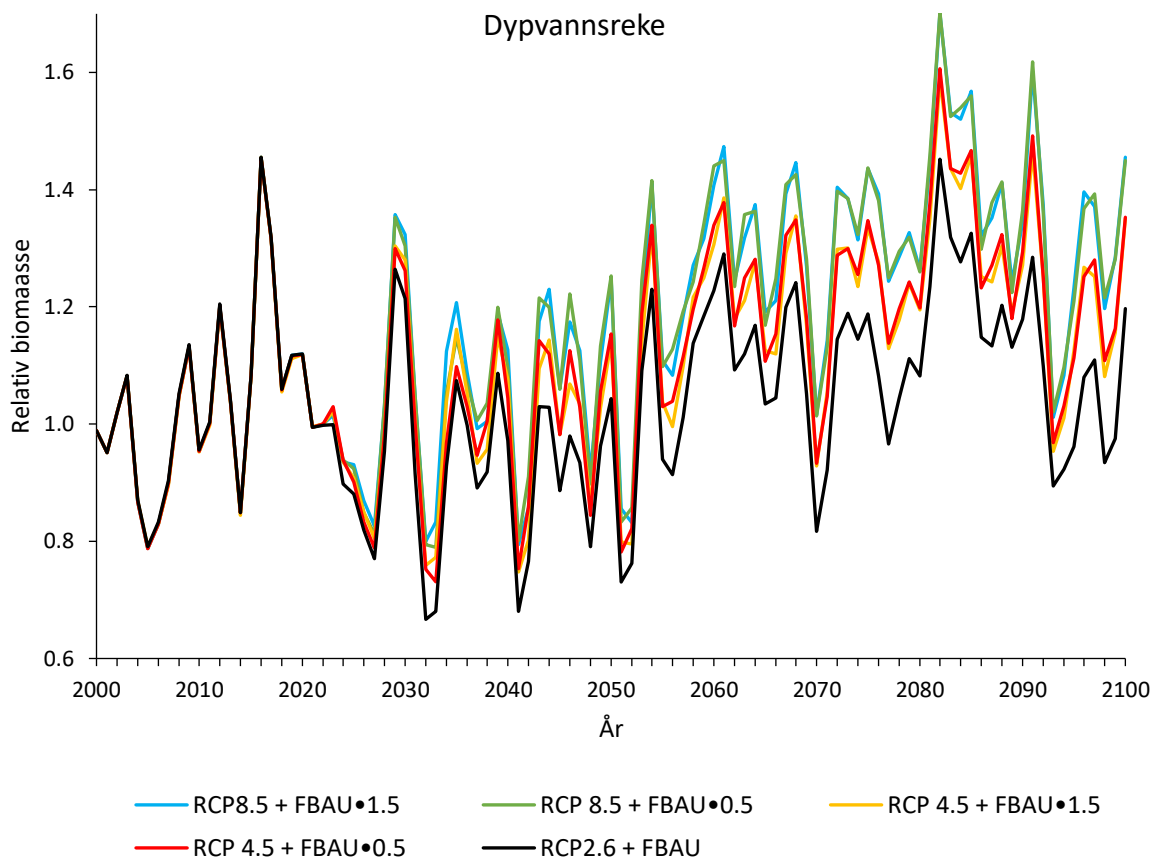
Figur 14: Endringer i relativ biomasse hos lodde ved ulike fiskedødelighetsnivå ($F_{BAU} \cdot 0.5$, F_{BAU} og $F_{BAU} \cdot 1.5$) og temperaturscenarier.

For stor uer er det halvert fiskedødelighet i kombinasjon med økt temperatur som gir størst økning i relativ biomasse (Figur 15). Scenario RCP 8.5 + $F_{BAU} \cdot 0.5$ gir høyest relativ biomasse på 1.38 ved simuleringens slutt. Ved å redusere temperaturen til RCP 4.5 med samme fiskedødelighet, vil relativ biomasse synke til 1.29. RCP 8.5 + $F_{BAU} \cdot 1.5$ havner på omtrent samme sluttverdi som RCP 4.5 + $F_{BAU} \cdot 0.5$, med en relativ biomasse på 1.26. Scenario RCP 2.6 + F_{BAU} har lavest relativ biomasse gjennom hele simuleringen, og ved simuleringens slutt er verdien på 1.08.



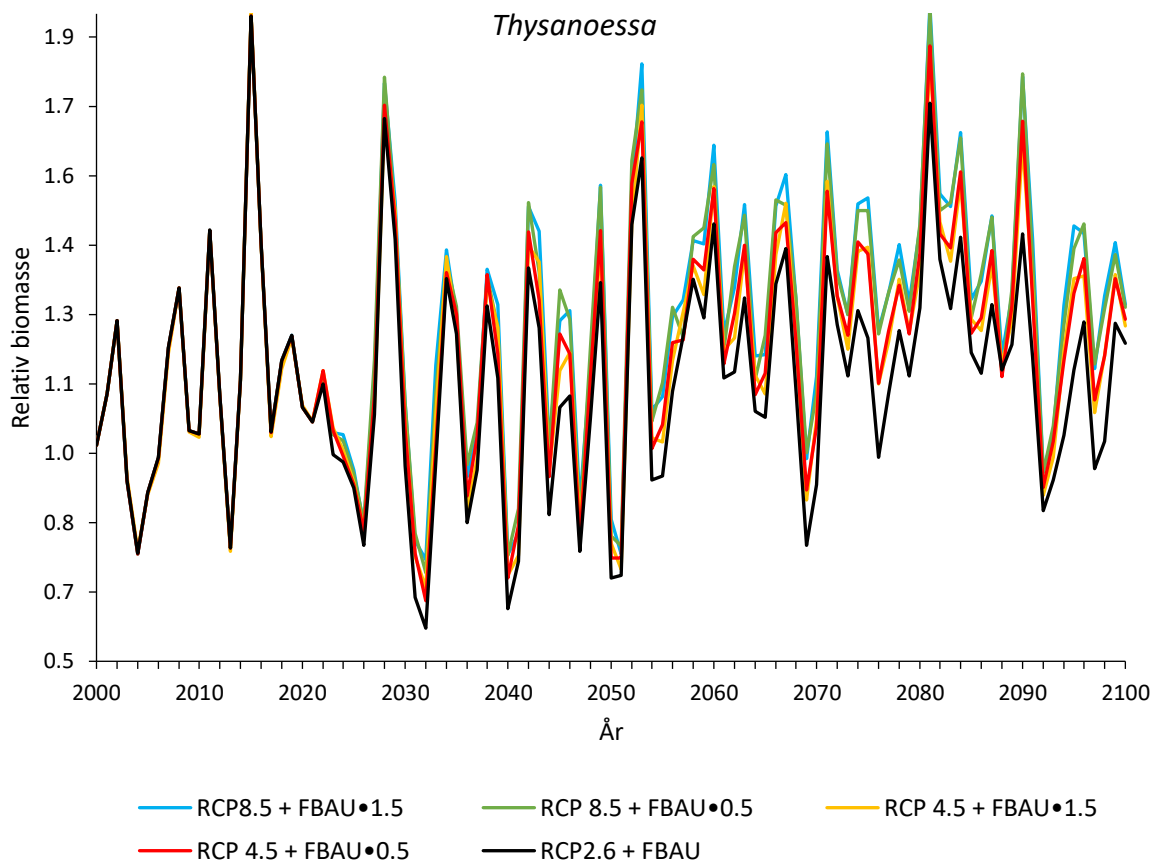
Figur 15: Endringer i relativ biomasse hos stor uer ved ulike fiskedødelighetsnivå ($F_{BAU} \cdot 0.5$, F_{BAU} og $F_{BAU} \cdot 1.5$) og temperaturscenarier.

For dypvannsreke er det en generell økning i den relative biomassen gjennom hele tidsperioden, med relativt små forskjeller mellom scenariene (Figur 16). Scenariene med samme RCP har svært små forskjeller til tross for ulike fiskedødeligheter. RCP 4.5 + $F_{BAU} \cdot 0.5$ og $F_{BAU} \cdot 1.5$ har begge en relativ biomasse på 1.35 i år 2100. For scenario RCP 8.5 + $F_{BAU} \cdot 0.5$ og $F_{BAU} \cdot 1.5$ skiller det 0.01 ved simuleringens slutt, der økt fiskedødelighet har høyest relative biomasse. Scenario RCP 2.6 + F_{BAU} har lavest relativ biomasse gjennom hele simuleringen, og i år 2100 er verdien på 1.19.



Figur 16: Endringer i relativ biomasse hos dypvannsreke ved ulike fiskedødelighetsnivå ($F_{BAU} \cdot 0.5$, F_{BAU} og $F_{BAU} \cdot 1.5$) og temperaturscenarier.

Relativ biomasse for *Thysanoessa* varierer stort sett likt i de ulike scenariene, hvor samme temperatur gir omtrent samme relative biomasse (Figur 17). En ser at biomassen har store svingninger fra år til år, og i gjennomsnitt fra 2022 til 2100 har scenariet RCP 8.5 + F_{BAU}•1.5 høyest relativ biomasse med en verdi på 1.26, mens lavest gjennomsnittlig relativ biomasse er ved scenario RCP 2.6 + BAU med en verdi på 1.10. Scenario RCP 8.5 + F_{BAU}•0.5 og F_{BAU}•1.5 har begge en relativ biomasse på 1.27 i år 2100. For scenario RCP 4.5 + F_{BAU}•0.5 og F_{BAU}•1.5 skiller det 0.01 ved simuleringens slutt, der økt fiskedødelighet har høyest relative biomasse.

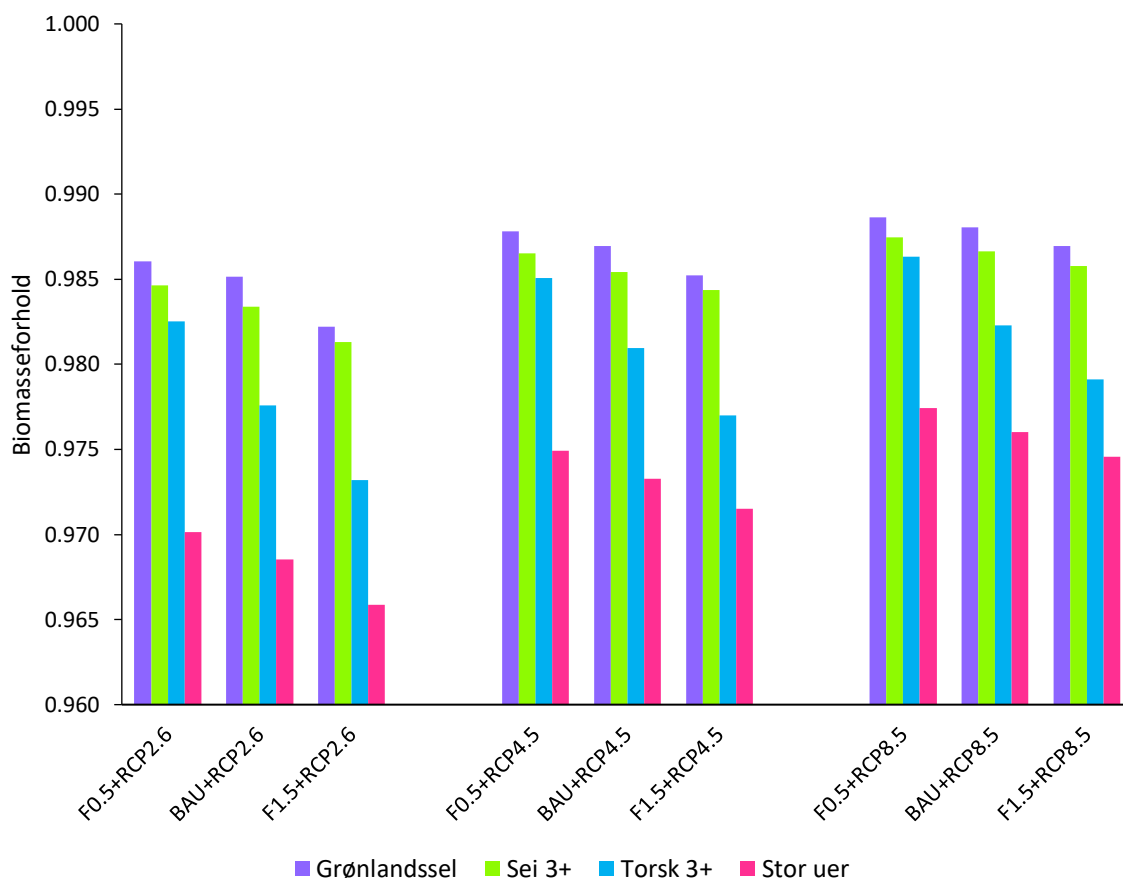


Figur 17: Endringer i relativ biomasse hos *Thysanoessa* ved ulike fiskedødelighetsnivå ($F_{BAU}•0.5$, F_{BAU} og $F_{BAU}•1.5$) og temperaturscenarier.

3.2 Effekter av moderat krillfiske

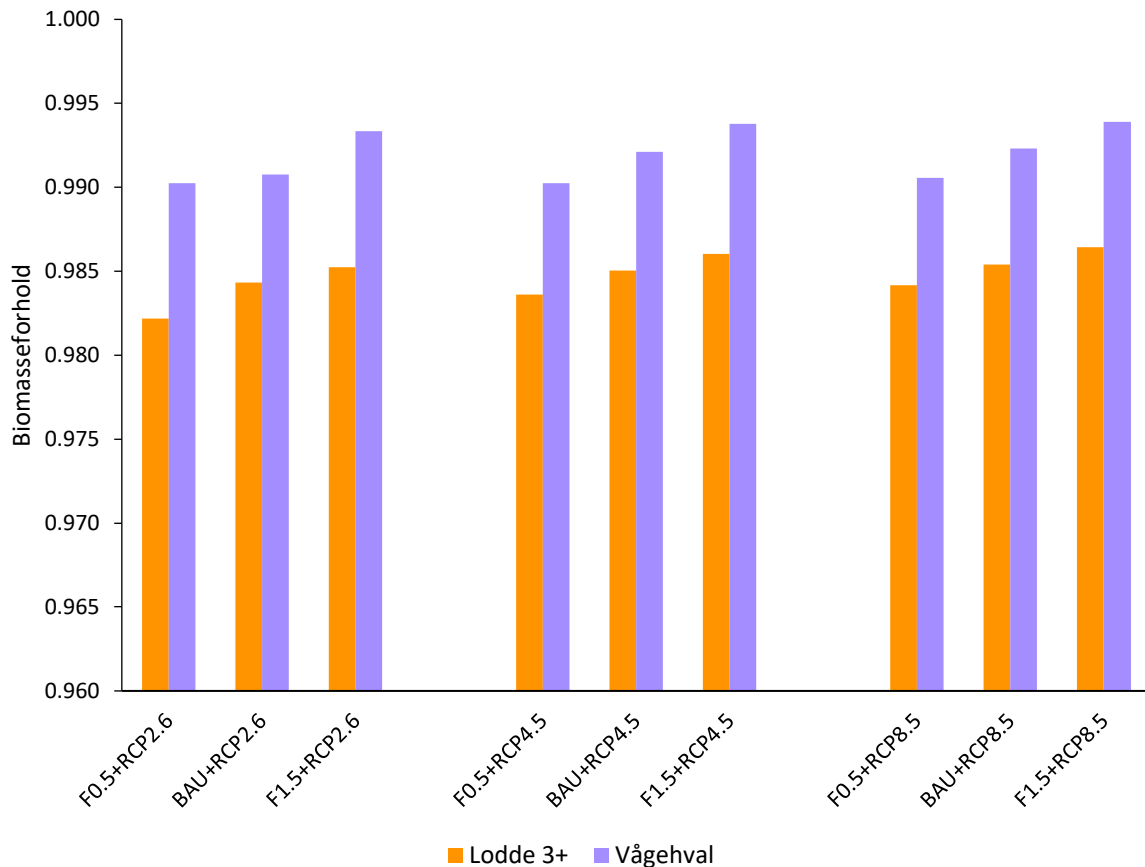
Figurene i dette delkapitelet viser gjennomsnittlig langtidsendringer i biomasseforhold mellom år 2060 og 2100, hvor biomasseforholdet utgjør gjennomsnittlig biomasse for scenariet med krillfiske dividert på gjennomsnittlig biomasse for scenariet uten krillfiske. Krillfisket utgjør cirka 1 million tonn våtvekt per år. Sammenligningen er gjort for scenarier med ulike tradisjonelle fiskedødelighetsnivå og RCP-er.

Ved økt temperatur og fangstdødelighet, kombinert med et årlig krillfiske på omtrent 1 million tonn våtvekt, vil grønlandssel, sei, torsk og uer oppleve den største nedgangen ved $F_{BAU} \cdot 1.5$, mens den laveste nedgang vil være ved $F_{BAU} \cdot 0.5$ (Figur 18). Alle artene får nedgang i biomasseforhold ved økende fiskedødelighet, og ved økende RCP fra 2.6 til 8.5 øker biomassen. Stor uer får størst nedgang i biomasseforhold, hvor scenario $F_{BAU} \cdot 1.5 + RCP 2.6$ gir en nedgang på omtrent 3.4%. Ved samme fiskedødelighet og RCP 8.5 er nedgangen i biomasseforholdet på 2.5%.



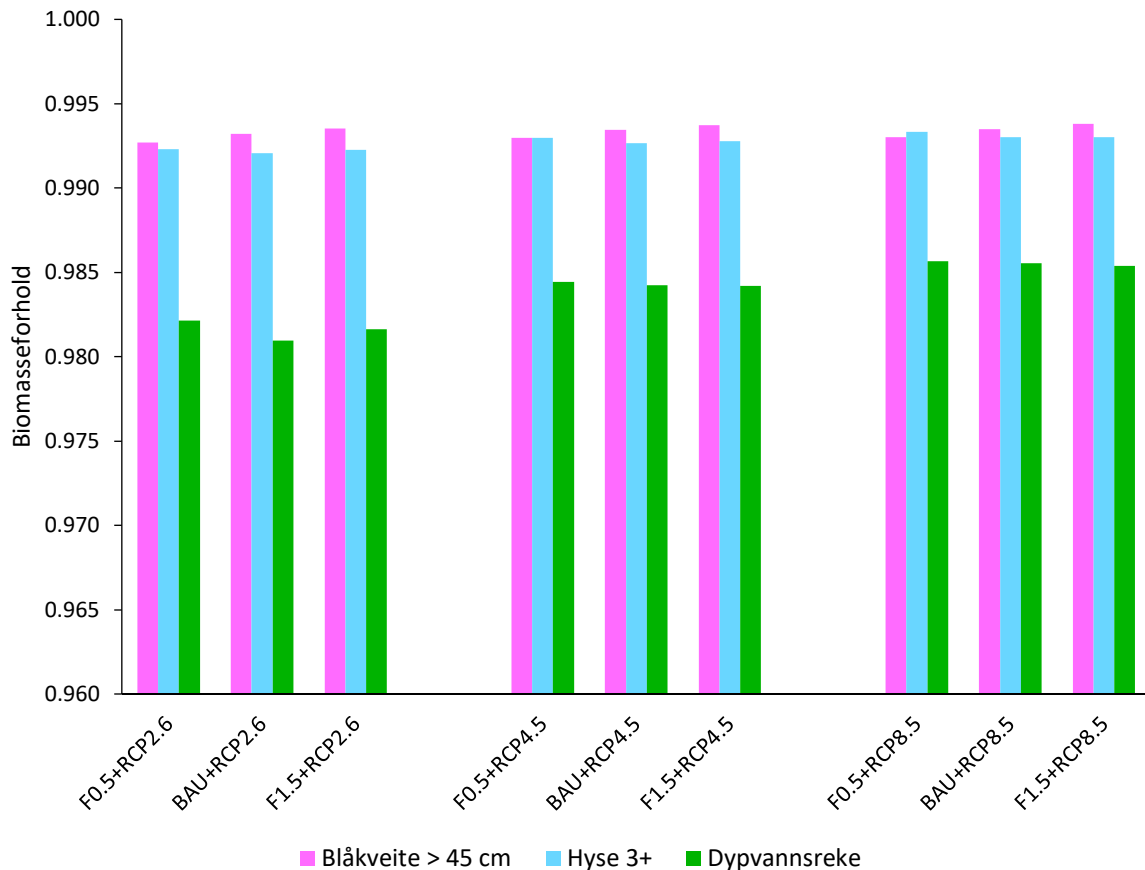
Figur 18: Endringer i gjennomsnittlig forhold mellom biomasse fra scenario med krillfiske og scenario uten krillfiske ved ulike fiskedødeligheter og temperaturscenarier mellom år 2060 og 2100 med et simulert krillfiske tilsvarende fangst på 1 million tonn våtvekt per år.

For lodde og vågehval er det relativt små forskjeller mellom ulike fiskedødeligheter og RCP-er (Figur 19). For lodde har RCP 8.5 og 4.5 samme endring ved alle fiskedødeligheter, med en nedgang på 1.6% ved $F_{BAU} \cdot 0.5$ og 1.4% ved $F_{BAU} \cdot 1.5$. Ved å fiske cirka 1 million tonn krill synker biomasseforholdet for vågehval med cirka 1% ved $F_{BAU} \cdot 0.5$, cirka 0.8% ved BAU og cirka 0.6% ved $F_{BAU} \cdot 1.5$.



Figur 19: Endringer i gjennomsnittlig forhold mellom biomasse fra scenario med krillfiske og scenario uten krillfiske ved ulike fiskedødeligheter og temperaturscenarier mellom år 2060 og 2100 med et simulert krillfiske tilsvarende fangst på 1 million tonn våtvekt per år.

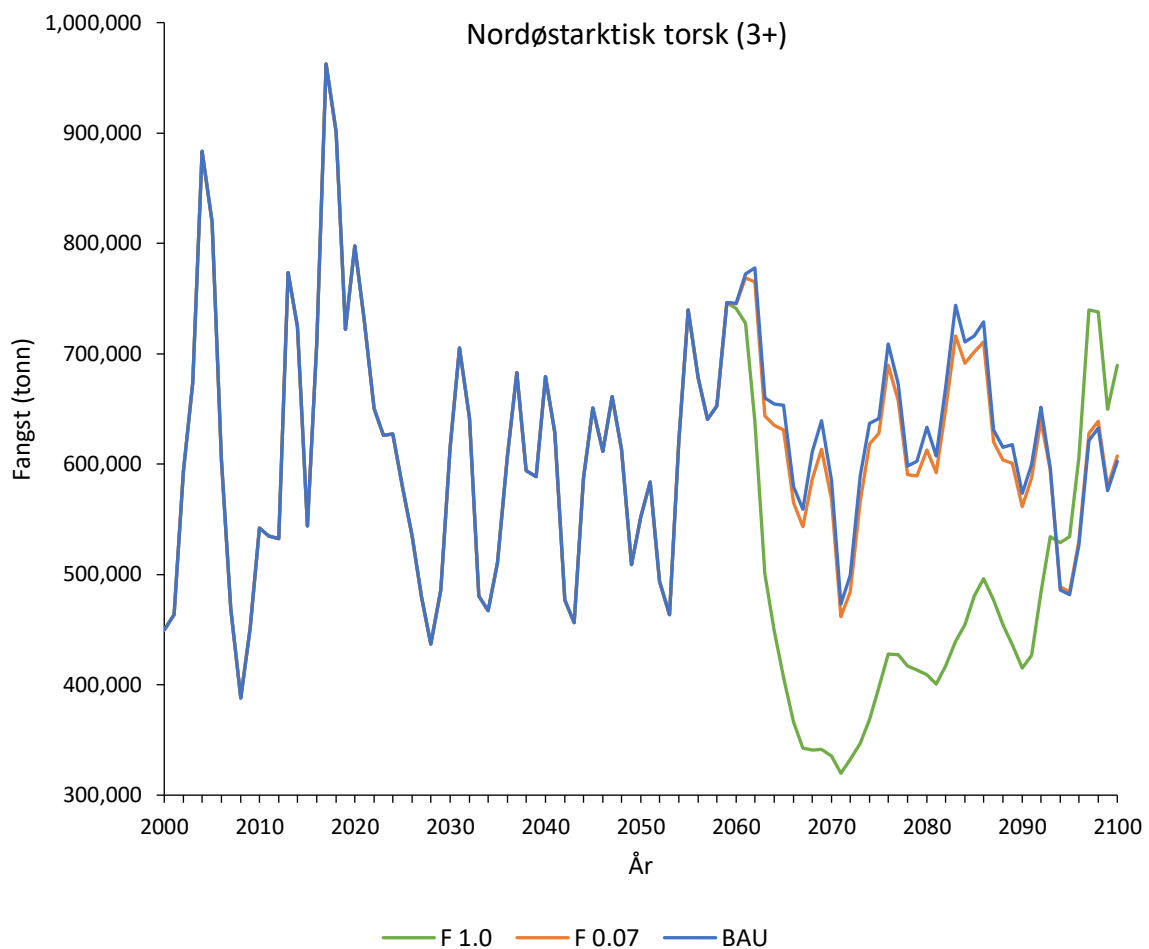
For hyse, blåkkeite og dypvannsreke er mønsteret for endring i biomasseforhold relativt likt, med små forskjeller mellom ulike fiskedødeligheter og RCP-er (Figur 20). Blåkkeite og hyse får liten nedgang i biomasseforhold, der alle scenariene gir en nedgang på under 1%. For dypvannsreke er nedgangen større, og ved RCP 2.6 er nedgangen på omtrent 1.8%. Biomasseforholdet for dypvannsreke øker noe fra lavest til høyest RCP.



Figur 20: Endringer i gjennomsnittlig forhold mellom biomasse med fra scenario krillfiske og scenario uten krillfiske ved ulike fiskedødeligheter og temperaturscenarier mellom år 2060 og 2100 med et simulert krillfiske tilsvarende fangst på 1 million tonn våtvekt per år.

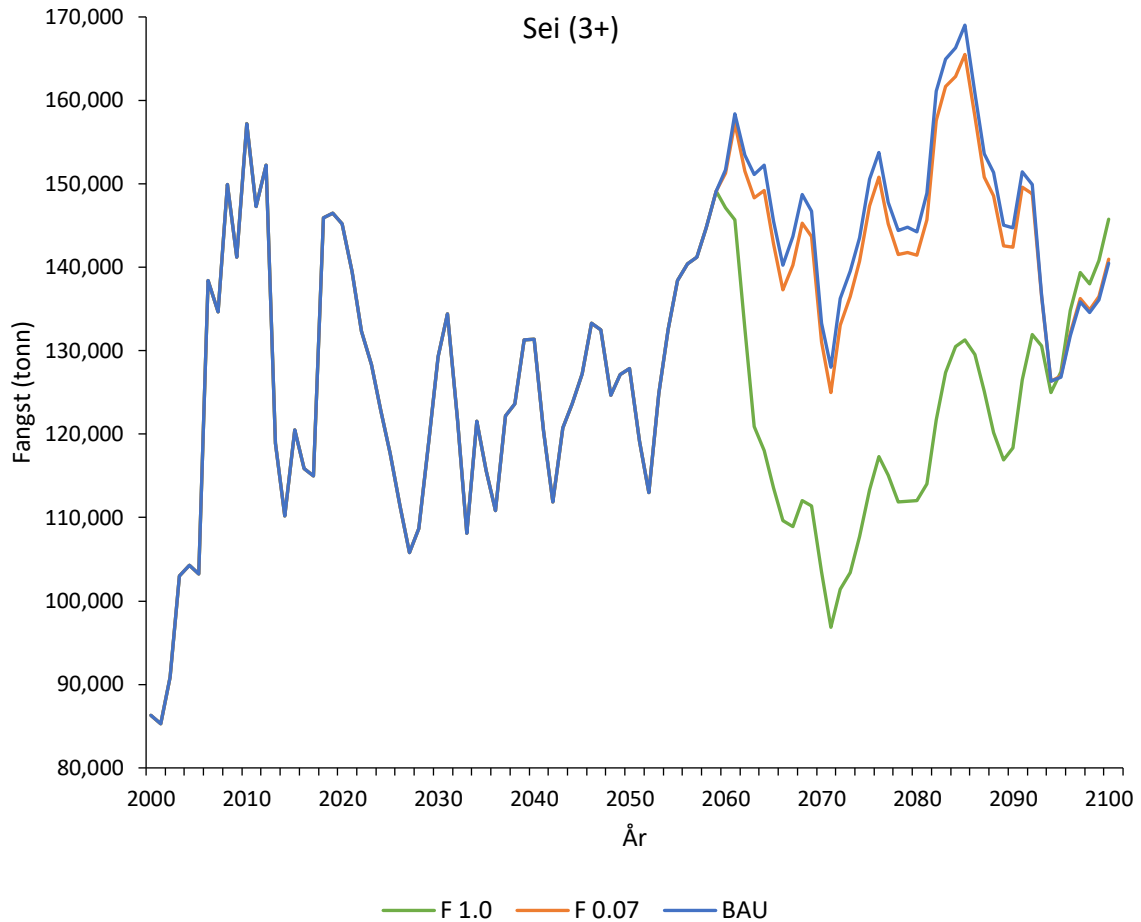
3.3 Effekter av intensivt krillfiske på fangst av kommersielle arter

Fangsten for nordøstarktisk torsk er simulert ved RCP 4.5 med basis fiskedødelighet, og med alternative fiskedødeligheter for krill på 0.07 år^{-1} og 1.0 år^{-1} fra år 2060 til 2090. Økt fiskedødelighet for krill gir størst nedgang i torskefangst (Figur 21). Ved et moderat krillfiske synker gjennomsnittlig årlig torskefangst med cirka 5.4% i løpet av 30 år. Dersom man fisker krill intensivt likt et enbestandsfiskeri, reduseres torskefangsten cirka 34.2% sammenlignet med fangst uten krillfiskeri.



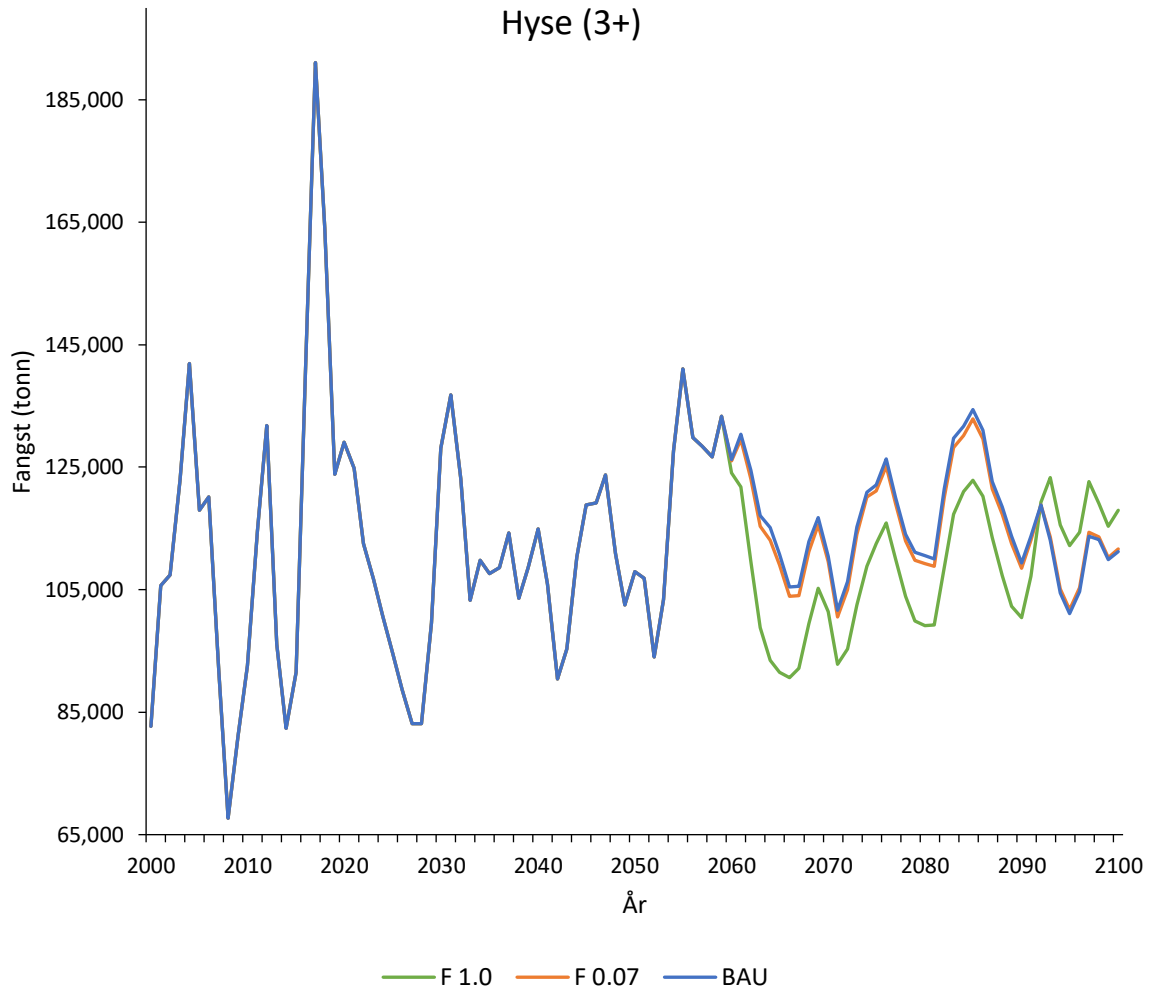
Figur 21: Historisk fangst av nordøstarktisk torsk (3+) fram til år 2020, deretter simulert fangst ved RCP 4.5 BAU og ved to ulike scenarier med krillfiske med en fiskedødelighet på 0.07 år^{-1} og 1.0 år^{-1} fram til år 2100.

For sei vil et moderat krillfiske vil føre til en gjennomsnittlig nedgang på cirka 2% i fangst av sei i tidsperioden mellom 2060 og 2090 (Figur 22). Dersom det fiskes krill intensivt likt et enbestandsfiskeri, reduseres seifangsten med cirka 20%



Figur 22: Historisk fangst av sei (3+) fram til år 2018, deretter simulert fangst ved RCP 4.5 BAU og ved to ulike scenarier med krillfiske med en fiskedødelighet på 0.07 år⁻¹ og 1.0 år⁻¹ og fram til år 2100.

For hyse vil et moderat krillfiske føre til en gjennomsnittlig nedgang på cirka 1% i fangst i tidsperioden mellom 2060 og 2090 (Figur 22). Dersom det fiskes krill intensivt likt et enbestandsfiskeri, reduseres hysefangsten med cirka 10%



Figur 23: Viser historisk fangst av hyse (3+) fram til år 2018, deretter simulert fangst ved RCP 4.5 BAU og ved to ulike scenarier med krillfiske med en fiskedødelighet på 0.07 år^{-1} og 1.0 år^{-1} fram til år 2100.

Ved å sammenligne scenariene med basis fiskedødelighet uten krillfiske med et krillfiske med fiskedødelighet på 0.07 år^{-1} vil det for torsk være en nedgang på 36 136 tonn, for sei 2 833 tonn og for hyse 1 269 tonn (Tabell 4). Nedgangen for torsk vil ved å sammenligne basis fiskedødelighet med en fiskedødelighet på 1.0 år^{-1} være på 227 601 tonn, for sei 31 599 tonn og for hyse 11 838 tonn. Et moderat krillfiske gir en gjennomsnittlig årlig fangst på cirka 1 million tonn. Et intensivt krillfiske gir en gjennomsnittlig årlig fangst på cirka 7.6 millioner tonn.

Tabell 4: Gjennomsnittlig årlig fangst i tonn våtvekt mellom år 2060 til 2090 ved RCP 4.5 uten krillfiske (BAU), og med to ulike fiskedødeligheter for krillfiske; $F 0.07 \text{ år}^{-1}$ og $F 1.0 \text{ år}^{-1}$. Simulert fangsttap i tradisjonelt fiske er vist i parentes.

Gruppe	BAU	$F = 0.07 \text{ år}^{-1}$	$F = 1.0 \text{ år}^{-1}$
Torsk	644 376	628 241 (36 136)	436 776 (227 601)
Sei	149 303	146 469 (2 833)	117 704 (31 599)
Hyse	117 893	116 625 (1 269)	106 005 (11 838)
Thysanoessa	0	1 009 213	7 602 657

Hvis det fiskes 1 million tonn krill hvert år i 30 år, vil dette gi en forventet nedgang på 879 millioner kroner per år i løpet av 30 år på torskefisket (Tabell 5). Hvis krill forvaltes som en fiskebestand med fiskedødelighet på 1.00 år^{-1} , vil det være en forventet nedgang på 5 338 millioner kroner i torskefisket. Et moderat krillfiske vil for hyse utgjøre en nedgang på 17 millioner kroner, og et intensivt krillfiske vil medføre en nedgang på 159 millioner kroner. For sei vil et moderat krillfiske medføre en nedgang på 32 millioner kroner, mens et intensivt krillfiske med fiskedødelighet på 1.0 år^{-1} vil medføre en nedgang på 360 millioner kroner. Et moderat krillfiske vil gi en forventet verdi på 2.3 milliarder kroner, mens ved å øke fiskedødeligheten til 1.0 år^{-1} vil verdien være på 18 milliarder kroner.

Tabell 5: Gjennomsnittlig førstehåndsverdi pr år i millioner kroner mellom år 2060-2090 for ulike arter med ulike fangstdødeligheter ved krillfiske (BAU). Verditap i tradisjonelt fiske er vist i parentes.

Gruppe	BAU	$F = 0.07 \text{ år}^{-1}$	$F = 1.0 \text{ år}^{-1}$
Torsk	16 164	15 285 (879)	10 627 (5 338)
Sei	1 702	1 670 (32)	1 342 (360)
Hyse	1 586	1 568 (17)	1 426 (159)
Thysanoessa	0	2 392	18 018

4 Diskusjon

4.1 Effekter av klimascenarier og fiskenivå uten krillfiske

Klimaendringene i Arktisk er store (AMAP, 2021), og dersom dagens utvikling fortsetter vil målet om å begrense temperaturøkningen til 1.5°C ikke være mulig å nå. FNs klimapanel sin siste rapport (AR6) viste at menneskelige aktiviteter hovedsakelig gjennom utslipp av klimagasser har forårsaket global oppvarming tilsvarende 1.1°C (IPCC, 2023). Med en allerede økning på 1.1°C, er det sannsynlig at vi innen 2030 har en økning på 1.5°C. Det kan dermed tenkes at scenariet RCP 4.5 er et realistisk nivå for framtiden.

Som vist tidligere har ulike arter sine prefererte temperaturområder, hvor konsum er avhengig av temperatur. Ved å sammenligne de tre ulike temperaturscenariene mot temperaturresponskurvene for kopepoder og krill, hadde alle arter som jeg laget temperaturresponskurver for unntatt *Calanus glacialis*, fortsatt sine optimumstemperaturer høyere enn predikerte temperaturer som var opp til cirka 7°C. Temperaturtidsseriene er tilpasset Kolasnittet, mens *C. glacialis* er mer utbredt nord i Arktisk i området rundt Svalbard (Strand m. fl., 2020) og vil derfor med stor sannsynlighet ha en temperatur i sitt habitat som er lavere enn temperaturene i inndatatidsseriene. Q_{10} verdien til *C. glacialis* var den høyeste brukt i denne oppgaven, og arten vil være svært følsom for endringer i havtemperatur. I likhet med *C. glacialis* hadde også *Calanus finmarchicus* en høy Q_{10} verdi, men i motsetning til *C. glacialis* hadde *C. finmarchicus* en mye bredere temperaturresponskurve, noe som gjør at den blir mer motstandsdyktig for endringer i havtemperatur. *Meganyctiphanes norvegica* er også en art med relativt bred temperaturresponskurve, noe som er forenelig med dens leveområder i Norskehavet og vestlige Barentshavet. Dette forsvaret også den lave Q_{10} verdien, noe som gjør at arten er tilpasningsdyktig til temperaturendringer. *Thysanoessa inermis* var også en av artene med smal temperaturresponskurve, og vil dermed kunne bli sterkt påvirket av endringer i havtemperatur. Optimumstemperaturen var på cirka 8°C og høyeste predikerte temperatur for Kolasnittet var 7°C ved RCP 8.5. *Thysanoessa inermis* hadde en relativt høy Q_{10} som gjorde at den i likhet med kopepodene var følsom for temperaturendringer.

I den utførte undersøkelsen av hvordan ulike temperaturøkninger og fiskedødeligheter påvirket kommersielt utnyttede arter og vågehval, ble det observert at vågehval og grønlandssel viste betydelige forskjeller i biomasseutvikling mellom scenariene, mens *Thysanoessa*, dypvannsreke og lodde hadde små forskjeller mellom scenariene, men betydelige årlige

variasjoner. Torsk, hyse, sei, blåkveite og uer havnet på et mellomnivå. Generelt ga økt temperatur og redusert fiskedødelighet en økning i biomasse.

Vågehval fikk størst økning i relativ biomasse ved halvert fiskedødelighet i kombinasjon med høyest temperaturøkning, mens ved fiskedødelighet økt med 150% ble det en reduksjon i biomasse i forhold til basisnivå (BAU). Det er sannsynlig at vågehval ikke direkte påvirkes av temperaturøkningene da det er et varmblodig dyr, men at biomasseendringene kommer på grunn av endring i fisketrykk og indirekte temperaturresponser via effekter på byttedyr. Hovedbyttedyrene til vågehval er lodde, hyse og krill og som vist i resultatene fikk disse en økning i biomasse med økende temperatur. Vågehval er en toppredator og med økt tilgang på mat ville kun et økt fiskepress over basisnivå (BAU) bidra til å redusere biomassen. Vågehval hadde lavest basis fiskedødelighet på 0.01 år^{-1} med utnyttelsesrate på 0.30 ved F_{BAU} .

Grønlandssel hadde i likhet med vågehval størst økning i biomasse ved høyest temperaturøkning og halvert fiskedødelighet. Ulikt fra vågehval ga scenariet med basis fiskedødelighet og RCP 2.6 lavest biomasse, og scenariene med 150% økt fiskedødelighet ga mer biomasse enn basisscenariet. Grønlandssel ble i større grad påvirket av økte temperaturer, og det kan antas at dette skyldes økt tilgang på mat, inkludert *Thysanoessa*, ettersom grønlandssel i likhet med vågehval er en varmblodig art. Reduksjon av havis som følge av økte temperaturer er en stor trussel for grønlandssel, da hunnene er avhengig av is for å føde ungene (Lavigne, 2009). Økte temperaturer kan dermed være en trussel for bestandsøkning. Grønlandssel hadde lav basisfiskedødelighet på 0.02 år^{-1} , samt lavt utnyttelsesrate ved samtlige fiskedødeligheter i forhold til vågehval. Sammenlignet med vågehval kan dermed indirekte effekter ha større effekter hos grønlandssel enn vågehval.

Hos nordøstarktisk torsk ga scenario RCP 4.5 + $F_{\text{BAU}} \cdot 1.5$ og RCP 8.5 + $F_{\text{BAU}} \cdot 1.5$ en biomasse som var lavere enn ved basis nivå. Dette tydet på at selv med økte temperaturer som førte til økt mattilgang, klarte ikke dette å kompensere for et økt fisketrykk, og biomassen gikk dermed ned. Torsk beiter på blant annet lodde og reker, som begge økte i biomasse ved økte temperaturer, og ga dermed grunnlag for biomasseøkning i scenarier med økte temperaturer og halvert fisketrykk. Torskens utnyttelsesrate var høy (0.50) ved F_{BAU} og ble på dette nivået optimalt utnyttet ut fra en enbestandsbetraktning. Ved å øke fiskedødeligheten til $F_{\text{BAU}} \cdot 1.5$ ville det blitt en overutnyttelse som ikke var bærekraftig.

Mønsteret for sei var relativt likt for torsk, hvor 150% økning i fiskedødelighet resulterte i at biomassen havnet under basisnivået. Til tross for økt biomasse hos byttedyr i grupper som små- og stor krill samt lodde, ville ikke dette kunne kompensere for det økte fisketrykket. Også for sei ga scenariet med høyest temperatur og halvert fiskedødelighet de høyeste verdiene for relativ biomasse. Basis fiskedødelighet resulterte i en utnyttelsesrate på 0.56, som betyr at det blir høstet over et bærekraftig nivå.

Scenariene for hyse hadde mindre variasjon seg i mellom, og i motsetning til torsk og sei ga scenariet RCP 2.6 + F_{BAU} den laveste relative biomassen. Dette betyr at økt fiskedødelighet hos hyse vil ha mindre effekt enn hos torsk og sei. Alle temperatur- og fiskedødelighetsscenarier i kombinasjon resulterte i økt relativ biomasse sammenlignet med scenariet RCP 2.6 + F_{BAU} , noe som tyder på at hyse vil kunne tåle både klimaendringer i form av økte temperaturer og et forhøyet fiskepress uten at biomassen reduseres. Utnyttelsesraten ved RCP 4.5 + F_{BAU} var 0.50, og naturlig dødelighet og fiskedødelighet vil da være omtrent likt og maksimalt bærekraftig utbytte (F_{MSY}) kan oppnås. Ved $F_{BAU} \cdot 0.5$ og $F_{BAU} \cdot 1.5$ var utnyttelsesraten henholdsvis 0.25 og 0.75, noe som vil resultere i under- og overutnyttelse av bestanden ut fra en enbestandsbetraktning.

Blåkveite fikk størst positiv effekt i form av økning av relativ biomasse i scenariet RCP 8.5 + $F_{BAU} \cdot 0.5$. Utnyttelsesraten for dette var scenariet lav med en verdi på 0.10, noe som gjør i at bestanden kan få mulighet til å øke i størrelse. Dette er gunstig siden blåkveite er en langlivet art med lav reproduksjonstid (Havforskningsinstituttet, 2021b). Selv med $F_{BAU} \cdot 1.5$ ville utnyttelsesgraden fortsatt være under 0.5, som betyr at bestanden ville blitt beskattet etter føre-var-prinsippet.

Lodda viste et ulikt mønster sammenlignet med de tidligere nevnte artene. Det var små forskjeller mellom de ulike scenariene, men store årlige variasjoner i biomassen noe som kjennetegner lodda. Utnyttelsesraten tredoblet seg fra $F_{BAU} \cdot 0.5$ til $F_{BAU} \cdot 1.5$, fra henholdsvis 0.08 til 0.24. Dette er fortsatt relativt langt unna nivået på 0.5, så selv om fiskedødeligheten ble økt med 150%, ville bestanden blitt beskattet bærekraftig etter en enbestandsbetraktning. For lodde er det en annen beskatningsstrategi enn den typiske enbestandsbetraktningen, hvor det blir tatt hensyn til torskens konsum i rådgivningen av fiskeriet på lodde (Havforskningsinstituttet, 2019a). Dette er viktig med hensyn på tidligere historie og bestandskollapser hos lodde. Lodda er et viktig byttedyr for samtlige tidligere nevnte arter, i

tillegg til flere fuglearter og kysttorsk (Pedersen m. fl., 2021). Ved store nedganger i loddebestander vil ringvirkningene i økosystemet også kunne bli betydelige.

For stor uer viste alle scenariene en høyere relativ biomasse sammenlignet med scenario RCP 2.6 + F_{BAU}. Fiskedødeligheten var lav på 0.03 år⁻¹ ved basisnivået, og med en lav produksjon/biomasse var også utnyttelsesraten lav for scenariene med ulik fiskedødelighet. F_{BAU}•0.5 i kombinasjon med både RCP 4.5 og 8.5 var scenariene som ga høyest relativ biomasse, men det var forskjell mellom disse noe som tyder på at stor uer ikke bare påvirkes av endring i fiskedødelighet, men også endring i temperatur. Stor uer beiter blant annet på dypvannsreker og *Thysanoessa* (Pedersen m. fl., 2021), som ved alle scenarier fikk økt relativ biomasse til tross for økt fiskedødelighet.

Dypvannsreke hadde en relativt høy P/B per år og lav fiskedødelighet ved basisscenariet. Dette resulterte i at scenariene med økt fiskedødelighet (F_{BAU}•1.5) ikke nærmet seg en utnyttelsesrate på 0.5. Den relative biomassen til dypvannsreker ble tilsynelatende lite påvirket av endring i fiskedødelighet, da ulike RCP-er med halvert- og 150% økning i fiskedødelighet ga samme relative biomasse. Det var imidlertid forskjell mellom de ulike RCP-scenariene, noe som tyder på at dypvannsreke påvirkes av temperaturendringer. Dette kan være direkte påvirkninger, men også indirekte da dypvannsreke har en diett bestående hovedsakelig av *Thysanoessa*, noe som også som bidrar til å forklare store årlige variasjoner.

Thysanoessa hadde i likhet med dypvannsreke og lodde, små variasjoner mellom de ulike scenariene, men store årlige variasjoner. Resultatene viste relativt lik biomasse for scenariene RCP 8.5 + F_{BAU}•1.5 og F_{BAU}•0.5, samt det samme for RCP 4.5. Dette tyder på at økt fiskedødelighet på andre kommersielle arter ikke påvirket krillbiomassen i samme grad som temperatur, noe som er stemmer overens med dens høye Q₁₀ verdi og smale temperaturresponsområde. Økte temperaturer førte til økt primærproduksjon, noe som resulterte i økt mattilgang for *Thysanoessa*, som hovedsakelig spiser planktonalger som kiselalger og dinoflagellater (Pedersen m. fl., 2021). Dette, kombinert med *Thysanoessas* temperaturrespons, gir grunnlag for økt biomasse. Temperaturøkninger vil også føre til økt biomasse for predatorer på krill, og som nevnt tidligere er krill en av gruppene med flest predatorer i Barentshavet (Pedersen m. fl., 2021).

Resultatene viste at ulike arter i Barentshavet har sine prefererte temperaturområder, og at konsum er avhengig av temperaturen. Ved å undersøke ulike temperaturscenarier og

temperaturresponskurver for ulike arter, ble det funnet at de fleste artene, med unntak av *C. glacialis*, fortsatt hadde sine optimale temperaturer over de predikerte temperaturene. Dette tyder på at de kan tilpasse seg klimaendringene til en viss grad. Når det gjelder kommersielt utnyttede arter og vågehval, vil økt temperatur og redusert fiskedødelighet føre til en økning i biomasse. Fangstdødeligheten hadde størst innvirkning på biomassen til vågehval, mens lav fangstdødelighet og høy temperatur økte relativ biomasse for grønlandssel, nordøstarktisk torsk, sei, blåkveite, stor uer og dypvannsreke. For lodde og *Thysanoessa* er det relativt små forskjeller mellom scenariene. Vågehval og grønlandssel var spesielt påvirket av endringer i biomasse som følge av endringer i fisketrykk og indirekte temperaturrespons via effekter på byttedyr.

4.2 Effekter av moderat krillfiske på andre arter

For at akvakulturnæringen skal kunne fortsette øke på en bærekraftig måte er det nødvendig med tilstrekkelige føringredienser, og her kan høsting på lavere trofisk nivå av grupper som krill være en del av løsningen. Dersom det skal introduseres et krillfiske i Barentshavet er det viktig å se på hvilke konsekvenser dette har for økosystemet. I dette delkapitlet vil jeg derfor se på hvordan noen av de viktigste kommersielle artene vil kunne bli påvirket av et fremtidig krillfiske tilsvarende cirka 1 million tonn våtvekt per år.

Ved et moderat krillfiske på cirka 1 million tonn våtvekt per år fikk flere av de kommersielle artene samme type respons. Når man betraktet resultatene overordnet, viste grønlandssel, torsk, sei og uer en nedgang i biomasseforhold når tradisjonell fiskedødelighet økte med en inkludert moderat fiskedødelighet på krill (RCP 2.6 F = 0.077 år⁻¹, RCP 4.5 F = 0.070 år⁻¹, og RCP 8.5 F = 0.067 år⁻¹), samtidig som biomasseforholdet øker når scenariene endrer seg. Lodde og vågehval viste en motsatt trend, der biomasseforholdet økte når fiskedødeligheten økte. Blåkveite, hyse og dypvannsreke hadde generelt små variasjoner, og ble i liten grad påvirket av endringer i fiskedødelighet, temperatur eller primærproduksjon.

Grønlandssel beiter på *Thysanoessa* som består av 25% av dietten (Pedersen m. fl., 2021). Et moderat krillfiske vil derfor redusere en viktig matkilde, noe som forklarer en nedgang i biomasseforholdet til grønlandssel. Ved økende RCP-er, økte biomasseforholdet på grunn av økt produksjon av byttedyr ved høyere temperaturer. Som tidligere resultater viste, er *Thysanoessa* følsom for temperaturendringer og økte dermed i biomasse ved økte temperaturer. Grønlandssel er en toppredator, og opplever predasjon fra få andre arter. Isbjørn er hovedpredatoren på grønlandssel, og ved økende temperaturer er det sannsynlig at

predasjonstrykket vil reduseres sett i lys av reduksjon av havis. Siden det ikke er simulert en slik reduksjon i havis, fikk isbjørn i likhet med andre arter en økning i biomassen og predasjonen fra denne økte i Ecosim-simuleringene.

Torsk 3+ er en gruppe som i stor grad beiter på lodde, og loddas (3+) diett består opp mot 70% *Thysanoessa* (Pedersen m. fl., 2021). Økt tradisjonell fiskedødelighet i kombinasjon med fiskedødelighet på krill førte dermed til en nedgang i biomasseforhold hos torsk. Resultatene viste at temperatur også her har en positiv innvirkning på biomasseforholdet, som økte ved økende RCP. Torsk har blant annet predatorer på høyere trofisk nivå som vågehval og grønlandssel (Pedersen m. fl., 2021), og økt biomasse hos disse kan sammen med økt fiskedødelighet og økte temperaturer bidra til reduksjonen i biomasseforholdet hos torsk. Liten torsk spiser mye *Thysanoessa* (56%) og vil rekruttere til stor uer, noe som vil bidra til bestandsvekst.

Sei 3+ har i likhet med grønlandssel *Thysanoessa* som det byttedyret de beiter mest på (29%) (Pedersen m. fl., 2021). I tillegg beiter også sei på stor krill som *Meganyctiphanes norvegica*, en art som tidligere er beskrevet som følsomme for temperaturendringer. Dette bidrar til å forklare endringen i biomasseforholdet hos sei, hvor biomasseforholdet gikk ned ved økende tradisjonell- og fiskedødelighet i krillfiske, samt økende temperatur, samtidig som biomasseforholdet økte ved økende RCP-er. Liten sei spiser mye *Thysanoessa* (29%) og vil rekruttere til stor uer, noe som vil bidra til bestandsvekst.

Stor uer var den gruppen som ved et moderat krillfiske fikk størst nedgang i biomasseforholdet. Torsk 3+ er den viktigste predatoren på stor uer, og torsk har en diett bestående nærmere 45% av lodde (Pedersen m. fl., 2021). Ved en økning i loddebestanden vil torsk få mer tilgang på mat som kan bidra til bestandsvekst hos torsk, som gir en økning i predatorer på uer. Stor uer beiter også på *Thysanoessa* (13%), så ved årlig høsting av krill kan dette også være en av årsakene til nedgangen i stor uers biomasseforhold. Liten uer spiser mye *Thysanoessa* (81%) og vil rekruttere til stor uer, noe som vil bidra til bestandsvekst.

Lodde 3+ er et viktig byttedyr for marine pattedyr som vågehval, grønlandssel, fisk som torsk, sei og hyse, samt flere sjøfuglarter (Pedersen m. fl., 2021). Ved å øke tradisjonell fiskedødelighet ble antallet av disse predatorene redusert. Dette førte til et endret mønster der biomasseforholder var høyest for høy tradisjonell fiskedødelighet for lodde, i motsetning til de tidligere nevnte artene. Lodda har en diett bestående av nærmere 70% *Thysanoessa* og cirka

20% middels store kopepoder som *Calanus finmarchicus* (Pedersen m. fl., 2021). Basert på resultatene, ser det ut til at økte temperaturer ikke hadde noen påvirkning i biomasseforholdet til lodde.

Vågehvalen viser som tidligere nevnt et lignende mønster som lodde 3+ når det gjelder biomasseforholdet. Biomassen økte med økende fiskedødelighet, uten å bli påvirket av temperatur. Vågehval er en toppredator og det er ingen som beiter på denne. Dens diett består i stor grad av lodde, så en økning i loddebestanden vil resultere i økt tilgang på mat for vågehvalen.

Blåkveite > 45 cm og hyse 3+ viste omtrent samme relativt lave nedgang i biomasseforhold, hvor ingen av gruppene ser ut til å bli særlig påvirket av ulike temperaturscenarier. Blåkveite har et lavt direkte konsum av *Thysanoessa*, mens mye av dietten til blåkveite består av blekksprut, som igjen beiter på *Thysanoessa* (Pedersen m. fl., 2021). Et krillfiske kan dermed indirekte påvirke biomasseforholdet sammen med den tradisjonelle fiskedødeligheten, og føre til en nedgang slik som vist i resultatene. Blåkveitas hovedpredator er blåkveite, noe som kan bidra til å forklare de små variasjoner i resultatet. Eventuell økning i blåkveitas biomasse ville trolig blitt konsumert gjennom kannibalisme.

Hyse 3+ viste en generell liten nedgang i biomasseforhold sammenlignet med blåkveite. Vågehval er arten med mest predasjon på hyse, og denne fikk som tidligere nevnt en relativt liten nedgang i biomasseforhold ved økt fiskedødelighet og simulert krillfiske. Hyse beiter blant annet på stor- og små krill, der sistnevnte ville få redusert biomasse ved et moderat krillfiske. Predasjon i kombinasjon med tradisjonell fiskedødelighet og krillfiske vil kunne føre til en reduksjon i biomasseforhold. Liten hyse spiser mye *Thysanoessa* (19%) og vil rekruttere til stor uer, noe som vil bidra til bestandsvekst.

Dypvannsreker viste et lignende mønster som både blåkveite og hyse med relativt liten forskjell, men hadde større nedgang i biomasseforhold. Dette kan skyldes at hovedbyttedyret er *Thysanoessa* (Pedersen m. fl., 2021), og ved økt tradisjonell fiskedødelighet sammen med et moderat krillfiske ville hovedmatkilden til dypvannsreker bli redusert i så stor grad at biomassen gikk ned. Dypvannsreker så ut til å respondere på økte temperaturer med en svak økning i biomasseforhold, noe som kan skyldes mer tilgjengelig på byttedyr som krill og kopepoder ved økte temperaturer.

Årsakene til ulike mønstre mellom artene kan skyldes flere faktorer. En viktig faktor er artenes spesifikke dietter og avhengighet av ulike byttedyr. Endringer i tilgjengeligheten av viktige byttedyr som respons på et krillfiske kan påvirke biomassen og overlevelsen til artene på ulike måter. Videre spiller predator-byttedyr-forhold en rolle, da endringer i predatorbestanden kan ha konsekvenser for byttedyret og dermed påvirke biomasseforholdet for både predatoren og bytte. I tillegg kan artenes toleranse for temperatur spille inn, hvor noen arter kan dra nytte av økte temperaturer. Konkurransen og økologiske interaksjoner mellom artene kan også påvirke mønsteret i resultatene, da noen arter kan være bedre tilpasset konkurransen om ressurser eller unngå predasjon, og dermed oppleve mindre påvirkning fra endringer i fiskedødelighet og temperatur. Samlet sett er det kombinasjonen av disse faktorene og deres komplekse samspill som bidrar til det ulike resultatmønsteret mellom artene i økosystemet.

4.3 Effekter av krillfiske på fangst og førstehandsverdi

For å undersøke konsekvensene av et intensivt krillfiske, som ligner på et enbestandsfiskeri, ble det gjennomført simuleringer med fiskedødelighet på *Thysanoessa*. Formålet med disse simuleringene var å vurdere effekten på fangst og førstehandsverdi for artene som er inkludert i oppgaven, basert på deres historiske betydning for førstehandsverdi (Fiskeridirektoratet, 2021). Det å simulere slike scenarier er relevant for å vurdere om et potensielt krillfiske kan bli forvaltet på samme måte som dagens fiskebestander. Simuleringene ble kun utført for RCP 4.5-scenariet med basis tradisjonell fiskedødelighet for andre arter enn krill, da dette ser ut til å være et realistisk framtidsscenario.

For torsk ble det beregnet en årlig nedgang i fangst på cirka 36 tusen tonn dersom det fiskes krill med en fiskedødelighet på 0.07 år^{-1} . Ved å oppskalere til et intensivt fiske med en fiskedødelighet på 1.0 år^{-1} , ble fangsten redusert med cirka 228 tusen tonn per år. Dette ga årlige verditap på henholdsvis 879 millioner og 5.34 milliarder kroner per år. For sei er det et lignende mønster som hos torsk, hvor et moderat krillfiske ga en årlig fangstnedgang på 2.8 tusen tonn, mens et intensivt krillfiske ga en nedgang på cirka 32 tusen tonn årlig. I årlig førstehandsverdi tilsvarer dette et verditap på respektive 32 og 360 millioner kroner. For hyse ble det i gjennomsnitt fangstet mindre på enn torsk og hyse, men på grunn av en høyere kilopris er verditapet høyere for hyse enn for sei. Ved et moderat fiske gikk hysefangsten ned med cirka 1.3 tusen tonn årlig, og ved et intensivt krillfiske vil det synke cirka 12 tusen tonn årlig. Dette tilsvarer et verditap på henholdsvis 17 og 159 millioner kroner hvert år.

Både et moderat, men også særlig et intensivt krillfiske vil gi store konsekvenser i fangst- og verditap for torsk, hyse og sei i Barentshavet. Det årlige verditapet ved moderat krillfiske vil være 928 millioner kroner for de tre artene, mens ved intensivt krillfiske vil det være 5.8 milliarder kroner. Et moderat krillfiske vil også generere fangst og store verdier. Ved et moderat krillfiske ble det beregnet en gjennomsnittlig førstehåndsverdi på cirka 2.3 milliarder per år, og ved et hypotetisk intensivt fiske en verdi på cirka 18 milliarder kroner. Førstehåndsverdien simulert for både moderat- og intensivt krillfiske er betydelig større enn samlet tap i verdi for torsk, hyse og sei. Det må imidlertid tas hensyn til at et krillfiske vil ha innvirkning på de fleste arter i Barentshavet, da det er en gruppe med mange interaksjoner i næringskjeden. Videre må det tas hensyn til de store svingningene historisk sett i krillbestanden og også krillbiomassen i ulike scenarier. De store årlige svingningene i krillbiomassen vil kunne påvirke fangstutbytte per enhet innsats, og føre til en betydelig variasjon fra år til år.

Som nevnt tidligere er det kostbart å drive krillfiske i Antarktisk grunnet store avstander i tillegg til at det er ekstremt vanskelige miljøforhold (Nicol & Foster, 2016). Et eventuelt krillfiske i Barentshavet kan dermed bidra til å gjøre fiske mer tilgjengelig å mer kostnadseffektiv sammenlignet med i Antarktisk.

Et intensivt krillfiske i Barentshavet ville gitt alvorlige konsekvenser for fangst og økonomi knyttet til kommersielle arter som torsk, hyse og sei. Simuleringene viste at fangstene ville blitt redusert betydelig, med nedgang på flere titusen tonn årlig for hver art. Dette resulterte i store verditap, med mulighet for tap av milliardbeløp i førstehåndsverdi hvert år. Både moderat og intensivt krillfiske ville hatt betydelige økonomiske konsekvenser, med intensivt fiske som ga de største tapene. Det er viktig å vurdere en helhetlig forvaltning av økosystemet og vurdere potensielle bifangster av fiskeyngel før man vurderer et eventuelt krillfiske i Barentshavet. Krillbestanden er dynamisk, og det vil være nødvendig å ha fleksible forvaltningstiltak som tar høyde for disse variasjonene. I oppgaven er det ikke vurdert hvorvidt det er praktisk mulig å gjennomføre et krillfiske i Barentshavet. Samlet sett indikerer resultatene at et intensivt krillfiske vil ha svært alvorlige negative konsekvenser for fiskeressursene og økonomien i Barentshavet.

5 Konklusjon

Klimaendringer i Barentshavet vil kunne gi betydelige konsekvenser for marine økosystemer og fiskebestander. Selv om ulike arter reagerte forskjellig på endringer i temperatur, tyder resultatene på at mange av de kommersielt utnyttede artene vil oppleve økninger i biomasse med økt temperatur og redusert fiskedødelighet. Vågehval og grønlandssel er spesielt sensitive for endringer i mattilgangen som følge av temperaturendringer. Disse artene kan oppleve både positive og negative effekter av klimascenarier og fiskedødeligheter. Hovedbyttedyrene til disse toppredatorene kan få økt biomasse under økte temperaturforhold, og dermed kan vågehval og grønlandssel potensielt dra nytte av klimaendringer gjennom økt mattilgang, gitt at fiskedødeligheten ikke overstiger bærekraftige nivåer. Samlet sett viste analysen av klimascenariene og effekter av fiskedødeligheter at for kommersielt utnyttede artene som torsk, sei, hyse, blåkveite, uer og dypvannsreke vil biomassene variere avhengig av ulike scenarier, men generelt sett ville økt temperatur og redusert fiskedødelighet føre til økninger i biomasse. Økte temperaturer kan gi en økning i biomassen til viktige byttedyr som lodde, dypvannsreke og *Thysanoessa*, og dermed gi en økning i biomassen av kommersielt utnyttede arter. Imidlertid kan økt fiskedødelighet redusere biomassen og føre til overutnyttelse av bestandene.

Et moderat krillfiske viser at økt fiskedødelighet og reduksjon i tilgangen på byttedyr, spesielt *Thysanoessa*, påvirker biomasseforholdet til de kommersielle artene i ulik grad. Grønlandssel, torsk, sei og uer fikk en nedgang i biomasseforhold, i motsetning til lodde og vågehval. Blåkveite, hyse og dypvannsreke viste små variasjoner. Et intensivt fiskeri basert på enbestandsbetraktninger i Barentshavet ville ført til betydelige negative konsekvenser for kommersielle arter som torsk, hyse og sei. Fangstene av de kommersielle artene ville blitt betydelig redusert, med store økonomiske tap som følge. Før implementering av et eventuelt fiskeri vil det derfor være nødvendig å utvikle beskatningsstrategier tilpasset arter på lavere trofisk nivå. Det vil være avgjørende å vurdere en helhetlig forvaltning av økosystemet og ta hensyn til ulike faktorer som mulige bifangster før man vurderer et eventuelt krillfiske.

Totalt sett viser studien at klimaendringer og fiskeaktiviteter har betydelige innvirkninger på marine økosystemer og fiskebestander i Barentshavet, og at en balansert tilnærming er nødvendig for å opprettholde bærekraftig utnyttelse av disse ressursene.

Referanser

- Agersted, M. D., Nielsen, T. G., Munk, P., Vismann, B. & Arendt, K. E. (2011). The functional biology and trophic role of krill (*Thysanoessa raschii*) in a Greenlandic fjord. *Marine biology*, 158(6), 1387-1402.
- Alcaraz, M., Felipe, J., Grote, U., Arashkevich, E. & Nikishina, A. (2013). Life in a warming ocean: thermal thresholds and metabolic balance of arctic zooplankton. *Journal of Plankton Research*, 36(1), 3-10. <https://doi.org/10.1093/plankt/fbt111>
- AMAP. (2021). *Arctic Climate Change Update 2021: Key Trends and Impacts. Summary for Policy-makers.*
- Atkinson, A., Siegel, V., Pakhomov, E. A., Jessopp, M. J. & Loeb, V. (2009). A re-appraisal of the total biomass and annual production of Antarctic krill. *Deep-sea research. Part I, Oceanographic research papers*, 56(5), 727-740. <https://doi.org/10.1016/j.dsr.2008.12.007>
- 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>
- Brandt, S., Wassmann, P. & Piepenburg, D. (2023). Revisiting the footprints of climate change in Arctic marine food webs: An assessment of knowledge gained since 2010. *Frontiers in Marine Science*, 10. <https://doi.org/10.3389/fmars.2023.1096222>
- Brett, J. R., Groves, T.D.D., (1979). 6 - Physiological Energetics. I D. J. R. W.S. Hoar, J.R. Brett (Red.), *Fish Physiology* (Bd. 8, s. 279-352). Academic Press. [https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S1546-5098\(08\)60029-1](https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S1546-5098(08)60029-1)
- CCAMLR. (2018, 16.02.2018). *Krill fisheries and sustainability*. CCAMLR. <https://www.ccamlr.org/en/fisheries/krill-fisheries-and-sustainability>
- CCAMLR. (2023). *Fishery Summary 2022: Euphausia superba in Area 48*. https://fishdocs.ccamlr.org/FishSum_48_KRI_2022.pdf
- Christensen, V. & Walters, C. J. (2004). Ecopath with Ecosim: methods, capabilities and limitations. *Ecological modelling*, 172(2), 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.
- Coll, M., Bundy, A. & Shannon, L. J. (2009). Ecosystem Modelling Using the Ecopath with Ecosim Approach. I (s. 225-291). Dordrecht: Springer Netherlands. 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., 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>
- Drobysheva, S. (1994). *The Barents Sea euphausiids and their role in the formation of commercially valuable biological resources*. PINRO press.
- Eriksen, E. & Dalpadado, P. (2011). Long-term changes in Krill biomass and distribution in the Barents Sea: are the changes mainly related to capelin stock size and temperature conditions? *Polar biology*, 34(9), 1399-1409. <https://doi.org/10.1007/s00300-011-0995-0>

- Eriksen, E., Skjoldal, H. R., Dolgov, A. V., Dalpadado, P., Orlova, E. L. & Prozorkevich, D. V. (2016). The Barents Sea euphausiids: methodological aspects of monitoring and estimation of abundance and biomass. *ICES journal of marine science*, 73(6), 1533-1544. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsw022>
- FAO. (2022). *The state of World Fisheries and Aquaculture 2022. Towards Blue Transformation*. FAO.
- Fiskeridirektoratet. (2021, 2021). *Lønnsomhetsundersøkelse for fiskeflåten - årstabeller*. Fiskeridirektoratet. https://www.fiskeridir.no/Yrkesfiske/Tall-og-analyse/Loennsomhet/aarstabeller/_/attachment/download/a3427321-1770-46dc-a8ef-28a4831e3cf0:c396c0018228e432e994981ba90bc16bbad80785/driftsresultater-totaltbunnfisk-pelagisk-2021-off-stat.pdf
- Grøsvik, B. E., Prokhorova, T., Eriksen, E., Krivosheya, P., Horneland, P. A. & Prozorkevich, D. (2018). Assessment of marine litter in the Barents Sea, a part of the Joint Norwegian–Russian Ecosystem Survey. *Frontiers in Marine Science*, 5, 72.
- Hansen, P. J., Bjornsen, P. K. & Hansen, B. W. (1997). Zooplankton grazing and growth: Scaling within the 2-2,000- μ m body size range. *Limnology and oceanography*, 42(4), 687-704. <https://doi.org/10.4319/lo.1997.42.4.0687>
- Hansson, S., Rudstam, L. G., Kitchell, J. F., Peppard, P. E., Hildén, M. & Johnson, B. L. (1996). Predation rates by North Sea cod (*Gadus morhua*) - predictions from models on gastric evacuation and bioenergetics. *ICES journal of marine science*, 53(1), 107-114. <https://doi.org/10.1006/jmsc.1996.0010>
- Harris, R. R. P. (2000). *ICES zooplankton methodology manual*. Academic Press. https://books.google.no/books?hl=no&lr=&id=9-q2owZ2psQC&oi=fnd&pg=PP2&dq=ICES+Zooplankton+Methodology+Manual&ots=Nn9ZQ4wCYE&sig=H8ZQjtKwm8z_131w39__mPyG2pY&redir_esc=y#v=onepage&q&f=false
- Havforskningsinstituttet. (2018a, 30.08.2022). *Hyse*. Havforskningsinstituttet. <https://www.hi.no/hi/temasider/arter/hyse>
- Havforskningsinstituttet. (2018b, 05.11.2020). *Slik blir et kvoteråd til*. Havforskningsinstituttet. <https://www.hi.no/hi/nyheter/2018/september/slik-blir-et-kvoterad-til>
- Havforskningsinstituttet. (2018c, 24.02.2022). *Snabeluer i Barentshavet og Norskehavet*. Havforskningsinstituttet. <https://www.hi.no/hi/temasider/arter/uer/snabeluer>
- Havforskningsinstituttet. (2018d, 23.11.2022). *Vanleg uer*. Havforskningsinstituttet. <https://www.hi.no/hi/temasider/arter/uer/vanleg-uer>
- Havforskningsinstituttet. (2019a, 08.03.2023). *Lodde - Barentshavet*. Havforskningsinstituttet. <https://www.hi.no/hi/temasider/arter/lorde--barentshavet>
- Havforskningsinstituttet. (2019b, 26.10.22). *Nordøstarktisk blåkkeite*. Havforskningsinstituttet. <https://www.hi.no/hi/temasider/arter/nordostarktisk-blakveite>
- Havforskningsinstituttet. (2019c, 24.02.2022). *Norsk vårgytende sild*. Havforskningsinstituttet. <https://www.hi.no/hi/temasider/arter/norsk-vargytende-sild>
- Havforskningsinstituttet. (2019d, 24.02.2022). *Sei - nordaustarktisk*. Havforskningsinstituttet. <https://www.hi.no/hi/temasider/arter/nordaustarktisk-sei>
- Havforskningsinstituttet. (2019e). *Snøkrabbe*. Havforskningsinstituttet. <https://www.hi.no/hi/temasider/arter/snokrabbe>
- Havforskningsinstituttet. (2020, 15.07.2020). *Barentshavet*. Havforskningsinstituttet. <https://www.hi.no/hi/temasider/hav-og-kyst/hav-kyst-og-fjord/barentshavet>
- Havforskningsinstituttet. (2021a, 09.04.2021). *Krill – Nordlig krill*. <https://www.hi.no/hi/temasider/arter/arktisk-krill>

- Havforskningsinstituttet. (2021b, 15.06.2021). *Kvoteråd: Nordøstarktisk blåkkeite*.
<https://www.hi.no/hi/radgivning/kvoterad/2022/nordostarktisk-blakveite>
- Hemmingsen, L. M. (2022, 17.02.22). *Fra rekeskall til sårbehandling*. UiT.
https://uit.no/nyheter/forskerhjolnet/764258/fra_rekeskall_til_sarbehandling
- 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>
- Huenerlage, K. & Buchholz, F. (2015). Thermal limits of krill species from the high-Arctic Kongsfjord (Spitsbergen). *Marine ecology. Progress series (Halstenbek)*, 535, 89-98.
<https://doi.org/10.3354/meps11408>
- IPCC. (2015). *Climate change 2014: synthesis report* (Climate change 2014, Issue. Intergovernmental Panel on Climate Change.
- IPCC. (2023). *Climate Change 2023: synthesis report*. Intergovernmental Panel on Climate Change.
https://www.ipcc.ch/report/ar6/syr/downloads/report/IPCC_AR6_SYR_LongerReport.pdf
- Jelmert, A., Sandø, A. B., Frie, A. K. H., Bogstad, B., Grøsvik, B. E., Eriksen, E., Hallfredsson, E. H., Stenevik, E. K., Bagøien, E., Ottersen, G., Skaret, G., Höffle, H., Vee, I., Johansson, J., Jørgensen, L. L., McBride, M., Chierici, M., Dalpadado, P., Ingvaldsen, R. B., Lien, V. S., Høines, Å. S., Fransson, A., Sundfjord, A., von Quillfeldt, C., Lydersen, C., Hop, H., Strøm, H., Johnsen, H., Routti, H. A. I., Danielsen, I. K., Aars, J., Kovacs, K. M., Helgason, L. B., Itkin, M., Pavlova, O., Assmy, P., Descamps, S., Lind, S., Gerland, S., Skotte, G., Stene, K. O., Leiknes, Ø., Skjerdal, H. K., Jensen, H., Jensen, A. F., Green, N. W. & Lorentsen, S. H. (2020). *Status for miljøet i Barentshavet: Rapport fra Overvåkingsgruppen 2020*. Havforskningsinstituttet.
- Johannesen, E., Ingvaldsen, R. B., Bogstad, B., Dalpadado, P., Eriksen, E., Gjøsæter, H., Knutsen, T., Skern-Mauritzen, M. & Stiansen, J. E. (2012). Changes in Barents Sea ecosystem state, 1970–2009: climate fluctuations, human impact, and trophic interactions. *ICES journal of marine science*, 69(5), 880-889.
<https://doi.org/10.1093/icesjms/fss046>
- Kjørboe, T. & Hirst, A. G. (2014). Shifts in Mass Scaling of Respiration, Feeding, and Growth Rates across Life-Form Transitions in Marine Pelagic Organisms. *Am Nat*, 183(4), E118-E130. <https://doi.org/10.1086/675241>
- Klima- og miljødepartementet. (2021). Internasjonale klimaforhandlinger.
<https://www.regjeringen.no/no/tema/klima-og-miljo/klima/innsiktsartikler-klima/de-internasjonale-klimaforhandlingene/id2741333/?expand=factbox2741345>
- 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. *Proc Biol Sci*, 282(1814), 20151546-20151546.
<https://doi.org/10.1098/rspb.2015.1546>
- Lavigne, D. M. (2009). Harp Seal: *Pagophilus groenlandicus*. I W. F. Perrin, B. Würsig & J. G. M. Thewissen (Red.), *Encyclopedia of marine mammals* (2nd. utg., s. 542-546). Academic. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/B978-0-12-373553-9.00127-9>
- McBride, M. M., Dalpadado, P., Drinkwater, K. F., Godø, O. R., Hobday, A. J., Hollowed, A. B., Kristiansen, T., Murphy, E. J., Ressler, P. H., Subbey, S., Hofmann, E. E. & Loeng, H. (2014). Krill, climate, and contrasting future scenarios for Arctic and Antarctic fisheries. *ICES journal of marine science*, 71(7), 1934-1955.
<https://doi.org/10.1093/icesjms/fsu002>

- Moeller, L. F. & Riisgaard, H. U. (2007). Respiration in the scyphozoan jellyfish *Aurelia aurita* and two hydromedusae (*Sarsia tubulosa* and *Aequorea vitrina*): effect of size, temperature and growth. *Marine ecology. Progress series (Halstenbek)*, 330, 149-154. <https://doi.org/10.3354/meps330149>
- Mundim, K. C., Baraldi, S., Machado, H. G. & Vieira, F. M. C. (2020). Temperature coefficient (Q10) and its applications in biological systems: Beyond the Arrhenius theory. *Ecological modelling*, 431, 109127. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2020.109127>
- Møller, E. F., Maar, M., Jónasdóttir, S. H., Nielsen, T. G. & Tönnesson, K. (2012). The effect of changes in temperature and food on the development of *Calanus finmarchicus* and *Calanus helgolandicus* populations. *Limnology and oceanography*, 57(1), 211-220. <https://www.jstor.org/stable/26953994>
- Nicol, S. & Foster, J. (2016). The Fishery for Antarctic Krill: Its Current Status and Management Regime. I (s. 387-421) (*Advances in Polar Ecology*). Cham: Springer International Publishing. https://doi.org/10.1007/978-3-319-29279-3_11
- Nicol, S., Foster, J. & Kawaguchi, S. (2012). The fishery for Antarctic krill - recent developments. *Fish and fisheries (Oxford, England)*, 13(1), 30-40. <https://doi.org/10.1111/j.1467-2979.2011.00406.x>
- Nofima. (2017, 29.04.2022). *Kunnskap for næringsutvikling av snøkrabbe*. Nofima. <https://nofima.no/prosjekt/snowmap/>
- Norges Råfisklag. (2023). *Minstepris*. Råfisklaget. Hentet 03.05.2023 fra <https://www.rafisklaget.no/minstepris>
- Norges Sildesalgslag. (2023). *Fiskeri*. Norges Sildesalgslag. Hentet 04.05.2023 fra <https://www.sildelaget.no/no/fiskeri/>
- Patterson, K. (1992). Fisheries for small pelagic species: an empirical approach to management targets. *Reviews in fish biology and fisheries*, 2(4), 321-338. <https://doi.org/10.1007/BF00043521>
- Pedersen, T., Mikkelsen, N., Lindstrom, U., Renaud, P. E., Nascimento, M. C., Blanchet, M.-A., Ellingsen, I. H., Jorgensen, 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. <https://doi.org/https://doi.org/10.18710/5GT2UB>
- PINRO. (2018). *Temperature and salinity anomalies in the Kola section (0-200 m) (stations 3-7)*. Russian Federal Research Institute of Fisheries and Oceanography. <http://www.pinro.ru/labs/hid/kolsec22.php?lang=e>
- Pinsky, M. L., Worm, B., Fogarty, M. J., Sarmiento, J. L. & Levin, S. A. (2013). Marine Taxa Track Local Climate Velocities. *Science*, 341(6151), 1239-1242. <https://doi.org/doi:10.1126/science.1239352>
- Polovina, J. J. (1984). Model of a coral reef ecosystem. I. The ECOPATH model and its application to French Frigate Shoals. *Coral reefs*, 3(1), 1-11. <https://doi.org/10.1007/BF00306135>
- Quillfeldt, C. H. v. & Dommasnes, A. (2005). *Forslag til indikatorer og miljøkvalitetsmål for Barentshavet : rapport fra et delprosjekt under forvaltningsplanen for Barentshavet*. Havforskningsinstituttet. <http://hdl.handle.net/11250/113859>
- Stige, L. C., Kvile, K. Ø., Bogstad, B. & Langangen, Ø. (2018). Predator-prey interactions cause apparent competition between marine zooplankton groups. *Ecology*, 99(3), 632-641. <https://doi.org/10.1002/ecy.2126>

- Strand, E., Bagøyen, E., Edwards, M., Broms, C. & Klevjer, T. (2020). Spatial distributions and seasonality of four *Calanus* species in the Northeast Atlantic. *Progress in oceanography*, 185, 102344. <https://doi.org/10.1016/j.pocean.2020.102344>
- Sunnanå, K., Fossheim, M. & Olseng, C. D. (2010). *Forvaltningsplan Barentshavet - rapport fra overvåkingsgruppen 2010*. (Fisken og havet, særnr. 1b–2010.). <http://hdl.handle.net/11250/117004>
- Tacon, A. G. J., Hasan, M. R. & Metian, M. (2011). *Demand and supply of feed ingredients for farmed fish and crustaceans: trends and prospects*.
- Turchini, G. M., Ng, W.-K. & Tocher, D. R. (2010). *Fish Oil Replacement and Alternative Lipid Sources in Aquaculture Feeds*. Baton Rouge: CRC Press. <https://doi.org/10.1201/9781439808634>
- UiB. (2023). *Larvae Knowledge Incubator*. <https://lki.w.uib.no>
- Węśławski, J. M., Buchholz, F., Głuchowska, M. & Weydmann, A. (2017). Ecosystem maturation follows the warming of the Arctic fjords. *Oceanologia*, 59(4), 592-602. <https://doi.org/10.1016/j.oceano.2017.02.002>
- Zhou, S., Yin, S., Thorson, James T., Smith, Anthony D. M. & 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>

Appendiks

Tabell 1 Oversikt over de ulike artene i gruppene i modellen (Pedersen m. fl., 2021).

Gruppenr.	Navn på gruppe	Arter i gruppen
1	Isbjørn	<i>Ursus maritimus</i>
2	Vågehval	<i>Baleaenoptera acutorostrata</i>
3	Finnhval	<i>Balaenoptera physalus</i>
4	Blåhval	<i>Balaenoptera musculus</i>
5	Grønlandshval	<i>Balaena mysticetus</i>
6	Knølhval	<i>Megaptera novaeangliae</i>
7	Hvithval	<i>Delphinapterus leucas</i>
8	Narhval	<i>Monodon monoceros</i>
9	Delfiner	<i>Lagenorhynchus albirostris, Lagenorhynchus acutus</i>
10	Nise	<i>Phocoena phocoena</i>
11	Spekkhogger	<i>Orcinus orca</i>
12	Spermhval	<i>Physeter macrocephalus</i>
13	Grønlandssel	<i>Pagophilus groenlandicus</i>
14	Steinkobbe	<i>Phoca vitulina</i>
15	Havert	<i>Halichoerus grypus</i>
16	Ringsel	<i>Pusa hispida</i>
17	Storkobbe	<i>Erignathus barbatus</i>
18	Hvalross	<i>Odobenus rosmarus</i>
19	Havhest	<i>Fulmarus glacialis</i>
20	Krykkje	<i>Rissa tridactyla</i>
21	Andre måker og overflatespisere	<i>Larus argentatus, Larus canus, Larus fuscus, Larus hyperboreus, Larus marinus, Pagophila eburnean, Sterna paradisaea</i>
22	Alkekonge	<i>Alle alle</i>
23	Polarlomvi	<i>Uria lomvia</i>
24	Lomvi og alke	<i>Alca torda, Uria aalge</i>
25	Lunde	<i>Fratercula arctica</i>
26	Bentisk piskivore fugler	<i>Cepphus grille, Phalacrocorax aristotelis, Phalacrocorax carbo</i>
27	Bentisk inverterte fugler	<i>Polysticta stelleri, Somateria mollissima, Somateria spectabilis</i>
28	Håkjerring	<i>Somniosus microcephalus</i>
29	Nordøstarktisk torsk (3+)	<i>Gadus morhua</i>
30	Nordøstarktisk torsk (0-2)	<i>Gadus morhua</i>
31	Kysttorsk (2+)	<i>Gadus morhua</i>
32	Kysttorsk (0-1)	<i>Gadus morhua</i>

Forts. Tabell 1

Gruppenr.	Navn på gruppe	Arter i gruppen
33	Sei (3+)	<i>Pollachius virens</i>
34	Sei (0-2)	<i>Pollachius virens</i>
35	Hyse (3+)	<i>Melanogrammus aeglefinus</i>
36	Hyse (0-2)	<i>Melanogrammus aeglefinus</i>
37	Andre små torskefisk	<i>Gadiculus argenteus, Melangius merlangus, Trisopterus esmarkii</i>
38	Blåkveite > 45 cm	<i>Reinhardtius hippoglossoides</i>
39	Blåkveite > 45 cm	<i>Reinhardtius hippoglossoides</i>
40	Andre piskivor fisk	<i>Hippoglossus hippoglossus, Lophius piscatorius, Mova molva, Squalus acanthias</i>
41	Steinbit	<i>Anarhichas denticulatus, A. lupus, A. minor</i>
42	Hornkvabber	<i>Anisarchus medius, Leptoclinus maculatus, Lumpenus fabricii, Lumpenus lampretæformis</i>
43	Andre små bunndyrspisende fisk	<i>Lycodes vahlii, Lycodes seminudus, Lycodes polaris, Lycodes pallidus, Lycodes eudipleurostictus, Lycodes esmarkii, Lycodes reticulatus, Lycodes rossi, Eumicrotremus spinosus, Eumicrotremus derjugini, Cottunculus microps, Cottunculus sadko, Triglops murrayi, Triglops nybelini, Triglops pingelii, Gymnocanthus tricuspis, Icelus bicornis, Icelus spatula, Myoxocephalus scorpius, Artediellus atlanticus, Leptagonus decagonus, Liparis gibbus, Liparis fabricii, Careproctus reinhardti</i>
44	Andre store bunndyrspisende inverteerte fisk	<i>Amblyraja hyperborea, Bathyrāja spinicauda, Brosme brosmæ, Chimaera monstrosa, Dipturus batis, Dipturus lineatus, Etmopterus spinax, Macrourus berglax, Rajella fyllae</i>
45	Kloskate	<i>Amblyraja radiata</i>
46	Gapeflyndre	<i>Hippoglossoides platessoides</i>
47	Andre bunndyrspisende flatfisk	<i>Glyptocephalus cynoglossus, Limanda limanda, Liopsetta glacialis, Platichys flesus, Pleuronectes platessa, Microstomus kitt</i>
48	Stor sild	<i>Clupea harengus</i>
49	Små sild	<i>Clupea harengus</i>
50	Lodde (3+)	<i>Mallotus villosus</i>

Forts. Tabell 1

Gruppenr.	Navn på gruppe	Arter i gruppen
51	Lodde (0-2)	<i>Mallotus villosus</i>
52	Polartorsk (2+)	<i>Boreogadus saida</i>
53	Polartorsk (0-1)	<i>Boreogadus saida</i>
54	Kolmule	<i>Micromesistius poutassou</i>
55	Sil	<i>Ammodytes marinus</i>
56	Andre pelagiske planktivor fisk	<i>Arctozenus risso</i> , <i>Argentina silus</i> , <i>Benthoosema glaciale</i> , <i>Maurolicus muelleri</i>
57	Rognkjeks	<i>Cyclopterus lumpus</i>
58	Makrell	<i>Scomber scombrus</i>
59	Stor uer	<i>Sebastes mentella</i> , <i>Sebastes norvegicus</i>
60	Små uer	<i>Sebastes mentella</i> , <i>Sebastes norvegicus</i>
61	Atlantehavs laks	<i>Salmo salar</i>
62	Blekkspruter	<i>Gonatus fabricii</i> , <i>Rossia palpebrosa</i>
63	Stormaneter	<i>Aurelia aurita</i> , <i>Cyanea capillata</i>
64	Pilormer	<i>Eukrohnia hamata</i> , <i>Parasagitta elegans</i>
65	Små krill	<i>Thysanoessa inermis</i> , <i>T. longicaudata</i> , <i>T. raschii</i>
66	Stor krill	<i>Meganctiphanes norvegica</i>
67	Kammaneter	<i>Beroe cucumis</i> , <i>Bolinopsis infundibulum</i> , <i>Mertensia ovum</i>
68	Pelagiske amfipoder	<i>Themisto abyssorum</i> , <i>T. libellula</i> ,
69	Sympagisk amfipoder	<i>Apherusa glacialis</i> , <i>Gammarus wilkitzkii</i> , <i>Onismus glacialis</i> , <i>Onismus nanseni</i>
70	Pteropoda (vingesnegl)	<i>Clione limacine</i> , <i>Limacina helicina</i>
71	Medium kopepoder	<i>Calanus finmarchicus</i> , <i>Metridia spp.</i>
72	Store calanoida	<i>Calanus glacialis</i> , <i>C. hyperboreus</i>
73	Små kopepoder	<i>Microsetella norvegica</i> , <i>Microcalanus spp.</i> , <i>Oithona spp.</i> , <i>Pseudocalanus spp.</i>
74	Andre store dyreplankton	Cladocera, meroplankton, pelagic foraminifera, pelagic polychaetes
75	Larvesekkdyr	<i>Fritillaria borealis</i> , <i>Oikopleura vanhoeffeni</i>
76	Flimmerdyr	Oligotrichia, Tintinnidae, <i>Mesodinium rubrum</i>
77	Dinoflagellater	
78	Heterotrofe nanoflagellater	
79	Dypvannsreke	<i>Pandalus borealis</i>

Forts. Tabell 1

Gruppenr.	Navn på gruppe	Arter i gruppen
80	Crangonidae reke	<i>Bythocaris biruli</i> , <i>Bythocaris payeri</i> , <i>Eualus gaimardii gaimardii</i> , <i>Eusergestes arcticus</i> , <i>Hymenodora glacialis</i> , <i>Lebbeus polaris</i> , <i>Pasiphaea multidentata</i> , <i>Pasiphaea tarda</i> , <i>Pontophilus norvegicus</i> , <i>Sabinea sarsii</i> , <i>Sabinea septemcarinata</i> , <i>Sclerocrangon boreas</i> , <i>Sclerocrangon ferox</i> , <i>Spirontocaris liljeborgii</i> , <i>Spirontocaris spinus</i>
81	Andre store krepsdyr	<i>Hyas Alalanus</i> , <i>Hyas coarctatus</i> , <i>Pagurus bernhardus</i> , <i>Pagurus pubescens</i> , <i>Lithodes maja</i> , <i>Munida sarsi</i>
82	Snøkrabbe	<i>Chionoecetes opilio</i>
83	Kongekrabbe (stor)	<i>Paralithodes camtschaticus</i>
84	Kongekrabbe (medium)	<i>Paralithodes camtschaticus</i>
85	Kongekrabbe (liten)	<i>Paralithodes camtschaticus</i>
86	Sjøliljer	<i>Bathycrinus carpenterii</i> , <i>Heliometra glacialis</i> , <i>Poliometra proluxa</i>
87	Predator sjøstjerner	<i>Asterias rubens</i> , <i>Crossaster papposus</i> , <i>Leptasterias muelleri</i> , <i>Solaster endeca</i> ,
88	Predator snegler	<i>Buccinum spp.</i> , <i>Colus sabini</i> , <i>Cryptonatica affinis</i> , <i>Euspira pallida</i> , <i>Neptunea antiqua</i> , <i>Neptunea despecta</i>
89	Predator flerbørstemarkere	<i>Eunoe oerstedii</i> , Lumbrineridae, <i>Nephtys spp.</i> , <i>Nereis zonata</i> , <i>Scoloplos armiger</i> , Polynoidae, Phyllodocida
90	Andre predator bentiske invertebrater	Gorgonacephalidae, Hydrozoa, Nemertini, Priapulidae, Pycnogonidae, predatory Anthozoa
91	Detritivore flerbørstemarkere	<i>Ampharetidae</i> , <i>Amphicteis ninonae</i> , <i>Capitella capitata</i> , Cirratulidae, <i>Cossura longocirrata</i> , <i>Maldane spp.</i> , <i>Myriochele oculata</i> , <i>Ophelina acuminata</i> , <i>Owenia fusiformis</i> , <i>Pectinaria spp.</i> , Sabellidae, <i>Spiochaetopterus typicus</i> , Terebellidae, <i>Laonice cirrata</i> , <i>Travisia forbesi</i>
92	Små bentiske krepsdyr	<i>Balanus balanus</i> , <i>Balanus crenatus</i> , <i>Verruca stroemia</i> , benthic amphipods, Cumacea, Isopoda, Mysidae

Forts. Tabell 1

Gruppenr.	Navn på gruppe	Arter i gruppen
93	Små bentiske bløtdyr	Small bivalves < 30 mm adult size (<i>Axinopsida orbiculata</i> , <i>Liocyma fluctusa</i> , <i>Margarites</i> sp., <i>Modiolula phaseolina</i> , <i>Nucula</i> sp., <i>Parvicardium minimum</i> , <i>Thyasira dunbari</i> , <i>Yoldiella</i> sp.), <i>Caudofoveata</i> , <i>Polyplacophora</i> , <i>Scaphopoda</i> , <i>Gibbula cineraria</i> , <i>Littorina obtusata</i> , <i>Patella vulgata</i> , <i>Testudinalia testudinalis</i> , <i>Velutina</i> sp.
94	Store muslinger	<i>Arctica islandica</i> , <i>Astarte</i> spp., <i>Bathyarca</i> sp., <i>Chlamys islandica</i> , <i>Clinocardium ciliatum</i> , <i>Hiatella arctica</i> , <i>Macoma calcarea</i> , <i>Mya truncata</i> , <i>Mya arenaria</i> , <i>Modiolus modiolus</i> , <i>Musculus niger</i> , <i>Nuculana pernula</i> , <i>Portlandia arctica</i> , <i>Pseudamussium peslutrae</i> , <i>Serripes groenlandicus</i> , <i>Similipecten greenlandicus</i> , <i>Yoldia hyperborea</i>
95	Detritivore pigghuder	<i>Amphiura sundevalli</i> , <i>Ctenodiscus crispatus</i> , <i>Cucumaria frondosa</i> , <i>Henricia</i> sp., <i>Molpadia borealis</i> , <i>Ophiacantha bidentata</i> , <i>Ophiopholis aculeate</i> , <i>Ophioscolex glacialis</i> , <i>Ophiocten sericeum</i> , <i>Ophiura sarsi</i> , <i>Parastichopus tremulus</i> , <i>Pontaster tenuispinus</i> , <i>Strongylocentrotus pallidus</i> , <i>Strongylocentrotus droebachiensis</i>
96	Stor epibentiske suspensjonsspisere	<i>Ascidia</i> , <i>Brachiopoda</i> , <i>Bryozoa</i> , <i>Porifera</i>
97	Andre bentiske invertebrater	<i>Echiura</i> , <i>Golfingia</i> sp., <i>Sipunculida</i> ,
98	Meiofauna	Harpacticoid copepods, <i>Nematoda</i>
99	Bakterier	
100	Bentiske poredyr	
101	Kieselalger	<i>Chaetoceros</i> spp., <i>Navicula</i> spp., <i>Thalassiosira</i> spp.
102	Autotrofe flagellater	<i>Emiliana huxleyi</i> , <i>Phaeocystis pouchetii</i>
103	Isalger	<i>Melosira arctica</i> , <i>Nitzschia frigida</i>

Forts. Tabell 1

104	Makroalger	<i>Acrosiphonia flagellata</i> , <i>Alaria esculenta</i> , <i>Ascophyllum nodosum</i> , <i>Chorda filum</i> , <i>Devaleraea ramentacea</i> , <i>Desmarestia aculeata</i> , <i>Fucus distichus</i> , <i>Fucus serratus</i> , <i>Fucus vesiculosus</i> , <i>Laminaria hyperborea</i> , <i>Laminaria digitata</i> , <i>Odonthalia dentata</i> , <i>Phycodrys rubens</i> , <i>Polysiphonia lanosa</i> , <i>Ptilota serrata</i> , <i>Saccharina latissima</i> , <i>Saccorhiza dermatodea</i> , <i>Ulva intestinalis</i>
105	Døde kadaver	
106	Detritus pelagisk	
107	Detritus isalger	
108	Fiskeavfall	

Ligninger benyttet for temperaturresponskurver for bioenergetisk modell «Kitchellkurver» for *M. norvegica* og *T. inermis*:

Formel 1

$$Z1 = \ln Q(T_{max} - T_{opt})$$

Formel 2

$$Y = \ln Q(T_{max} - T_{opt} + 2)$$

Formel 3

$$X = \left(Z^2 * \left(1 + \left(1 + \frac{40}{Y} \right)^{0.5} \right)^2 \right) * 400^{-1}$$

Formel 4

$$X2 = \frac{T_{max} - T}{T_{max} - T_{opt}}$$

Formel 5

$$\text{Temperaturresponskurve } (Tv) = X2^x * \text{eksp}(X * (1 - X2))$$

