

Klimapåvirkning på viktige kystvannsarter



RAPPORT

Hovedkontor

Økernveien 94
0579 Oslo
Telefon (47) 22 18 51 00

NIVA Region Sør

Jon Lilletuns vei 3
4879 Grimstad
Telefon (47) 22 18 51 00

NIVA Region Innlandet

Sandvikaveien 59
2312 Ottestad
Telefon (47) 22 18 51 00

NIVA Region Vest

Thormøhlensgate 53 D
5006 Bergen
Telefon (47) 22 18 51 00

NIVA Danmark

Njalsgade 76, 4. sal
2300 København S, Danmark
Telefon (45) 39 17 97 33

Internett: www.niva.no

Tittel Klimapåvirkning på viktige kystvannarter	Løpenummer 7773-2022	Dato 03.10.2022
Forfatter(e) Trond Kristiansen, Kristina Øie Kvile, Magnus Aune, Jenny Jensen, Richard Garth James Bellerby, Solrun Figenschau Skjellum og Gabrielle Hairabedian	Fagområde Klima	Distribusjon Åpen
	Geografisk område Norge	Sider 74 + appendiks

Oppdragsgiver(e) Miljødirektoratet	Kontaktperson hos oppdragsgiver Ida Egge Johnsen Marianne Olsen
Oppdragsgivers utgivelse: Miljødirektoratet rapport M-2344 I 2022	Utgitt av NIVA Prosjektnummer 210301

Vi beskriver statistisk nedskalering av det marine fysisk-biologiske klimaet for norskekysten under tre klimagassutslipp-scenarioer (SSP1-2.6, SSP2-4.5, SSP5-8.5). Resultatene inngår i beregningene for fremtidig habitatskvalitet for fem utvalgte marine arter langs norskekysten: kysttorsk, kongekrabbe, Atlantisk laks, stortare og drøbakkråkebolle. Resultatene indikerer at kongekrabbe vil hovedsakelig finnes i Nord-Norge, men habitatkvalitet vil synke frem til 2100. Kysttorsk vil kunne finnes langs hele norskekysten frem mot år 2100, men en nedgang i habitatkvalitet forventes uavhengig av klimascenario. For Atlantisk laks vil økte havtemperaturer gi redusert habitatskvalitet, men uavhengig av klimascenario vil kystsonen forbli egnet habitat. Habitatkvaliteten for stortare forventes å holde seg stabil i sørlige kystområder og øke i nordlige områder, men med en sterkere økning i temperatur mot slutten av århundret kan vi forvente nedgang eller lokal utryddelse i Sør-Norge avhengig av scenario. Habitatet for drøbakkråkebolle vil holde seg stabilt under utslippsscenarioene SSP1-2.6 og SSP2-4.5, men under SSP5-8.5 vil forsuring føre til sterk reduksjon i utbredelse. Disse resultatene kan gi forvaltningen bedre innsyn i hvordan kystsonen vil påvirkes forskjellig fra de åpne havområdene. En mer helhetlig tilnærming til forvaltning av kystsonen og havområdene vil kunne gi bedre mulighet til å fange opp endringer som skyldes klima og innføre tiltak som kan begrense den negative effekten av klimaendringer. Dette kan inkludere bærekraftig fiskeriforvaltning og opprettelse av marine verneområder.

Fire emneord	Four keywords
1. Habitatsvurdering	1. Habitat assessment
2. Klimasårbarhetsanalyse	2. Climate vulnerability analysis
3. Klimamodellering	3. Climate modelling
4. Artsutbredelse	4. Species distribution

Denne rapporten er kvalitetssikret iht. NIVAs kvalitetssystem og godkjent av:

Trond Kristiansen
Prosjektleder/Hovedforfatter

Solrun Figenschau Skjellum
Kvalitetssikrer

Andrew Luke King
Forskningsleder

ISBN 978-82-577-7509-4
NIVA-rapport ISSN 1894-7948

© Norsk institutt for vannforskning og Miljødirektoratet. Publikasjonen kan siteres fritt med kildeangivelse.

Klimapåvirkning på viktige kystvannsarter

Klimamodellering og habitatsvurdering

Forord

På oppdrag fra Miljødirektoratet har NIVA analysert det marine fysisk-biologiske klimaet for norskekysten under tre klimascenarioer og vurdert klimaendringenes betydning for fem utvalgte arter langs hele norskekysten. Oppdraget er et innspill til oppdatering av det faglige grunnlaget for de norske havforvaltningsplanene og er en oppfølging av Meld. St. 20 (2019–2020), Helhetlige forvaltningsplaner for de norske havområdene — Barentshavet og havområdene utenfor Lofoten, Norskehavet, og Nordsjøen.

Oppdraget er gjennomført som en sårbarhetsanalyse basert på en statistisk nedskalering av globale klimamodeller for hele norskekysten og en vurdering av egnet habitat for artene. En slik nedskalering har ikke tidligere vært gjort for kystsonen av Norge.

Prosjektet har vært et spennende og krevende nybrottsarbeid og har vært gjennomført som et forsknings- og utredningsoppdrag. Arbeidet har vært ledet av NIVA, men gjennomført i samarbeid med Akvaplan-niva. Akvaplan-niva har vært ansvarlig for habitatsvurderinger for kysttorsk, atlantisk laks og kongekrabbe. I arbeidet har vi også fått verdifulle innspill fra en rekke eksterne eksperter fra andre organisasjoner. Vi vil spesielt takke alle som deltok på NIVAs workshop i februar 2022 inkludert Dr. Nina Bednaršek, National Institute of Biology, Slovenia, Dr. Ben Laurel, Alaska Fisheries and Science Center, National Oceanic and Atmospheric Administration, USA og Dr. Ann Merete Hjelset og Dr. Svein Sundby, Havforskningsinstituttet, Bergen. Vi vil også takke Camilla With Fagerli, NIVA, Oslo og Dr. Sten Siikavuopio fra Nofima, samt Actea Inc (actea.earth) for tilgang på statistisk programvare.

Oslo, 30. september, 2022

Trond Kristiansen

Innholdsfortegnelse

1	Introduksjon.....	10
2	Klimapåvirkning i det marine miljø.....	11
3	Metode	12
3.1	Valg av global klimamodell og scenarioer	12
3.2	Metode for nedskalering av kystsonen	13
3.2.1	Statistisk nedskalering.....	13
3.3	Valg av indikatorer	14
3.4	Habitatsvurdering	15
3.4.1	Habitat for marine arter	15
3.4.2	Aerobisk vekst-indeks (AGI).....	16
4	Resultater og diskusjon.....	19
4.1	Status for utvalgte arter.....	19
4.2	Kysttorsk (<i>Gadus morhua</i>)	19
4.2.1	Dagens utbredelse.....	19
4.2.2	Tilstand	20
4.3	Kongekrabbe (<i>Paralithodes camtschaticus</i>)	21
4.3.1	Dagens utbredelse.....	21
4.3.2	Tilstand	22
4.4	Atlantisk laks (<i>Salmo salar</i>)	22
4.4.1	Dagens utbredelse.....	22
4.4.2	Tilstand	23
4.5	Stortare (<i>Laminaria hyperborea</i>)	24
4.5.1	Dagens utbredelse.....	24
4.5.2	Tilstand	26
4.6	Drøbakkråkebolle (<i>Strongylocentrotus droebachiensis</i>).....	26
4.6.1	Dagens utbredelse.....	26
4.6.2	Tilstand	27
5	Statistisk nedskalering av norskekysten	29
5.1	Tidsserier av de årlige fysiske og biologiske endringene	29
5.2	Sør-Norge	30
5.3	Vest-Norge	31
5.4	Midt-Norge	32
5.5	Nord-Norge	33
5.6	Kart over de sesongmessige fysiske og biologiske endringene	34
6	Fremtidig habitatsanalyse.....	44
6.1	Kysttorsk	45
6.2	Kongekrabbe	47
6.3	Atlantisk laks (<i>Salmo salar</i>)	49
6.4	Stortare (<i>Laminaria hyperborea</i>)	51
6.5	Drøbakkråkebolle (<i>Strongylocentrotus droebachiensis</i>).....	53

6.6	AGI-tidsserier	55
7	Økosystemprosesser og scenarioer	60
7.1	Usikkerhet i framtidige klimautslipp.....	60
7.2	Usikkerhet i metodikk og økosystemprosesser	61
7.3	Betydning for havforvaltningsplanene	62
8	Konklusjon	63
8.1	Fysiske og biologiske endringer	63
8.2	Habitatsvurdering for utvalgte arter.....	63
8.3	Usikkerhet og betydning for resultatene.....	65
9	Referanser.....	66
Appendiks A: Plot av AGI anomalier		75
	Kysttorsk.....	75
	Kongekrabbe	78
	Atlantisk laks (<i>Salmo salar</i>)	81
	Stortare (<i>Laminaria hyperborea</i>)	84
	Drøbakkråkebolle (<i>Strongylocentrotus droebachiensis</i>).....	87
Appendiks B. Fysiske anomalier		90
	Temperatur (°C).....	90
	Overflate (5 m).....	90
	Overflate (25 m).....	93
	Bunn 97	
	Salinitet	100
	Overflate (5 m).....	100
	Overflate (25 m).....	103
	Bunn 107	
	Oksygen (ml/L)	110
	Overflate (5 m).....	110
	Overflate (25 m).....	113
	Bunn 117	
	pH 120	
	Overflate (5 m).....	120
	Overflate (25 m).....	123
	Bunn 127	
	Klorofyll (mg/m ³)	130
	Overflate (5 m).....	130
	Overflate (25 m).....	133
	Bunn 137	

Sammendrag

På oppdrag fra Miljødirektoratet har vi vurdert hvordan klimaendringene påvirker det fysiske-biologiske klimaet langs norskekysten, samt hva endringene betyr for habitat og tilstand for fem arter som er viktige marine ressurser som er viktig for økosystemet, regional og nasjonal økonomi, historiske og kulturelle tradisjoner og matsikkerhet. Disse artene er atlantisk laks, kysttorsk, kråkebolle, stortare og kongekrabbe. Kongekrabbe er en introdusert art i vår kystsone.

Arters respons til klimaendringer

Klimaendringene har og forventes framover å ha vesentlig påvirkning på marine økosystemer i Norge. Globalt har gjennomsnittstemperaturen allerede økt med 1,1 grader, men øker raskere over land enn i havet. For 2011-2020 var økningen fra 1850-1990 i snitt 1,09 °C med 1,59 grader på land og 0,88 grader i havet (IPCC, 2022). Den norske kystsonen er utsatt for stort press. Generelt sett er effektene av klimaendringer i kystsonen svært komplekse og skaper endring i de marine økosystemene på toppen av andre mer lokale påvirkningsfaktorer.

Når temperaturen i vann øker, reduseres mengden oksygen som kan oppløses, noe som er negativt for marine arter som er avhengig av oksygen for respirasjon. Temperaturøkning vil også øke den metabolske raten (hvor mye energi som benyttes per tidsenhet) for marine arter, noe som fører til økt behov for inntak av mat. Dette energibehovet kan kompenseres ved å endre adferden slik at mer tid benyttes til å lete etter mat, noe som igjen kan føre til økt dødelighet via predasjon. Marine arter er sårbare når den kombinerte temperaturøkningen og reduksjonen i oksygen blir for stor til at endringene kan møtes gjennom adferd. Dette kan føre til at arter dør ut i visse områder eller at de flytter til områder som har lavere temperatur og bedre oksygenforhold. Potensielle nye habitatsområder begrenses av de miljømessige forholdene slik som øvre og nedre grenser for temperatur samt tilgangen på mat/byttedyr. Dersom disse forholdene er innenfor tålegrensene for en art vil det føre til vekst og overlevelse og muligheten for endring av artens utbredelse. De miljømessige begrensningene for hva en art kan tåle slik som minimum og maksimum salinitet, temperatur, og pH varierer fra art til art og også mellom populasjoner eller stammer innenfor den samme arten.

Vår tilnærming

Vi har vurdert hvordan klimaendringene vil påvirke fysiske og biologiske forhold langs norskekysten ved statistisk nedskalering av de tre globale klimascenariene SSP1-2.6 (lave utslipp), SSP2-4.5 (middels utslipp) og SSP5-8.5 (veldig høye utslipp). Disse scenariene er valgt for å være konsistent med havmodelleringen gjort av Havforskningsinstituttet. Vi har nedskalert temperatur, oksygen, salinitet, pH og partielt overflatetrykk for CO₂ og brukt de fire første til å vurdere hvorvidt framtidig habitat er egnet for de utvalgte artene. Habitatsvurderingen er basert på en kartlegging av historisk utvikling og dagens habitat for disse artene. Kombinasjonen av hvordan endringer i oksygen og temperatur endrer de metabolske kostnadene og muligheten for vekst, samt hvordan tålegrensene for temperatur, salinitet og pH begrenser den romlige utbredelsen av en art, gir oss muligheten til å beregne habitat for hvor en art vil kunne overleve i fremtiden. Deretter har egnethet i framtidige habitater blitt vurdert ved hjelp av en aerobisk vekst-indeks (AGI-indeks) som beregner oksygenbehovet og vekstpotensialet for en bestemt art ved en gitt temperatur og ubegrenset med mat. Vi har benyttet samme øvre og nedre tålegrense for en art for hele norskekysten. Grensene ble bestemt basert på observasjoner av dagens utbredelse, litteraturstudier og ekspertvurderinger fra blant annet Havforskningsinstituttet, National Oceanic and Atmospheric Administration, National Institute of Biology, Nofima og NIVA. En AGI-indeks på 0 tilsier at habitatet ikke er egnet, mens egnethet øker med økende verdi.

Forventede klimaendringer langs norskekysten

For norskekysten vil forventede klimaendringer i løpet av det 21. århundre resultere i en betydelig oppvarming og forsuring, med høyere trender jo større klimagassutslippene er. Avhengig av hvor langt nord man befinner seg vil gjennomsnittstemperaturen i overflaten øke fra dagens verdi på 6,5-9 til 11-13 °C under SSP5-8.5, 9-11 °C for SSP2-4.5, mens for SSP1-2.6 er endringen begrenset til 8.5-10.5 °C. For havbunnen øker temperaturen med opp til 3,5 °C fra dagens gjennomsnitt på cirka 5,5-7,5 °C avhengig av scenario. Økende temperatur gjør at mindre oksygen kan oppløses i vannet. For norskekysten finner vi en synkende trend i totalt oppløst oksygen, men verdiene er forventet å forbli over 5,5 ml/L i alle regioner. Global middelværdi er i dag 5,2-6,0 ml/L. Oksygentilgangen forventes derfor ikke å bli en begrensning i norske farvann fram til 2100.

Relativt til dagens middelværdi observeres de største endringene for både temperatur og oksygen langs kysten i Nord-Norge. Eksempelvis er oksygen forventet å synke med opptil 0,6-0,7 ml/L. At de største endringene er i nord, gjenspeiler trender man ser i de globale klimavurderingene (IPCC, 2022). Forsuringen vil øke for hele norskekysten, spesielt under SSP5-8.5, og med størst reduksjon i pH i Sør-Norge. For pH er det relativt store forskjeller på tvers av scenarier. SSP5-8.5-scenariet ville føre til veldig lave verdier frem mot år 2100, noe som vil være skadelig for mange marine arter slik som de tidlige livsstadier for kysttorsk, for kongekrabbe og for drøbakkråkebolle.

Forventede endringer for utvalgte arter

Endringene i det fysiske miljøet langs norskekysten vil føre til endringer i utbredelsen av en rekke marine arter, inkludert for de utvalgte artene kysttorsk, laks, kongekrabbe, stortare og drøbakkråkebolle. Beregninger for kongekrabbe viser at arten vil finnes hovedsakelig i Nord-Norge, men selv i Nord-Norge vil nedgangen i habitatkvalitet synke frem mot 2100 uavhengig av hvilket klimascenario som blir lagt til grunn. Beregningene for kysttorsk antyder at arten vil finne habitat av god kvalitet langs hele norskekysten gjennom hele perioden frem mot år 2100, men at en gradvis, gjennomgående nedgang i habitatkvalitet forventes uavhengig av hvilket scenario som legges til grunn. De beste habitatforholdene for kysttorsk vil bli å finne i Nord-Norge da de fysiske forholdene i fremtiden vil være innenfor toleransegrensene for denne arten, mens i andre deler av landet vil temperaturene bli for høye. På samme måte som at en temperaturøkning i vannmassene kan antas å påvirke kysttorskens habitatkvalitet negativt, kan altså også en nedgang i oksygenkonsentrasjon i vannmassene antas å påvirke kysttorskens habitatkvalitet negativt. Gitt den dokumenterte nedgangen i oksygenkonsentrasjon i norske kystfarvann i perioden 1927-1993 (Johannessen & Dahl 1996), er dette en faktor som for fremtiden bør overvåkes i sammenheng med kysttorskens mengde og utbredelse.

For Atlantisk laks vil de økte havtemperaturene lede til en reduksjon i kvalitet av kystnære habitat, men kystsonen vil forbli egnet habitat uavhengig av klimascenario. Atlantisk laks opplever habitatforandringer i alle miljøer der den oppholder seg på sin vandring mellom elv og hav, og det er for fremtiden viktig å knytte sammen ferskvann, kyst og hav for å fullstendig forstå hvordan arten vil bli påvirket av klimaendringer. Basert på temperaturpreferanse er utbredelsen av stortare forventet å holde seg stabilt i sørlige kystområder og øke noe i nordlige områder de kommende tiårene. Men med en sterkere økning i temperatur mot slutten av århundret kan vi forvente henholdsvis nedgang eller lokal utryddelse i Sør-Norge i utslippsscenarioene SSP2-4.5 og SSP5-8.5. Drøbakkråkebollen er generelt robust i møte med klimaendringene på den romlige skala som nedskaleringene er gjort, og beregningene tyder på at artens habitat vil holde seg stabilt under utslippsscenarioene SSP1-2.6 og SSP2-4.5. Men dersom SSP5-8.5 blir virkelighet, kan vi forvente en kraftig nedgang og til slutt lokal

utrydning av arten langs hele norskekysten etter 2070, hovedsakelig pga. den sterke reduksjonen i pH og oppvarming.

Overordnet betydning for forvaltningen

Ved å nedskalere en rekke klimamodeller kan vi analysere fremtidens klima for den norske kystlinjen. Usikkerheten på tvers av modellene og på tvers av klimascenarier er representert i figurene.

Den største usikkerheten knyttet til klimaendringene, ligger imidlertid i hvilken utvikling vi får i klimagassutslippene. Ifølge Climate Action Tracker (CAT, 2022), vil landenes oppdaterte mål trolig gi 2,1°C dersom de implementeres fullt ut og i beste fall 1,8 °C. Dette samsvarer med SSP1-2.6, som er det laveste scenarioet vi har inkludert, men det er knyttet stor usikkerhet til om landene vil oppfylle sine innmeldte mål. Med utgangspunkt i Norges «føre-var-prinsipp», er det i klimatilpasningsmeldingen¹ nedfelt at norsk forvaltning skal planlegge basert på et høyt scenario, som så langt har vært tolket som det øverste scenarioet vi har inkludert. Scenarioene vi har brukt gir dermed et mulig bilde av de fysiske og biologiske utfordringene det marine miljøet kan møte i spennet mellom landenes mål og norske prinsipper for klimatilpasningsplanlegging. Dersom landene skulle klare å følge oppfordringen fra COP26 om å øke sine samlede ambisjoner til 1,5 grad og lykkes med det, vil endringene bli mindre enn beskrevet her.

Habitatsvurderinger er basert på de langsiktige klimatrendene vi kan forvente langs norskekysten. Stokastiske hendelser som f.eks. hetebølger, kortsiktig og lokal havforsuring og lave oksygenhendelser og kystflom, er fortsatt ikke inkludert i klimamodellene. Slike hendelser vil være en tilleggsutfordring for artene. Dette taler for å legge til grunn et høyere scenario i planleggingen. Oppdraget har fokusert på utvalgte klimavariabler og forutsatt av metodiske hensyn at mat er tilgjengelig. I realiteten kan klimaendringer også medføre begrenset tilgang på mat grunnet forskyvninger i naturlige prosesser eller vandring av arter. Analyser gir derimot et første inntrykk av klimasensitive områder som bør undersøkes nærmere gjennom mer lokale, detaljerte holistiske økosystemprosjekter for å forstå bedre hvordan et lokalt område vil endres i møte med klimaendringene.

I sum gir disse resultatene forvaltningen bedre innsyn i hvordan kystsonen vil påvirkes forskjellig fra de åpne havområdene. En mer helhetlig tilnærming til forvaltning av kystsonen og havområdene vil kunne gi bedre mulighet til å fange opp endringer som skyldes klima og innføre tiltak som kan begrense den negative effekten. For eksempel kan nevnes muligheten for å redusere høsting av marine ressurser når endringer i habitat, utbredelse og biomasse for en art er negative som følge av endringer i miljøet, strategisk bærekraftig fiskeriforvaltning og opprettelse av marine verneområder.

¹ Meld. St. 33 2012–2013

Summary

Title: Climate assessment of key coastal zone marine species of Norway

Year: 2022

Author(s): Trond Kristiansen, Kristina Øie Kvile, Magnus Aune, Jenny Jensen, Richard Garth James Bellerby, Solrun Figenschau Skjellum, and Gabrielle Hairabedian

Source: Norwegian Institute for Water Research, ISBN 978-82-577-7509-4

This report describes key results from a statistical downscaling of the marine physical and biological climate for the Norwegian coast under three different scenarios of greenhouse gas emissions (SSP1-2.6, SSP2-4.5, SSP5-8.5). These climate projections are then used to quantify future habitat extent and quality for select marine species, which are important for ecosystems and commercial fisheries along the Norwegian coast, including coastal cod, king crab, salmon, tangle kelp and sea urchin.

Results indicate that the changes in the physico-chemical environment along the Norwegian coast will have both negative and positive consequences for the distribution of the key species. Habitat quality and extent estimates indicate that king crab will be found mainly in northern Norway, but habitat quality will decline through 2100, and any southward movement will become unlikely because conditions will not support species needs. Coastal cod will be able to find suitable habitat along the entire Norwegian coast throughout the study period, but habitat quality is expected to decrease in all climate scenarios. For Atlantic salmon, increased ocean temperatures will lead to a reduction in coastal habitat, but the coastal zone will remain suitable habitat. Tangle kelp habitat is likely to remain stable in southern coastal areas and increase in northern areas in the coming decades. With stronger increases in ocean temperature towards the end of the century, though, there may be decreases in extent or localized extinctions of tangle kelp in southern Norway, depending on the scenario. The habitat for sea urchins will remain stable under emission scenarios SSP1-2.6 and SSP2-4.5. However, under SSP5-8.5, ocean acidification and warming will lead to a strong reduction in habitat suitability.

In summary, these findings provide improved insight into how coastal systems will respond to climate change and how habitats will change for key coastal species. This information can inform improved management strategies such as controlled and sustainable harvesting, marine protected areas and coastal restoration.

1 Introduksjon

På oppdrag fra Miljødirektoratet har NIVA analysert klimaendringenes betydning for fem utvalgte arter langs hele norskekysten. Disse artene er kysttorsk, kongekrabbe, atlantisk laks, stortare og drøbakkråkeboller. Denne sårbarhetsanalysen bygger på en statistisk nedskalering av globale klimamodeller for hele norskekysten og en vurdering av egnet habitat for artene. Oppdraget er et innspill til oppdatering av det faglige grunnlaget for de norske havforvaltningsplanene.

Havforvaltningsplanene er et sentralt verktøy i forvaltning av de tre norske havområdene, Barentshavet og Lofoten, Norskehavet og Nordsjøen og Skagerrak. Arbeidet styres av den interdepartementale styringsgruppen for helhetlig forvaltning av norske havområder, som ledes av Klima- og miljødepartementet. Det faglige grunnlaget for havforvaltningsplanene utarbeides av to rådgivende faggrupper: Faglig forum for helhetlig og økosystembasert forvaltning av norske havområder (Faglig forum) og Gruppen for overvåking av de marine økosystemene (Overvåkingsgruppen). Miljødirektoratet leder og er sekretariat for Faglig forum som har ansvar for å utarbeide det samlede faglige grunnlaget for oppdateringer og revideringer av forvaltningsplanene, mens Havforskningsinstituttet leder Overvåkingsgruppen.

Våren 2020 la Regjeringen fram den første helhetlige forvaltningsplanen som omfatter alle de tre havområdene, som melding til Stortinget (Meld. St. 20 (2019–2020)). Ett av Regjeringen-vil-punktene i Stortingsmeldingen var å «gjennomføre, som del av forvaltningsplanarbeidet, en risikoanalyse for de norske havområdene om direkte og indirekte virkninger av klimaendringer på marine økosystemer og eventuelt andre hensyn under ulike utslippsscenarioer». I etterkant av stortingsbehandlingen har styringsgruppa utvidet oppdraget til å inkludere kystsonen i tillegg til havområdene. Miljødirektoratet har ansvar for å få gjennomført risikoanalysen.

Dette oppdraget gjelder modellering av kystsonen. Havforskningsinstituttet har ansvar for havmodelleringen. Det har vært viktig for helheten at hav- og kystmodelleringen utføres med like rammer der dette er relevant. Ettersom havmodelleringen ble igangsatt først, har dette lagt flere føringer for kystmodelleringen, blant annet for valg av scenarioer.

Oppdragets rammer har ikke tillatt en full risikoanalyse etter modell av eksempelvis FNs klimapanel. Oppdraget har vært gjennomført som en sårbarhetsanalyse basert på statistisk nedskalerte klimamodeller og habitatsvurderinger. En nedskalering av et representativt utvalg globale klimamodeller er ikke tidligere gjort for det marine miljøet med så høy oppløsning for norskekysten. Oppdraget er et forskningsbasert pionerarbeid.

«Kystsonen» er ikke et entydig geografisk begrep. I vannforskriftens §3 defineres «kystvann» som saltvann fra én nautisk mil utenfor grunnlinjen og inntil land eller ytre grense for brakkevann, samt ut til den ytre grensen for territorialfarvannet med hensyn til kjemisk tilstand. I Plan- og bygningslovens §1-2 defineres lovens virkeområde i sjøområder som ut til én nautisk mil utenfor grunnlinja. Dette området omtales som «kystnære sjøområder» i *Veileder til bedre planlegging i sjøområdene*. Selv om planlegging også foregår på statlig og regionalt nivå i kystsonen, har kommunene hovedansvaret for å utarbeide arealplaner etter plan- og bygningsloven. De statlige havforvaltningsplanene starter imidlertid ved grunnlinja. I samarbeid med Miljødirektoratet har kystsonen i dette oppdraget blitt definert ut til 24 nautiske mil (nm), dvs. Norges territorialfarvann (12 nm) og tilstøtende sone. Dette er gjort for å sikre god overlapp med havdelen av analysen.

2 Klimapåvirkning i det marine miljø

Klimaendringene har og forventes framover å ha vesentlig påvirkning på marine økosystemer i Norge. Globalt har gjennomsnittstemperaturen allerede økt med 1,1 grader, men øker raskere over land enn i havet. For 2011-2020 var økningen fra 1850-1990 i snitt 1,09 °C med 1,59 grader på land og 0,88 grader i havet (IPCC, 2022).

For norske havområder er klimaendringene og fangst allerede de viktigste påvirkningene, samtidig som det er dårlig kunnskap om langtidseffekter av havforsuring på det biologiske mangfoldet. I kystsonen utsettes økosystemene for betydelig press fra menneskelig aktivitet. Utslipp av næring, partikler og miljøgifter fra land og elver, forsøpling, båttrafikk, nedbygging av strandsonen og fritidsbruk er eksempler på påvirkningsfaktorer. Generelt sett er effektene av klimaendringer i kystsonen svært komplekse og skaper endring i de marine økosystemene på toppen av andre mer lokale påvirkningsfaktorer (Naturindeksen i Norge, 2020).

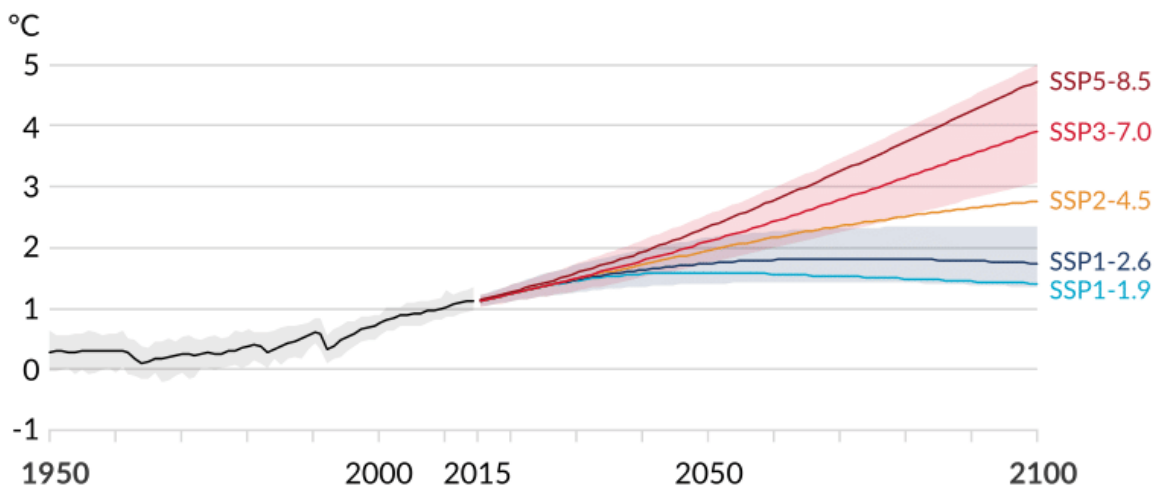
3 Metode

3.1 Valg av global klimamodell og scenarier

For å sikre helhet og konsistens i hav- og kystmodelleringen, bygger kystmodelleringen på de samme klimascenariene som Havforskningsinstituttet valgte for havmodelleringen som ble igangsatt først. Scenariene, som alle er fra modellsamarbeidet CMIP6 (engelsk forkortelse for “Coupled Model Intercomparison Project”), er SSP1-2.6 (lav), SSP2-4.5 (middels) og SSP5-8.5 (veldig høy). Scenarionavnet SSPx-y referer til hhv. utviklingsbanen SSPx og utslippsbanen y. Disse scenariene bygger på CMIP5-scenarier brukt i IPCCs femte hovedrapport i 2013-2014. SSP5-8.5 (veldig høy) har vært omtalt som et *business-as-usual-scenario* uten ny klimapolitikk, og SSP1-2.6 (lav) representerte en utvikling som oppfylte det gjeldende globale målet om å begrense oppvarmingen til to grader.

I 2015 ble Parisavtalen vedtatt for å styrke det globale samarbeidet på klimaområdet og gjennomføringen av klimakonvensjonen. Avtalen økte ambisjonsnivået gjennom et mål om å begrense oppvarmingen til godt under 2 grader og gjøre en innsats for å komme ned i 1,5 grader, samt juridisk bindende forpliktelser og politiske føringer som har resultert i ny klimapolitikk i alle land som har ratifisert avtalen. I kjølvannet av Parisavtalen har det blitt utviklet nye klimascenarier. FNs klimapanel har i sin sjette hovedrapport (delrapport 1 om fysiske endringer²), tatt i bruk to nye scenarier, SSP1-1.9 (veldig lav) og SSP3-7.0 (høy). SSP1-1.9 er et scenario som representerer en lavere utslippsutvikling enn SSP1-2.6 (lav) og som kan oppfylle det oppdaterte globale klimamålet. SSP3-7.0 er et nytt høyutslippsscenario som er lavere enn SSP5-8.5 (veldig høy). SSP3-7.0 kan til en viss grad sies å ta høyde for den nye klimapolitikken som følger av Parisavtalen. Forventet temperaturutvikling for alle scenariene er vist i Figur 1 under.

a) Endring i global overflatetemperatur relativt til 1850-1900



Figur 1. FNs klimapanelts utslippsscenarioer fra delrapport 1 i sjette hovedrapport.

² IPCC, 2021

3.2 Metode for nedskalering av kystsonen

Globale klimamodeller har typisk en oppløsning på 100-300 km og er lite egnet for å vurdere regionale og lokale konsekvenser av klimaendringene. Globale modeller må «nedskaleres» til modeller med høyere oppløsning for å brukes regionalt eller lokalt.

Det er hovedsakelig to typer modeller som kan benyttes for å simulere lokale forhold i havet: statistiske og dynamiske modeller. I dette oppdraget har vi brukt statistisk nedskalering. Dynamiske modeller baserer seg på de fysiske likningene (Navier Stokes likningene) og beregner endringer i havets klima og fysikk over tid, basert på verdier langs randen av området som beregnes. Dette gir et detaljert bilde av fysikken, men er både tid- og kostnadskrevende og ikke mulig innenfor tidsrammen til dette oppdraget.

3.2.1 Statistisk nedskalering

Her benytter vi en statistisk modell som beskriver relasjoner mellom forklaringsvariabler (historiske observasjoner) og en responsvariabel (fremtidig respons). Enkelt fortalt betyr det at vi finner statistiske relasjoner mellom lokale og storskala fysiske og biologiske variabler basert på historiske observasjoner. De historiske relasjonene benyttes til å fremskrive de samme relasjonene for fremtiden. Fremtidige storskaladata er representert ved modellprosjeksjoner fra CMIP6. Den statistiske nedskaleringen av CMIP6-data til høyoppløselige data gir oss et detaljert bilde av de klimatiske endringene som vi kan forvente langs norskekysten. Den statistiske modellen tillater oss å nedskalere et større utvalg av CMIP6-modeller og fremtidige scenarioer enn dynamisk nedskalering (Tabell 2). Dette gir oss grunnlag for en bedre forståelse av mulige fremtidige klimatilstander samt informasjon om spredningen og usikkerheten mellom forskjellige CMIP6-modeller. De tre forskjellige klimascenarioer vi ser på, er basert på fremtidige kombinasjoner av hvordan det globale samfunnet vil utvikle seg når det gjelder energiforbruk og behov, energieffektivisering, endringer i klimagassutslipp, demografisk utvikling på tvers av land samt migrasjon og den globale økonomien. Scenarioene, som ble benyttet i siste IPCC-rapport (Pörtner et al. 2022), representerer mulige scenarioer for hvordan verdens klima vil respondere på endringene i verdenssamfunnet. Disse endringene varierer fra en grønn fremtid der miljøet settes i fokus og vi reduserer bruken av fossilt brennstoff betydelig (SSP1-2.6), middelveien SSP2-4.5 der det internasjonale samfunnet blir bedre til å ta miljøhensyn, men utviklingen går sakte, til en fremtid der vi fortsetter som historisk med bruk av fossilt brennstoff (SSP5-8.5) og en fortsatt økning av klimagassutslipp. Forventet global oppvarming mot slutten av århundret sammenlignet med førindustriell tid er hhv. rundt 1,8, 2,7 og 4,4 °C.

Den statistiske nedskaleringen presentert i denne rapporten for forskjellige klimascenarioer gir en god nasjonal oversikt i den «ytte delen» av kystsonen (holmer, skjær, etc.) samt et godt bilde av spredningen i løsningsrom mellom de globale modellene. Dette øker sannsynligheten for at modellresultatene i sum gir et realistisk bilde av hvordan tilstanden langs norskekysten vil være i fremtiden.

Den statistiske modelleringen er utført ved at vi splitter opp Norge i fire deler fra sør til nord der hver enkelt del simuleres uavhengig av de andre. De fire delene dekker totalt sett hele det norske kystområdet (Sør-Norge, Vest-Norge, Midt-Norge og Nord-Norge). Nedskaleringen av norskekysten er begrenset til perioden **1993-2100** for scenarioene **SSP1-2.6, SSP2-4.5 og SSP5-8.5 for dypene 5, 25 og havbunn**. Totalt sett har vi nedskalert fire til seks CMIP6 modeller avhengig av hvilken variabel vi har analysert (Tabell 2). Den statistiske metoden vi benytter kalles en «trend-preserving quantile mapping» og er basert på arbeidet til en større arbeidsgruppe for nedskalering av atmosfæriske variable (ISIMIP3BASD, Lange et al. 2019).

3.3 Valg av indikatorer

Kystsonemodelleringen er en forlengelse av havforvaltningsarbeidet. I dialog med Miljødirektoratet har vi valgt ut fem variable, som alle er indikatorer for havforvaltningsarbeidet. Disse er:

- Oksygen
- Temperatur
- pH
- Salinitet
- Klorofyll
- spCO_2 (partiell trykk av CO_2 ved overflaten)

De fire første er havklimaindikatorer for havforvaltningsarbeidet (se Tabell 1). Klorofyll er en proxy for planteplankton, som er indikator for alle havområdene og mulig å nedskalere innenfor rammen av oppdraget.

Hav- og klimaindikatorer i overvåkingen ³	Barentshavet	Norskehavet	Nordsjøen og Skagerrak
1. Temperatur	x	x	x
2. Salinitet	x	x	---
3. Oksygen	---	---	I bunnvann i Skagerrak
4. pH	---	x	x
5. Havisutbredelse	x		

Tabell 1. Klimaindikatorer benyttet i Havforvaltningsarbeidet. Denne rapporten presenterer fremtidig endring og forventet variabilitet av alle indikatorene med unntak av isutbredelse.

Temperatur: Temperatur er den mest sentrale parameteren for global oppvarming og overvåkes i dag i alle havområder. Temperatur er her oppgitt i grader celsius ($^{\circ}\text{C}$).

Oksygen: Oppløst oksygen er nødvendig for å opprettholde livet i havet. Oksygenivået i havet faller som en indirekte effekt av klimaendringene. Oksygen overvåkes i dag bare i bunnvann i Skagerrak, men kan utvikle seg i negativ retning langs hele norskekysten og bør følges med på. Oksygen er her oppgitt i milliliter per liter (ml/L).

pH: Norske havområder er spesielt utsatt for havforsuring, særlig lengst i nord. Det er ventet at havforsuring vil gi betydelige konsekvenser for Norge. Det finnes en rekke indikatorer for havforsuring, bl.a. pH, pCO_2 , metningsgrad for kalsitt og aragonitt. Vi har her brukt måleenheten pH, som er rapportert på total pH skala (pH_T). I tillegg har vi nedskalert partiell trykk av CO_2 ved overflaten. Ettersom denne indikatoren ikke har vært nødvendig for å vurdere sårbarhet for de fem utvalgte artene vi ser på i denne rapporten, er den ikke omtalt.

Salinitet: Salinitet (saltholdighet) påvirker bevegelse og lagdeling i vannmassene i kystsonen. Salinitet er et signal på hvordan den hydrologiske syklusen påvirkes av klimaendringer og påvirkes bl.a. av økt

³ [Meld. St. 20 \(2019–2020\) - regjeringen.no](#)

fordamping til atmosfæren med stigende temperatur og økt tilførsel av ferskvann (økt nedbør, issmelting, mm). Salinitet oppgis uten enhet (eller *practical salinity units*, PSU).

Klorofyll: Klorofyll er et mål for biomasse og produksjon av planteplankton og er kritisk for næringskjedene i kystsonen. Ulike planteplanktons-indikatorer er med i overvåkingen av alle havområdene. Videre kan lyssvekkelse predikeres fra salinitet, oksygen og klorofyll. Klorofyll er derfor viktig informasjon å hente inn selv om det ikke er mulig å vurdere lyssvekkelse for hele kysten i dette prosjektet. Klorofyll er her oppgitt i milligram per kubikkmeter (mg/m³).

I Tabell 2 oppsummerer vi hvilke CMIP6 modeller og simuleringer («member_id») som ble benyttet til å nedskalere de enkelte variablene for de tre klimascenarier SSP1-2.6, SSP2-4.5 og SSP5-8.5.

Modellnavn	Realisasjon	Klorofyll			Oksygen (O ₂)			pH			Temperatur			spCO ₂			Salt		
		ssp126	ssp245	ssp585	ssp126	ssp245	ssp585	ssp126	ssp245	ssp585	ssp126	ssp245	ssp585	ssp126	ssp245	ssp585	ssp126	ssp245	ssp585
CMCC-CM2-SR5	r1i1p1f1										bunn 5, 25	bunn 5, 25	bunn 5, 25				bunn 5, 25	bunn 5, 25	bunn 5, 25
CMCC-ESM2	r1i1p1f1	bunn 5, 25	bunn 5, 25	bunn 5, 25	bunn 5, 25	bunn 5, 25	bunn 5, 25	bunn 5, 25	bunn 5, 25	bunn 5, 25	bunn 5.0	bunn 5.0	bunn 5.0	5	5	5	bunn 5, 25	bunn 5, 25	bunn 5, 25
CanESM5-CanOE	r1i1p1f1													5	5	5			
CanESM5	r1i1p1f1													5	5	5			
GFDL-ESM4	r1i1p1f1										bunn 5, 25	bunn 5, 25	bunn 5, 25				bunn 5, 25	bunn 5, 25	bunn 5, 25
IPSL-CM6A-LR	r1i1p1f1	bunn 5, 25	bunn 5, 25	bunn 5, 25	bunn 5, 25	bunn 5, 25	bunn 5, 25	bunn 5, 25	bunn 5, 25	bunn 5, 25	bunn 5, 25	bunn 5, 25	bunn 5, 25	5	5	5	bunn 5, 25	bunn 5, 25	bunn 5, 25
IPSL-CM6A-LR	r3i1p1f1	bunn 5, 25	bunn 5, 25	bunn 5, 25	bunn 5, 25	bunn 5, 25	bunn 5, 25	bunn 5, 25	bunn 5, 25	bunn 5, 25	bunn 5, 25	bunn 5, 25	bunn 5, 25	5	5	5	bunn 5, 25	bunn 5, 25	bunn 5, 25
MIROC-ES2L	r1i1p1f2													5	5	5			
MPI-ESM1-2-LR	r1i1p1f1	bunn 5, 25	bunn 5, 25	bunn 5, 25	bunn 5, 25	bunn 5, 25	bunn 5, 25	bunn 5, 25	bunn 5, 25	bunn 5, 25	bunn 5, 25	bunn 5, 25	bunn 5, 25				bunn 5, 25	bunn 5, 25	bunn 5, 25
MPI-ESM1-2-LR	r2i1p1f1	bunn 5, 25	bunn 5, 25	bunn 5, 25	bunn 5, 25	bunn 5, 25	bunn 5, 25	bunn 5, 25	bunn 5, 25	bunn 5, 25	bunn 5, 25	bunn 5, 25	bunn 5, 25				bunn 5, 25	bunn 5, 25	bunn 5, 25
MPI-ESM1-2-LR	r10i1p1f1													5	5	5			

Tabell 2. Oversikt over hvilke CMIP6 modeller og simuleringer («member_id») som ble benyttet til å nedskalere de enkelte variablene for de tre klimascenarier SSP1-2.6, SSP2-4.5 og SSP5-8.5. Med unntak av partiell trykket for CO₂, som kun er nedskalert for overflaten, er alle variable nedskalert for 5 og 25 m, samt langs bunnen (dybde varierer med topografien).

3.4 Habitatsvurdering

I denne rapporten vurderer vi hvordan klimaet påvirker habitatskvalitet og utbredelse og tilstand for fem arter som er viktige marine ressurser som bidrar til den regionale og nasjonale økonomien, til historiske og kulturelle tradisjoner og matsikkerhet. Disse artene atlantisk laks, kysttorsk, kråkebolle, stortare og kongekrabbe. Kongekrabbe er en introdusert art i vår kystsonen. Vår habitatsvurdering er basert på å kartlegge informasjon og evaluere hvordan klimaendringer historisk har påvirket adferd, utbredelse, overlevelse og rekruttering til de forskjellige artene.

3.4.1 Habitat for marine arter

Fysiske miljøforhold som eksempelvis temperatur, oksygen, pH, salinitet og bunnforhold, samt tilgang til mat setter grenser for livet i havet. Når temperaturen i vann øker, reduseres mengden oksygen som kan oppløses, noe som er negativt for marine arter som er avhengig av oksygen for respirasjon. Temperaturøkning vil også øke den metabolske raten (hvor mye energi som benyttes per

tidsenhet) for marine arter, noe som fører til økt behov for inntak av mat. Dette energibehovet kan kompenseres ved å endre adferden slik at mer tid benyttes til å lete etter mat, noe som igjen kan føre til økt dødelighet via predasjon. Marine arter er sårbare når den kombinerte temperaturøkningen og reduksjonen i oksygen blir for stor til at endringene kan møtes gjennom adferd. Dette kan føre til at arter dør ut i visse områder eller at de flytter til områder som har lavere temperatur og bedre oksygenforhold. Potensielle nye habitatsområder begrenses av de miljømessige forholdene slik som øvre og nedre grenser for temperatur samt tilgangen på mat/byttedyr. Dersom disse forholdene er innenfor tålegrensene for en art vil det føre til vekst og overlevelse og muligheten for endring av artens utbredelse. De miljømessige begrensningene for hva en art kan tåle slik som minimum og maksimum salinitet, temperatur, og pH varierer fra art til art, og også mellom populasjoner eller stammer innenfor den samme arten. I denne rapporten benytter vi de samme øvre og nedre tålegrensene for en art for hele norskekysten. Grensene ble bestemt på bakgrunn av observasjoner av dagens utbredelse, diskusjon av litteratur og eksperterfaringer samlet inn i en digital workshop. Eksperter fra Havforskningsinstituttet, National Oceanic and Atmospheric Administration og NIVA diskuterte hver enkelt art og ble enige om et sett med grenseverdier. I tillegg har vi benyttet OBIS-databasen (<https://obis.org>) til å korrelere geografiske observasjoner av arter med verdier for miljøet der arten er observert. Dette gir oss grunnlag for hva som begrenser en arts utbredelse. I tillegg kvantifiserer vi habitatskvaliteten ved å beregne hvordan kombinasjonen av temperatur og oksygen innenfor grenseverdiene tillater vekst og utvikling av en art, noe som igjen definerer kvaliteten på habitatet. Den aerobiske vekst-indeksen (kapittel 3.4.2) representerer kvaliteten av et habitat og benyttes som grense for hva som definerer et godt eller levelig habitat for de utvalgte artene. Dersom man ser på den geografiske variasjonen av AGI indeksen vil man få en forståelse av habitatsutbredelsen for en art.

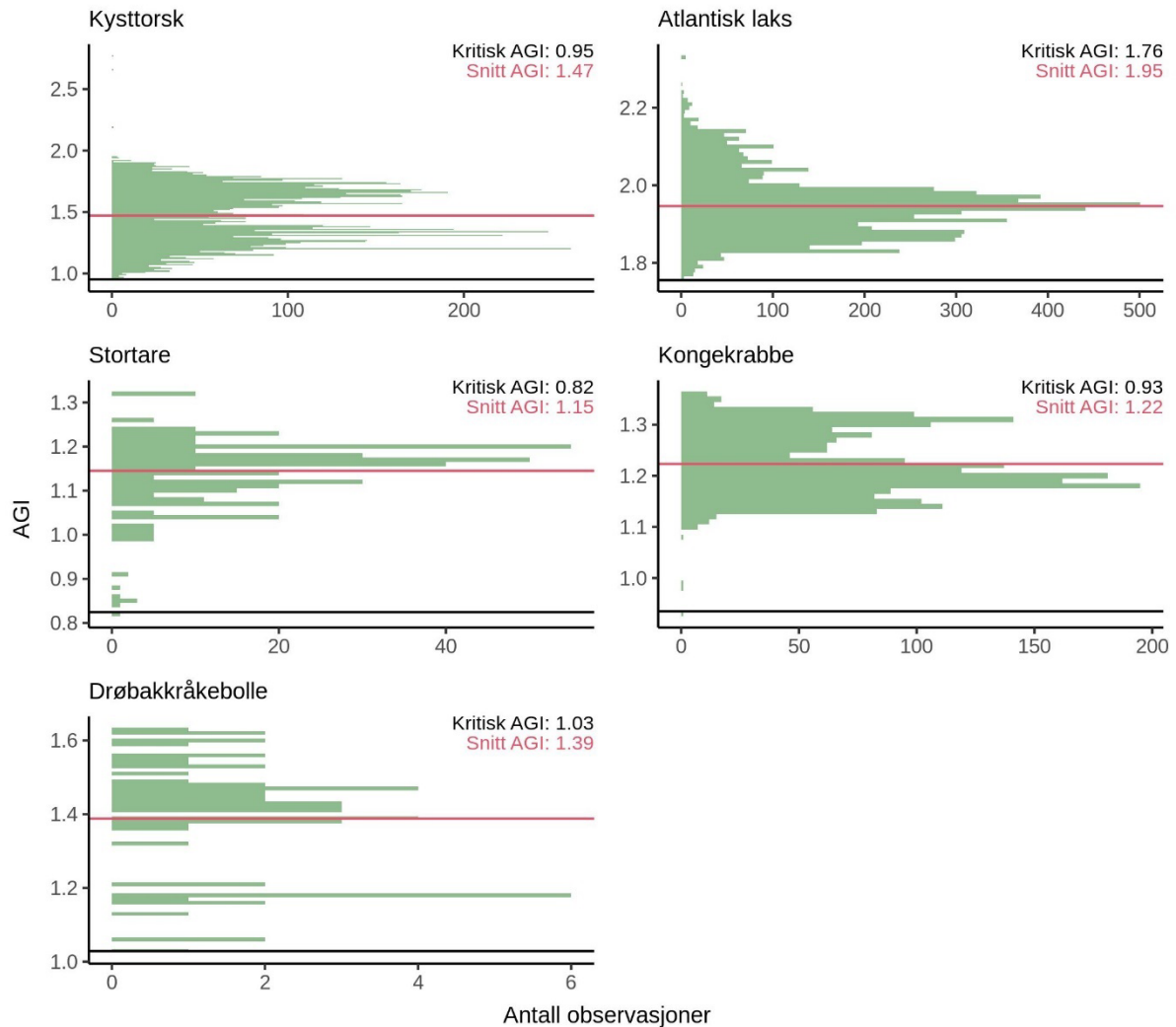
3.4.2 Aerobisk vekst-indeks (AGI)

For å beregne egnet habitat for de utvalgte artene under fremtidige klimaendringer langs norskekysten, benytter vi en nylig publisert metode kombinert med historiske observasjoner av artenes utbredelse. Denne metodikken kalles *den aerobiske vekst-indeksen* (Aerobic Growth Index, AGI, Clarke m.fl. 2021) og beregner oksygenbehovet og vekstpotensialet for en bestemt art ved en gitt temperatur og ubegrenset med mat. Observasjoner av utbredelse av marine arter kan lastes ned fra OBIS-databasen og inneholder tidspunkt, dato, bredde og lengdegrad og dyp for observasjonen. For hver enkelt observasjon av en art fra databasen har vi hentet tilsvarende oksygen-, salt-, pH- og temperaturverdier fra GLORYS (Clarke m.fl. 2021, Lellouche 2018). GLORYS er en global havmodell produsert som en del av EUs «*Earth observation programme*» (copernicus.eu) og som gir tilgang til fysiske og biologiske marine data på global skala for perioden 1993-2020. Modellen beregner den dynamiske vertikale og horisontale bevegelse og fordeling av de fysiske og biologiske forholdene i havet slik som temperatur, salinitet, oksygen, klorofyll, pH etc. med en oppløsning på 1/12° grad. Denne modellen er validert mot uavhengige datasett med meget god overlapp mellom observasjoner og modell. En av grunnene til at modellen er så god til å reprodusere historiske forhold i havet er at modellen assimilerer (inkluderer i de fysiske beregningene) historiske observasjoner fra satellitt som måler f.eks., overflate-temperatur (SST), data fra forskningsbåter som benytter CTD til å måle salinitet og temperatur i dypet og bøyer som måler f.eks. strøm, og temperatur. Resultater fra GLORYS benyttes her som «observasjoner» av disse variablene for tusenvis av steder hvor hver enkelt art har blitt observert. Dette gjør at vi kan beregne optimal temperatur (median-verdien av de observerte temperatur-verdiene) for det habitatet hvor en art finnes i dag, samt grenseverdier (minimum- og maksimumsverdier) for temperatur, oksygen, og salinitet (Tabell 3).

ART	T _{PREF}	PO ₂ THRESH	T _{MIN}	T _{MAX}	S _{MIN}	S _{MAX}	PH _{MIN}
KYSTTORSK	6,0	0,17	-1,0	19,6	25,0	35,4	7,60
LAKS	9,3	0,19	1,0	20,0	x	x	x
STORTARE	13,1	x	4,5	17,5	32,2	35,7	x
KONGEKRABBE	3,0	0,24	1,6	13,4	19,6	35,1	7,50
DRØBAKKRÅKEBOLLE	6,1	0,19	2,3	16,0	25,6	35,3	7,75

Tabell 3. Tabellen viser artsspesifikke verdier for temperaturpreferanse (T_{pref} [°C]) og minimumsnivå for oksygen (partiell oksygentrykk, $pO_{2thresh}$ [atm]) som benyttes til å beregne AGI. Disse verdiene er beregnet ut fra observasjoner av hver enkelt art fra OBIS-datasettet og GLORYS. Minimum- og maksimumstemperatur (T_{min} , T_{max}), salinitet (S_{min} , S_{max}) og minimums pH_{min} benyttes til å begrense den romlige utbredelsen til en art.

Vi beregner AGI-indeksen basert på alle observasjoner hvor en art finnes i dag (Figur 2), noe som gir oss de romlige variasjonene av dagens AGI samt minimumsverdier for hva som definerer et habitat for en art. Denne informasjonen bruker vi sammen med litteratur og ekspertvurderinger til å definere hva som er god habitatskvalitet for en art per i dag. Spesifikt bruker vi den nedre grensen for dagens AGI-verdier som den kritiske minimumsverdien («kritisk AGI», Figur 2) for hva som definerer grensen for godt eller dårlig habitat i fremtiden. I områder hvor fremtidig AGI havner under den kritiske AGI-verdien, blir AGI satt til 0 (uegnet habitat), mens høyere verdier betyr at habitatet er egnet (jo høyere AGI, jo bedre kvalitet). Som vist i Figur 2 varierer AGI-verdiene for det habitatet der artene finnes i dag, fra under 1 til over 2. Maksimal AGI-verdi representerer det maksimale vekstpotensialet og vil dermed variere mellom arter, men vi kan anta at de maksimale AGI-verdiene i framtiden ikke vil være mye høyere enn det som er observert for dagens utbredelse. For norskekysten kan vi ved hjelp av AGI-indeksen se på hvordan endringer i oksygen og temperatur, for overflate og bunn, vil endre seg under de tre forskjellige scenarioene SSP1-2.6, SSP2-4.5, og SSP5-8.5 (O'Neill et al., 2017), og benytte disse endringene til å beregne fremtidig habitatskvalitet per art. Da stortare er en fotosyntetiserende alge (produserer oksygen) og ikke er begrenset av oksygen, er AGI-indeksen for denne arten kun basert på temperatur. I tillegg benytter vi grenseverdier for observert temperatur og salinitet i dagens utbredelse til å begrense fremtidig utbredelse av en art (Tabell 3). Med andre ord, om temperaturen stiger over den maksimale temperaturen hvor arten er observert i dag, eller saliniteten synker under den minimalt observerte verdien i dag, vil området blir klassifisert som uegnet (AGI = 0). Siden laks kan leve i både salt- og ferskvann har vi ikke benyttet salinitet for å grense denne artens utbredelse. Til slutt har vi benyttet informasjon om nedre toleransegrense for pH (om tilgjengelig for en art) og brukt dette til å begrense det fremtidige habitatet til arten, igjen ved å sette AGI til 0 der pH-verdiene synker under de definerte grensene (Tabell 3). Dette var mulig basert på verdier fra litteraturen og ekspertuttale for kysttorsk, kongekrabbe og drøbakkråkebolle.



Figur 2. Beregnet AGI-indeks basert på temperatur- og oksygenverdier (fra GLORYS, Lellouche et al. 2018) for det dypet og posisjonen en art har blitt observert og registrert i databasen obis.org. Y-aksen viser fordelingen av AGI-verdier per art og X-aksen viser antallet AGI-verdier som faller innenfor hvert 0,01-intervall. Den kritiske minimumsverdien for AGI (minimumsverdien for observert AGI-indeks, markert med tykk horisontal strek) benyttes som grense for hva som definerer et godt eller levelig habitat. Gjennomsnittlig beregnet AGI-verdi er markert med rød strek.

4 Resultater og diskusjon

Utbredelsen av disse artene endrer seg over tid med miljømessige variasjoner, men over de siste tiårene har vi også sett mer storskalavariasjoner på utbredelsen av disse enkeltartene som en respons på endringer i klima. Dette kapittelet vil gi en oversikt over hva som karakteriserer habitatet til en art og hvordan dette har historisk variert over tid.

4.1 Status for utvalgte arter

Noen av artene observeres både langs kysten og i det åpne hav. Informasjonen er derfor representativ for både hav- og kystområder. Dette gjelder spesielt laks, kongekrabbe, og kysttorsk. For eksempel kan kysttorsk i Nord-Norge i perioder overlappe i utbredelse med nordøst-arktisk torsk.

4.2 Kysttorsk (*Gadus morhua*)

4.2.1 Dagens utbredelse

Kysttorsken (*Gadus morhua*) finnes langs hele norskekysten, og gytingen foregår i fjorder stort sett overalt langs kysten (Jakobsen 1987). Torsk spiller en nøkkelrolle i økosystemet (Kortsch et al. 2015). Havforskningsinstituttet har ansvar for bestandsvurderinger på kysttorsk i Norge, og forvaltningen tar utgangspunkt i to bestandskomponenter: kysttorsk henholdsvis sør og nord for 62° nord. Dette regnes imidlertid for å være en kunstig inndeling, da disse to komponentene ikke er tydelig genetisk separert (Dahle et al. 2018). Det er umulig å skille visuelt mellom kysttorsk og andre torskestammer, inkludert nordsjøtorsk og nordøstarktisk torsk (Aglen et al. 2020). Nylige genetikkstudier har imidlertid vist at kysttorsken har en sterk romlig, genetisk struktur og gradvis endring langs norskekysten, der den genetiske ulikheten mellom individer øker som funksjon av avstand mellom individenes gyteområder (Dahle et al. 2018). Videre har kysttorsk nord for 62° nord genetiske likheter med den nordøstarktiske torsken, mens kysttorsk sør for 62° nord har genetiske likheter med nordsjøtorsk og torsk i Skagerak (Aglen et al. 2021).

En konsekvens av at kysttorsken finnes langs hele norskekysten er at den lever i et miljø der vanntemperaturen synker fra sør mot nord. Dette påvirker trolig dens livshistorie, blant annet ved at vekstraten er lavere i nord enn i sør (Berg & Albert 2003). Med tanke på vekst i områder med god mattilgang, er best mulig vanntemperatur anslått å være 11-15 °C for liten (50-1000 g) kysttorsk og 9-12 °C for voksen kysttorsk, noe som er varmere enn de typiske vanntemperaturene langs norskekysten (Pedersen & Jobling 1989, Berg & Albert 2003). Kysttorsken later imidlertid til å søke seg mot langt lavere vanntemperaturer enn dette, noe som kan være en relatert til tilgangen på mat og metabolisme. Et merkeforsøk som ble gjennomført i ulike deler av det nordøstlige Atlanterhavet viste at torsken i Skagerrak oppholdt seg i en gjennomsnittlig vanntemperatur på 7,19 °C ± 2,2 °C (fra -0,2 til 18,2 °C), mens individene rundt Lofoten oppholdt seg i en gjennomsnittlig vanntemperatur på 6,4 °C ± 2,1 °C (fra -1,5 til 11,7 °C; Righton et al. 2010). Gytingen i Skagerrak foregikk ved en vanntemperatur på 5,6 °C ± 1,3 °C, mens gytingen i området rundt Lofoten (inkludert noen individer som oppholdt seg i Barentshavet deler av tiden og som dermed trolig var nordøstarktisk torsk) typisk skjedde ved en vanntemperatur på 5,9 °C ± 1,1 °C (Righton et al. 2010). Et laboratorieforsøk indikerte at torskeegg og -larver utvikler seg godt, med relativt lav dødelighet, i temperaturer mellom 6 og 12 °C, men at dødeligheten øker kraftig når temperaturen overstiger 12 °C (Iversen og Danielssen 1984). En havtemperaturøkning kan derfor antas å påvirke kysttorskens habitatkvalitet negativt.

I tillegg til vanntemperatur vil også faktorer som vannmassenes salinitet og oksygenkonsentrasjon påvirke både kysttorskens habitatkvalitet og romlige fordeling. For eksempel bestemmer torskeeggets tetthet og det omgivende vannets tetthet eggets oppdrift og vertikale fordeling i vannsøylen, og dermed i hvilken grad egget blir transportert horisontalt med havstrømmene (Asplin et al. 1999, Stenevik et al. 2008). En tidlig studie viste at torskeegg hadde nøytral oppdrift ved en salinitet på 29,5 – 33,0 (Solemdal & Sundby 1981). Videre viste en nyere studie at nøytral oppdrift hos torskeegg varierer mellom ulike områder langs norskekysten, med en nøytral oppdrift ved en salinitet på ~30,25 – 32,15 (gjennomsnitt: 31,0) i Porsangen, ~30,8 – 33,8 (gjennomsnitt: 32,52) i Tysfjord, ~31,0 – 33,0 ved Helgeland og ~31,0 – 33,4 ved Øygarden (Stenevik et al. 2008). Denne variasjonen i salinitet ved nøytral oppdrift bidrar trolig til at kysttorsk langs norskekysten viser genetisk variasjon (Stenevik et al. 2008).

Torsk unngår hypoksisk vannmiljø (≤ 20 % oksygenmetning), og denne responsen er sterkere i varme enn i kaldere vannmasser (dvs., i 15 °C vs. 5 °C; Skjæraasen et al. 2008). Laboratorieforsøk på torskens toleranse til lav oksygenmetning viste at halvparten av individene døde etter 96 timers eksponering til 21,2 % oksygenmetning, mens 5 % av individene døde ved 27,7 % oksygenmetning (Plante et al. 1998). Ingen fisk overlevde ved 10 % oksygenmetning, kun noen få individer overlevde ved 16 % oksygenmetning, og all fisk overlevde ved ≥ 34 % oksygenmetning. I dette forsøket påvirket ikke temperatur (2 °C vs. 6 °C) eller fiskens størrelse ($45,2 \pm 4,2$ cm vs. $57,5 \pm 3,8$ cm) hvorvidt fisken overlevde (Plante et al. 1998). Dette bekreftes av en studie gjennomført ved Tvedestrand, som viste at kysttorsk unngår oksygenkonsentrasjoner < 3 ml/L (i.e., ca. 10 % oksygenmetning; Halvorsen 2013). På samme måte som at en temperaturøkning i vannmassene kan antas å påvirke kysttorskens habitatkvalitet negativt, kan altså også en nedgang i oksygenkonsentrasjon i vannmassene antas å påvirke kysttorskens habitatkvalitet negativt. Gitt den dokumenterte nedgangen i oksygenkonsentrasjon i norske kystfarvann i perioden 1927-1993 (Johannessen & Dahl 1996), er dette en faktor som for fremtiden bør overvåkes i sammenheng med kysttorskens mengde og utbredelse.

4.2.2 Tilstand

Havforskningsinstituttets bestandsvurderinger for kysttorsk er basert på både akustiske målinger (1995-) og bunntråldata. Dataene fra disse to metodene avviker i noen grad fra hverandre med tanke på mengde og temporale trender (Aglén et al. 2020, 2021). Det er anslått at mengden kysttorsk (abundans) er høyere i Nord-Norge enn lenger sør langs norskekysten. I tillegg er andelen nordøstarktisk torsk (i mengdeforholdet mellom kysttorsk og nordøstarktisk torsk) høyest i nord. Fra 1995 til ca. 2003 opplevde kysttorskens gytebestand en sterk biomassenedgang. I perioden etter dette har biomassen variert på et relativt lavt nivå mellom ca. 10 000 – 35 000 tonn (Aglén et al. 2020, 2021). Denne negative bestandstrenden samsvarer med kysttorskens bestandstrend i det østre Skagerrak (i.e. kysttorsk langs den svenske vestkysten; Svedäng & Bardon 2003). Rekrutteringen (i form av antall 2-åringer) har imidlertid vært relativt stabil siden midten av 1980-tallet (ICES 2020). Dette tilsier at andre faktorer, inkludert fiskeri og assosiert bifangst, bidrar til å holde bestanden på lave nivåer (Aglén et al. 2020, ICES 2020).

Med tanke på habitatmodellering er det en utfordring at både kysttorsk og ulike andre torskestammer (inkludert torsk i Skagerrak, nordsjøtorsk og nordøstarktisk torsk) finnes langs hele norskekysten, men at individer knyttet til ulike områder eller torskestammer har ulike egenskaper, men ikke er mulig å skille fra hverandre visuelt. Siden ulike torskestammer har noe ulik økologi og livshistorie, vil de trolig også ha ulike responser på miljøendringer. Det finnes lite tilgjengelig informasjon om hvordan kysttorsk langs norskekysten har respondert på tidligere klimaendringer, men torsken betraktes generelt som en tilpasningsdyktig art med tanke på variasjon i

vanntemperatur (Righton et al. 2010). Nedgang i bestandsstørrelse hos nordøstarktisk torsk har imidlertid historisk sett vært knyttet til kaldt klima (Øyestad 1994). I de seneste årene har også torsken i Barentshavet (nordøstarktisk torsk) respondert på økte vanntemperaturer ved å bevege seg nordover (Fossheim et al. 2015), og kysttorsken kan forventes å bevege seg nordover langs norskekysten og etablere mer nordlige gyteområder som følge av klimaendringer (Drinkwater 2005). Imidlertid gyter torsken i et relativt smalt temperaturintervall, noe som kan være begrensende med tanke på fremtidig utbredelse ved økte vanntemperaturer. Et nylig gjennomført studie av klimaeffekter på ulike arter i norske farvann predikerte en positiv utvikling for kysttorsken i Nord-Norge og en negativ utvikling for kysttorsken lenger sør i landet de kommende tiårene (Kjesbu et al. 2022). Gitt alle biotiske og abiotiske faktorer som påvirker kysttorskens utbredelse, produksjon og rekruttering langs norskekysten er det likevel krevende å forutse utfallet av ulike klimascenarier.

4.3 Kongekrabbe (*Paralithodes camtschaticus*)

4.3.1 Dagens utbredelse

Kongekrabben stammer opprinnelig fra det nordlige Stillehavet, men ble satt ut langs kysten utenfor Murmansk av russiske forskere på 1960-tallet i et vellykket forsøk på å skape nye kommersielt utnyttbare arter i den russiske delen av Barentshavet (Orlov & Ivanov 1978). Siden den gang har krabben spredd seg vestover inn i norske farvann og videre sør-vestover langs norskekysten. I dag finnes arten i større konsentrasjoner så langt sør som Tromsø, der også gyting foregår, mens sporadiske fangster har vært gjort stort sett langs hele norskekysten (Windsland et al. 2014). Kongekrabben opptrer oftest i fjorder og kystnære farvann (Pinchukov & Sundet 2011). Selv om den har stor vandringskapasitet er den ofte relativt stedbunden (e.g., Windsland et al. 2014). Kongekrabben foretar sesongmigrasjoner mellom grunt vann på vinteren og våren og dypere vann på sommeren og høsten (Sundet & Hjelset 2010). Gytingen skjer på grunt vann på våren (Stone et al. 1993). Krabben bærer eggene i om lag ett år (ca. 2600 døgngrader (døgn multiplisert med grader Celsius)) før de klekkes (Stevens & Swiney 2007), og larvene er pelagiske frem til de bunnslår (etablerer seg på havbunnen) i juni-juli (Michelsen et al. 2020). Kongekrabbens maksimale lengde av ryggskjoldet (carapaxlengde) i Barentshavet er om lag 20 cm (Windsland et al. 2014). Den kan bli mer enn 20 år gammel (Matsuura & Takeshita 1990). Hunnene blir kjønnsmodne ved en carapaxlengde på 110 mm (Hjelset et al. 2007). Kongekrabben er en generalist som spiser det meste den kommer over på havbunnen, inkludert børstemark, mollusker, krepsdyr, pigghuder, fisk og alger (Britayev et al., 2010, Falk-Petersen et al., 2011, Fuhrmann et al., 2017).

Selv om kongekrabben tåler temperaturer på over 15 °C (Rodin 1990), reduseres krabbens vekst hvis vanntemperaturen overstiger 12 °C (Long & Daly 2017). Laboratoriestudier indikerer at krabben foretrekker temperaturer rundt 2,5 – 3,5 °C og unngår temperaturer på > 4 °C (Christiansen et al. 2015). I sitt opprinnelige utbredelsesområde tolererer både voksne kongekrabber og kongekrabbelarver vanntemperaturer helt ned til –1,8 °C (Shirley & Shirley 1989, Matishov et al. 2008, Stevens & Lovrich 2014), mens kongekrabbe i Barentshavet hovedsakelig er blitt observert i vanntemperaturer mellom –0,8 og 8,5 °C (Pinchukov & Sundet 2011). Imidlertid må viltlevende kongekrabber balansere flere hensyn enn kun temperaturpreferanser. Blant annet må den ha tilgang til tilstrekkelig og variert mattilbud med tilgang til børstemark, kråkeboller etc. Leting etter mat er trolig en av årsakene til at kongekrabben kan observeres av dykkere på grunt vann sommerstid til tross for at vanntemperaturen på havbunnen der krabben oppholder seg, overstiger antatt temperaturpreferanse. Et nylig gjennomført merkeforsøk antyder at hannkrabber kan tolerere vanntemperaturer opp mot ca. 6 °C dersom mattilgangen er god, men vil søke seg mot kaldere vann dersom vanntemperaturen overstiger dette (Aune et al. 2022). På grunn av at hunnene bærer egg som ikke bør utvikle seg for fort, vil eggbærende hunner søke seg mot kaldere vann enn hannene.

Selv om typisk salinitet i områdene der kongekrabben ferdes er > 34 (Ozhigin et al. 2011), indikerte et russisk forskningseksperiment at voksen kongekrabbe kan overleve eksponering for salinitet helt ned til 8 (Ilyushchenko og Zenzerov 2012). Optimal salinitet for kongekrabben er derimot > 30 (Parshin-Chudin et al. 2014). De yngste stadiene av kongekrabbe (zoea I – IV og glaucothoe, dvs. de første ca. 60 levedagene; Epelbaum et al. 2006) dør eller slutter å fungere normalt ved en salinitet på 19-21, men de tåler kortvarig eksponering til salinitet på 25 (Parshin-Chudin et al. 2014).

Et laboratorieforsøk på juvenil kongekrabbe viste at en pH på 7,5 medførte dødelighet for alle individene i løpet av en 90-dagers periode (997 % høyere dødelighet enn ved pH=8,0; Long et al. 2013). En pH=7,8 medførte 104 % høyere dødelighet enn ved pH=8,0 (Long et al. 2013).

Så langt vi kjenner til finnes det ikke informasjon om kongekrabbens toleransegrense til redusert oksygennivå. Imidlertid viste en generell studie av hypoksi i bunnvann i norske fjorder at en oksygenkonsentrasjon på < 2 ml/L medførte at 50 – 90 % av bunndyrartene (hyperbenthos og infauna) forsvant, mens en oksygenkonsentrasjon på 2 – 3 ml/L medførte at 35 – 50 % av bunndyrartene forsvant (Buhl-Mortensen et al. 2009). Vi kjenner med andre ord ikke til hvilken nedre toleransegrense kongekrabben har med tanke på oksygenkonsentrasjon i vannet. Men selv om kongekrabben skulle tåle lave oksygenkonsentrasjoner vil en oksygenkonsentrasjon på $< 2 - 3$ ml/L altså medføre at krabbens byttedyr i stor grad forsvinner, som i sin tur gir kongekrabben lav sjanse for å overleve dersom den ikke vandrer til områder med bedre mattilgang.

4.3.2 Tilstand

Kongekrabben sprer seg stadig lenger sør langs norskekysten, noe som bekreftes av offisielle fangstdata fra perioden etter år 2000 (Nilsen et al. 2019, 2020). For å sikre et bærekraftig fiskeri av kongekrabbe, er fisket kvoteregulert øst for Nordkapp (26° øst; anbefalt kvote i 2022: 1845 tonn), mens det er fritt fiske i områdene vest for Nordkapp for å begrense videre spredning. Bestandens nettoproduksjon (dvs. ny biomasse tilgjengelig for fiskeri) ble i 2019 estimert til å være på 1415 tonn (± 37 %; www.imr.no). Siden kongekrabben er en kaldtvannsart, er den antatt å respondere negativt på økt vanntemperatur (Swiney et al. 2017), eller eventuelt trekke mot kaldere vannmasser. Dette bekreftes av studier av kongekrabbe gjennomført i Beringhavet, som antyder at kongekrabben i perioder med varmt klima trekker seg nordover og dermed får et mindre utbredelsesområde (Szuwalski et al. 2020).

Med tanke på vannets salinitet må voksen kongekrabbe sies å være tilpasningsdyktig, siden den tåler meget lave verdier (Ilyushchenko og Zenzerov 2012). Selv om kongekrabben også tolererer relativt høye vanntemperaturer er den imidlertid en kaldtvannsart som helst unngår vanntemperaturer over ca. 4°C . Dette, kombinert med at kongekrabben deler av året trekker mot grunt vann der vannmassene er varmest store deler av året, taler både for at vanntemperatur er en sterkt begrensende faktor for videre spredning sørover. I tillegg vil en fremtidig oppvarming av vannmassene som følge av klimaendringer trolig bidra til at krabben presses tilbake østover i Barentshavet der vanntemperaturene er lavere.

4.4 Atlantisk laks (*Salmo salar*)

4.4.1 Dagens utbredelse

Atlantisk laks reproducerer i ferskvann. Med unntak av noen få bestander foretar arten en næringsvandring til havet der de oppnår mesteparten av sin tilvekst. Arten opptrer opprinnelig i

ferskvann som munner ut i tempererte og arktiske områder av det nordlige Atlanterhavet, fra Portugal til Russland på den europeiske siden og historisk fra New England (USA) til Ungavabukta (Canada) i vest. Det finnes også en bestand av Atlantisk laks på Grønland. Samlet antar man at arten utnytter store deler av Nord-Atlanteren for fødesøk (Thorstad mfl. 2011). Globalt har det vært en drastisk nedgang i antallet Atlantisk laks på grunn av en rekke faktorer som f.eks. tap av ferskvannshabitat, sur nedbør, parasitter og akvakultur, spesielt i de tre siste tiårene (ICES 2021). Områder der arten historisk har hatt utbredelse er redusert og fragmentert, og omtrent 90 % av de bærekraftige bestandene finnes i dag i Norge, Island, Skottland og Irland. Bestandene i Portugal, Estland, Polen, USA og sørlige Canada er i dag nesten utryddet (Thorstad mfl., 2011). I Norge finnes ca. 450 laksebestander. Arten ble i 2021 lagt til Norsk Rødliste som "nær truet" etter at bestandene er redusert med 21-25 % over de tre siste generasjonene (Norsk rødliste for arter 2021).

Laksens livshistorie er kompleks. Arten kan påvirkes av miljøforandringer i hele levetiden hvilket altså inkluderer opphold både i ferskvann og hav. I ferskvannsfasen har utfordringer relatert til klimaforandringer ofte sammenheng med forandringer i nedbør, lav sommervannstand, vanntemperatur og snø- og isdekke, som kan direkte påvirke overlevelse og vekst eller forårsake forandringer i vandringstidspunkter som f.eks. kan føre til at smolten vandrer til havet på et ugunstig tidspunkt da det kan være lite mat tilgjengelig (VRL, 2021, Kennedy og Crozier, 2010). I åpent hav oppholder laks fra ulike regioner seg på ulike steder (Rikardsen mfl. 2021, Strøm mfl. 2018, 2020), men det er generell liten kunnskap om nøyaktig utbredelse og spesielt for mindre individer. Imidlertid konkluderer flere sammenstillinger med at klimaendringer påvirker laksen både direkte og indirekte i perioden de oppholder seg i sjøen (VRL, 2021).

I kystnære norske havområder finner man generelt ungfisk som er på vandring mot åpent hav (post-smolt), og voksen laks som er på retur til elvene for å gyte. Temperaturtoleransen for voksen-stadiet av laks i havet, og mest sannsynlig langs kysten, er høy (-0,9 til 32 °C, Dalkhe, Strøm, mfl., 2020). Gyting skjer om høsten i ferskvann på snittemperaturer rundt 6,5 °C (Dahlke). Det voksne stadiet av laks i havet tåler altså et vidt spenn av temperaturer. Imidlertid er laksen mer følsom for temperatur (indirekte og direkte effekter) og andre påkjenninger som post-smolt, og mye av dødeligheten i sjøen inntreffer i dette stadiet (Rikardsen og Dempson, 2011). Det har lenge vært kjent at tidspunktet for utvandring langs norskekysten inntreffer når sjøtemperaturen er omtrent 8 °C (Hvidsten mfl., 1998, Klemetsen mfl. 2003). Det er også vist at utvandringstid kan relateres til lufttemperatur (Vollset mfl., 2021), og at smoltutvandringen altså inntreffer tidligere i sør enn i nord. I den tidlige kystfasen foretrekker ungfisken temperaturer mellom 8 og 12 °C (Friedland mfl., 2000, Holm mfl., 2004) og salinitet > 35 (Holm mfl., 2003). Laksen oppholder seg ved overflaten (1-3 m) med sporadiske dykk og vandrer aktivt og med havstrømmer med hastigheter opp til 30 km per dag (e.g. Thorstad mfl. 2011).

4.4.2 Tilstand

Det beregnede innsiget av laks til norskekysten har blitt mindre over de siste 30 årene. På grunn av redusert beskatning i elv og sjø regnes gytebestandsmålene og dermed rekrutteringen i ferskvann likevel som oppnådd i de fleste norske elver i dag. Reduksjonen i innsig til kysten er størst i Vest- og Midt-Norge, hvilket til dels kan skyldes økt dødelighet i perioden laksen oppholder seg i sjøen på grunn av påslag av akvakultur-relatert lakselus *Lepeophtheirus salmonis*. (VRL, 2021). Global oppvarming nevnes ofte som en grunn til den generelle reduksjonen i antall atlantisk laks, men årsakssammenhengen er svakt dokumentert. Man vet at den marine overlevelsen er redusert de seneste årene. Det finnes indikasjoner som tilsier at forandringer i havtemperatur i områdene der fisken spiser, har ført til forandringer i tilvekst og overlevelse (VRL 2021, ICES 2021). Laksens vekst og overlevelse i havet varierer med endringer i vanntemperaturen, men det er vanskelig å isolere de fysiologiske effektene av temperatur fra indirekte effekter som for eksempel redusert byttedyrtilgang

eller økt konkurranse. I bestander i Sør-Norge og lenger sør i Europa har veksten hos post-smolt blitt sterkt redusert siden 2005, sannsynligvis knyttet til endringer i havstrømmer som fører næringsrikt vann inn i Norskehavet (VRL, 2021). Vitenskapelig råd for lakseforvaltning framhever at "Klimaendringer vil trolig forskyve tyngdepunktet for utbredelsen av laks nordover" (VRL 2021). Det virker sannsynlig at noe av reduksjonen i bestander lenger sør kan skyldes et varmere klima, mens tap av ferskvannshabitat og oppdrettsindustrien langs kysten kan ha spilt den største rollen.

Atlantisk laks er forsøkt satt ut i flere områder utenfor Nord-Atlanteren uten suksess. Man antar derfor at den generelt ikke er veldig tilpasningsdyktig, til tross for at den opptrer i vidt forskjellige ferskvannshabitater rundt Atlanterhavet. I sjøen oppholder voksen laks fra norske bestander seg ved temperaturer under 10 °C (Rikardsen mfl. 2021). En mer detaljert studie viste at satellitt-merket voksen laks fra Alta i Nord-Norge oppholder seg i kaldt vann fra 1,6-8,4 °C (Strøm mfl. 2020) i havet. Laksen ble registrert i områder med vanntemperatur 3,4-5,0 °C både i varme og kalde år om vinteren, mens de ble registrert ved høye temperaturer i varme år og lave temperaturer i kalde år om sommer og høst. Forfatterne av studien påpeker at dette kan indikere at laksen tilpasser sin utbredelse til temperaturer og byttedyrtilgang i havet om vinteren, og altså har en atferd som kan påvirkes av klimaforandringer.

4.5 Stortare (*Laminaria hyperborea*)

4.5.1 Dagens utbredelse

Tare, store brunalger i ordenen Laminariales, dominerer grunne hardbunnsområder langs kysten i tempererte, subpolare og polare områder på kloden (utenom Antarktis). Ved å danne undersjøiske tareskoger, er taren grunnlag for rike og produktive økosystemer (Wernberg m.fl., 2019). I Nordøst-Atlanteren er stortare, *Laminaria hyperborea* (Figur 3), blant de mest utbredte tare-artene. Vi finner stortare fra Portugal i sør til Russland og Svalbard i nord (Kain 1971). Norskekysten er en betydelig del av artens utbredelsesområde (Bekkby m.fl., 2009, Kvile m.fl., 2022), med spesielt store forekomster langs Møre-kysten og Trøndelag. Det finnes flere tarearter langs norskekysten, men det er først og fremst stortare som dominerer i ytre kystområder, mens sukkertare (*Saccharina latissima*) danner skoger i mer beskyttede skjærgårder og fjorder (Bekkby m.fl., 2009). Siden den statistiske nedskaleringen av klimascenarier brukt i denne rapporten representerer bedre de ytre kystområdene enn indre fjordområder, og denne arten danner de største tareskogene langs norskekysten, har vi valgt å fokusere på stortare framfor andre tarearter.



Figur 3. Tareskog dannet av arten stortare (*Laminaria hyperborea*) (Foto: Janne Gitmark/NIVA)

Stortare danner skoger med 1-2 m høyde, og det er de store og eldre plantene (ofte eldre enn 4-5 år) som utgjør den viktigste delen av tareskogen når det gjelder biomasse og biologisk mangfold (Christie m.fl., 1998). Stortareskogene er tettest på 1–10 meters dyp, men går helt ned til 30 meter (Frigstad m.fl., 2021). Arten fester seg til det harde underlaget ved hjelp av et festeorgan (hapter), og består i tillegg av en stilk (stipes) og et fliket «blad» (lamina). I tillegg til å være et viktig habitat med en rik fauna og flora, bidrar tareskoger med en rekke økosystemtjenester, inkludert som oppvekstområde og matfat for kommersielt viktige fisk og krepsdyr, for demping av bølger og dermed beskyttelse av kysten, som mulig kilde til mat og råvarer (f.eks. biodrivstoff), samt som område for rekreasjon og turisme (Smale m.fl., 2013) og karbonlagring (Frigstad m.fl., 2021).

Ifølge nye beregninger dekker stortare et areal på ca. 18 155 km² langs norskekysten, eller 3 810 km² om man bare regner med de tette tareskogene (≥ 5 planter per m²) (Frigstad m.fl., 2021). Disse beregningene er hovedsakelig basert på data samlet inn fra 2007 til 2018 (gjennom «Nasjonalt program for kartlegging av biologisk mangfold», Bekkby m.fl., 2013) og sammenhengen mellom observasjonene og det fysiske miljøet. Resultatene viser at stortare finnes langs hele norskekysten inkludert i ytre deler av Oslofjorden. Bunndyp er den viktigste forklaringsvariabelen for hvor man finner stortare langs norskekysten (0-30 m). Det er ikke store bunndyp i seg selv som er begrensende for tareplanten, men tilgangen på lys for fotosyntese, som reduseres raskt med økende dyp. I tillegg trives stortare best i bølgeeksponerte områder med overflatetemperatur rundt 6-10 °C og salinitet over ca. 25 (Frigstad m.fl., 2021). Siden man mangler gode og heldekkende kart over bunntype langs norskekysten, ble ikke substrat tatt hensyn til i denne habitatmodellen, men hardbunn er en forutsetning for at tareskoger skal kunne dannes.

Kontrollerte lab-studier tyder på at stortare har relativt høy vekst ved temperaturer mellom 5 og 20 °C, med et optimum rundt 15 °C og sterkt redusert vekst under 0 °C og over 20 °C (Bolton og Lüning 1982). Studier fra Storbritannia viser også høyere vekst og biomasse i områder der de maksimale sommer-temperaturene (ved havbunnen) er 13-15 °C, sammenlignet med 16-18 °C (Smale m.fl.,

2020). Nylig viste også en global studie at den økologiske nisjen til stortare hovedsakelig begrenser seg til områder med overflatetemperaturer mellom 0,2 °C og 17,7 °C og salinitet på minimum 7,9 (for den kaldeste måneden på vinteren, Assis m.fl., 2017). Vi har ikke funnet studier som beskriver stortarens toleranse til variasjon i pH, men det er antatt at fotosyntesen hos mange marine makroalger er begrenset av CO₂. Dermed vil økt CO₂ føre til økt produksjon og muligens kompensere for eventuelle negative effekter av lavere pH, selv om det her er stor usikkerhet (Koch m.fl., 2013).

4.5.2 Tilstand

Fra 1970- til 1990-tallet ble stortareskogene i moderat bølgeeksponerte og mer beskyttede områder langs norskekysten mellom 63°N (Møre og Romsdal) og 71°N (Finnmark) totalt nedbeitet av kråkebolle drøbakkråkebolle (*Strongylocentrotus droebachiensis*). Fra 1990-tallet til i dag har stortareskogen gradvis kommet tilbake i den sørlige delen av dette området nord til Nordland, sannsynligvis på grunn av en kombinasjon av økte temperaturer, som er negativt for kråkebollenes rekruttering (Fagerli m.fl., 2013) og nordlig ekspansjon av krabber som spiser kråkeboller (Fagerli m.fl., 2014; Christie m.fl., 2019). I den nordøstlige delen av det nedbeitede området (østlige Finnmark) er stortaren også i ferd med å komme tilbake på grunn av økende forekomst av kongekrabbe (Christie m.fl., 2019), mens i de midtre delene (Troms og vestlige Finnmark) blir stortareskogen fortsatt beitet av kråkeboller (Rinde m.fl., 2014, Christie m.fl., 2019).

Utbredelsen til stortare er ventet å minke på global skala med økte temperaturer, særlig om de høyeste utslippsscenarioene slår til (RCP 8.5, Assis m.fl., 2017). Dette skyldes en forventet nedgang i de sørlige utbredelsesområdene (Den iberiske halvøy, Den engelske kanal), mens i nordlige områder, inkludert Barentshavet og Svalbard, er utbredelsen ventet å øke. Disse endringene er allerede observert. For eksempel er utbredelsen til stortare og andre tare-arter redusert i nordlige deler av Spania de siste 40 årene (Voerman m.fl., 2013), mens i Kongsfjorden (Svalbard) har mengden observert tare økt fra 1996/1998 til 2012/2013 (Bartsch m.fl., 2016).

Vi vet lite om hvor tilpasningsdyktig stortare er til endringer i miljø, men de observerte endringer i utbredelse de siste årene tyder på at arten har en relativt konservativ økologisk nisje (Assis m.fl., 2017). Men siden stortare kan vokse relativt dypt (ned mot ca. 30 m), har arten mulighet til å trekke dypere om temperaturene nær overflaten skulle bli for høye. Dette forutsetter imidlertid at lysforholdene er gode nok for fotosyntese.

4.6 Drøbakkråkebolle (*Strongylocentrotus droebachiensis*)

4.6.1 Dagens utbredelse

Drøbakkråkebolle (*Strongylocentrotus droebachiensis*, Figur 4) er en vanlig art av sjøpiggsvin som er en viktig beiter på tare i kystområdene i Nord-Atlanteren, Stillehavet og Arktis. I Nordøst-Atlanteren finnes den fra nordlige Danmark og langs hele norskekysten, samt Svalbard.



Figur 4. Drøbakskråkeboller i ferd med å beite på stortare (Foto: Eli Rinde/NIVA).

Data fra norskekysten tyder på at drøbakskråkeboller trives best i grunne kystområder (under 10 meter) på nordlige breddegrader (nord for 67,5°N, dvs. omtrent fra Lofoten), i områder med gjennomsnittstemperaturer om sommeren under 11 °C, relativt lav bølgeeksponering og moderate strømforhold (Rinde m.fl., 2014). Salinitet ble ikke identifisert som en viktig forklaringsvariabel for artens utbredelse langs norskekysten i denne studien. I en lab-studie ble den øvre temperaturløseransen for utviklingen av kråkebolle-egg og larver målt til ca. 10 °C, noe som korresponderer bra med artens utbredelse (Stephens, 1972). Generelt har kråkeboller vist seg å være hardføre i møte med havforsuring, men lav pH kan ha negative effekter på flere deler av kråkebollens livssyklus (Dupont m.fl., 2013). En sammenstilling av flere studier definerte nedre grenseverdien for vekst og utvikling hos larver til henholdsvis 7,49 og 7,64, dødelighet hos larver til 7,23, og effekter på respirasjon (økt energibruk) til 7,75 (Bednaršek m.fl., 2021). Som et konservativt estimat kan vi dermed anta at pH-verdier under 7,75 vil påvirke drøbakskråkebollen negativt. Drøbakskråkebollen er også sensitiv til lav salinitet. Lange (1964) rapporterte en nedre dødelighetsgrense for kråkeboller i Norge til 21,5, mens populasjoner fra andre områder kan tåle lavere verdier (Himmelman m.fl. 1984).

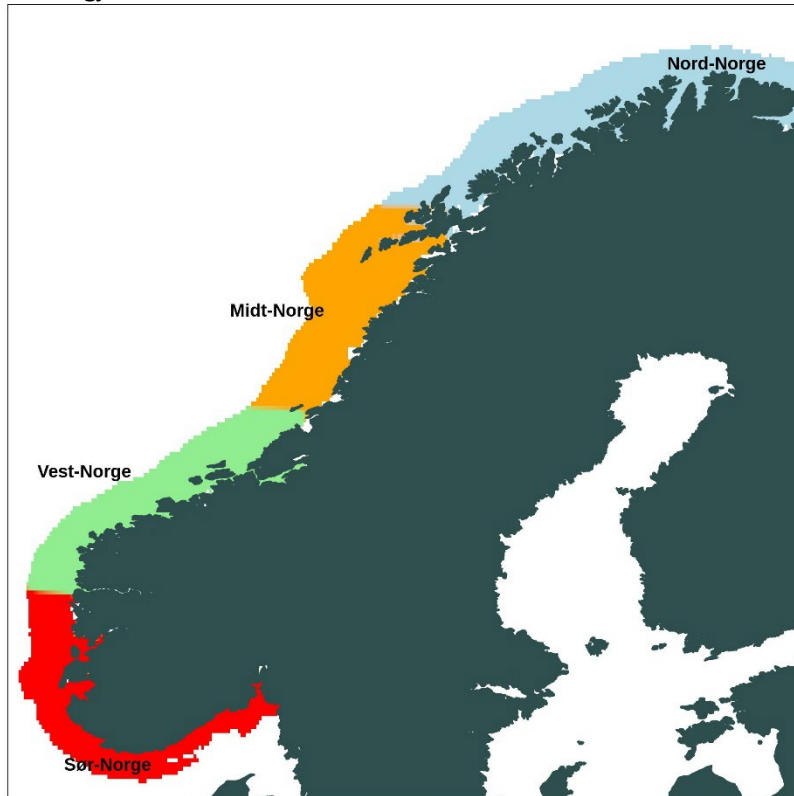
4.6.2 Tilstand

Fra 1970-tallet og utover opptrådte drøbakskråkebollen i svært høye tettheter i moderat bølgeeksponerte og mer beskyttede områder mellom 63°N og 71°N langs norskekysten. Som beskrevet i kapittelet for stortare har det fra 1990-tallet og til i dag vært en gradvis nedgang i kråkebolletettheten og en påfølgende gjenvækst av tare i de sørlige og nordøstlige delene av dette området, sannsynligvis på grunn av en kombinasjon av økte temperaturer og nordlig ekspansjon av taskekrabber i sør (Fagerli m.fl., 2013, 2014, Rinde m.fl., 2014; Christie m.fl., 2019) og sørlig ekspansjon av kongekrabbe i nord (Christie m.fl., 2019). I 2007 hadde den sørlige grensen til «kråkebolleørkenen» flyttet seg nordover til 65,5°N (Rinde m.fl. 2014). Vi finner fremdeles kråkebolledominerte lokaliteter i middels eksponerte kystområder sør for denne grensen, men disse er mer flekkvis representert sammenlignet med de store, sammenhengende områdene som er nedbeitet i Troms og Finnmark.

Generelt er drøbakkråkeboller svært robuste og tilpasningsdyktige, og de overlever i høye tettheter i utarmede og næringsfattige miljøer (Russel 1998). Studier på effekten av redusert pH på drøbakkråkebollen har demonstrert stor variasjon i molekylært genuttrykk og overlevelse innad i arten, noe som tyder på at den kan raskt være i stand til å tilpasse seg endringer i pH (Runcie m.fl., 2016).

5 Statistisk nedskalering av norskekysten

Den statistiske nedskaleringen vi har gjort, gir prediksjoner av de fysiske og biologiske forholdene langs norskekysten med verdier for hver måned fra 1993 til 2100. I tidsseriene under (Figur 6-Figur 9) vises årlig middelvei av verdier på overflate og bunn for hver enkelt variabel (for eksempel havtemperatur) som et gjennomsnitt over hvert av de fire områdene vi har delt Norge inn i (Figur 5).



Figur 5. Kart som viser de fire regioner som til sammen utgjør hele norskekysten. Rødt område viser Sør-Norge, grønt er Vest-Norge, oransje er Midt-Norge, og blått er Nord-Norge. Topografien er filtrert for dyp grunnere enn 400 m, og områder utenfor den territorielle grensen på 24 nautiske mil er filtrert ut.

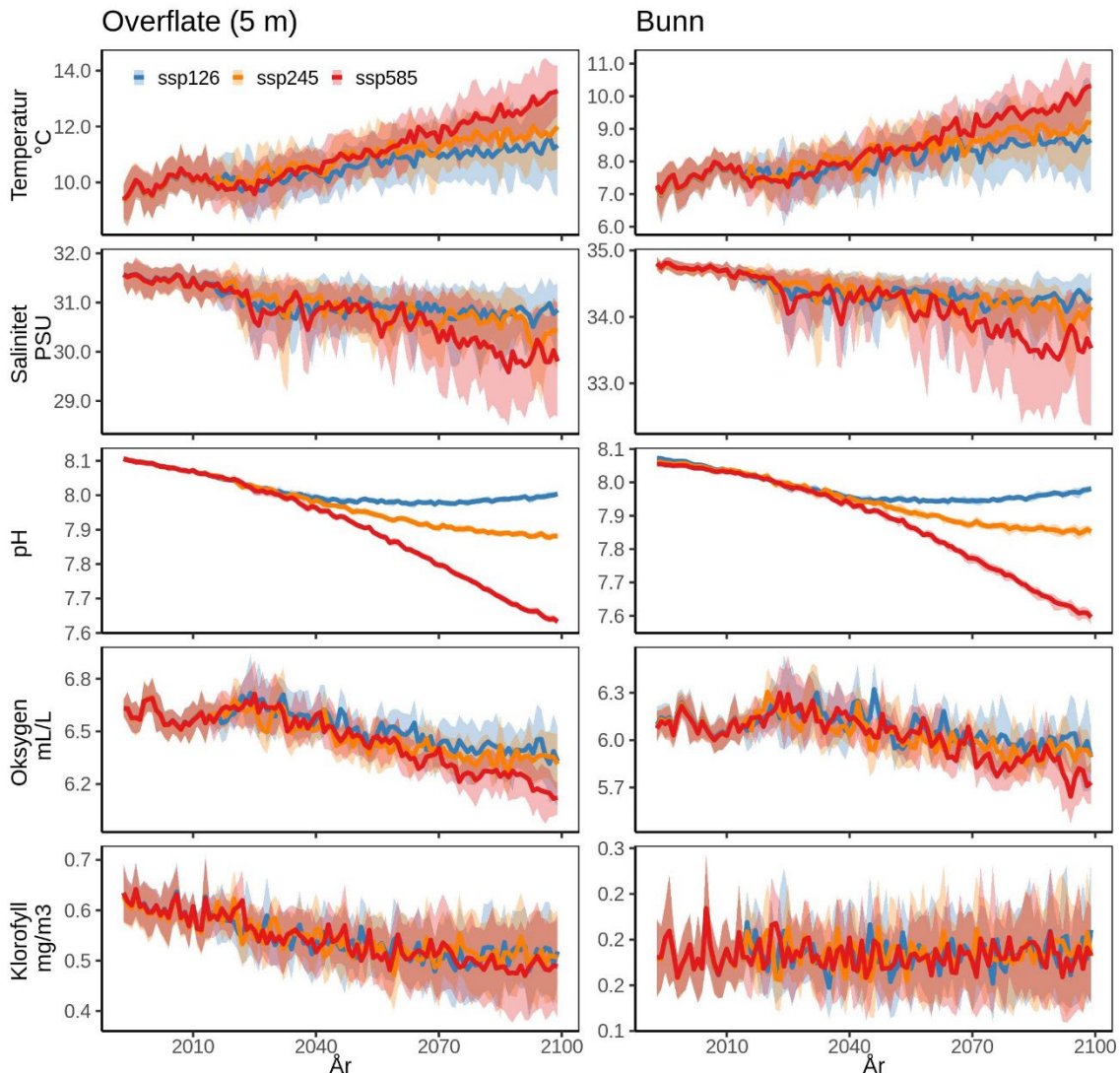
5.1 Tidsserier av de årlige fysiske og biologiske endringene

For å illustrere de fysiske og biologiske forventede klimaendringene over tid vises tidsserier med årlige gjennomsnittsverdier for perioden 1993-2100 midlet over de fire regionene Sør-Norge, Vest-Norge, Midt-Norge og Nord-Norge. Dette gir en indikasjon på endringene som kan forventes under de tre forskjellige klimascenariene SSP1-2.6, SSP2-4.5 og SSP5-8.5 fra sør til nord langs norskekysten. Det er viktig å understreke at områdene som vi tar gjennomsnittet over inkluderer de kystnære områdene ut til 24 nm, noe som betyr at området vi ser på er relativt store. Vi vet det er stor romlig variasjon innenfor dette området noe som også reflekteres i habitatsberegningene for de enkelte arter. Denne romlige variasjonen i de fysiske og biologiske variablene kan studeres i kartene som presenteres i kapittel 5.6 mens variasjonen i habitatsfeltene presenteres i kapittel 6.

5.2 Sør-Norge

Resultatene for Sør-Norge er oppsummert i Figur 6.

Sør-Norge



Figur 6. Årlige gjennomsnittsverdier (mørke linjer) og 95 % konfidensintervall (lysere områder) for perioden 1993-2100 for fysiske og biologiske variabler midlet for området Sør-Norge. Øverst til nederst vises temperatur (°C), salinitet, pH, oksygen (mL/L) og klorofyll (mg/m³) for overflate (venstre kolonne) og bunn (høyre kolonne) for de tre scenarioene SSP1-2.6 (blå), SSP2-4.5 (oransje), og SSP5-8.5 (rød).

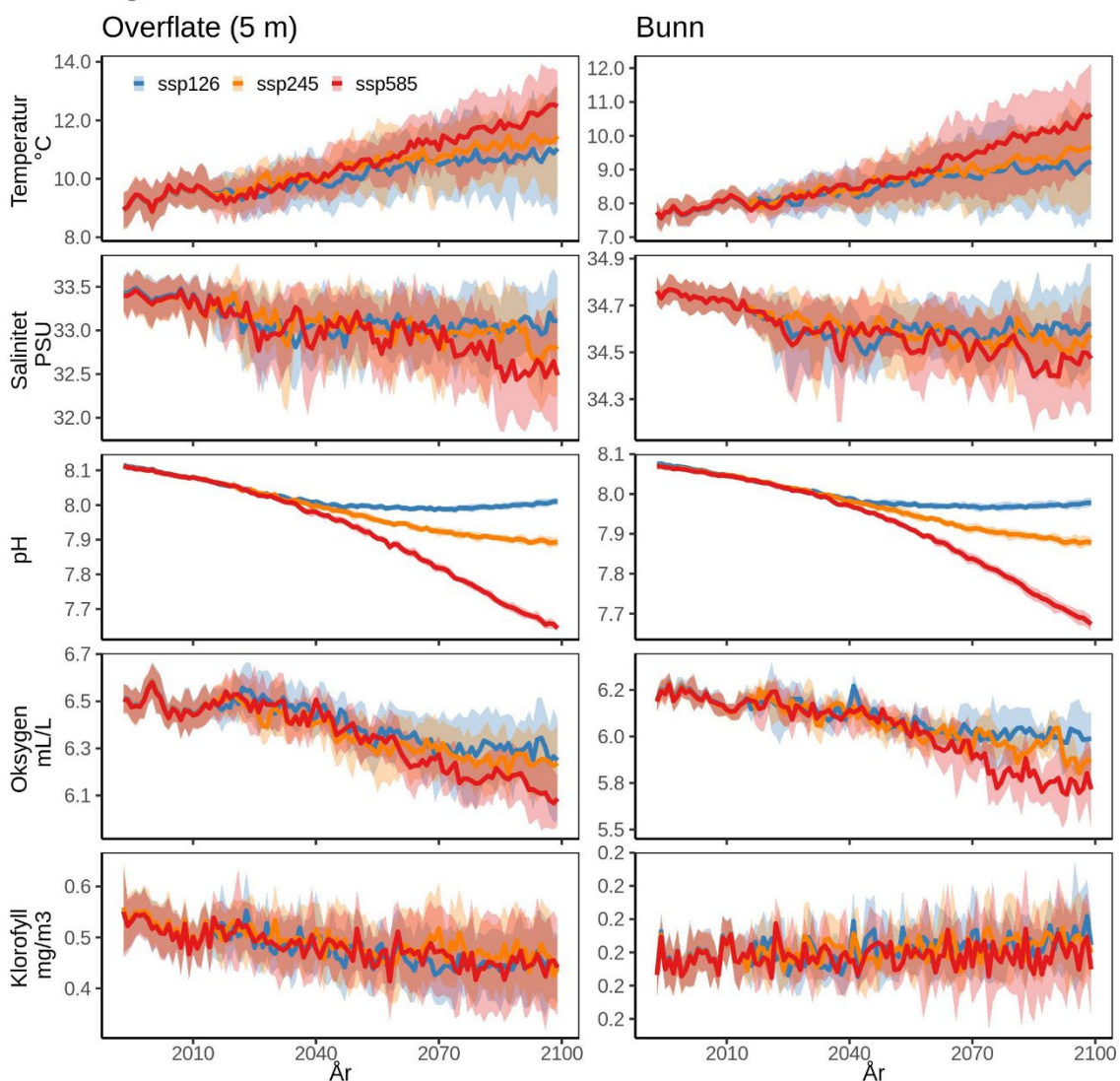
For Sør-Norge viser Figur 6 at gjennomsnittstemperaturen i overflaten vil øke fra rundt 9 til 13 °C under SSP5-8.5 for Sør-Norge, mens for SSP1-2.6 er endringen begrenset opp til 11 °C. For havbunnen øker temperaturen fra cirka 7 °C til 10 og 8 °C for henholdsvis SSP5-8.5 og SSP1-2.6. Bunntemperaturen vil øke med 1-3 °C. For sommerhalvåret kan man også forvente at det blir mer ekstreme temperaturer i overflaten som igjen kan ha sterke negative effekter på marine arter som er tilpasset sitt miljø over mange generasjoner. Salinitet er forventet å reduseres langs kysten som en effekt av økt nedbør over land og økt avrenning fra elver. De laveste salinitetsverdiene for hele norskekysten finner vi i overflatelaget i Skagerrak, og det er også her de største nedgangene (2,5) i

salinitet er forventet å finne sted, spesielt under SSP5-8.5. pH er forventet å reduseres kraftig ned til verdier nær 7,6, men det er stor forskjell mellom de forskjellige klimascenariene. Dersom SSP5-8.5 blir virkelighet vil det føre til en sterk økning i forsuring i Sør-Norge, som omfatter kysten innenfor havområdene Nordsjøen og Skagerrak som omfattes av havforvaltningen. Oksygen konsentrasjonen viser en synkende trend, men verdiene er fortsatt relativt høye (over 5 ml/L) og det er få tegn på et oksygenproblem langs norskekysten. Produksjonen av planteplankton for fremtiden viser en svak nedadgående trend, men det er stor usikkerhet knyttet til den fremtidige biologiske produksjonen i klimamodellene og det er stor usikkerhet på tvers av modellene.

5.3 Vest-Norge

Resultatene for Vest-Norge er vist i Figur 7.

Vest-Norge



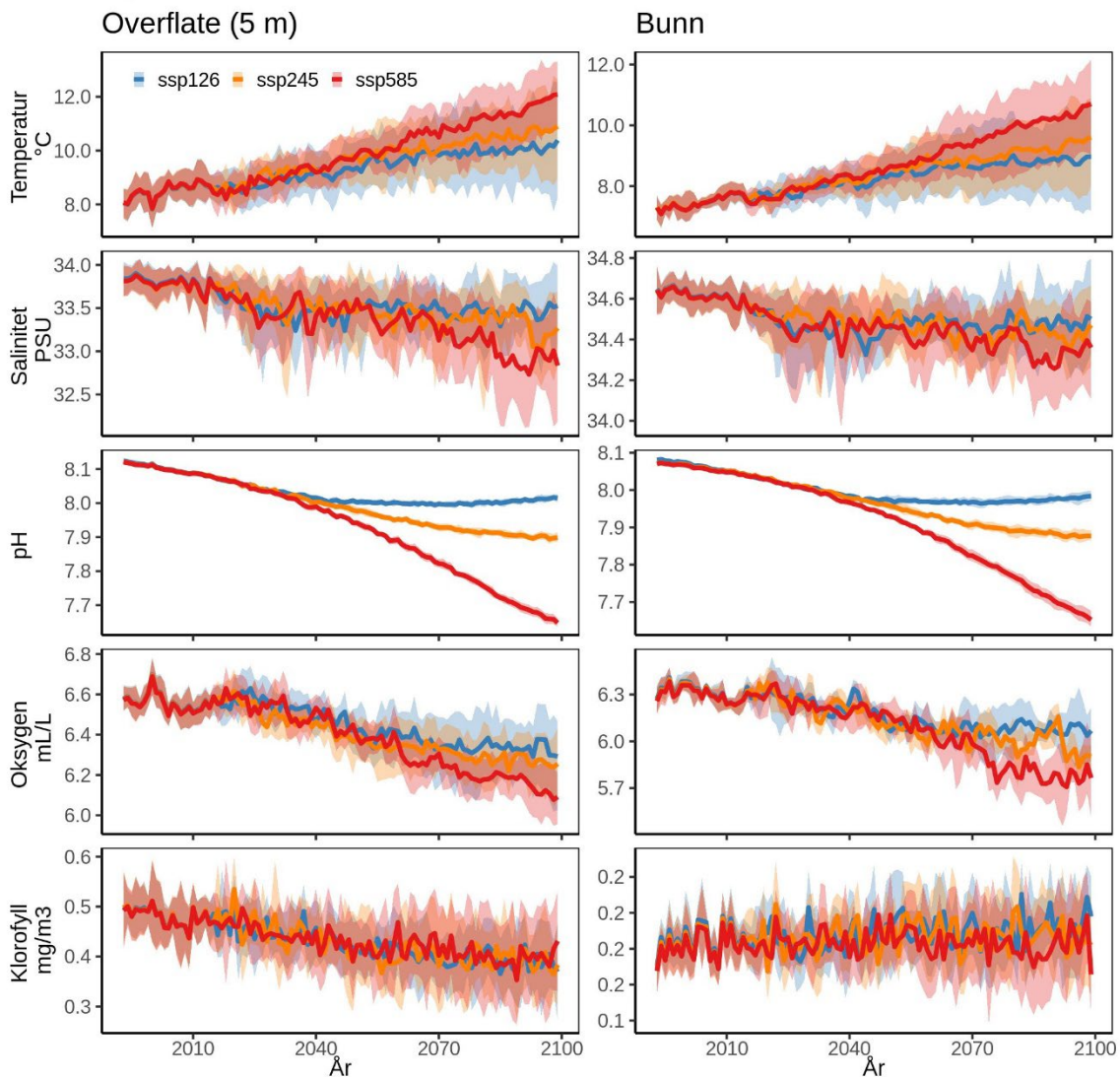
Figur 7. Årlige gjennomsnittsverdier (mørke linjer) og 95 % konfidensintervall (lysere områder) for perioden 1993-2100 for fysiske og biologiske variable midlet for området Vest-Norge. Øverst til nederst vises temperatur (°C), salinitet, pH, oksygen (ml/L) og klorofyll (mg/m³) for overflate (venstre kolonne) og bunn (høyre kolonne) for de tre scenarioene SSP1-2.6 (blå), SSP2-4.5 (oransje) og SSP5-8.5 (rød).

For Vest-Norge viser Figur 7 at endringene er omtrent tilsvarende hva vi finner for Sør-Norge, med litt lavere temperaturer og endringer i pH. Ettersom man beveger seg nordover, synker den gjennomsnittlige temperaturen i havet, men de relative endringene i klima er fortsatt markante.

5.4 Midt-Norge

Resultatene for Midt-Norge er vist i Figur 8.

Midt-Norge



Figur 8. Årlige gjennomsnittsverdier (mørke linjer) og 95 % konfidensintervall (lysere områder) for perioden 1993-2100 for fysiske og biologiske variable midlet for området Midt-Norge. Øverst til nederst vises temperatur (°C), salinitet, pH, oksygen (mL/L), og klorofyll (mg/m³) for overflate (venstre kolonne) og bunn (høyre kolonne) for de tre scenarioer SSP1-2.6 (blå), SSP2-4.5 (oransje), og SSP5-8.5 (rød).

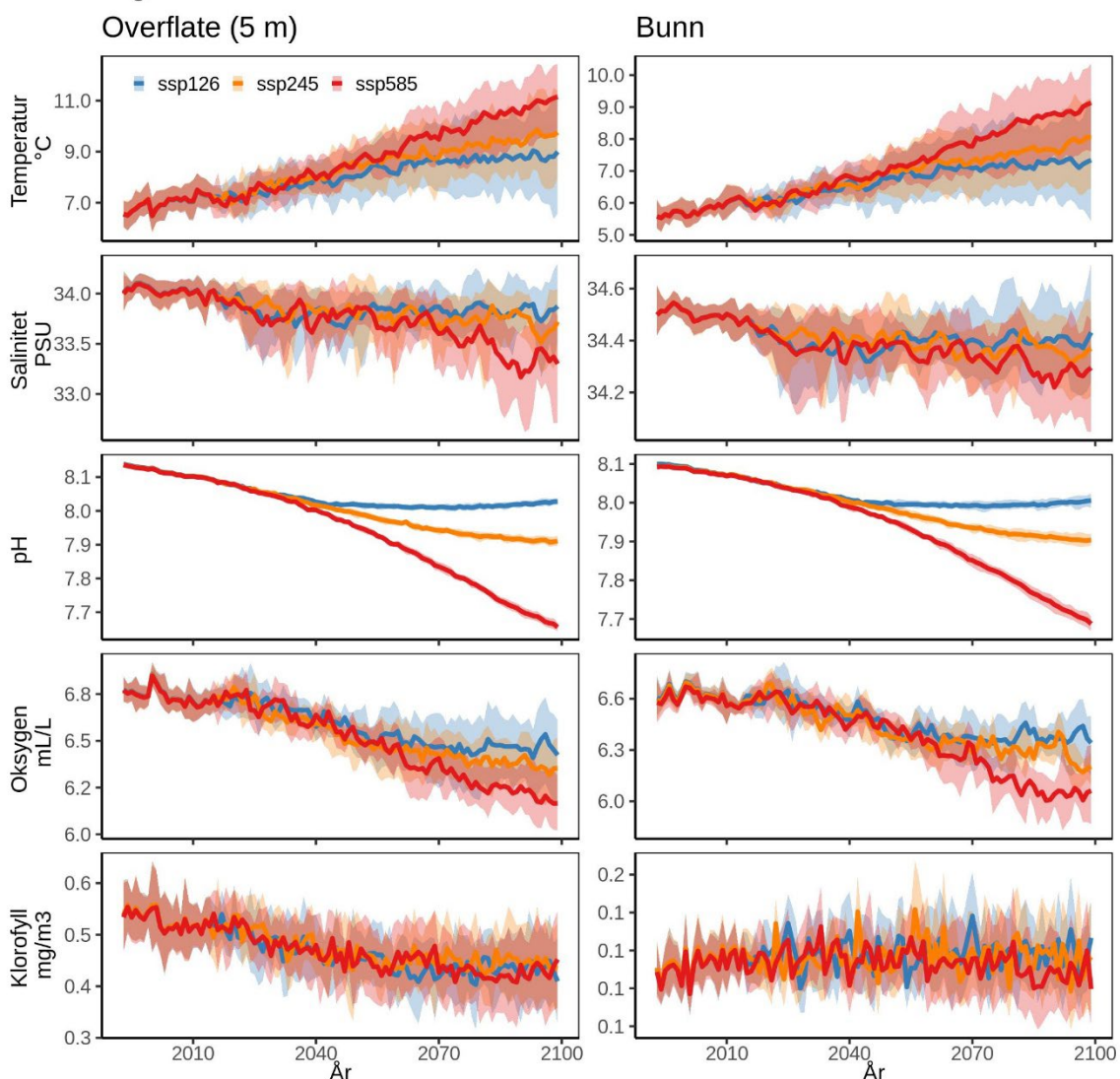
For Midt-Norge viser Figur 8 at gjennomsnittstemperaturen i overflaten vil øke fra rundt 8 til 12 °C under SSP5-8.5, mens for SSP1-2.6 er endringen begrenset opp til 10 °C. De relative endringene i

temperatur mellom 1993 og 2100 er altså like i verdi som for Sør-Norge. For havbunnen øker temperaturen fra cirka 7 °C til 10,5 og 8,5 °C for henholdsvis SSP5-8.5 og SSP1-2.6. Salinitet er forventet å reduseres ganske kraftig langs kysten som en effekt av økt nedbør over land og økt avrenning fra elver. pH er forventet å reduseres kraftig, men det er stor forskjell mellom de forskjellige klimascenarioene. Oksygenkonsentrasjonen viser en synkende trend tilsvarende de andre regionene. Produksjonen av planteplankton for fremtiden viser en nedadgående trend, men usikkerheten på tvers av klimamodeller er relativt stor.

5.5 Nord-Norge

Resultatene for Nord-Norge er vist i Figur 9.

Nord-Norge



Figur 9. Årlige gjennomsnittsverdier (mørke linjer) og 95 % konfidensintervall (lysere områder) for perioden 1993-2100 for fysiske og biologiske variable midlet for området Nord-Norge. Øverst til nederst vises temperatur (°C), salinitet, pH, oksygen (mL/L), og klorofyll (mg/m³) for overflate (venstre kolonne) og bunn (høyre kolonne) for de tre scenarioer SSP1-2.6 (blå), SSP2-4.5 (oransje), og SSP5-8.5 (rød).

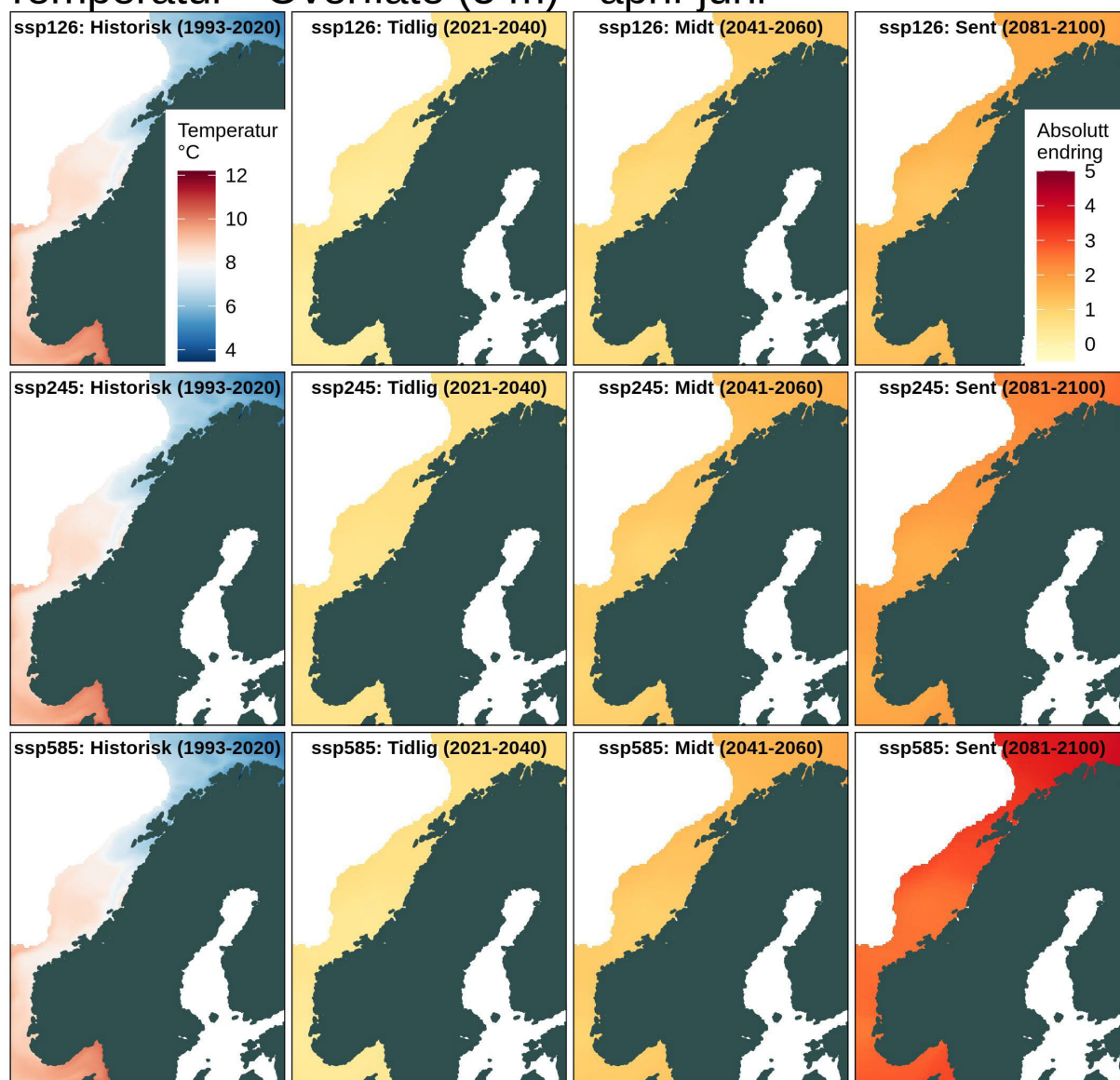
For Nord-Norge viser Figur 9 at endringene er omtrent tilsvarende hva vi finner for de andre sørligere regionene, med unntak av bunntemperaturen som øker drastisk fra cirka 5,5 °C til opp mot 9 °C. Mye av Nord-Norge er dominert av det relativt grunne Barentshavet noe som gjør at oppvarmingen av dette hav- og kystområdet skjer relativt mye raskere sammenliknet med dypere områder. Denne raske oppvarmingen vil ha en stor effekt på marine arter tilpasset et Arktisk miljø der det er relativt lite variasjon mellom årstider. Selv under SSP1-2.6 er temperaturen forventet å øke med 1,5 °C. For oksygen, pH, og klorofyll er endringene og retningene tilsvarende de andre regionene.

5.6 Kart over de sesongmessige fysiske og biologiske endringene

Kartene under (Figur 10-Figur 17) viser sesongmessige gjennomsnitt for den historiske perioden 1993-2020 samt tre fremtidige 20-års-perioder: 2021-2040, 2041-2060 og 2081-2100 for temperatur, salinitet, oksygen og pH. Endringene i fremtiden er vist som relative endringer til den historiske perioden. Da våren (april-juni) er den perioden av året hvor størstedelen av den marine gyting og klekking foregår, har vi valgt å sette søkelys på denne sesongen i kartene som presenteres i hovedrapporten, mens figurer for vinter (januar-mars), sommer (juli-september) og høst (oktober-desember) er tilgjengelige i Appendiks B. Kartene under er filtrert til områder langs norskekysten med maksimumsdyp på 400 m og midlet over de sesongmessige månedene (f.eks. at middelveiden av april, mai og juni representerer våren).

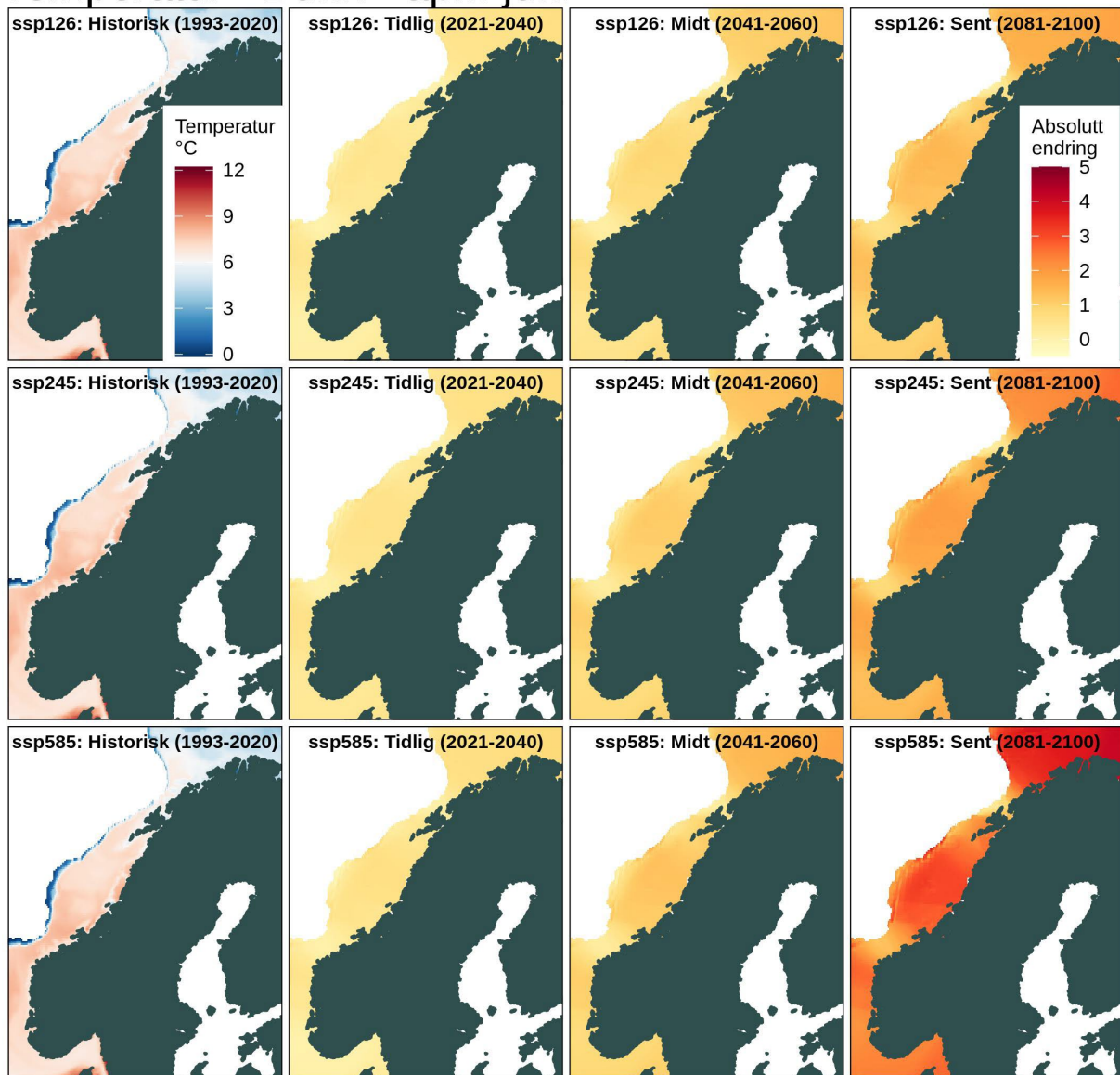
Den midlere overflatetemperaturen (5 m) langs norskekysten i april, mai og juni synker fra et maksimum rundt 12 °C til et minimum rundt 4 °C ettersom man beveger seg nordover (Figur 10) fra det relativt varme Nordsjøen og Skagerrak til det kaldere Barentshavet. De absolutte endringene i temperatur som forventes med klimaendringene varierer derimot relativt lite romlig for de forskjellige tidsperiodene inn i fremtiden. Vi ser også at under SSP5-8.5 scenario er temperaturøkningen mye høyere frem mot 2100 sammenliknet med situasjonen for SSP1-2.6 og SSP2-4.5. For temperaturen langs bunnen (Figur 11) er det derimot mer romlig variasjon i hvor endringene blir sterkest, noe som er en naturlig følge av at dypet varierer veldig fra inne ved kysten og ut til 24 nm-grensen på sokkelen.

Temperatur - Overflate (5 m) - april-juni



Figur 10. Temperatur (°C) i overflaten (5 m) for sesongen april, mai og juni for den historiske perioden 1993-2020 (kolonne 1) og endring (°C) i periodene 2021-2040 (kolonne 2), 2041-2060 (kolonne 3) og 2081-2100 (kolonne 4) relativt til den historiske perioden for scenarioene SSP1-2.6 (rad 1), SSP2-4.5 (rad 2) og SSP5-8.5 (rad 3).

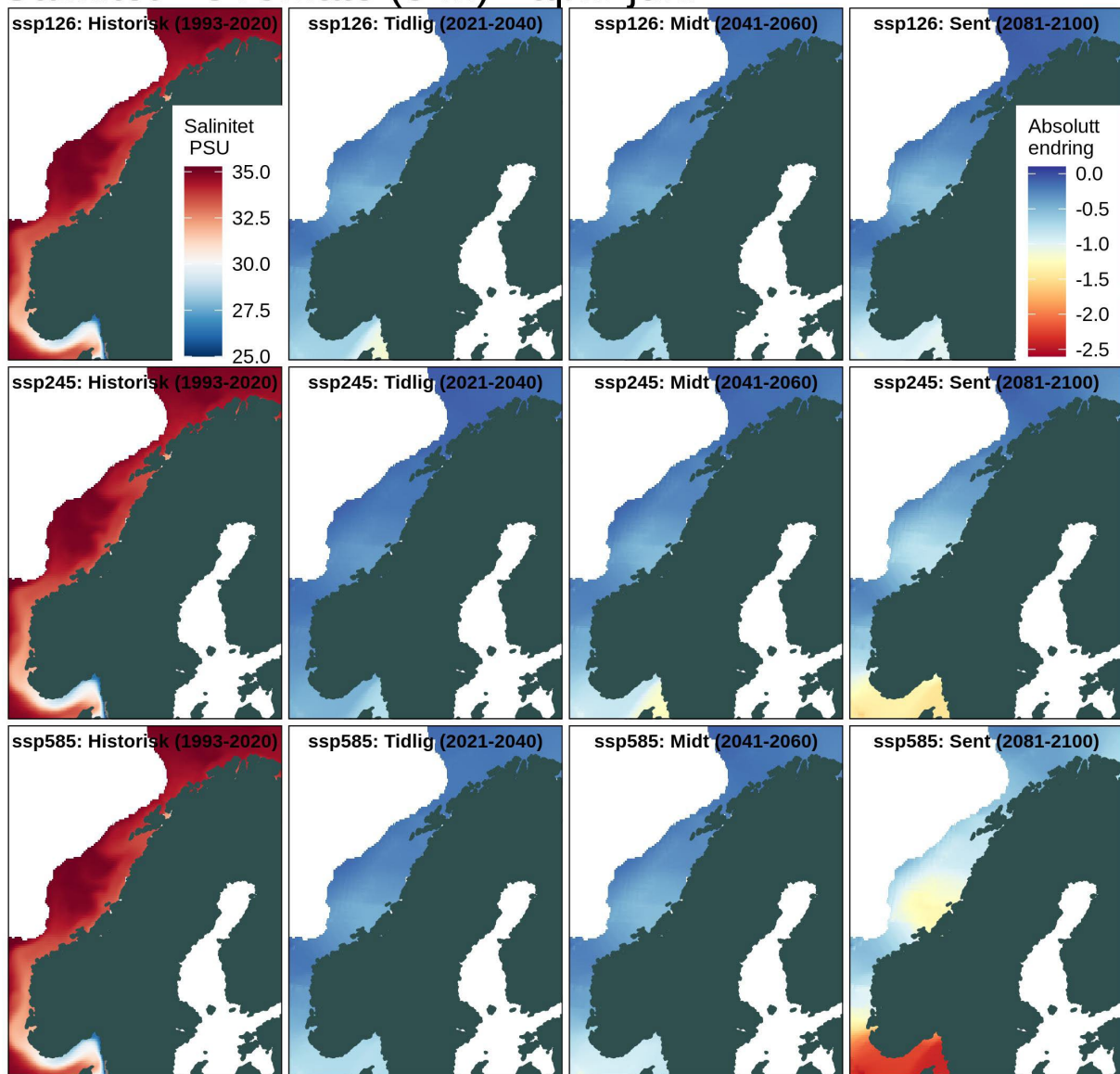
Temperatur - Bunn - april-juni



Figur 11. Temperatur (°C) for havbunnen (dypet varierer geografisk) for sesongen april, mai og juni for den historiske perioden 1993-2020 (kolonne 1) og den absolutte endringen (°C) i periodene 2021-2040 (kolonne 2), 2041-2060 (kolonne 3) og 2081-2100 (kolonne 4) relativt til den historiske perioden for scenarioene SSP1-2.6 (rad 1), SSP2-4.5 (rad 2) og SSP5-8.5 (rad 3).

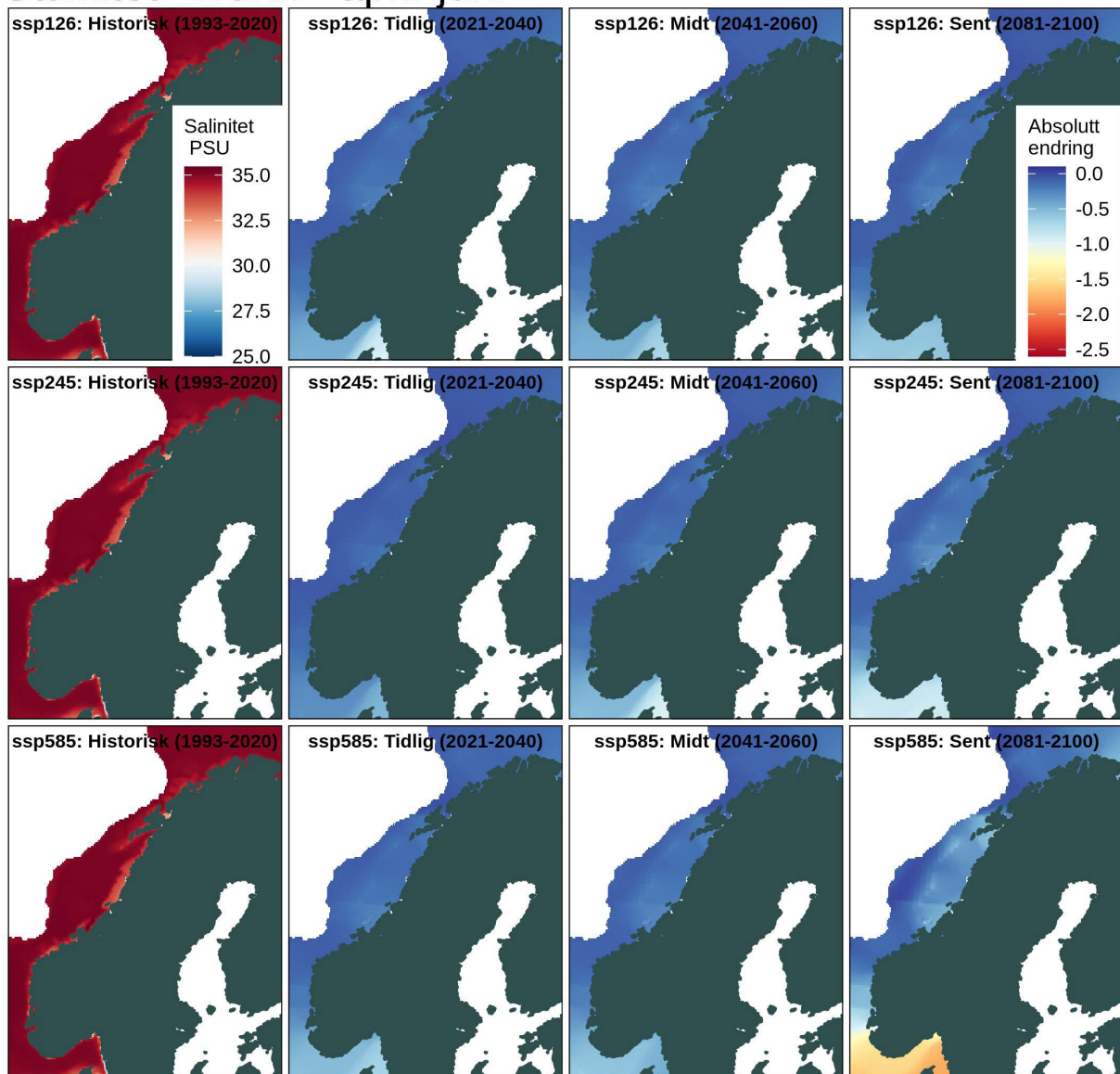
Salinitet (Figur 12) i overflaten (5 m) for norskekysten i april, mai og juni forventes å bli redusert særlig i sør sannsynligvis som en effekt av økt nedbør over land og økt avrenning fra elver. De laveste salinitetsverdiene for hele norskekysten finner vi i overflatelaget i Skagerrak, og det er også her de største nedgangene (2,5) i salinitet er forventet å finne sted da hovedsakelig under SSP5-8.5-scenariet. For salinitet langs havbunnen er endringene litt mindre drastiske med unntak av i de veldig grunne områdene i Skagerrak (Figur 13) og området nord for Møre og da sterkest under SSP5-8.5.

Salinitet - Overflate (5 m) - april-juni



Figur 12. Salinitet i overflaten (5 m) for sesongen april, mai og juni for den historiske perioden 1993-2020 (kolonne 1) og endring periodene 2021-2040 (kolonne 2), 2041-2060 (kolonne 3) og 2081-2100 (kolonne 4) relativt til den historiske perioden for scenarioene SSP1-2.6 (rad 1), SSP2-4.5 (rad 2) og SSP5-8.5 (rad 3).

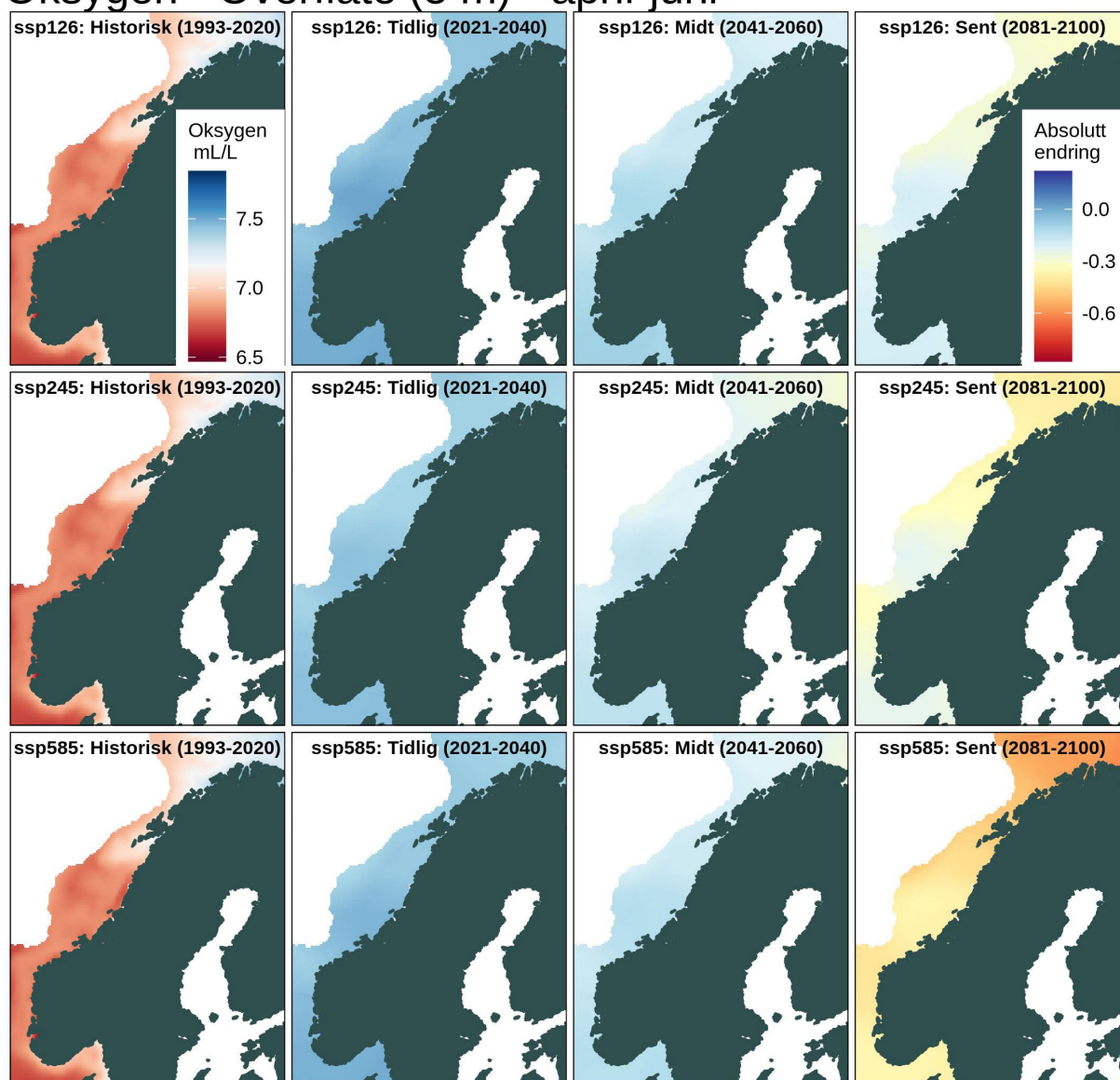
Salinitet - Bunn - april-juni



Figur 13. Salinitet for havbunnen (dypet varierer geografisk) for sesongen april, mai og juni for den historiske perioden 1993-2020 (kolonne 1) og endring i periodene 2021-2040 (kolonne 2), 2041-2060 (kolonne 3) og 2081-2100 (kolonne 4) relativt til den historiske perioden for scenarioene SSP1-2.6 (rad 1), SSP2-4.5 (rad 2) og SSP5-8.5 (rad 3).

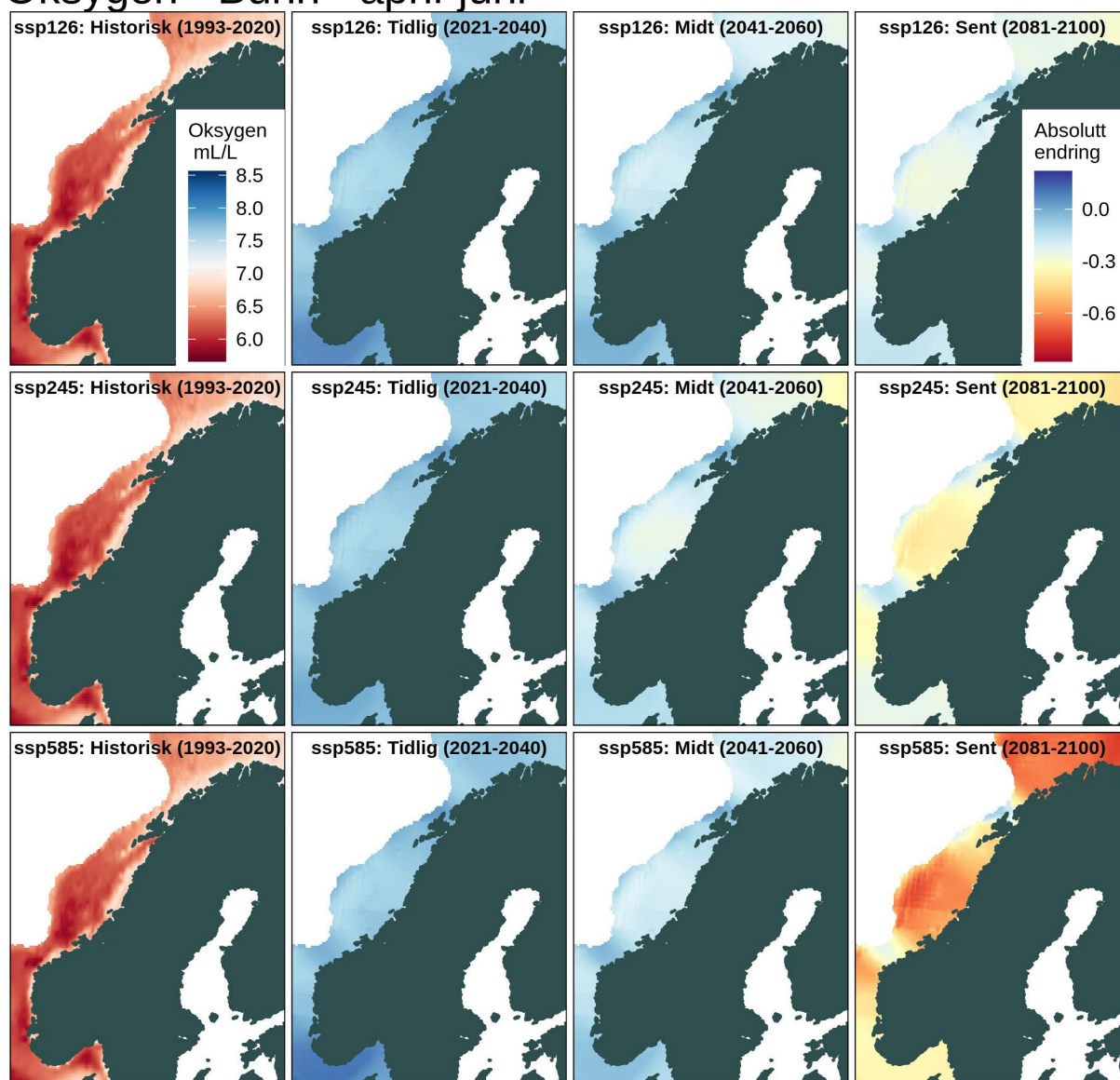
Oksygenverdier for overflatelaget (5 m) langs kysten er forventet å forbli relativt høye (over 5,5 ml/L) i alle regioner selv om det er en synkende trend i oppløst oksygen. Global middelerdi er i dag 5,2-6,0 ml/L. Denne reduksjonen i oksygen gjenspeiler trender man ser i de globale klimavurderingene (IPCC 2022) og kan ha negative konsekvenser for marine økosystem. De høyeste oksygenverdiene finner vi i nord og de laveste i sør (Figur 14). De største negative endringene finner vi derimot også i nord mot slutten av dette århundret. Dette gjelder for alle klimascenarioene og med sterkest negativ endring under SSP5-8.5. For oksygen langs havbunnen er de negative endringene enda sterkere sammenliknet med overflaten og også mer romlig varierende (Figur 15).

Oksygen - Overflate (5 m) - april-juni



Figur 14. Oksygen (ml/L) i overflaten (5 m) for sesongen april, mai og juni for den historiske perioden 1993-2020 (kolonne 1) og endring (ml/L) i periodene 2021-2040 (kolonne 2), 2041-2060 (kolonne 3), og 2081-2100 (kolonne 4) relativt til den historiske perioden for scenarioene SSP1-2.6 (rad 1), SSP2-4.5 (rad 2) og SSP5-8.5 (rad 3).

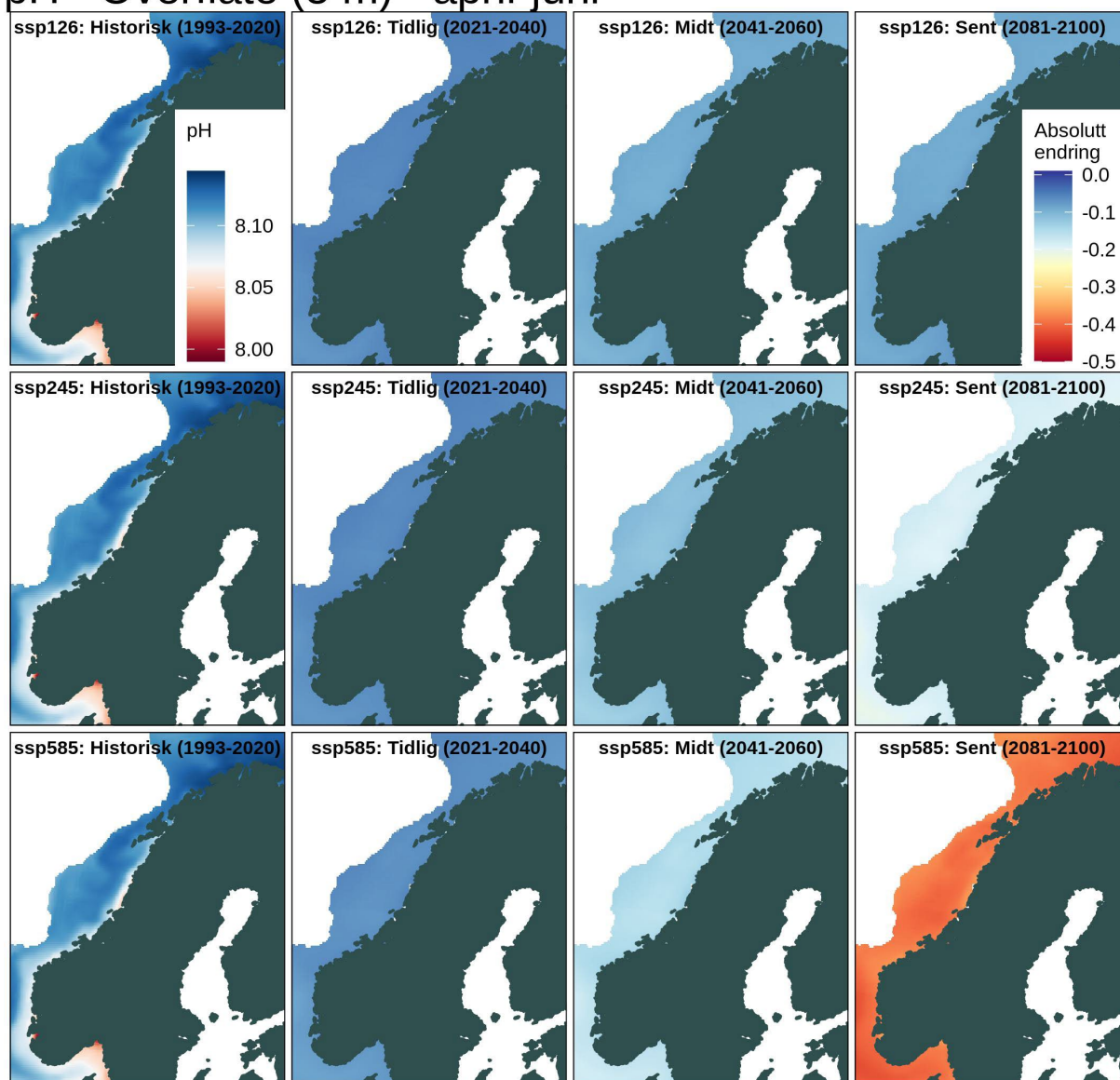
Oksygen - Bunn - april-juni



Figur 15. Oksygen (ml/L) for havbunnen (dypet varierer geografisk) for sesongen april, mai og juni for den historiske perioden 1993-2020 (kolonne 1) og endring (ml/L) i periodene 2021-2040 (kolonne 2), 2041-2060 (kolonne 3) og 2081-2100 (kolonne 4) relativt til den historiske perioden for scenarioene SSP1-2.6 (rad 1), SSP2-4.5 (rad 2) og SSP5-8.5 (rad 3).

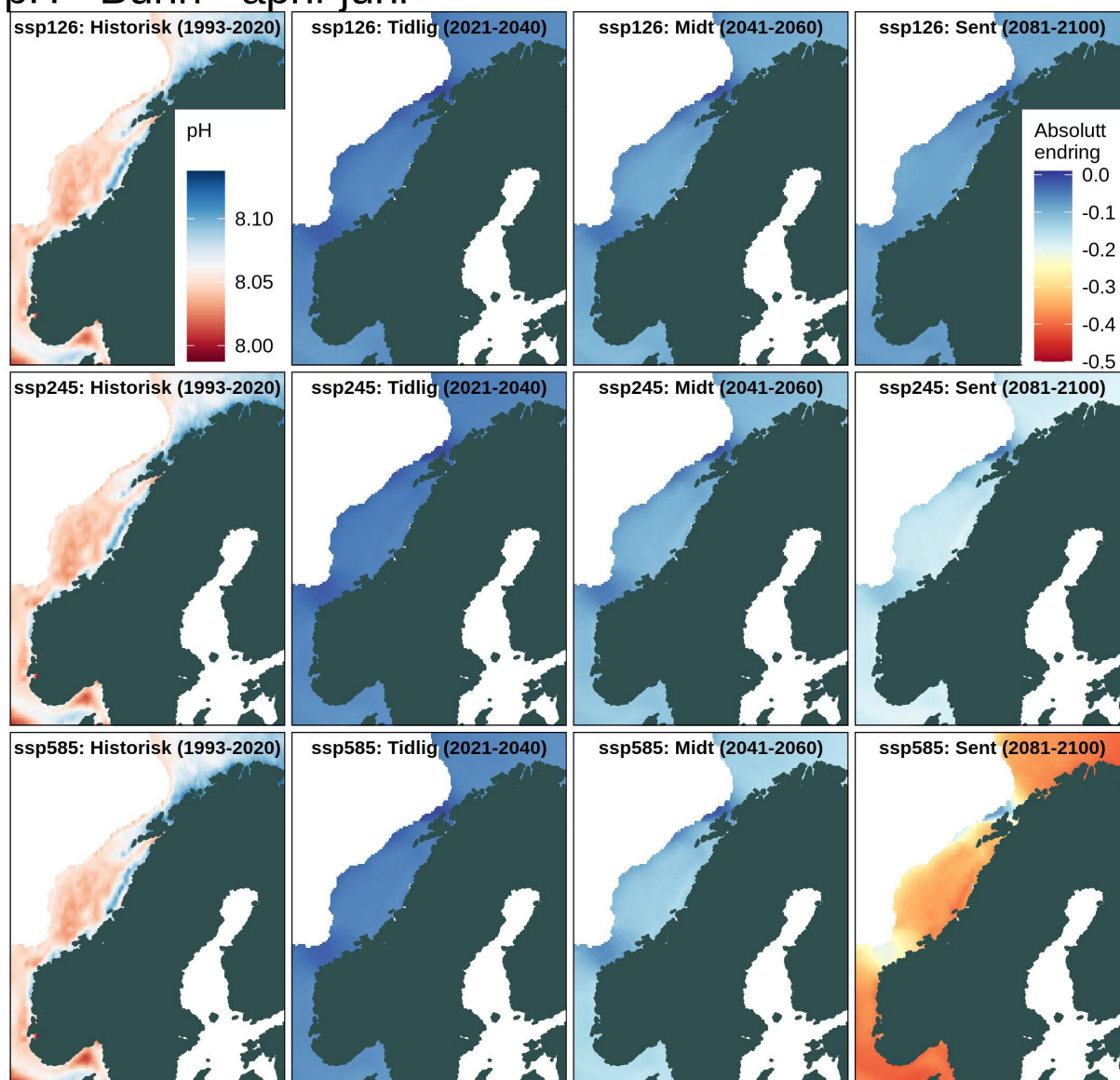
Endringene i pH i overflaten er relativt konstante geografisk sett for norskekysten, men det er en gradvis forsuring som vil påvirke hele det marine miljøet langs kysten. De største endringene finner man mot slutten av dette århundret spesielt under scenario SSP5-8.5 (Figur 16 og Figur 17).

pH - Overflate (5 m) - april-juni



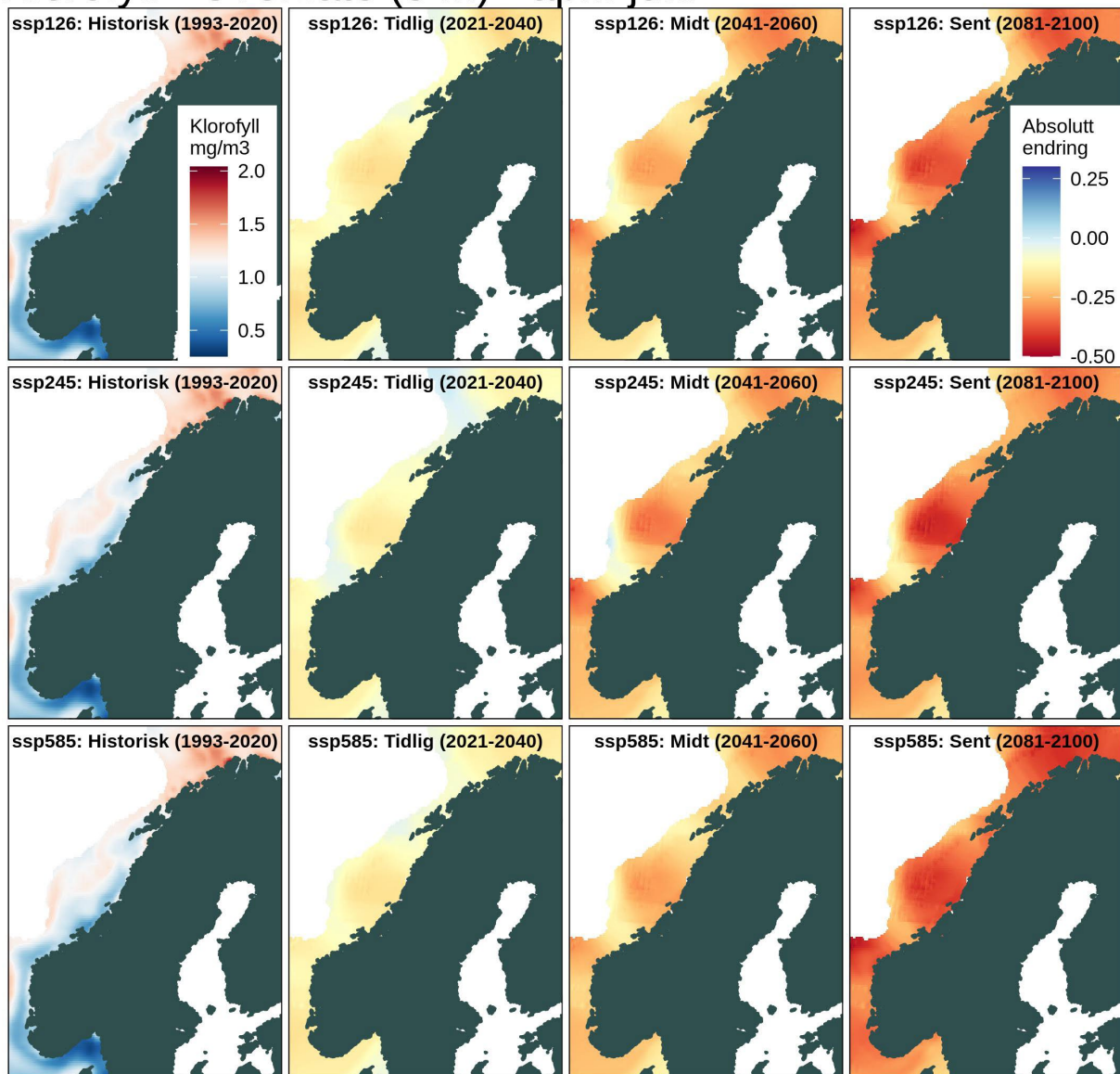
Figur 16. pH for overflaten (5 m) for sesongen april, mai og juni for den historiske perioden 1993-2020 (kolonne 1) og endring i periodene 2021-2040 (kolonne 2), 2041-2060 (kolonne 3) og 2081-2100 (kolonne 4) relativt til den historiske perioden for scenarioene SSP1-2.6 (rad 1), SSP2-4.5 (rad 2) og SSP5-8.5 (rad 3).

pH - Bunn - april-juni



Figur 17. pH for havbunnen (dypet varierer geografisk) for sesongen april, mai og juni for den historiske perioden 1993-2020 (kolonne 1) og endring i periodene 2021-2040 (kolonne 2), 2041-2060 (kolonne 3) og 2081-2100 (kolonne 4) relativt til den historiske perioden for scenarioene SSP1-2.6 (rad 1), SSP2-4.5 (rad 2) og SSP5-8.5 (rad 3).

Klorofyll - Overflate (5 m) - april-juni



Figur 18. Klorofyll (mg/m³) i overflaten (5 m) for sesongen april, mai og juni for den historiske perioden 1993-2020 (kolonne 1) og endring (mg/m³) i periodene 2021-2040 (kolonne 2), 2041-2060 (kolonne 3) og 2081-2100 (kolonne 4) relativt til den historiske perioden for scenarioene SSP1-2.6 (rad 1), SSP2-4.5 (rad 2) og SSP5-8.5 (rad 3).

Klorofyll i overflatelaget (5 m) vil variere sesongmessig og geografisk avhengig av lyset. I perioden april, mai og juni er verdiene høyest i nord sannsynligvis da våroppblomstringen allerede er ferdig i sør. I fremtiden ser vi en generell reduksjon av klorofyll i overflatelaget frem mot 2100 der nedgangen i klorofyll er størst under scenario SSP5-8.5.

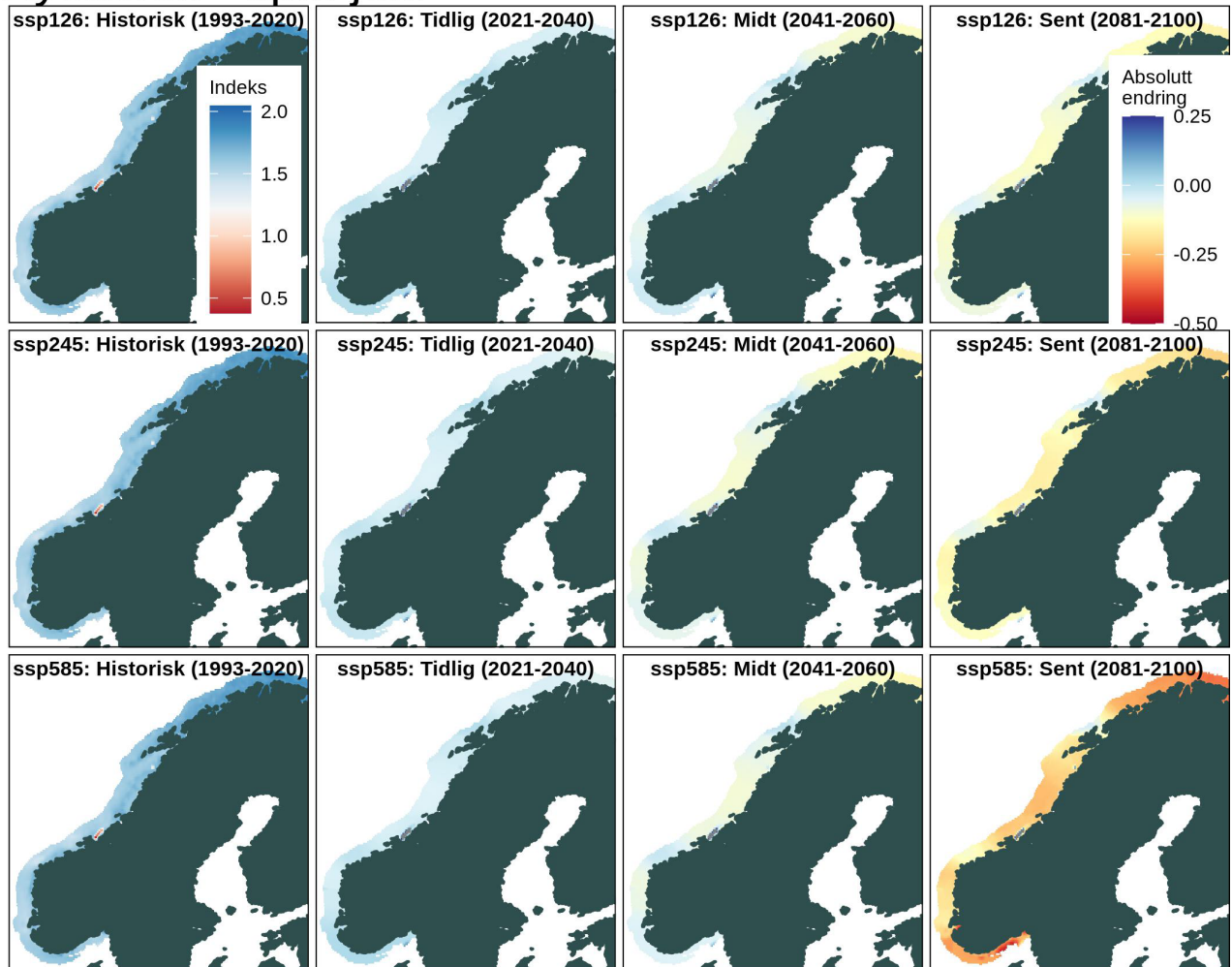
6 Fremtidig habitatsanalyse

I dette kapitlet viser vi modellerte kart over historiske (1993-2020) og fremtidige (2021-2100) habitatfordelinger for de fem utvalgte artene før vi i neste kapittel viser tidsserier for AGI for de samme artene. Kartene under viser beregnet AGI indeks for den historiske perioden 1993-2020 i venstre kolonne, mens kolonnene til høyre for den historiske viser den absolutte endringen som vi kan forvente i fremtiden for forskjellige perioder. Forskjellene mellom klimascenariene SSP1-2.6, SSP2-4.5 og SSP5-8.5 vises fra topp til bunn. Dersom den absolutte endringen er negativ betyr det at habitatskvaliteten til arten endrer seg negativt i fremtiden. Habitatmodellen presentert her tar utgangspunkt i abiotiske variabler (inkludert vanntemperatur, oksygen, salinitet og pH for noen av artene). Endringer i mattilbudet for en art er ikke dekket. Dette er en av årsakene til at den romlige variasjonen i modellert habitatkvalitet ikke nødvendigvis gjenspeiler den romlige variasjonen i bestandstetthet. I tillegg kan slike avvik mellom modell og bestandstetthet skyldes ulike egenskaper ved selve modellen.

6.1 Kysttorsk

Modellerte kart over historiske (1993-2020) og fremtidige (2021-2100) habitatfordelinger for kysttorsk langs norskekysten er vist i Figur 19.

Kysttorsk - april-juni



Figur 19. Beregnet AGI-indeks for kysttorsk for sesongen april til juni i den historiske perioden (venstre kolonne) og absolutt endring i indeksen i de ulike utslippsscenarioene (fra øverst til nederst) og tidsperiodene (fra venstre til høyre etter den historiske kolonnen). Høyere AGI-verdier tilsvarer et godt habitat basert på parameterne inkludert i indeksen, mens en indeks på null tilsvarer et uegnet habitat.

Figur 19 viser at habitatmodellen antyder at det fantes egnet habitat for kysttorsk stort sett overalt langs norskekysten i løpet av den historiske perioden fra 1993 til 2020. Dette er i tråd med Havforskningsinstituttets kart over bestandens kjente utbredelsesområde, i den forstand at kysttorsken forekommer langs hele norskekysten (Berg & Albert 2003, Johansen et al. 2017). Videre viser modellen at det i den historiske perioden har vært en gradvis økning i AGI-verdier fra sør mot nord (dvs. at habitatet har vært best i de nordligste landsdelene). Dette viser at habitatmodellen også til en viss grad reflekterer hvordan artens biomasse er fordelt langs norskekysten, da kysttorsken øker i antall fra sør mot nord (Berg & Albert 2003). Selv om modellen tilsier at kysttorsken har hatt adekvate habitatforhold langs norskekysten, har bestanden i Sør-Norge likevel

opplevd svikt i rekruttering de siste tiårene, noe som trolig skyldes mangelfull mattilgang for arten under tidlige livsstadier (Johannessen et al. 2012). I tillegg til mattilgang for tidlige livsstadier, vil faktorer inkludert mattilgang for voksne individer, fiskeri og antropogene inngrep (inkludert tilstedeværelse av oppdrettsanlegg) påvirke den romlige variasjon i bestandstetthet (Worm & Myers 2003, Mieszkowska et al. 2009, Dempster et al. 2010).

Habitatmodellen antyder at det vil være egnet habitat for kysttorsken langs hele norskekysten og gjennom hele studieperioden frem til år 2100. Videre forventes det at det i alle de fire underområdene av norskekysten (Sør-Norge, Vest-Norge, Midt-Norge og Nord-Norge) vil bli en gradvis nedgang i AGI-verdier, slik at habitatet for kysttorsken vil bli gradvis dårligere langs hele kysten. I Sør-Norge følger alle scenariene hverandre godt frem til omtrent 2090, mens SSP5-8.5 viser en sterk nedgang de siste ti årene av studieperioden. I Vest-Norge, Midt-Norge og Nord-Norge følger alle scenariene hverandre godt frem til ca. 2050-2060. Modellerte AGI-verdier for de siste 40-50 årene av studieperioden avhenger av hvilket scenario som ligger til grunn. I denne perioden gir SSP1-2.6 relativt stabile verdier, SSP2-4.5 gir nedgang og stor mellomårsvariasjon, mens SSP5-8.5 som forventet gir størst nedgang.

Nedgangen i modellerte AGI-verdier vil være omtrent like stor langs hele kysten. Som nevnt vil imidlertid de faktiske verdiene variere mellom landsdelene, og man vil finne de laveste verdiene i Sør-Norge og de høyeste verdiene i Nord-Norge. Hvis man tar utgangspunkt i SSP2-4.5 vil derfor verdiene i Nord-Norge mot slutten av studieperioden være omtrent på samme nivå som de var i Sør-Norge i den historiske perioden. Til tross for endringene er størst i Nord-Norge, vil fortsatt AGI-verdiene være høyere i Nord-Norge enn i Sør-Norge de kommende 80 årene. Dette er delvis i tråd med en nylig publisert studie som varslet en positiv utvikling for kysttorsken i Nord-Norge og en negativ utvikling for kysttorsken lenger sør i landet de kommende tiårene (Kjesbu et al. 2022). I motsetning til øvrige deler av norskekysten, har kysttorsken i Sør-Norge blitt spådd bestandsnedgang allerede ved en økning i vanntemperatur på 2 °C (Drinkwater 2005). På den annen side er torsk en art som har vist seg å respondere på økt temperatur av vannmassene ved å ekspandere nordover (Fossheim et al. 2015). Dette antyder at kysttorsken vil kunne flytte seg gradvis lenger nordover i takt med den forventede klimaoppvarmingen langs kysten og fortsette å finne gode habitat for overlevelse, vekst og utbredelse.

Habitatmodellen som vi bruker i denne undersøkelsen, tar utgangspunkt i fysiske variabler (inkludert vanntemperatur) på havbunnen. Siden vannet ofte er kaldere i dype vannmasser enn i de grunnere farvannene der kysttorsken primært forekommer (Berg & Albert 2003), vil dette bidra til å gi kunstig høye AGI-verdier langs deler av kysten der det er store havdyp tett inntil kystlinja, slik som i Sør-Norge. Siden kysttorsken spesielt i tidlige livsstadier er sterkt knyttet til grunt vann i de mest kystnære områdene (dvs., inne i fjorder; Knutsen et al. 2007), vil de reelle habitatverdiene i mange områder sannsynligvis være lavere enn det våre modellerte kart over AGI-verdier antyder.

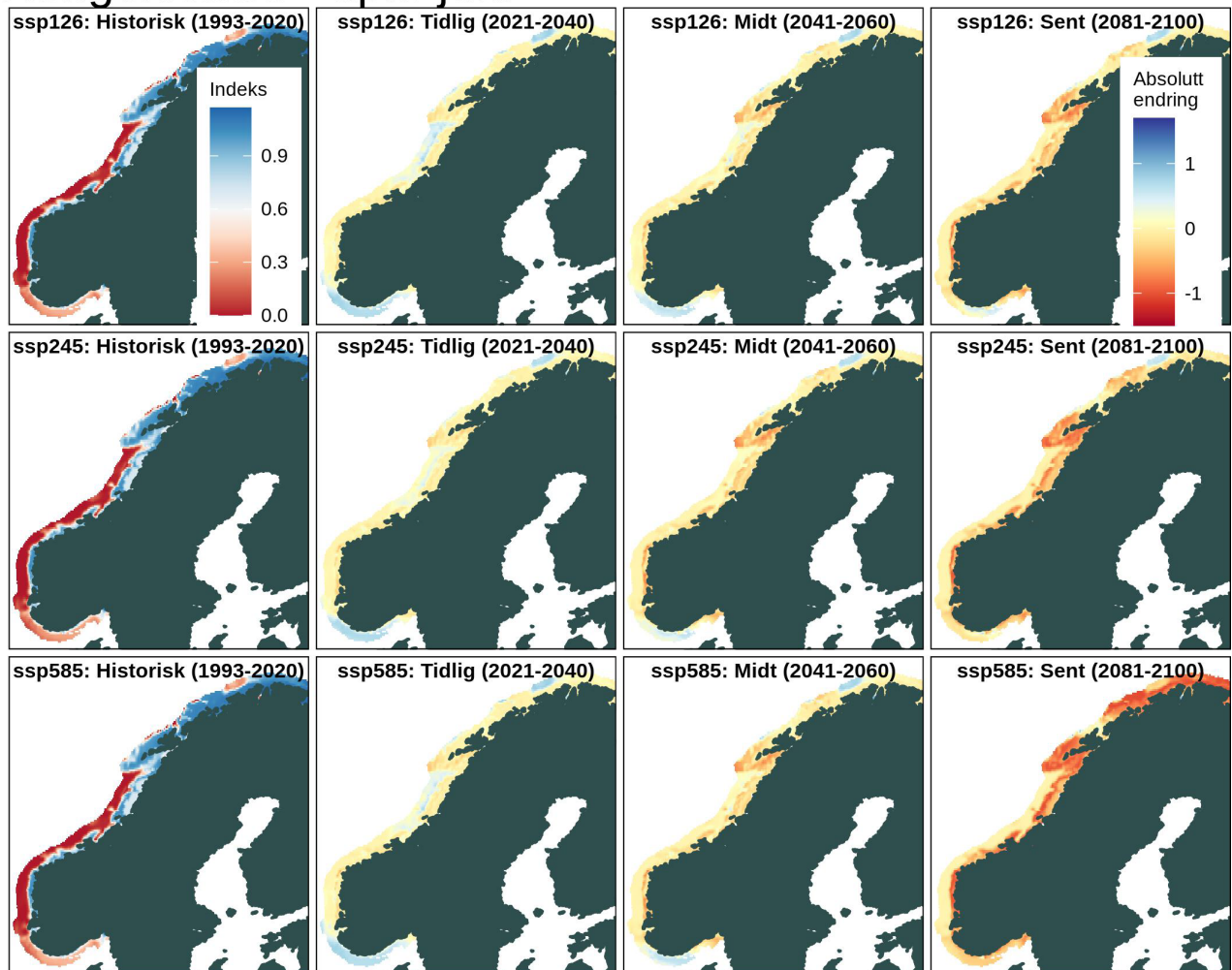
En faktor som ikke er implementert i habitatmodellen, men som er avgjørende med tanke på hvor kysttorsken vil forekomme i fremtiden, er tilgangen på byttedyr. Voksen kysttorsk er en generalist som både blant annet spiser fisk, slangestjerner (Ophiuroidea), krabber (Brachyura), kråkeboller (Echinoidea), skjell (Bivalvia), reker (Caridea) og krill (Euphausiacea) (Enoksen & Reiss 2018). Torskelarver spiser dyreplankton, inkludert ulike stadier av *Calanus* sp., *Oithona* sp. og *Metridia* sp. (Wiborg 1948). Selv om de abiotiske faktorer som vanntemperatur antyder at et område vil utgjøre et egnet habitat for kysttorsken under ett gitt klimascenario, er det ikke dermed gitt at det samme habitatet vil være egnet for kysttorskens byttedyr. Et laboratorieforsøk viste imidlertid at kysttorsken i Nord-Norge er mer konkurransedyktig enn kysttorsk fra Sør-Norge i et scenario der de må konkurrere om knapp tilgang på mat (Salvanes et al. 2004). Dette, i kombinasjon med den modellerte

forventningen om at nord-norske kystfarvann vil ha det beste habitatet for kysttorsk de kommende 80 årene, er en egenskap som kanskje vil bidra til at bestanden her vil ta seg opp fra dagens relativt lave nivåer (Aglen et al. 2020). Siden torsken er en nøkkelart (Kortsch et al. 2015) vil dette ha store og sammensatte konsekvenser for økosystemet i de områdene den har en positiv utvikling.

6.2 Kongekrabbe

Modellerte kart over historiske (1993-2020) og fremtidige (2021-2100) habitatfordelinger for kongekrabbe langs norskekysten er vist i Figur 20.

Kongekrabbe - april-juni



Figur 20. Beregnet AGI-indeks for kongekrabbe for sesongen april til juni i den historiske perioden (venstre kolonne) og absolutt endring i indeksen i de ulike utslippsscenarioene (fra øverst til nederst) og tidsperiodene (fra venstre til høyre etter den historiske kolonnen). Høyere AGI-verdier tilsvarer et godt habitat basert på parameterne inkludert i indeksen, mens en indeks på null tilsvarer et uegnet habitat.

Modellens prediksjon av historisk (1993-2020) egnede habitater for kongekrabben stemmer godt med dagens kunnskap om artens utbredelse langs norskekysten (Windsland et al. 2014, Christiansen et al. 2015). Modellen antyder at egnede habitat i all hovedsak finnes i de nordligste og nordøstligste delene av kysten utenfor Nordland, Troms og Finnmark (nord for Lofoten). Det er også her

kongekrabben forekommer per i dag. I de påfølgende tiårene etter at krabben ble satt ut i russisk farvann (Kolskybukta) har den etablert seg, formert seg og spredt seg utover i det sørlige Barentshavet og inn i norske kystnære farvann (Kuzmin og Olsen 1994). Dagens utbredelse av kongekrabbe i kystnære norske farvann er derfor et resultat av en spredning vestover og sørover i perioden etter at arten ble registrert for første gang i norske farvann i 1976 (Anon 1977, Kuzmin og Olsen 1994, Nilsen et al. 2018). I dag har bestanden av kongekrabbe etablert seg så langt sør som i områdene utenfor Tromsø, mens enkeltkrabber er blitt observert flere steder sørover langs norskekysten så langt sør som Bergen (Windsland et al. 2014). Dette støttes også av modellen, som antyder at endel kystnære områder lenger sør enn Lofoten kan ha passende habitat for kongekrabben, men at enkelte havområder et stykke ut fra kysten nord i Troms og Finnmark er langt mindre egnet som habitat for kongekrabben enn mer kystnært farvann både i Troms og Finnmark og Nordland⁴. At kongekrabben ikke forekommer i farvannene langs kysten av Nordland og sør i Troms og Finnmark i like stor grad som i de nordlige områdene, til tross for egnede habitatforhold i de vestlige områdene, skyldes trolig det enkle faktum at bestanden har vandret fra russiske farvann i øst og ennå ikke har rukket å etablere store bestander lenger vest. Denne tendensen forsterkes trolig av at de pelagiske krabbelarvene i stor grad transporteres nordover og nord-østover med havstrømmene, og i liten grad blir transportert sørover og sør-vestover (Pedersen et al. 2006). En modellstudie antydte imidlertid at også en betydelig andel av kongekrabbelarvene som blir produsert langs kysten av Finnmark, blir transportert nord-vestover ut i åpne havområder, trolig på grunn av spesielle fysisk-oseanografiske fenomen (i.e., vind-indusert Ekman drift; Pedersen et al. 2006). Høy overlevelsesrate hos kongekrabbe i tidlige livsstadier krever imidlertid at larvene kan bunnslå i områder med en bunnfauna preget av hydrozoer (småmaneter, inkludert *Obelia longissima* og *Sertularia cupressoides*), mosdyr (Bryozoa) og svamp, noe som ofte ikke er tilfelle i havområdene langt fra kysten (Pedersen et al. 2006, Dvoretsky & Dvoretsky 2018). Det er derfor interessant å observere at heller ikke de hydrografiske egenskapene som ligger til grunn for vår habitatmodell tilsier at de åpne havområdene nord for Finnmark utgjør egnede habitat for kongekrabber.

Uansett hvilket fremtidsscenario som tas i betraktning, antyder habitatmodellen at kystområdene i Nord-Norge vil utgjøre adekvate, men i stadig mindre grad gode habitat for kongekrabben, mens kystområdene i de øvrige landsdelene vil forbli uegnede for arten. I Nord-Norge vil AGI-verdiene i siste halvdel av århundret avhenge av hvilket scenario som ligger til grunn. I denne perioden gir SSP1-2.6 relativt stabile verdier, SSP2-4.5 gir nedgang og stor mellomårsvariasjon, mens SSP5-8.5 som forventet gir størst nedgang. Det er altså sannsynlig at høye konsentrasjoner av arten primært vil forekomme langs kysten av Finnmark. Kongekrabben er en art som foretrekker relativt lave vanntemperaturer (< 4 °C; Christiansen et al. 2015), blant annet fordi dens evne til å binde oksygen (dvs., hemocyanin-oksygenering) faller drastisk ved økt vanntemperatur (Decker et al., 2007; Siikavuopio og James, 2015). Imidlertid er det ikke bare slike fysiske faktorer som påvirker hvor kongekrabben befinner seg, men også mattilgangen, og kongekrabben kan derfor forekomme i suboptimale vanntemperaturer dersom mattilgangen er god (Christiansen et al. 2015, Aune et al. 2022). For eksempel vil arten kunne fortsette å etablere seg i området nord for Lofoten de kommende tiårene til tross for at habitatet her forventes å bli gradvis forringet. Denne avveiningen gjør det derfor krevende å vurdere artens fremtidige utbredelse kun basert på klimatiske scenarioer.

Kongekrabben er en viktig kommersiell ressurs (Lorentzen et al. 2018), men den er også en omnivor predator som spiser det meste den kommer over på havbunnen, inkludert børstemark (Polychaeta), bløtdyr (Mollusca), pigghuder (Echinodermata), fisk og alger (Britayev et al., 2010; Falk-Petersen et al., 2011; Fuhrmann et al., 2017). Kongekrabben har en romlig utbredelse som overlapper med to fiskeartene rognkjeks (*Cyclopterus lumpus*) og lodde (*Mallotus villosus*), som begge legger eggene

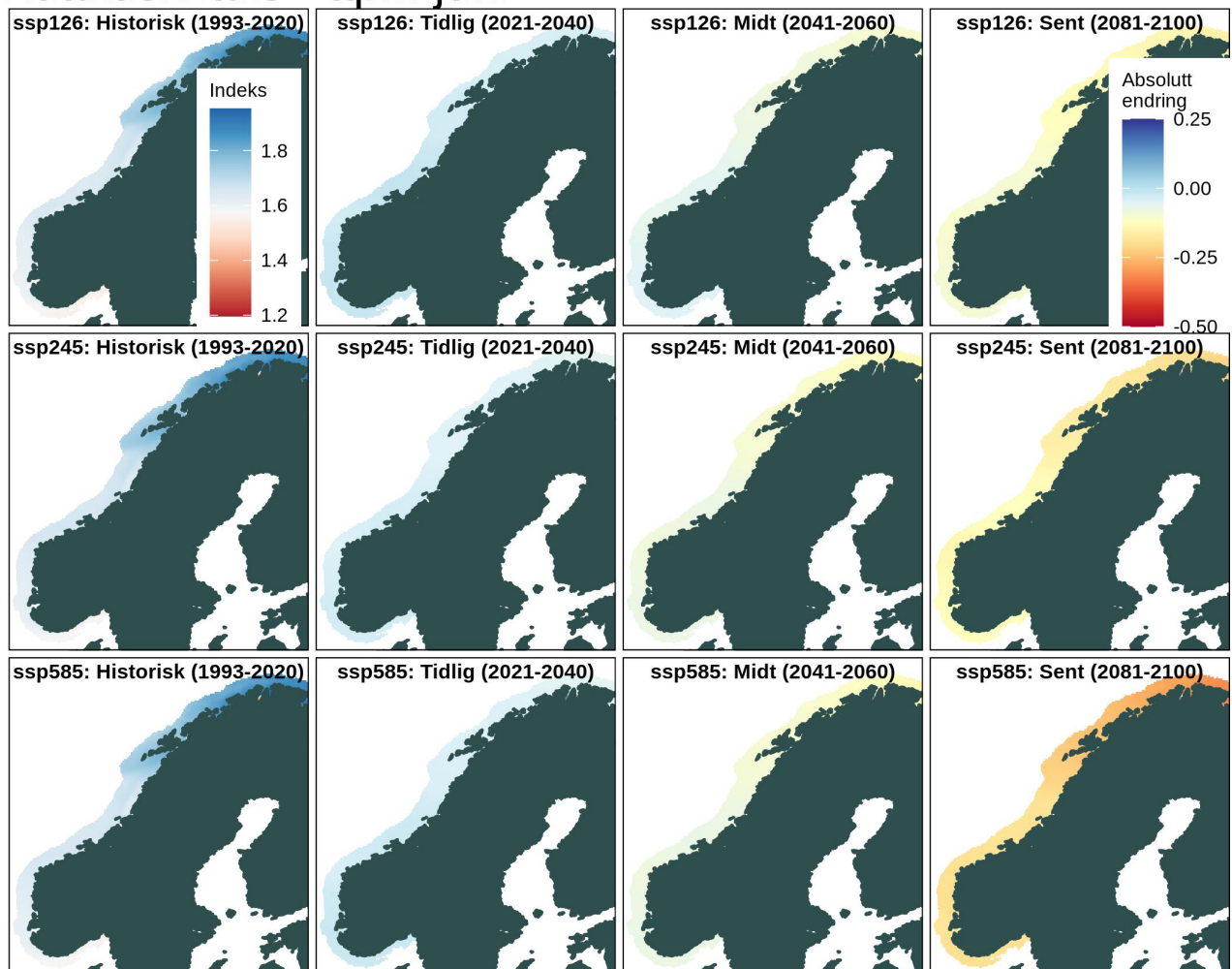
⁴ De to tidligere fylkene "Troms" og "Finnmark" har siden 1. januar 2020 utgjort fylket "Troms og Finnmark".

sine på havbunnen på grunt vann. Det er blitt dokumentert at kongekrabben spiser rognkjeks- og loddeegg, og at den derfor kan bidra til svikt i rekrutteringen hos disse artene (Mikkelsen & Pedersen 2012, 2017). Kongekrabben overlapper foreløpig ikke i stor grad med gytefeltene for silda (*Clupea harengus*), en annen kommersielt viktig fiskeart som legger eggene sine på havbunnen og som forventes å ha en positiv utvikling som følge av fremtidige klimaendringer (Kjesbu et al. 2021). Predasjon fra kongekrabben vil imidlertid kunne påvirke også denne artens fremtidige rekruttering gitt en videre ekspansjon sørover langs norskekysten (Mikkelsen 2013). Slike økologiske aspekter gjør det spesielt interessant å studere hvordan kongekrabbens ekspansjon sørover vil påvirkes av at de områdene den vandrer mot, i stadig mindre grad vil utgjøre et godt habitat for arten.

6.3 Atlantisk laks (*Salmo salar*)

Modellerte kart over historiske (1993-2020) og fremtidige (2021-2100) habitatfordelinger for atlantisk laks langs norskekysten er vist i Figur 21.

Atlantisk laks - april-juni



Figur 21. Beregnet AGI-indeks for Atlantisk laks for sesongen april til juni i den historiske perioden (venstre kolonne), samt absolutt endring i indeksen i de ulike utslippsscenarioene (fra øverst til nederst) og tidsperiodene (fra venstre til høyre etter den historiske kolonnen). Høyere AGI-verdier tilsvarer et godt habitat basert på parameterne inkludert i indeksen, mens en indeks på null tilsvarer et uegnet habitat.

Siden den atlantiske laksen er anadrom, dvs. at den vandrer mellom ferskvann og havet på jakt etter egnede gyteområder og næring, kan den påvirkes av habitatforandringer i alle miljøer der den oppholder seg. Forvaltning av arten er derfor vanskelig, og mange bestander er på global basis allerede tapt eller sterkt reduserte.

I tiden etter at smolten har forlatt elvene, altså i de kystnære områdene som omhandles i denne rapporten, viser de historiske AGI-indeksene basert på temperatur og oksygen at det er gode forhold for post-smolt av laks langs hele norskekysten med AGI-verdier fra rundt 1,6 i Sør-Norge til 1,8 i Nord-Norge i perioden april til juni (altså i smoltens utvandningsperiode, Fig. 20). I motsetning til de andre artene i denne rapporten har vi ikke filtrert bort områder basert på salinitet siden arten lever både i fersk- og saltvann og vi har heller ikke brukt en nedre grense for pH da vi ikke har data tilgjengelig. For fremtiden tyder habitatsberegningene (Fig. 20) på små forandringer i egnetheten av det kystnære habitatet i tidlig periode (frem til 2040) i alle klima-scenarier. Frem mot 2060 (midtre periode) vil AGI-indeksen reduseres med inntil 0,1 enheter i det verste scenarioet (SSP5-8.5), der de nordlige områdene påvirkes i størst grad. Også i den sene perioden (frem mot år 2100) vil forandringen være størst langs den nordlige delen av Norskekysten, der scenarioet SSP5-8.5 resulterer i en reduksjon på nærmere 0,3 på APG-indeksen. I Sør-Norge vil reduksjonen i SSP5-8.5 være rundt 0,2 enheter i sen periode. Det er verdt å merke seg at mange laksebestander i Nord-Norge vandrer ut så sent som i juli. I perioden juli-september reduseres AGI-indeksen med ca. 0,2 enheter i dette området i denne perioden (Fig. 34). AGI-indeksene faller altså ikke under 1,4 i smoltens utvandringstid i noen av de modellerte scenarioene. Basert på fysiske parametere (temperatur og oksygen) vil ikke det kystnære habitatet bli uegnet for post-smolt på vandring mot åpent hav frem mot år 2100. I sen periode øker den modellerte overflatetemperaturen langs Norskekysten mellom ca. 2 (SSP1-2.6) og 4 (SSP5-8.5) grader avhengig av scenario (Fig. 9). Mens dette er innenfor det laksesmolten tåler ved utvandring fysiologisk, kan det påvirke en rekke andre faktorer som kan ha indirekte påvirkning på fisken som diskutert nedenfor.

Laksesmolten forlater på generell basis elvene når temperaturen i sjøen er 8 °C (Friedland mfl., 2000, Holm mfl., 2004), og tidspunktet er altså senere i Nord-Norge enn i Sør-Norge. Triggere for sjøvandringen er lokalt tilpasset og varierer fra elv til elv, og det virker å være forskjellige faktorer som starter utvandringen (for eksempel temperatur, vannføring og/eller vannstandsforandringer). Da de fremtidige klimaforandringene vil påvirke temperaturene og avrenning i ferskvann, vil mest sannsynlig et viktig ledd i laksens overlevelse være at de klarer å tilpasse utvandringstiden til optimale forhold i sjøen med tilgjengelige byttedyr i riktig størrelse (match-mismatch scenario, Rikardsen og Dempson, 2011). Modellering av fremtidige scenarioer i ferskvannsavrenning og temperatur satt i sammenheng med resultatene i denne rapporten vil kunne gi en pekepinn på hvordan post-smolten vil påvirkes.

Den kystnære overlevelsen til utvandrende post-smolt har vært høy etter at fiskene har forlatt munningsområdet i de få fjordene der dette er studert, og fiskene foretar en relativt rask vandring mot åpent hav (dager-uker, Thorstad mfl., 2012; Halttunen mfl., 2018). Da smoltens utvandringstid i stor grad er tilpasset havtemperaturen og post-smolten oppholder seg i overflaten og ikke er begrenset av oksygen og pH, er overlevelsen langs kysten mest sannsynlig relatert til tilgang på føde og predasjon. Varmere kystnære områder vil lede til forandringer i artssammensetning blant byttedyr, konkurrenter og predatorer, hvilket kan påvirke post-smoltens overlevelse. I noen

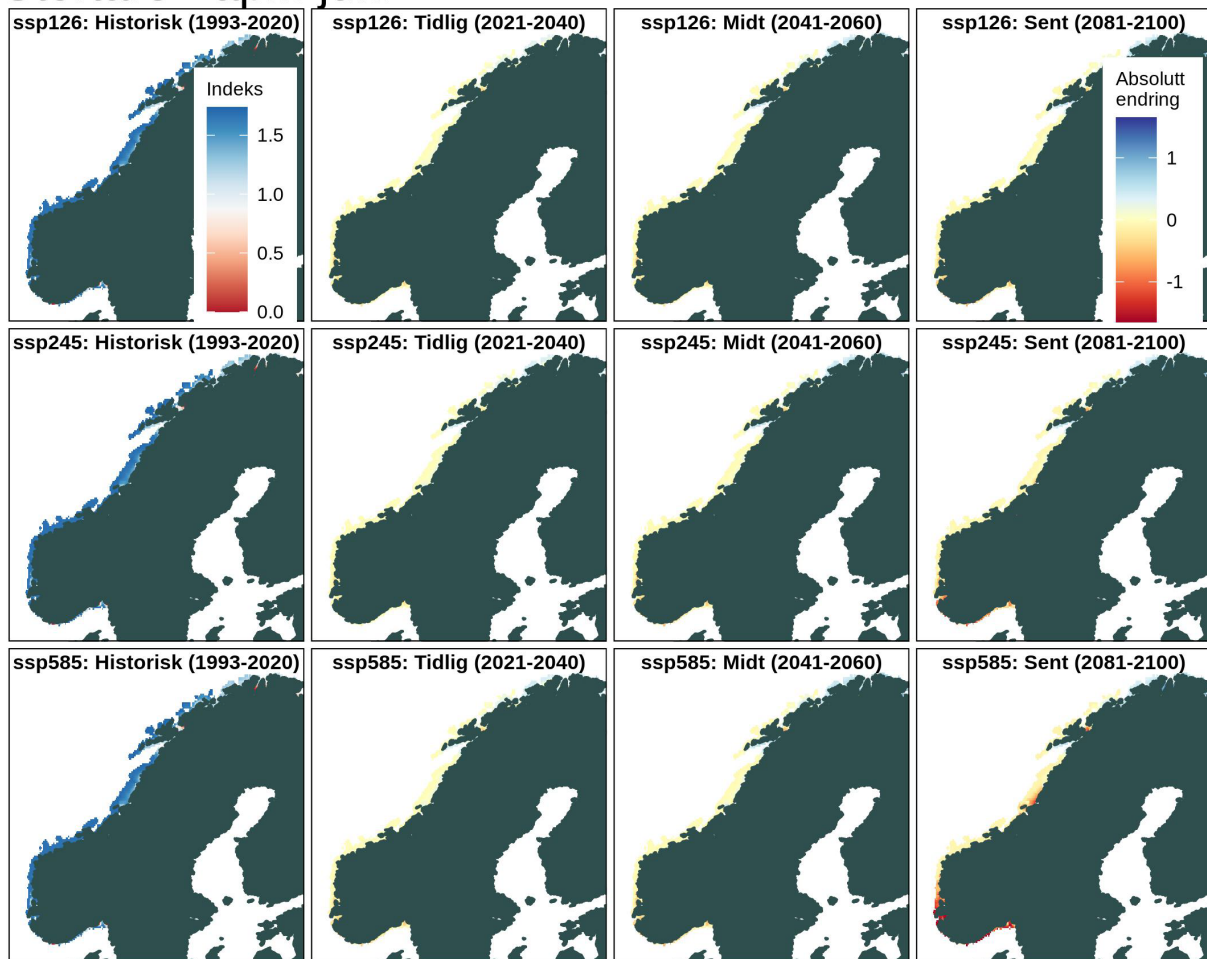
kystområder i Norge er overlevelsen for post-smolt per dags dato også mest sannsynlig redusert på grunn av påslag av lakselus fra oppdrettsindustrien (VRL, 2021). Oppdrettsnæringen er i vekst, med incentiv for økning særlig i nordlige områder, og næringen vil i likhet med ville arter påvirkes av forandringer i vanntemperatur. Mens økningen oppdrettsnæringen i seg selv kan påvirke post-smolten i kystnære områder, kan det i tillegg tenkes at problematikken med lakselus fra oppdrettslokalitetene øker i et varmere klima da lakselusens livssyklus går raskere ved høyere temperaturer (Dalvin mfl. 2020).

Over de siste tiårene er overlevelsen for atlantisk laks i åpent hav redusert, uten at man kjenner den underliggende sammenhengen (VRL, 2021). Vanntemperatur, næringstilgang, predasjon og konkurranse er mest sannsynlig viktige påvirkningsfaktorer for post-smoltens og voksen laks overlevelse i åpent hav. En økt forståelse for de historiske og fremtidige forandringene i bestandssammensetning av marine pelagiske arter vil forhåpentligvis bidra til økt forståelse for bestandssvingningene hos atlantisk laks.

6.4 Stortare (*Laminaria hyperborea*)

Modellerte kart over historiske (1993-2020) og fremtidige (2021-2100) habitatfordelinger for stortare langs norskekysten er vist i Figur 22. Basert på de registrerte observasjonsdataene for utbredelse av stortare beregnet vi den optimale temperaturen for arten til å være 13 °C. Dette stemmer godt med kontrollerte laboratoriestudier som tyder på at arten har et optimum rundt 15 °C (Bolton og Lüning 1982), mens nye modeller basert på data fra norskekysten viser at stortare er mest utbredt i områder med overflatetemperatur rundt 6-10 °C (Frigstad m. fl., 2021).

Stortare - april-juni



Figur 22. Beregnet AGI-indeks for stortare for sesongen april til juni i den historiske perioden (venstre kolonne) og absolutt endring i indeksen i de ulike utslippsscenarioene (fra øverst til nederst) og tidsperiodene (fra venstre til høyre etter den historiske kolonnen). Høyere AGI-verdier tilsvarer et godt habitat basert på parameterne inkludert i indeksen, mens en indeks på null tilsvarer et uegnet habitat. Områder dypere enn 100 m er filtrert ut ettersom lysforholdene her er uforenlig med vekst.

På global skala finner vi tareskoger i områder med gjennomsnittlig overflatetemperatur fra ca. 5 °C til 25 °C (Jayatilake og Costello, 2020). Selv i det høyeste utslippsscenarioet (SSP5-8.5) er temperaturen på 25 m dyp (brukt i beregningene for stortare utenom i de grunneste områdene, se under) forventet å holde seg under ca. 10 °C langs det meste av norskekysten, utenom i perioden fra juli-september, der temperaturene kan stige opp mot ca. 15 °C (Figur 48). Siden norskekysten stort sett faller innenfor den nedre delen av temperatur-preferansen for stortare, kan vi derfor forvente at klimaendringene vil øke og ikke redusere omfanget av arten, slik man for eksempel har observert på Svalbard (Bartsch m. fl. 2016).

Våre habitatsanalyse viser at i den historiske perioden var vekstforholdene for stortare på våren gode langs hele norskekysten, men på grunn av de lave temperaturene blir deler av de innerste fjordene i Finnmark klassifisert som suboptimalt habitat (Figur 22). Det samme gjelder langs store deler av kysten av Nord-Norge for januar-mars (Figur 37), mens senere på året er nesten hele norskekysten klassifisert som egnet habitat i den historiske perioden (Figur 38-Figur 39). For fremtiden tyder beregningene på at det egnede habitatet for stortare vil holde seg stabilt i sørlige kystområder eller

øke noe i nordlige områder (fra Nordland og nordover på vinteren og i Finnmark i april-juni). Men i utslippsscenarioene SSP2-4.5 og SSP5-8.5 ser vi nokså kraftig nedgang i Sør-Norge mot den siste perioden, og her kan habitatet bli uegnet for stortare i utslippsscenarioet SSP5-8.5 (Figur 22). Det samme gjelder i de grunneste områdene utenfor Nordland, spesielt i sommersesongen (Figur 48).

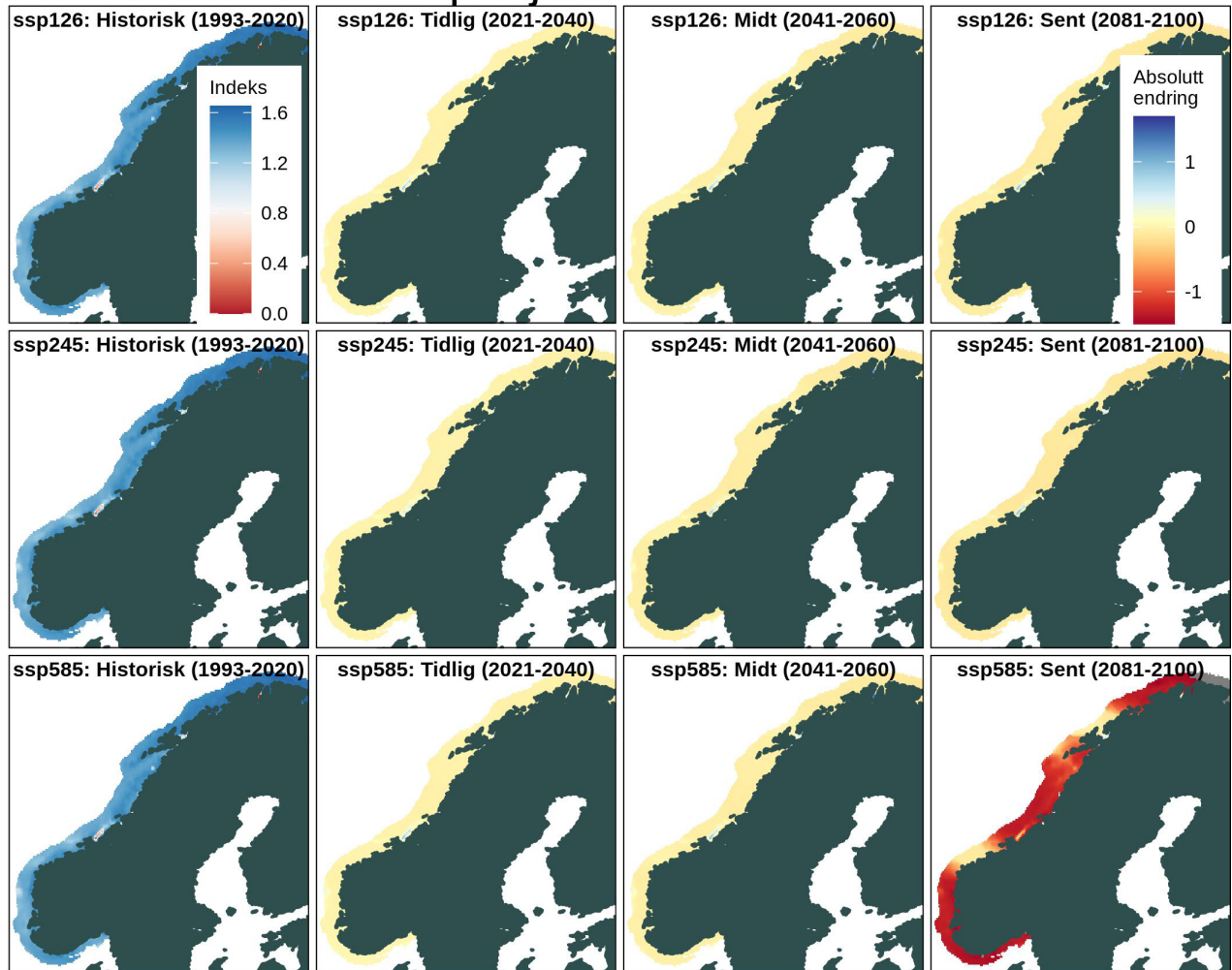
Disse projeksjonene tyder altså på at vi kan forvente en økning i det egnede habitatet for stortare langs store deler av norskekysten i fremtiden. Det er imidlertid verdt å merke seg at sommertemperaturene (juli-september) i overflatevannet (5 m dyp) i Sør-Norge vil kunne passere 20 °C i gjennomsnitt i den siste tidsperioden i utslippsscenarioene SSP2-4.5 og SSP5-8.5. Dette nærmer seg dødelige temperaturer for stortare-utvikling og vekst som er rundt 21-23 °C (Bolton og Lüning, 1982). Siden stortaren vokser på havbunnen, men i grunne områder (< 30 m), har vi brukt temperatur fra 25 m dyp til å beregne fremtidig utbredelse, men i områder hvor bunndypet er grunnere enn 25 m har vi brukt verdier fra 5 m dyp, noe som spesielt påvirker fremtidsprediksjonene i grunne kystområder langs Nordland. Siden stortare vokser grunt, kan vi generelt anta at overflatetemperaturene vil kunne påvirke utbredelsen av arten. Kortvarige marine hetebølger som overstiger de predikerte gjennomsnittstemperaturene per sesong, kan også ha alvorlige konsekvenser for stortare. Slike hetebølger har ført til en nedgang av andre arter som sukkertare i Sør-Norge de siste to tiårene (Filbee-Dexter m. fl., 2020).

I tillegg utgjør økt temperatur i kombinasjon med andre miljøfaktorer, som økt næringstilførsel (eutrofiering) som favoriserer hurtigvoksende trådalger («lurv»), en trussel mot stortare og andre tarearter i flere områder globalt, inkludert langs norskekysten (Filbee-Dexter og Wernberg, 2018). Endringer i næringssaltmengde med økt avrenning fra land er ikke tatt hensyn til i våre beregninger. Det er også eksperimentelle studier som tyder på at en kombinasjon av økt temperatur og havforsuring kan fremme vekst av lurv og favorisere et skifte fra et økosystem dominert av tarearter til et dominert av lurv (Connell og Russell 2010). Siden pH-toleransen til stortare er ukjent og det er antatt at økt CO₂ i vannet vil kunne føre til økt produksjon av makroalger, er det ikke benyttet noen nedre pH-grense i framtidsberegningene for stortare (Koch m.fl., 2013). Men det er altså mulig at endringer i balansen mellom lurv og stortare ved nedgang i pH kan påvirke artens utbredelse negativt. På samme måte er ikke beiting av kråkebolle tatt hensyn til i våre framtidsberegninger, og en stabil eller positiv utvikling i det levelige habitatet for kråkebolle vil kunne begrense det levelige habitatet for stortare (se neste kapittel).

6.5 Drøbakkråkebolle (*Strongylocentrotus droebachiensis*)

Modellerte kart over historiske (1993-2020) og fremtidige (2021-2100) habitatfordelinger for drøbakkråkebolle langs norskekysten er vist i Figur 23. Drøbakkråkebolle er utbredt i nordlige områder på den nordlige halvkule, inkludert i Arktis. Som beskrevet tidligere, tyder data fra norskekysten på at arten trives best i områder med gjennomsnittstemperaturer om sommeren under 11 °C (Rinde m.fl. 2014). Det har vært påvist en nedgang i kråkebolletetthet langs deler av norskekysten siden 1990-tallet, noe som blant annet kan skyldes økte havtemperaturer (Fagerli m.fl., 2013, Rinde m.fl., 2014; Christie m.fl., 2019). Havforsuring kan også påvirke kråkebolle negativt, og vi har derfor satt en nedre grense for levelig habitat for kråkebolle ved pH på 7,75 (i henhold til Bednaršek m.fl. 2021) slik at AGI-verdier i områder med lavere pH ble satt til 0.

Drøbakkråkebolle - april-juni



Figur 23. Beregnet AGI-indeks for drøbakkråkebolle for sesongen april til juni i den historiske perioden (venstre kolonne) og absolutt endring i indeksen i de ulike utslippsscenarioene (fra øverst til nederst) og tidsperiodene (fra venstre til høyre etter den historiske kolonnen). Høyere AGI-verdier tilsvarer et godt habitat basert på parameterne inkludert i indeksen, mens en indeks på null tilsvarer et uegnet habitat.

Våre beregninger, som er basert på miljøet langs havbunnen, tyder på at i den historiske perioden har hele norskekysten vært gunstig habitat for drøbakkråkebolle. Dette er basert på det fysiske miljøet (temperatur, oksygen og salinitet) og den observerte utbredelsen av arten i dag, men tar ikke hensyn til biologiske faktorer som tilstedeværelse av dyr som spiser kråkebolle. Det er i dag antatt at kråkebollebestandene bl.a. er holdt nede av taskekrabber i Midt-Norge (Fagerli m.fl., 2014) og kongekrabber i østlige Nord-Norge (Christie m.fl., 2019). Beregningen for de fremtidige tidsperiodene viser at vi generelt kan forvente en stabil tilstand i habitatet for drøbakkråkebolle i utslippsscenarioene SSP1-2.6 og SSP2-4.5, utenom langs kysten av Nordland på sommeren (juli/september) hvor AGI-indeksen er beregnet til å krype under den kritiske verdien og gjøre habitatet uegnet (pga. økte bunntemperaturer/lavere oksygen-innhold). Men om det høyeste utslippsscenarioet (SSP5-8.5) slår til, vil habitatsindeksen for kråkebolle ifølge våre beregninger raskt synke etter år 2070, og hele norskekysten vil bli uegnet habitat for drøbakkråkebolle mot slutten av dette århundret og i alle årstider. Dette er til en viss grad styrt av økt temperatur (Figur 11), men

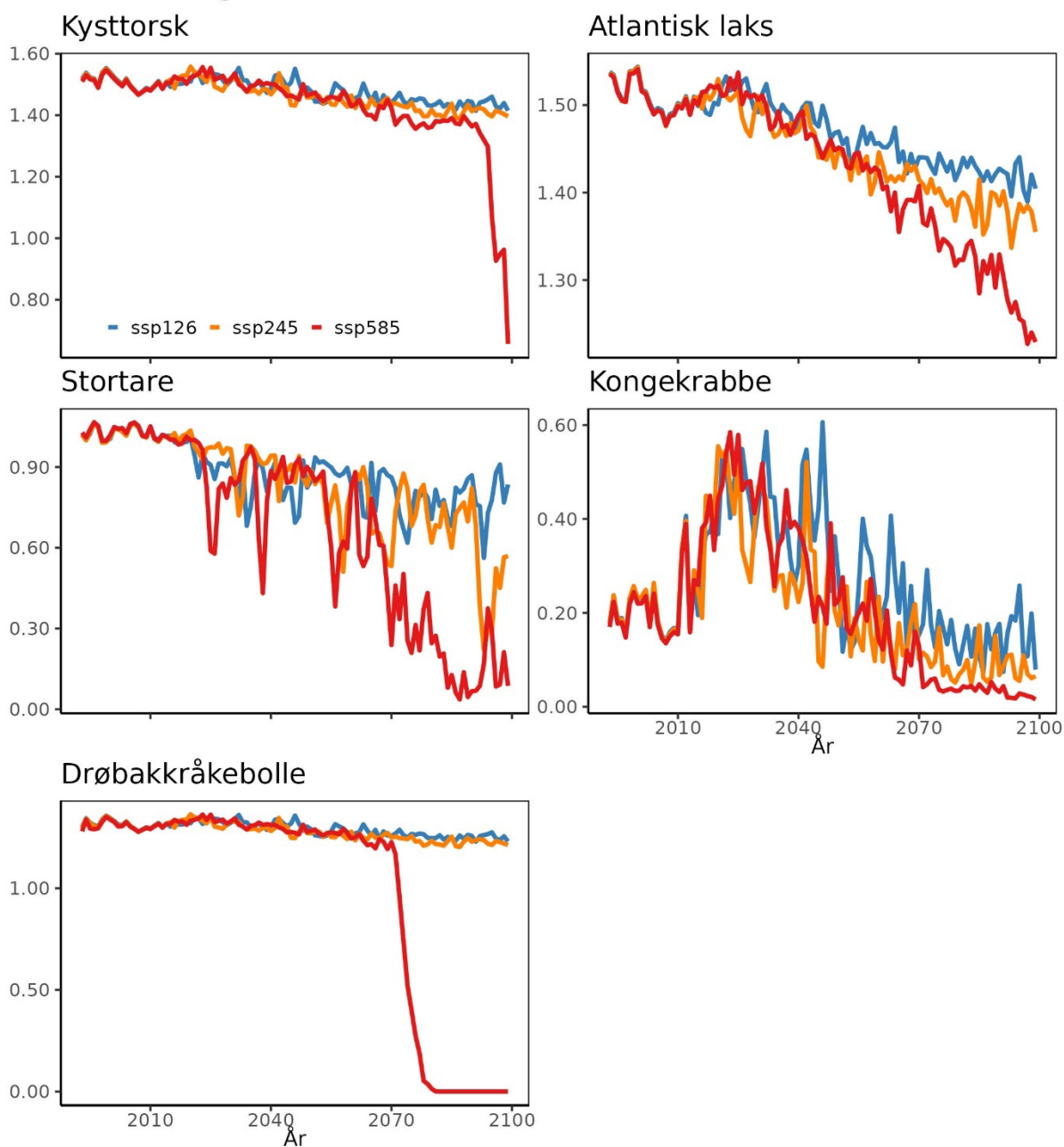
hovedsakelig at pH-verdiene i den siste perioden vil gå under den nedre grensen for levelig habitat for drøbakkråkebolle på 7,75 (Figur 17).

Habitatmodellen tyder altså på at kråkebollen er en relativt hardfør art i møte med klimaendringer, og at vi kan forvente å finne den langs store deler av norskekysten også i fremtiden. Dette vil i så fall kunne virke negativt på utbredelsen av stortare, siden store kråkebollebestander har evne til å beite ned stortareskoger fullstendig. Men som nevnt over tar ikke våre beregninger hensyn til endringer i utbredelsen til predatorer på kråkeboller, eller aktive restaureringstiltak, som fjerning av kråkeboller ved knusing, kalking eller fangst/fiskeri (Verbeek m.fl. 2021). Men dersom det høyeste utslippsscenarioet slår til og vi får sterk oppvarming og kraftig nedgang i pH mot slutten av dette århundret, vil det kunne være svært ødeleggende for drøbakkråkebollen.

6.6 AGI-tidsserier

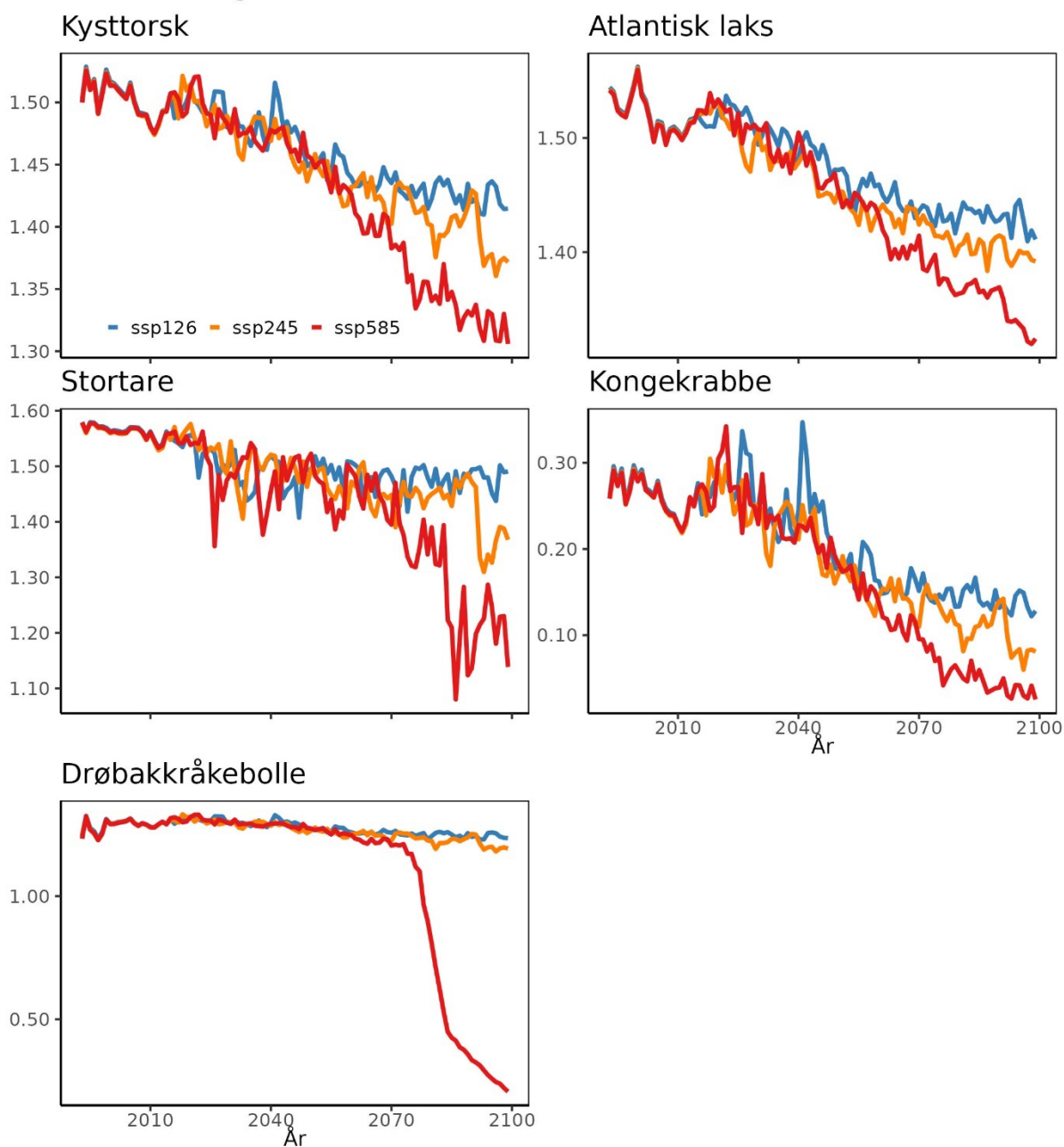
For å kunne sammenlikne de fremtidige endringene for AGI for de fem artene langs norskekysten, har vi beregnet årlige middelerverdier for de fire regionale områdene Sør-Norge, Vest-Norge, Midt-Norge og Nord-Norge. Disse middelerverdiene er beregnet over de enkelte områdene innenfor 24 nm og for områder grunnere enn maksimumsdyp (400 m for alle arter utenom stortare der maksimumsdypet for kart og tidsserier er 100 m). Vi finner at det er store forskjeller mellom midlet egnet habitat for en art avhengig av hvilket klimascenario vi vurderer. Spesielt er det kraftig nedgang i habitat på slutten av dette århundret under SSP5-8.5 scenario da pH er forventet å føre til sterk forsuring særlig i Sør-Norge, noe som igjen har en negativ effekt på marint liv. I denne studien har vi kun inkludert effekten av pH på kysttorsk, kongekrabbe og drøbakkråkebolle.

AGI for Sør-Norge



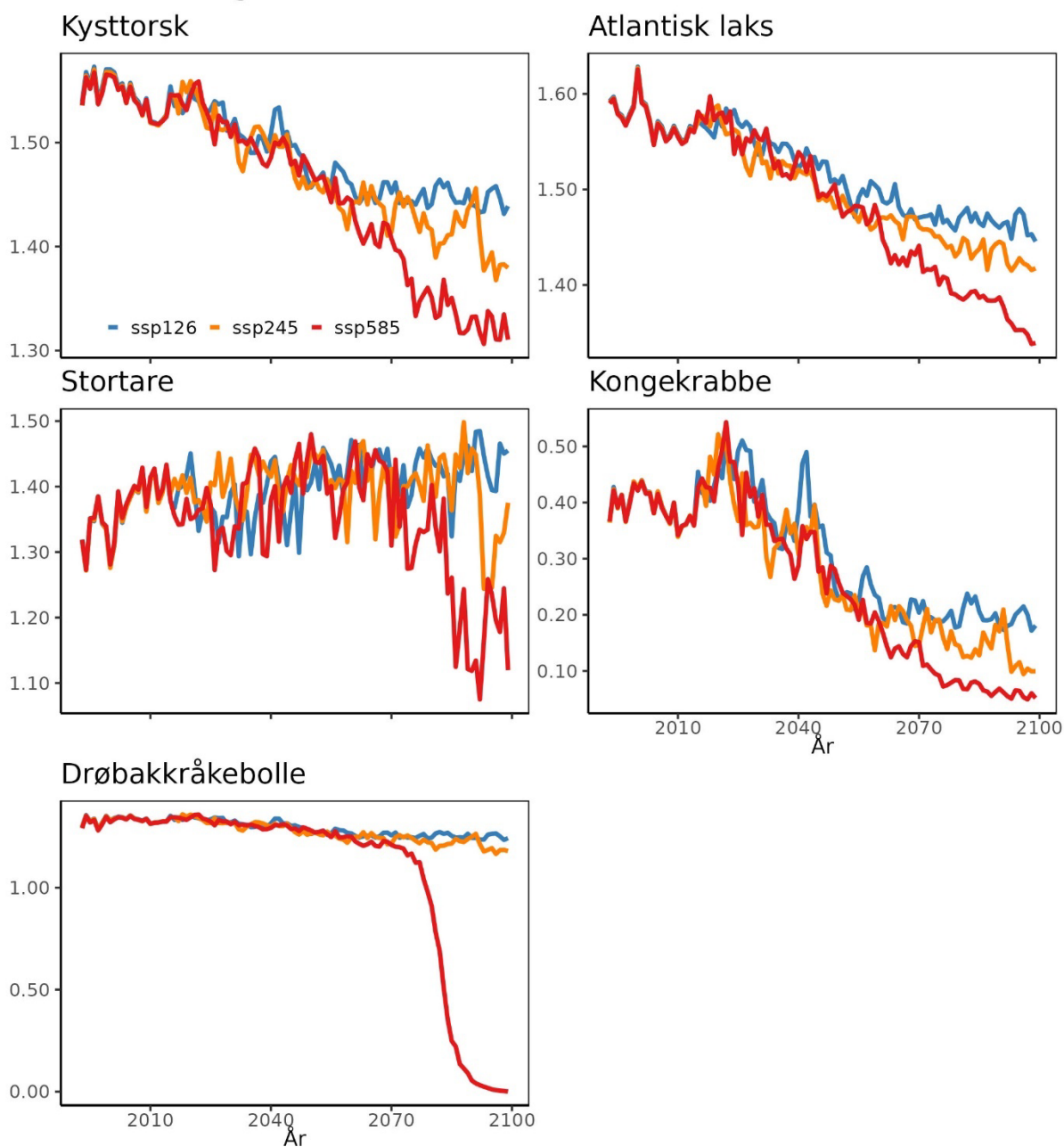
Figur 24. Årlige middelveier for perioden 1993-2100 for AGI-indeksen midlet for området Sør-Norge. Øverst til høyre vises kysttorsk, øverst til venstre Atlantisk laks, midten venstre vises stortare, midten høyre kongekrabbe og nederst Drøbakkråkebolle for de tre scenarioer SSP1-2.6 (blå), SSP2-4.5 (oransje) og SSP5-8.5 (rød).

AGI for Vest-Norge



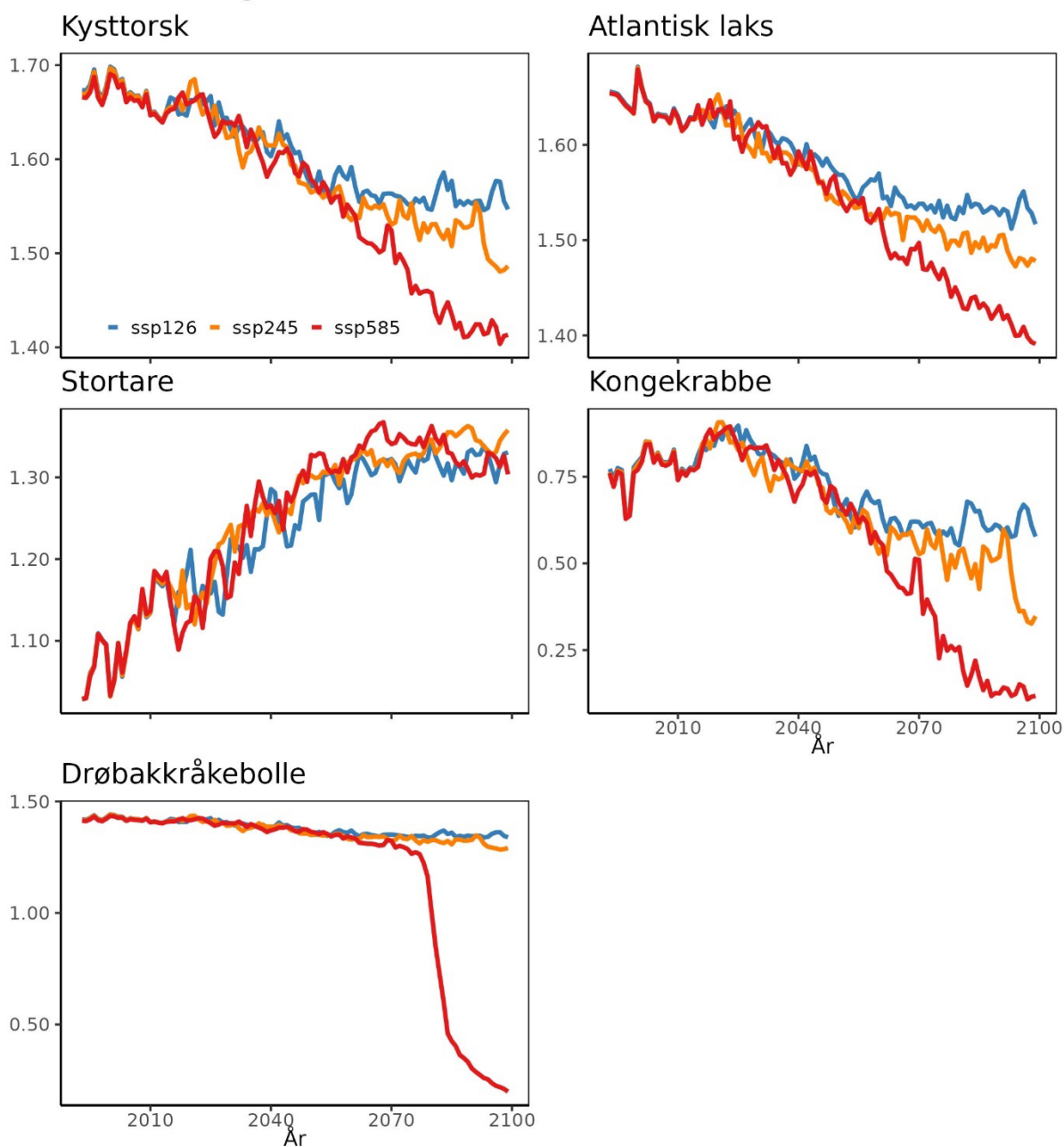
Figur 25. Årlige middelveier for perioden 1993-2100 for AGI-indeksen midlet for området Vest-Norge. Øverst til høyre vises kysttorsk, øverst til venstre Atlantisk laks, midten venstre vises stortare, midten høyre kongekrabbe og nederst Drøbakkråkebolle for de tre scenarioer SSP1-2.6 (blå), SSP2-4.5 (oransje) og SSP5-8.5 (rød).

AGI for Midt-Norge



Figur 26. Årlige middelveier for perioden 1993-2100 for AGI-indeksen midlet for området Midt-Norge. Øverst til høyre vises kysttorsk, øverst til venstre Atlantisk laks, midten venstre vises stortare, midten høyre kongekrabbe og nederst Drøbakkråkebolle for de tre scenarioer SSP1-2.6 (blå), SSP2-4.5 (oransje), og SSP5-8.5 (rød).

AGI for Nord-Norge



Figur 27. Årlige middelveier for perioden 1993-2100 for AGI-indeksen midlet for området Nord-Norge. Øverst til høyre vises kysttorsk, øverst til venstre Atlantisk laks, midten venstre vises stortare, midten høyre kongekrabbe og nederst Drøbakkråkebolle for de tre scenarioer SSP1-2.6 (blå), SSP2-4.5 (oransje) og SSP5-8.5 (rød).

7 Økosystemprosesser og scenarier

7.1 Usikkerhet i framtidige klimautslipp

I våre analyser ser vi at fremtidig utbredelse av arter basert på deres habitat langs norskekysten varierer ganske kraftig fra sør til nord, mye bestemt av de store temperaturforskjellene som skiller Sør-Norge fra Nord-Norge. For hele kysten ser vi at temperaturen vil øke, og pH vil reduseres, men hvor raskt dette endrer seg og hvor kraftig vil være bestemt av hvilket klimascenario som blir virkeligheten.

En betydelig usikkerhet i analysen ligger i hvor høye de framtidige klimagassutslippene faktisk blir. I denne rapporten har vi tatt utgangspunkt i tre globale klimascenarier med lave til veldig høye framtidige utslipp. For å kunne se resultatene av kystmodelleringen i sammenheng med Havforskningsinstituttets allerede gjennomførte modellering av havområdene, har vi brukt de samme tre scenarioene som Havforskningsinstituttet hadde valgt, nemlig SSP1-2.6 (lav), SSP2-4.5 (middels) og SSP5-8.5 (veldig høye) fra CMIP6. Disse scenarioene er oppdaterte utgaver av CMIP5-scenarioene som dekket hele spennet for forventet framtidig utvikling i IPCCs femte hovedrapport.

I kjølvannet av femte hovedrapport, ble Parisavtalen vedtatt. Parisavtalens mål om å begrense oppvarmingen til godt under 2 grader og gjøre bestrebelser om å begrense til 1,5 °C, ble de facto revidert til 1,5 °C på COP26 konferansen i 2021. Ingen av de tre scenarioene forventes å være under 1,5 °C mot slutten av århundret. FNs klimapanel har i sin sjette hovedrapport (delrapport 1 om fysiske endringer⁵), tatt i bruk to nye scenarioer, SSP1-1.9 (veldig lav) og SSP3-7.0 (høy). SSP1-1.9 (veldig lav) er et scenario som representerer en lavere utslippsutvikling enn SSP1-2.6 (lav). SSP3-7.0 har høye utslipp, men er lavere enn SSP5-8.5. SSP1-1.9 er det eneste scenarioet som er under 1,5 målet. SSP1-1.9 vil ifølge IPCC gi en oppvarming på 1,4 °C (1,0-1,8 °C), mens SSP1-2.6 vil gi en oppvarming på 1,8°C (1,3-2,4°C) (IPCC, 2022).

Hvilket scenario som nås, avhenger av landenes politiske vilje. Ifølge en syntese FN hadde bestilt til COP26 i 2021, ville innmeldte forpliktelser fra landene (per 30. juli, 2021) gi en oppvarming på 2,7 °C (UNFCCC, 2021). Under COP26 ble landene oppfordret til å øke sine ambisjoner. Flere land har meldt inn sterkere forpliktelser. Ifølge Climate Action Tracker (CAT, 2022), vil oppdaterte forpliktelser trolig gi 2,1°C dersom de implementeres fullt ut og i beste fall 1,8 °C. Dette samsvarer med SSP1-2.6, som er det laveste scenarioet vi har inkludert. I Norge skal imidlertid **føre-var-prinsippet** i utgangspunktet inngå i planlegging og virksomhet innen alle sektorer. I klimatilpasningsmeldingen⁶ er det nedfelt at for å være føre var i arbeidet med klimatilpasning skal det legges til grunn høye alternativer fra de nasjonale klimaframskrivingene når konsekvensene av klimaendringene vurderes. Førstegenerasjon av de norske klimaprofilene var basert på IPCCs øverste scenario som følge av dette, men vi er kjent med at dette kan bli endret i arbeidet med ny klimatilpasningsmelding.

Disse tre scenarioene gir dermed et mulig bilde av de fysiske og biologiske utfordringer det marine miljøet møter som følge av spennet mellom landenes innmeldte mål og norske prinsipper for klimatilpasningsplanlegging. Dersom 1,5-gradsmålet likevel nås, vil utviklingen bli mindre negativ enn vi har beskrevet i denne rapporten.

⁵ IPCC, 2022

⁶ Meld. St. 33 2012–2013

7.2 Usikkerhet i metodikk og økosystemprosesser

Framtidige habitatsvurderinger som beskrives i denne rapporten, representerer de langsiktige klimatrendene som vi kan forvente langs norskekysten når det gjelder storskalaendringer av det fysiske og biologiske miljøet som definerer habitatene for marine arter. Modellresultatene er basert på månedlige middelerverdier. De globale modellene som er utgangspunktet for arbeidet, dekker ikke stokastiske hendelser (f.eks. hetebølger, kortsiktig havforsuring og lave oksygenhendelser, kystflom) som vil ha en viktig innvirkning på levedyktigheten til kystpopulasjoner.

AGI-indeksen gir oss en forenklet metode for å se på hvordan kombinasjonen av temperatur og oksygen påvirker hva som kan defineres som et godt habitat for en art basert på historiske observasjoner. Vi vurderer dette som den best egnede metoden innenfor oppdragets rammer for å si noe om hvordan klimaendringene vil påvirke dagens habitat, og identifisere områder som i fremtiden kan bli gunstige for en art forutsatt tilgjengelig mat. Metoden tar ikke hensyn til hvordan gamle og nye områder vil endres når det gjelder mattilgang, noe som vil være avgjørende for om en art kan endre utbredelse. AGI-metodikken kan derimot gi oss en god pekepinn på hvordan storskalaendringer vil arte seg og gir et første inntrykk av klimasensitive områder som bør undersøkes nærmere gjennom mer lokale, detaljerte holistiske økosystemprosjekter for å virkelig forstå hvordan et lokalt område vil endres.

For eksempel fremstår kysten av Nord-Norge som et robust område hvor artene fokusert på her vil finne gode habitater under fremtidige klimaendringer. Det å identifisere lokale konsekvenser for en art krever derimot et detaljert bilde av økosystemprosesser og en god forståelse av de funksjonelle kombinasjonene av arter og deres interaksjon, noe som er et for komplisert oppgave for denne rapporten. Metoden tar ikke hensyn til tilpassede underpopulasjoner som kan antydes fra de multimodale fordelingene fra observasjonene (Figur 2), og detaljene fra slike observasjoner går tapt i normalfordelingstilnærmingen. Tilsvarende kan inkludering av underpopulasjoner forskyve AGI-indeksen, noe som igjen fører til dårlig representasjon av den generelle kapasiteten til de bredere populasjonene. Kort sagt, det kan finnes lokale stammer som kan bedre håndtere fremtidige klimaendringer enn stammen totalt sett. Bruken av bunnverdier for å evaluere utbredelsen av kråkeboller kan også gi et for optimistisk bilde av det fremtidige habitatet til arten, da den underliggende modellen ikke nødvendigvis representerer områder helt inn i fjæra der man også finner kråkeboller i dag og der oppvarmingen kan bli enda høyere enn beregnet her. Som nevnt før, tar ikke en habitatsanalyse av enkeltarter hensyn til økosystemkontroll på utbredelser. For eksempel har kråkeboller betydelig påvirkning på utbredelsen til stortare, som igjen har betydning for tilgang på mat, habitat, og mulige oppvekstområder for kråkeboller og kysttorsk.

Den statistiske modelleringen kan ikke gi vitenskapelig robuste resultater inn i de minste fjordarmene (se kapittel 4.1). Innerst i fjordarmene vil variabiliteten i fysikken være dominert av lokale effekter slik som avrenning fra land via elver, lokal oppvarming som kan være vanskelig å representere korrekt på en skala mindre enn 1/12 grad som er minste oppløsningen på den underliggende reanalysen som vi baserer nedskaleringen på. Selv om modelleringstilnærmingen har en høy oppløsning som representerer norskekysten, er det endel finskalaprosesser (småskala miksing, lokal oppvarming) i kystsystemet som ikke er inkludert eller som kun er parameterisert.

7.3 Betydning for havforvaltningsplanene

De kystnære områdene spiller en meget viktig rolle for det marine miljøet langs norskekysten. Eksempelvis er kystøkosystemer som stortareskog og annen blå skog både gyte- og oppvekstområde for flere kommersielle arter som forvaltes i havforvaltningsplanene, blant annet for torsk. Arealer for gyteplasser for fisk i indre farvann (innenfor grunnlinja) er nesten tre ganger så store som for summen av de tre forvaltningsområdene Barentshavet, Norskehavet, samt Nordsjøen og Skagerrak (18 774 km² vs. 6503 km²). I kystsonen slik den er definert i dette oppdraget, dvs. ut til territorialfarvannet ved 24 nm, er det totalt 23 772 km² med gyteplasser for fisk (Senter for hav og Arktis, 2021). Atlantisk laks opplever habitatforandringer i alle miljøer der den oppholder seg på sin vandring mellom elv og hav, og det er for fremtiden viktig å knytte sammen ferskvann, kyst og hav for å fullstendig forstå hvordan arten vil bli påvirket av klimaendringer. Det planlegges også for havbasert oppdrett, mens det i dag er mye av dette i kystsonen. En mer helhetlig tilnærming til forvaltning av kystsonen og havområdene, som har vært utgangspunktet for denne rapporten, vil kunne gi en bedre forvaltning.

8 Konklusjon

8.1 Fysiske og biologiske endringer

Nedskalering av de tre globale klimascenariene SSP1-2.6, SSP2-4.5 og SSP5-8.5, viser stor geografisk og tidsmessig variasjon for de fysiske og biologiske variablene vi har analysert i denne rapporten.

- Trender i temperatur og pH for den norske kystregionen gjenspeiler generelt trendene i de norske havområdene; det vil si tydelig oppvarming og forsuring i løpet av det 21. århundre, med høyere trender for høyere klimascenarier. Avhengig av hvor langt nord man befinner seg vil gjennomsnittstemperaturen i overflaten øke fra dagens verdi på 6,5-9 til 11-13 °C under SSP5-8.5, 9-11 °C for SSP2-4.5, mens for SSP1-2.6 er endringen begrenset til 8.5-10.5 °C. For havbunnen øker temperaturen med opp til 3,5 °C fra dagens gjennomsnitt på cirka 5,5-7,5 °C avhengig av scenario.
- Salinitet forventes å bli redusert langs kysten som en effekt av økt nedbør over land og økt avrenning fra elver. De laveste salinitetsverdiene for hele norskekysten finner vi i overflatelaget i Skagerrak, og det er også her de største nedgangene (2,5) i salinitet er forventet å finne sted, spesielt under SSP5-8.5.
- Oksygenverdier langs kysten er forventet å forbli relativt høye (over 5 ml/L) i alle regioner selv om det er en synkende trend i oppløst oksygen. Dette gjenspeiler trender man ser i de globale klimavurderingene (IPCC 2022).
- pH vil synke, med størst fall muligens i Sør-Norge som kan oppleve den sterkeste reduksjonen i pH, selv om det er relativt liten endring på tvers av regioner, men det er store forskjeller på tvers av scenarier. SSP5-8.5-scenariet fører til lave verdier innen 2100 som vil være skadelig for mange marine arter.
- Produksjonen av planteplankton for fremtiden viser en nedadgående trend, men usikkerheten på tvers av klimamodeller er relativt stor.

8.2 Habitatsvurdering for utvalgte arter

Beregningene for fremtidig habitat følger AGI-metodikken. Verdier over null indikerer levelig habitat for en art der høyere verdier gir bedre habitatkvalitet. Metoden gir oss både romlig og tidsmessig variasjon av hvordan habitatkvalitet for en art vil endres med fremtidig distribusjon langs norskekysten av oksygen og temperatur, samt av salinitet og pH.

Kongekrabbe

- Den fysiske faktoren som i størst grad påvirker kvaliteten for kongekrabbens habitat er havtemperaturen.
- Adekvat habitat for kongekrabben finnes hovedsakelig i Nord-Norge, og modellen antyder at dette vil være tilfelle også i fremtiden, uansett hvilket klimascenario som ligger til grunn.
- Selv i Nord-Norge vil nedgangen i habitatkvalitet representert ved AGI-verdiene synke fremover mot 2100 uavhengig av hvilket klimascenario som blir lagt til grunn.
- Det knyttes imidlertid usikkerhet til hvor kongekrabben faktisk vil forekomme i fremtiden, da arten har vist seg å tolerere høyere vanntemperaturer enn det den egentlig foretrekker, gitt god mattilgang.

Kysttorsk

- Den fysiske faktoren som i størst grad påvirker kvaliteten på habitatet til kysttorsk er havtemperaturen.
- Beregningene antyder at kysttorsken vil oppleve habitat av god kvalitet langs hele norskekysten frem mot 2100, men at en gradvis, gjennomgående nedgang i habitatkvalitet forventes uavhengig av hvilket scenario som legges til grunn.
- Nedgangen i habitatkvalitet/AGI-verdier forventes å bli sammenliknbar mellom de ulike landsdelene, men de faktiske AGI-verdiene vil øke langs en akse fra sør mot nord dvs. at de beste habitatforholdene i fremtiden vil bli å finne i Nord-Norge.

Atlantisk laks

- Den faktoren som i størst grad påvirker kvaliteten på habitatet for laksen er sannsynligvis endringer i mattilbudet under smoltens utvandring. Både salinitet og temperatur verdier langs norskekysten for fremtiden er innenfor toleransegrensen til laksen.
- Atlantisk laks vandrer hovedsakelig i overflaten under sitt opphold i havet, og i kystnære områder i tiden for smoltutvandring forventes en økning i overflatetemperatur på 2-4 °C frem mot år 2100 avhengig av klimascenario. Denne økningen vil være størst i de nordlige områder. Basert på våre beregninger vil de økte temperaturene lede til en reduksjon i egnethet av de kystnære habitatene, men ingen av klimascenariene vil gjøre kystsonen til et uegnet habitat basert på de modellerte fysiske parameterne.
- Imidlertid kan byttedyr, konkurrenter, predatorer og faktorer som f.eks. oppdrettsnæringen påvirkes på hittil ukjente måter, og igjen påvirke bestandene. Atlantisk laks opplever habitatforandringer i alle miljøer der den oppholder seg på sin vandring mellom elv og hav, og det er for fremtiden viktig å knytte sammen ferskvann, kyst og hav for å fullstendig forstå hvordan arten vil bli påvirket av økte globale temperaturer.

Stortare

- De faktorene som i størst grad påvirker habitatet til stortare er temperaturen og overlapp med kråkebolle.
- Basert på temperaturpreferansen til stortare er utbredelsen av arten forventet å holde seg stabilt i sørlige kystområder og øke noe i nordlige områder de kommende tiårene. Men med en sterkere økning i temperatur mot slutten av århundret kan vi forvente henholdsvis nedgang eller lokal utryddelse i Sør-Norge i utslippsscenarioene SSP2-4.5 og SSP5-8.5.

Drøbakkråkebolle

- De faktorene som i størst grad påvirker habitatet til drøbakkråkebolle er havtemperaturen og pH.
- Drøbakkråkebollen er generelt robust i møte med klimaendringene, og beregningene tyder på at artens habitat vil holde seg stabilt under utslippsscenarioene SSP1-2.6 og SSP2-4.5. Men dersom SSP5-8.5 slår til, kan vi forvente en kraftig nedgang og til slutt lokal utrydding av arten langs hele norskekysten etter 2070, hovedsakelig pga. den sterke reduksjonen i pH. Utbredelsen av kråkebolle har stor påvirkning på utbredelsen av stortare, men er selv påvirket av tettheten av dyr som spiser kråkebolle, som ikke er tatt hensyn til her.

8.3 Usikkerhet og betydning for resultatene

Ved å nedskalere en rekke klimamodeller (Tabell 2) kan vi analysere fremtidens klima for den norske kystlinjen. Usikkerheten på tvers av modellene og på tvers av klimascenarioer er representert i figurene og gir rom for analyse av hvordan det fysiske og biologiske marine forholdene vil bli og hvordan disse endringene igjen vil påvirke forskjellige arters habitat. Den største usikkerheten knyttet til klimaendringene, ligger imidlertid i hvilken utvikling vi får i klimagassutslippene. Ifølge Climate Action Tracker (CAT, 2022), vil landenes oppdaterte mål trolig gi 2,1°C dersom de implementeres fullt ut og i beste fall 1,8 °C. Dette samsvarer med SSP1-2.6, som er det laveste scenarioet vi har inkludert, men det er knyttet stor usikkerhet til om landene vil oppfylle sine innmeldte mål. Med utgangspunkt i Norges «føre-var-prinsipp», er det i klimatilpasnings-meldingen⁷ nedfelt at norsk forvaltning skal planlegge basert på et høyt scenario, som så langt har vært tolket som det øverste scenarioet vi har inkludert. Scenarioene vi har brukt gir dermed et mulig bilde av de fysiske og biologiske utfordringene det marine miljøet kan møte i spennet mellom landenes mål og norske prinsipper for klimatilpasningsplanlegging. Dersom landene skulle klare å følge oppfordringen fra COP26 om å øke sine samlede ambisjoner til 1,5 grad og lykkes med det, vil endringene bli mindre enn beskrevet her.

Nedskalering av klima for norskekysten og arts-spesifikk analyse kan gi forvaltningen bedre innsyn i hvordan kystsonen vil påvirkes forskjellig fra de åpne havområdene. Forskjellene vi finner i habitat utbredelse og kvalitet for en art som en følge av forskjeller på tvers av klimascenarioer kan gi verdifull informasjon for forvaltningen når det gjelder langsiktig planlegging for å redusere negative effekter av klimaendringer. En mer helhetlig tilnærming til forvaltning av kystsonen og havområdene vil kunne gi bedre mulighet til å fange opp endringer som skyldes klima og innføre tiltak som kan begrense den negative effekten. For eksempel kan nevnes muligheten for å redusere høsting av marine ressurser når endringer i habitat, utbredelse og biomasse for en art er negative som følge av endringer i miljøet, strategisk bærekraftig fiskeriforvaltning og opprettelse av marine verneområder.

⁷ Meld. St. 33 2012–2013

9 Referanser

Aglen A, Nedreaas K, Knutsen JA, Huse G (2020) Kysttorsk nord for 62-grader nord. Fisken og havet 2020-2. 64 pp.

Aglen A, Fall J, Gjøsæter H, Staby A (2021) Mengdeindekser for kysttorsk nord for 62°N. Rapport fra havforskningen 2021-6. 93 pp.

Anon (1977) Kjempekrabbe tatt på garn i Varangerfjorden. Avisen Fiskaren, Årgang 54, nr. 4, torsdag 13. januar, s. 4.

Asplin L, Salvenes AGV, Kristoffersen JB (1999) Nonlocal wind-driven fjord-coast advection and its potential effect on plankton and recruitment. Fisheries Oceanography 8: 255-263.

Assis, J., Lucas, A. V., Bárbara, I., & Serrão, E. Á. 2016. Future climate change is predicted to shift long-term persistence zones in the cold-temperate kelp *Laminaria hyperborea*. Marine Environmental Research, 113, 174–182. <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2015.11.005>

Bartsch, I., Paar, M., Fredriksen, S., Schwanitz, M., Daniel, C., Hop, H., & Wiencke, C. 2016. Changes in kelp forest biomass and depth distribution in Kongsfjorden, Svalbard, between 1996–1998 and 2012–2014 reflect Arctic warming. Polar Biology, 39(11), 2021–2036. <https://doi.org/10.1007/s00300-015-1870-1>

Bednaršek, N., Calosi, P., Feely, R.A., Ambrose, R., Byrne, M., Chan, K.Y.K., Dupont, S., Padilla-Gamino, J.L., Spicer, J.I., Kessouri, F. and Roethler, M., 2021. Synthesis of Thresholds of Ocean Acidification Impacts on Echinoderms. Frontiers in Marine Science, p.261.

Bekkby, T., Rinde, E., Erikstad, L., and Bakkestuen, V. 2009. Spatial predictive distribution modelling of the kelp species *Laminaria hyperborea*. ICES Journal of Marine Science 66, 2106–2115. doi:10.1093/icesjms/fsp195.

Bekkby T, Moy FE, Olsen H, Rinde E, Bodvin T, Bøe R, Steen H, Grefsrud ES, Espeland SH, Pedersen A, Jørgensen NM. 2013. The Norwegian Programme for mapping of marine habitats – providing knowledge and maps for ICZMP. In: Global challenges in integrated coastal zone management. Wiley-Blackwell. ISBN 978-0-470-65756-0. Chapter 2: 21–30.

Berg E, Albert OT (2003) Cod in fjords and coastal waters of North Norway: distribution and variation in length and maturity at age. ICES Journal of Marine Science 60: 787–797.

Bolton, J. J., & Lüning, K. 1982. Optimal growth and maximal survival temperatures of Atlantic *Laminaria* species (Phaeophyta) in culture. Marine Biology, 66(1), 89–94. <https://doi.org/10.1007/BF00397259>

Britayev, T. A., Rzhavsky, A. V., Pavlova, L. V., & Dvoretiskij, A. G. (2010). Studies on impact of the alien red king crab (*Paralithodes camtschaticus*) on the shallow water benthic communities of the Barents Sea. J. Appl. Ichthyol. 26, 66–73. doi: 10.1111/j.1439-0426.2010.01494.x

Buhl-Mortensen L, Aure J, Oug E (2009) The Response of hyperbenthos and infauna to hypoxia in fjords along the Skagerrak: estimating loss of biodiversity due to eutrophication. E. Moksness., E. Stotterup, J. Dahl (Eds.), Integrated Coastal Zone Management, Wiley-Blackwell Publ, UK (2009), pp. 79-96.

Christiansen JS, Sparboe M, Sæther B-S, Siikavuopio SI (2015) Thermal behaviour and the prospect spread of an invasive benthic top predator onto the Euro-Arctic shelves. *Diversity Distrib* 21: 1004-1013.

Christie, H., Fredriksen, S., and Rinde, E. 1998. Regrowth of kelp and colonization of epiphyte and fauna community after kelp trawling at the coast of Norway. *Hydrobiologia*, 375/376: 49–58.

Christie, H., Gundersen, H., Rinde, E., Filbee-Dexter, K., Norderhaug, K. M., Pedersen, T., et al. 2019. Can multitrophic interactions and ocean warming influence large-scale kelp recovery? *Ecology and Evolution* 9, 2847–2862. doi:10.1002/ece3.4963.

Clarke, T.M., Wabnitz, C.C., Striegel, S., Frölicher, T.L., Reygondeau, G. and Cheung, W.W., 2021. Aerobic growth index (AGI): An index to understand the impacts of ocean warming and deoxygenation on global marine fisheries resources. *Progress in Oceanography*, 195, p.102588.

Connell, S.D. and Russell, B.D., 2010. The direct effects of increasing CO₂ and temperature on non-calcifying organisms: increasing the potential for phase shifts in kelp forests. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 277(1686), pp.1409-1415.

Dahle, G (2018) Analysis of coastal cod (*Gadus morhua* L.) sampled on spawning sites reveals a genetic gradient throughout Norway's coastline. *BMC genetics* 19.1: 1-17.

Dalvin, S., Hamre, L.A., Skern-Mauritzen, R., Vågseth, T., Stien, L., Oppedal, S. and Bui, S., 2020. The effect of temperature on ability of *Lepeophtheirus salmonis* to infect and persist on Atlantic salmon. *Journal of Fish Diseases* 43 1519– 1529. <https://doi.org/10.1111/jfd.13253>

Decker, H., Hellmann, N., Jaenicke, E., Lieb, B., Meissner, U., and Markl, J. (2007). Minireview: recent progress in hemocyanin research. *Integr. Comp. Biol.* 47, 631–644. doi: 10.1093/icb/icm063

Dempster T, Sanchez-Jerez P, Uglem I, Bjorn P (2010) Species-specific patterns of aggregation of wild fish around fish farms. *Estuar Coast Shelf Sci* 86(2):271–275.

Drinkwater, K. F. 2005. The response of Atlantic cod (*Gadus morhua*) to future climate change. *e ICES Journal of Marine Science*, 62: 1327e1337.

Dupont, S., Dorey, N., Stumpp, M., Melzner, F. and Thorndyke, M., 2013. Long-term and trans-life-cycle effects of exposure to ocean acidification in the green sea urchin *Strongylocentrotus droebachiensis*. *Marine biology*, 160(8), pp.1835-1843.

Dvoretsky, A. G., & Dvoretsky, V. G. (2018). Red king crab (*Paralithodes camtschaticus*) fisheries in Russian waters: Historical review and present status. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 28, 331–353. <https://doi.org/10.1007/s11160-017-9510-1>.

Enoksen SE, Reiss H (2018) Diet of Norwegian coastal cod (*Gadus morhua*) studied by using citizen science. *Journal of Marine Systems* 180: 246-254.

Fagerli, C. W., Norderhaug, K. M., and Christie, H. C. 2013. Lack of sea urchin settlement may explain kelp forest recovery in overgrazed areas in Norway. *Marine Ecology Progress Series* 488, 119–132. doi: <https://doi.org/10.3354/meps10413>.

Fagerli, C. W., Norderhaug, K.M., Christie, H.C., Pedersen, M.F. and Fredriksen, S., 2014. Predators of the destructive sea urchin grazer *Strongylocentrotus droebachiensis* on the Norwegian coast. *Marine Ecology Progress Series* 502, 207–218.

Falk-Petersen, J., Renaud, P., & Anisimova, N. (2011). Establishment and ecosystem effects of the alien invasive red king crab (*Paralithodes camtschaticus*) in the Barents Sea—a review. *ICES J.Mar. Sci.* 68, 479–488. doi: 10.1093/icesjms/fsq192

Filbee-Dexter, K., and Wernberg, T. (2018). Rise of turfs: a new battlefield for globally declining kelp forests. *BioScience* 68, 64–76. doi:[10.1093/biosci/bix147](https://doi.org/10.1093/biosci/bix147).

Filbee-Dexter, K., Wernberg, T., Grace, S. P., Thormar, J., Fredriksen, S., Narvaez, C. N., Feehan, C. J., & Norderhaug, K. M. (2020). Marine heatwaves and the collapse of marginal North Atlantic kelp forests. *Scientific Reports*, 10(1), 1–11. <https://doi.org/10.1038/s41598-020-70273-x>

Fossheim M, Primicerio R, Johannesen E, Ingvaldsen RB, Aschan MM, Dolgov AV (2015) Recent warming leads to a rapid borealization of fish communities in the Arctic. *Nature Climate Change* 5. DOI: 10.1038/NCLIMATE2647.

Friedland, K. D., Hansen, L. P., Dunkley, D. A., and MacLean, J. C. 2000. Linkage between ocean climate, post-smolt growth, and survival of Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) in the North Sea area. *ICES Journal of Marine Science*, 57: 419–429.

Frigstad, H., Gundersen, H., Andersen, G. S., Borgersen, G., Kvile, K. Ø., Krause-Jensen, D., Boström, C., Bekkby, T., Anglès d’Auriac, M., Ruus, A., Thormar, J., Asdal, K., & Hancke, K. 2021. Blue Carbon – climate adaptation, CO₂ uptake and sequestration of carbon in Nordic blue forests – Results from the Nordic Blue Carbon Project (TemaNord). <https://doi.org/10.6027/temanord2020-541>

Fuhrmann, M. M., Pedersen, T., and Nilssen, E. M. (2017). Trophic niche of the invasive red king crab *Paralithodes camtschaticus* in a benthic food web. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 565, 113–129. doi: 10.3354/meps12023

Halttunen, E., Gjelland, K. Ø., Glover, K. A., Johnsen, I. A., Serra-Llinares, R. M., Skaala, Ø., Nilsen, R., Bjørn, P. A., Karlsen, Ø., Finstad, B., and Skilbrei, O. T. 2018. Migration of Atlantic salmon post-smolts in a fjord with high infestation pressure of salmon lice. *Marine Ecology Progress Series*, 592: 243–256.

Halvorsen MD (2013) The distribution of Skagerrak coastal cod (*Gadus morhua*) in relation to oxygen depletion, temperature, and salinity, studied by acoustic telemetry in the Tvedestrand fjord in south-eastern Norway. Mastergradsoppgave, Universitetet i Bergen. 58 pp.

Himmelman, J.H., Guderley, H., Vignault, G., Drouin, G., and Wells, P.G., 1984. Response of the sea urchin, *Strongylocentrotus droebachiensis*, to reduced salinities: importance of size, acclimation, and interpopulation differences. *Canadian journal of zoology*, 62(6), pp.1015–1021.

Hjelset, A. M., J. H. Sundet, and E. M. Nilssen. 2009. Size at sexual maturity in the female red king crab (*Paralithodes camtschaticus*) in a newly settled population in the Barents Sea, Norway. *J. Northw. Atl. Fish. Sci.*, **41**: 173–182. doi:10.2960/J.v41.m633

Holm, M., Holst, J. C., Hansen, L. P., Jacobsen, J. A., O' Maoile' idigh, N., and Moore, A. 2003. Migration and distribution of Atlantic salmon post-smolts in the North Sea and North-East Atlantic. In *Salmon at the Edge*, pp. 7–23. Ed. by D. Mills. Blackwell Science, Oxford. 384 pp.

Holm, M., Hansen, L. P., Holst, J. C., and Jacobsen, J. A. 2004. Atlantic salmon (*Salmo salar* L.). In *The Norwegian Sea Ecosystem*, pp. 315–356. Ed. by H. R. Skjoldal. Tapir Academic Press, Trondheim. 559 pp.

H.-O. Pörtner, D.C. Roberts, E.S. Poloczanska, K. Mintenbeck, M. Tignor, A. Alegría, M. Craig, S. Langsdorf, S. Löschke, V. Möller, A. Okem (eds.). n.d. "IPCC, 2022: Summary for Policymakers. In: *Climate Change 2022: Impacts, Adaptation, and Vulnerability. Contribution of Working Group II to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change.*" Cambridge University Press. https://report.ipcc.ch/ar6wg2/pdf/IPCC_AR6_WGII_SummaryForPolicymakers.pdf.

Hvidsten, N. A., Heggberget, T. G., & Jensen, A. J. (1998). Sea water temperatures at Atlantic salmon smolt entrance. *Nordic Journal of Freshwater Research*, **74**, 79–86.

ICES (2020) Cod (*Gadus morhua*) in subareas 1 and 2 (Norwegian coastal waters cod). ICES Advice on fishing opportunities, catch, and effort Arctic Ocean, Barents Sea, and Norwegian Sea ecoregions Published 16 June 2020: Available online from <https://www.ices.dk/sites/pub/Publication%20Reports/Advice/2020/2020/cod.27.1-2coast.pdf>

ICES. 2021a. Working Group on North Atlantic Salmon (WGNAS). ICES Scientific Reports. 3:29. 407 pp. <https://doi.org/10.17895/ices.pub.7923>.

Ilyushchenko, A.M. and Zenzerov, B.C., New data on the tolerance of Barents Sea red king crabs to low salinity, *Russ. J. Ecol.*, 2012, no. 2, pp. 177–179. <https://doi.org/10.1134/S1067413612020075>

Iversen SA, Danielssen DS (1984) Development and mortality of cod (*Gadus morhua* L.) eggs and larvae in different temperatures. In: E. Dahl, D.S. Danielssen, E. Moksness and P. Solemdal (Editors), *The Propagation of cod Gadus morhua* L. Flødevigen rapårportser., **1**, 1984: 49-65.

Jakobsen, T. (1987) Coastal cod in Northern Norway. – *Fisheries Research* **5**:223-234.

Johannessen T, Dahl E (1996) Declines in oxygen concentration along the Norwegian Skagerrak coast, 1927–1993: a signal of ecosystem changes due to eutrophication? *Limnol Oceanogr* **41**:766–778

Johannessen, T., Dahl, E., Falkenhaug, T., and Naustvoll, L. J. (2012) Concurrent recruitment failure in gadoids and changes in the plankton community of the Norwegian Skagerrak coast after 2002. *ICES Journal of Marine Science*, **69**: 795–801.

Johansen, T., Westgaard, J.-I., Seliussen, B. B., Nedreaas, K., Dahle, G., Glover, K. A., Kvalsund, R., and Aglen, A. (2017) "Real-time" genetic monitoring of a commercial fishery on the doorstep of an MPA reveals unique insights into the interaction between coastal and migratory forms of the Atlantic cod. *ICES Journal of Marine Science*, doi:10.1093/icesjms/fsx224.

Kain, J. M. 1971. The biology of *Laminaria hyperborea* VI. Some Norwegian populations. J. Mar. Biol. Assoc. U.K. 51, 387–408. doi: 10.1017/s0025315400031866

Kennedy, R.J. and Crozier, W.W. (2010), Evidence of changing migratory patterns of wild Atlantic salmon *Salmo salar* smolts in the River Bush, Northern Ireland, and possible associations with climate change. Journal of Fish Biology, 76: 1786-1805. <https://doi.org/10.1111/j.1095-8649.2010.02617.x>

Kjesbu OS et al. (2021) Highly mixed impacts of near-future climate change on stock productivity proxies in the North East Atlantic. Fish and Fisheries 00: 1-15. DOI: 10.1111/faf.12635

Klemetsen A, Amundsen P-A, Dempson JB, Jonsson B, Jonsson N, O’Connell MF, Mortensen E. Atlantic salmon *Salmo salar* L., brown trout *Salmo trutta* L. and Arctic charr *Salvelinus alpinus* (L.): a review of aspects of their life histories. Ecology of Freshwater Fish 2003: 12: 1–59

Knutsen H, Moland OE, Ciannelli L, Heiberg ES, Knutsen JA, Simonsen JH, Skreslet S, Stenseth NC (2007) Egg distribution, bunn topography and small-scale cod population structure in a coastal marine system. Mar Ecol Prog Ser 333:249–255

Koch, M., Bowes, G., Ross, C., and Zhang, X.H., 2013. Climate change and ocean acidification effects on seagrasses and marine macroalgae. Global change biology, 19(1), pp.103-132.

Kortsch, S., Primicerio, R., Fossheim, M., Dolgov, A. V & ASCHAN, M. (2015). Climate change alters the structure of arctic marine food webs due to poleward shifts of boreal generalists. Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences 282, 20151546

Kuzmin, S. & Olsen, S. (1994). Barents Sea king crab (*Paralithodes camtchatica*). The transplantation experiments were successful. ICES C.M. 1994/K:12. 12s.

Kvile, K.Ø., Andersen, G.S., Baden, S.P., Bekkby, T., Bruhn, A., Geertz-Hansen, O., Hancke, K., Hansen, J.L., Krause-Jensen, D., Rinde, E. and Steen, H., 2022. Kelp forest distribution in the Nordic region. Frontiers in Marine Science, p.887.

Lange, R., 1964. The osmotic adjustment in the echinoderm, *Strongylocentrotus droebachiensis*. Comparative Biochemistry and Physiology, 13(3), pp.205-216.

Lellouche, Jean-Michel, Olivier Le Galloudec, Eric Greiner, Gilles Garric, Charly Regnier, Marie Drevillon, Romain Bourdallé-Badie, Clément Bricaud, Yann Drillet, and Pierre-Yves Le Traon. 2018. “The Copernicus Marine Environment Monitoring Service Global Ocean 1/12° Physical Reanalysis GLORYS12V1: Description and Quality Assessment.”

Long WC, Daly B (2017) Upper thermal tolerance in red and blue king crab: sublethal and lethal effects. Marine Biology 164: 162.

Lorentzen G, Voldnes G, Whitaker RD, Kvalvik I, Vang B, Solstad RG, Thomassen MR & Siikavuopio SI (2018) Current Status of the Red King Crab (*Paralithodes camtchaticus*) and Snow Crab (*Chionoecetes opilio*) Industries in Norway, Reviews in Fisheries Science & Aquaculture, 26:1, 42-54, DOI: 10.1080/23308249.2017.1335284

Matishov, G. G., Zenzerov, V. S., Emelina, A. V. & Muraveiko, V. M. (2008) Temperature resistance of the red king crab *Paralithodes camtschaticus* from the Barents Sea. Doklady Biological Sciences, 420, 198–200.

Matsuura, S., and Takeshita, K. 1990. Longevity of red king crab, *Paralithodes camtschatica*, revealed by long-term rearing study. In Proceedings of the International Symposium on King and Tanner Crabs, pp. 181–188. Ed. by S. Keller. University of Alaska, Sea Grant College Program, Report. 633 pp.

Michelsen HK, Nilssen EM, Pedersen T, Svensen C (2020) Temporal and spatial dynamics of the invasive red king crab and native brachyuran and anomuran larvae in Norwegian waters. Aquat Biol 29:1–16. <https://doi.org/10.3354/ab00720>

Mieszkowska N, Genner MJ, Hawkins SJ, Sims DW (2009) Effects of climate change and commercial fishing on Atlantic cod *Gadus morhua*. In: Sims DW (ed) Advances in marine biology, Vol 56. Elsevier Academic Press, San Diego, CA, p 213–273

Mikkelsen (2013) Predation on the demersal fish eggs of capelin *Mallotus villosus* and lumpsucker *Cyclopterus lumpus* in relation to recruitment. PhD thesis. University of Tromsø, Tromsø, Norway.

Mikkelsen N & Pedersen T (2012) Invasive red king crab affects lumpsucker recruitment by egg consumption. Marine Ecology Progress Series 469: 87-99.

Mikkelsen N & Pedersen T (2017) Invasive red king crabs feed on both spawned-out capelin and their eggs. Marine Ecology Progress Series 563: 139-155.

Nilsen KT, Siikavuopio S, Aune M (2019) Kongekrabbens vandring fra øst mot vest i Nord-Norge: Hva kan fangsthistorikken lære oss om vandringsmønsteret? Akvaplan-niva report no. 7805-2. 24 pp. ISBN: 978-82-449-0072-0.

moderniseringsdepartementet, K. o. (2020, mai). Planlegging i sjøområdene. Retrieved from Regjeringen.no: <https://www.regjeringen.no/no/dokumenter/planlegging-i-sjoomradene/id2700314/?ch=1>

O'Neill, Brian C., Elmar Kriegler, Kristie L. Ebi, Eric Kemp-Benedict, Keywan Riahi, Dale S. Rothman, Bas J. van Ruijven, et al. 2017. "The Roads Ahead: Narratives for Shared Socioeconomic Pathways Describing World Futures in the 21st Century." Global Environmental Change: Human and Policy Dimensions 42 (January): 169–80.

Orlov Yul., Ivanov BG (1978) On the introduction of the Kamchatka King crab *Paralithodes camtschatica* (Decapoda: Anomura: Lithodidae) into the Barents Sea. Mar Biol 48: 373-375

Ozhigin VK, Ingvaldsen RB, Loeng H, Boitsov VD, Karsakov AL (2011) The Barents Sea. In: Jacobsen T, Ozhigin VK (eds) The Barents Sea. Ecosystem, resources, management. Half a century of Russian-Norwegian cooperation. Tapir Academic Press, Trondheim, p 39–76

Parshin-Chudin, A.V., Borisov, R.R., Kovacheva, N.P., Lebedev, R.O., and Nazartseva & M.Yu. (2014) Effect of salinity on the survival of red king crab, *Paralithodes camtschaticus* (Tilesius, 1815), at early stages of ontogeny. Russ. J. Ecol., 2, 150–152.

Pedersen OP, Nilssen EM, Jørgensen LL, Slagstad D (2006) Advection of the red king crab larvae on the coast of North Norway – a Lagrangian model study. Fisheries Research 79: 325-336.

- Pedersen T, Jobling M (1989) Growth rates of large, sexually mature cod, *Gadus morhua*, in relation to condition and temperature during an annual cycle. *Aquaculture* 81: 161-168.
- Pinchukov MA, Sundet JH (2011) Red king crab. P. 160-167 in Jakobsen, T. og Ozhigin, V. K. (red.) The Barents Sea. Ecosystem, resources, management. Half a century of Russian-Norwegian cooperation. Tapir Academic Press, Trondheim. 825 p.
- Plante S, Chabot D, Dutil JD (1998) Hypoxia tolerance in Atlantic cod. *Journal of Fish Biology* 53: 1342-1356.
- Righton D.A, Andersen K.H, Neat F, Thorsteinsson V, and others (2010) Thermal niche of Atlantic cod *Gadus morhua*: limits, tolerance, and optima. *Marine Ecology Progress Series* 420: 1–13.
- Rikardsen, A.H. & Dempson, J.B. 2011. Dietary life-support: The food and feeding of Atlantic salmon at sea. I: Atlantic salmon ecology (red. Ø. Aas, S. Einum, A. Klemetsen & J. Skurdal), s. 115-143. Wiley-Blackwell, Oxford.
- Rikardsen, A.H., Righton, D., Strøm, J.F., Thorstad, E.B., Gargan, P., Sheehan, T. et al. 2021. Redefining the oceanic distribution of Atlantic salmon. *Scientific Reports* 11(1): 1-12.
- Rinde, E., Christie, H., Fagerli, C. W., Bekkby, T., Gundersen, H., Norderhaug, K. M., et al. 2014. The influence of physical factors on kelp and sea urchin distribution in previously and still grazed areas in the NE Atlantic. *PLoS ONE* 9. doi:10.1371/journal.pone.0100222.
- Rodin VE (1990) Population biology of the king crab *Paralithodes camtschatica* Tilesius in the North Pacific Ocean. In: Proceedings of the International Symposium on King Tanner Crabs. Univ Alaska Sea Grant Rep 90-04:133–144.
- Runcie, D.E., Dorey, N., Garfield, D.A., Stumpp, M., Dupont, S., and Wray, G.A., 2016. Genomic characterization of the evolutionary potential of the sea urchin *Strongylocentrotus droebachiensis* facing ocean acidification. *Genome biology and evolution*, 8(12), pp.3672-3684.
- Russell, M.P., 1998. Resource allocation plasticity in sea urchins: rapid, diet induced, phenotypic changes in the green sea urchin, *Strongylocentrotus droebachiensis* (Müller). *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 220(1), pp.1-14.
- Salvanes, A. G. V., Skjaeraasen, J. E. & Nilsen, T. (2004). Sub-populations of coastal cod with different behaviour and life-history strategies. *Marine Ecology Progress Series* 267, 241–251.
- Shirley, T. C. & Shirley, S. M. (1989) Temperature and salinity tolerances and preferences of red king crab larvae. *Marine Behavior & Physiology*, 16, 19-30.
- Siikavuopio, S. I., and James, P. (2015). Effects of feed intake, growth and oxygen consumption in adult male king crab *Paralithodes camtschaticus* held in captivity and fed manufactured diets. *Aquac. Res.* 46, 602–608. doi: 10.1111/are.12207
- Skjæraasen JE, Nilsen T, Meager JJ, Herbert NA, Moberg O, Tronci V, Johansen T, Salvanes AGV (2008) Hypoxic avoidance behaviour in cod (*Gadus morhua* L.): The effect of temperature and haemoglobin genotype. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 358: 70–77.

Smale, D. A., Burrows, M. T., Moore, P., O'Connor, N., and Hawkins, S. J. 2013. Threats and knowledge gaps for ecosystem services provided by kelp forests: A northeast Atlantic perspective. *Ecology and Evolution* 3, 4016–4038. doi:10.1002/ece3.774.

Smale, D. A., Pessarrodona, A., King, N., Burrows, M. T., Yunnice, A., Vance, T., & Moore, P. 2020. Environmental factors influencing primary productivity of the forest-forming kelp *Laminaria hyperborea* in the northeast Atlantic. *Scientific Reports*, 10(1), 1–12.
<https://doi.org/10.1038/s41598-020-69238-x>

Solemdal P, Sundby S (1981) Vertical distribution of pelagic fish eggs in relation to species, spawning behaviour and wind conditions. ICES C.M. 1981/G:77.

Stenevik EK, Sundby S, Agnalt AL (2008) Buoyancy and vertical distribution of Norwegian coastal cod (*Gadus morhua*) eggs from different areas along the coast. *ICES Journal of Marine Science* 65: 1198–1202.

Stephens, R.E. 1972. Studies on the development of the sea urchin *Strongylocentrotus droebachiensis*. I. Ecology and normal development. *The Biological Bulletin*, 142(1), pp.132-144.

Stevens, B. G. & Lovrich, G. A. (2014) King crabs of the world: species and distributions. King crabs of the world: biology and fisheries management (ed.by B.G. Stevens), pp. 1–29. CRC Press, Boca Raton.

Stevens, B. G. & Swiney, K. M. (2007) Hatch time, incubation period, and reproductive cycle for captive primiparous and multiparous red king crab, *Paralithodes camtschaticus*. *Journal of Crustacean Biology* 27, 37-48.

Stone, R. P., O'Clair, C. E., and Shirley, T. C. (1993). Aggregating behaviour of ovigerous female red king crab, *Paralithodes camtschaticus*, in Auke Bay, Alaska. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 50, 750–758. doi: 10.1139/f93-086

Strøm, J.F., Thorstad, E.B., & Rikardsen, A.H. 2020. Thermal habitat of adult Atlantic salmon *Salmo salar* in a warming ocean. *Journal of Fish Biology* 96: 327-336.

Strøm, J.F., Thorstad, E.B., Hedger, R.D. & Rikardsen, A.H. 2018. Revealing the full ocean migration of individual Atlantic salmon. *Animal Biotelemetry* 6: 2.

Sundet, J. H., & Hjelset, A. M. (2010). Seasonal depth distribution of the red king crab (*Paralithodes camtschaticus*) in Varangerfjorden, Northern Norway. *In* Biology and Management of Exploited Crab Populations under Climate Change, eds G. H. Kruse, G. L. Eckert, R. J. Foy, R. N. Lipcius, B. Sainte-Marie, D. L. Stram, et al. (Fairbanks, AK: Alaska Sea Grant), doi: 10.4027/bmecpcc.2010.20

Swiney, K. M, W., Long, C. & Foy, R. J. (2017) Decreased pH and increased temperatures affect young-of-the-year red king crab (*Paralithodes camtschaticus*). *ICES Journal of Marine Science*, 74, 1191–1200.

Svedäng H, Bardon G (2003) Spatial and temporal aspects of the decline in cod (*Gadus morhua* L.) abundance in the Kattegat and eastern Skagerrak. – *ICES Journal of Marine Science*, 60: 32–37.

Szuwalski, C., W. Cheng, R. Foy, A. Hermann, A. Hollowed, K. Holsman, J. Lee, W. Stockhausen, and J. Zheng, 2020: Climate change and the future productivity and distribution of crab in the Bering Sea. ICES J. Mar. Sci., fsaa140, <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsaa140>

Thorstad, E.B., Whoriskey, F., Rikardsen, A.H. & Aarestrup, K. 2011. Aquatic nomads: the life and migrations of the Atlantic salmon. I: Atlantic salmon ecology (red. Ø. Aas, S. Einum, A. Klemetsen & J. Skurdal), s. 1-32. Wiley-Blackwell, Oxford.

Thorstad, E. B., Whoriskey, F., Uglem, I., Moore, A., Rikardsen, A. H., Finstad, B. 2012. A critical life stage of the Atlantic salmon *Salmo salar*: Behaviour and survival during the smolt and initial post-smolt migration. *Journal of Fish Biology*, 81(2): 500-542.

Verbeek, J., Louro, I., Christie, H., Carlsson, P.M., Matsson, S., Renaud, P.E. 2021. Restoring Norway's underwater forests. Rapport av SeaForester, NIVA, Akvaplan-niva, 51 s.

VRL (Vitenskapelig råd for lakseforvaltning). 2021. Status for norske laksebestander i 2021. Rapport fra Vitenskapelig råd for lakseforvaltning nr 16, 227 s.

Voerman, S.E., Llera, E. and Rico, J.M., 2013. Climate driven changes in subtidal kelp forest communities in NW Spain. *Marine environmental research*, 90, pp.119-127.

Vollset, K.W., R.J. Lennox, A. Lamberg, Ø. Skaala, A.D. Sandvik, H. Sæggrov, E. Kvingedal, T. Kristensen, A.J. Jensen, T. Haraldstad, B.T. Barlaup & O. Ugedal 2021. Predicting the nationwide outmigration timing of Atlantic salmon (*Salmo salar*) smolts along 12 degrees of latitude in Norway. *Diversity and Distributions*. <https://doi.org/10.1111/ddi.13285>.

Wernberg, T., Krumhansl, K., Filbee-Dexter, K., and Pedersen, M. F. 2019. "Status and Trends for the World's Kelp Forests," in *World seas: An environmental evaluation* (Elsevier), 57–78. doi:10.1016/B978-0-12-805052-1.00003-6.

Wiborg KF (1948) Investigations on cod larvae in the coastal waters of northern Norway. FiskDir. Skr. Ser. HavUnders. 9: 1-27.

Windsland K, Hvingel C, Nilssen EM, Sundet JH (2014) Dispersal of the introduced red king crab (*Paralithodes camtschaticus*) in Norwegian waters: a tag-recapture study. *ICES J Mar Sci* 71: 1966-1976.

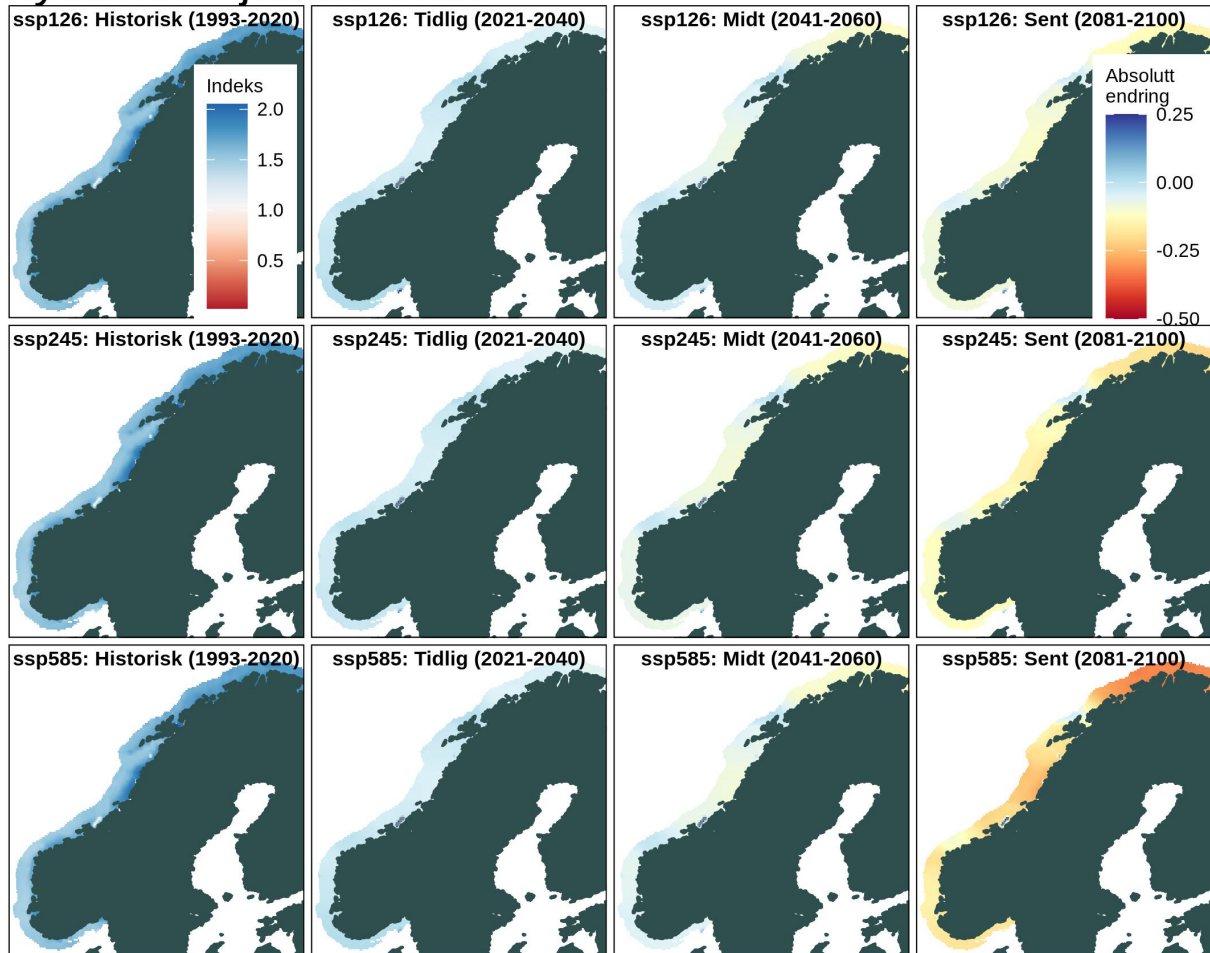
Worm B, Myers RA (2003) A meta-analysis of cod–shrimp interactions reveals top-down control in oceanic food webs. *Ecology* 84:162–173.

Øiestad V (1994) Historic changes in cod stocks and cod fisheries: Northeast Arctic cod. *ICES mar. Sci. Symp.* 198: 17-30.

Appendiks A: Plot av AGI anomalier

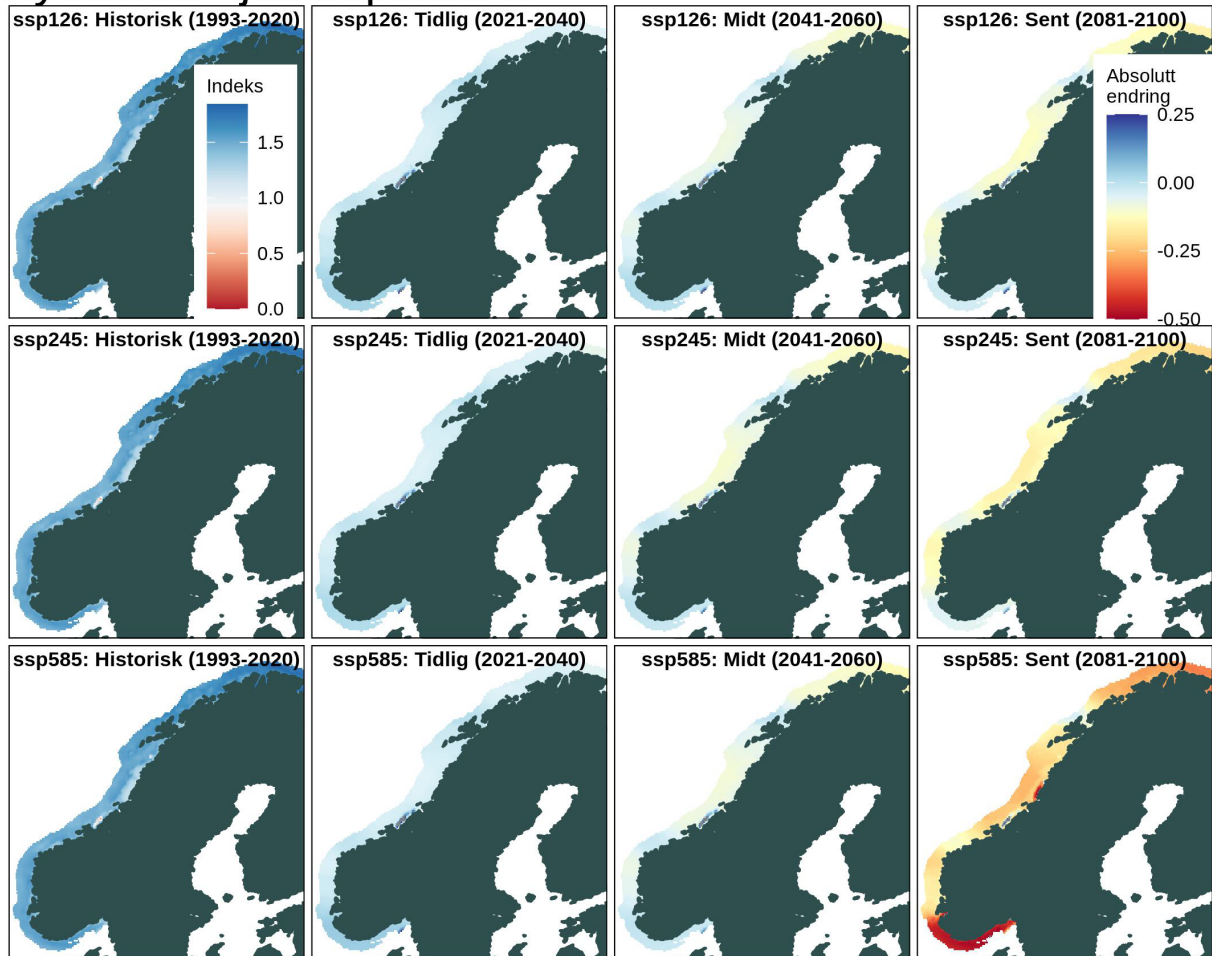
Kysttorsk

Kysttorsk - januar-mars



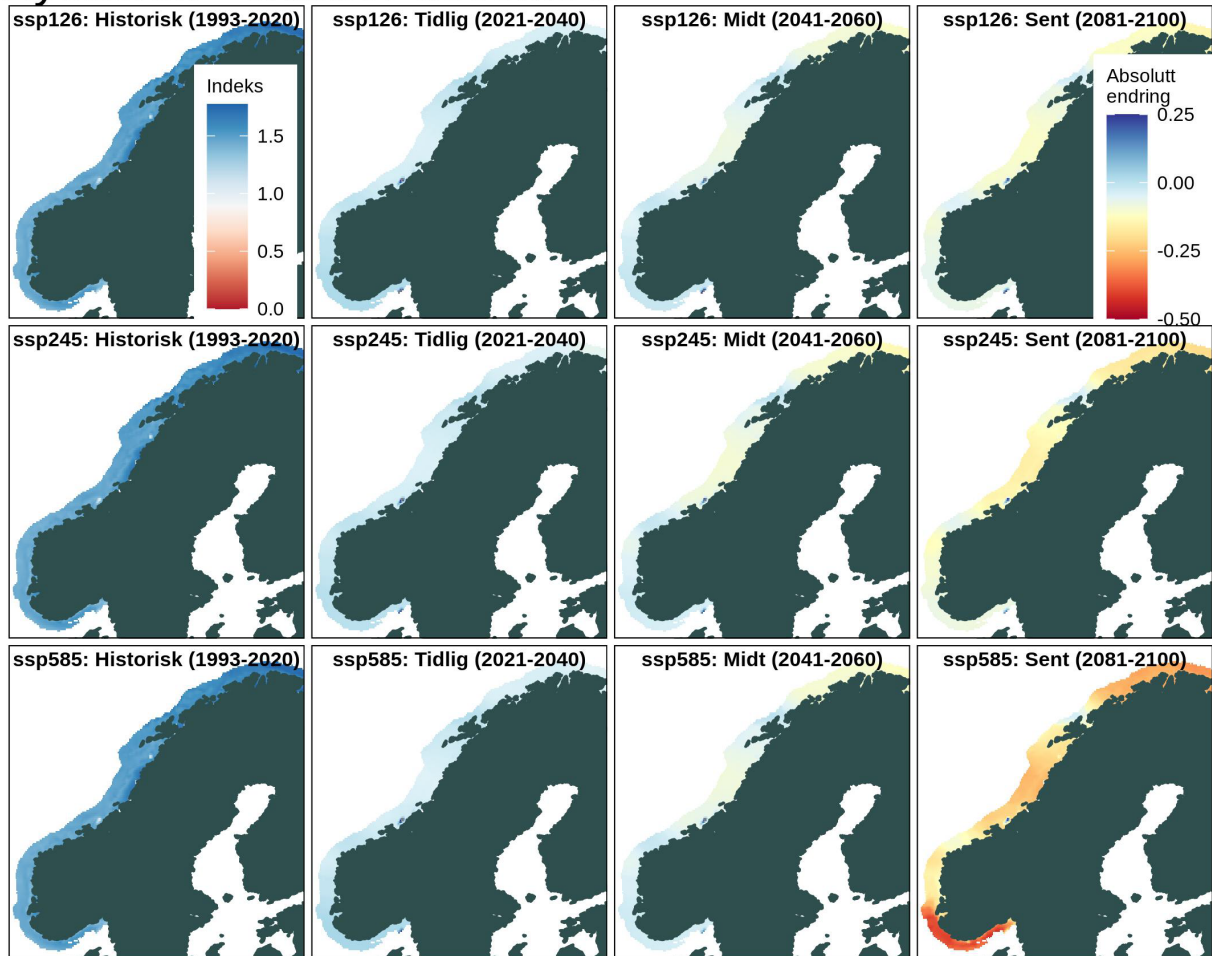
Figur 28. Beregnet AGI-indeks for kysttorsk for sesongen januar til mars i den historiske perioden (venstre kolonne) og absolutt endring i indeksen i de ulike utslippsscenarioene (fra øverst til nederst) og tidsperiodene (fra venstre til høyre etter den historiske kolonnen). Høyere AGI-verdier tilsvarer et godt habitat basert på parameterne inkludert i indeksen, mens en indeks på null tilsvarer et uegnet habitat.

Kysttorsk - juli-september



Figur 29. Beregnet AGI-indeks for kysttorsk for sesongen juli til september i den historiske perioden (venstre kolonne) og absolutt endring i indeksen i de ulike utslippsscenarioene (fra øverst til nederst) og tidsperiodene (fra venstre til høyre etter den historiske kolonnen). Høyere AGI-verdier tilsvarer et godt habitat basert på parameterne inkludert i indeksen, mens en indeks på null tilsvarer et uegnet habitat.

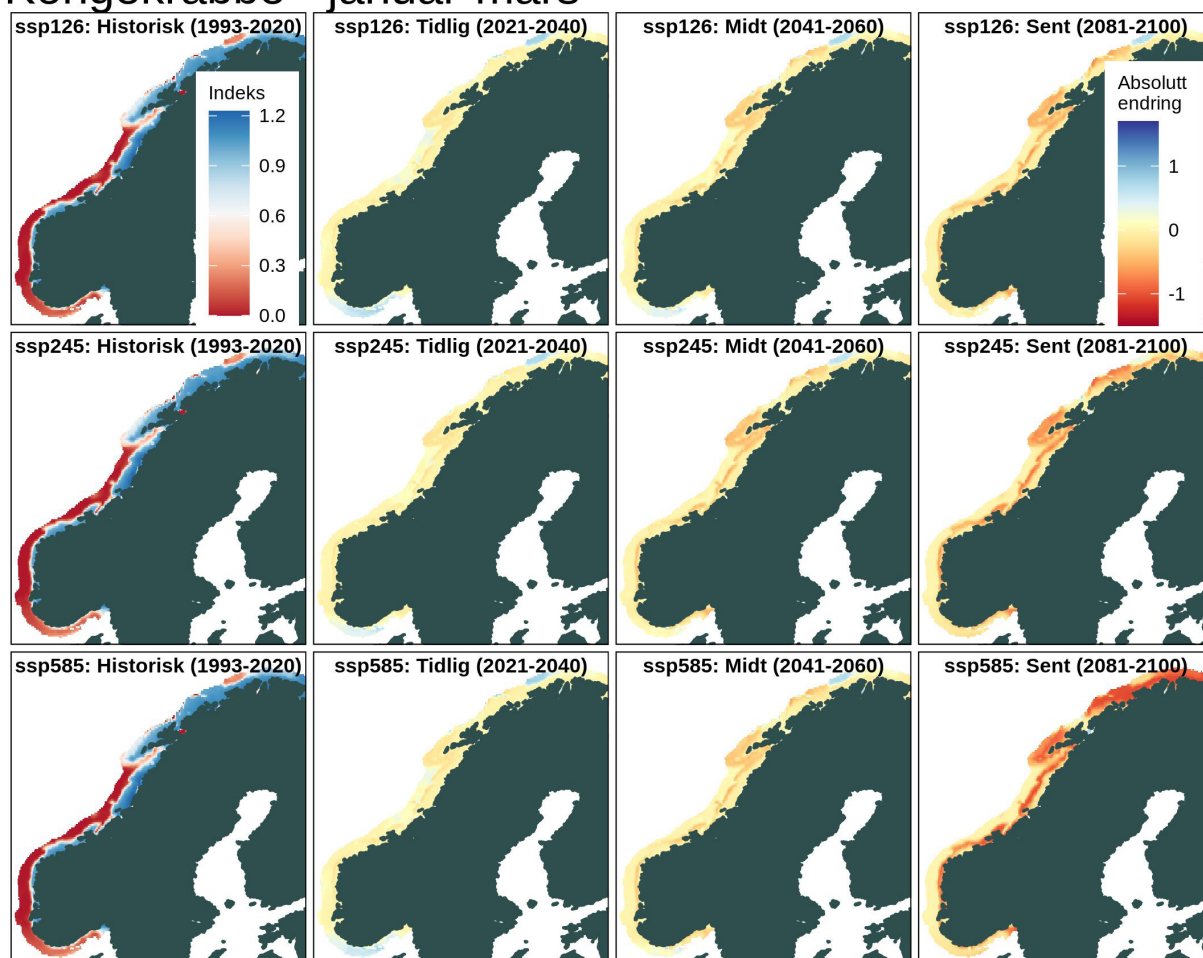
Kysttorsk - oktober-desember



Figur 30. Beregnet AGI-indeks for kysttorsk for sesongen oktober til desember i den historiske perioden (venstre kolonne) og absolutt endring i indeksen i de ulike utslippsscenarioene (fra øverst til nederst) og tidsperiodene (fra venstre til høyre etter den historiske kolonnen). Høyere AGI-verdier tilsvarer et godt habitat basert på parameterne inkludert i indeksen, mens en indeks på null tilsvarer et uegnet habitat.

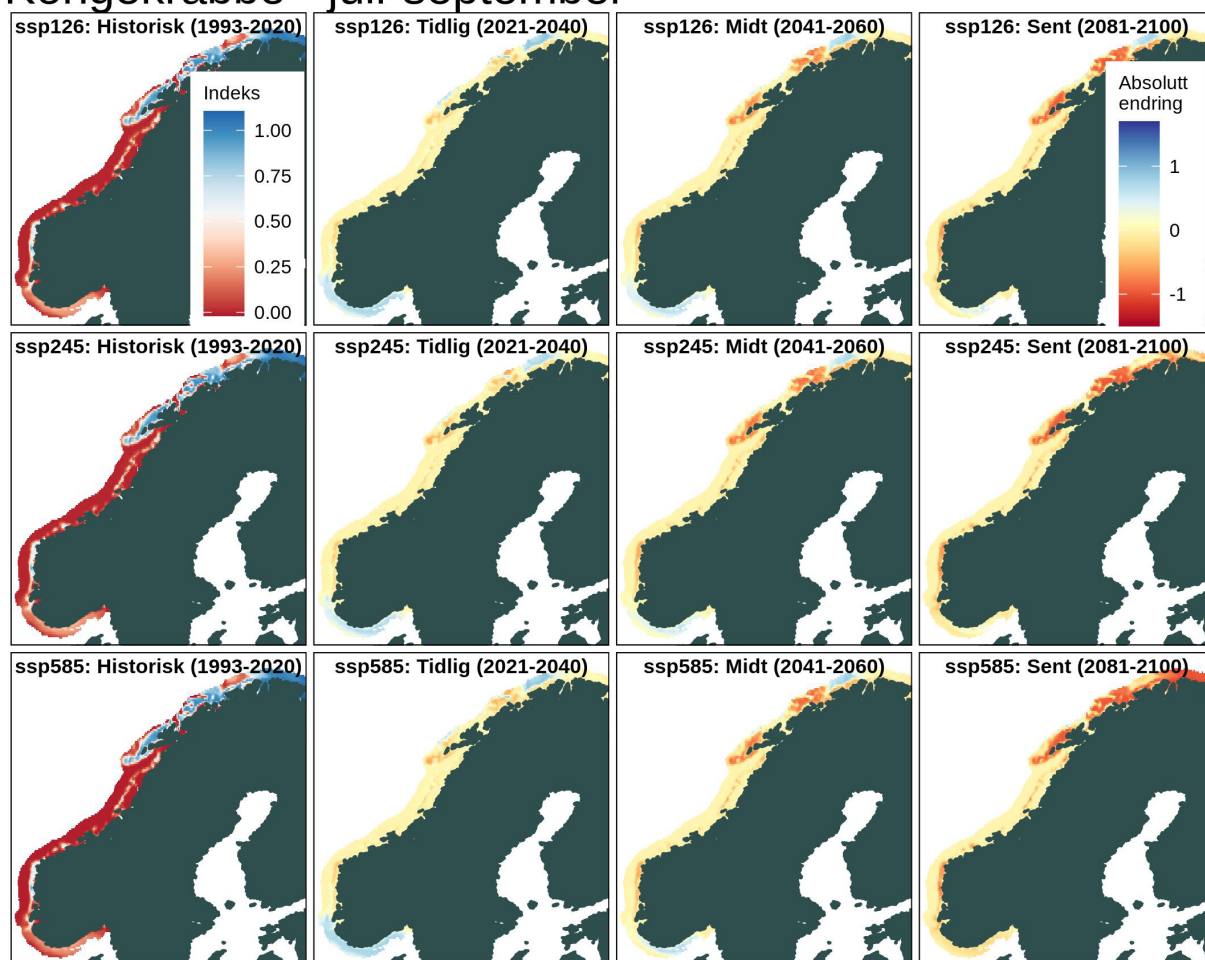
Kongekrabbe

Kongekrabbe - januar-mars



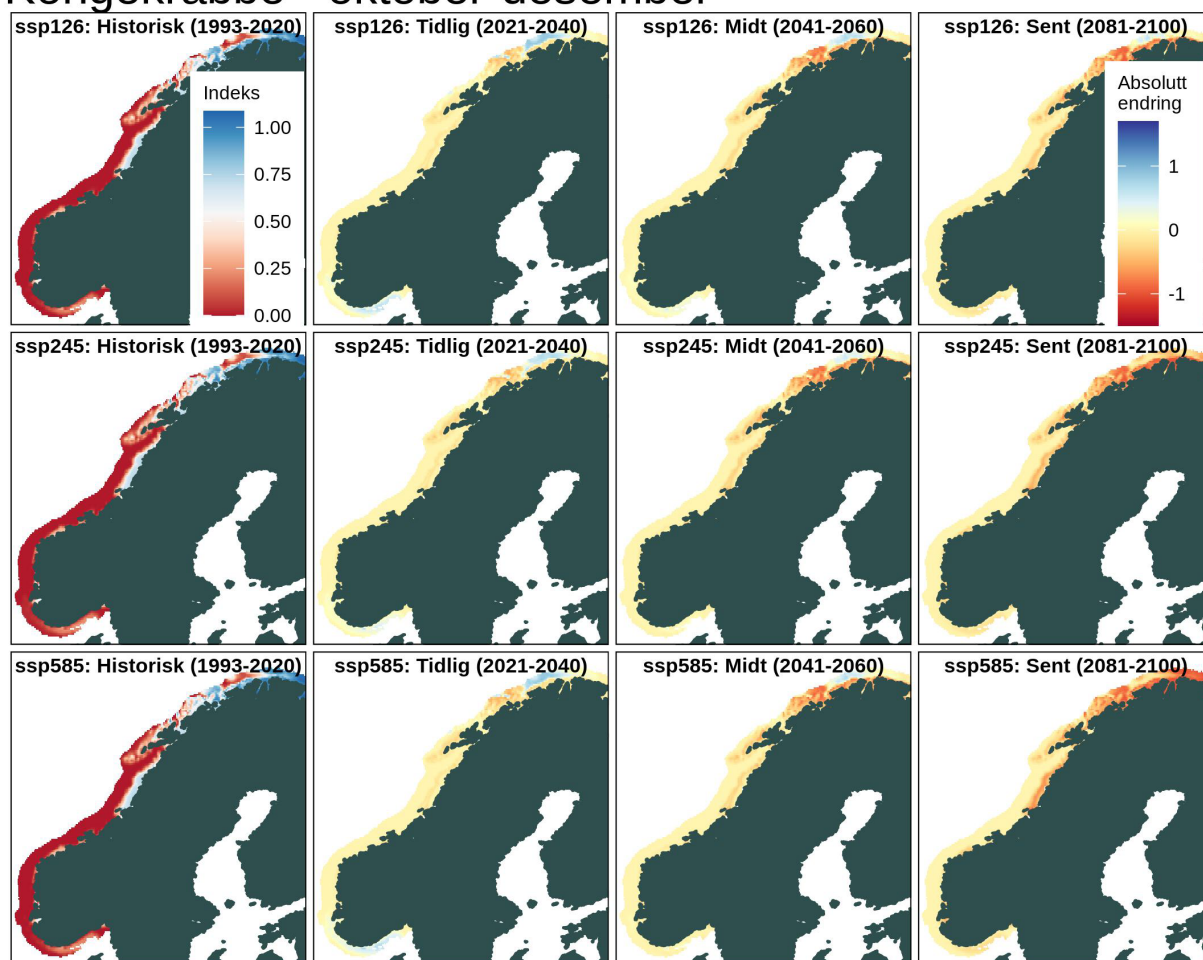
Figur 31. Beregnet AGI-indeks for kongekrabbe for sesongen januar til mars i den historiske perioden (venstre kolonne) og absolutt endring i indeksen i de ulike utslippsscenarioene (fra øverst til nederst) og tidsperiodene (fra venstre til høyre etter den historiske kolonnen). Høyere AGI-verdier tilsvarer et godt habitat basert på parameterne inkludert i indeksen, mens en indeks på null tilsvarer et uegnet habitat.

Kongekrabbe - juli-september



Figur 32. Beregnet AGI-indeks for kongekrabbe for sesongen juli til september i den historiske perioden (venstre kolonne) og absolutt endring i indeksen i de ulike utslippsscenarioene (fra øverst til nederst) og tidsperiodene (fra venstre til høyre etter den historiske kolonnen). Høyere AGI-verdier tilsvarer et godt habitat basert på parameterne inkludert i indeksen, mens en indeks på null tilsvarer et uegnet habitat.

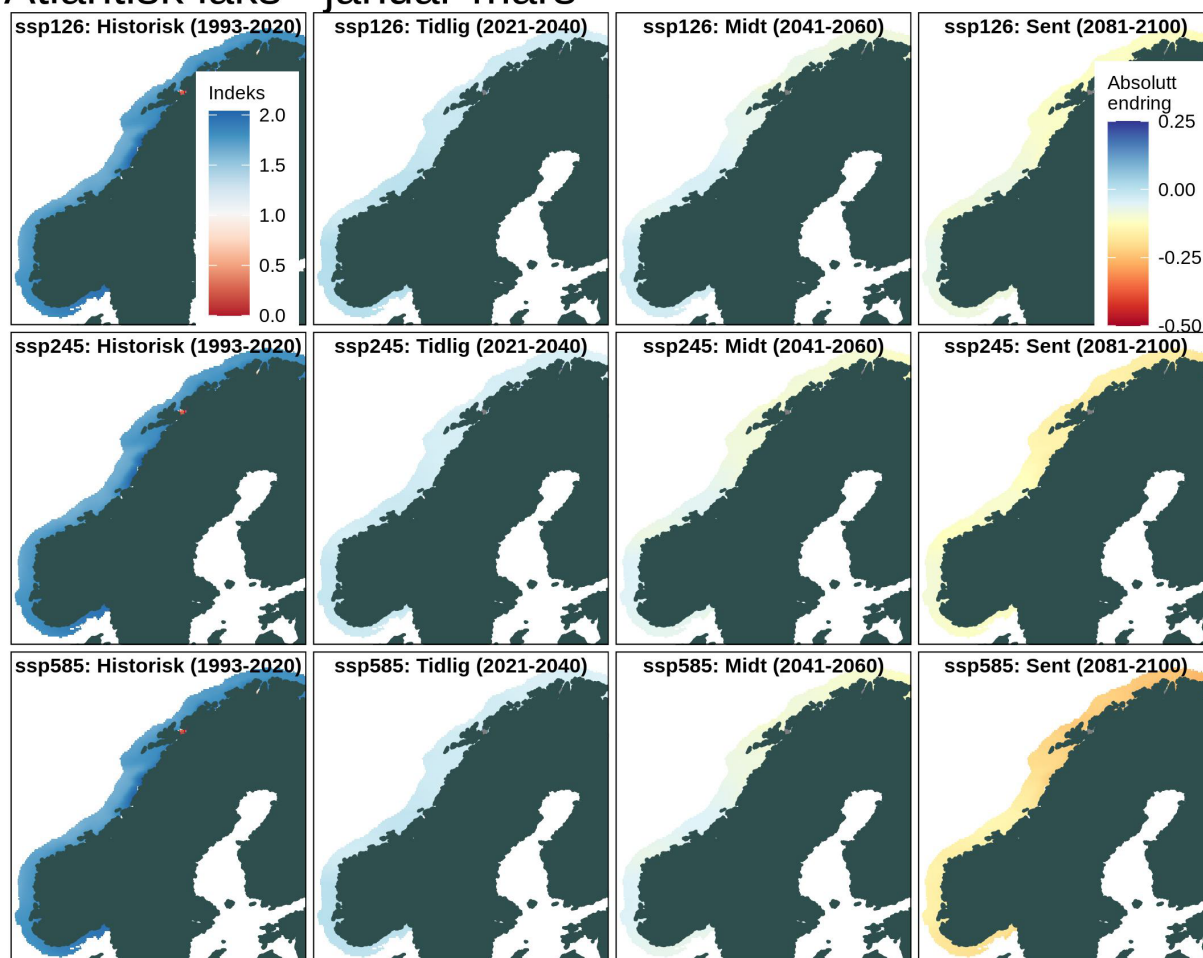
Kongekrabbe - oktober-desember



Figur 33. Beregnet AGI-indeks for kongekrabbe for sesongen oktober til desember i den historiske perioden (venstre kolonne) og absolutt endring i indeksen i de ulike utslippsscenarioene (fra øverst til nederst) og tidsperiodene (fra venstre til høyre etter den historiske kolonnen). Høyere AGI-verdier tilsvarer et godt habitat basert på parameterne inkludert i indeksen, mens en indeks på null tilsvarer et uegnet habitat.

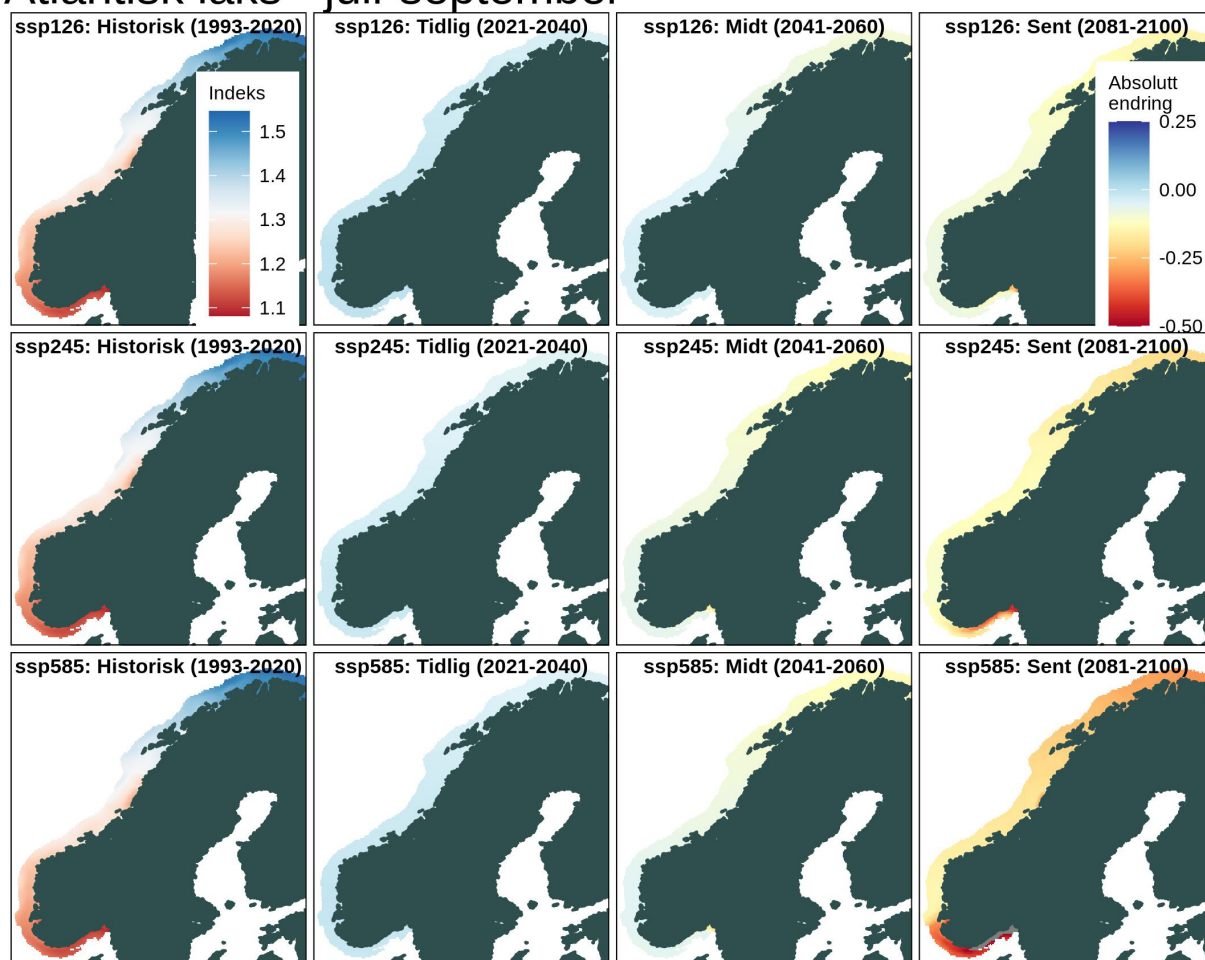
Atlantisk laks (*Salmo salar*)

Atlantisk laks - januar-mars



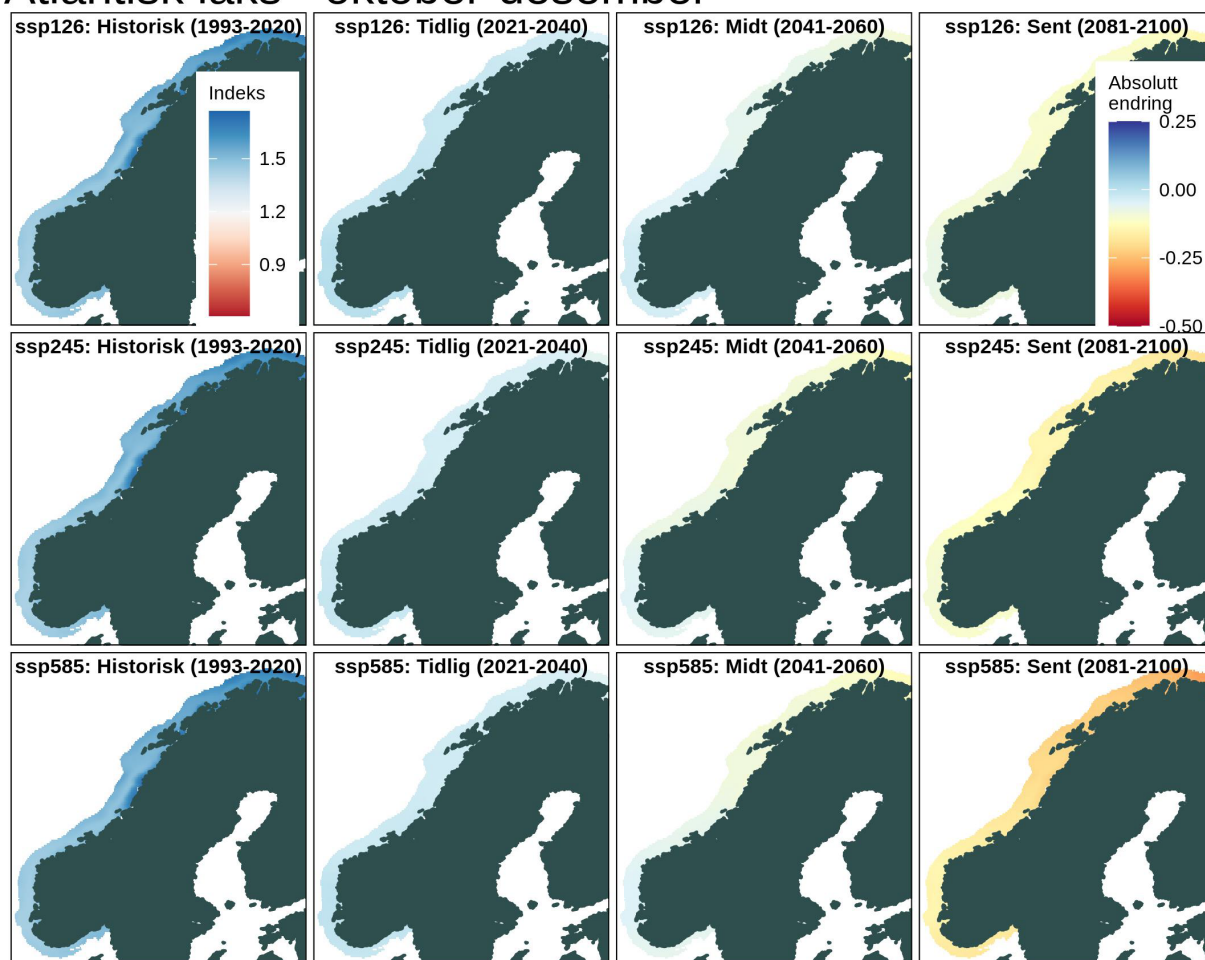
Figur 34. Beregnet AGI-indeks for atlantisk laks for sesongen januar til mars i den historiske perioden (venstre kolonne) og absolutt endring i indeksen i de ulike utslippsscenarioene (fra øverst til nederst) og tidsperiodene (fra venstre til høyre etter den historiske kolonnen). Høyere AGI-verdier tilsvarer et godt habitat basert på parameterne inkludert i indeksen, mens en indeks på null tilsvarer et uegnet habitat.

Atlantisk laks - juli-september



Figur 35. Beregnet AGI-indeks for atlantisk laks for sesongen juli til september i den historiske perioden (venstre kolonne) og absolutt endring i indeksen i de ulike utslippsscenarioene (fra øverst til nederst) og tidsperiodene (fra venstre til høyre etter den historiske kolonnen). Høyere AGI-verdier tilsvarer et godt habitat basert på parameterne inkludert i indeksen, mens en indeks på null tilsvarer et uegnet habitat.

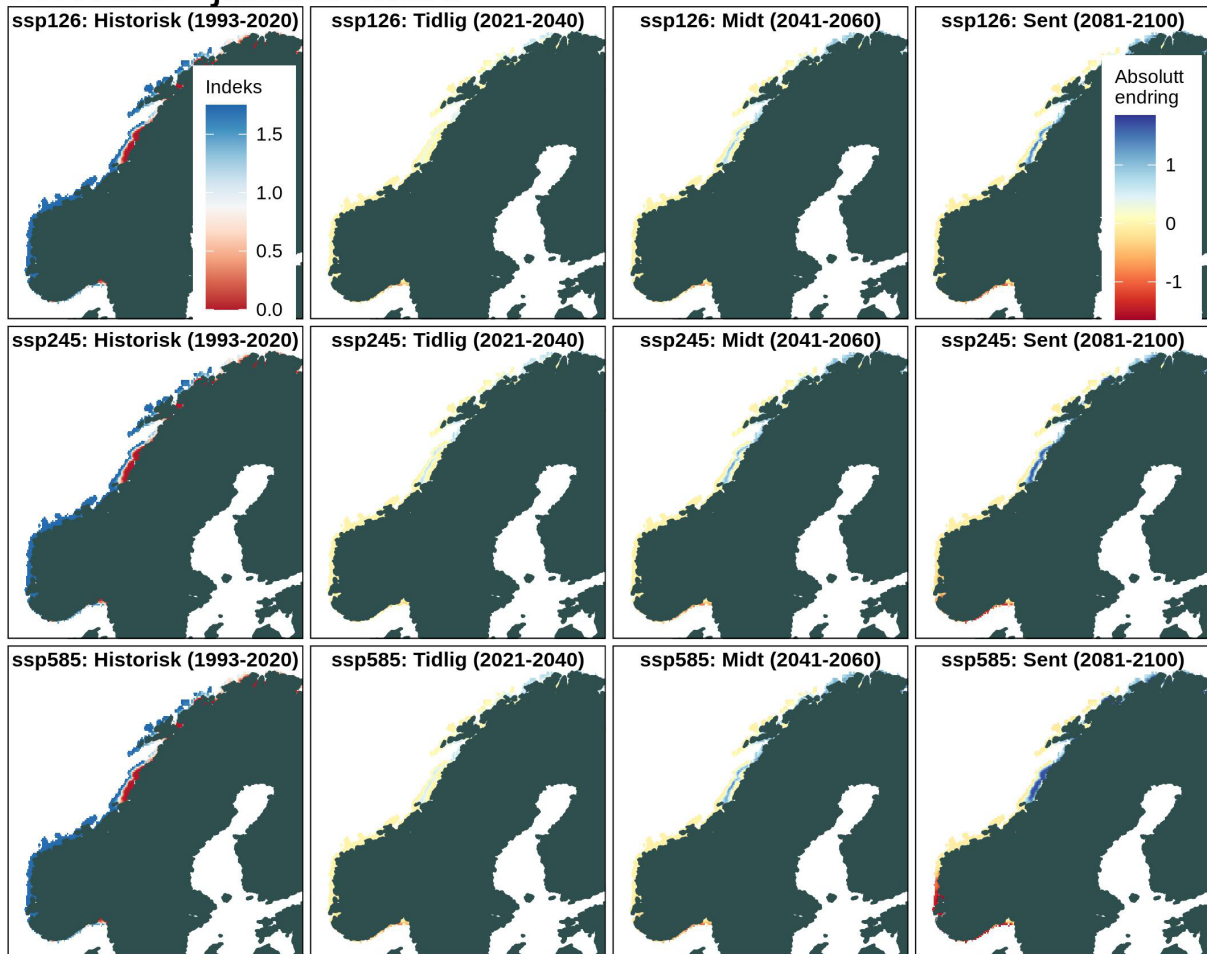
Atlantisk laks - oktober-desember



Figur 36. Beregnet AGI-indeks for atlantisk laks for sesongen oktober til desember i den historiske perioden (venstre kolonne) og absolutt endring i indeksen i de ulike utslippsscenarioene (fra øverst til nederst) og tidsperiodene (fra venstre til høyre etter den historiske kolonnen). Høyere AGI-verdier tilsvarer et godt habitat basert på parameterne inkludert i indeksen, mens en indeks på null tilsvarer et uegnet habitat.

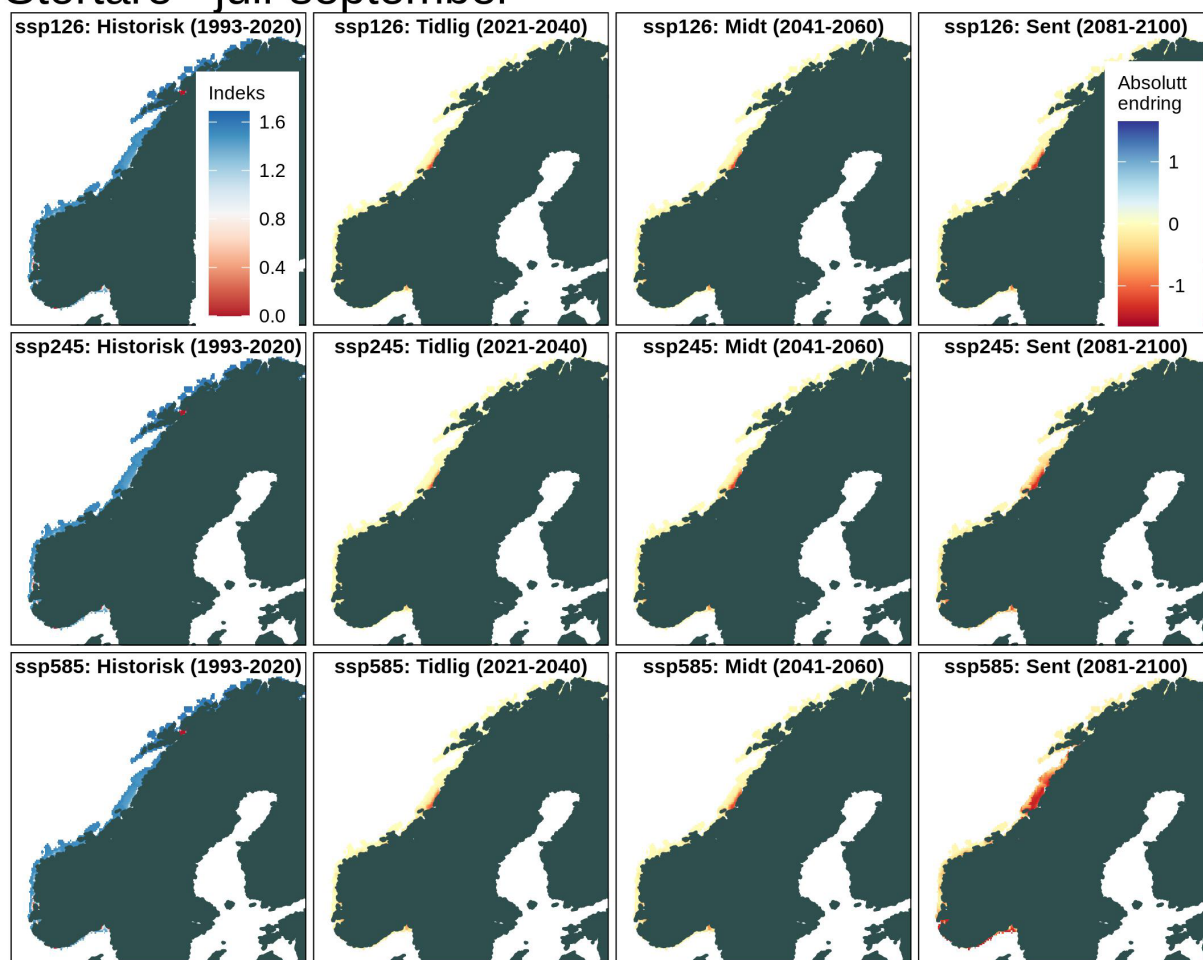
Stortare (*Laminaria hyperborea*)

Stortare - januar-mars



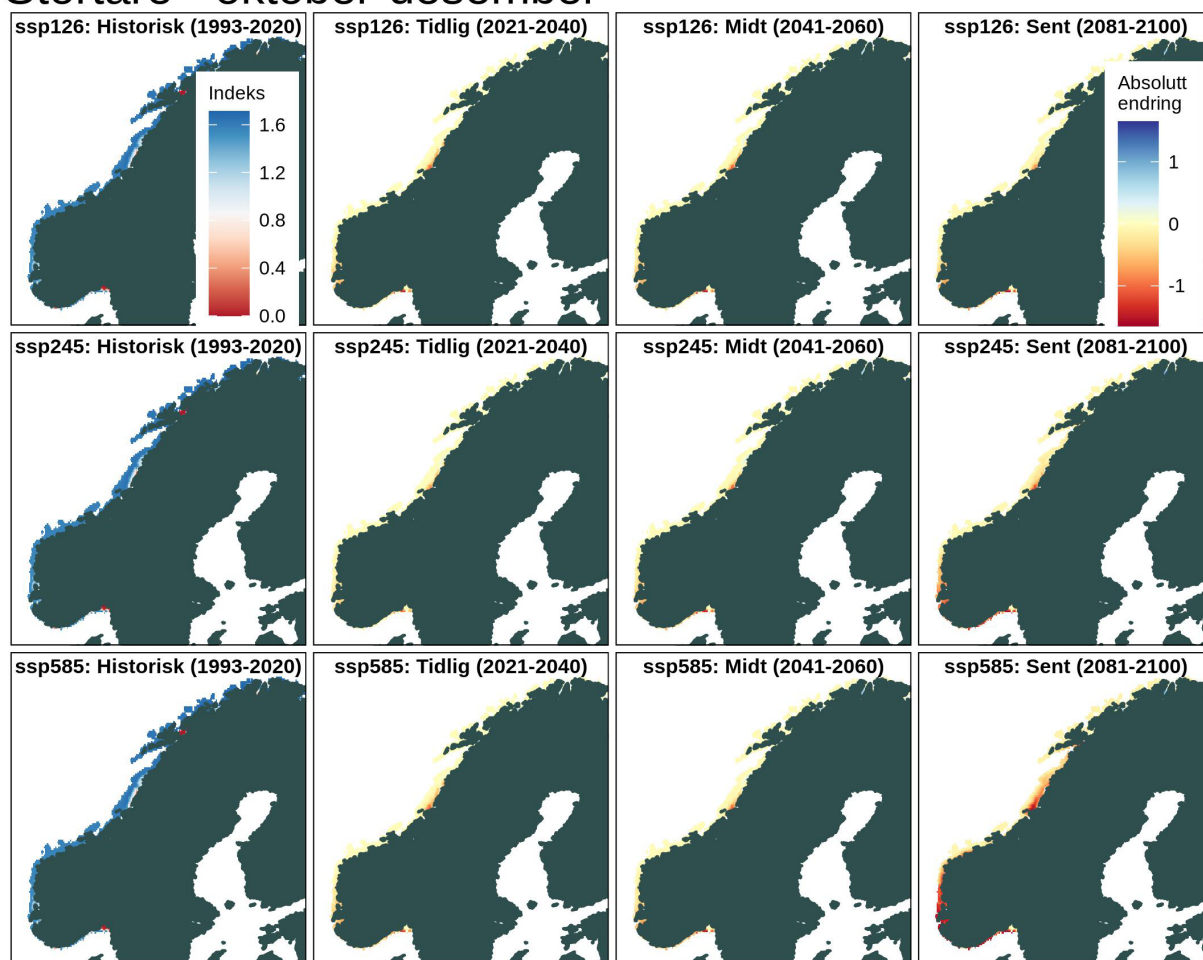
Figur 37. Beregnet AGI-indeks for stortare for sesongen januar til mars i den historiske perioden (venstre kolonne) og absolutt endring i indeksen i de ulike utslippsscenarioene (fra øverst til nederst) og tidsperiodene (fra venstre til høyre etter den historiske kolonnen). Høyere AGI-verdier tilsvarer et godt habitat basert på parameterne inkludert i indeksen, mens en indeks på null tilsvarer et uegnet habitat.

Stortare - juli-september



Figur 38. Beregnet AGI-indeks for stortare for sesongen juli til september i den historiske perioden (venstre kolonne) og absolutt endring i indeksen i de ulike utslippsscenarioene (fra øverst til nederst) og tidsperiodene (fra venstre til høyre etter den historiske kolonnen). Høyere AGI-verdier tilsvarer et godt habitat basert på parameterne inkludert i indeksen, mens en indeks på null tilsvarer et uegnet habitat.

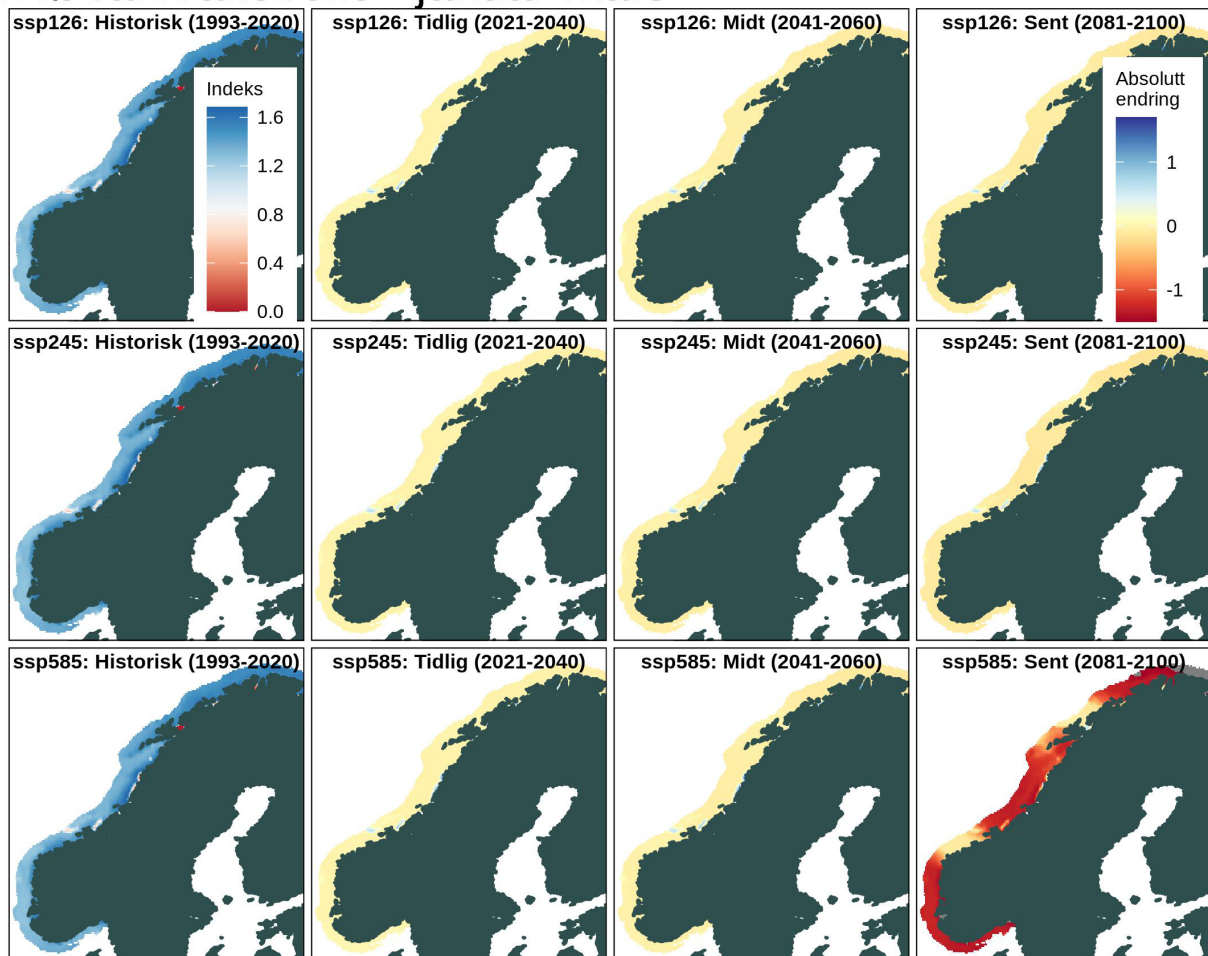
Stortare - oktober-deseember



Figur 39. Beregnet AGI-indeks for stortare for sesongen oktober til desember i den historiske perioden (venstre kolonne) og absolutt endring i indeksen i de ulike utslippsscenarioene (fra øverst til nederst) og tidsperiodene (fra venstre til høyre etter den historiske kolonnen). Høyere AGI-verdier tilsvarer et godt habitat basert på parameterne inkludert i indeksen, mens en indeks på null tilsvarer et uegnet habitat.

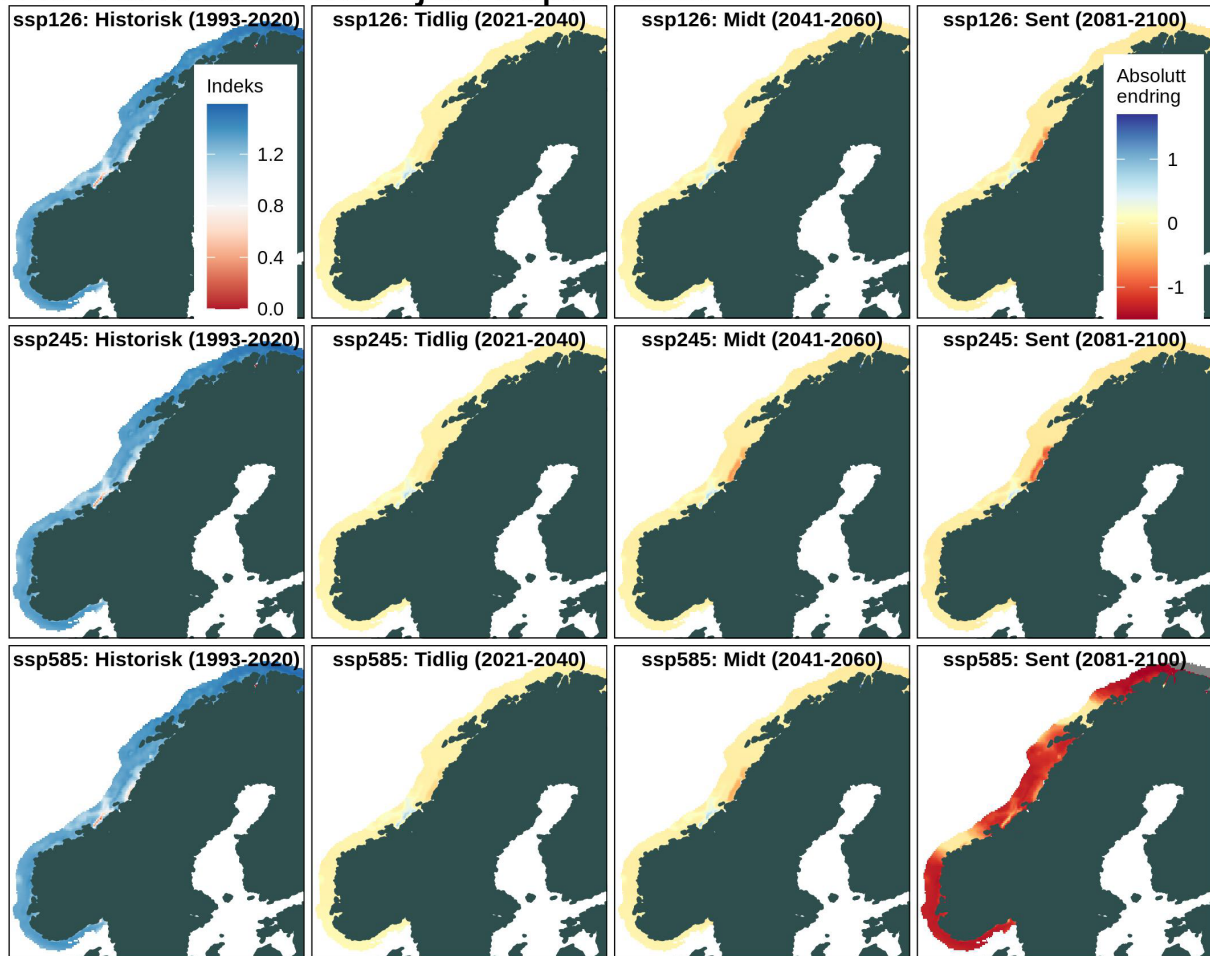
Drøbakkråkebolle (*Strongylocentrotus droebachiensis*)

Drøbakkråkebolle - januar-mars



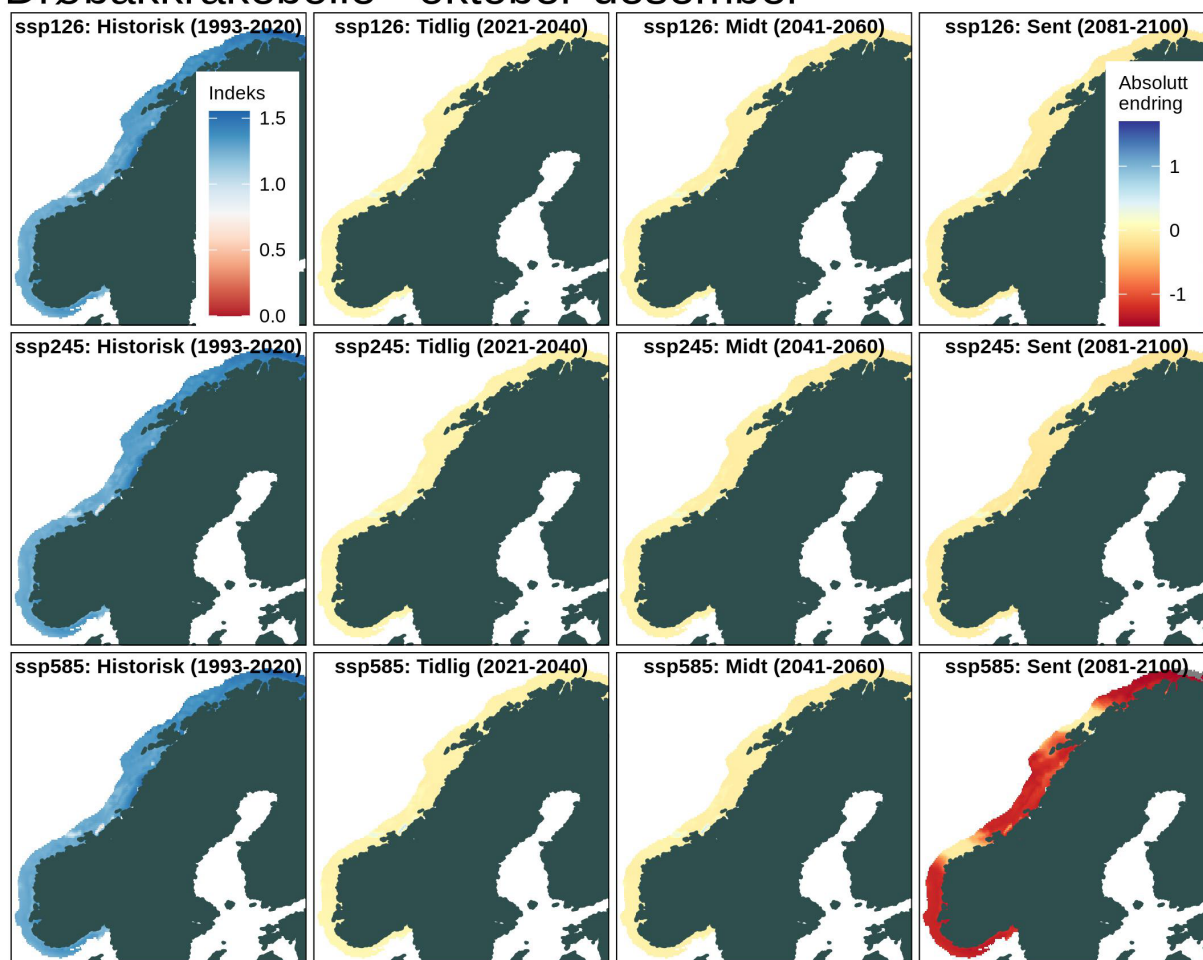
Figur 40. Beregnet AGI-indeks for drøbakkråkebolle for sesongen januar til mars i den historiske perioden (venstre kolonne) og absolutt endring i indeksen i de ulike utslippsscenarioene (fra øverst til nederst) og tidsperiodene (fra venstre til høyre etter den historiske kolonnen). Høyere AGI-verdier tilsvarer et godt habitat basert på parameterne inkludert i indeksen, mens en indeks på null tilsvarer et uegnet habitat.

Drøbakkråkebolle - juli-september



Figur 41. Beregnet AGI-indeks for drøbakkråkebolle for sesongen juli til september i den historiske perioden (venstre kolonne) og absolutt endring i indeksen i de ulike utslippsscenarioene (fra øverst til nederst) og tidsperiodene (fra venstre til høyre etter den historiske kolonnen). Høyere AGI-verdier tilsvarer et godt habitat basert på parameterne inkludert i indeksen, mens en indeks på null tilsvarer et uegnet habitat.

Drøbakkråkebolle - oktober-desember



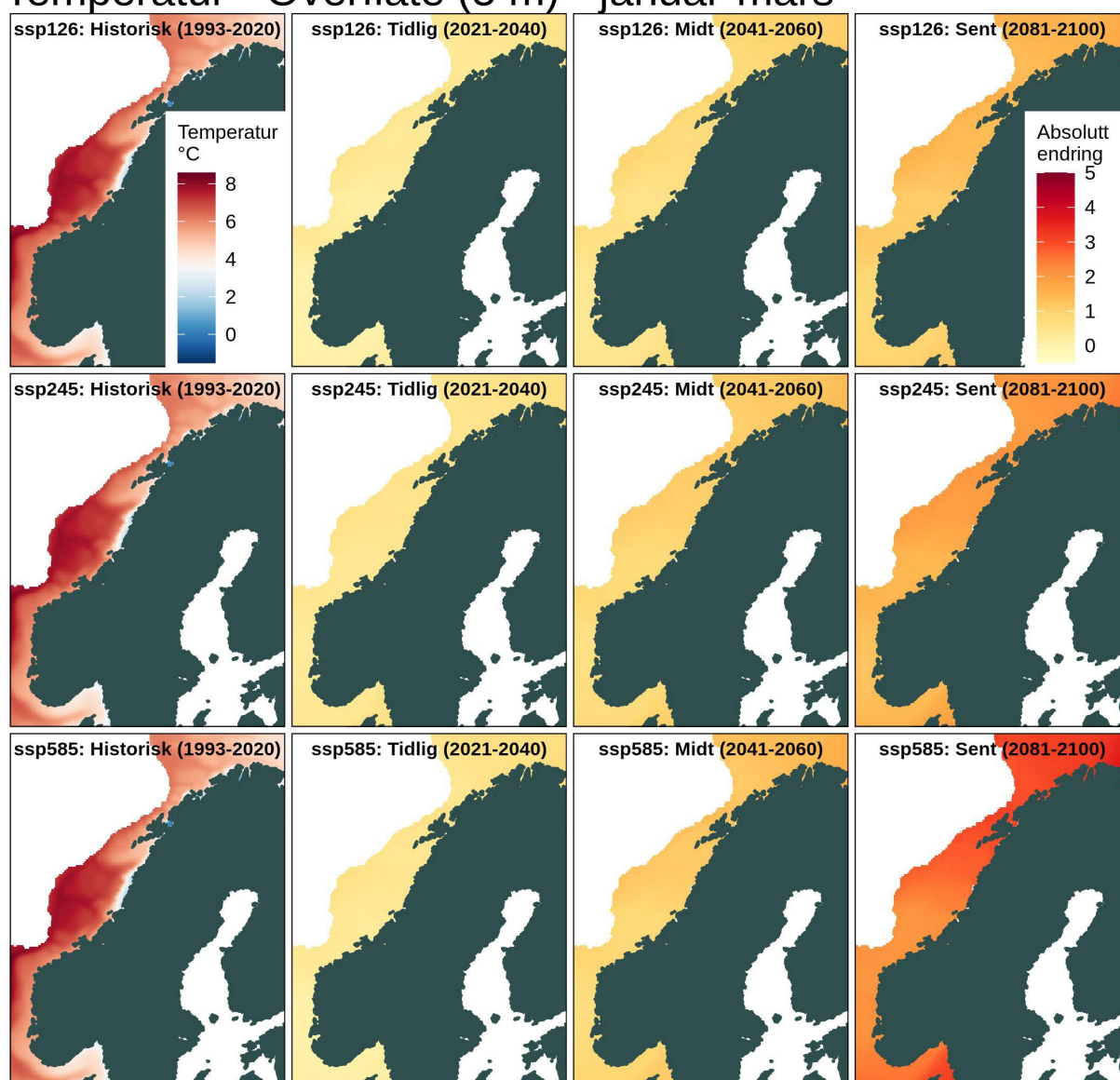
Figur 42. Beregnet AGI-indeks for drøbakkråkebolle for sesongen oktober til desember i den historiske perioden (venstre kolonne) og absolutt endring i indeksen i de ulike utslippsscenarioene (fra øverst til nederst) og tidsperiodene (fra venstre til høyre etter den historiske kolonnen). Høyere AGI-verdier tilsvarer et godt habitat basert på parameterne inkludert i indeksen, mens en indeks på null tilsvarer et uegnet habitat.

Appendiks B. Fysiske anomalier

Temperatur (°C)

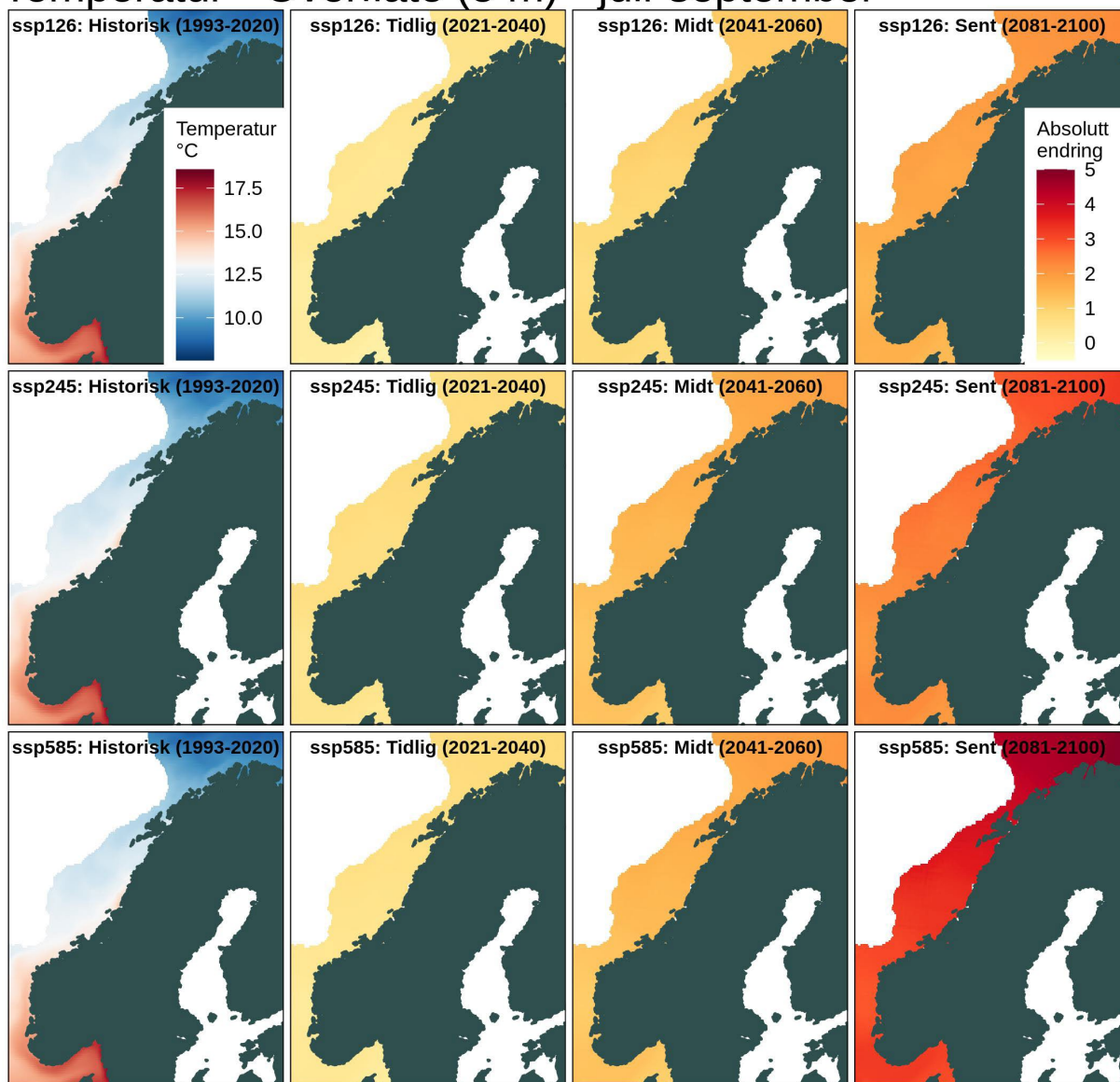
Overflate (5 m)

Temperatur - Overflate (5 m) - januar-mars



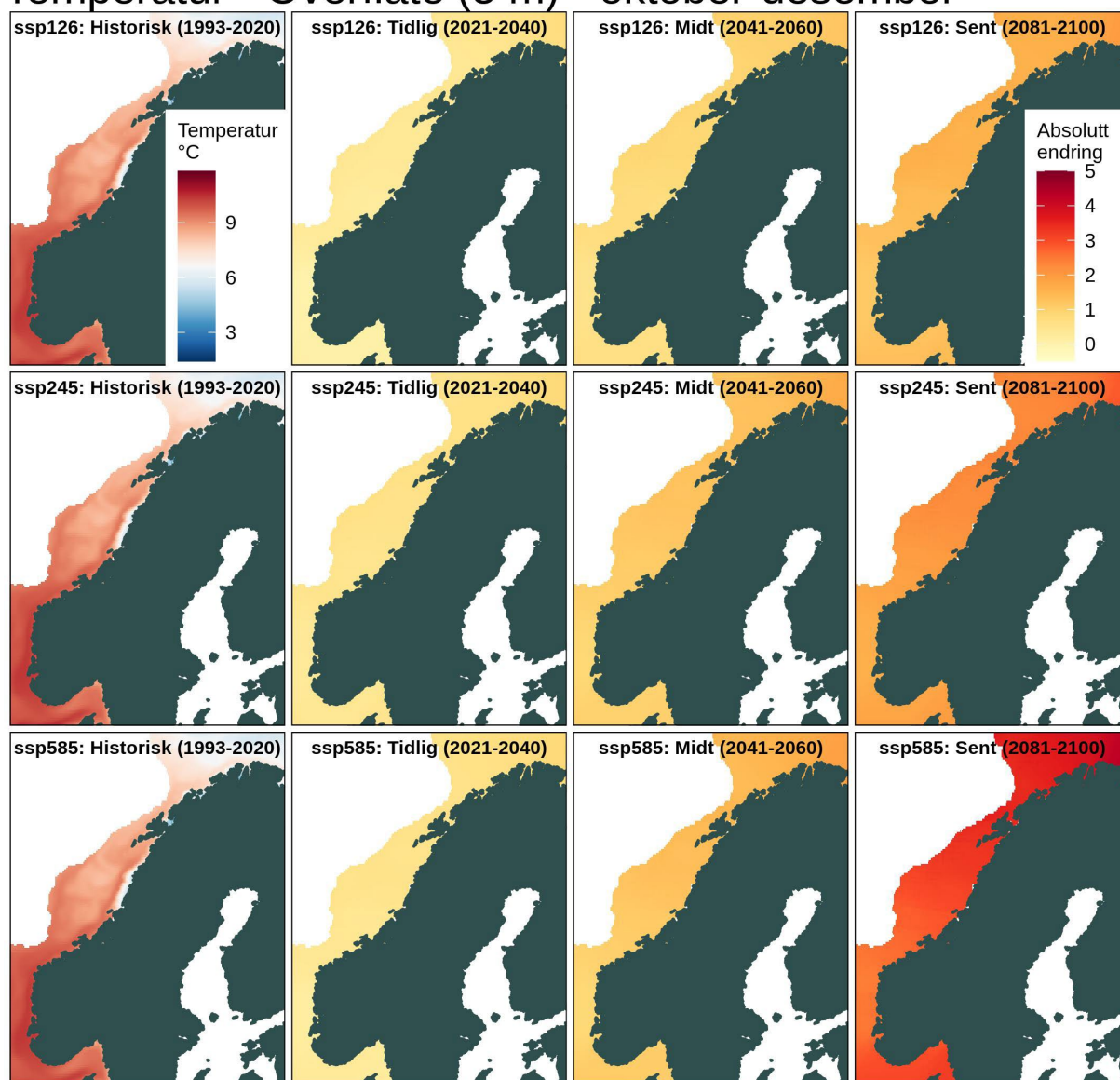
Figur 43. Temperatur (°C) for 5 m dyp for sesongen januar, februar og mars for den historiske perioden 1993-2020 (kolonne 1), og endring (°C) i periodene 2021-2040 (kolonne 2), 2041-2060 (kolonne 3), og 2081-2100 (kolonne 4) relativt til den historiske perioden for scenarioene SSP1-2.6 (rad 1), SSP2-4.5 (rad 2), og SSP5-8.5 (rad 3).

Temperatur - Overflate (5 m) - juli-september



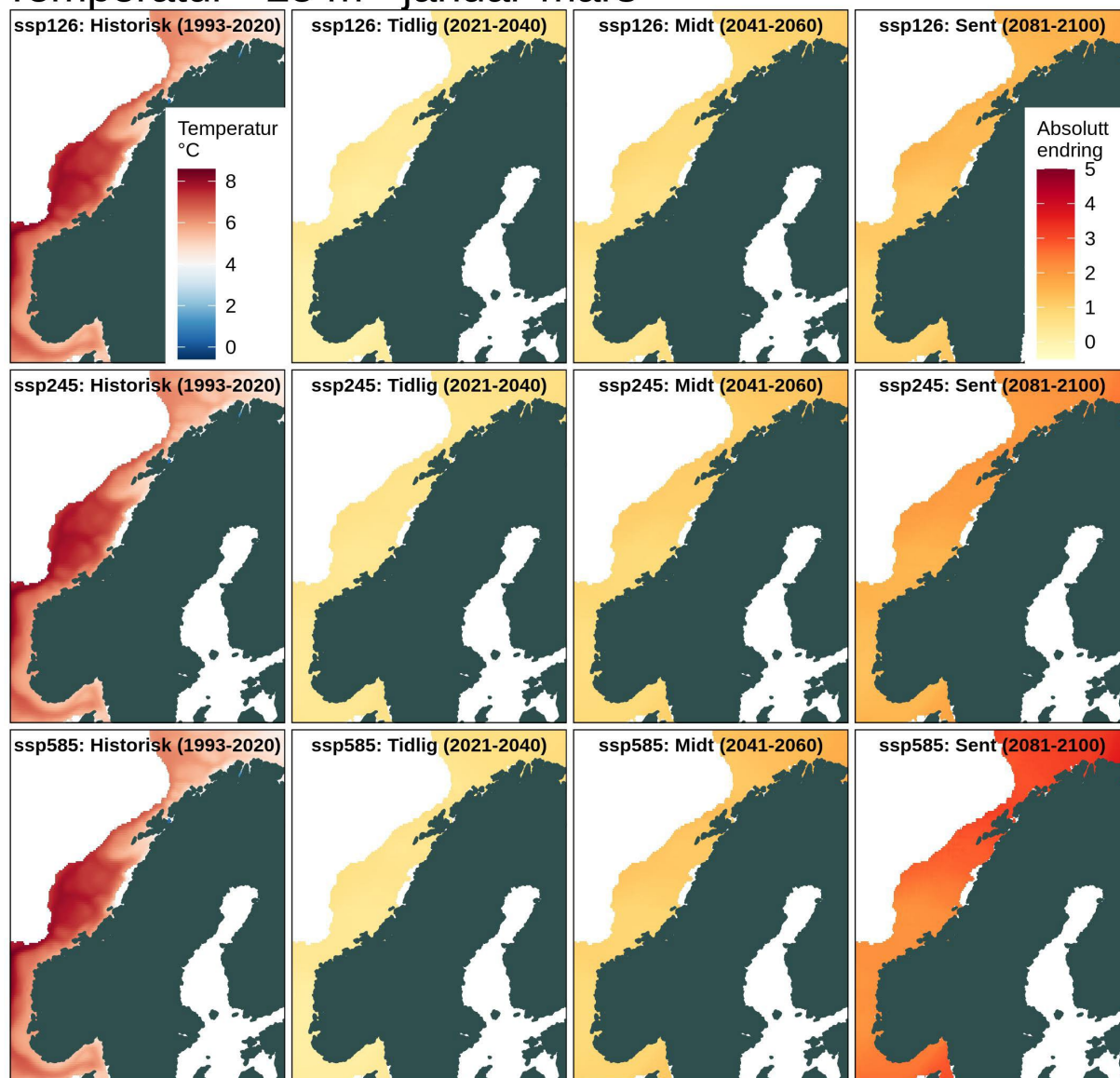
Figur 44. Temperatur (°C) i overflaten (5 m) for sesongen juli, august og september for den historiske perioden 1993-2020 (kolonne 1) og endring (°C) i periodene 2021-2040 (kolonne 2), 2041-2060 (kolonne 3) og 2081-2100 (kolonne 4) relativt til den historiske perioden for scenarioene SSP1-2.6 (rad 1), SSP2-4.5 (rad 2) og SSP5-8.5 (rad 3).

Temperatur - Overflate (5 m) - oktober-deseember



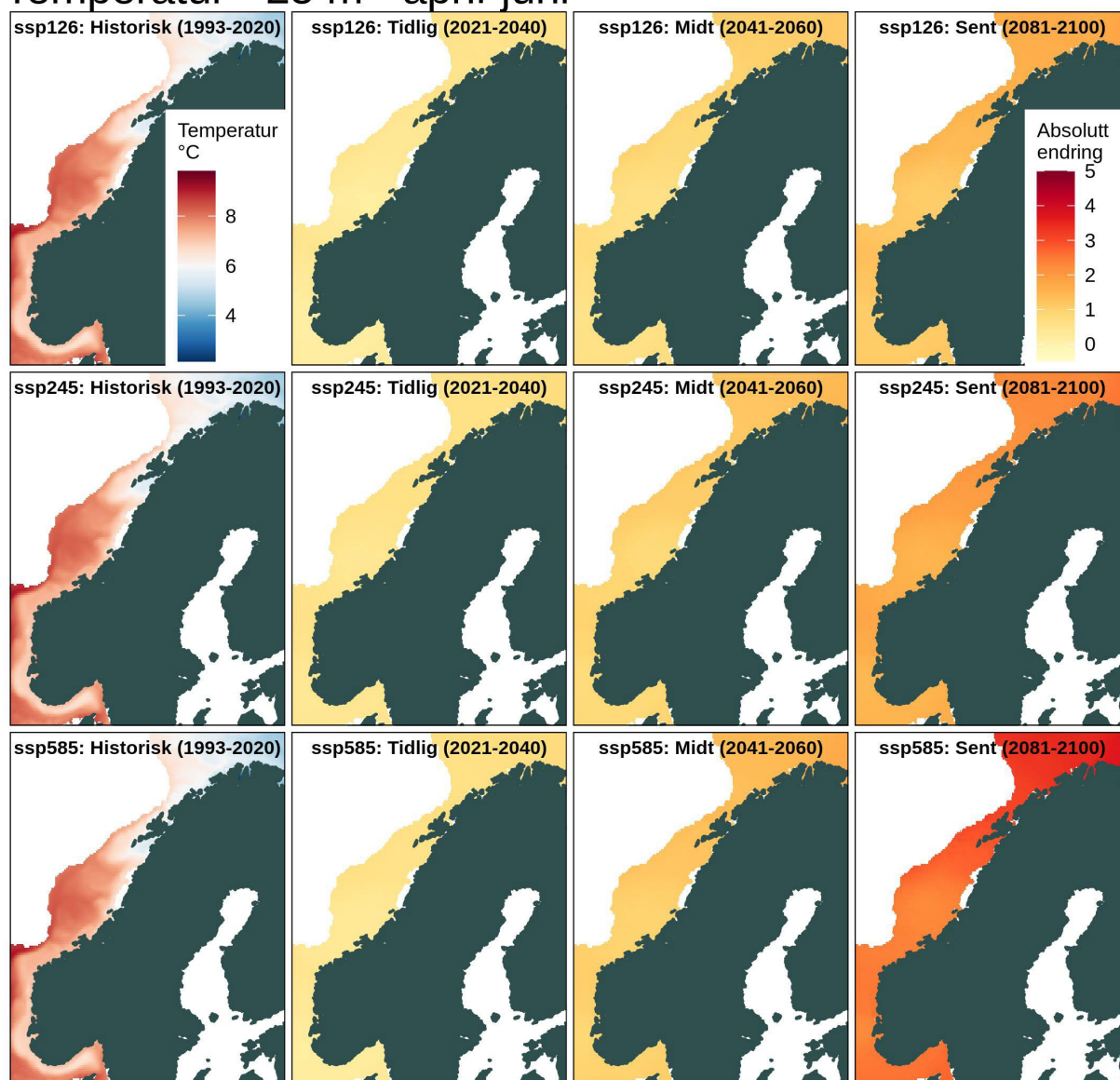
Figur 45. Temperatur (°C) i overflaten (5 m) for sesongen oktober, november og desember for den historiske perioden 1993-2020 (kolonne 1) og endring (°C) i periodene 2021-2040 (kolonne 2), 2041-2060 (kolonne 3) og 2081-2100 (kolonne 4) relativt til den historiske perioden for scenarioene SSP1-2.6 (rad 1), SSP2-4.5 (rad 2) og SSP5-8.5 (rad 3).

Overflate (25 m)
Temperatur - 25 m - januar-mars



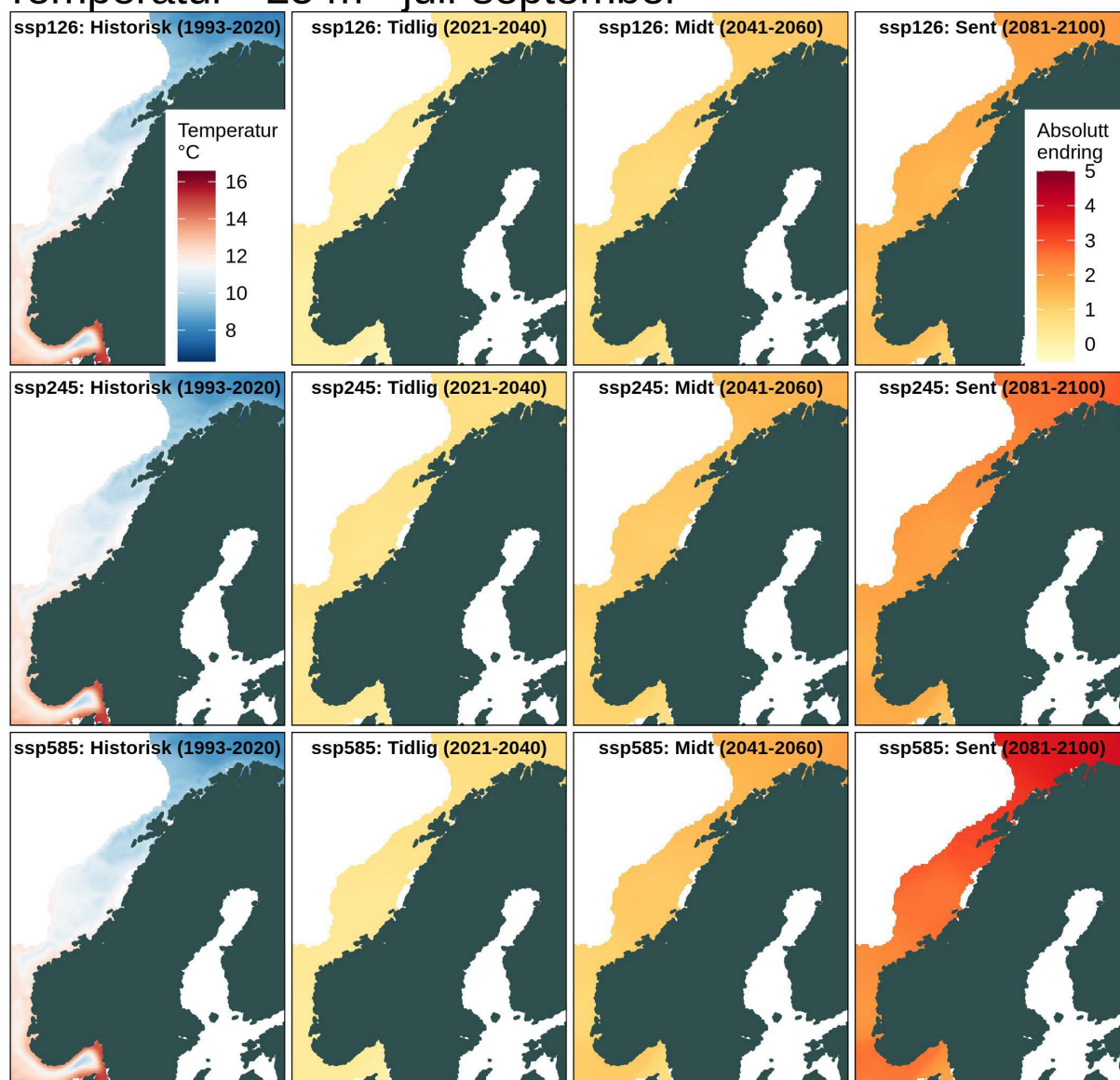
Figur 46. Temperatur (°C) for 25 m dyp for sesongen januar, februar og mars for den historiske perioden 1993-2020 (kolonne 1), og endring (°C) i periodene 2021-2040 (kolonne 2), 2041-2060 (kolonne 3), og 2081-2100 (kolonne 4) relativt til den historiske perioden for scenarioene SSP1-2.6 (rad 1), SSP2-4.5 (rad 2), og SSP5-8.5 (rad 3).

Temperatur - 25 m - april-juni



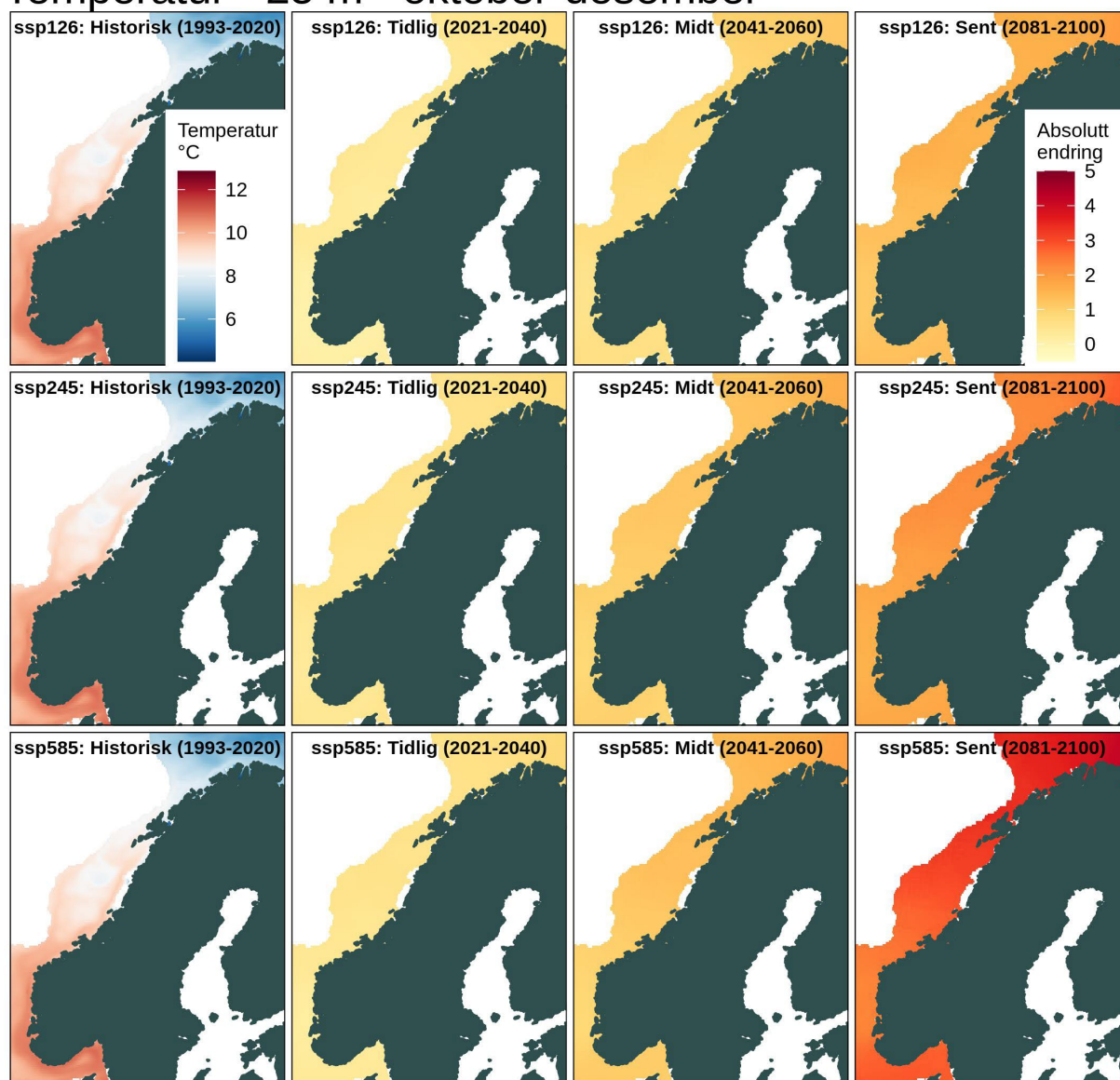
Figur 47. Temperatur (°C) for 25 m dyp for sesongen april, mai og juni for den historiske perioden 1993-2020 (kolonne 1), og endring (°C) i periodene 2021-2040 (kolonne 2), 2041-2060 (kolonne 3), og 2081-2100 (kolonne 4) relativt til den historiske perioden for scenarioene SSP1-2.6 (rad 1), SSP2-4.5 (rad 2), og SSP5-8.5 (rad 3).

Temperatur - 25 m - juli-september



Figur 48. Temperatur (°C) for 25 m dyp for sesongen juli, august og september for den historiske perioden 1993-2020 (kolonne 1), og endring (°C) i periodene 2021-2040 (kolonne 2), 2041-2060 (kolonne 3), og 2081-2100 (kolonne 4) relativt til den historiske perioden for scenarioene SSP1-2.6 (rad 1), SSP2-4.5 (rad 2), og SSP5-8.5 (rad 3).

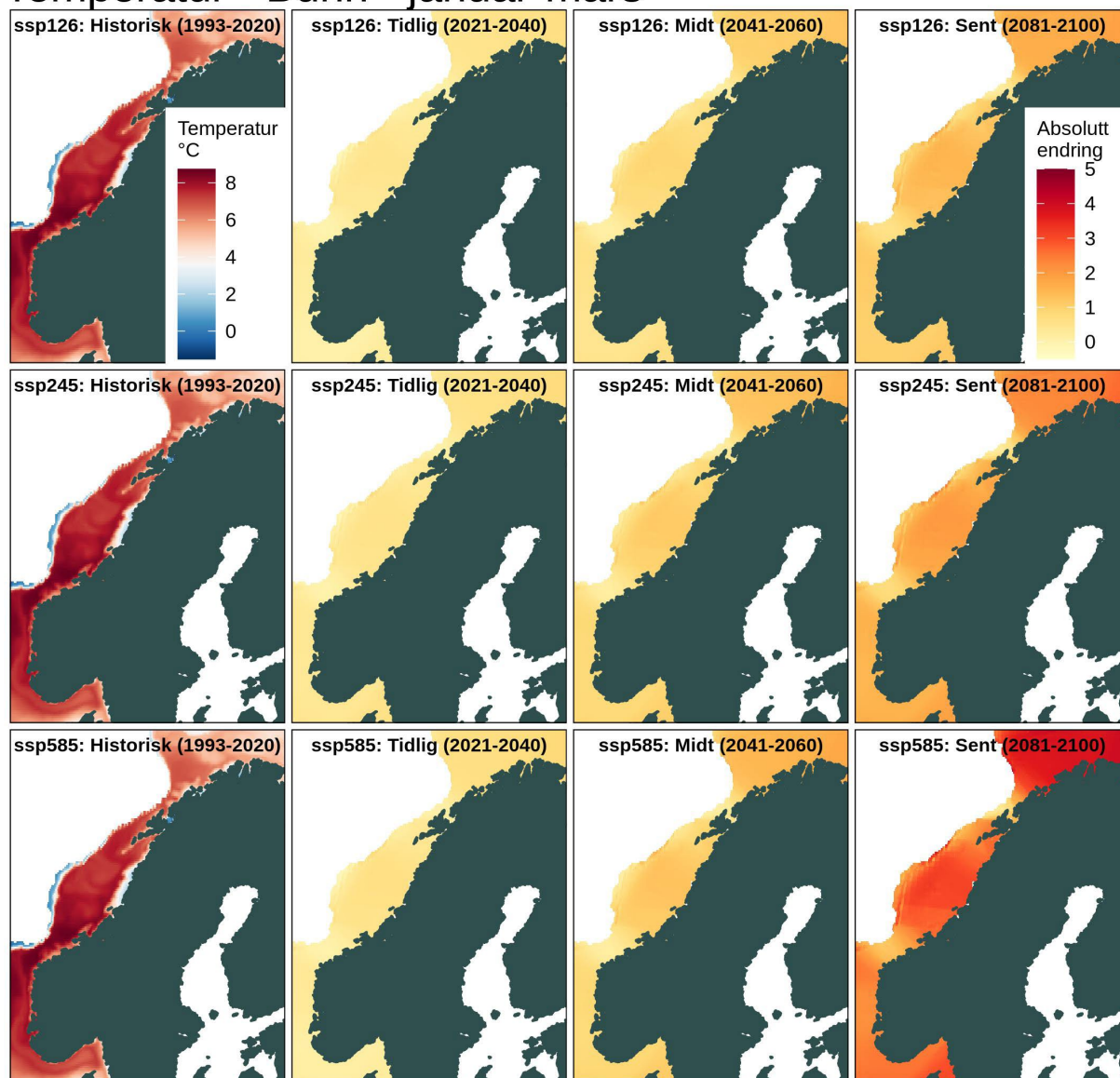
Temperatur - 25 m - oktober-deseember



Figur 49. Temperatur (°C) for 25 m dyp for sesongen oktober, november og desember for den historiske perioden 1993-2020 (kolonne 1), og endring (°C) i periodene 2021-2040 (kolonne 2), 2041-2060 (kolonne 3), og 2081-2100 (kolonne 4) relativt til den historiske perioden for scenarioene SSP1-2.6 (rad 1), SSP2-4.5 (rad 2), og SSP5-8.5 (rad 3).

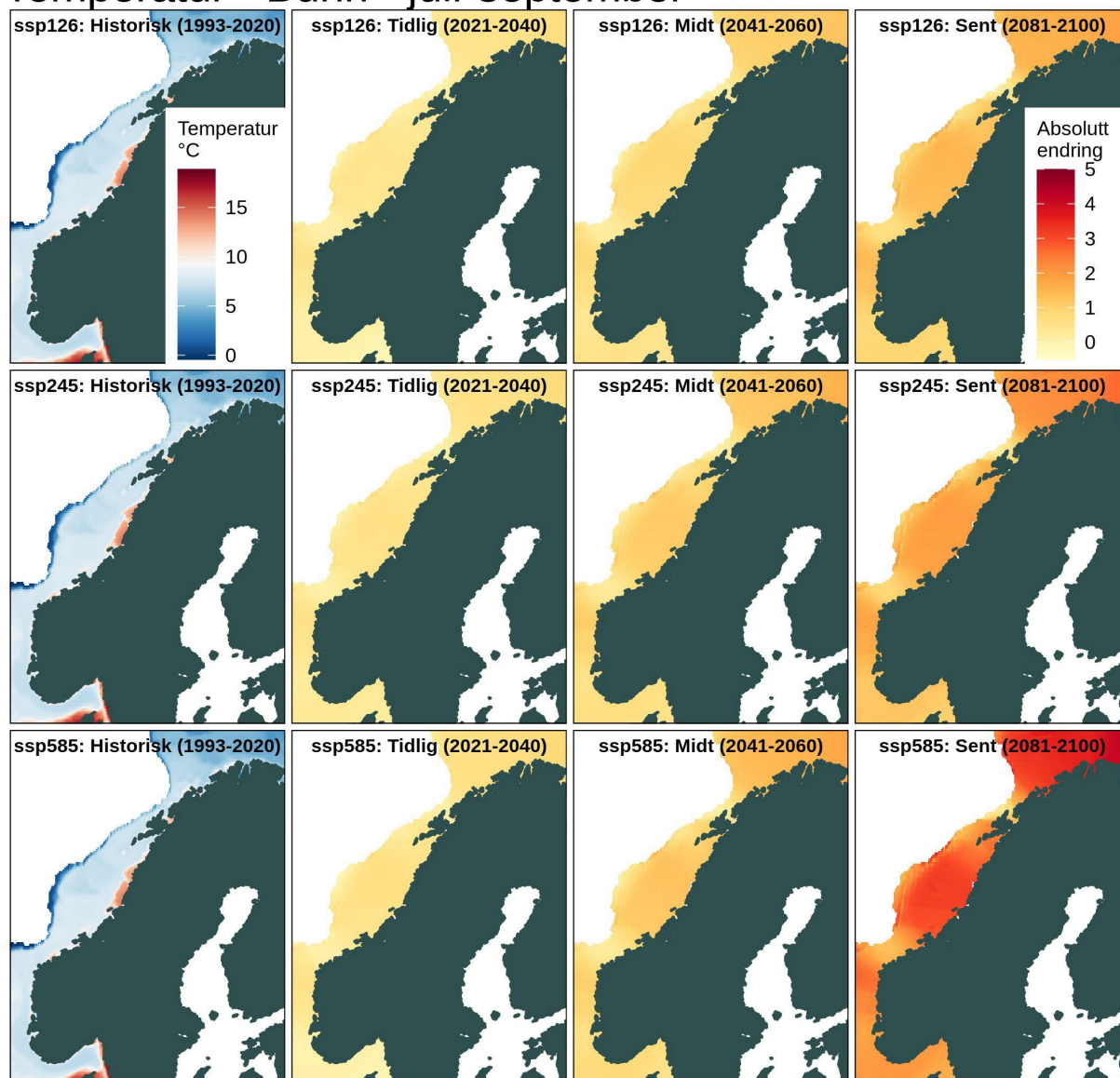
Bunn

Temperatur - Bunn - januar-mars



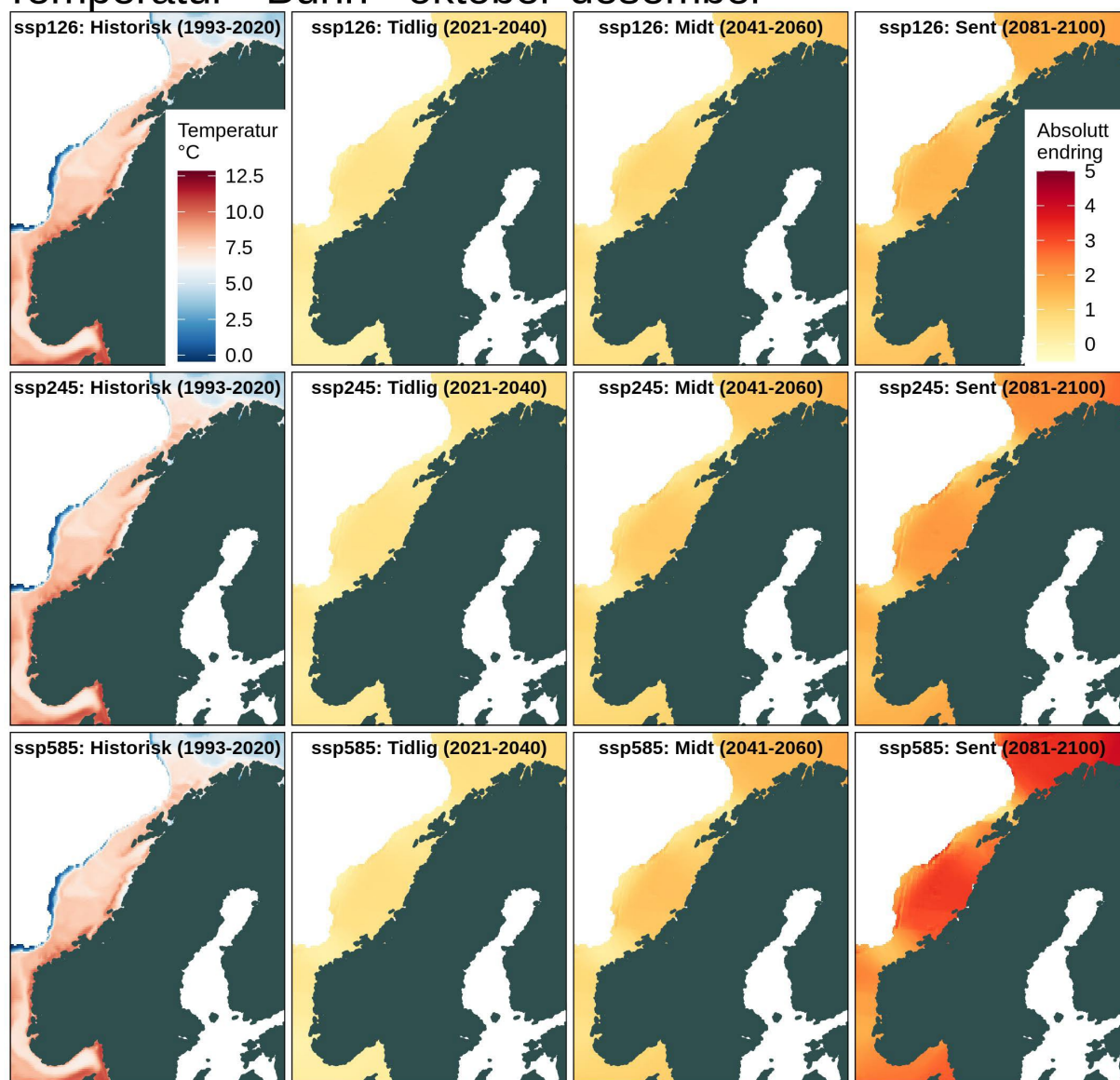
Figur 50. Temperatur (°C) for havbunnen (dypet varierer geografisk) for sesongen januar, februar og mars for den historiske perioden 1993-2020 (kolonne 1), og endring (°C) i periodene 2021-2040 (kolonne 2), 2041-2060 (kolonne 3), og 2081-2100 (kolonne 4) relativt til den historiske perioden for scenarioene SSP1-2.6 (rad 1), SSP2-4.5 (rad 2), og SSP5-8.5 (rad 3).

Temperatur - Bunn - juli-september



Figur 51. Temperatur (°C) for havbunnen (dypet varierer geografisk) for sesongen juli, august og september for den historiske perioden 1993-2020 (kolonne 1), og endring (°C) i periodene 2021-2040 (kolonne 2), 2041-2060 (kolonne 3), og 2081-2100 (kolonne 4) relativt til den historiske perioden for scenarioene SSP1-2.6 (rad 1), SSP2-4.5 (rad 2), og SSP5-8.5 (rad 3).

Temperatur - Bunn - oktober-deseember

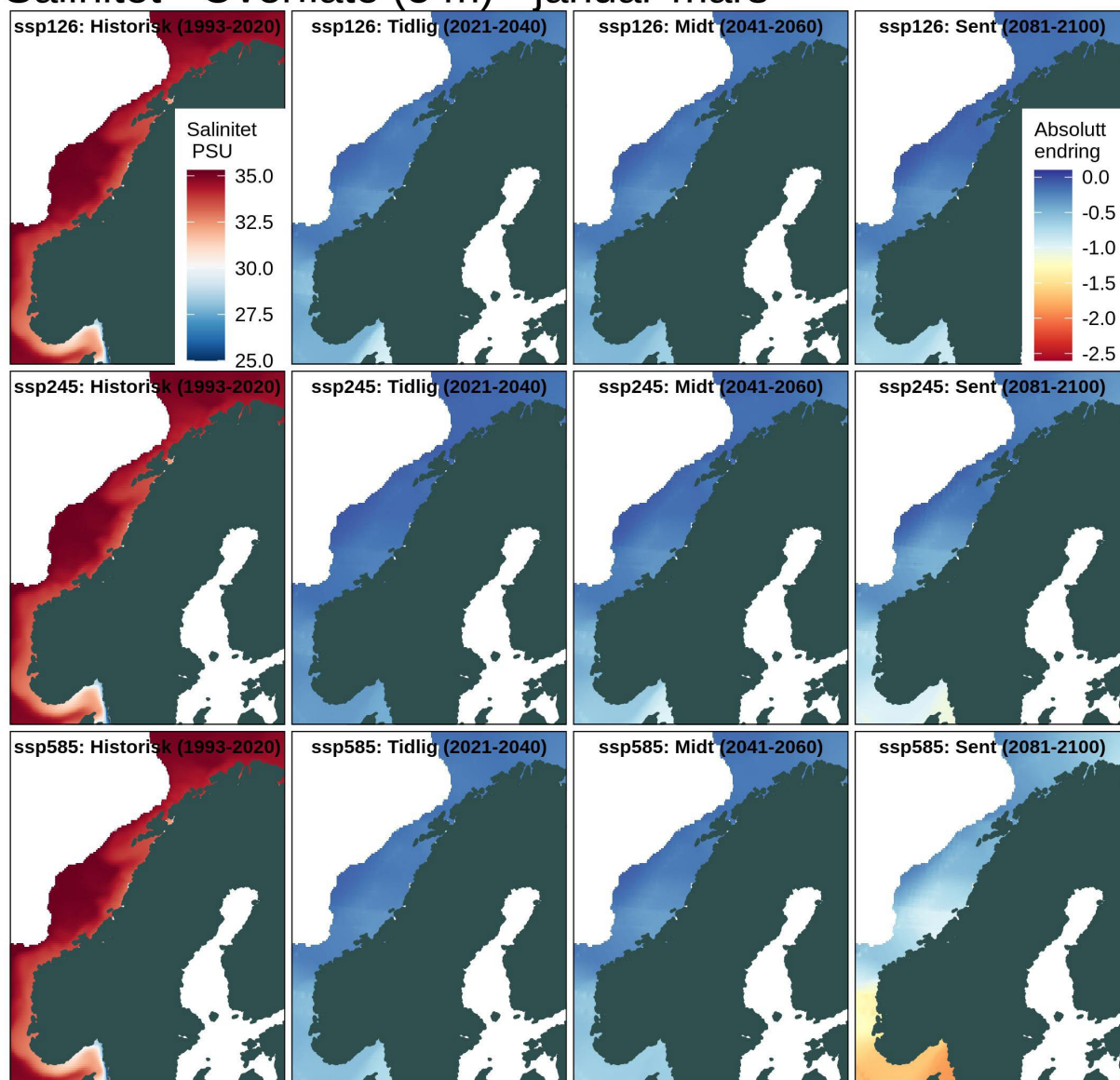


Figur 52. Temperatur (°C) for havbunnen (dypet varierer geografisk) for sesongen oktober, november og desember for den historiske perioden 1993-2020 (kolonne 1), og endring (°C) i periodene 2021-2040 (kolonne 2), 2041-2060 (kolonne 3), og 2081-2100 (kolonne 4) relativt til den historiske perioden for scenarioene SSP1-2.6 (rad 1), SSP2-4.5 (rad 2), og SSP5-8.5 (rad 3).

Salinitet

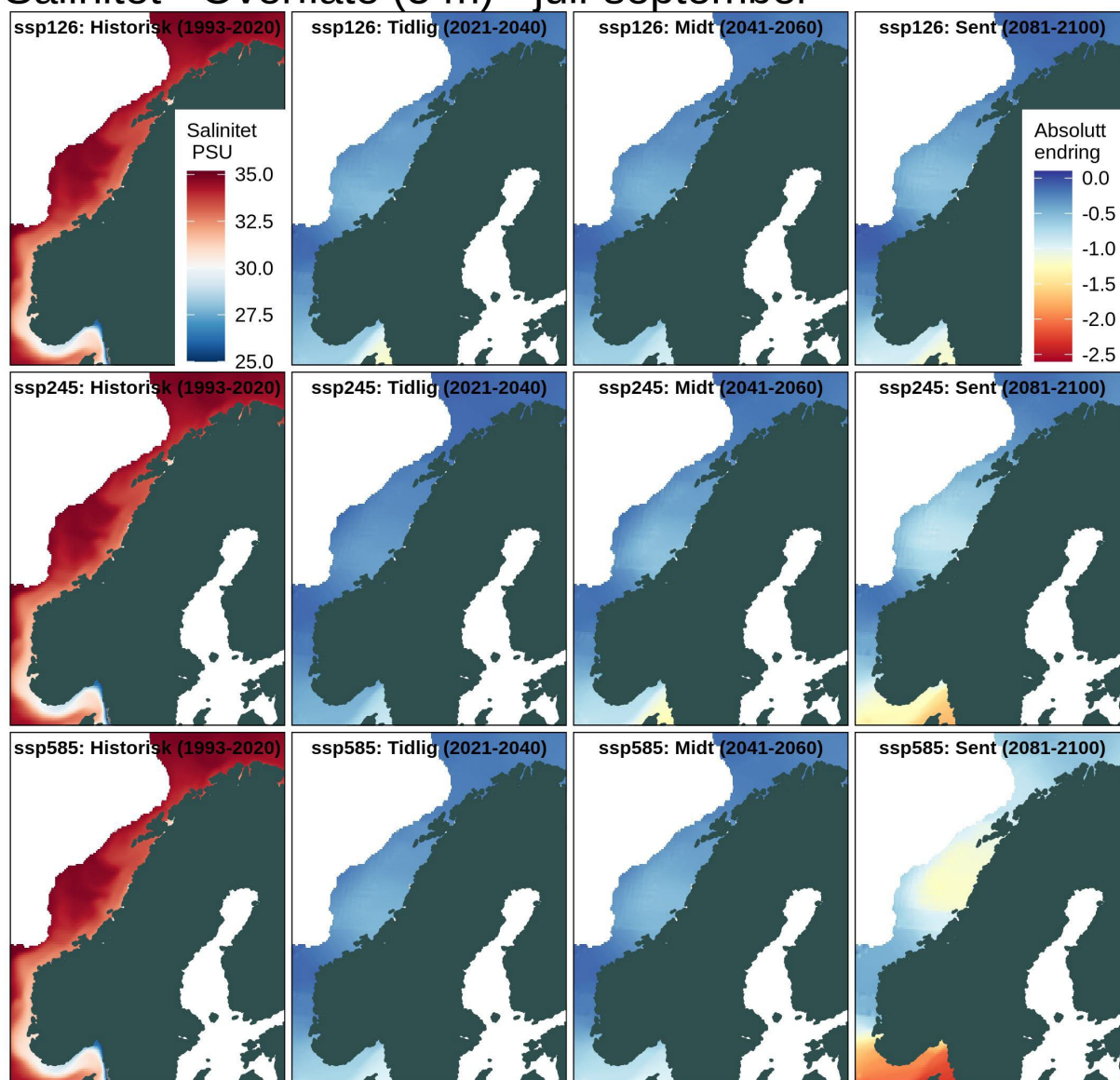
Overflate (5 m)

Salinitet - Overflate (5 m) - januar-mars



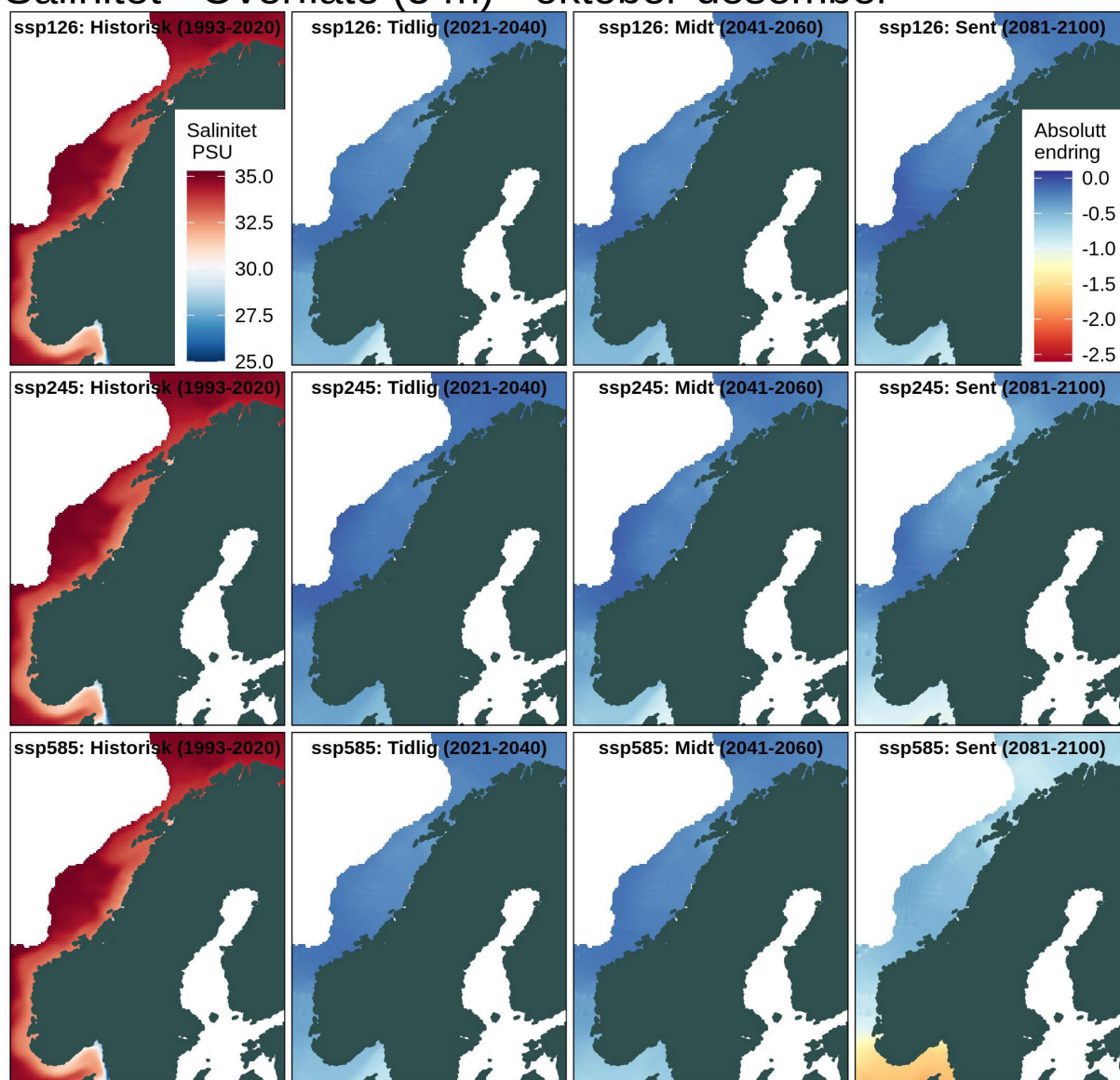
Figur 53. Salinitet i overflaten (5 m) for sesongen januar, februar og mars for den historiske perioden 1993-2020 (kolonne 1), og endring periodene 2021-2040 (kolonne 2), 2041-2060 (kolonne 3), og 2081-2100 (kolonne 4) relativt til den historiske perioden for scenarioene SSP1-2.6 (rad 1), SSP2-4.5 (rad 2), og SSP5-8.5 (rad 3).

Salinitet - Overflate (5 m) - juli-september



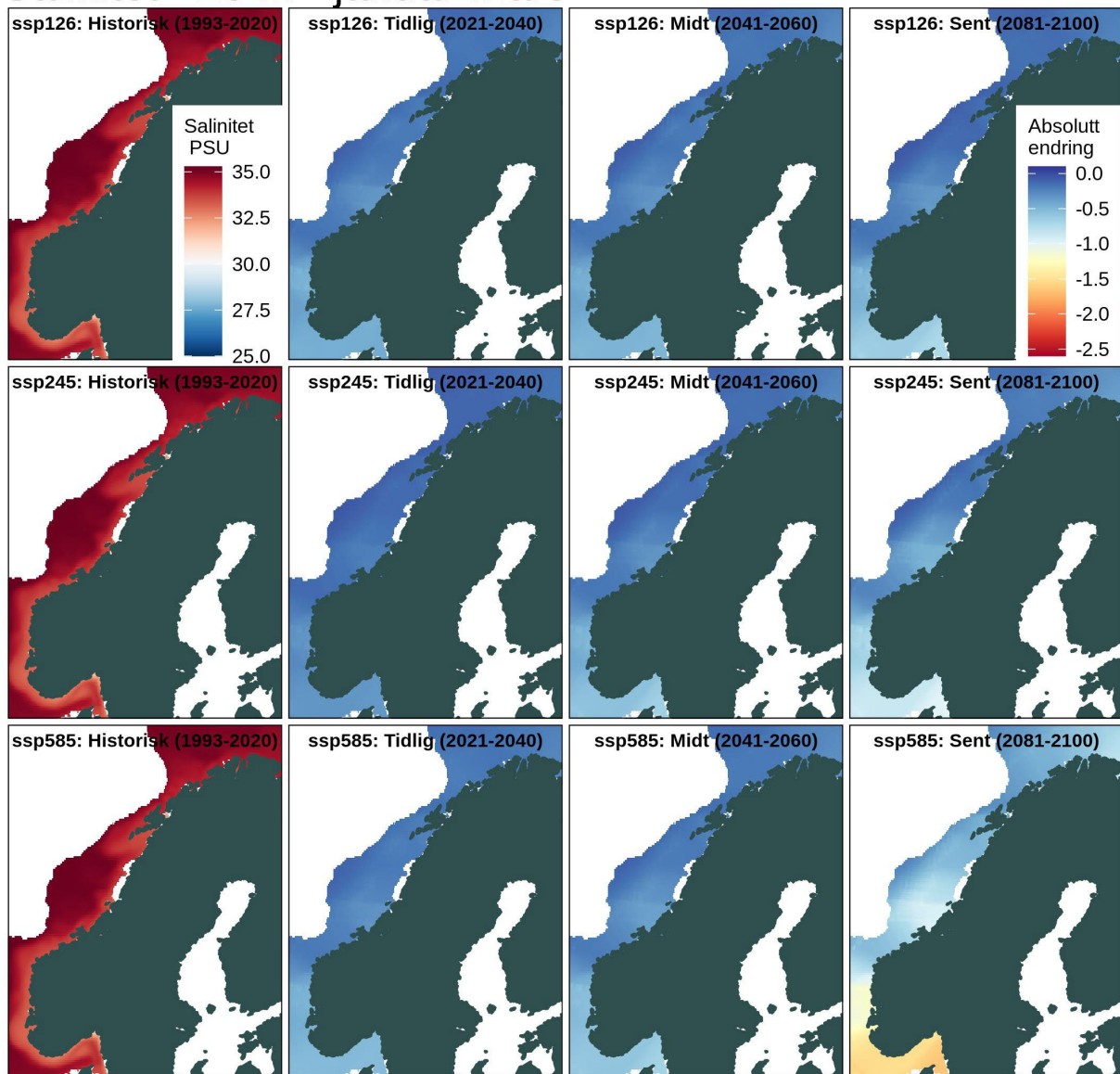
Figur 54. Salinitet i overflaten (5 m) for sesongen juli, august og september for den historiske perioden 1993-2020 (kolonne 1), og endring periodene 2021-2040 (kolonne 2), 2041-2060 (kolonne 3), og 2081-2100 (kolonne 4) relativt til den historiske perioden for scenarioene SSP1-2.6 (rad 1), SSP2-4.5 (rad 2), og SSP5-8.5 (rad 3).

Salinitet - Overflate (5 m) - oktober-desember



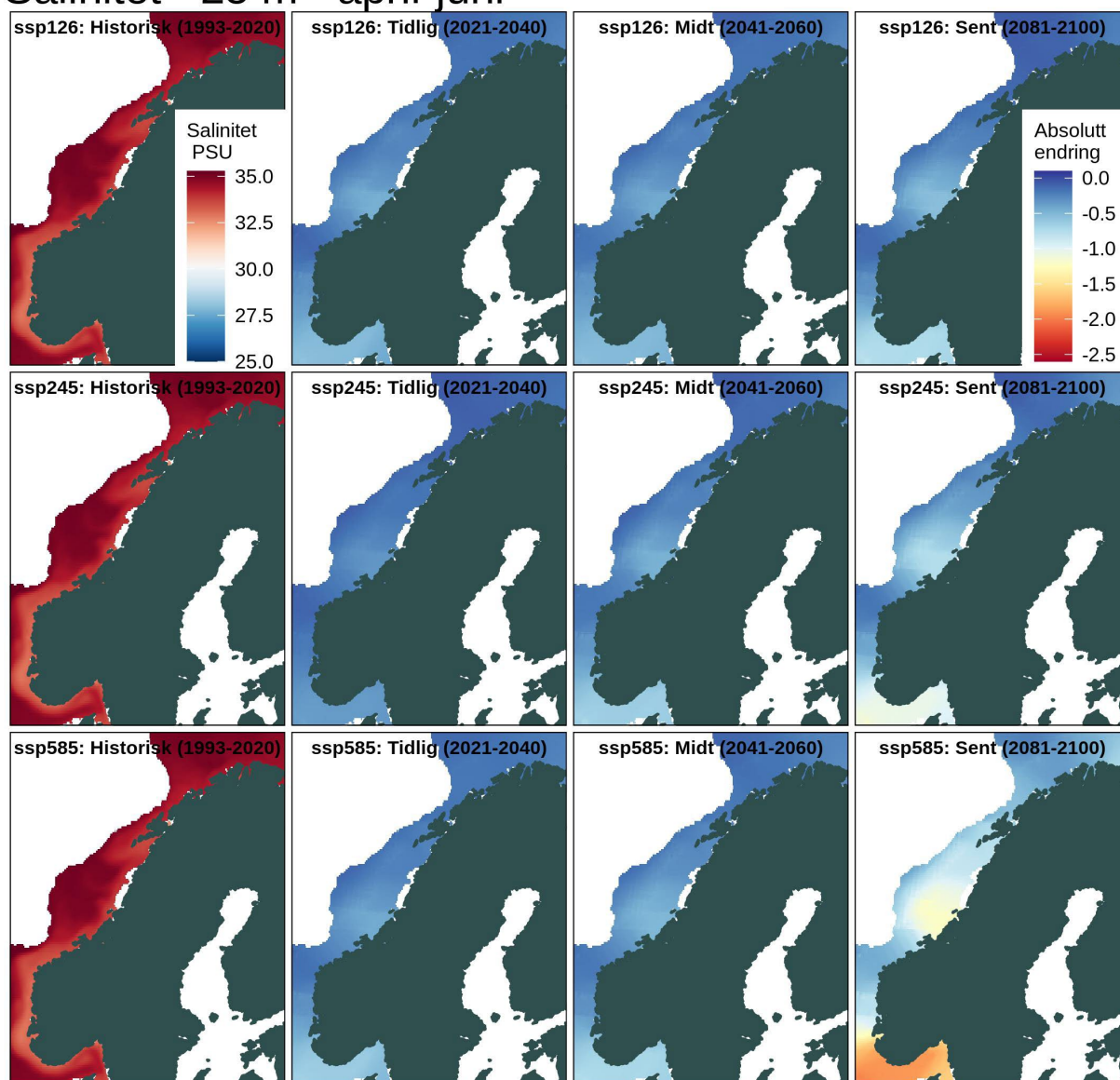
Figur 55. Salinitet i overflaten (5 m) for sesongen oktober, november og desember for den historiske perioden 1993-2020 (kolonne 1), og endring periodene 2021-2040 (kolonne 2), 2041-2060 (kolonne 3), og 2081-2100 (kolonne 4) relativt til den historiske perioden for scenarioene SSP1-2.6 (rad 1), SSP2-4.5 (rad 2), og SSP5-8.5 (rad 3).

Overflate (25 m)
Salinitet - 25 m - januar-mars



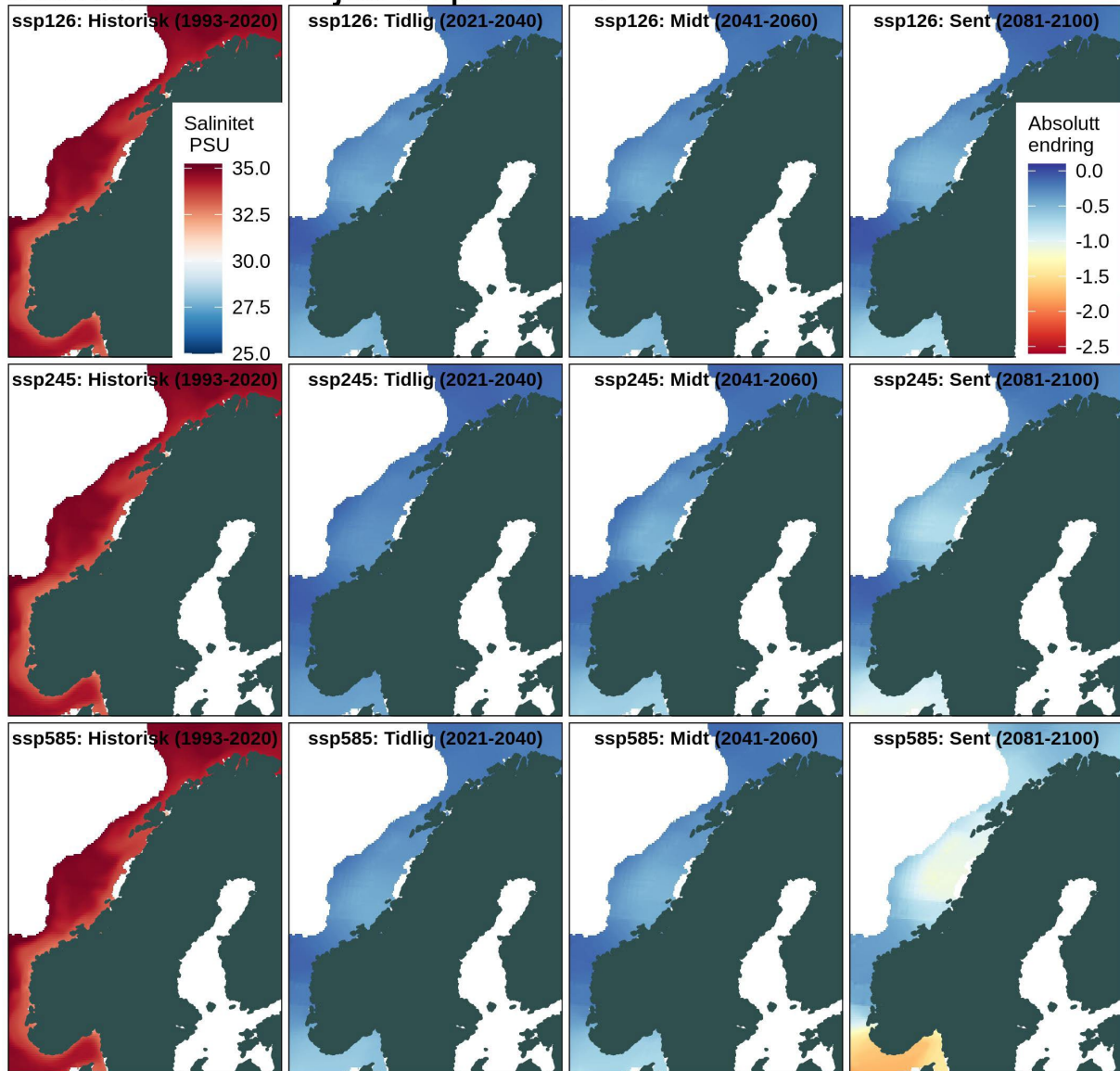
Figur 56. Salinitet i overflaten (25 m) for sesongen januar, februar og mars for den historiske perioden 1993-2020 (kolonne 1), og endring periodene 2021-2040 (kolonne 2), 2041-2060 (kolonne 3), og 2081-2100 (kolonne 4) relativt til den historiske perioden for scenarioene SSP1-2.6 (rad 1), SSP2-4.5 (rad 2), og SSP5-8.5 (rad 3).

Salinitet - 25 m - april-juni



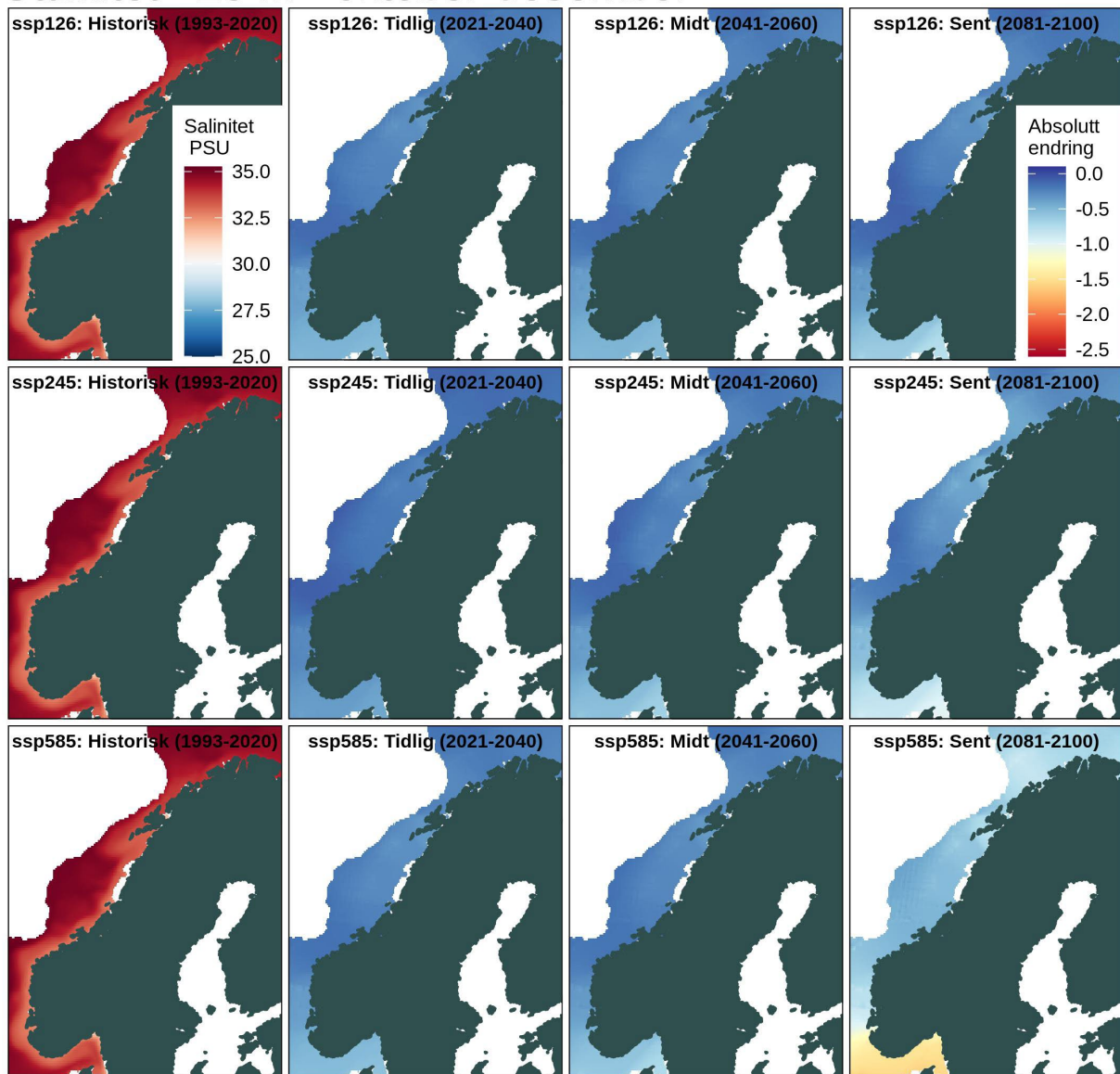
Figur 57. Salinitet i overflaten (25 m) for sesongen april, mai og juni for den historiske perioden 1993-2020 (kolonne 1), og endring periodene 2021-2040 (kolonne 2), 2041-2060 (kolonne 3), og 2081-2100 (kolonne 4) relativt til den historiske perioden for scenarioene SSP1-2.6 (rad 1), SSP2-4.5 (rad 2), og SSP5-8.5 (rad 3).

Salinitet - 25 m - juli-september



Figur 58. Salinitet i overflaten (25 m) for sesongen juli, august og september for den historiske perioden 1993-2020 (kolonne 1), og endring periodene 2021-2040 (kolonne 2), 2041-2060 (kolonne 3), og 2081-2100 (kolonne 4) relativt til den historiske perioden for scenarioene SSP1-2.6 (rad 1), SSP2-4.5 (rad 2), og SSP5-8.5 (rad 3).

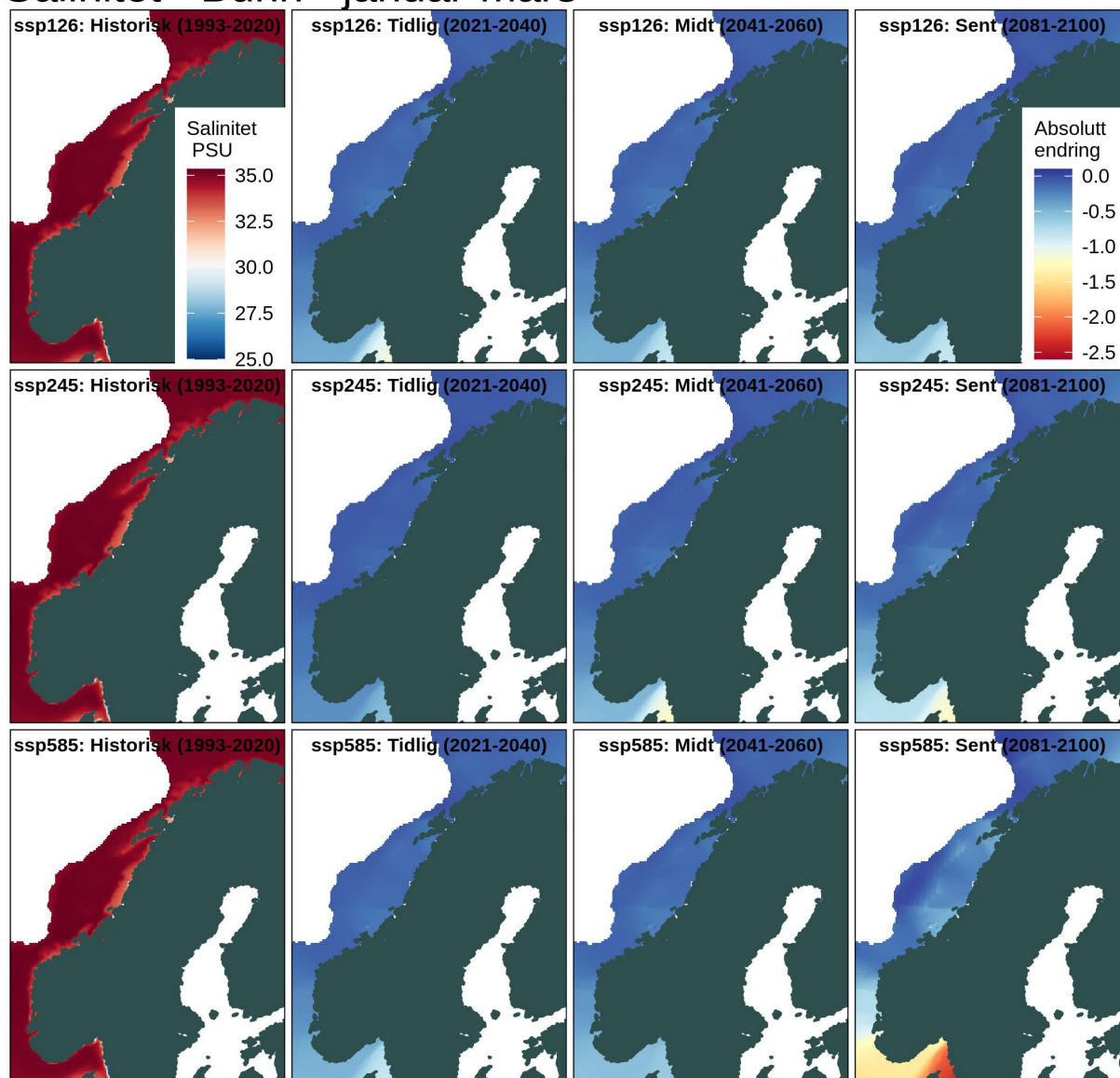
Salinitet - 25 m - oktober-desember



Figur 59. Salinitet i overflaten (25 m) for sesongen oktober, november og desember for den historiske perioden 1993-2020 (kolonne 1), og endring periodene 2021-2040 (kolonne 2), 2041-2060 (kolonne 3), og 2081-2100 (kolonne 4) relativt til den historiske perioden for scenarioene SSP1-2.6 (rad 1), SSP2-4.5 (rad 2), og SSP5-8.5 (rad 3).

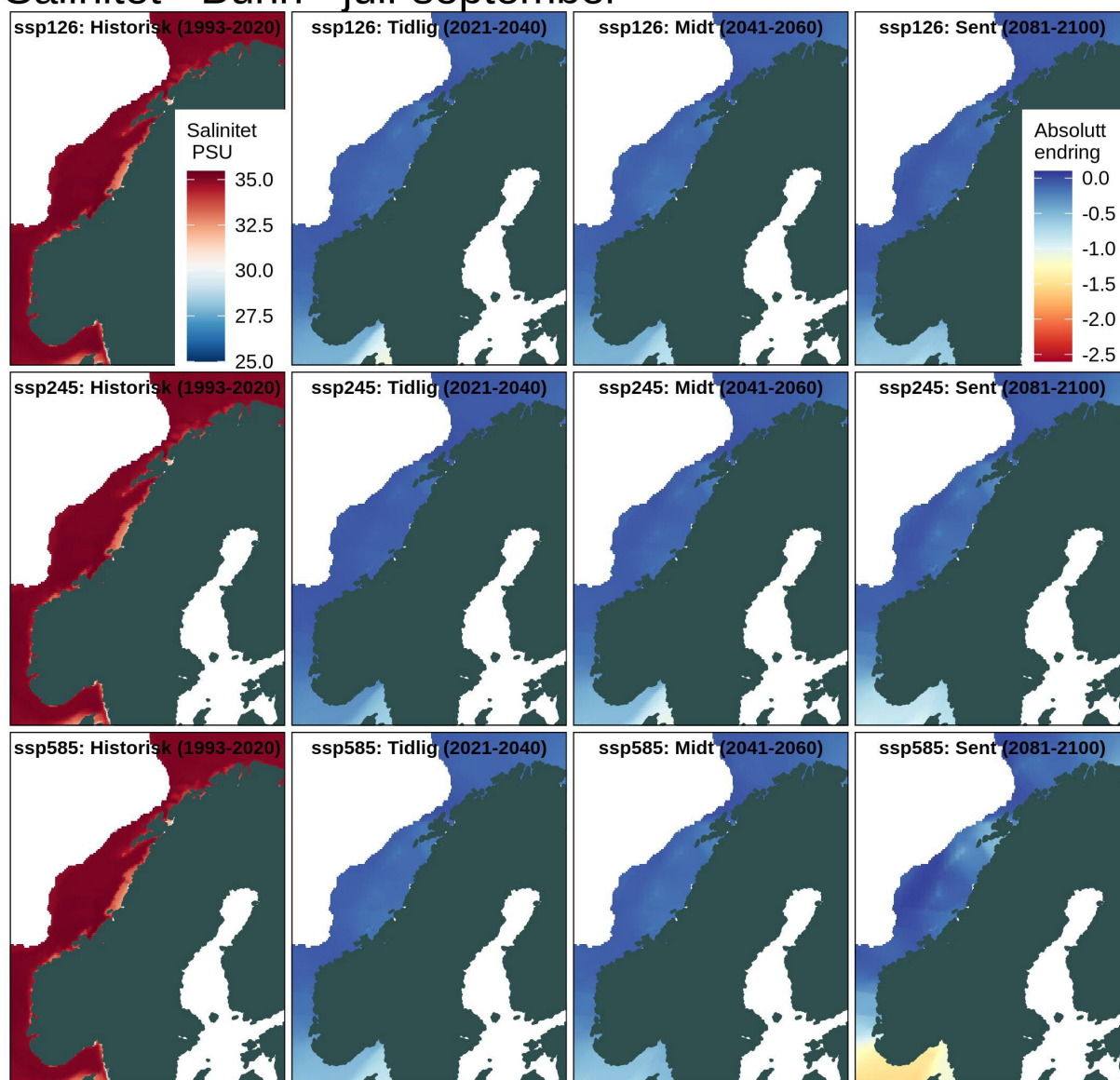
Bunn

Salinitet - Bunn - januar-mars



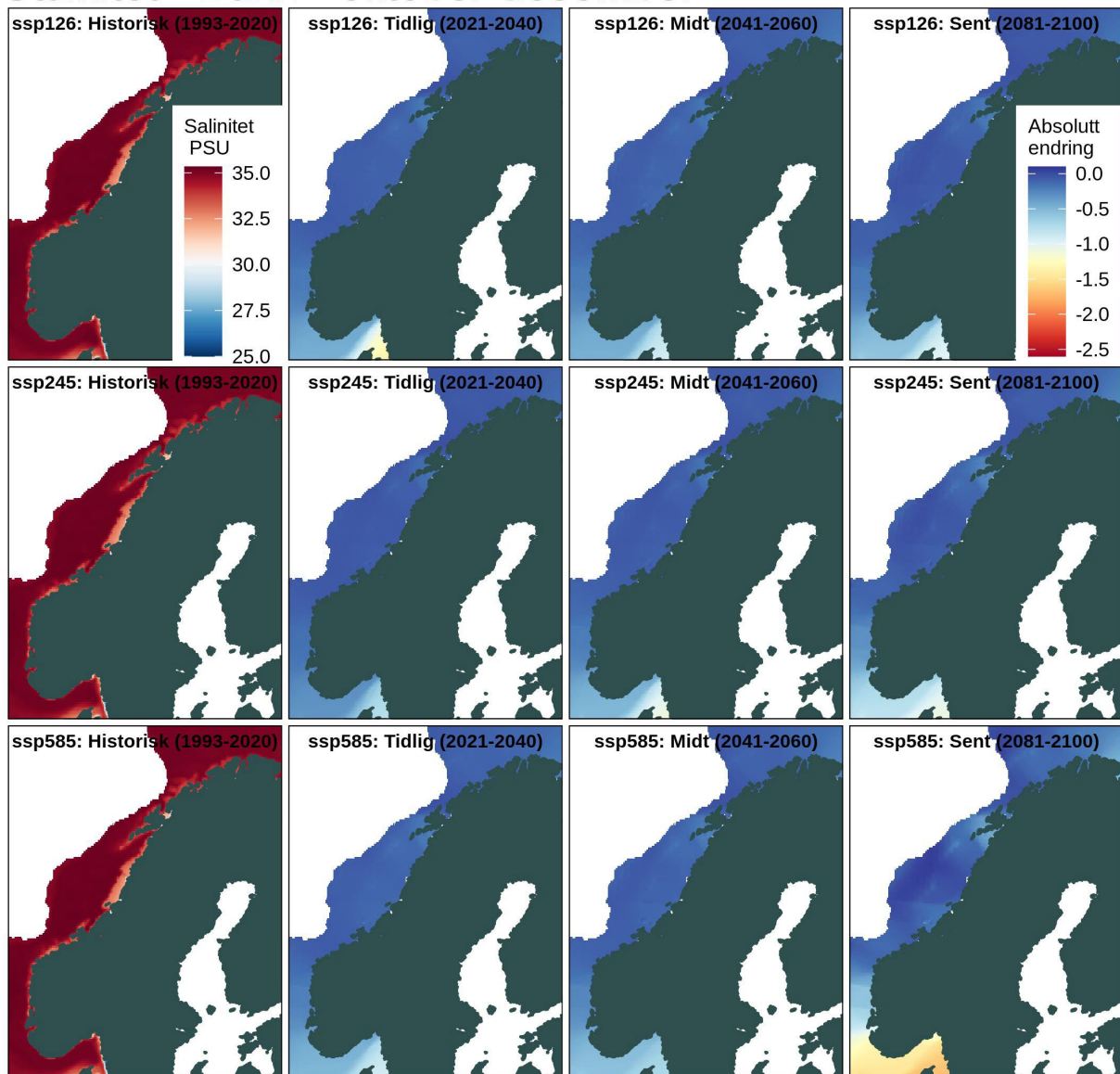
Figur 60. Salinitet for havbunnen (dypet varierer geografisk) for sesongen januar, februar og mars for den historiske perioden 1993-2020 (kolonne 1), og endring i periodene 2021-2040 (kolonne 2), 2041-2060 (kolonne 3), og 2081-2100 (kolonne 4) relativt til den historiske perioden for scenarioene SSP1-2.6 (rad 1), SSP2-4.5 (rad 2), og SSP5-8.5 (rad 3).

Salinitet - Bunn - juli-september

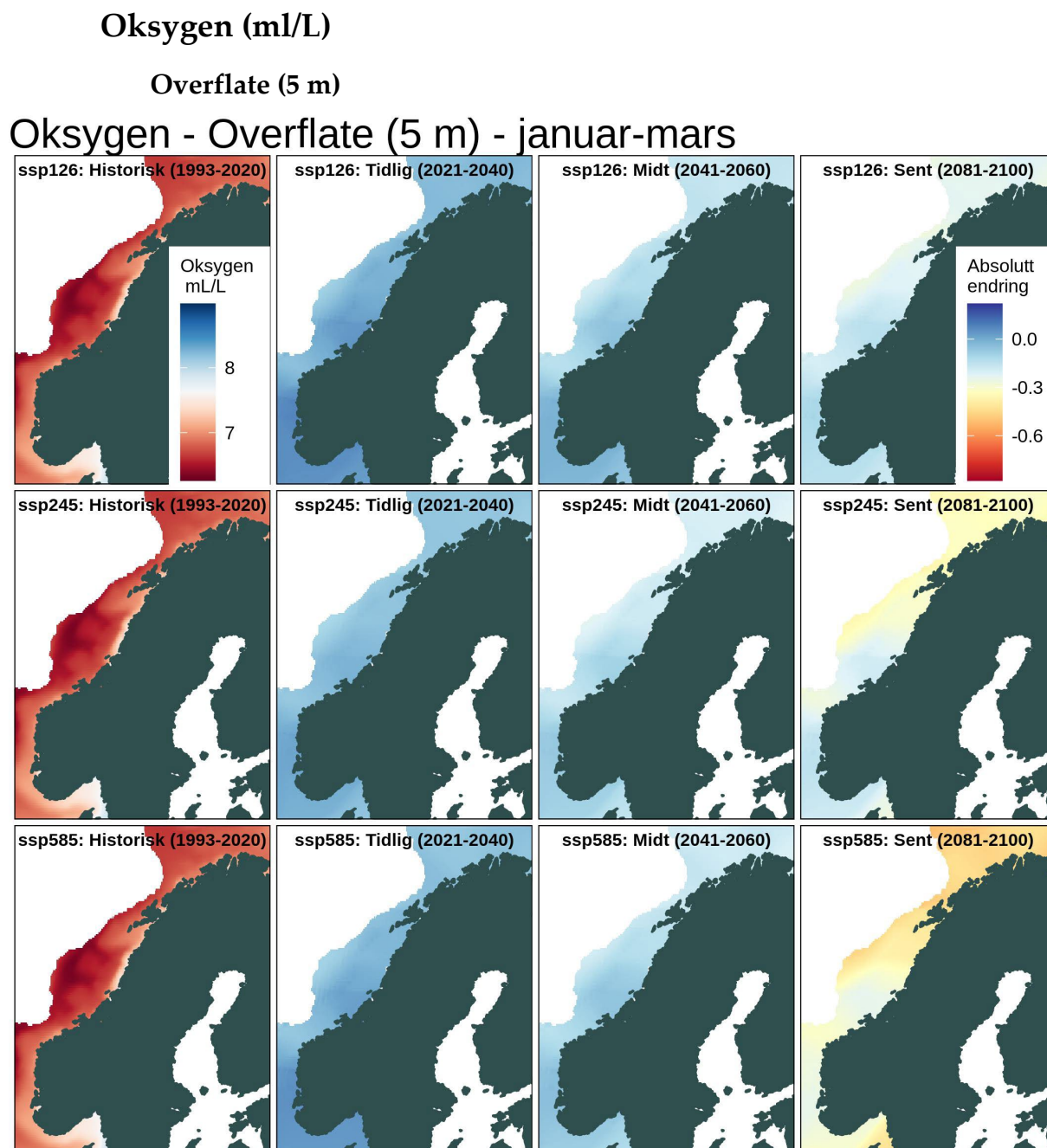


Figur 61. Salinitet for havbunnen (dypet varierer geografisk) for sesongen juli, august og september for den historiske perioden 1993-2020 (kolonne 1), og endring i periodene 2021-2040 (kolonne 2), 2041-2060 (kolonne 3), og 2081-2100 (kolonne 4) relativt til den historiske perioden for scenarioene SSP1-2.6 (rad 1), SSP2-4.5 (rad 2), og SSP5-8.5 (rad 3).

Salinitet - Bunn - oktober-desember

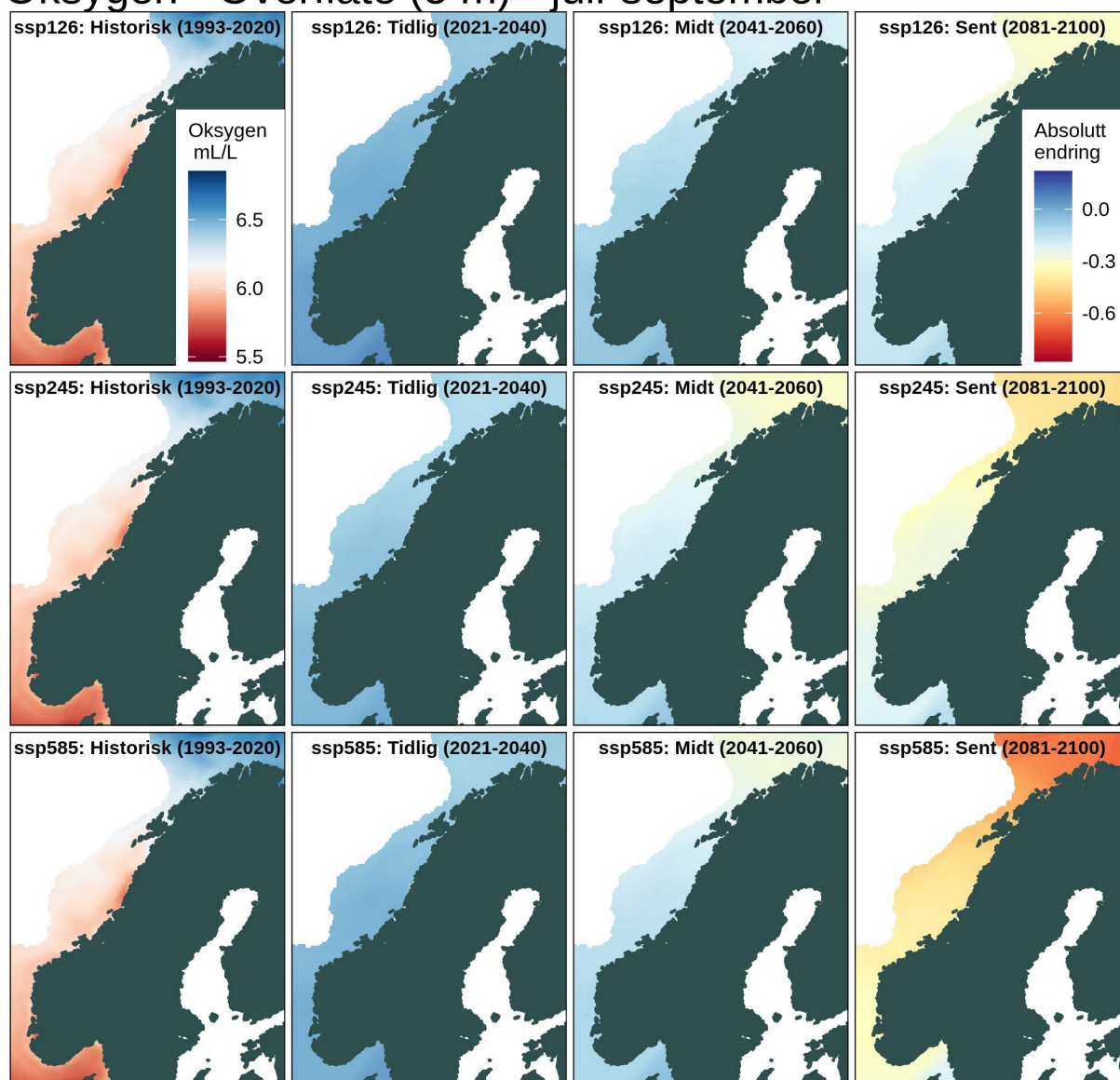


Figur 62. Salinitet for havbunnen (dypet varierer geografisk) for sesongen oktober, november og desember for den historiske perioden 1993-2020 (kolonne 1), og endring i periodene 2021-2040 (kolonne 2), 2041-2060 (kolonne 3), og 2081-2100 (kolonne 4) relativt til den historiske perioden for scenarioene SSP1-2.6 (rad 1), SSP2-4.5 (rad 2), og SSP5-8.5 (rad 3).



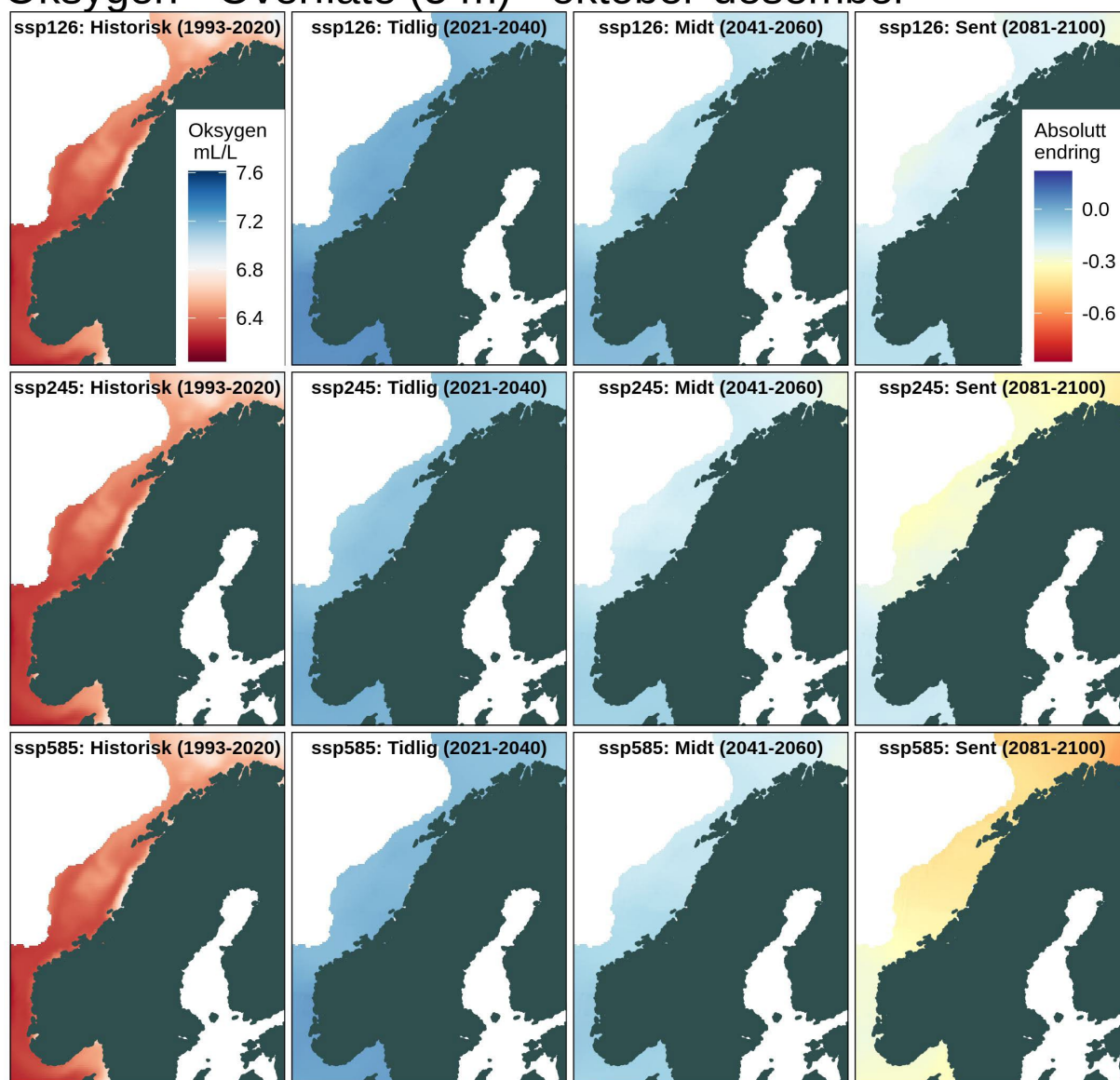
Figur 63. Oksygen (ml/L) i overflaten (5 m) for sesongen januar, februar og mars for den historiske perioden 1993-2020 (kolonne 1), og endring (ml/L) i periodene 2021-2040 (kolonne 2), 2041-2060 (kolonne 3), og 2081-2100 (kolonne 4) relativt til den historiske perioden for scenarioene SSP1-2.6 (rad 1), SSP2-4.5 (rad 2), og SSP5-8.5 (rad 3).

Oksygen - Overflate (5 m) - juli-september



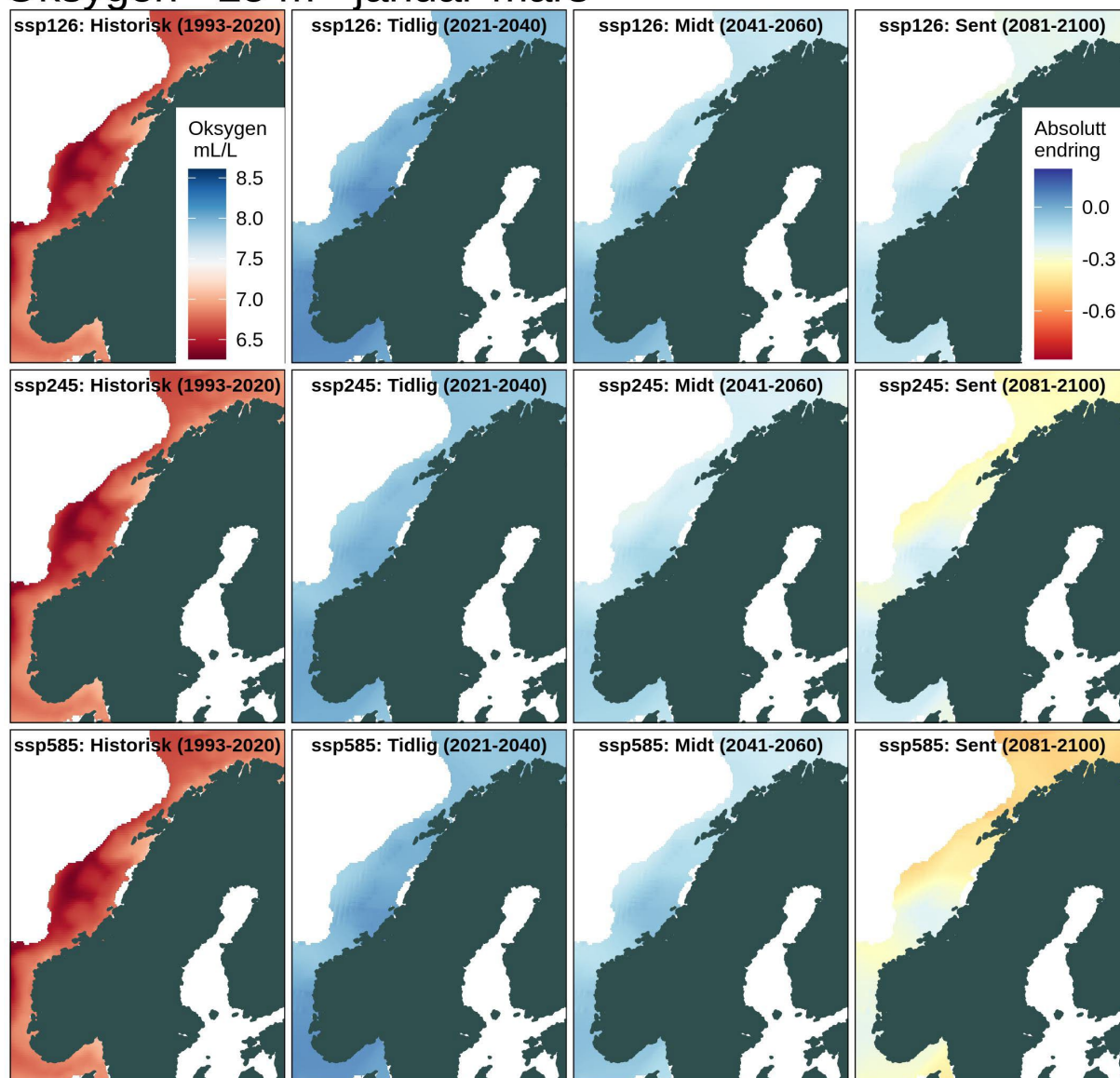
Figur 64. Oksygen (ml/L) i overflaten (5 m) for sesongen juli, september og oktober for den historiske perioden 1993-2020 (kolonne 1), og endring (ml/L) i periodene 2021-2040 (kolonne 2), 2041-2060 (kolonne 3), og 2081-2100 (kolonne 4) relativt til den historiske perioden for scenarioene SSP1-2.6 (rad 1), SSP2-4.5 (rad 2), og SSP5-8.5 (rad 3).

Oksygen - Overflate (5 m) - oktober-desember



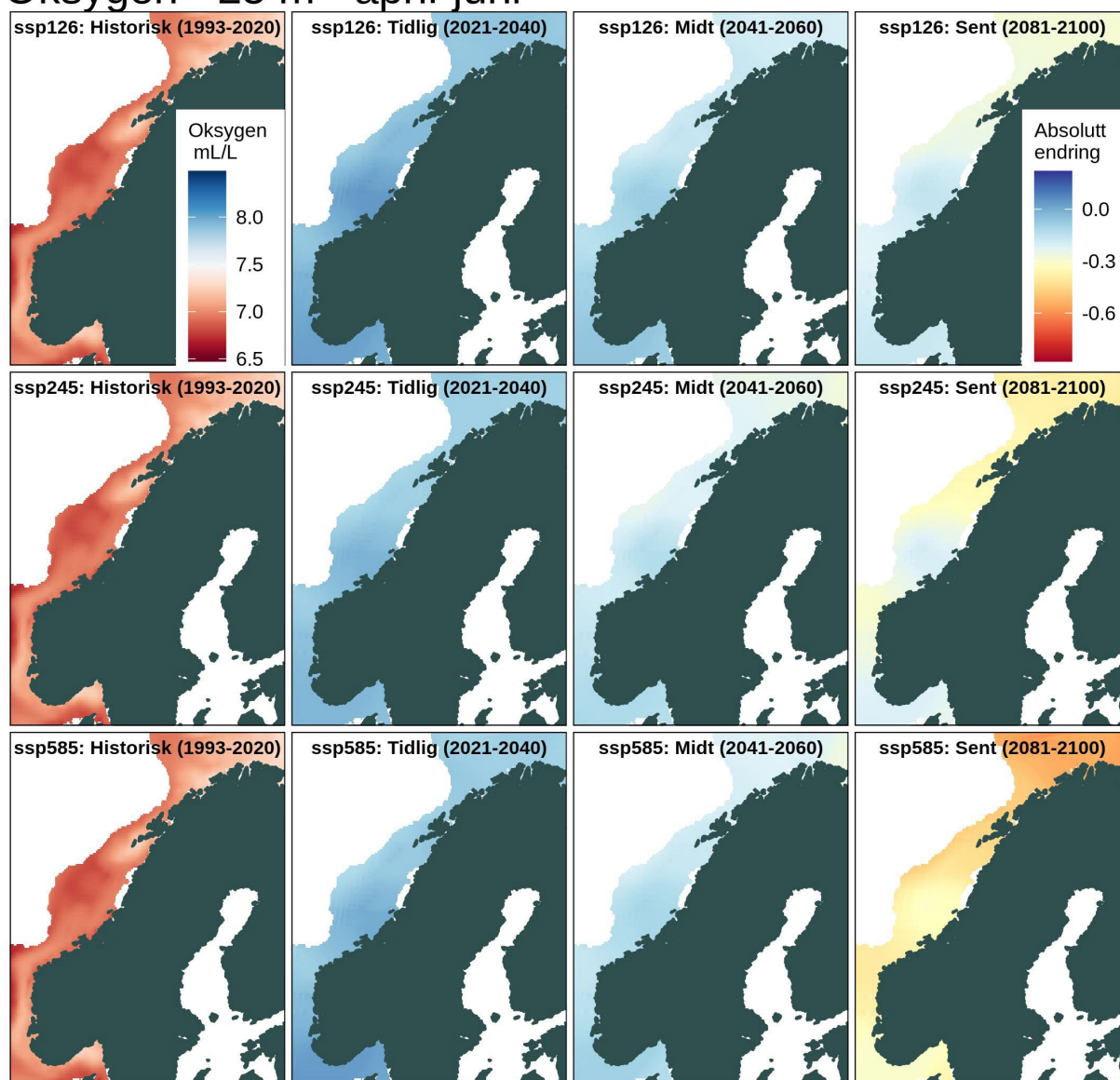
Figur 65. Oksygen (mL/L) i overflaten (5 m) for sesongen oktober, november og desember for den historiske perioden 1993-2020 (kolonne 1), og endring (mL/L) i periodene 2021-2040 (kolonne 2), 2041-2060 (kolonne 3), og 2081-2100 (kolonne 4) relativt til den historiske perioden for scenarioene SSP1-2.6 (rad 1), SSP2-4.5 (rad 2), og SSP5-8.5 (rad 3).

Overflate (25 m)
Oksygen - 25 m - januar-mars



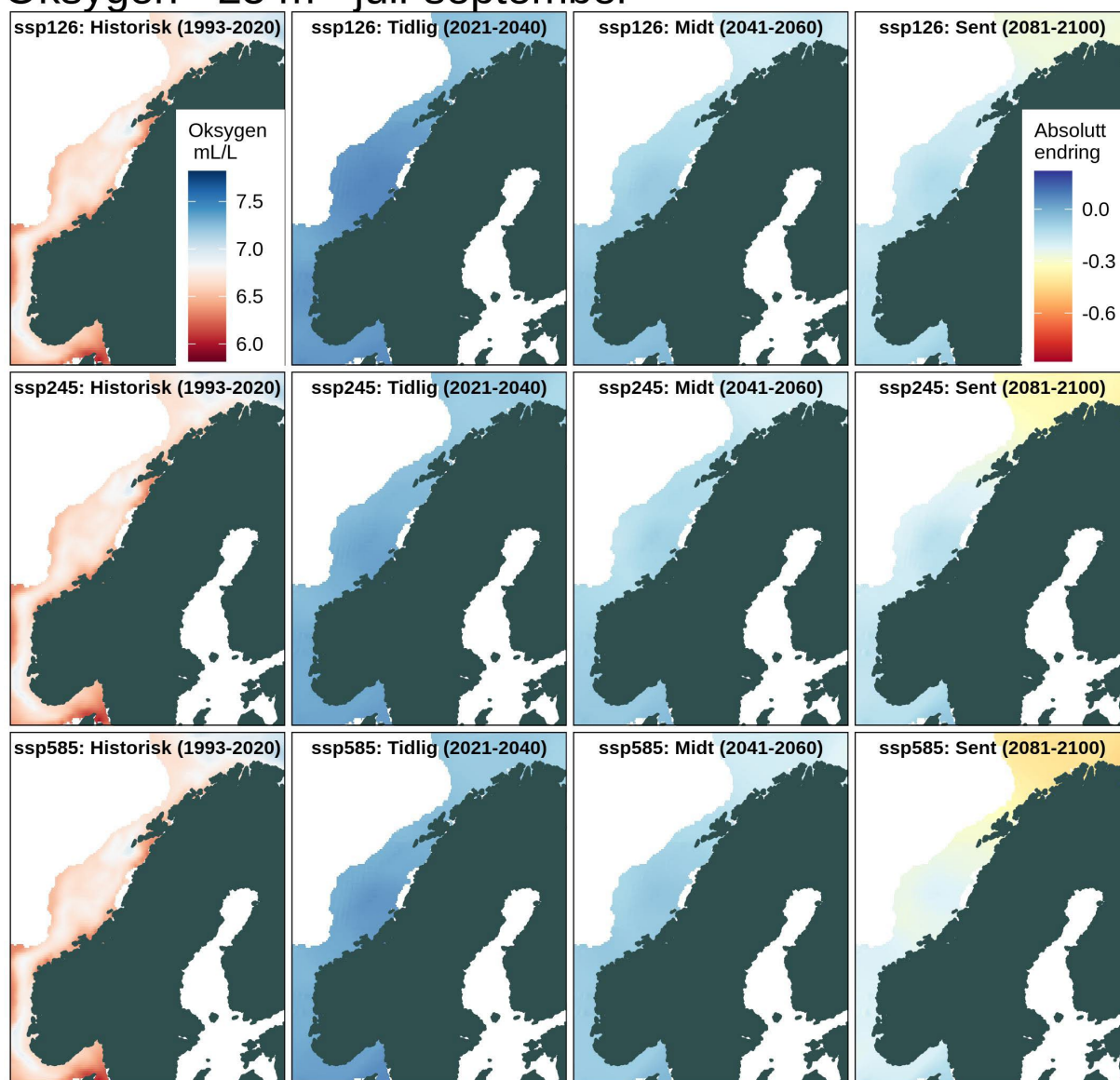
Figur 66. Oksygen (ml/L) i overflaten (25 m) for sesongen januar, februar og mars for den historiske perioden 1993-2020 (kolonne 1), og endring (ml/L) i periodene 2021-2040 (kolonne 2), 2041-2060 (kolonne 3), og 2081-2100 (kolonne 4) relativt til den historiske perioden for scenarioene SSP1-2.6 (rad 1), SSP2-4.5 (rad 2), og SSP5-8.5 (rad 3).

Oksygen - 25 m - april-juni



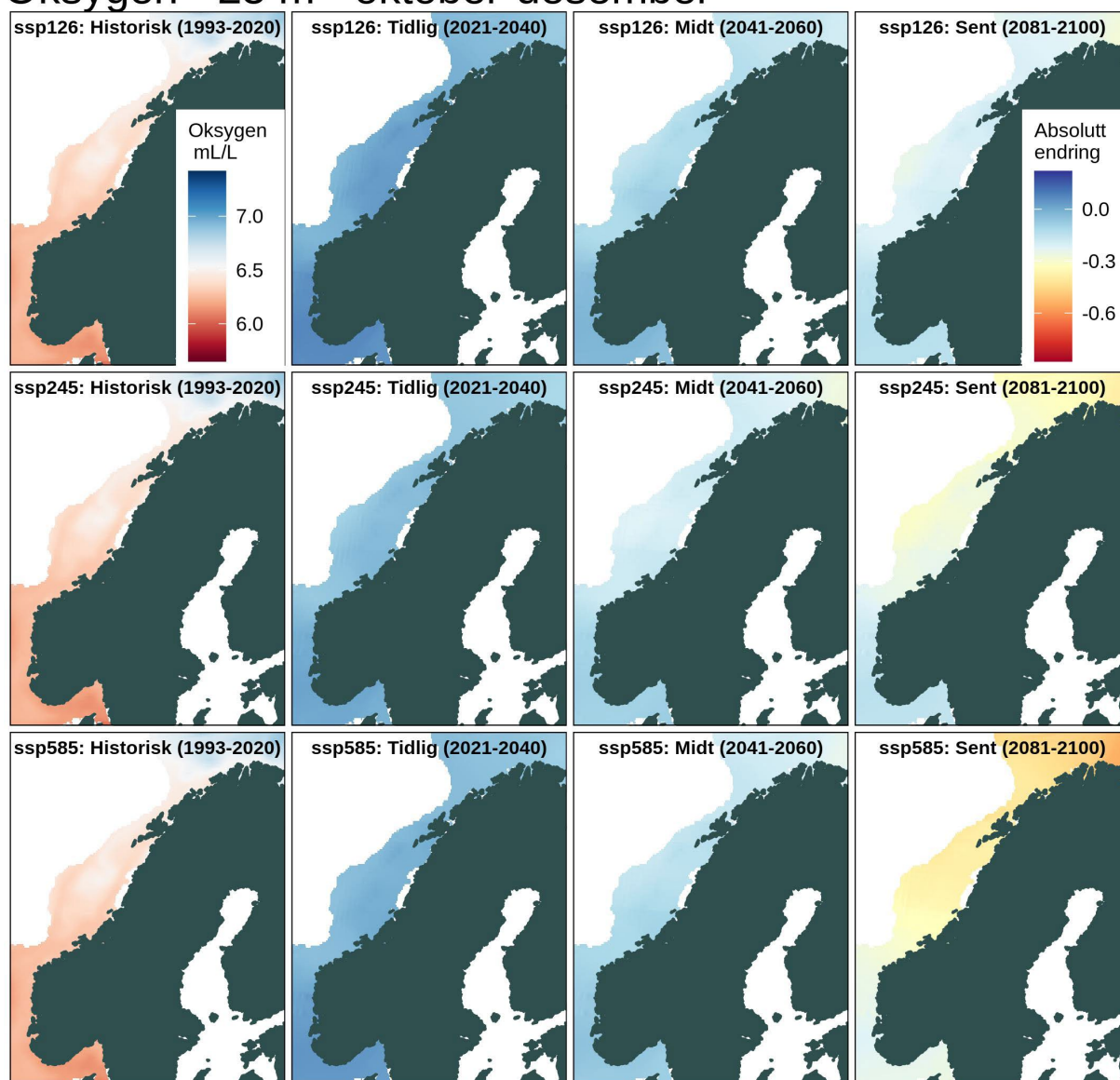
Figur 67. Oksygen (ml/L) i overflaten (25 m) for sesongen april, mai og juni for den historiske perioden 1993-2020 (kolonne 1), og endring (ml/L) i periodene 2021-2040 (kolonne 2), 2041-2060 (kolonne 3), og 2081-2100 (kolonne 4) relativt til den historiske perioden for scenarioene SSP1-2.6 (rad 1), SSP2-4.5 (rad 2), og SSP5-8.5 (rad 3).

Oksygen - 25 m - juli-september



Figur 68. Oksygen (ml/L) i overflaten (25 m) for sesongen juli, august og september for den historiske perioden 1993-2020 (kolonne 1), og endring (ml/L) i periodene 2021-2040 (kolonne 2), 2041-2060 (kolonne 3), og 2081-2100 (kolonne 4) relativt til den historiske perioden for scenarioene SSP1-2.6 (rad 1), SSP2-4.5 (rad 2), og SSP5-8.5 (rad 3).

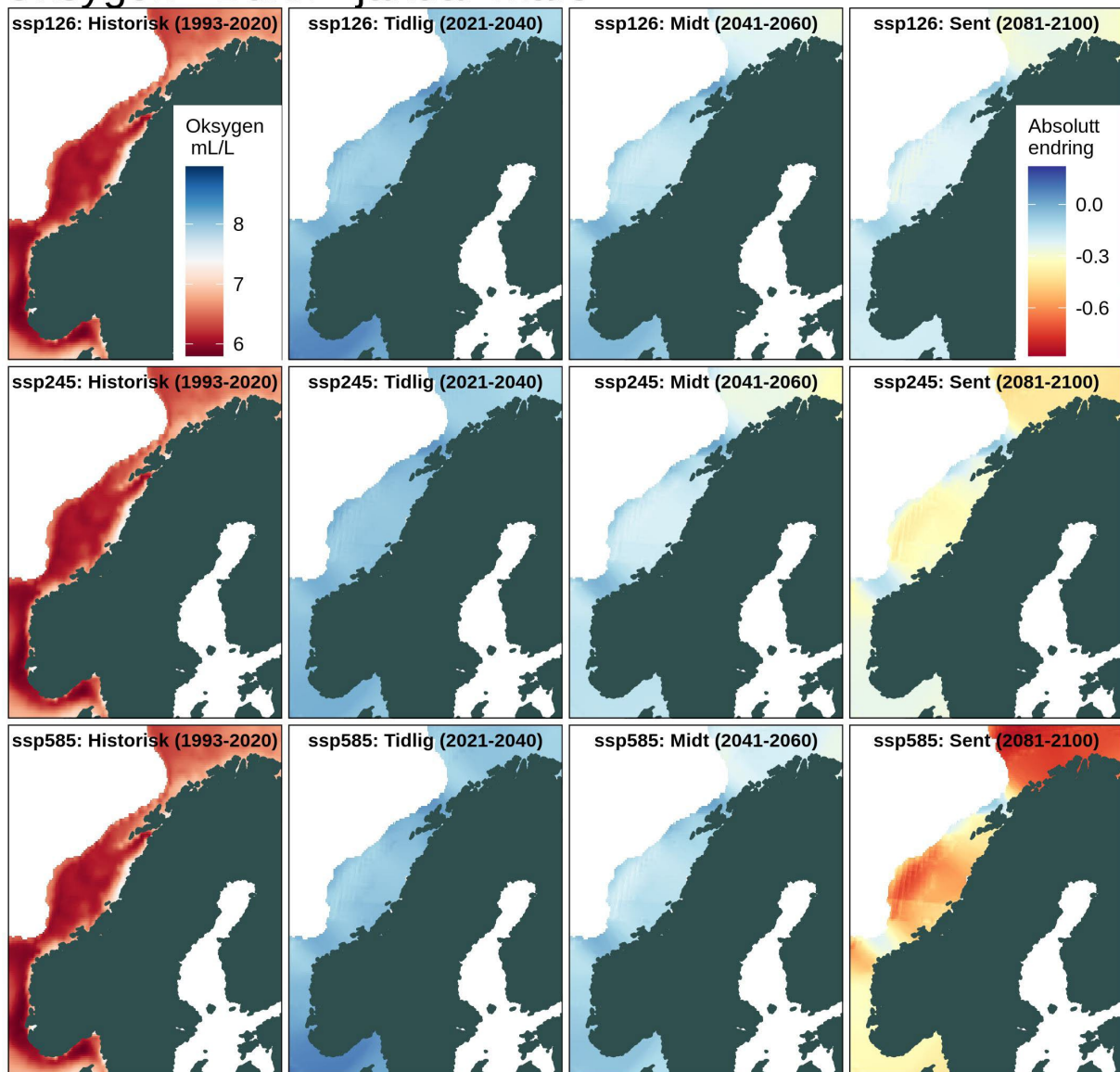
Oksygen - 25 m - oktober-desember



Figur 69. Oksygen (ml/L) i overflaten (25 m) for sesongen oktober, november og desember for den historiske perioden 1993-2020 (kolonne 1), og endring (ml/L) i periodene 2021-2040 (kolonne 2), 2041-2060 (kolonne 3), og 2081-2100 (kolonne 4) relativt til den historiske perioden for scenarioene SSP1-2.6 (rad 1), SSP2-4.5 (rad 2), og SSP5-8.5 (rad 3).

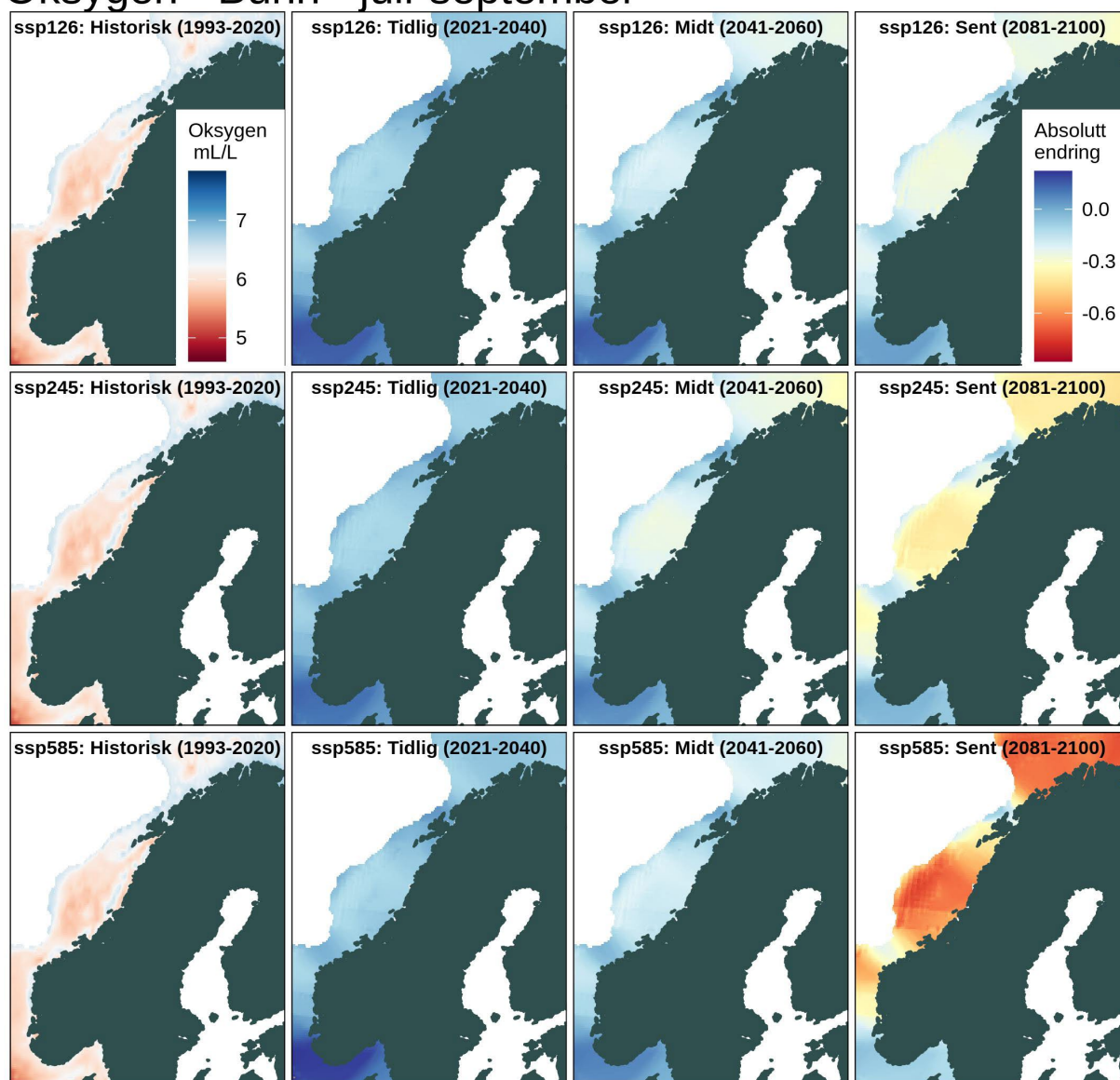
Bunn

Oksygen - Bunn - januar-mars



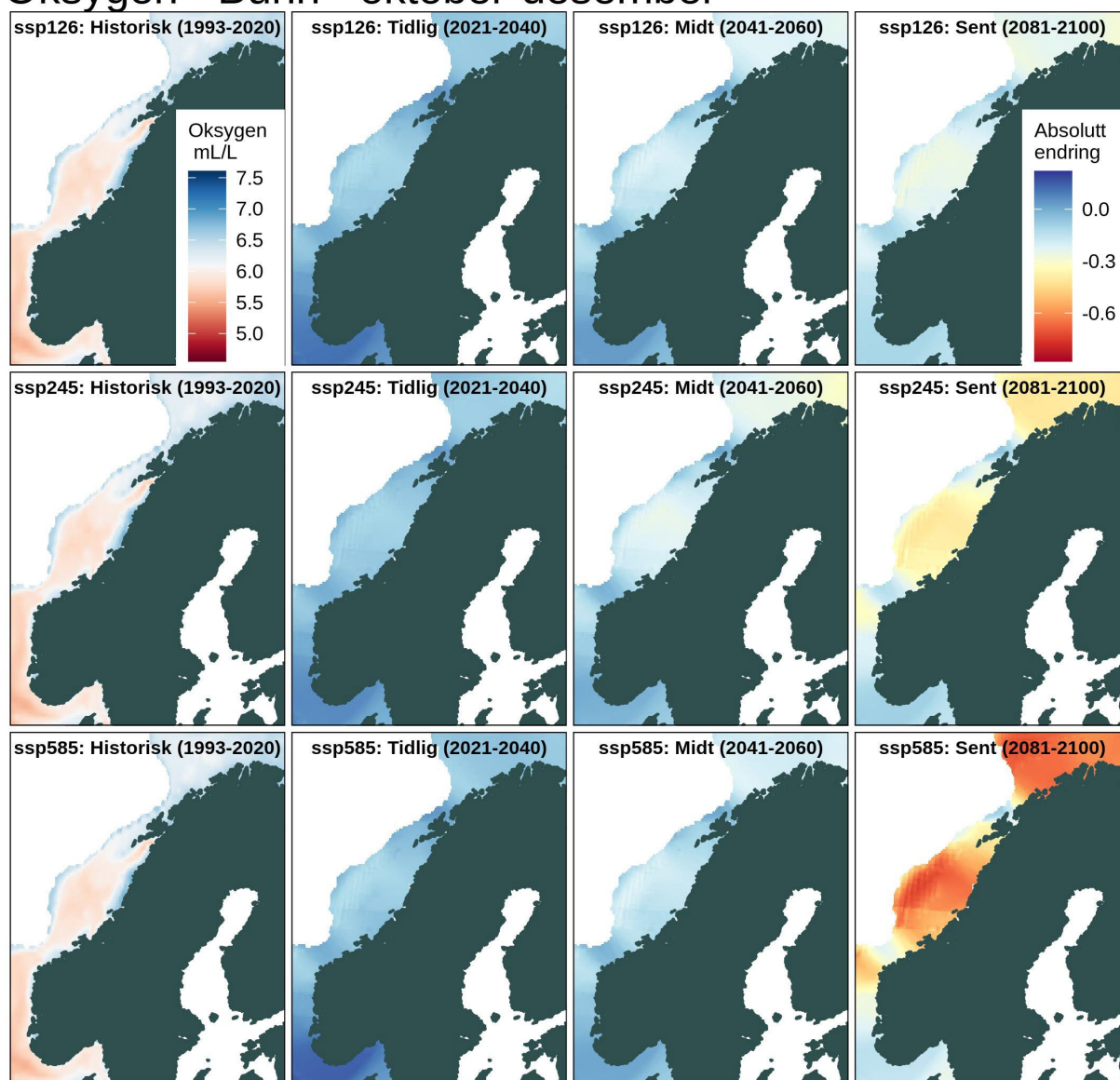
Figur 70. Oksygen (ml/L) for havbunnen (dypet varierer geografisk) for sesongen januar, februar og mars for den historiske perioden 1993-2020 (kolonne 1), og endring (ml/L) i periodene 2021-2040 (kolonne 2), 2041-2060 (kolonne 3), og 2081-2100 (kolonne 4) relativt til den historiske perioden for scenarioene SSP1-2.6 (rad 1), SSP2-4.5 (rad 2), og SSP5-8.5 (rad 3).

Oksygen - Bunn - juli-september

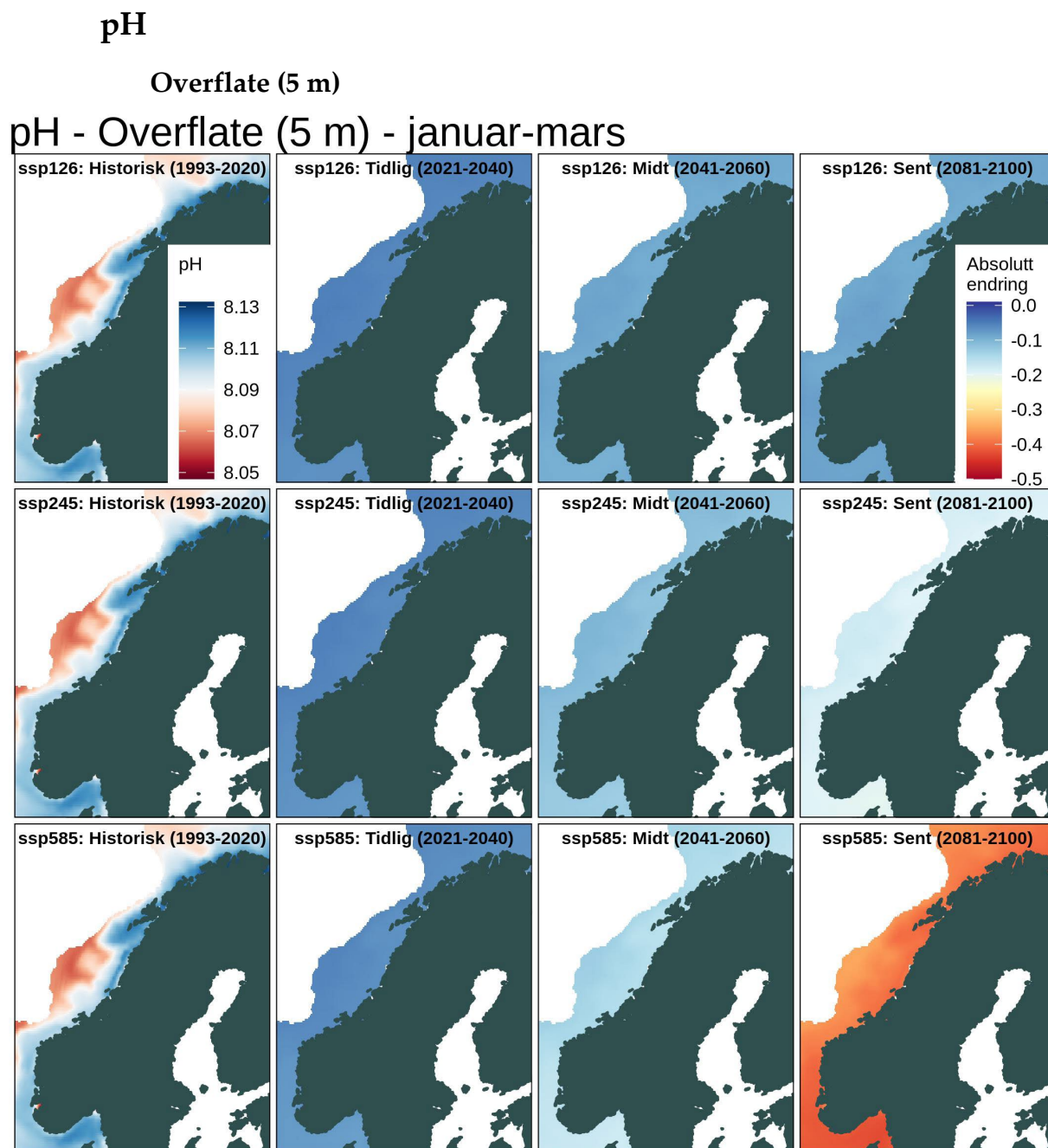


Figur 71. Oksygen (ml/L) for havbunnen (dypet varierer geografisk) for sesongen juli, august og september for den historiske perioden 1993-2020 (kolonne 1), og endring (ml/L) i periodene 2021-2040 (kolonne 2), 2041-2060 (kolonne 3), og 2081-2100 (kolonne 4) relativt til den historiske perioden for scenarioene SSP1-2.6 (rad 1), SSP2-4.5 (rad 2), og SSP5-8.5 (rad 3).

Oksygen - Bunn - oktober-desember

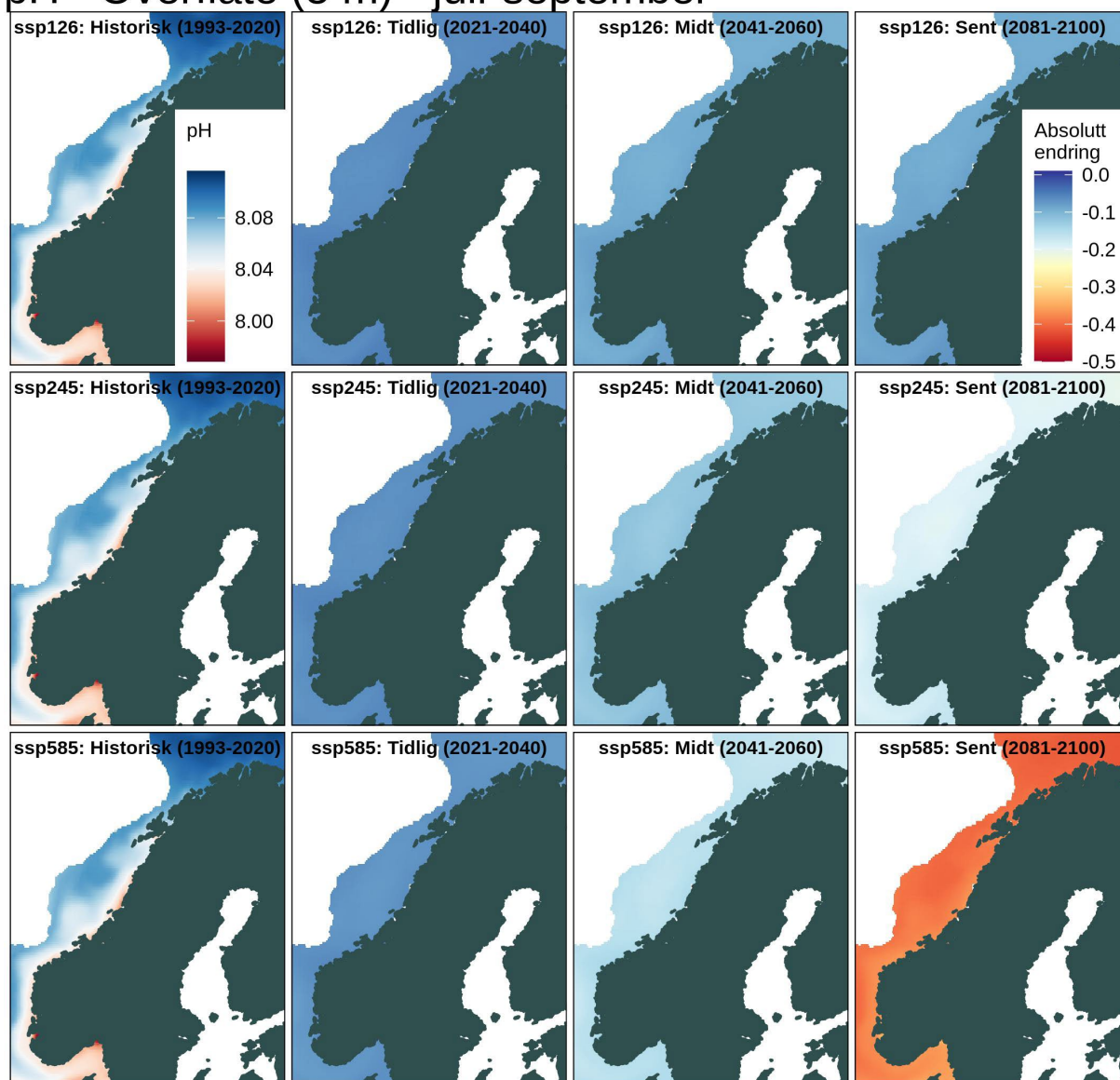


Figur 72. Oksygen (mL/L) for havbunnen (dypet varierer geografisk) for sesongen oktober, november og desember for den historiske perioden 1993-2020 (kolonne 1), og endring (mL/L) i periodene 2021-2040 (kolonne 2), 2041-2060 (kolonne 3), og 2081-2100 (kolonne 4) relativt til den historiske perioden for scenarioene SSP1-2.6 (rad 1), SSP2-4.5 (rad 2), og SSP5-8.5 (rad 3).



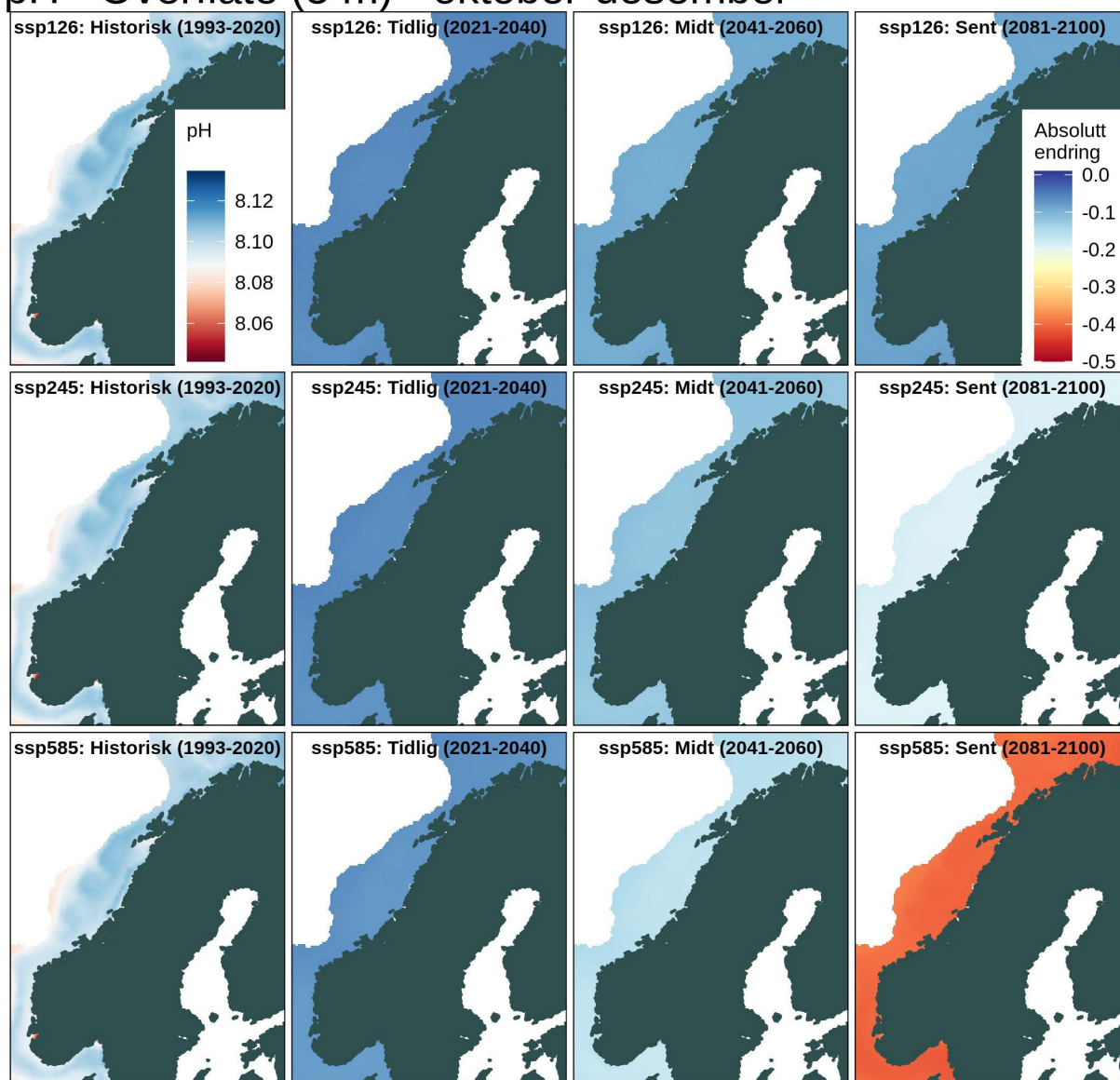
Figur 73. pH for overflaten (5 m) for sesongen januar, februar og mars for den historiske perioden 1993-2020 (kolonne 1), og endring i periodene 2021-2040 (kolonne 2), 2041-2060 (kolonne 3), og 2081-2100 (kolonne 4) relativt til den historiske perioden for scenarioene SSP1-2.6 (rad 1), SSP2-4.5 (rad 2), og SSP5-8.5 (rad 3).

pH - Overflate (5 m) - juli-september

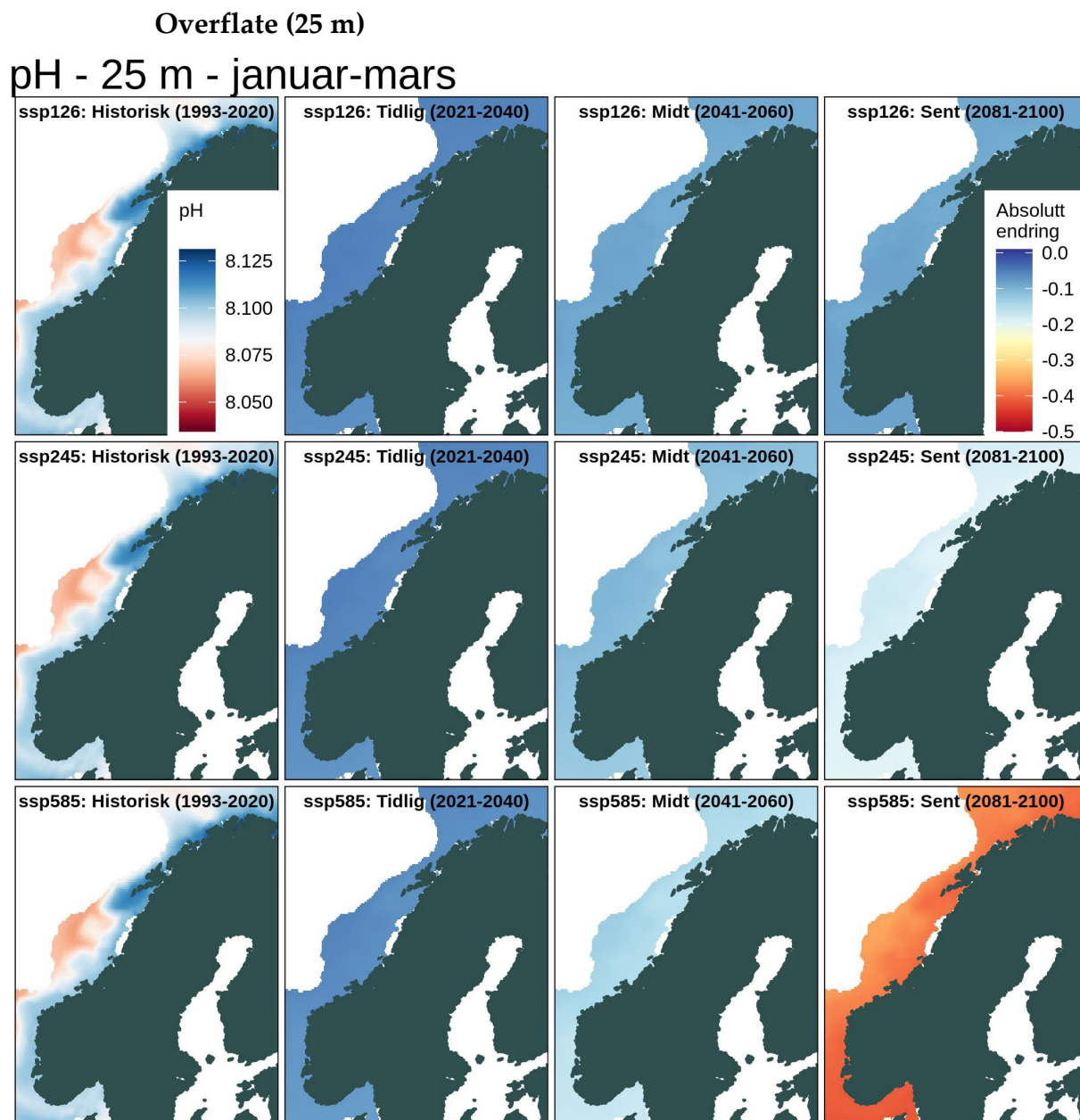


Figur 74. pH for overflaten (5 m) for sesongen juli, august og september for den historiske perioden 1993-2020 (kolonne 1), og endring i periodene 2021-2040 (kolonne 2), 2041-2060 (kolonne 3), og 2081-2100 (kolonne 4) relativt til den historiske perioden for scenarioene SSP1-2.6 (rad 1), SSP2-4.5 (rad 2), og SSP5-8.5 (rad 3).

pH - Overflate (5 m) - oktober-desember

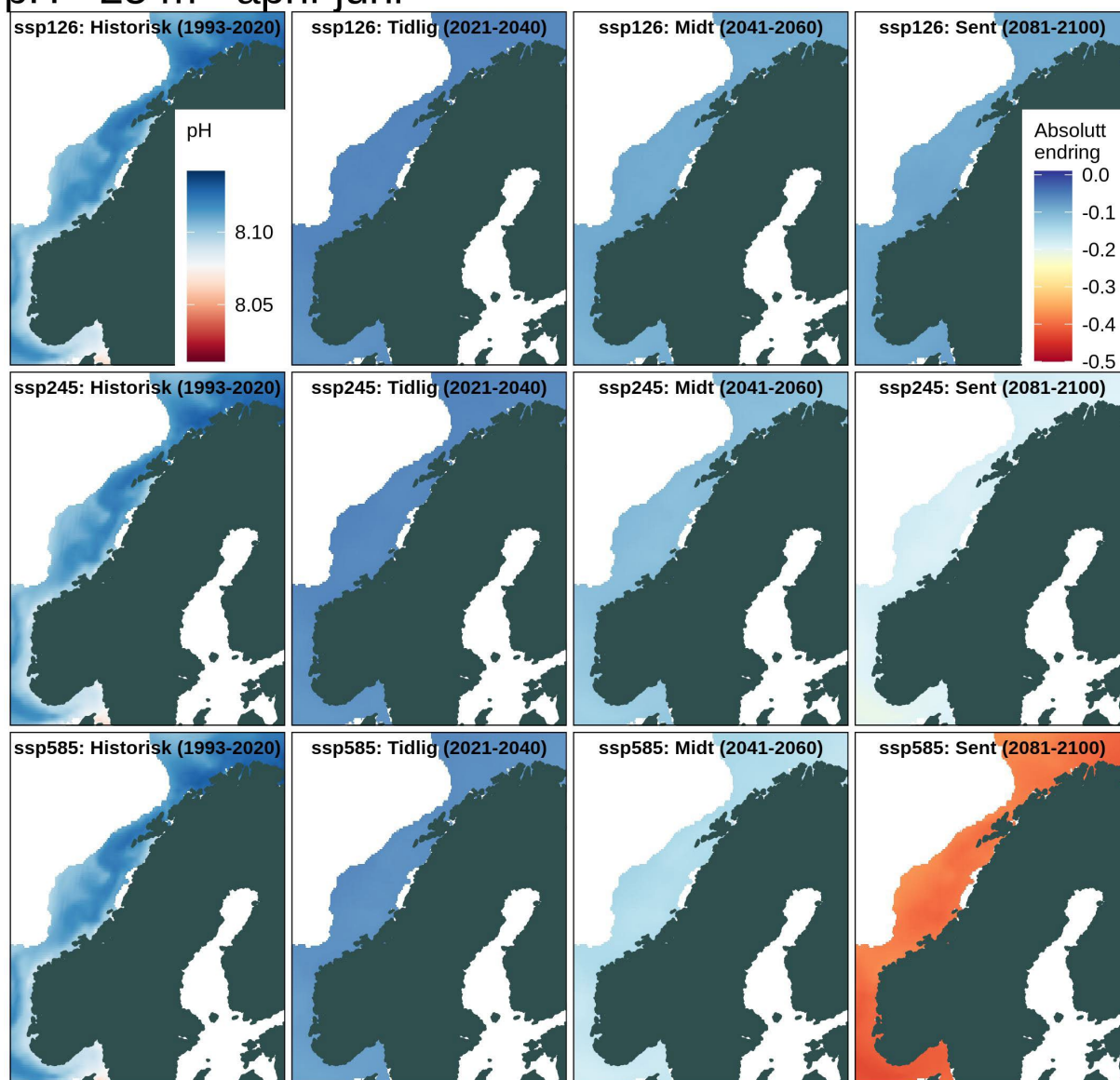


Figur 75. pH for overflaten (5 m) for sesongen oktober, november og desember for den historiske perioden 1993-2020 (kolonne 1), og endring i periodene 2021-2040 (kolonne 2), 2041-2060 (kolonne 3), og 2081-2100 (kolonne 4) relativt til den historiske perioden for scenarioene SSP1-2.6 (rad 1), SSP2-4.5 (rad 2), og SSP5-8.5 (rad 3).



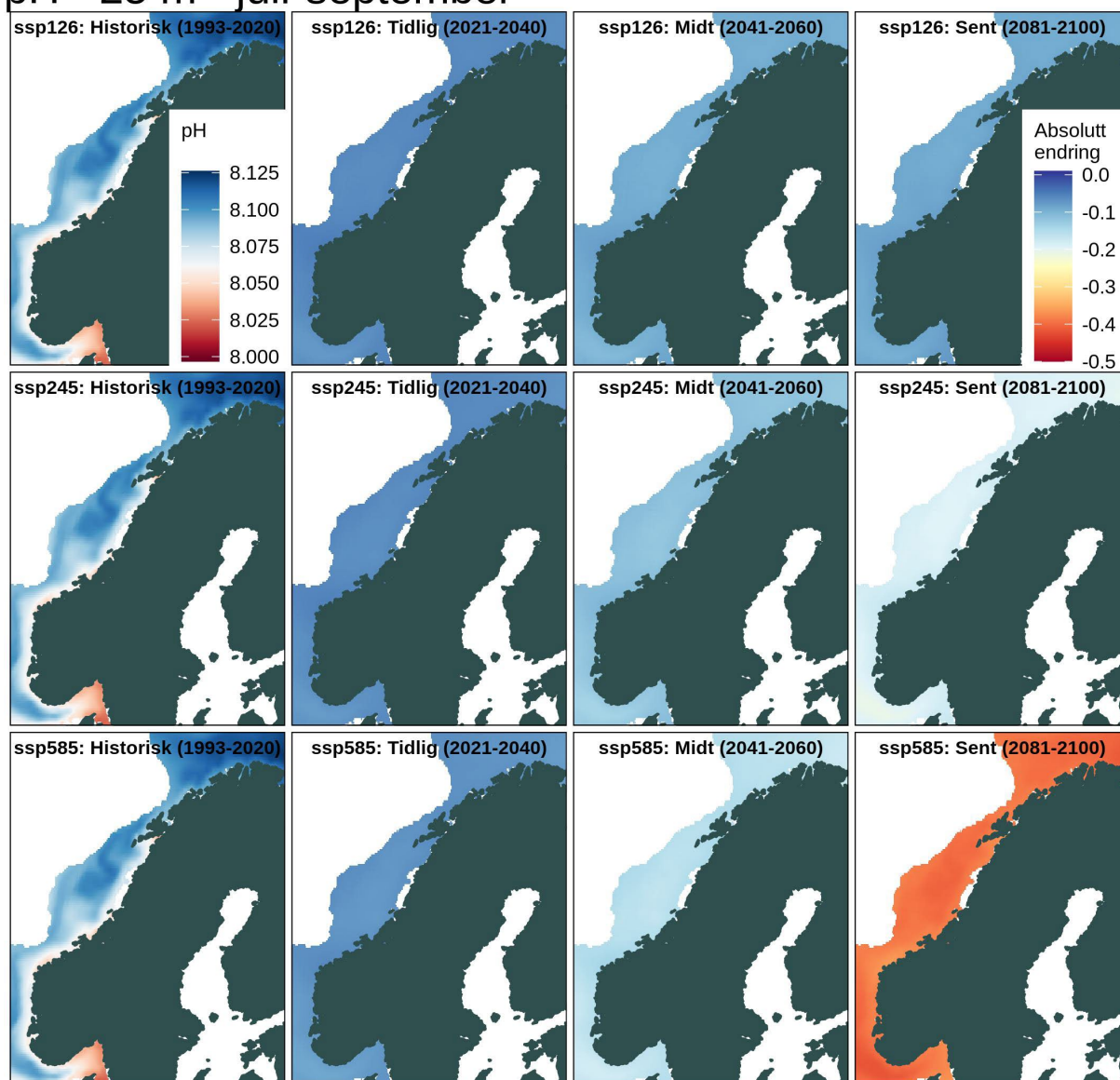
Figur 76. pH for overflaten (25 m) for sesongen januar, februar og mars for den historiske perioden 1993-2020 (kolonne 1), og endring i periodene 2021-2040 (kolonne 2), 2041-2060 (kolonne 3), og 2081-2100 (kolonne 4) relativt til den historiske perioden for scenarioene SSP1-2.6 (rad 1), SSP2-4.5 (rad 2), og SSP5-8.5 (rad 3).

pH - 25 m - april-juni



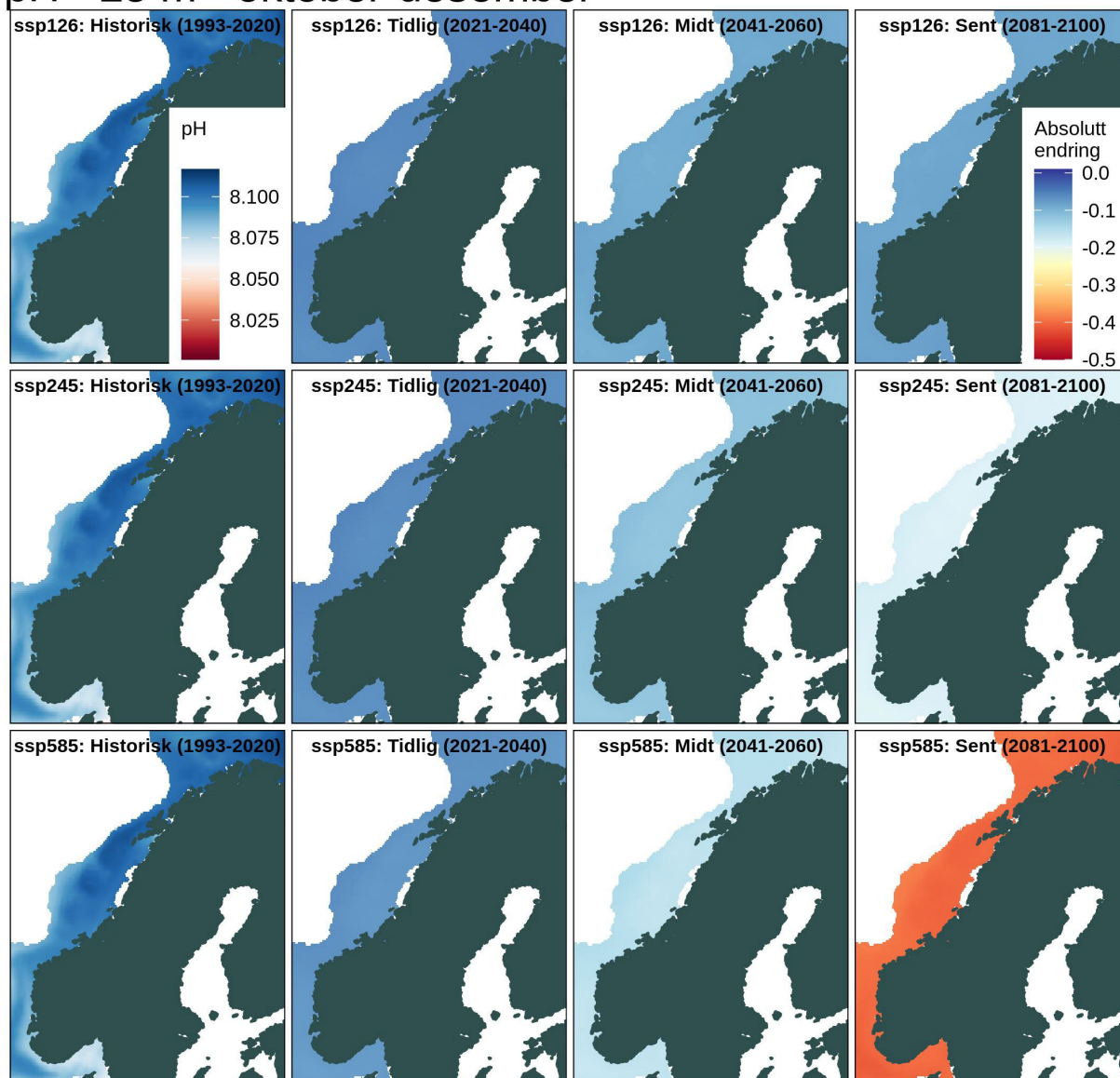
Figur 77. pH for overflaten (25 m) for sesongen april, mai og juni for den historiske perioden 1993-2020 (kolonne 1), og endring i periodene 2021-2040 (kolonne 2), 2041-2060 (kolonne 3), og 2081-2100 (kolonne 4) relativt til den historiske perioden for scenarioene SSP1-2.6 (rad 1), SSP2-4.5 (rad 2), og SSP5-8.5 (rad 3).

pH - 25 m - juli-september

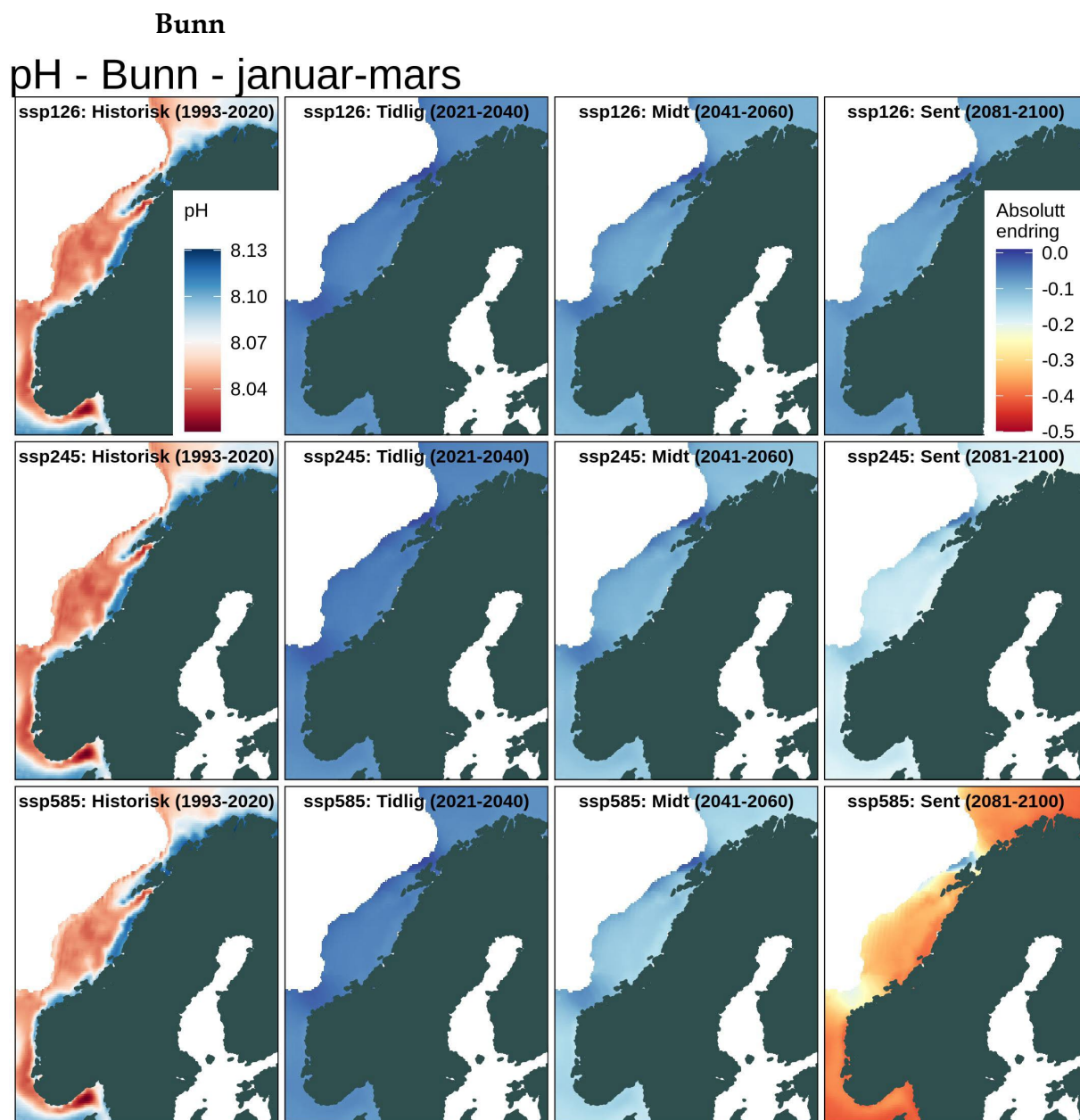


Figur 78. pH for overflaten (25 m) for sesongen juli, august og september for den historiske perioden 1993-2020 (kolonne 1), og endring i periodene 2021-2040 (kolonne 2), 2041-2060 (kolonne 3), og 2081-2100 (kolonne 4) relativt til den historiske perioden for scenarioene SSP1-2.6 (rad 1), SSP2-4.5 (rad 2), og SSP5-8.5 (rad 3).

pH - 25 m - oktober-desember

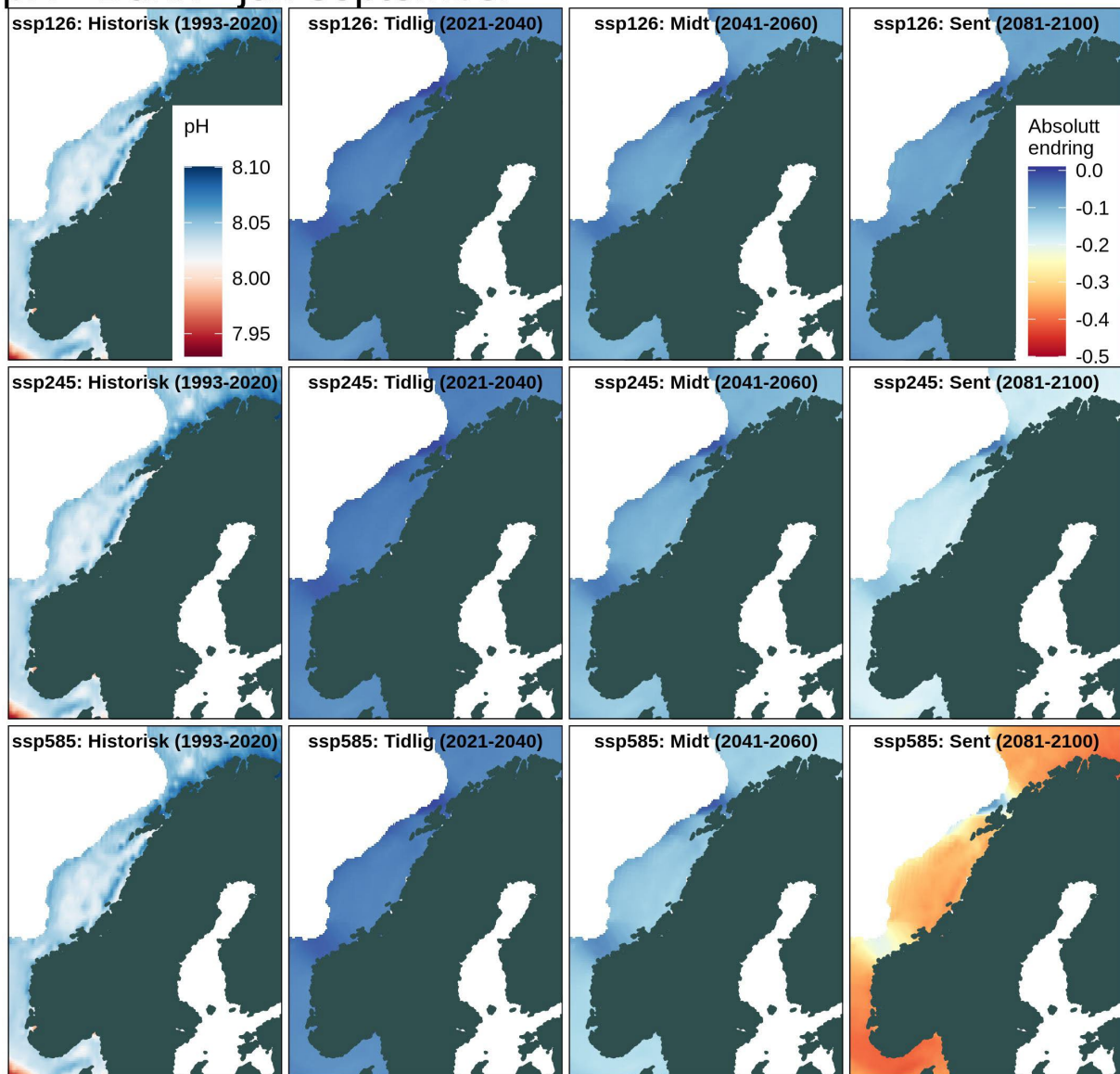


Figur 79. pH for overflaten (25 m) for sesongen oktober, november og desember for den historiske perioden 1993-2020 (kolonne 1), og endring i periodene 2021-2040 (kolonne 2), 2041-2060 (kolonne 3), og 2081-2100 (kolonne 4) relativt til den historiske perioden for scenarioene SSP1-2.6 (rad 1), SSP2-4.5 (rad 2), og SSP5-8.5 (rad 3).



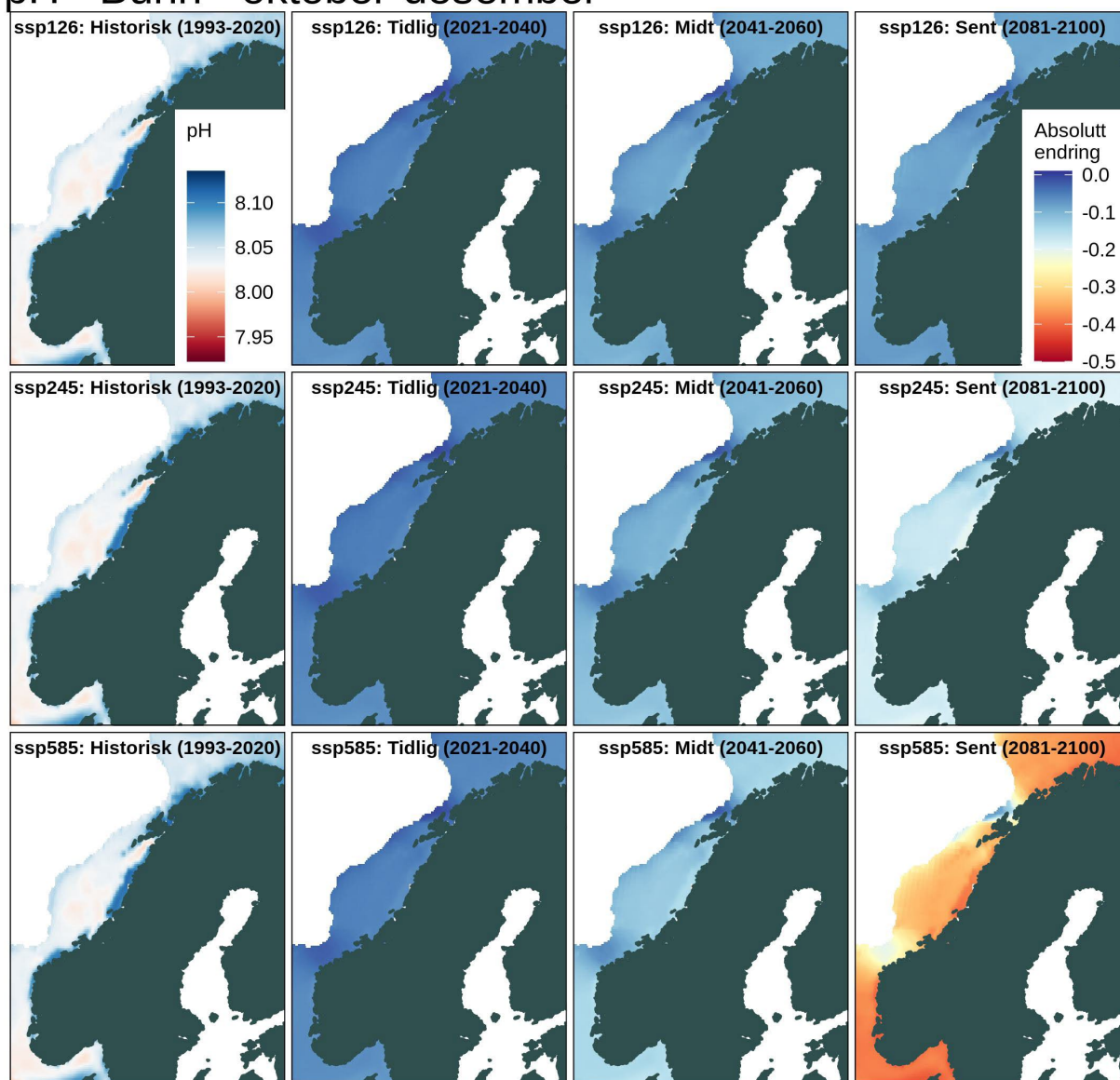
Figur 80. pH for havbunnen (dypet varierer geografisk) for sesongen januar, februar og mars for den historiske perioden 1993-2020 (kolonne 1), og endring i periodene 2021-2040 (kolonne 2), 2041-2060 (kolonne 3), og 2081-2100 (kolonne 4) relativt til den historiske perioden for scenarioene SSP1-2.6 (rad 1), SSP2-4.5 (rad 2), og SSP5-8.5 (rad 3).

pH - Bunn - juli-september

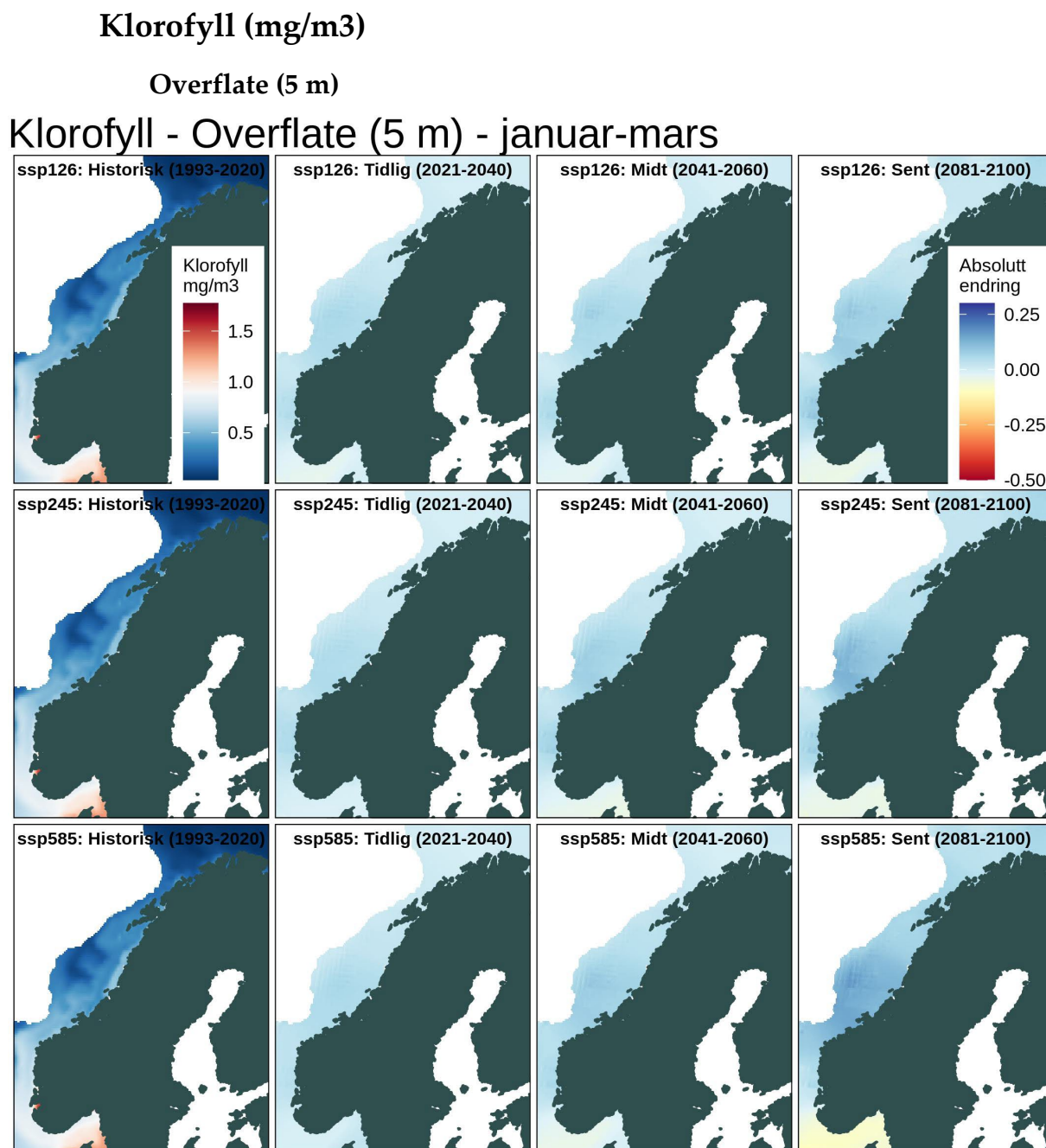


Figur 81. pH for havbunnen (dypet varierer geografisk) for sesongen juli, august og september for den historiske perioden 1993-2020 (kolonne 1), og endring i periodene 2021-2040 (kolonne 2), 2041-2060 (kolonne 3), og 2081-2100 (kolonne 4) relativt til den historiske perioden for scenarioene SSP1-2.6 (rad 1), SSP2-4.5 (rad 2), og SSP5-8.5 (rad 3).

pH - Bunn - oktober-desember

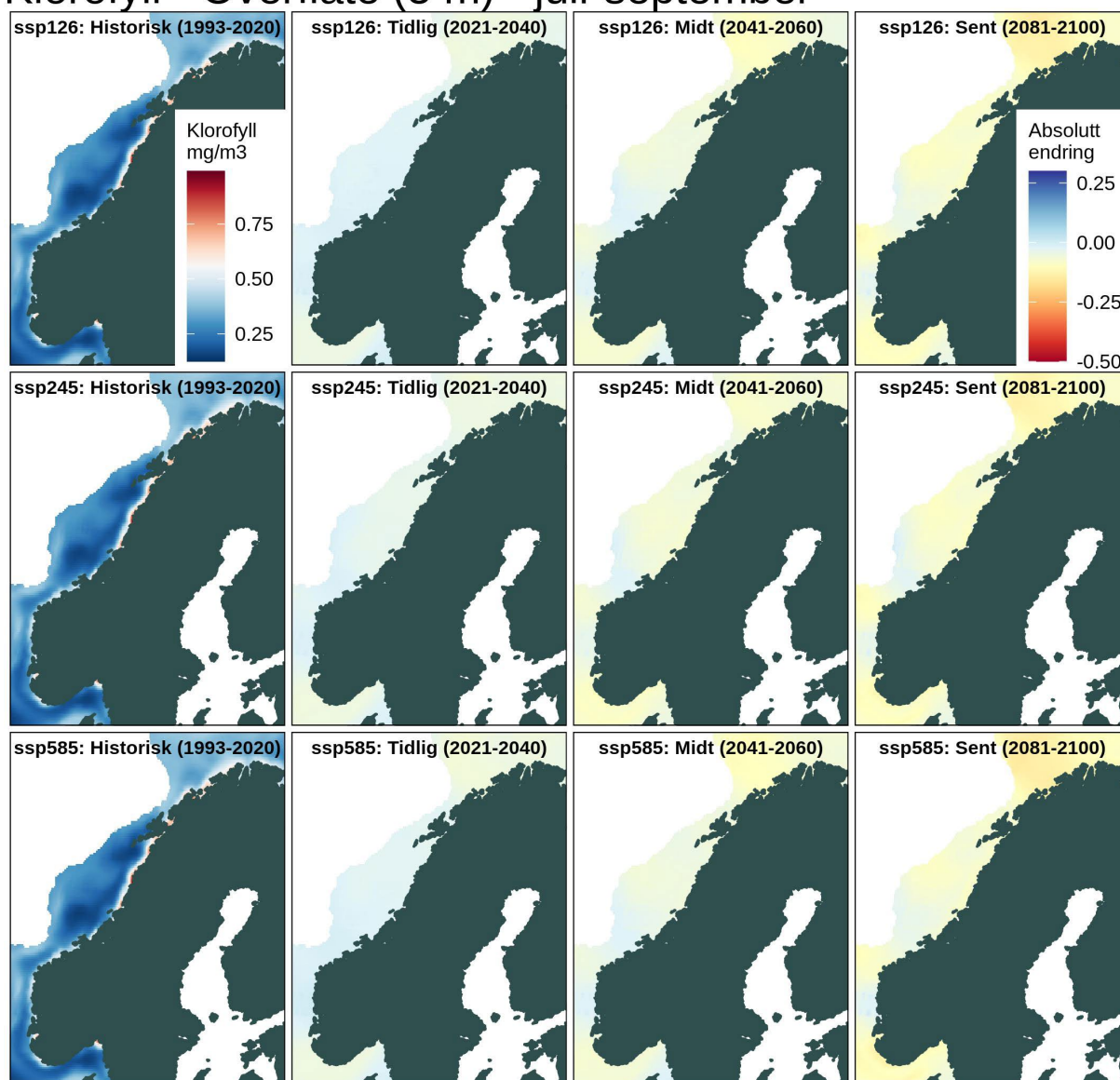


Figur 82. pH for havbunnen (dypet varierer geografisk) for sesongen oktober, november og desember for den historiske perioden 1993-2020 (kolonne 1), og endring i periodene 2021-2040 (kolonne 2), 2041-2060 (kolonne 3), og 2081-2100 (kolonne 4) relativt til den historiske perioden for scenarioene SSP1-2.6 (rad 1), SSP2-4.5 (rad 2), og SSP5-8.5 (rad 3).



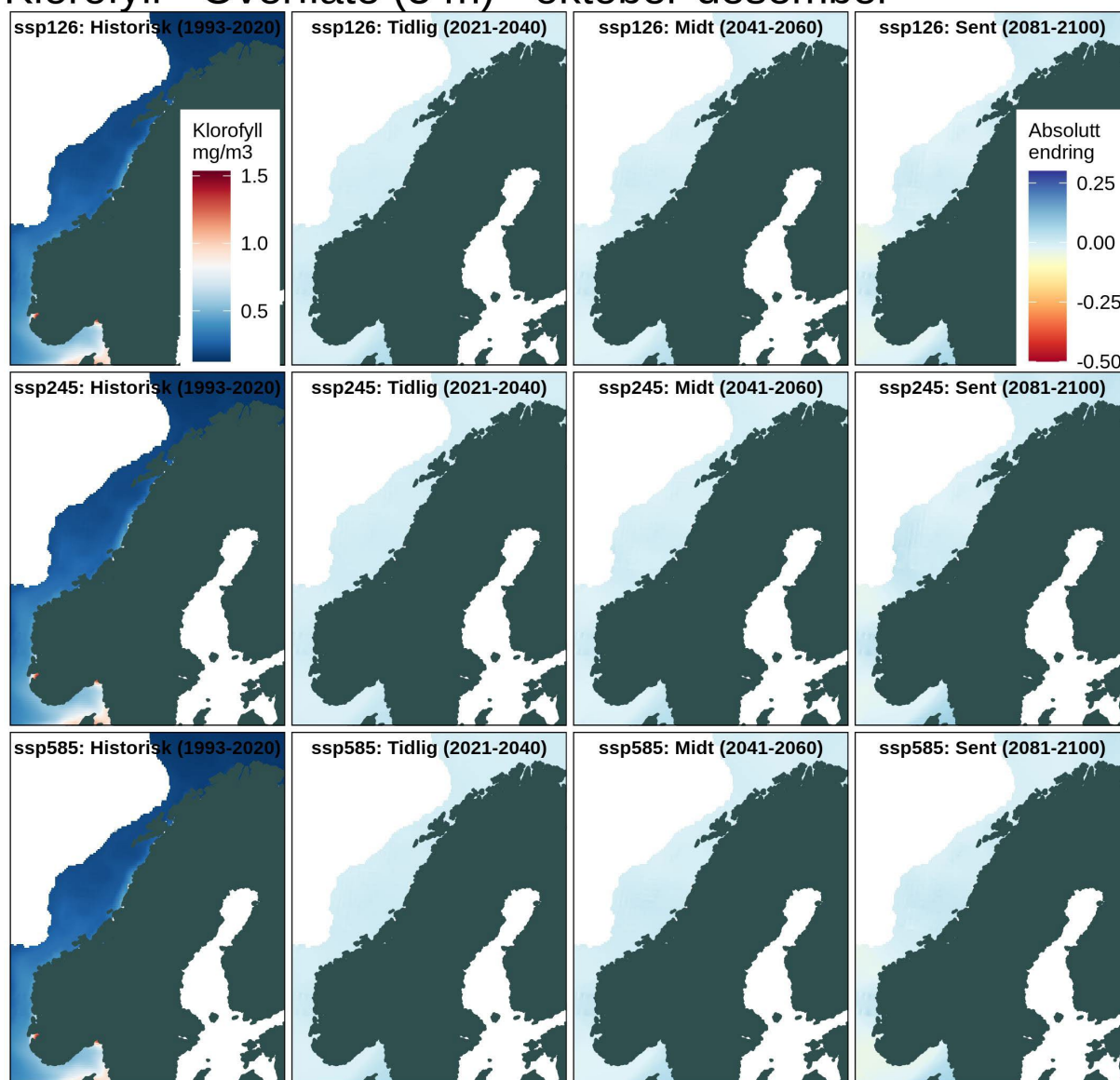
Figur 83. Klorofyll (mg/m³) i overflaten (5 m) for sesongen januar, februar og mars for den historiske perioden 1993-2020 (kolonne 1), og endring (mg/m³) i periodene 2021-2040 (kolonne 2), 2041-2060 (kolonne 3), og 2081-2100 (kolonne 4) relativt til den historiske perioden for scenarioene SSP1-2.6 (rad 1), SSP2-4.5 (rad 2), og SSP5-8.5 (rad 3).

Klorofyll - Overflate (5 m) - juli-september



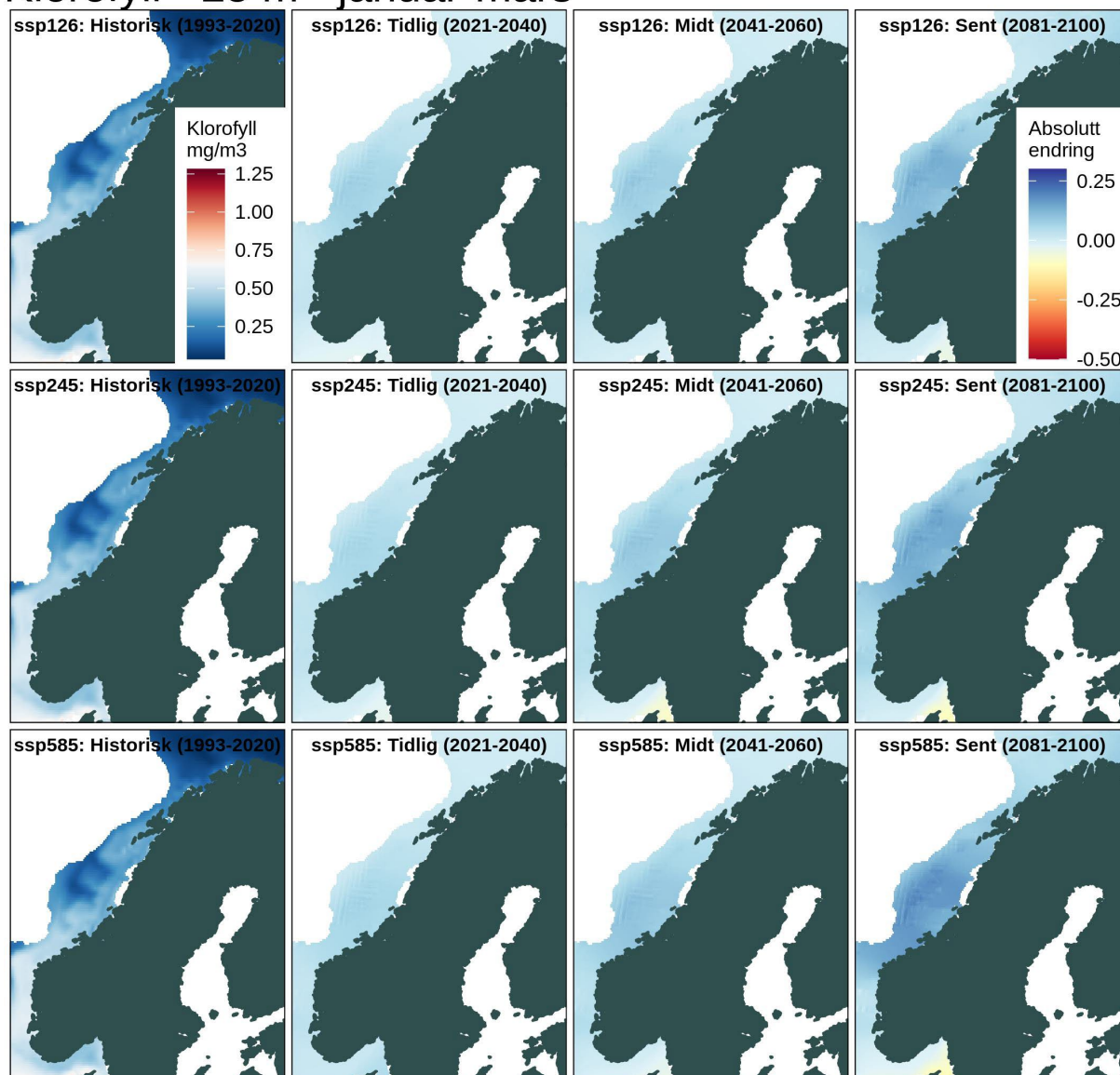
Figur 84. Klorofyll (mg/m³) i overflaten (5 m) for sesongen juli, august og september for den historiske perioden 1993-2020 (kolonne 1), og endring (mg/m³) i periodene 2021-2040 (kolonne 2), 2041-2060 (kolonne 3), og 2081-2100 (kolonne 4) relativt til den historiske perioden for scenarioene SSP1-2.6 (rad 1), SSP2-4.5 (rad 2), og SSP5-8.5 (rad 3).

Klorofyll - Overflate (5 m) - oktober-desember



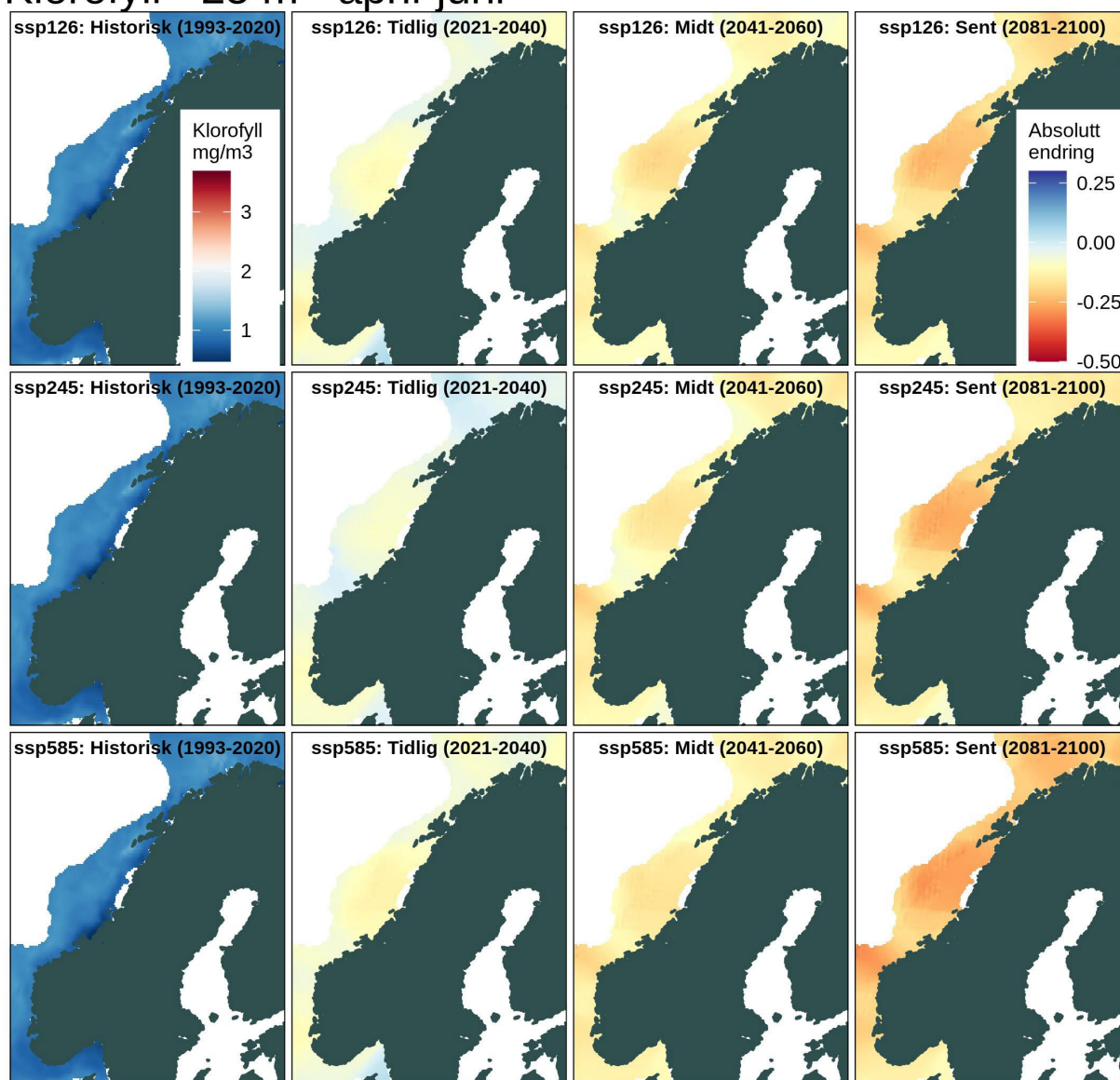
Figur 85. Klorofyll (mg/m³) i overflaten (5 m) for sesongen oktober, november og desember for den historiske perioden 1993-2020 (kolonne 1), og endring (mg/m³) i periodene 2021-2040 (kolonne 2), 2041-2060 (kolonne 3), og 2081-2100 (kolonne 4) relativt til den historiske perioden for scenarioene SSP1-2.6 (rad 1), SSP2-4.5 (rad 2), og SSP5-8.5 (rad 3).

Overflate (25 m)
Klorofyll - 25 m - januar-mars



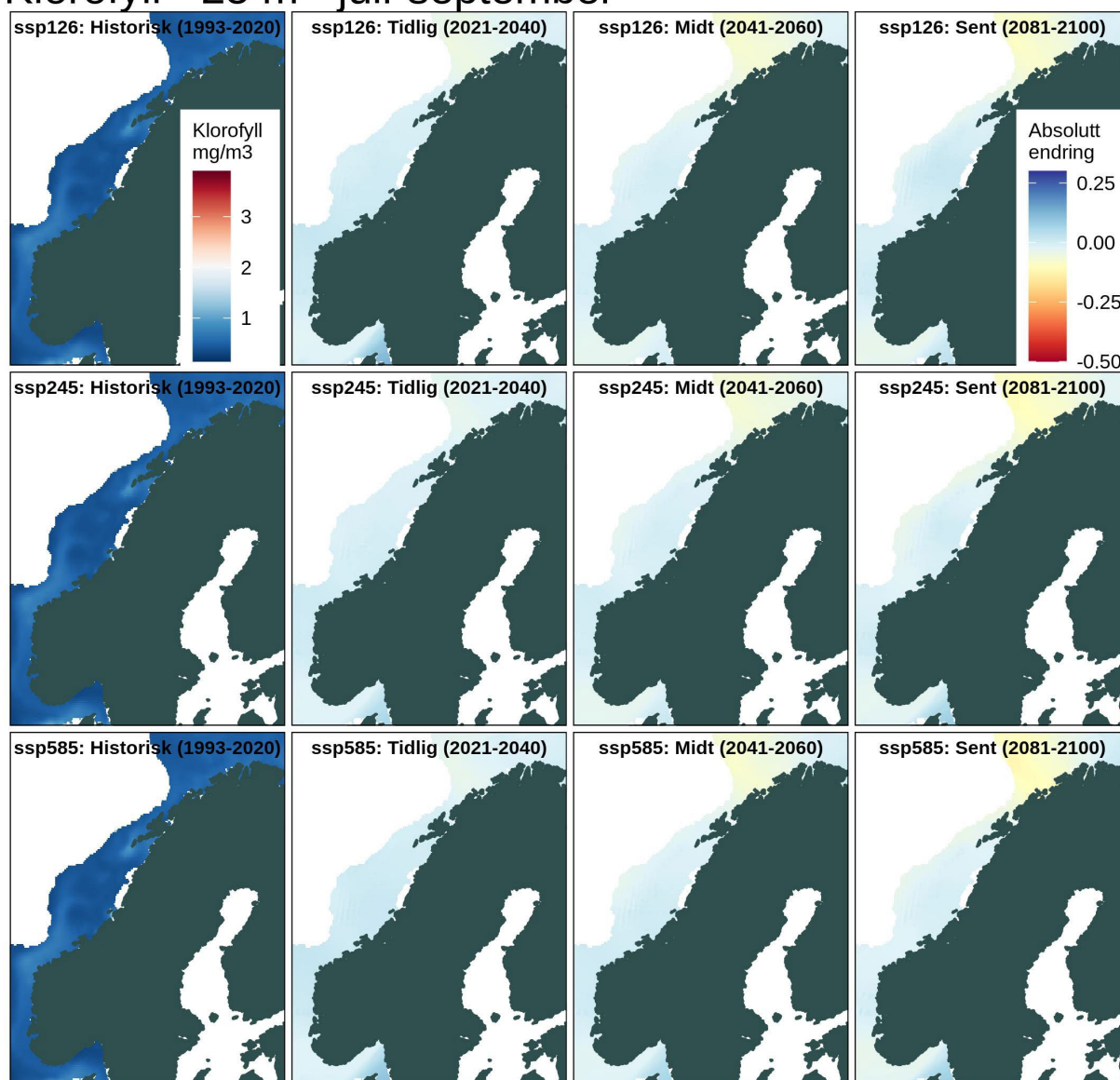
Figur 86. Klorofyll (mg/m³) i overflaten (25 m) for sesongen januar, februar og mars for den historiske perioden 1993-2020 (kolonne 1), og endring (mg/m³) i periodene 2021-2040 (kolonne 2), 2041-2060 (kolonne 3), og 2081-2100 (kolonne 4) relativt til den historiske perioden for scenarioene SSP1-2.6 (rad 1), SSP2-4.5 (rad 2), og SSP5-8.5 (rad 3).

Klorofyll - 25 m - april-juni



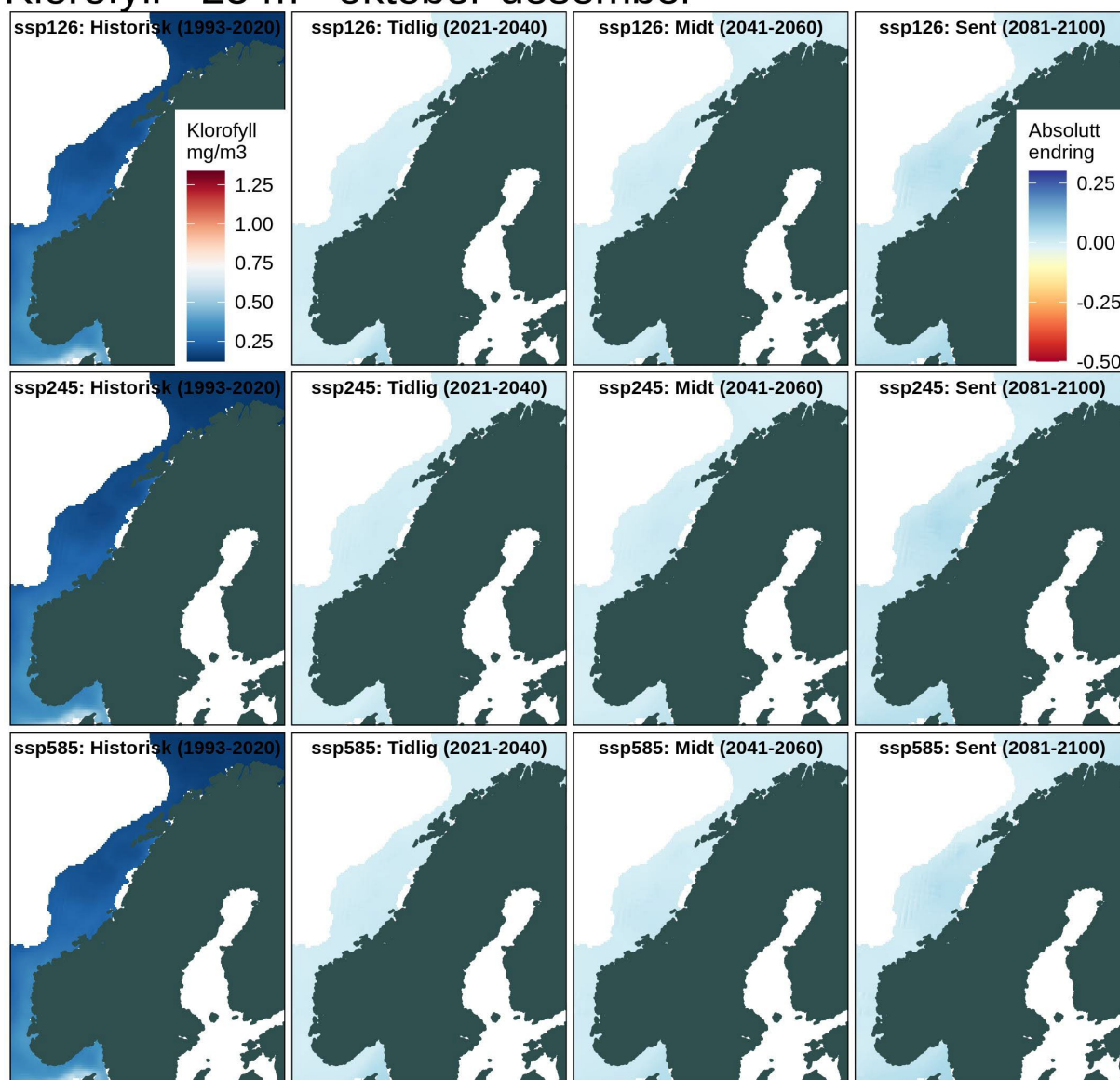
Figur 87. Klorofyll (mg/m³) i overflaten (25 m) for sesongen april, mai og juni for den historiske perioden 1993-2020 (kolonne 1), og endring (mg/m³) i periodene 2021-2040 (kolonne 2), 2041-2060 (kolonne 3), og 2081-2100 (kolonne 4) relativt til den historiske perioden for scenarioene SSP1-2.6 (rad 1), SSP2-4.5 (rad 2), og SSP5-8.5 (rad 3).

Klorofyll - 25 m - juli-september



Figur 88. Klorofyll (mg/m³) i overflaten (25 m) for sesongen juli, august og september for den historiske perioden 1993-2020 (kolonne 1), og endring (mg/m³) i periodene 2021-2040 (kolonne 2), 2041-2060 (kolonne 3), og 2081-2100 (kolonne 4) relativt til den historiske perioden for scenarioene SSP1-2.6 (rad 1), SSP2-4.5 (rad 2), og SSP5-8.5 (rad 3).

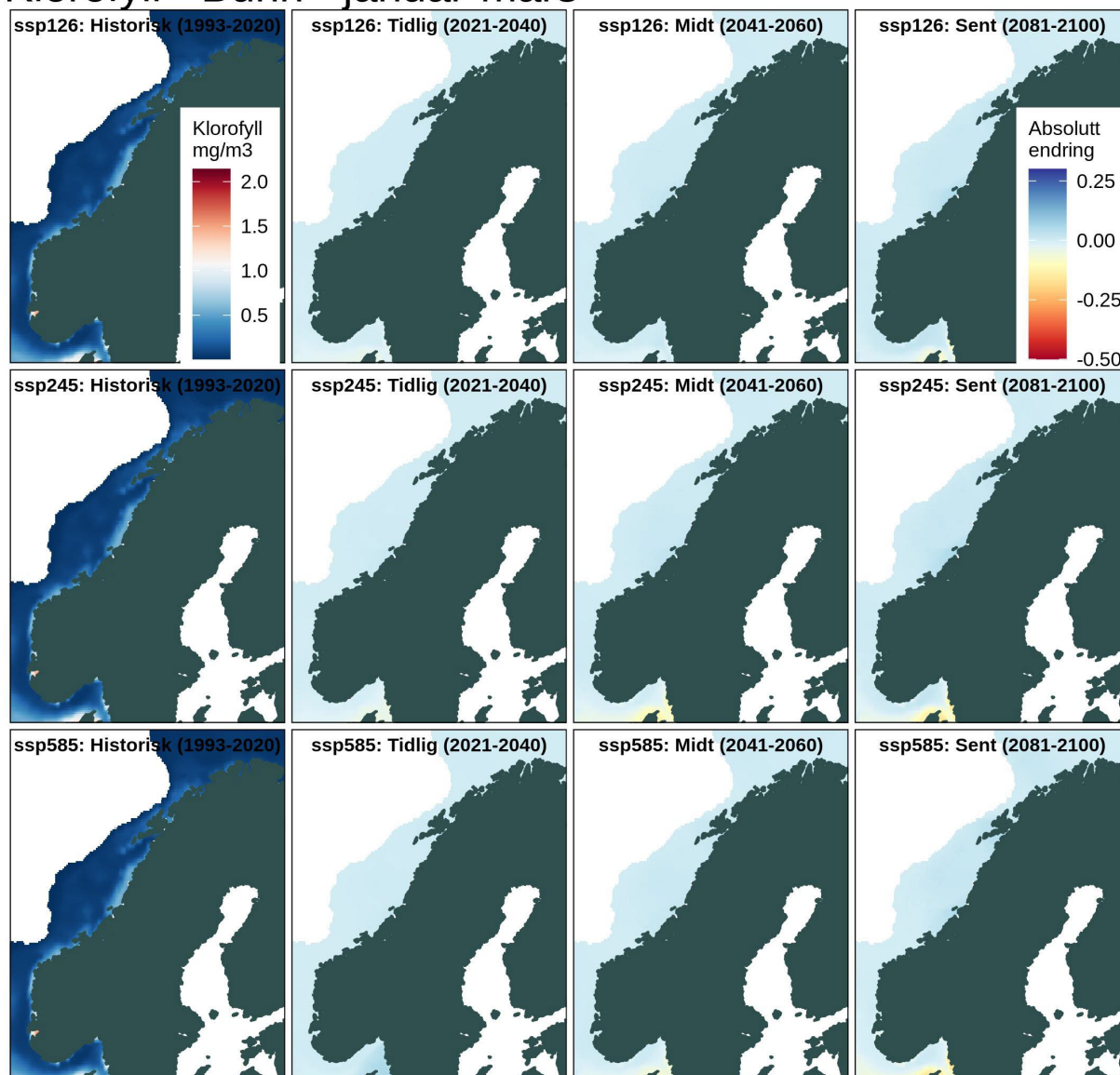
Klorofyll - 25 m - oktober-desember



Figur 89. Klorofyll (mg/m³) i overflaten (25 m) for sesongen oktober, november og desember for den historiske perioden 1993-2020 (kolonne 1), og endring (mg/m³) i periodene 2021-2040 (kolonne 2), 2041-2060 (kolonne 3), og 2081-2100 (kolonne 4) relativt til den historiske perioden for scenarioene SSP1-2.6 (rad 1), SSP2-4.5 (rad 2), og SSP5-8.5 (rad 3).

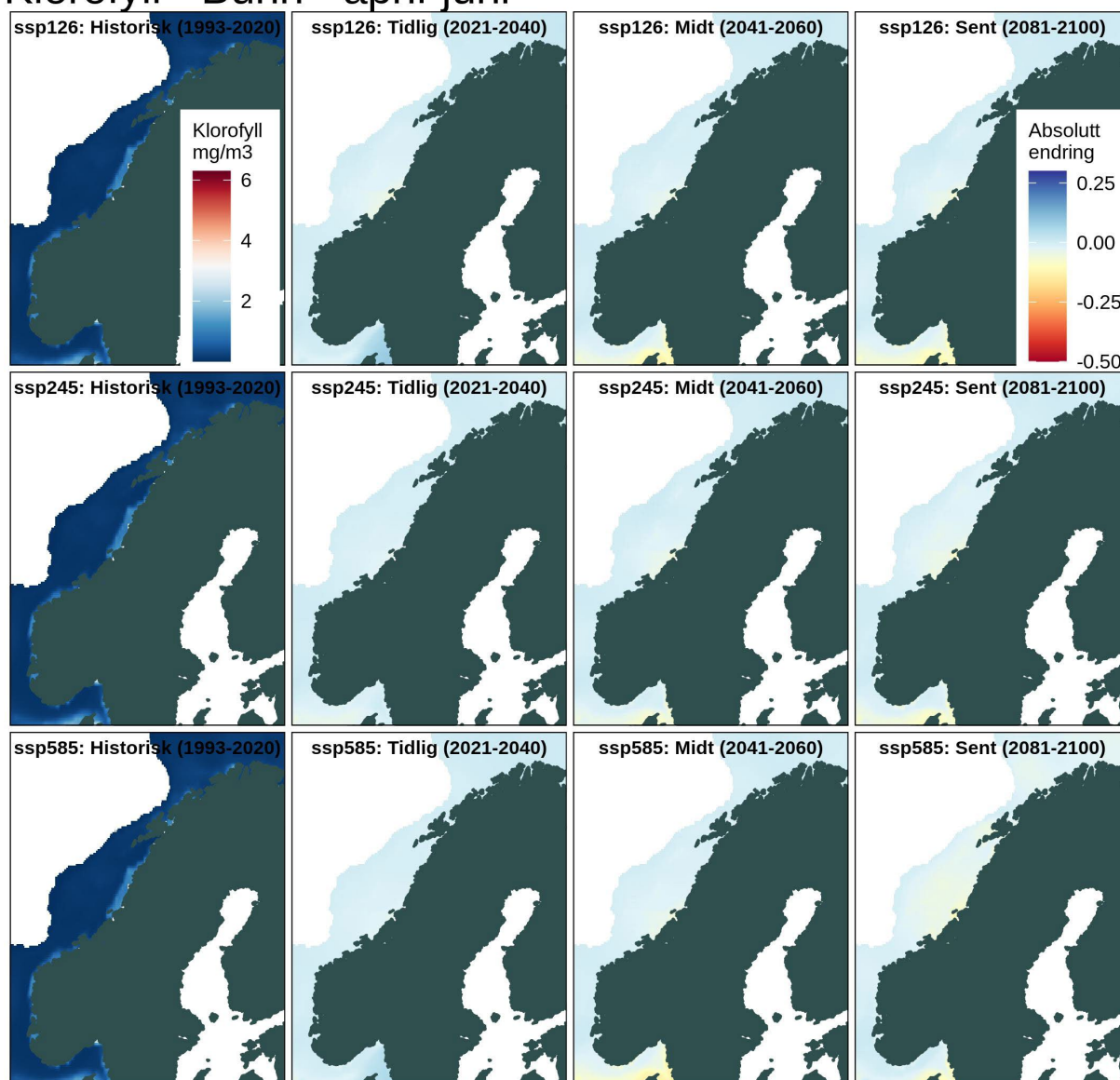
Bunn

Klorofyll - Bunn - januar-mars



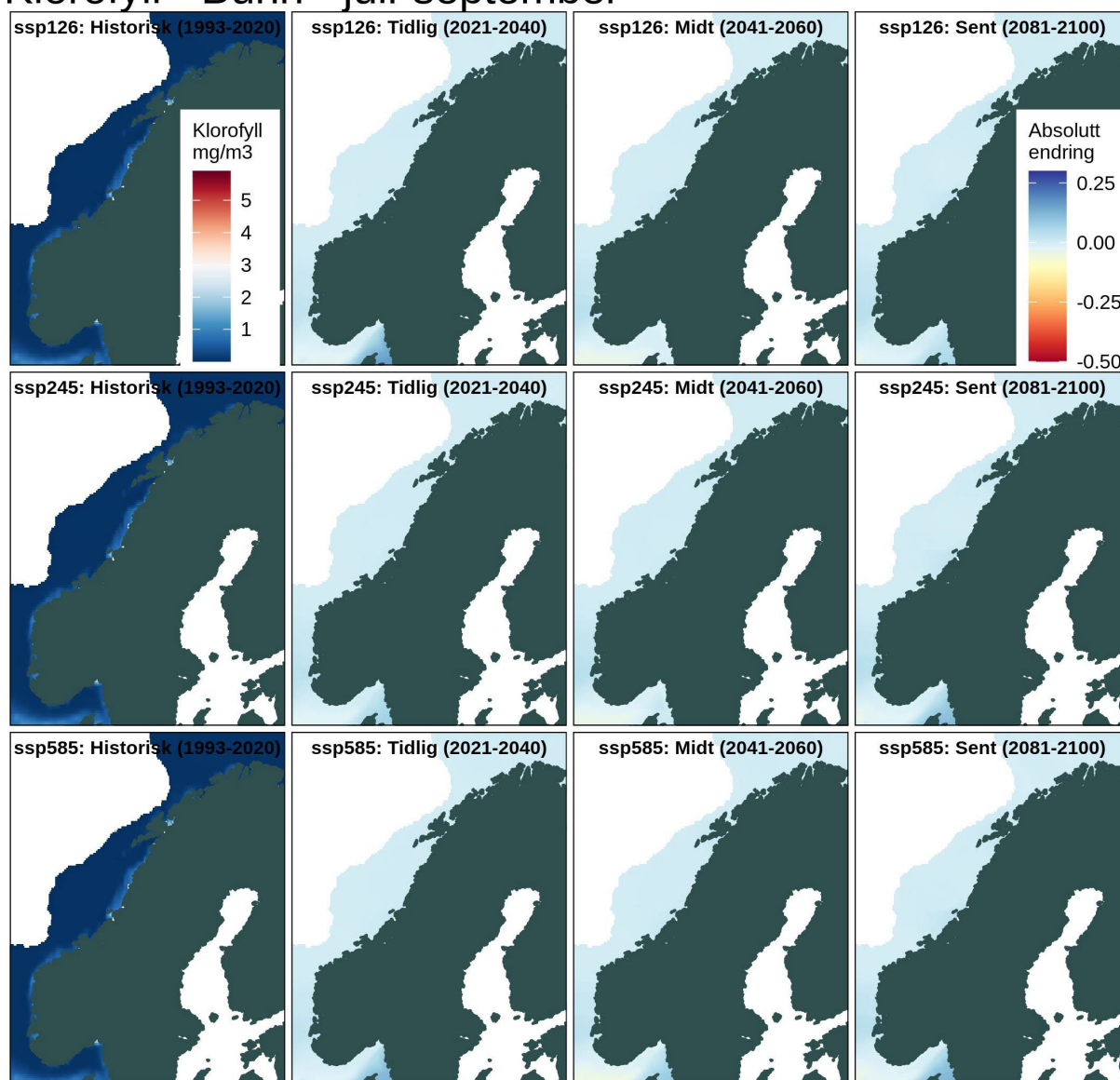
Figur 90. Klorofyll (mg/m³) for havbunnen (dypet varierer geografisk) for sesongen januar, februar og mars for den historiske perioden 1993-2020 (kolonne 1), og endring (mg/m³) i periodene 2021-2040 (kolonne 2), 2041-2060 (kolonne 3), og 2081-2100 (kolonne 4) relativt til den historiske perioden for scenarioene SSP1-2.6 (rad 1), SSP2-4.5 (rad 2), og SSP5-8.5 (rad 3).

Klorofyll - Bunn - april-juni



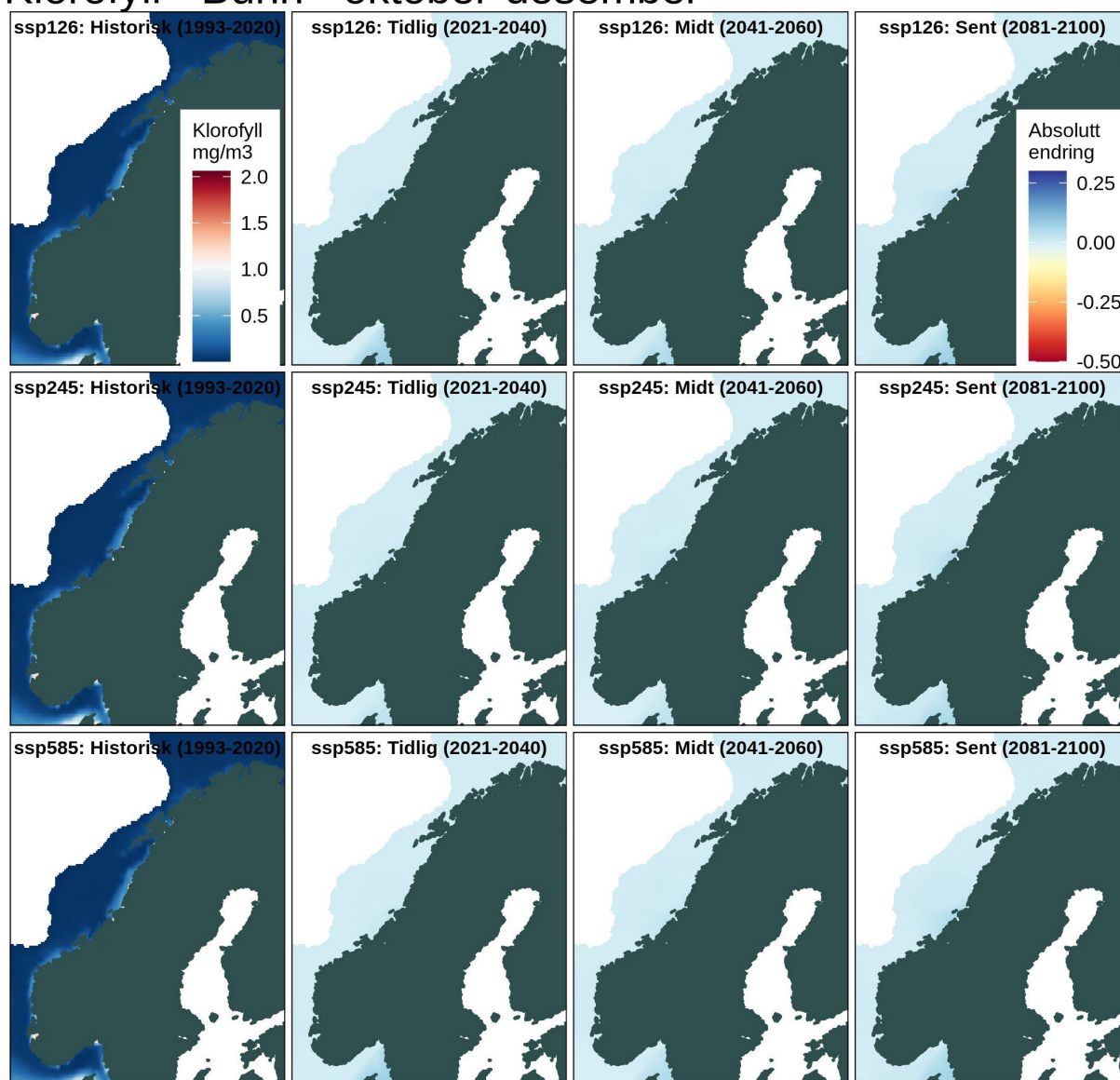
Figur 91. Klorofyll (mg/m³) for havbunnen (dypet varierer geografisk) for sesongen april, mai og juni for den historiske perioden 1993-2020 (kolonne 1), og endring (mg/m³) i periodene 2021-2040 (kolonne 2), 2041-2060 (kolonne 3), og 2081-2100 (kolonne 4) relativt til den historiske perioden for scenarioene SSP1-2.6 (rad 1), SSP2-4.5 (rad 2), og SSP5-8.5 (rad 3).

Klorofyll - Bunn - juli-september



Figur 92. Klorofyll (mg/m³) for havbunnen (dypet varierer geografisk) for sesongen juli, august og september for den historiske perioden 1993-2020 (kolonne 1), og endring (mg/m³) i periodene 2021-2040 (kolonne 2), 2041-2060 (kolonne 3), og 2081-2100 (kolonne 4) relativt til den historiske perioden for scenarioene SSP1-2.6 (rad 1), SSP2-4.5 (rad 2), og SSP5-8.5 (rad 3).

Klorofyll - Bunn - oktober-desember



Figur 93. Klorofyll (mg/m³) for havbunnen (dypet varierer geografisk) for sesongen oktober, november og desember for den historiske perioden 1993-2020 (kolonne 1), og endring (mg/m³) i periodene 2021-2040 (kolonne 2), 2041-2060 (kolonne 3), og 2081-2100 (kolonne 4) relativt til den historiske perioden for scenarioene SSP1-2.6 (rad 1), SSP2-4.5 (rad 2), og SSP5-8.5 (rad 3).

NIVA: Norges ledende kompetansesenter på vannmiljø

Norsk institutt for vannforskning (NIVA) er Norges viktigste miljøforskningsinstitutt for vannfaglige spørsmål, og vi arbeider innenfor et bredt spekter av miljø, klima- og ressursspørsmål. Vår forskerkompetanse kjennetegnes av en solid faglig bredde, og spisskompetanse innen mange viktige områder. Vi kombinerer forskning, overvåkning, utredning, problemløsning og rådgivning, og arbeider på tvers av fagområder.



Norsk institutt for vannforskning

Økernveien 94 • 0579 Oslo

Telefon: 02348 • Faks: 22 18 52 00

www.niva.no • post@niva.no