



FORVALTNINGSSTØTTE I ARBEIDET MED ØKOSYSTEMBASERT FISKERIFORVALTNING: OPPFØLGING AV DATAFATTIGE BESTANDER (2026).

Ellen Sofie Grefsrud, Johanna Marcussen, Stein Mortensen, Kjell Nedreaas, Yves Reecht, Jon Egil Skjæraasen, Øivind Strand, Tore Strohmeier, Fabian Zimmermann og Jane A. Godiksen

Havforskningsinstituttet

2026

Bakgrunn og bestilling

Etter at havressursloven trådte i kraft i 2009 har det pågått et arbeid med hensyn til økosystembasert fiskeriforvaltning og oppfølging av forvaltningsprinsippet (Havressurslovens § 7). Havressurslovens formål er å sikre en bærekraftig og lønnsom forvaltning av alle viltlevende marine ressurser, og beslutningene skal være basert på en helhetlig tilnærming og på oppdatert faglig kunnskap. For marine ressurser som regnes som datafattige bestander (hvor forvaltningsprinsippet ikke er tilstrekkelig oppfylt) er det utviklet et oppfølgingssystem som består av 1) en *Tabell over datafattige bestander*, som oppdateres årlig av Fiskeridirektoratet, og 2) *særskilte vurderinger av forvaltning og beskatningsgrad* laget i samarbeid mellom Fiskeridirektoratet og Havforskningsinstituttet, med et mål om oppdatering ca. hvert femte år.

I 2026 utfører Fiskeridirektoratet en gjennomgang av status for arbeidet med økosystembasert forvaltning, og foreslår en vurdering etter forvaltningsprinsippet og fem-års regelen av fem av de bestandene sist vurdert i 2019 (Blåsteinbit, flekksteinbit, gråsteinbit, stort kamskjell, taskekrabbe, samt rødspette nord for 62°N, som sist ble vurdert i 2014.). Fiskeridirektoratet har bedt Havforskningsinstituttet om å oppdatere kunnskapsstatus for disse seks datafattige bestander utvalgt i 2026 som støtte i dette arbeidet.

I denne forbindelse har Havforskningsinstituttet etablert en arbeidsgruppe bestående av bestandsansvarlige og andre eksperter på datafattige marine arter. I denne rapporten beskriver arbeidsgruppen oppdatert kunnskap om bestandenes biologi, beskatningsgrad, og utviklingen i forsknings- og forvaltningsinnsats. Arbeidsgruppen brukte tilgjengelige datakilder som inkluderte, i den graden det var tilgjengelig for hver bestand, fiskeriavhengige data (Havforskningsinstituttets toktserier og andre bestandsundersøkelser), fiskeriavhengige data fra Referanseflåten og bestandsspesifikt referansefisket, fangstdatabøker, Norges Råfisklag og Fiskeridirektoratets landings- og sluttседdelstatistikk. For artene som er inkludert i rapporten finnes det ikke et etablert bestandsvurderingsrammeverk, men det presenteres resultater fra gjennomført eller pågående metodearbeid, som sikter på å etablere bestandsindekser og delvis kvoteråd basert på datafattige metoder.

Contents

Bakgrunn og bestilling	2
1. Steinbit i norske farvann	4
1.1 <i>Biologi og utbredelse</i>	4
1.2 <i>Blåsteinbit (Anarhichas denticulatus)</i>	5
1.3 <i>Flekksteinbit (Anarhichas minor)</i>	8
1.4 <i>Gråsteinbit (Anarhichas lupus)</i>	11
1.5 <i>Forvaltningstiltak</i>	20
1.6 <i>Kunnskap og forskningsbehov</i>	21
2. Stort kamskjell (<i>Pecten maximus</i>)	22
2.1 <i>Biologi og utbredelse</i>	22
2.2 <i>Bestandsutvikling</i>	24
2.3 <i>Norsk fiskeri og forvaltning</i>	31
2.4 <i>Kunnskap og forskningsbehov</i>	33
3. Taskekrabbe (<i>Cancer pagurus</i>)	36
3.1 <i>Biologi og utbredelse</i>	36
3.2 <i>Fiskeri og forvaltning</i>	38
3.3 <i>Bestandsutvikling</i>	39
3.4 <i>Kunnskaps- og forskningsbehov</i>	44
4. Rødspette nord for 62N (<i>Pleuronectes platessa</i>).....	46
4.1 <i>Biologi og utbredelse</i>	46
4.2 <i>Bestandsutvikling</i>	46
4.3 <i>Norsk fiskeri</i>	50
4.4 <i>Kunnskaps- og forskningsbehov</i>	52
Referanser	53

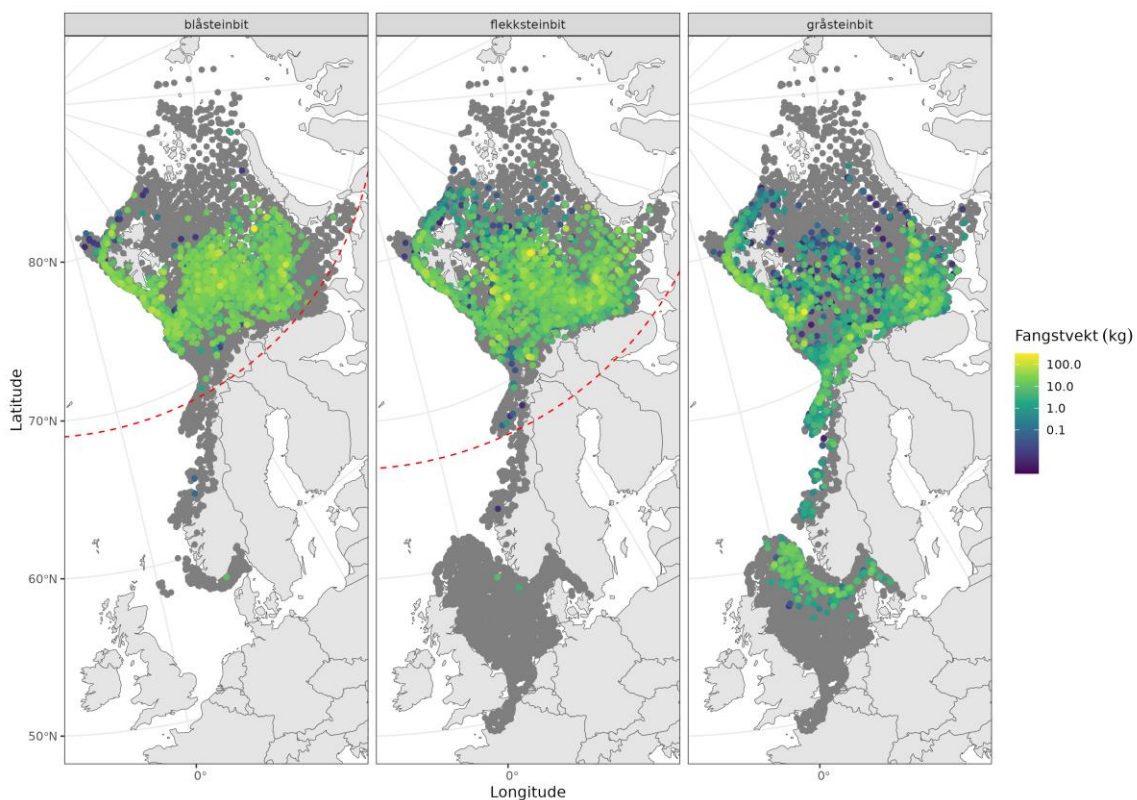
1. Steinbit i norske farvann

Yves Reecht, Jon Egil Skjæraasen, Kjell Nedreaas

1.1 Biologi og utbredelse

Det er tre steinbitarter i norske farvann; blåsteinbit (*Anarhichas denticulatus*), flekksteinbit (*A. minor*) og gråsteinbit (*A. lupus*). Blåsteinbiten har en nordlig utbredelse med hovedtyngde i Barentshavet (Fig. 1). Blåsteinbiten har et mer pelagisk levesett enn de andre steinbitartene. Flekksteinbit har også en nordlig utbredelse med hovedtyngde i Barentshavet i norske farvann, men også sporadiske fangster i Norskehavet lenger sør. I forhold til blåsteinbit finner man flekksteinbit i noe dypere vannmasser.

De tre artene har lignende reproduksjonsstrategier. Artene blir kjønnsmodne (50%) ved en alder på 5-7 år og 50-60 cm. Artene har indre befruktning like før gyting om høsten (august-oktober) (Kvalsund, 1990; Johannessen *mfl.*, 1993; Pavlov og Moksness, 1994, Gunnarsson *mfl.* 2016), og produserer store egg – 4–8 mm i diameter, som representerer en betydelig energiinvestering hvor gonadene kan utgjøre 25–35 % av hunnens kroppsvekt. Eggene legges i kuleformede klaser på steinbunn, der de voktes av hannen gjennom en inkubasjonsperiode på 9–10 måneder (Falk-Petersen og Hansen, 2003), eller 800-1000 døgngrader ifølge Pavlov og Moksness (1995). Pavlov og Novikov (1993) rapporterer om pelagisk steinbit yngel (2-3 cm) i tiden april-juni, og dette bekreftes og vises også i årlige toktrapper fra Havforskningsinstituttet (Nedreaas og Smedstad 2017).



Figur 1.1 Positive fangster av de tre steinbit artene fra vinter og høst økosystemtoktene og kysttoktet (2003-2025), og IBTS og reketoktet i Nordsjøen (1991-2025). Grå celler indikerer nullfangster. Stiplede linjer: 67°N (flekksteinbit) og 69°N (blåsteinbit) -grensene.

Først fra og med 1998 har alle tre steinbitartene blitt spesifisert i norsk fangststatistikk, men frem til 2012 fortsatt med en varierende årlig andel (6-25%) uidentifisert steinbit kategori. Fra 2012 alt blitt fordelt på artene blåsteinbit, flekksteinbit og gråsteinbit i fangststatistikken. Deler av fangstøkningen av flekksteinbit og blåsteinbit i 2012 og 2013 kan forklares med at fangst som tidligere har vært ufordelt nå er spesifisert på art i landings- og sluttsettelsystemet. Det har vært en svak økende trend i av fangsten av gråsteinbit de fire siste årene.

De tre steinbitartene ble særskilt vurdert i 2014, og forvaltningsgrad og beskatning ble funnet å være i overensstemmelse med kravene nedfelt i forvaltningsprinsippet. På norsk rødliste for arter 2015 (gjeldende fra november 2015) ble blåsteinbit kategorisert som nært truet (NT)10, og ble derfor vurdert på nytt i 2016. Forvaltningen ble også da funnet å være i overensstemmelse med kravene i forvaltningsprinsippet. Dette ble også resultatet av tilsvarende undersøkelse i 2019.

Det finnes ingen formell bestandsvurdering for steinbit, bestandsutviklingen har hovedsakelig blitt vurdert basert på tokt-basert indekser, men også fangststatistikk siden ingen reguleringer har påvirket denne.

Spatio-temporale GAMM-modeller, utviklet ved bruk av sdmTMB (Anderson *mfl.*, 2022), ble benyttet for å standardisere forekomst og CPUE på tvers av ulike toktserier og for å beregne arealvektede indekser (mer robuste mot endringer i toktdesign og variasjoner i dekning). Modellene inkluderte kovariater som dybde, avstand til kyst og sesong når nødvendig, og ble validert grundig. Forekomster ble modellert med binomiale modeller, mens fangstvekter ble modellert med Tweedie-fordelingen. Fangstantall viste seg å bli bedre modellert med negativ-Binomial fordeling, ettersom Poisson-modeller hadde problemer med nullinflasjon.

1.2 Blåsteinbit (*Anarhichas denticulatus*)



1.2.1 Biologi og utbredelse

Blåsteinbit reproducerer via indre befruktning og produserer store egg (4–8 mm) som gjennomgår en omfattende utvikling før klekking (Barsukov, 1959; Pavlov og Moksness, 1994; Shevelev og Kuzmichev, 1990). Gytingen foregår fra april til oktober, med en topp i juni–juli

(Barsukov, 1959; Mazhirina, 1988; Shevelev, 1982; Shevelev og Kuzmichev, 1990). Hunnen modnes tidligere og ved mindre størrelse enn hannen, og reproduksjonssyklusen varer mer enn to år (Pavlov og Moksness, 1994; Gunnarsson, 2017). Eggene legges i kuleformede klaser på steinete bunn på dyp over 400 m, hvor de voktes av hannen gjennom en 9–10 måneder lang inkubasjonsperiode (Falk-Petersen og Hansen, 2003; Shevelev og Kuzmichev, 1990). Larvene klekker som velutviklede individer (25–26 mm) med raskt reabsorberte plommesekker og forblir pelagiske, ofte spredt mer enn 100 km fra gyteområdene på grunn av sterke bunnstrømmene langs kontinentalskråningen (Shevelev og Kuzmichev, 1990). Blåsteinbit ernærer seg av ctenoforer, maneter, fisk (særlig pelagisk fisk, inkludert mesopelagiske arter) og bunndyr med mykt skjelett (kråkeboller og slangestjerner) (Shevelev og Johannesen, 2011).

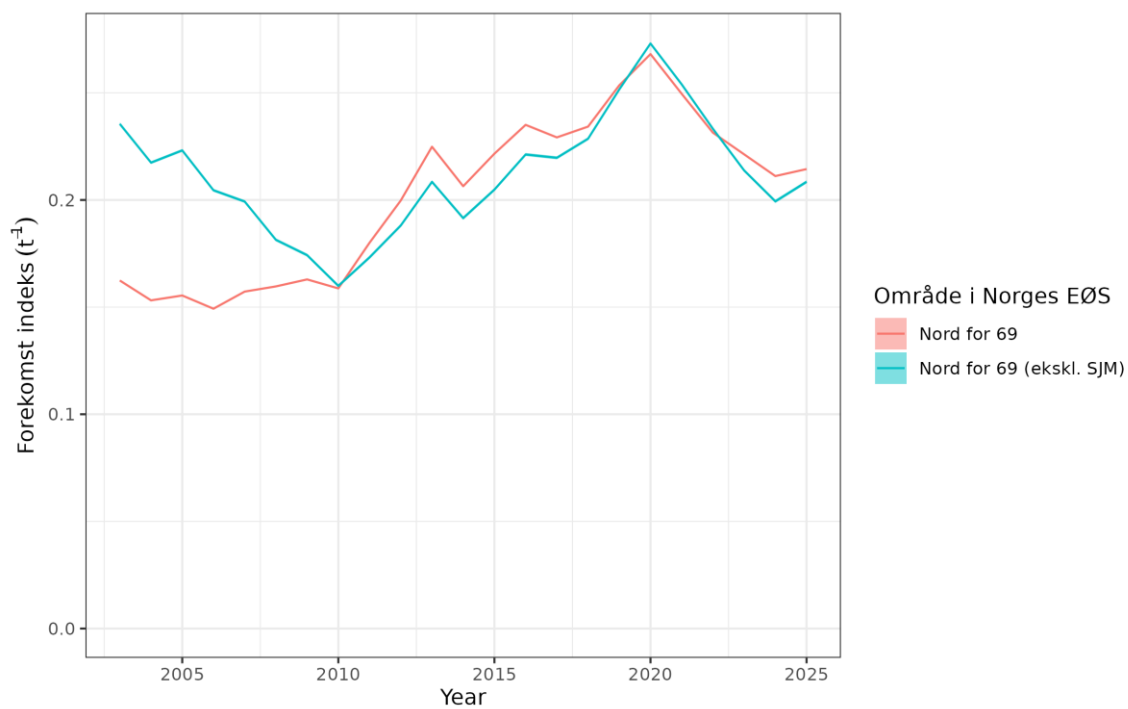
Blåsteinbit forekommer i bathypelagiske farvann i Nord-Atlanteren og i de ytre delene av kontinentalsokkelen, og er registrert ned til 1325 m, som er det dypeste registrert for noen steinbitart (COSEWIC, 2012; Fisheries and Oceans Canada, 2018; Nedreaas, 2018; Shevelev og Johannesen, 2011). Arten tilbringer store deler av livet i vannsøylen, stiger tidvis til overflaten, og foretar lange sesongvandringar utover Barentshavssokkelen (Barsukov, 1959; Shevelev, 1982, 1984, 1988). Gytingen antas å foregå langs kontinentalskråningen i Barentshavet og Norskehavet på dyp over 400 m (Shevelev og Johannesen, 2011), mens juvenile driver inn i Norskehavet med strømmen før de redistribueres mot Svalbard og det østlige Barentshavet via motstrømmer (Shevelev og Kuzmichev, 1990). På grunn av den brede pelagiske utbredelsen, høye mobiliteten og mangelen på konsentrerte gyte- eller næringsvandringar vurderes romlige lukninger som ineffektive for å redusere bifangst (Dutil *mfl.*, 2014; Fisheries and Oceans Canada, 2018; Kulka *mfl.*, 2008).

1.2.2 Bestandsvurdering

For å evaluere bestandsutviklingen for flekksteinbit og blåsteinbit, dvs. beregne en indeks i dette området, benyttet vi oss hovedsakelig av to toktserier fra Havforskningsinstituttet; Økosystemtoktet i Barentshavet og Kysttoktet langs Norskekysten (Fig. 1.1). Begge disse toktene benytter samme redskap, en Campelen trål, og er derfor egentlig til å konstruere en kombinert indeks som utnytter data fra begge toktene. Data var tilgjengelig i perioden 2003 til 2025. Det ble først gjennomført en analyse som indikerte sannsynligheten for positive fangster i områdene dekket av disse toktene ved hjelp av en sdmTMB spatio-temporal modell. Bare data nord for 69°N var brukt for blåsteinbit, fordi arten sjelden fanges lengre sør (Fig. 1.1).

Totalt sett økte forekomsten frem til 2020, og gikk deretter litt ned igjen (Fig. 1.2). Sør i Barentshavet (Norges EØS, Svalbard ekskludert) var trenden liksom annerledes, med høy nok forekomst i starten av serien og en nedgang frem til 2010. Etterpå var mønstre i sør ganske like som den i det større området.

Biomasseindeksen viste ganske like mønstre som forekomsten (Fig. 1.3), men toppen i det større området ble nådd noe tidligere rundt 2016. Tidsvinduet er kort, og en grunnlinje mangler for å sammenligne den aktuelle statusen med et passende nivå. Likevel er bestandsutviklingen totalt sett positiv over de siste 20 år.

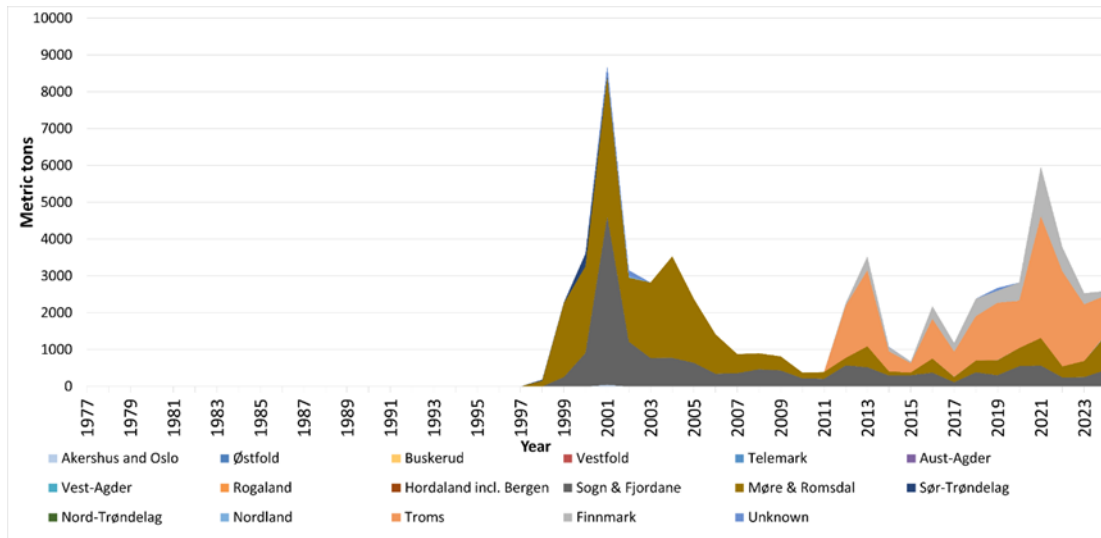


Figur 1.2 Modellert andel av positive fangster av blåsteinbit per område over tid.



Figur 1.3 Modellert biomass-basert CPUE –indeks per område for blåsteinbit over tid.

1.2.3 Norsk fiskeri og forvaltning



Figur 1.4. Offisiell norsk sluttseddelstatistikk (i tonn) for blåsteinbit i perioden 1977-2024. Kilder: Fiskeridirektoratet; Kjærnli (2026).

Blåsteinbit ble først registrert som egen art i den norske fangststatistikken fra og med 1998. Inntil da hadde arten blitt lite utnyttet, men den ble nå ekstra populær på grunn av bifangstreguleringer av andre arter (bl.a. blåkveite), og et økende russisk marked. Fig. 1.4 viser at det meste av blåsteinbiten ble landet i fylkene Sogn og Fjordane og Møre og Romsdal i perioden 1998-2011, og at Troms har vært hovedfylket siden. I ferskfiskordningen for torsk regnes ikke lenger blåsteinbit med i grunnlaget for tillatt bifangst (Fiskeridirektoratet J-30-2026).

1.3 Flekksteinbit (*Anarhichas minor*)



1.3.1 Biologi og utbredelse

Reproduksjonssyklusen hos flekksteinbit varer i over to år og omfatter indre befruktning og tilnærmet samtidig modning av eggene (Pavlov og Moksness, 1994; Gunnarsson, 2017). Gytingen foregår fra juni til september i den sørvestlige delen av Barentshavssokkelen, med en

topp i juli (Barsukov, 1959; Beese og Kandler, 1969; Mazhirina, 1988; Østvedt, 1963; Shevelev, 1984, 1988, 1994). Artens reproduksjonsstrategi inkluderer avsettelse av store egg – 4–6 mm i diameter som kan utgjøre 25–35 % av hunnens kroppsvekt. Disse legges i kuleformede klaser på steinbunn, der de voktes av hannen gjennom en inkubasjonsperiode på 9–10 måneder (Falk-Petersen og Hansen, 2003). Nyklekte larver er allerede godt utviklet (20–24 mm), med en liten plommesekk som absorberes etter 3–4 uker (Foss *mfl.*, 2004), og de går fra bunnlevende til pelagisk fase før de igjen etablerer seg på bunnen ved 4–6 cm lengde (Barsukov, 1959; Falk-Petersen *mfl.*, 1999; Shevelev, 1994; Kulka *mfl.*, 2008; Wiseman, 1997; McRuer *mfl.*, 2000). Hunnene modner tidligere og ved mindre størrelse enn hannene. Rekruttering virker avhengig av egnede substrater, temperaturer mellom 3–8 °C, og lokal tilgang på byttedyr for nyklekte larver (Pavlov og Moksness, 1994; COSEWIC, 2012; Shevelev og Johannesen, 2011). Arten lever av et bredt utvalg av byttedyr, men foretrekker pigghuder (sjøkråkeboller og slangestjerner), bløtdyr, muslinger og krepsdyr. Fisk i dietten blir viktigere med økende alder og størrelse (Shevelev og Johannesen, 2011).

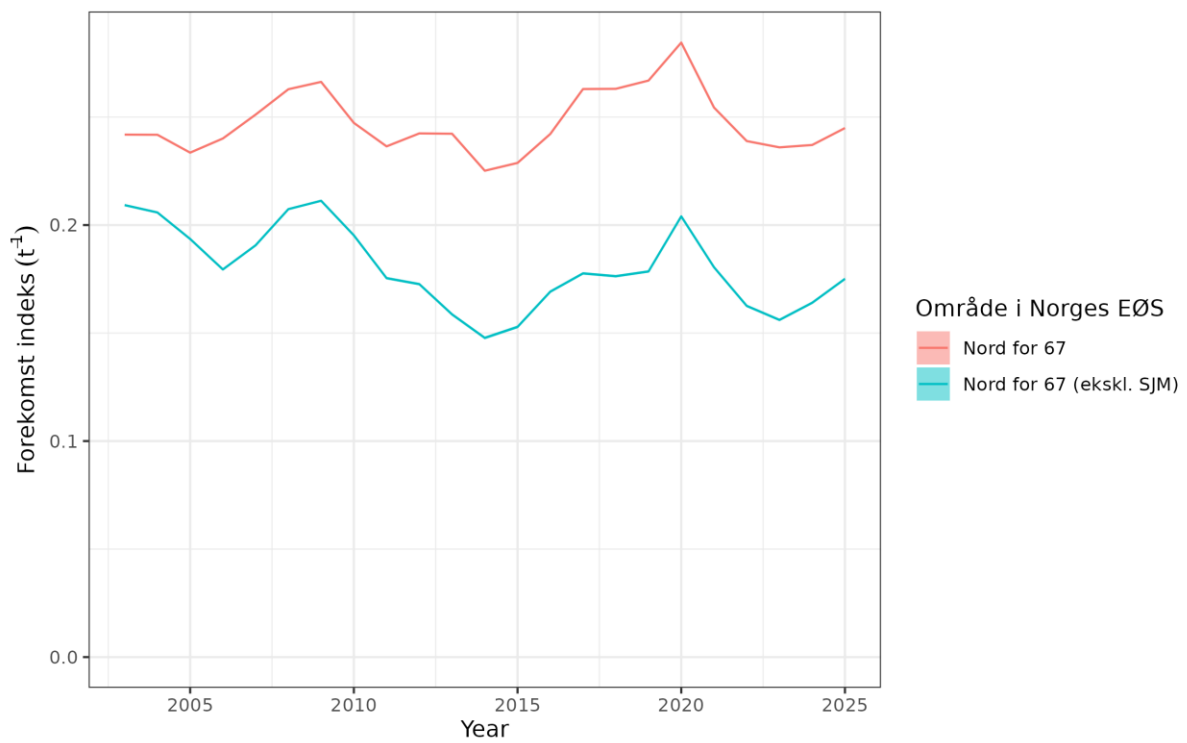
Flekksteinbit kan tilbakelegge hundrevis av kilometer mellom gyte-, beite- og overvintringsområder (COSEWIC, 2012; Fisheries and Oceans Canada, 2018; Nedreaas, 2018; Shevelev og Johannesen, 2011). Den foretrekker dypere vann med stabile temperatur- og salinitetsforhold og har en sesongmessig beitesyklus der den slutter å beite mens tennene skiftes mellom oktober og mai. Selv om arten er vidt utbredt i Barentshavet og regnes som en habitatgeneralist, kan preferansen for pigghuder som byttedyr definere mer spesifikke habitatkrav. Voksne individer kan forflytte seg mellom ulike områder, og habitatstudier viser at «hotspots» oppstår i områder med variert topografi, grove sedimenter, stein- og fjellsubstrater, samt lavere temperatur og saltholdighet enn hos nordlig steinbit (Kulka og Simpson, 2004; Dutil *mfl.*, 2014). Fordi arten mangler tydelige gyte- eller beiteansamlinger, anses romlige reguleringer for øyeblikket som lite effektive tiltak for å redusere bifangst.

1.3.2 Bestandsvurdering

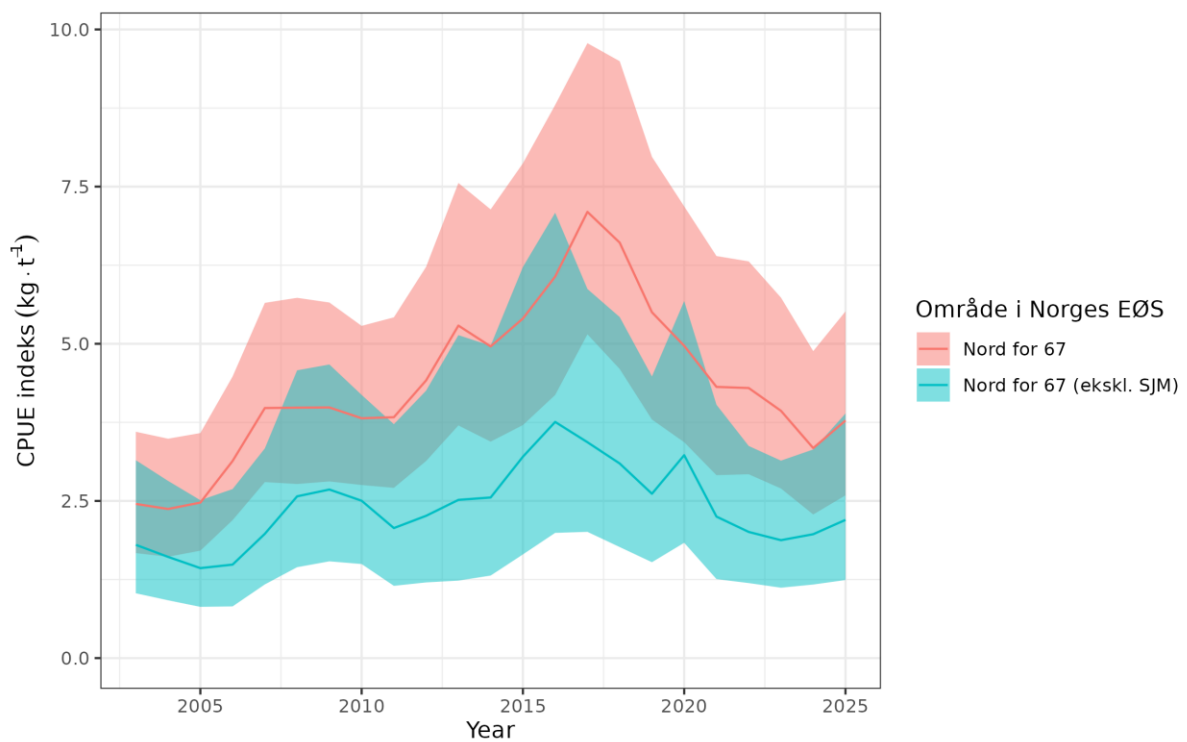
På samme måte som for blåsteinbit, ble det funnet at positive fangster av flekksteinbit i all hovedsak var begrenset til nord for 67°N (Fig. 1.1), og samme fremgangsmåte og tokt som for blåsteinbit ble derfor benyttet.

Andel positive flekksteinbitfangster virket å øke noe fra 2003 til ca 2020, for deretter å minke til ~2003 nivået i senere år (Fig. 1.5). Denne trenden ble forsterket og enda tydeligere i biomasse CPUE-indeksen for flekksteinbit (Fig. 1.6); fra 2003 til 2017 økte CPUE markant frem til 2017. Deretter har det vært en markant nedgang og selv om den beregnede indeksen numerisk fortsatt ligger noe over 2003 nivået, er den innenfor de beregnede konfidensintervallene for dette året.

Tidsvinduet er kort, og en grunnlinje mangler for å sammenligne den aktuelle statusen med et passende nivå. Utviklingen over det korte tidsvinduet virker stabil.

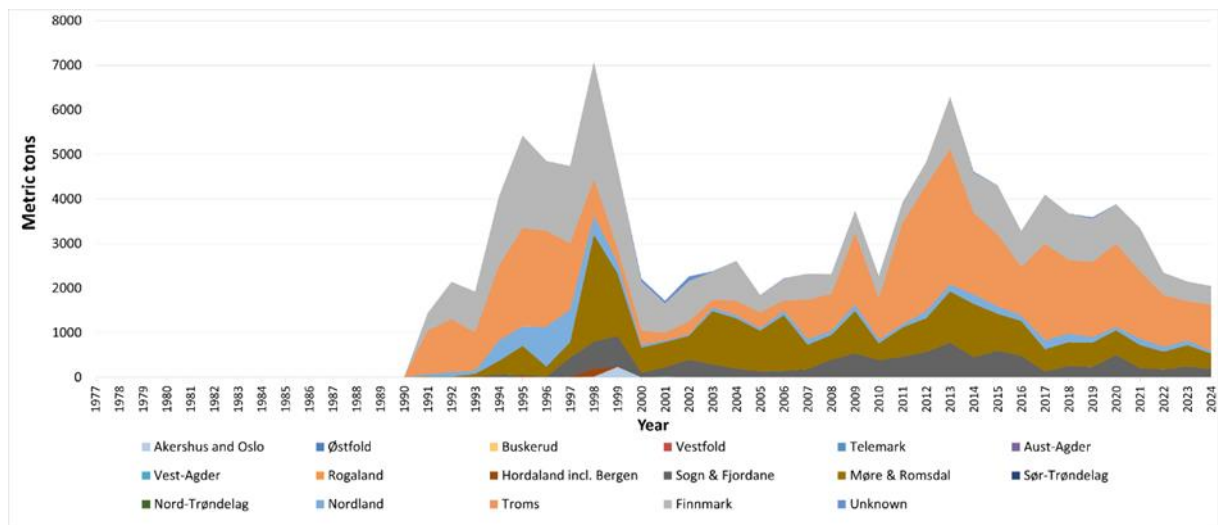


Figur 1.5 Modellert andel av positive fangster av flekksteinbit per område over tid.



Figur 1.6 Modellert biomasse-basert CPUE –indeks per område for flekksteinbit over tid.

1.3.3 Norsk fiskeri og forvaltning



Figur 1.7 Offisiell norsk sluttседdelstatistikk (i tonn) for flekksteinbit i perioden 1977-2024. Kilder: Fiskeridirektoratet; Kjærnli (2026).

Flekksteinbit ble først registrert som egen art i den norske fangststatistikken fra og med 1991. Før den tid var også denne steinbiten lite påaktet av norske fiskere, og ble bare tatt vare på som bifangst. Blant annet lave torskekvoter kring 1990 resulterte i økende interesse for flekksteinbit, og norske fiskere fisket denne arten i både norsk og russisk sone i Barentshavet. Det relativt høye fangstnivået på 1990-tallet gikk tilbake kring årtusenskiftet, men tok seg opp igjen rundt 2012 da også toktindeksene viser økende forekomst, og en stor del av banklineflåten lå i Barentshavet i forbindelse med høye torskekvoter.

1.4 Gråsteinbit (*Anarhichas lupus*)



1.4.1 Biologi og utbredelse

Gråsteinbit er utbredt langs hele norskekysten og i Nordsjøen. Gråsteinbiten er mye mer stasjonær enn de to andre steinbitartene, og lever kystnært på grunnere vann. Det er en saktevoksende art som ikke er kjønnsmoden før ved 6–7 års alder (Moland og Strand, 2021). Den kan bli opptil 125 cm og 20 kg, og oppnå en levetid på 20–25 år. Steinbiten har en sesongmessig beitesyklus, hvor den i perioden oktober – mai skifter ut tennene og slutter å spise. Gråsteinbiten er kjent for å være aggressiv og territoriell, men kan samle seg på grunt vant deler av året, særlig på vårparten og sommeren (Moland og Strand, 2021).

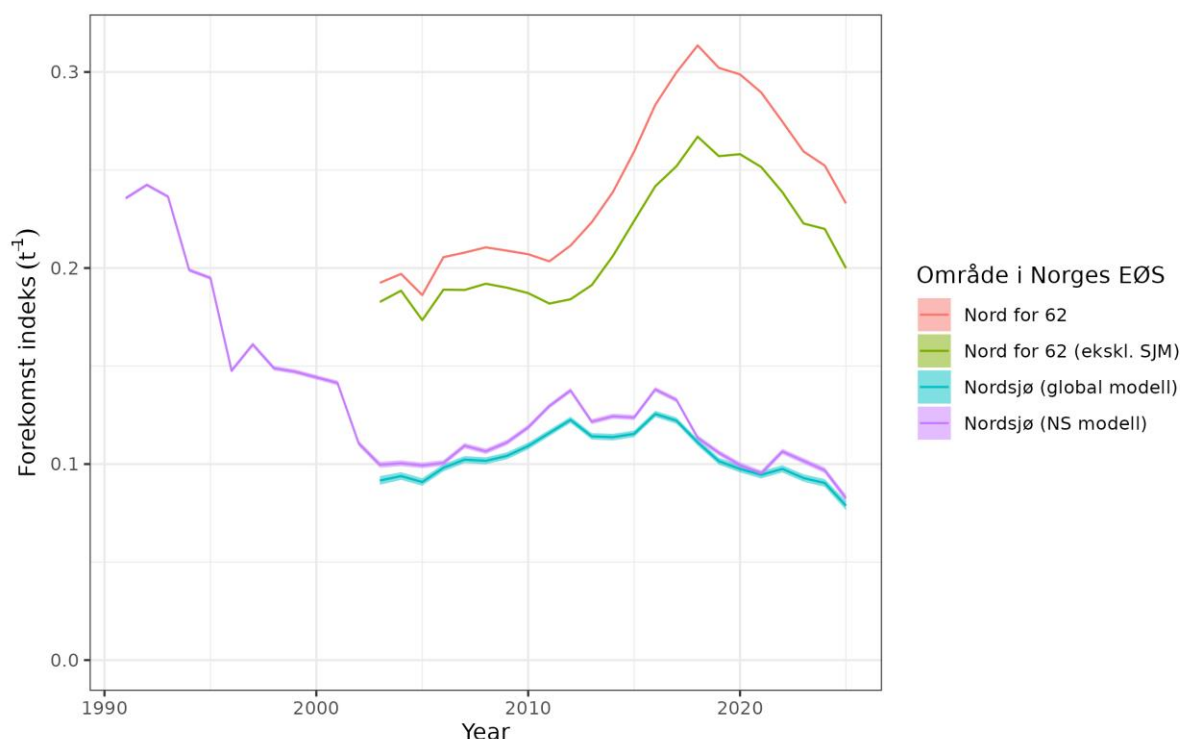
Gråsteinbit kan beite på et bredt spekter av byttedyrarter, men foretrekker pigghuder (kråkeboller og slangestjerner), bløtdyr, muslinger og krepsdyr. Fisk som føde blir viktigere med økende alder (Shevelev og Johannesen, 2011). Små individer i Nordsjøen viste seg å beite mer på kråkeboller og slangestjerner enn større individer (>55 cm), mens de større konsumerte flere snegler (særlig store Buccinidae) og børstemark (Aphroditidae) (Liao og Lucas, 2000). I kontrast til disse resultatene var dietten til gråsteinbit langs kysten av Nord-Norge dominert av pigghuder og toskallede muslinger, og andelen krepsdyr og gastropoder avtok med økende størrelse, mens andelen muslinger og fisk økte (Falk-Petersen *mfl.* 2010). Disse lokale forskjellene i diett og ontogeni reflekterer sannsynligvis forskjeller i tilgjengelig byttedyr. Nylig pågående analyse av mageinnhold (Reecht, upublisert) bekrefter et betydelig inntak av kråkeboller. Gråsteinbit vurderes som en nøkkelart i økosystemet. Det finnes spesielt spekulative, men dokumenterte indikasjoner på at gråsteinbit utøver en kontroll over kråkebollebestandene, og nedgangen i gråsteinbitsbestanden var involvert i nedbeiting av tareskog av kråkeboller på 180-tallet (Norderhaug *mfl.*, 2021).

Gyteområdene til gråsteinbiten som finnes langs norskekysten er kystnære, det vil si i fjorder og våger fra 50 til 150 meters dyp. På sokkelen er det lite informasjon om gytevandring, men rapporter fra den Islandske populasjon viser at vandring har begrenset avstand (typisk innen 50 km; Gunnarsson *mfl.*, 2019) og gyting på sokkelen skjer. Men disse resultater kan knapt generaliseres til Barentshavet som har en mye større sokkel. Den reproduksjonsmessige syklusen ser ut til å vare lenge, men Yershov (2010) mener at gråsteinbiten gyter hvert år over flere måneder fra vår til høst. Hunnfisken modner tidligere og ved mindre størrelse enn hannfisken. Så langt har man ikke klart å påvise rennende melke hos hannfisken, trolig grunnet den korte perioden gytingen foregår. Det er hannene som vokter eggballen frem til klekking, og i denne perioden avstår hannen fra næringssøk. Eggene klekker etter 9–10 måneder (etter 800–1000 døgngrader). Plommeseckkyngelen oppholder seg deretter nært bunnen frem til de har absorbert plommesekken. Larvene flyter deretter opp mot overflaten og blir ført videre med strømmen til de ved 4–6 centimeter størrelse søker ned mot havbunnen. Larvene spres ikke langt fra klekkestedet og utbredelsen av ungfisk blir ofte påvirket av hvilket dyp eggmassen blir lagt i forhold til havstrømmene. Merkeforsøk foretatt vest i Atlanterhavet på fem ulike merkelokaliteter rundt Island viser at gråsteinbiten er stedbunden med begrenset vandring, mens studier fra Island viser årlig vandring fra beiteområder til gyteområder (Gunnarsson *mfl.*, 2019; Bluemel *mfl.*, 2022). Disse vandringene kan ikke sammenlignes med eksempelvis nærings- og gytevandringen til skrei, da den geografiske avstanden er vesentlig kortere.

1.4.2 Bestandsvurdering

Samme prinsipielle metodikk ble benyttet for å beregne forekomster, og biomasse og tall CPUE-indeks for gråsteinbit som for flekk- og blåsteinbit. En vesentlig forskjell er dog at gråsteinbit er utbredt langs hele norskekysten. Følgende tokt ble derfor benyttet til å beregne en global gråsteinbit-indeks; IBTS toktene i Nordsjøen (GOV trål), reketoktet i norskekysten (Campelen trål), kysttoktet langs norskekysten (Campelen trål) og økosystemtoktet i vinter og høst i Barentshavet (Campelen trål). Data nord for 62°N er bare tilgjengelig fra 2003 så den globale modellen var derfor begrenset til perioden 2003-2025. I Nordsjøen finnes det totkdata tilbake til 1990-tallet, så en spesifikk nordsjømodell ble også beregnet, som antas som mer presis i området.

Analysen av forekomster indikerte at andel positive fangster av gråsteinbit økte nord for 62°N fra 2003, mens det var ingen tydelig trend i Nordsjøen i perioden (Fig. 1.8). Men nordsjømodellen, som gir lignende resultater i overlappende perioder og område, indikerte en markant nedgang fra 1992 til ca. 2002 og deretter en stabilisering på et nytt, vesentlig lavere nivå. Forekomsten i norsk økonomisk sone var generelt høyere enn i Nordsjøen sett under ett (resultat ikke vist).

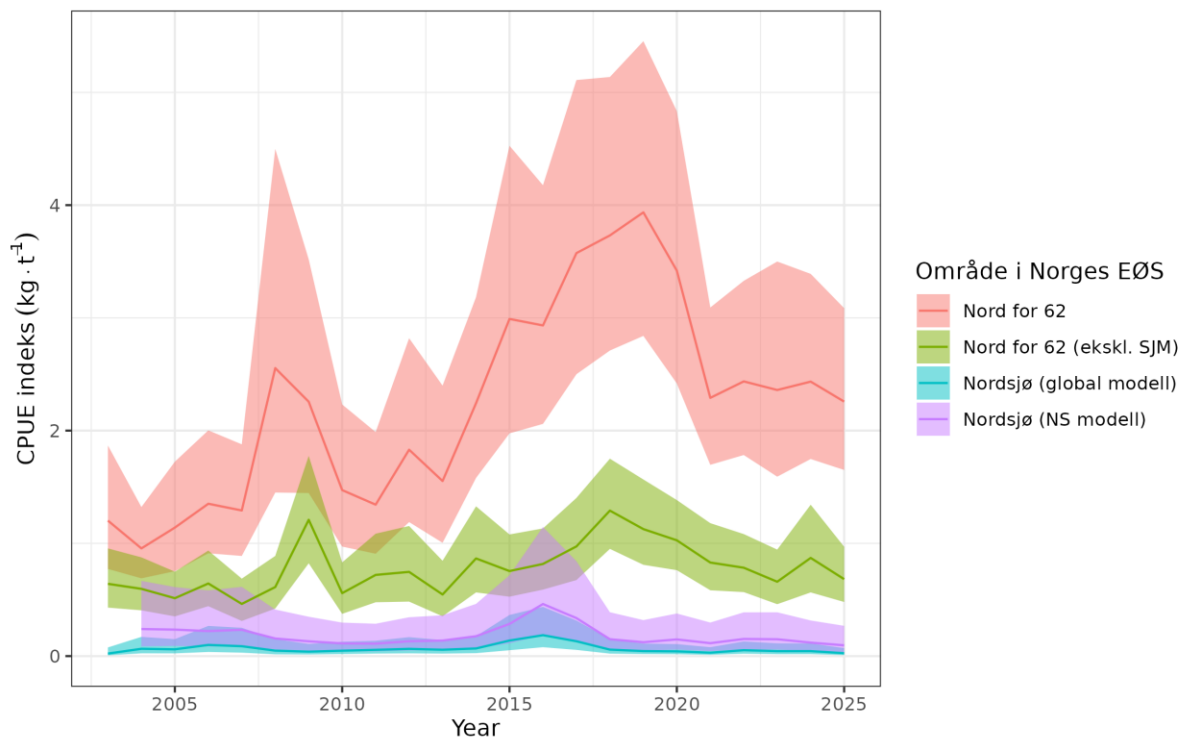


Figur 1.8 Modellert andel av positive fangster av gråsteinbit per område over tid. Nordsjømodellen forventes å gi mer presise estimater i Nordsjøen og har en lengre tidsvindue.

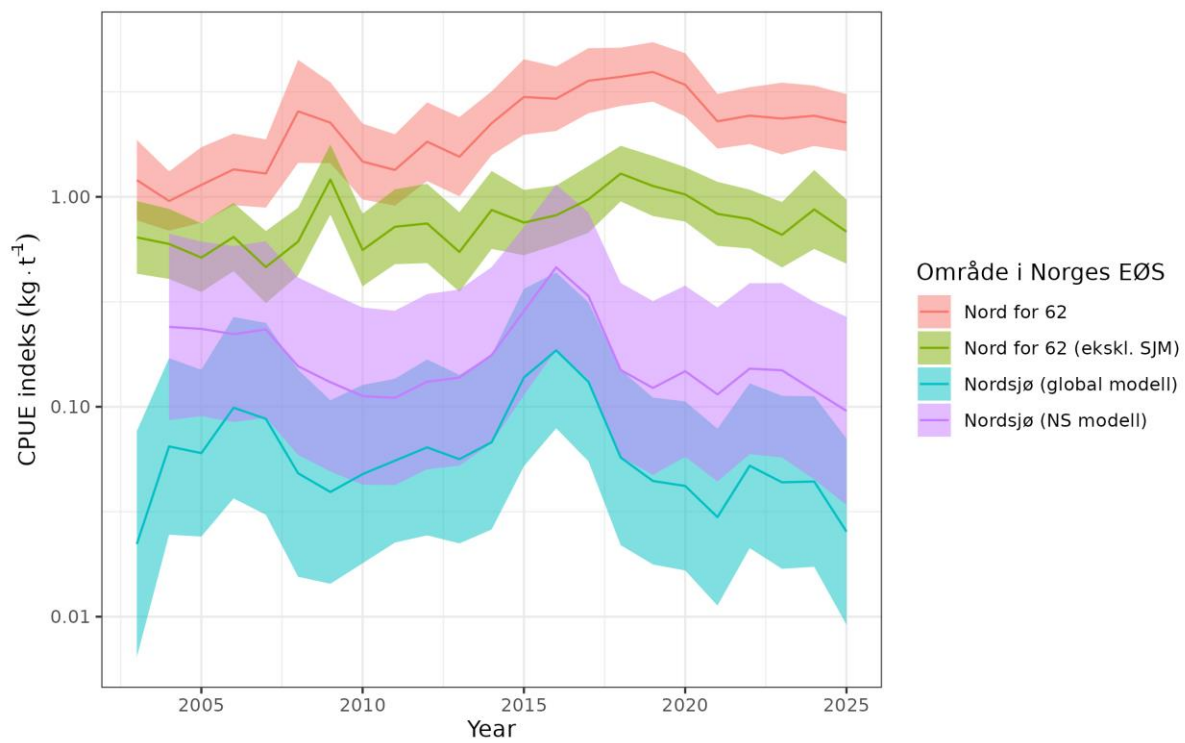
Den modellerte CPUE-biomasse-indeksen viste en generell økning gjennom perioden, drevet av fangstene nord for 62°N. Indeksen i nord hadde sitt høyeste nivå i 2019, og har siden sunket noe til et stabilt nivå noe høyere enn 2003 (Fig 1.9). I Norges EØS (Svalbard og Jan Mayen ekskludert) var CPUE ganske stabil i hele perioden, med et begrenset høydepunkt i 2018.

CPUE-indeksen for NØS i Nordsjøen fra 2003 viser lignende mønster som nord for 62°N, men tilsynelatende med en tidligere topp og en mer markant nedgang i senere år (Fig 1.10). De to

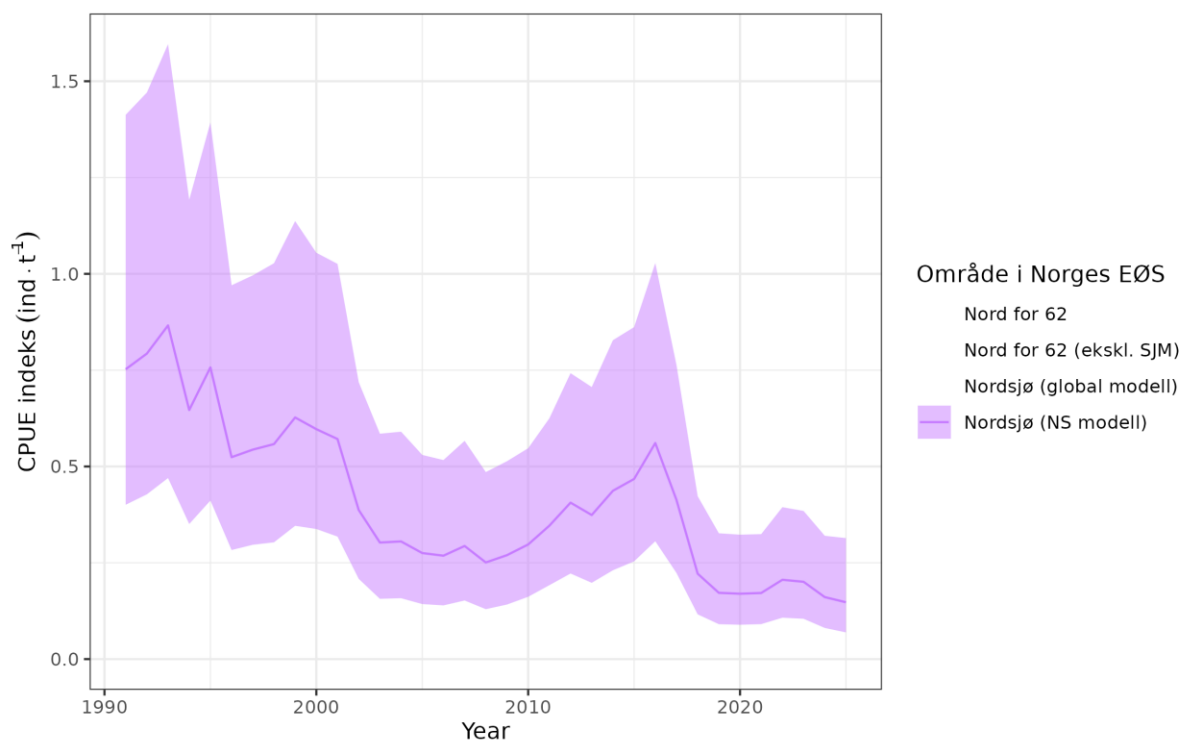
modellene ga forskjellige absolutte estimater i Nordsjøen (som muligens delvis skyldtes standardiseringsinnstillinger), men svært like trender. Den modellerte (tall-baserte) CPUE-indeksen tilbake til 1992 i NØS i Nordsjøen viser en markant og tydelig nedgang fra 1992 til 2000 (Fig. 1.11), og forandrer inntrykket av den nåværende bestandstilstanden i negativ retning. Den viser at en tidsvindu på bare 20 år kan skjule langsiktige trender og føre til feilvurderinger. Basert på dette er det ønskelig at data for gråsteinbit om mulig fremskaffes for hele norskekysten tilbake til minst starten av 1990 – tallet for å foreta en tilsvarende evaluering for hele denne perioden.



Figur 1.9 Modellert biomasse-basert CPUE-indeks per område for gråsteinbit over tid. Nordsjø-modellen forventes å gi mer presise estimater i Nordsjøen; fangstvekt-dataene i IBTS før 2004 er ikke gyldig nok for å bruke for indeksen.



Figur 1.10 Samme som Fig 1.9 med en logaritmisk skala på Y-aksen, for å sette søkelyset på trenden i Nordsjøen.



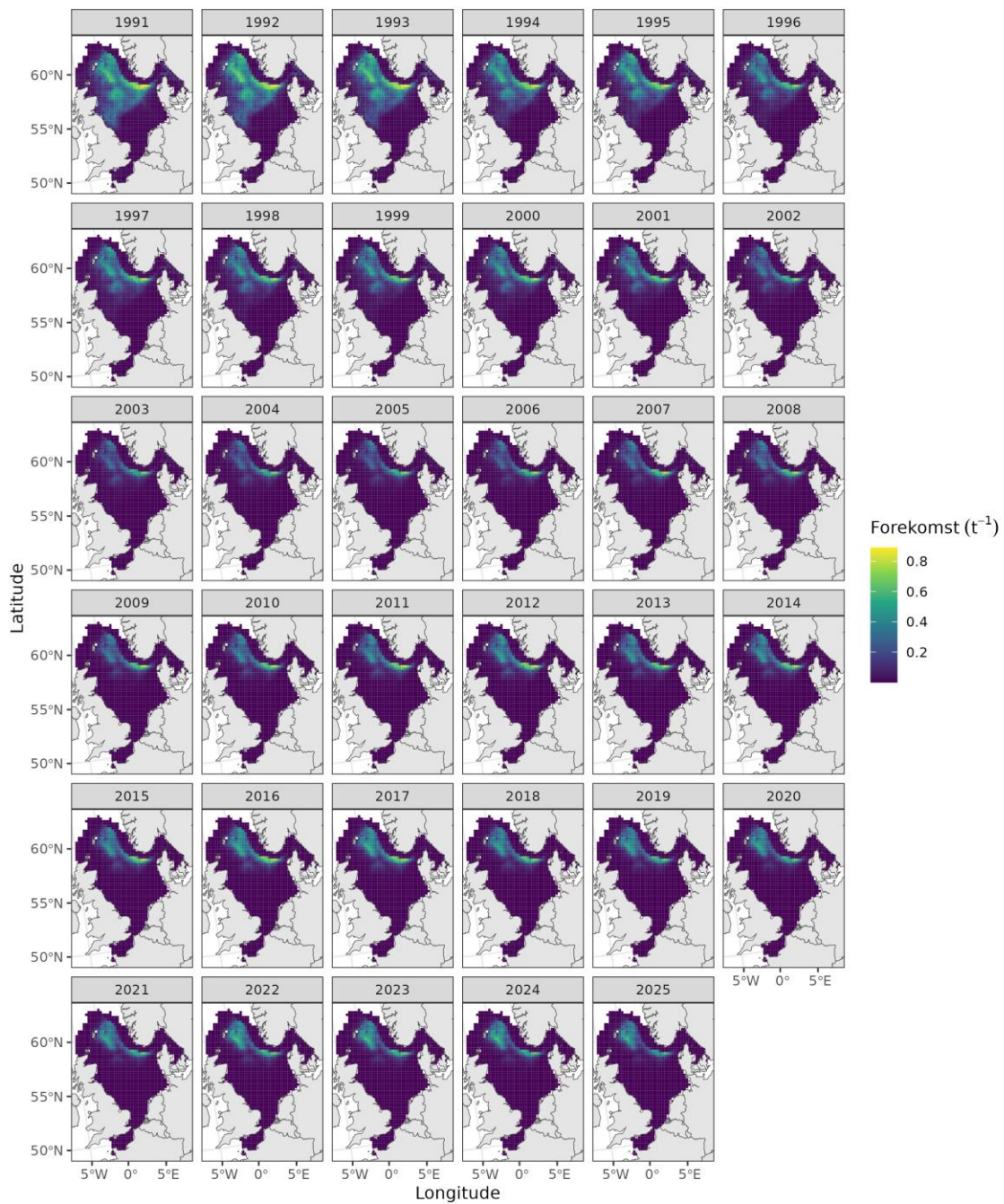
Figur 1.11 Modellert tall-basert CPUE-indeks i Nordsjøen (Norges EØS) for gråsteinbit over tid. Fangst-tall i IBTS kan her brukes tilbake til tidlig på 1990-tallet.

Nedgangen observert i Nordsjøens kan også skyldes en skifte i romlig fordeling av gråsteinbit (Fig 1.12). Sørlig grense for forekomst av gråsteinbit beveget seg nordøst under 1990-tallet, som er også kompatibelt med en mulig respons på miljøendringer, slik som regimeskiftet i Nordsjøen ved århundreskiftet (Alvarez-Fernandez *mfl.*, 2012; Beaugrand *mfl.*, 2014). Dette er i samsvar med funn fra Bluemel *mfl.* (2022) som tilskrev nedgangen til en mulig kombinasjon av klimaendringer og overfiske.

Det som skjedde i Nordsjøen kan derimot ikke generaliseres eller ekstrapoleres til områder lenger nord, hvor det er behov for lengre tidsserier for å evaluere bestandsutviklingen.

Gråsteinbit er en saktevoksende, langlivet art, med høy alder ved kjønnsmodning og lang generasjonstid (>10 år, basert på alder ved modenhet >6 år – sannsynligvis senere i nord – og maksimal alder 22 år; COSEWIC 2002, 2013, Muus 1978). I tillegg er gråsteinbit en verdsatt bifangst og mål for fritidsfiske. Både livshistorie og attraktivitet for fiske øker artens sårbarhet, mens det fortsatt er stor usikkerhet rundt populasjonsstruktur og status. Den vurderes samtidig som en nøkkelart i økosystemet. Derfor er noen tiltak ønskelige pga. føre-var-prinsippet (se også Bluemel *mfl.*, 2022).

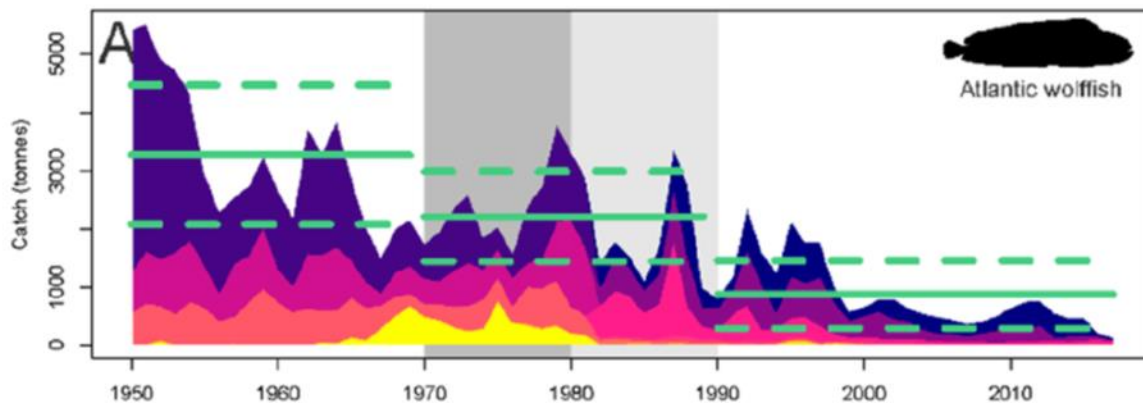
På grunn av kortere vandring enn de to andre steinbitartene, og artens hardførhet og evne til å overleve fangst og utkast (enda etter to timer i luft, ifølge Grant and Hiscock, 2014), er det anslått at romlige restriksjoner og/eller minstemål/landingsforbud tiltak vil være effektive tiltak for vern av gråsteinbit.



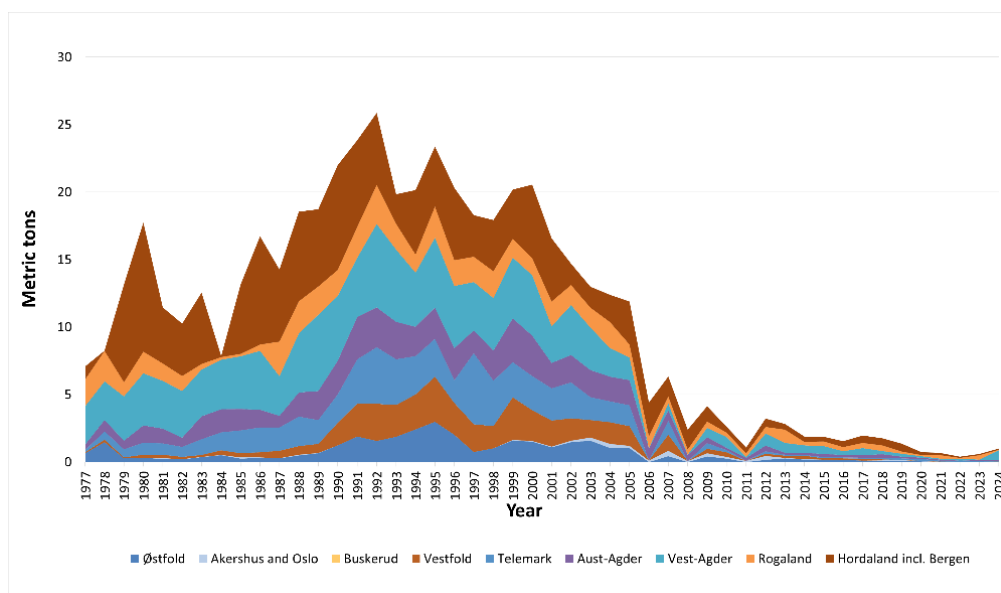
Figur 1.12 Romlig fordeling av forekomsten av gråsteinbit (i trålingstimer) per år.

1.4.3 Norsk fiskeri og forvaltning

Gråsteinbit ble først registrert som egen art i den norske fangststatistikken fra og med 1998 (Fiskeridirektoratet, Kjærnli 2026), men om vi begrenser oss til norske kystområder og antar at det aller meste av steinbitfangstene langs kysten er gråsteinbit, så finnes det fangststatistikk tilbake til 1914.



Figur 1.13 Kystfangster (tonn) av gråsteinbit fra Møre og Romsdal (gul) til Finnmark (lilla). De grønne linjene viser gjennomsnittlige landinger (\pm SD) før, under og etter at kråkebollene begynte å trekke seg tilbake. I perioden 1970–1980 (mørkegrå periode) opplevde kråkebollebestandene en kraftig vekst, og utbredelsen av nedbeitede områder nådde sitt høydepunkt. I perioden 1980–1990 (lysegrå periode) trakk kråkebollene seg gradvis tilbake, samtidig som tare begynte å gjenetablere seg i den sørligste delen av det nedbeitede området. Reprodusert fra Norderhaug mfl., (2021).



Figur 1.14 Kystfangster (tonn) av gråsteinbit fra Hordaland til svenskegrensen 1977-2024 (Kilde: Fiskeridirektoratet; Kjærnli 2026).

Fangsthistorien nord for 62°N (Fig 1.4.6) viser nedgående trender siden før 1990-tallet.. Fordi fangsten var uregulert og gråsteinbit etter hvert ble en verdifull bifangst, er dette et tegn på en

lignende nedgang i bestanden i kystområdene (avhengig av fiskeinnsats). Det viser også at bestanden sannsynligvis har vært mye større rundt 1960 for å støtte et slikt fangst-nivå som ble observert inntil 1990-tallet. I det minste bekrefter det at det er upassende å kun stole på korte tidsvinduer og/eller havbaserte toktdata for å evaluere utviklingen av bestanden langs kysten.

Fig 1.14 viser tydelig den store reduksjonen i fangstene av gråsteinbit fra Sogn til svenskegrensen. Fangstutviklingen gjenspeiler CPUE indeksen fra IBTS toktet i NØS i Nordsjøen (Fig 1.11).

1.4.4 Rapportert turistfiske

Registrerte turistfiskebedrifter skal rapportere fangst av steinbit. Langt over 90% av denne steinbiten antas å være gråsteinbit. Rapporteringen skal skje fortløpende etter hver enkel fisketur. Fisketurer uten fangst skal også rapporteres.

Tabell 1.1 Rapportert fangst av steinbit fra registrerte turistfiskebedrifter langs hele norskekysten 2019-2025. Kilde: Fiskeridirektoratet (www.fiskeridir.no).

ÅR	Beholdt (antall)	Satt ut (antall)	% satt ut	Antall rapporterte turer	Fangst (antall) per tur (CPUE)
2019	15211	4441	22,6	25458	0,77
2020*	2751	1010	26,9	10464	0,36
2021*	3445	1027	23,0	19953	0,22
2022	18498	6780	26,8	56066	0,45
2023	15906	5891	27,0	63010	0,35
2024	19986	6987	25,9	93029	0,29
2025	18942	7821	29,2	100116	0,27

* Covid

Tabell 1.1 viser at innsatsen i turistfisket ble kraftig redusert under Covid-pandemien 2020-2021. Ser vi bort fra denne perioden så viser Tabell 1.1 at fangstratene har blitt mer enn halvert siden 2019. Denne statistikken kan også presenteres per kystregion.

1.4.5 Russisk fiskeri

For alle tre artene er russisk fangst større enn norsk fangst nord for 62° N, og fiskeriatvalen med Russland gir også begrensninger for fangst av steinbit i det andre lands soner. Dersom vi ser på gjennomsnittlig fangst i perioden 2015-2024, er forskjellen i fangst mellom land størst for blåsteinbit (10 917 tonn for Russland vs 2 662 tonn for Norge), mens forskjellen er mindre for flekksteinbit (5 241 vs 3 242 tonn), og minst for gråsteinbit (1 735 vs 1 389 tonn).

Russisk fangst i den siste tiårsperioden har vært relativt stabil for alle tre artene. Ved vurdering av bestandssituasjonen bør også fangstutviklingen i russisk sone tas i betraktning.

1.5 Forvaltningstiltak

Basert på ovenfor toktdata og fiskeristatistikk så synes bestandene av flekksteinbit og blåsteinbit i Barentshavet/ved Svalbard å være i god forfatning. Det samme gjelder gråsteinbit i dette området. Da er bestandssituasjonen for gråsteinbit langs norskekysten i dårligere forfatning, særlig jo lenger sør langs kysten man kommer.

På grunn av gråsteinbitens kortere vandring enn de to andre steinbitartene, og artens hardførhet og evne til å overleve fangst og utkast (enda etter to timer i luft, ifølge Grant and Hiscock, 2014), er det anslått at romlige restriksjoner og/eller minstemål/landingsforbud tiltak vil være effektive tiltak for vern av gråsteinbit.

Andfjordreporten (Bertelsen *mfl.* 2025) slår fast at bestanden av gråsteinbit trolig er på et historisk lavmål i Andfjorden, mest sannsynlig grunnet overfiske. Artens biologi og atferd gjør den sårbar for lokal utfisking, og den er i tillegg et attraktivt bytte for veletablerte predatorbestander. På vårparten og sommeren – hvor gråsteinbiten står grunt – er også aktiviteten fra turist- og rekreasjonsfisket størst, og beskatningstrykket fra et eventuelt målrettet/spesialisert fiske etter steinbit vil trolig kunne medvirke til å holde bestanden nede lokalt.

Det ble i pilotprosjektet Andfjorden fremmet forslag om å totalfredre gråsteinbit i en 5- eller 10-års periode innenfor fjordlinjen i Andfjorden, Vågsfjorden og Solbergfjorden. Forslaget ble fremlagt på dialogmøtene på Senja, i Harstad og på Andenes, og både yrkesfiskere og turistfiskebedrifter stilte seg positive til et slikt tiltak. Gråsteinbit er en saktevoksende art med biologi som tilsier en fredningsperiode på 10 år. Steinbit som tas som utilsiktet bifangst vil trolig oftest være levedyktig ved skånsom håndtering (vanskelig i et industrielt fiske til havs) når den kommer om bord, og det kan være grunn til å ha utkastpåbud for steinbit i kystområder for å sikre best mulig effekt av et slikt tiltak (Grant and Hiscock, 2014).

Ved innføring av en slik fredning vil det bli behov for å følge bestandsutviklingen, slik at det blir mulig å vurdere effekten av tiltaket. Et slikt fredningsområde for gråsteinbit vil kunne være en nasjonal pilot for en styrket forvaltning og gjenoppbygging av bestandene av steinbit langs kysten. Dersom gjenoppbygging lykkes, vil det være et mål å kunne åpne for fiske med reguleringer som sikrer at det kun høstes et overskudd av bestanden.

Det kan legges til at gråsteinbit er en nøkkelart som sørger for flere økologiske funksjoner, og det er vist i flere studier at arten er vesentlig for kystøkosystemene (Moland og Strand, 2021; Norderhaug *mfl.*, 2021; Bluemel *mfl.*, 2022). Det synes derfor også å være et overordnet behov for forskning på denne arten, med et videre perspektiv enn bare det å oppnå høstingsverdige bestander av steinbit. Et oppdrag er gitt HI fra F.dir. vedrørende behovet for et generelt fangstforbud for gråsteinbit langs kysten.

1.6 Kunnskap og forskningsbehov

Toktene som benyttes for å beregne indeksene er for det meste «offshore», og gir lite informasjon om kystområdene. Dette gjør indeksen mindre egnet til å vurdere gråsteinbit langs norskekysten, ettersom gråsteinbit ofte befinner seg innenfor grunnlinjen. En vurdering av tilgjengelig eksisterende supplerende kystdata, og/eller etablering av nye relevante kysttidsserier, er derfor ønskelig for dette formålet.

Lite er kjent om mobiliteten til gråsteinbit i norske farvann. Langdistanse migrasjoner knyttet til sesongmessige dybdepreferanser, som er rapportert for islandske shelfpopulasjoner, kan ikke uten videre ekstrapoleres til norske fjordpopulasjoner som kan oppleve tilsvarende dybdegradienter over svært korte avstander. Dette er imidlertid relevant å ta i betraktning for å vurdere hvor effektive vern- og forvaltningstiltak kan være. Tilsvarende er det begrenset kunnskap om dagens mobilitetsmønstre for de to andre artene i interesseområdet, utover at de angivelig er langt mer mobile enn gråsteinbit-populasjoner,

Litteraturen antyder store variasjoner med breddegrad i tidspunkt og lengde på reproduksjonen (opptil 2 års sykluser lenger nord). Dette kan teoretisk påvirke hvor mye fiskepress lokale populasjoner tåler. Mer lokal relevante livshistorier er derfor ønskelig for å kunne gi presise råd-års sykluser lenger nord).

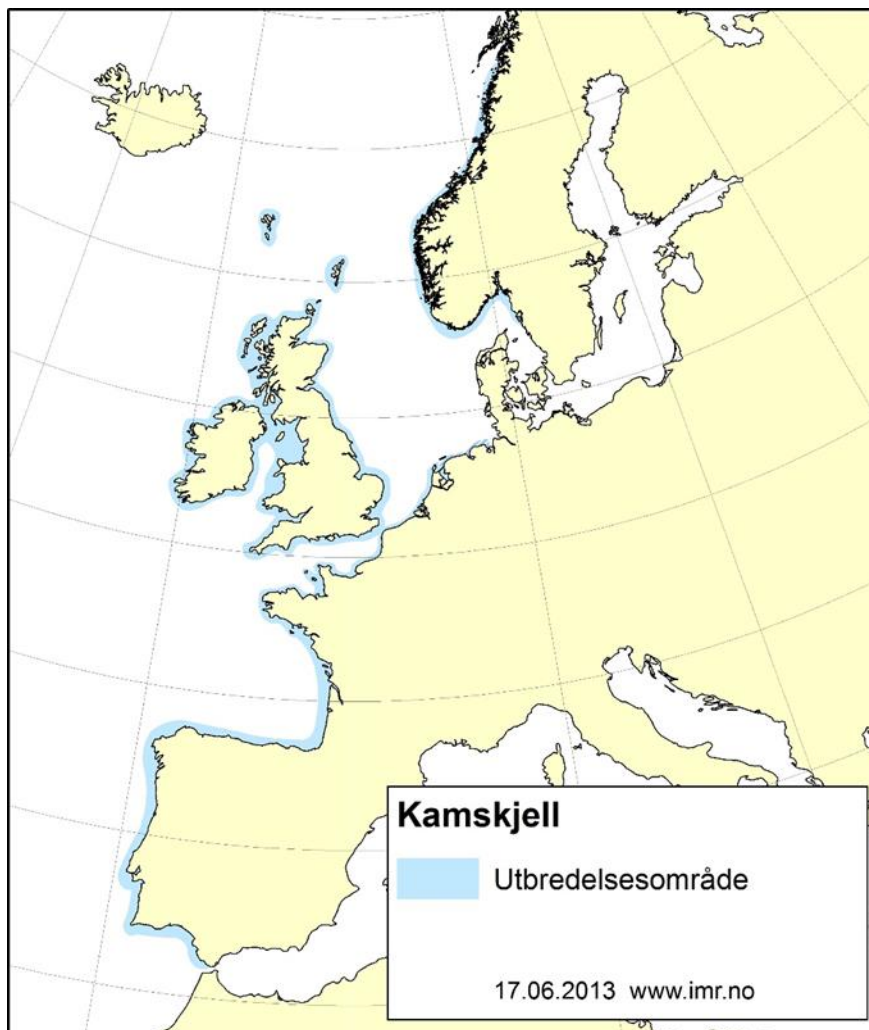
Den tidsmessige dekningen av undersøkelsene som brukes nord for 62°N (hvor mest gråsteinbit forekommer) går ikke lenger tilbake enn 2003. Tidligere dataserier finnes, men deres egnethet for rådgivning er ennå ikke vurdert. Å gjøre dette er et viktig og ett nødvendig neste steg for å beregne indekser som dekker et større tidsrom, og minske risikoen for å gå glipp av tidligere trender som er informative med hensyn på dagens status — dette illustreres fint med eksempelet gråsteinbit i Nordsjøen.

2. Stort kamskjell (*Pecten maximus*)

Ellen Sofie Grefsrud, Stein Mortensen, Tore Strohmeier, Øivind Strand

2.1 Biologi og utbredelse

Stort kamskjell (*Pecten maximus*) er i Norge utbredt fra svenskegrensen i sør til og med Lofoten i nord (Fig 2.1). De norske forekomstene utgjør den nordligste utbredelsen av arten. Kamskjell finnes så langt sør som til Marokko. De største forekomstene her til lands finnes i Nordland (Helgelandskysten), i Trøndelag og på Vestlandet. Fra Jæren og videre sørover til Sørlandskysten er forekomstene sporadiske, og her lever skjellene vanligvis på noe større dyp. Utbredelsen i Skagerrak og Kattegat ser i stor grad ut til å være begrenset av hydrografiske forhold (saltholdighet og temperatur) knyttet til kyststrømmen (Strand og Parsons, 2026). Stort kamskjell foretrekker temperaturer over 10°C og saltholdighet over 30 (Beaumont og Budd 1982; Strand *mfl.* 1993; Strand og Brynjeldsen 2003), og temperatur regnes som den primære faktoren som begrenser utbredelsesområdet for stort kamskjell (Chauvaud *mfl.* 1998; Laing 2000; Shephard *mfl.* 2010, Johnsen og Grefsrud 2025).



Figur 2.1 Utbredelse av stort kamskjell, *Pecten maximus*. Kart hentet fra *hi.no*.

Stort kamskjell kan bli over 20 år gammel (Mason, 1983) og oppnå en størrelse på 17–18 cm skallhøyde. Maksimal vekt for et skjell er 500–600 gram, og et 12-13 cm stort skjell veier 300-400 gram. Kamskjellet finnes fra like under tidevannssonen og ned til mer enn 100 meters dyp. I norske farvann er de største forekomstene registrert på dyp mellom 5 og 30 meter. Områder med store kamskjellforekomster representerer en naturtype med sterk kobling mellom miljøet i vannsøylen og produksjon på bunn. Bunnområder med større kamskjellforekomster er spesielle med hensyn til artssammensetning og hydrografi.

Stor kamskjell ligger vanligvis helt eller delvis nedgravd i sedimentet med den flate siden vendt opp, dekket med sediment (Fig 2.2). Stort kamskjell finnes helst i strømsterke områder og på bunn av ulik sammensetning, fra fin sand til grov grus, med eller uten innblanding av mudder. I sterk strøm orienterer skjellene seg ofte i forhold til strømretningen. De største tetthetene finner vi på skrånende bunn, gjerne i kiler og langs fjellkanter. Kamskjellet kan svømme ved å lukke skallene med pulserende bevegelser. Vannet blir presset ut mellom skallene og gir derved fremdrift. Skjellet svømmer for å flykte fra rovdyr, men bruker også fremdriften for å plassere seg på bunnen og grave seg ned i sedimentet. Forflytninger foretas bare over korte avstander.



Figur 2.2 Stort kamskjell, *Pecten maximus*, delvis nedgravd og dekket av skjellsand. Foto: Ø. Strand.

Stort kamskjell er en funksjonell hermafrodit. Det betyr at den er både hann og hunn samtidig, i samme dyr. Fargen på gonaden er todelt der den mørkeoransje delen er hunn (egg) og den lyse delen er hann (melke). I Norge varierer reproduksjonssyklus og gyting langs kysten. På vestlandskysten gyter skjellene fra juli og til september- ved temperaturer rundt 13-15 °C, mens det i Trøndelag er påvist en synkronisert gyting i juni, ved 7-9 °C (Strand og Nylund, 1991).

Befruktning skjer fritt i vannmassene og larvene forblir frittsvømmende i 15-38 dager i temperaturer på 15-18 °C før de bunnslår (Comely, 1972; Gruffydd og Beaumont, 1972; Le Pennec *mfl.*, 2003; Magnesen *mfl.*, 2006). Selv om stort kamskjell kan gyte på lave temperaturer, krever egg og larver en temperatur på minst 10-12 °C over en periode på fire uker for å utvikle seg og bunnslå (Beaumont og Budd 1982). Strand og Brynjeldsen (2003) observerte 100 % dødelighet hos juvenile kamskjell ved 2°C og 30 % dødelighet ved 4 °C–5 °C, mens Strand *mfl.* (1993) viste at kamskjell med en skallhøyde på 30 mm, holdt ved 5 °C, opplevde lavere dødelighet (10 %–15 %) etter fire uker.

Kamskjellene pumper vann gjennom skalledelene og fanger fødepartikler fra vannstrømmen. Skjellenes føde består av planteplankton, bakterier, andre mikroorganismer og dødt organisk materiale. Frittsvevende planteplankton og mikroskopiske alger knyttet til bunns substratet er den viktigste føden. Vannbevegelse transporterer næring til skjellene, og mange steder påvirker faktorer som dyp, tidevann og vannbevegelse tilgangen på føde. Sammen med sesongvariasjoner i planteplanktonproduksjon, gjør dette at mengden og kvaliteten på skjellenes føde kan variere mye.

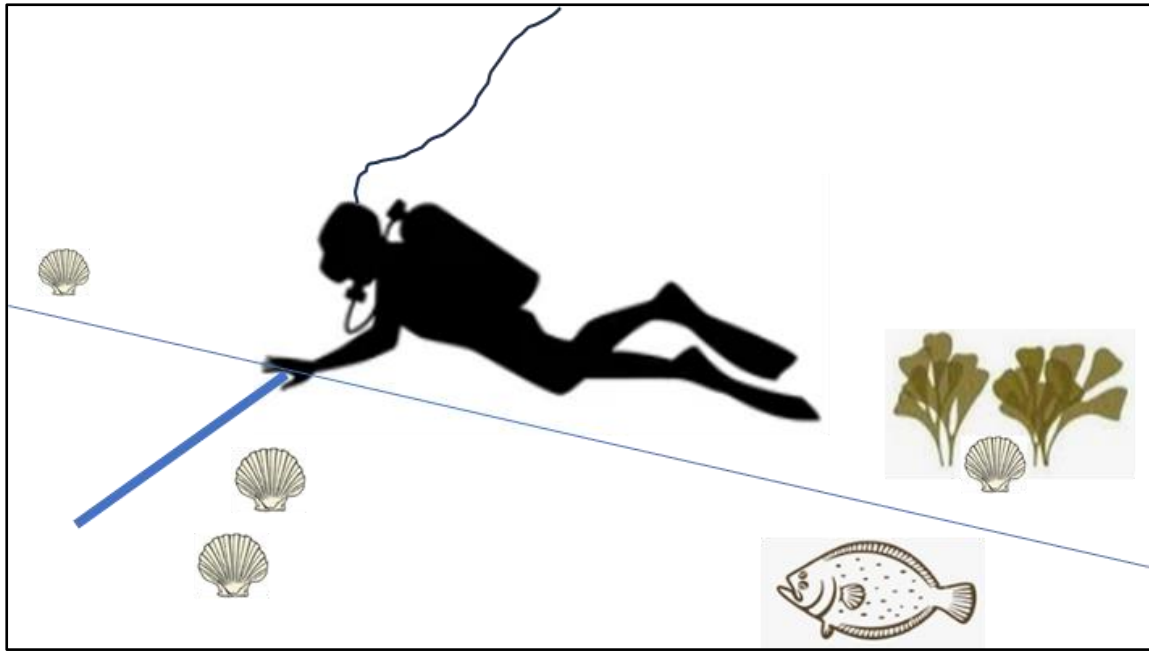
Utbredelsen av stort kamskjell i norske farvann er i vesentlig grad begrenset av lave vintertemperaturer og lav saltholdighet. Økende sjøtemperaturer med milde vintre er trolig årsaken til at bestanden har økt utbredelsen nordover de siste tiårene (Johnsen og Grefsrud, 2025). Kamskjell er lite tolerant for lav saltholdighet, og endringer i tilførsel av ferskvann til kystvannet som følge av de pågående klimaendringene kan også endre utbredelsen i kystsonen.

2.2 Bestandsutvikling

2.2.1 Bestandsundersøkelser

Stort kamskjell i Norge er vurdert som en livskraftig bestand av [Artsdatabanken](#). Havforskningsinstituttet (HI) har undersøkt kamskjellbestanden i området Frøya og Hitra siden oppstarten av det kommersielle fisket (1993, 1997, 2006, 2007, 2010 and 2022). Også på Helgeland har HI gjennomført bestandsundersøkelser (2001, 2017, 2025). For å få mer kunnskap om de ulike bestandene jobbes det med å etablere fast overvåking i tre områder. Vestlandet, Midt-Norge og Nordland. I perioden 2022-2025 er overvåking gjennomført to ganger i Midt-Norge (Frøya/Froan og Smøla), en gang på Vestlandet (Radøy/Fedje) og Nordland (Herøy/Dønna i Helgeland).

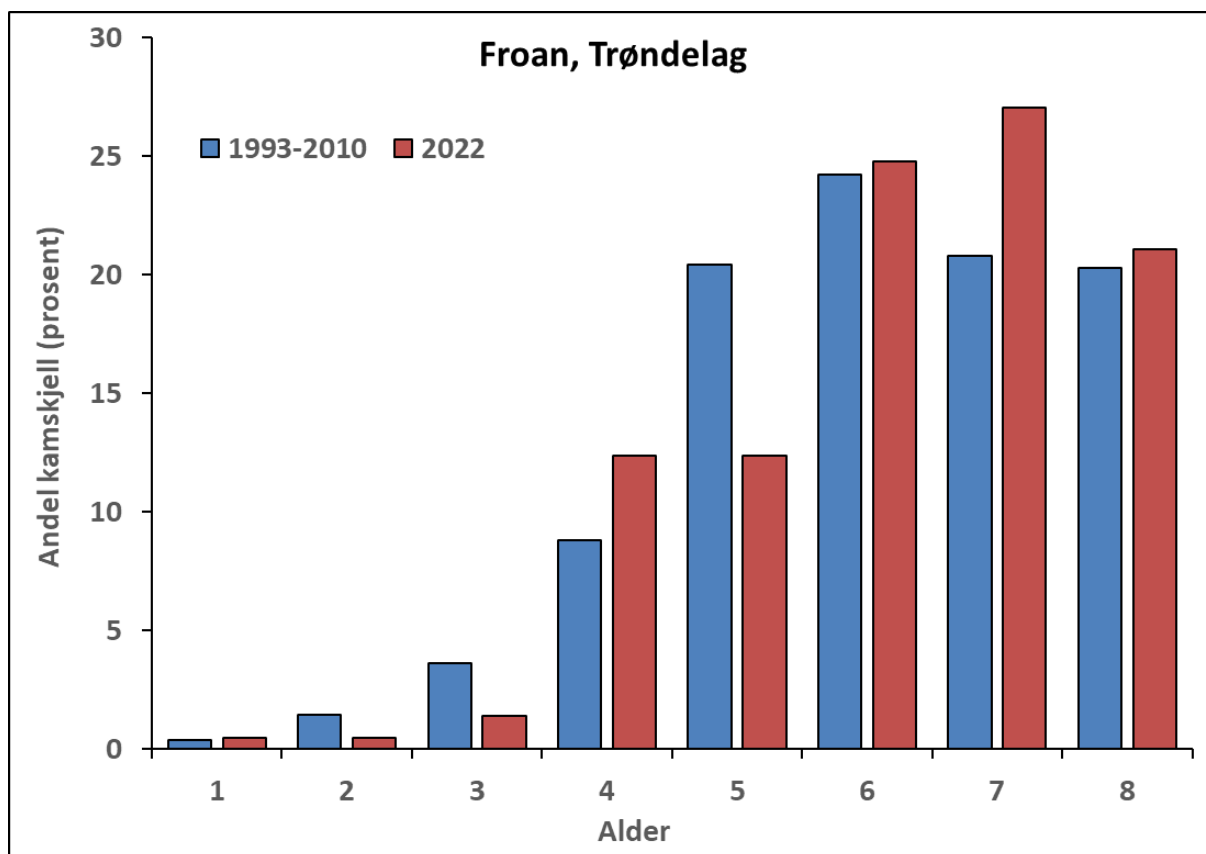
Overvåkingen gjennomføres av Havforskningsinstituttets vitenskapelige dykkerteam som samler inn levende kamskjell for å måle størrelse, samt bestemme alder og årlig tilvekst basert på vekstringer på skallet (ICES, 2020). Undervannstransekter blir gjennomført ved først å legge et 25 meter lang line på havbunnen Deretter svømmer dykkeren sakte over tauet med en 1,5 meter lang stang som føres fra side til side som dekker totalt 3 meters bredde (Fig 2.3). Antall kamskjell innenfor 3 × 25 meter blir registrert, habitatet beskrives og annen flora og fauna på overflaten blir registrert.



Figur 2.3 Skisse av metode for overvåking av stort kamskjell. Dykkeren holder en stang på 1,5 meter og linen som er lagt ut er 25 m lang.

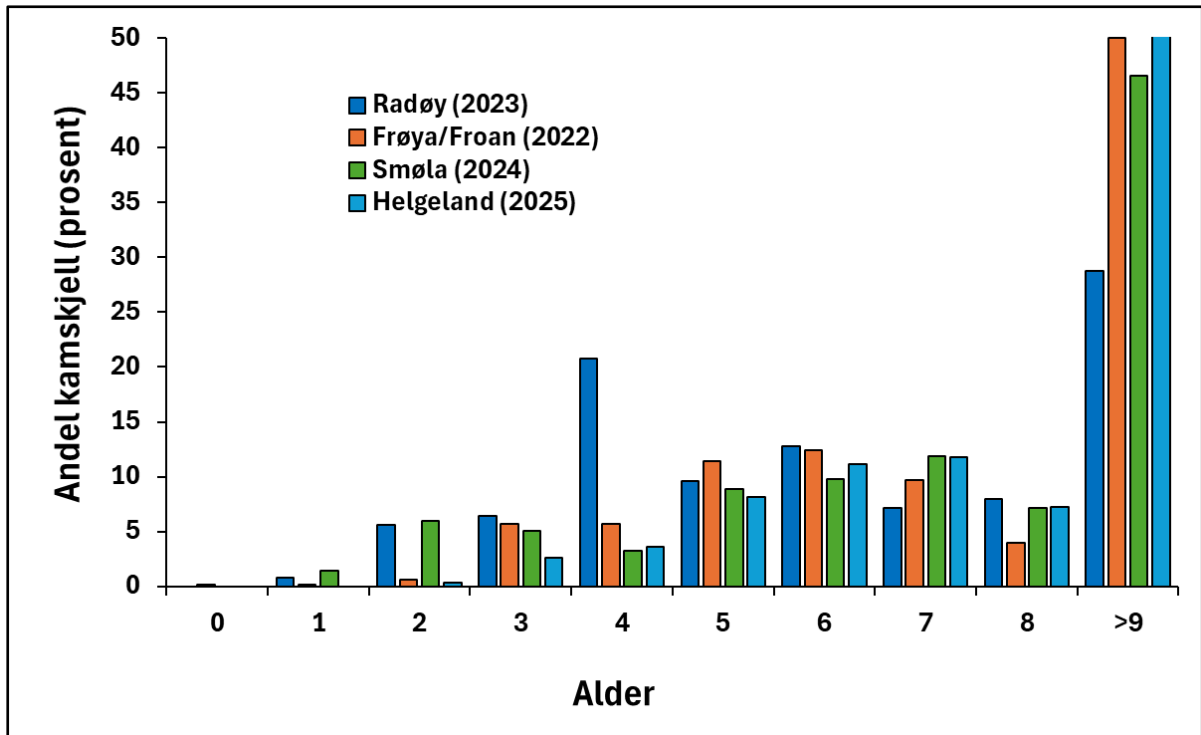
Etter at transektene er gjennomført, går neste dykker ned og plukker kamskjell i samme område. På den måten kan vi si noe om både tettheten av kamskjell, hva som er typisk for et område der kamskjellene trives, og samtidig få opp biologiske prøver som gir viktig informasjon om bestanden i området.

En sammenligning av aldersfordelingen (andel av hver årsklasse representert i de innsamlede kamskjellene) i Froan, Trøndelag, fra perioden 1993–2010 med 2022 viser at alle årsklasser fra 1 til 8 er representert, selv om dominansen av enkelte aldersgrupper varierer (Fig 2.4). Resultatene som representerer en periode på nesten 30 år tyder på at reproduksjonsevne og rekruttering i bestanden er stabil.



Figur 2.4 Fordeling i alder av stort kamskjell, *Pecten maximus*, for aldersgruppene 1-8 år. Blå søyler representerer data fra bestandsundersøkelser i Froan, Trøndelag i perioden 1993-2010 og rød søyle representerer overvåkingsdata fra samme område i 2022.

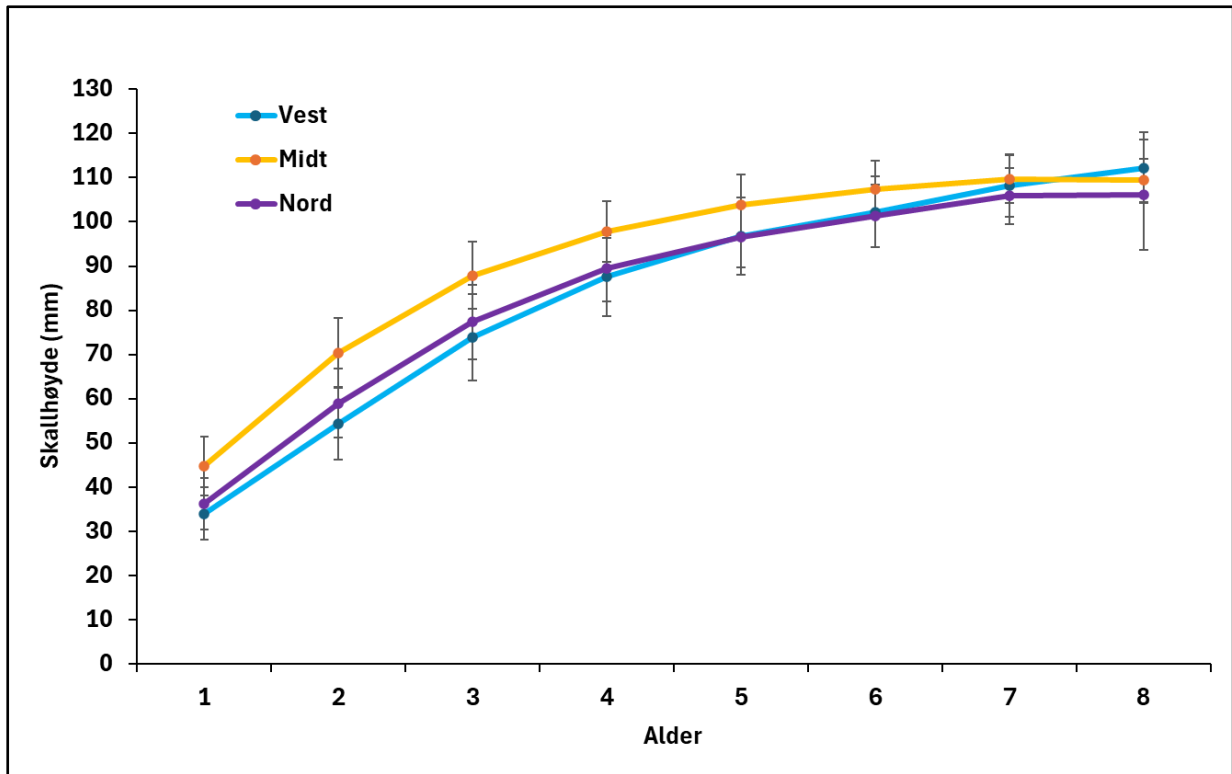
Skjell eldre enn 8 år er vanskelig å aldersbestemme siden kamskjellets vekst avtar med alder og vekstringene ligger veldig tett. Ringene er vanskeligere å skille, og vi har derfor valgt å skille disse skjellene i en egen gruppe. Ved å sammenligne andelen kamskjell eldre enn 8 år i et område med kommersielt fiskeri (Frøya) med et kontrollområde uten kommersielt fiskeri i Froan, var andelen henholdsvis 44 og 68 % av den totale fangsten. Tilstedeværelsen av en høy andel «gamle» skjell underbygger antagelsen om at det dykkerbaserte fiskeriet, slik det er i dag, ikke overbeskatter bestandene. Andelen kamskjell eldre enn 8 år utgjorde 50-55 % av fangstene i alle de tre områdene som ble overvåket i perioden 2022-2025. Det er ikke like gode overvåkingsdata fra Vestlandet og fra Helgeland, men vi ser at aldersfordelingen er ganske lik den vi ser på Frøya/Froan (Fig 2.5).



Figur 2.5 Aldersfordeling av stort kamskjell, *Pecten maximus*, i de fire områdene som ble undersøkt i perioden 2022-2025.

Stort kamskjell antas å være lik genetisk langs Norskekysten (Ridgway *mfl.* 2000) og er å regne som én biologisk bestand. Det er gjennomført genetiske studier på kamskjell i Europa, og i noen tilfeller er det funnet genetisk dokumentasjon på lokale bestander (Morvezen *mfl.* 2016). Hovedbildet gir imidlertid et nokså ensartet genetisk bilde av kamskjell over forholdsvis store områder.

Undersøkelser av vekst hos kamskjell fra Vestlandet, Trøndelag og Nordland viser at skallstørrelsen øker mest de tre-fire første årene (Fig 2.6). Den årlige skallveksten øker frem til maksimal vekst tredje og fjerde leveår. Deretter avtar veksten gradvis, mens en økende del av energien går til gonadevekst. Undersøkelser av skallvekst fra bestander i hele utbredelsesområdet, inkludert Norge, viser at endring i årlig skallvekst med økende alder avtar med økende breddegrad (Chauvaud *mfl.* 2012). Dette betyr at kamskjell i norske bestander har en lavere vekstrate de første 2-4 år med høyere vekstrate de påfølgende år sammenlignet med kamskjell lenger sør.



Figur 2.6 Vekst i skallhøyde (mm) hos stort kamskjell, *Pecten maximus*, fra 1 til 8 år i tre områder: Blå linje Vest (Radøy, Vestland fylke), gul linje Midt (Smøla og Froan, Trøndelag fylke) og lilla linje Nord (Helgeland, Nordland fylke).

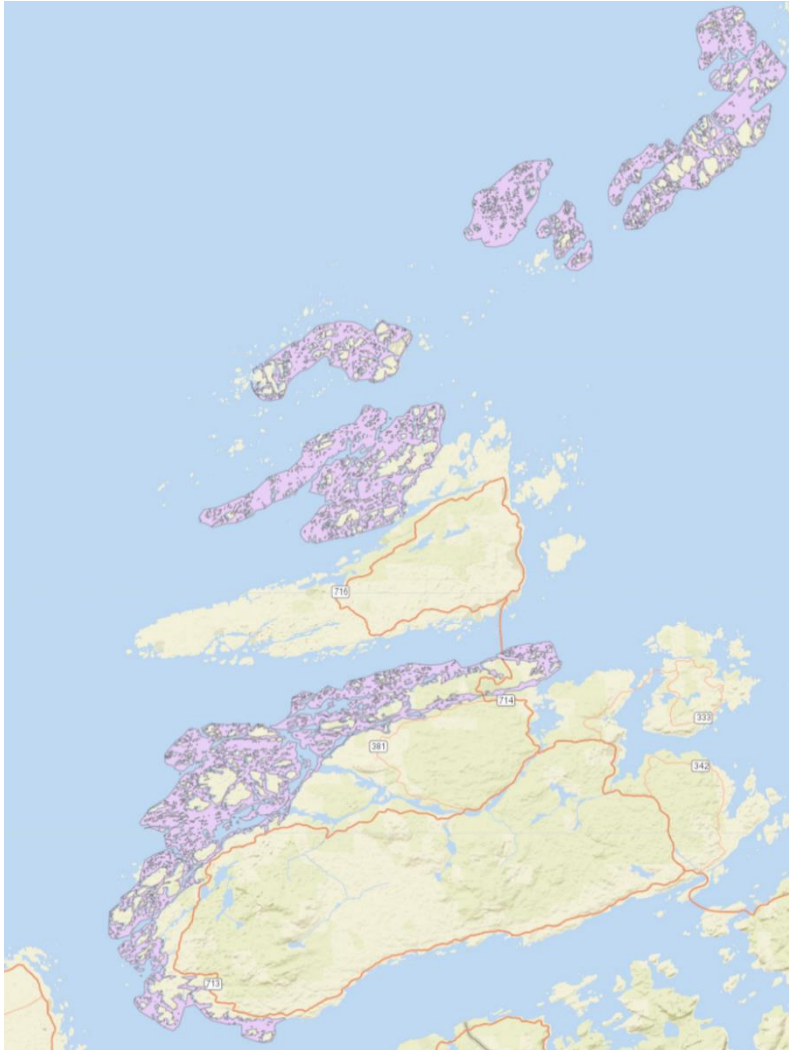
2.2.2 Kartlegging av stort kamskjell

I tillegg til overvåking ble kamskjellforekomstene kartlagt gjennom «Nasjonalt program for kartlegging av marine naturtyper» i perioden 2009-2019. Som en del av kartleggingsprogrammet ble områder med høy forekomst av stort kamskjell kartlagt i norske kystområder ved hjelp av en undervanns kamerarigg trukket etter et fartøy med en fart på rundt 0,7-1 knop. Det ble samlet inn sanntidsvideo langs undersøkelseslinjer (transekter). Disse transektene ble valgt ved å kombinere topografisk informasjon fra sjøkart med anekdotisk kunnskap om kamskjellenes utbredelsesmønster. I perioden 2009–2019 ble det samlet inn data fra totalt rundt 850 stasjoner fra Rogaland (Sørvest-Norge) til og med Nordland (Nord-Norge). Deler av kartleggingen i Nordland er publisert på Norwegian Marine Datacenter, NMDC (Grefsrud og Johnsen, 2025).

Det er mulig å gjøre grove estimater av kamskjellstørrelse og tetthet basert på videoopptakene, men det er ikke mulig å bestemme alder. I tillegg er kamskjell med skallhøyde mindre enn 5 cm vanskelige å oppdage og er sterkt underrepresentert i videoundersøkelsene. Videoundersøkelser kan brukes som en supplerende metode, men kan ikke erstatte overvåking der levende kamskjell samles inn for måling av størrelse og aldersbestemmelse.

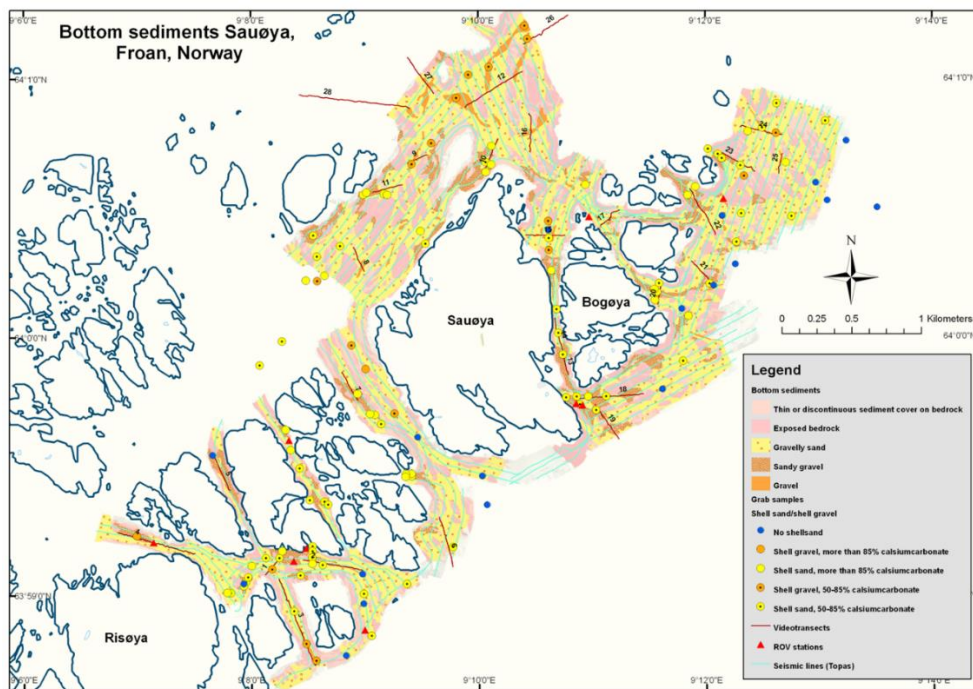
Basert på kartleggingen ble områder med høye tettheter av kamskjell identifisert, avgrenset og verdisatt etter et sett med kriterier (Bekkby *mfl.* 2020). Resultatene fra verdisettingen er tilgjengelige i Miljødirektoratets kartverktøy [Naturbase](#) og Fiskeridirektoratets kartverktøy [Yggdrasil](#). Et eksempel fra områdene Hitra og Frøya viser avgrensning av områdene som ble

vurdert å ha de høyeste tetthetene av stort kamskjell i området (Fig 2.7). Forekomstene av stort kamskjell er gjerne flekkvis og tettheten vil derfor i stor grad variere innen de avgrensede områdene. Det vil også være områder utenfor de avmerkede arealene som har kamskjell, men med lavere tetthet.

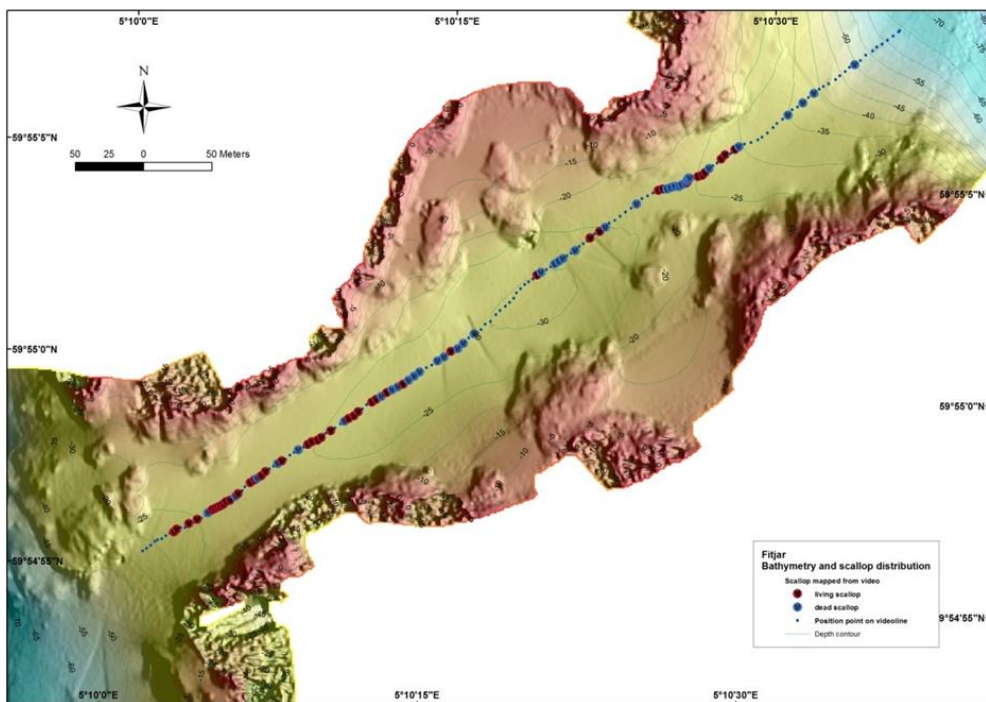


Figur 2.7 Verdisetting av større forekomster av stort kamskjell i området Hitra og Frøya kartlagt gjennom «Nasjonalt program for kartlegging av marine naturtyper». Avgrensingen er på 0-50 meters dyp (figur fra Kleiven mfl. 2021).

I enkelte mindre områder ble det gjennomført kartlegging av bunntypografien og bunnssubstrat (kornstørrelse). Disse datasettene ble kombinert med observasjonene av stort kamskjell gjort med undervannsvideokamera (Fig 2.8 og 2.9). Denne type kartlegging kan gi nyttig informasjon om det er noen sammenheng mellom kornstørrelse, topografi og forekomst av stort kamskjell. Informasjonen kan videre bli brukt til å utvikle verktøy for å estimere størrelse på lokale og regionale bestander, spesielt med tanke på mulig fremtidig rådgivning for bærekraftig høsting av stort kamskjell.



Figur 2.8 Bunnkart av havbunnen ved Sauøya (64°N) som viser bunnsedimenter og tetthet av kamskjell basert på videotranssekker. Kartet er laget av Norges geologiske undersøkelser basert på data fra sidescansonar og observasjoner av kamskjell med undervanns videorigg.



Figur 2.9 Batymetri og registreringer av stort kamskjell, *Pecten maximus*, ved Fitjar i Vestland fylke. Røde sirkler symboliserer registrering av levende kamskjell og blå sirkler symboliserer registreringer av tomme skall langs observasjonslinjen. Kartet er laget av Norges geologiske

undersøkelser basert på data fra sidescansonar og observasjoner av kamskjell med undervanns videorigg.

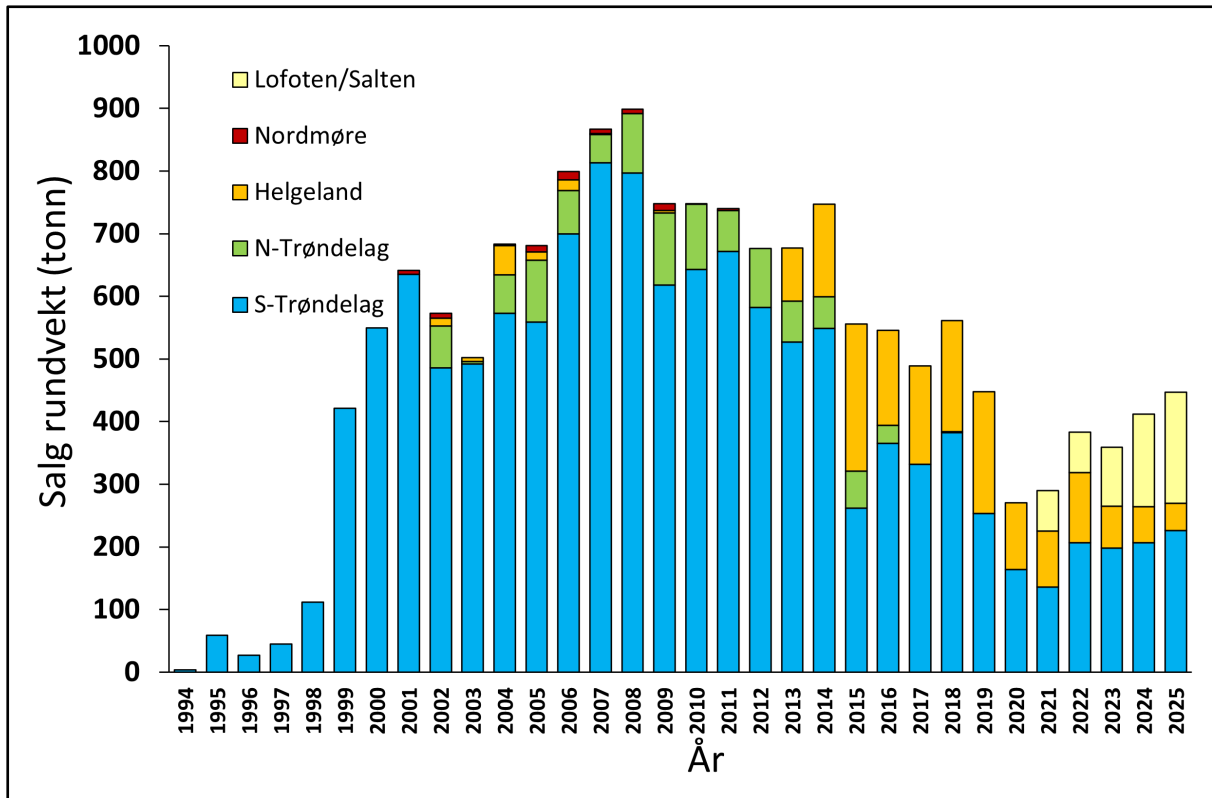
2.3 Norsk fiskeri og forvaltning

Basert på innspill fra en referansegruppe bestående av representanter fra næringen, forvaltningen og forskningsmiljøene, ble en minste landingsstørrelse på 100 mm skallengde innført i 2009 for både kommersiell fangst og fritidsfiske. Det gis per i dag ikke råd for beskatning av stort kamskjell og minstemål er den eneste reguleringen av fiskeriet.

Utnyttelse av stort kamskjell i Norge ble i starten begrenset av ugunstige bunnforhold for tråling og bunnskraping, som er de mest brukte høstingsmetodene for kamskjell i Europa. Kommersiell dykkerbasert fangst av stort kamskjell ble utviklet på begynnelsen av 1990-tallet. Områdene rundt Hitra og Frøya i Trøndelag fylke er de viktigste høstingsområdene i Norge og bidrar betydelig til lokal fangstaktivitet og handel. Fra 2013 ble et nytt fangstområde etablert på Helgeland (Nordland fylke). Begge områdene er viktige å følge opp for å få en bedre forståelse av hvordan høsting påvirker bestanden.

Dagens kommersielle fangst foregår ved dykking fra merkeregistrerte spesialfartøy. Kjerneområdene er i Trøndelag (Hitra og Frøya) og Nordland (Helgeland). I perioden 1999 til 2025 varierte de totale landingene mellom 400 og 900 tonn (Fig 2.10). Landingene i Trøndelag fylke har variert siden 1999 med et maksimum på 892 tonn i 2008 og et minimum på 136 tonn i 2021, har landingene i Nordland fylke variert mellom 85 og 235 tonn per år siden 2013. I 2025 var de totale landingene på 448 tonn (verdi av 20,6 millioner NOK), hvor 226 tonn ble landet i Trøndelag fylke og 221 tonn i Nordland fylke.

Fangstdata på stort kamskjell ble rapportert til Norges Råfisklag i tre soner i 2025: Lofoten/Salten, Helgeland og Sør-Trøndelag (Fig 2.10). Tidligere har det også vært rapportert landinger i sonene Nord-Trøndelag og Nordmøre. Landingsdata fra Nordmøre (hovedsakelig ved Smøla, Møre og Romsdal fylke) i perioden 2001–2009 er ifølge den største aktøren i området underrapportert på grunn av mangel på et prosesseringsanlegg nær høstingsområdet (Myrseth pers. med). Kamskjellene som ble høstet i området ble transportert og levert i Trøndelag fylke. Det antas at det ble høstet omtrent 10–30 tonn stort kamskjell årlig i perioden 2007–2014.



Figur 2.10 Fangststatistikk for stort kamskjell, *Pecten maximus*, for årene 1994 til og med 2025. Data hentet fra Norges Råfisklag.

Siden fiskeriet ble etablert, har muligheten for overbeskatning av den høstbare bestanden vært en bekymring. Fangsten var i utgangspunktet uregulert, selv om omsetning av kamskjell var regulert gjennom lisensierte omsetningsledd. Økningen i deltakelse blant dykkere i det kommersielle kamskjellhøstingen mellom 1998 og 2000 førte til at Arbeidstilsynet innførte nye sertifiseringskrav for kommersielle kamskjelldykkere. Dette førte til økte personell- og innsatskrav i dykkeoperasjonene, begrenset rekrutteringen av dykkende fiskere og bidro dermed til å regulere fangsttinningsraten.

Nedgangen i landingene i Trøndelag antas å være et resultat av den økonomiske nedgangen (2009), innføring av nye dykkerforskrifter (2015) og nylig Covid-19-pandemien (2020–2021), og ikke overbeskatning. Basert på utviklingen i fangstdata vurderes det at bestandene i dette området er underutnyttet, og at det finnes et potensial for å øke den kommersielle fangstaktiviteten uten å overbeskatte bestandene. Beregnet årsmiddel for daglig fangsteffektivitet hos dykkerne i perioden 2003-2011 var 190-290 kg kamskjell per dag per dykker, mens gjennomsnittet for perioden var over 200 kg kamskjell per dag per dykker (Strand *mfl.* 2016). Forskjeller i tettheter av kamskjell mellom fangstområdene vil sannsynligvis gi ulik fangsteffektivitet og forklare noe av den variasjonen vi ser i resultatene. Videre indikerer resultatene at det ikke er vesentlige endringer i bestanden av stort kamskjell i kystområdene omkring Hitra og Frøya og uttaket av bestanden fremstår som bærekraftig. Data på alderssammensetning i bestanden støtter opp om dette. Resultatene tyder på at fangsteffektivitet er egnet som indikator for overvåking av endringer.

Ved en tidligere utredning av en forvaltningsmodell for kamskjell (Strand *mfl.* 2006) ble det blant annet foreslått at det på sikt burde vurderes stengte områder. Det ble også diskutert en rotasjonsordning, dette med bakgrunn i at eksisterende høsting foregår basert på rotasjon mellom områder som har høye nok tettheter for høsting. En kost-nytte-vurderinger knyttet til håndheving, støttet at fredning av områder ikke var et gjennomførbart tiltak. Den anekdotiske erfaringen var at den høstbare bestanden ble gjenoppbygget etter to til fire år. Det er uklart i hvilken grad gjenoppbyggingen av bestanden skyldes vekst til lovlig størrelse og/eller migrasjon av kamskjell fra dypere bestander, hvor sistnevnte hevdes å være den dominerende mekanismen av fiskerne.

Utviklingen av fiskeriet på Helgeland antas å være et resultat av økte kamskjellbestander, hovedsakelig på grunn av økt sjøvannstemperatur siden slutten av 1990-tallet (Johnsen og Grefsrud, 2025). Spesielt ser reduksjonen i lange perioder med vanntemperaturer nær dødelig temperatur (<4 °C) ut til å samsvare med utvidelsen av kamskjellpopulasjonene i området.

Dagens dykkerbaserte kamskjellhøsting regnes som bærekraftig. På grunn av flere dødsulykker har imidlertid regelverket for kamskjelldykkere blitt strengere, noe som har begrenset utviklingen av høstingen i Midt-Norge. Siden 2022 har flere teknologiselskap utviklet nye høstemetoder ved bruk av fjernstyrte undervannsfartøy. Fartøyene beveger seg på bunnen og høster kamskjellene ved suging, og skal i prinsippet filtrerer ut bifangst som slippes uskadd tilbake på omtrent samme sted. Kamskjellene sendes direkte til fartøyet for videre lagring. Undervannsfarkosten styres fra båten, og operatørene kan følge høsteoperasjonen via en videostrøm på en skjerm i operasjonsrommet. Det er gitt tids- og volums-begrensede tillatelser til prøvofiske, men det finnes foreløpig ikke data på fangsteffektivitet og miljøeffekter ved bruk av denne typen teknologi.

2.4 Kunnskap og forskningsbehov

2.4.1 Fangsteffektivitet

Resultater fra loggbøker hos dykkere indikerer at informasjon om fangsteffektivitet er egnet som indikator for overvåking av endring i bestanden (Strand *mfl.* 2016). Dette forutsetter imidlertid at det etableres utvidet registrering (f.eks. elektroniske loggbøker) av fangstene, som inkluderer informasjon om effektiv fangsttid, stadfesting av fangstområde og størrelse/vekt/alder i fangstene. Kvaliteten på denne informasjonen kan maksimeres ved å begrense data til dykkere som har oppnådd sin «maksimale effektivitet» og som har vært aktive i fiske over mange år.

Forskjeller i tettheter av kamskjell mellom fangstområdene vil sannsynligvis gi ulik fangsteffektivitet og forklare noe av den variasjonen vi ser i resultatene. Informasjon om tettheter av kamskjell fra ulike steder vil derfor være svært nyttig i vurderinger av utvikling i bestanden.

Det gjøres stadig endringer i organisering og utførelse av det kommersielle fiskeriet. Det bør derfor også inkluderes informasjon om fangst per dykketid (kg/time). Dette vil også gi mer detaljert informasjon for vurdering av hvordan fangsteffektivitet kan brukes i bestandsundersøkelsene.

2.4.2 Ny høstingsteknologi

I det siste har det vært fornyet interesse for høsting av kamskjell ved bruk av fjernstyrte undervannsfarkoster. Flere selskaper har utviklet ulike typer høsteteknologi og Fiskeridirektoratet har gitt tillatelse til prøvefiske med denne type fartøy for høsting av stort kamskjell fra Møre og Romsdal til Nordland fylke. Undervannsfartøyene kan høste i områder dypere enn det dykkere når, men er mindre tilpasset høsting i grunne områder med mer variert bunnsstrat og mange hindringer som stein og vegetasjon. Dette kan føre til økt fiskepress på kamskjellbestandene på dypere enn 15–20 meter, mens fiskepresset på kamskjellbestandene i grunne områder eller områder med kompleks bunnstruktur kan avta.

Til nå har bestandene som lever dypere enn maksimalt dykkedyp blitt antatt å fungere som et «reservoar» som bidrar til rekruttering i områder med høyt fiskepress. Hvordan endring i høstingsmønster påvirker rekruttering, vekstmønster og utbredelse av kamskjellpopulasjonene i området er ukjent. Å sette krav til rapportering ved bruk av denne type teknologi, vil kunne gi en verdifull kilde til data både på fangsteffektivitet, bifangst og biologiske data på stort kamskjell. Denne type data kan brukes til å si noe om utvikling i bestandene og bidra til grunnlagsdata for utvikling av bestandsmodeller.

Basert på utviklingen innen kamera- og ROV-teknologi er det gjort innledende studier for å vurdere hvordan man kan redusere kostnader samt utvide anvendelsesområdet av slik teknologi i de vitenskapelige bestandsundersøkelsene. Denne type studier bør følges opp som en del av den kunnskapsbaserte rådgivningen.

2.4.3 Repopulasjon etter fiske

Generelt er stort kamskjell en stedbunden art og som voksen beveger den seg i liten grad ut over fluktrespons fra ulike predatorer. Det har vært spekulert i om stort kamskjell beveger seg fra dypere til grunnere områder da man etter høsting ser at området fylles opp igjen av skjell, til dels ganske raskt. Det finnes ingen studier eller observasjoner som kan bekrefte disse spekulasjonene. En alternativ forklaring er at det er mye skjell i området som blir oversett under dykkingen og som beveger seg ut i de høstede områdene eller at små skjell vokser og kommer inn i størrelseskategoriene som kan høstes. Kunnskapen rundt repopulasjon av høstede områder er mangelfull og det vil være ønskelig å øke kunnskapen rundt dette temaet.

2.4.4 Fritidsfiske og datafangst

På Vestlandet er det ingen kommersiell høsting av stort kamskjell, men arten er populær blant dykkere (SCUBA og fridykkere). Bekymringsmeldinger om store fangster og svartalg fra fritidsfiskere tyder på at det kan være et betydelig uttak av stort kamskjell som ikke registreres. Det finnes ingen data på hvor mye som høstes på denne måten. Det har i de senere årene kommet flere henvendelser til HI om at stort kamskjell går grunnere enn tidligere (< 10 m dyp) og dermed kan være mer tilgjengelige for høsting av fritidsfiskere. Det er behov for mer kunnskap om bestandene langs kysten og en måte å innhente data til videre undersøkelser kan være å innføre reguleringer på fritidsfiske, for eksempel ved å innføre såkalt «bag limit» slik det gjøres andre steder. Det foreslås å gjøre en kunnskapsinnhenting om praksis og erfaring fra andre land og vurdere om dette også kan innføres som et tiltak i Norge.

2.4.5 Modellering av spredningsprosesser

Rekruttering og spredningsprosesser for larvestadiet i nordlige deler av utbredelsesområdet er antatt å i betydelig grad være styrt av hydrografiske forhold. Videre bestandsvurderinger bør derfor koples opp mot modellresultater for strøm, temperatur og saltholdighet gjennom et tverrfaglig samarbeid ved HI (Norkyst800). Med den pågående økningen i middel sjøtemperatur vil denne type studier kunne si noe om hvilke områder vi kan forvente at stort kamskjell vil etablere seg i, i tiden fremover, spesielt med tanke på de nordligste utbredelsesområdene.

3. Taskekrabbe (*Cancer pagurus*)

Fabian Zimmermann, Johanna Marcussen

3.1 Biologi og utbredelse

Taskekrabbe er en tiftokreps (Fig 3.1) utbredt fra Afrikas nordkyst i sør helt opp til 71° N i Norge (Brattegard *mfl.*, 2011; Mesquita *mfl.*, 2025). Det finnes indikasjoner på at taskekrabben brer seg stadig lenger nordover. Dette kan skyldes økt sjøtemperatur som gir gunstige levekår for arten (Bakke *mfl.*, 2018). Krabbens aktivitet avtar ved synkende temperaturer og under 4–5 °C er den omtrent uvirksom. Krabben er like allsidig i valg av habitat som i geografisk utbredelse. Arten er mest vanlig fra tidevannssonen og ned til 100 m, men har blitt observert ned til 400–500 m (Bakke *mfl.*, 2019).



Figur 3.1 En taskekrabbe fotografert på havbunnen. Foto: Erling Svensen.

3.1.1 Livssyklus

Krabbe må i likhet med andre skalldyr skifte skall for å vokse. Dette foregår på høsten fra september til november (Woll *mfl.*, 2006). De blir kjønnsmodne rundt 11 cm skallbredde, rundt 5–7 års alder. Alder ved kjønnsmodning varierer mellom områder, lenger nord når de kjønnsmoden størrelse senere enn i sør på grunn av langsommere vekst (Bakke *mfl.*, 2018). Frem til de blir kjønnsmoden skifter de skall hyppig før det gradvis avtar.

Parringen foregår når hunnen skifter skall og spermen oppbevares i spermlommene hos hunnen. Hun kan holde på spermen og produsere rogn to til tre ganger før nytt skallskifte, og det kan derfor gå opp mot tre år før hunnkrabbene skifter skall og parrer seg igjen. Etter at

eggene befruktes, vandrer hunnene til dypere vann og graver seg delvis ned. Slik ligger de uten å ta til seg næring de neste 7–8 månedene, mens eggene utvikles.

Hunnkrabben gyter fra oktober til desember og fester utrognen til haleføttene. Etter klekking i juli-august svømmer de pelagiske larvene fritt i ca. to måneder før de bunnslår (Woll *mfl.*, 2006). I løpet av denne fasen skifter de skall sju ganger. Ved bunnslåing er larvene 2–3 mm lange.

Arten har en forventet levetid på 10–20 år og habitatspreferansen varierer gjennom livet. Juvenile krabber lever på grunt vann hele året før de trekker ned til dypere vann når de blir kjønnsmodne. Hvis krabben vokser opp og blir stor kan den bli rundt 22–29 cm over ryggskjoldet (Klaoudatos *mfl.*, 2013). De oppholder seg i grunnere områder på sommeren for å spise og formere seg før de vandrer til dypere vann på vinterstid. Om høsten finner man dem gjerne helt opp i flomålet om kvelden/natten der de beiter på rur og blåskjellyngel.

3.1.2 Økologisk betydning

Krabben er opportunistisk, og spiser det den kommer over, fra fisk og små krepsdyr til maneter og rødalger. De små krabbene blir spist av blant annet leppefisk, blekksprut, ulker, torsk og steinbit. Etter hvert som de vokser blir de også jaktet på av sjøfugl som måker og ærfugl før de i voksen alder har få predatorer, men også voksne krabber er sårbare, særlig under skallskifte før det nye skallet har blitt hardt.

Taskekrabben spiller en relevant rolle i næringskjeden og blir påvirket av endringer i økosystemet. Et eksempel er krabbens rolle i regulering av kråkebollebestanden. Siden 1970-tallet har store mengder av Drøbakskråkebolle (*Strongylocentrotus droebachiensis*) beitet ned tareskogen langs vestkysten av Norge til russergrensen. Gjennom kraftig kystnært fiskepress har det blitt fjernet store mengder av fisk som tidligere regulerte kråkebollebestanden (Norderhaug *mfl.*, 2021). Fraværet av toppredatorer har gitt fritt spillerom for kråkebollen og rundt 2000 km² tareskog har blitt beitet ned (Sivertsen, 1997). Nedgangen skyldes delvis økte temperaturer og dermed rekrutteringssvikt for kråkebollene, men den er også koblet til økte forekomster av taskekrabbe (Woll *mfl.*, 2006). Taskekrabbe er en kjent predator på kråkeboller og i fraværet av fisk som spiser kråkebolle har den overtatt denne nisjen i stor grad (Norderhaug *mfl.*, 2014). På samme tid har taskekrabben antageligvis profitert på en nedgang i bestanden av konkurrenter som hummer og predatorer som torsk og steinbit, særlig i Sør-Norge.

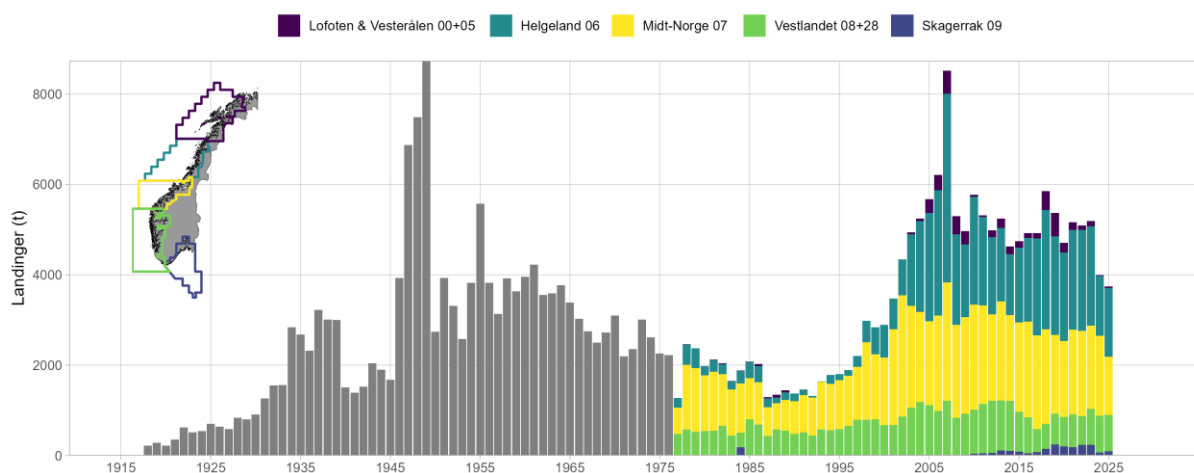
3.1.3 Forvaltningsenheter

Siden taskekrabben langs norskekysten er utbredt over mer enn ti breddegrader er det sannsynlig at bestanden er av ulik størrelse og er påvirket av ulikt fiskepress og andre påvirkningsfaktorer i de ulike områdene. Det er derfor essensielt å dele opp Norges krabbebestand i flere mindre forvaltnings- eller bestandsenheter for å kunne avdekke regionale endringer og gi målrettede forvaltningsråd. Taskekrabbe er, tilsynelatende, svært lik genetisk i hele utbredelsesområdet (Ungfors *mfl.*, 2009) og i Norge er taskekrabbe antakelig å regne som én biologisk bestand, med lik morfologi og biologiske parametere som vekst, kjønnsmodning og temperaturpreferanse (Bakke *mfl.*, 2019). I denne rapporten er det definert fem forvaltningsområder/-bestander, basert på de statistiske fiskeriområdene. Områdene er definert, fra sør til nord, som: Skagerrak (hovedområdet 09), Vestlandet (28 og 08), Midt-Norge (07), Helgeland tilsvarende (06) og Lofoten og Vesterålen (00 og 05).

3.2 Fiskeri og forvaltning

Fisket etter taskekrabbe er et av de største skalldyrfiskeriene i Europa, og de siste ti årene har de årlige landingene i hele Europa ligget rundt 40–50 tusen tonn (Mesquita *mfl.*, 2025). Det norske fiskeriet etter taskekrabbe har en lang tradisjon i Norge og startet opp allerede tidlig på 1900-tallet, med en første topp på 1940-50-tallet (Fig 3.2). De siste 20 år har landingene ligget relativt stabilt rundt 5 000 tonn. Det fiskes taskekrabbe langs hele kysten, men hovedområdet for det kommersielle fisket er fra Stad og nordover langs Helgelandskysten. I 2025 deltok 388 båter i fisket etter taskekrabbe på landsbasis (årlig fangstmengde over 100 kg). Den årlige verdien av landet krabbe (førstehåndssalg til salgslagene) har ligget stabilt rundt 50–75 millioner kroner i året. I tillegg, fiskes det en ukjent mengde taskekrabbe som ikke registreres hos salgslagene, i fritidsfisket, som bifangst i garn- og leppefiskfisket som blir kastet ut eller delvis brukt til agn, og i spøkelsesfiske (Zimmermann *mfl.* 2020, Loga 2022).

Fisket foregår etter kjønnsmodne individer på høsten, ofte på områder der hunnene samles for å beite og senere gyte, det vil si hovedsakelig innenfor 12 nautiske mil fra grunnlinjen. I slike områder kan andelen hunner i fangstene ligge på 70–80 % (Woll *mfl.*, 2006). På slutten av høsten og gjennom vinteren, når de har fått utrogn, lokkes ikke hunnene av åtet i teinene, og andelen hunner avtar i fangstene.



Figur 3.2 Årlige landinger i hvert av de ulike forvaltningsområdene, basert på sluttседdelregisteret fra Fiskeridirektoratet (fra og med 1977) og totale nasjonale landinger fra Statistisk Sentralbyrå (1900-1976). Kartet viser forvaltningsområdene.

3.2.1 Reguleringer av krabbefiske

Med unntak av minstemålet og noen redskapskrav er fisket etter taskekrabbe i Norge åpent og uregulert, det vil si at fisket ikke er adgangsregulert eller regulert ved kvoter. Taskekrabben fiskes i all hovedsak med teiner. De skal være utstyrt med fluktåpninger for hummer (Fiskeridirektoratet J-125-2016) i området fra svenskegrensen til Tysfjord i Nordland kommune, med unntak av manntallsførte fiskere i Trøndelag og Nordland fylke. Det eneste landingsregulerende tiltaket er minstemål på 11 cm skallbredde fra svenskegrensen til 59°30' N (Rogaland), og 13 cm skallbredde nord for 59°30' N (Fiskeridirektoratet J-125-2016). Utover minstemålet, gjør fiskere en sortering av fangsten. Eggbærende hunnkrabber og krabber

som nylig har skiftet skall («vasskrabber»), sorteres ut fra fangsten og hives tilbake i sjøen. Disse leveres ikke da de har for dårlig kvalitet (Woll *mfl.*, 2006).

3.2.2 Urapportert fiske

Det finnes trolig et betydelig fiskerelatert uttak av taskekrabber som ikke blir rapportert. Det er i all hovedsak tre årsaker: 1) bifangst, særlig i garn og leppefiske, inkludert utkast og bruk av krabber til agn; 2) fritidsfiske; 3) spøkelsesfiske. Fritidsfiske etter taskekrabbe er populært i Norge, men fordi det er ingen påmeldingsordning eller rapporteringsplikt er deltakelse i fisket og fangstene ukjent. Det finnes heller ikke begrensninger, med unntak av antall teiner som kan brukes. Det kan antas at landinger ligger på samme eller høyere størrelsesnivå som kommersielt fiske i noen områder, særlig på Sør- og Vestlandet, slik det ble funnet for hummer (Marcussen *mfl.*, 2025a). Når redskap blir mistet, men fortsetter å fiske kalles det spøkelsesfiske, noe som skjer forholdsvis ofte i teinefisket og kan resultere i betydelig fiskedødelighet over lengre tidsperioder. Det kan antas at spøkelsesfiske utgjør en relevant del av fangsten av taskekrabbe, men det har vært vanskelig å kvantifisere effekten. Loga (2022) estimerte at spøkelsesredskaper i Raet nasjonalpark, alene, fanger et sted mellom 6 000 og 25 000 krabber per år og at det i gjennomsnitt er de store krabbene som blir værende i teiner som fortsetter å fiske. Det betyr at antallet krabber som dør i spøkelsesfisket er større enn antall krabber som landes i det kommersielle fisket i det samme området.

3.3 Bestandsutvikling

Tilgjengelige data på taskekrabbe er begrenset og består hovedsakelig av fiskeridata, både offisielle rapporteringer samt springersdata og HIs datainnsamling fra referansefiskere. Det er lite fiskeriuavhengige data på taskekrabbe, først og fremst fra enkle undersøkelser til metodeutvikling og validering av fiskeridata. En oversikt over samlede datakilder som inneholder informasjon om taskekrabbe finnes i Zimmermann *mfl.* (2020) og Marcussen *mfl.* (2022). Taskekrabbe i Norge anses som datafattige bestand, både på grunn av begrensninger i datakvalitet og -kvantitet, begrenset kapasitet og ressurser til overvåking, og på grunn av typiske biologiske utfordringer som gjør det ofte spesielt vanskelig å vurdere skalldyrbestander (Goto *mfl.* 2026). Bestandsindekser på taskekrabbe har blitt estimert fra fiskeridata (sluttsedlene og referansefiskere) og brukes som grunnlag til å vurdere bestandsutviklingen.

3.3.1 Kommersielle landingsdata

Når fiskere leverer krabbene til salgslag blir vekt registrert for hver landing, det vil si at det ikke er tilgjengelig informasjon om antall krabber, heller ikke hvor mange teiner eller hvor lang tid fiskeren har brukt. På Sørlandet var krabbefisket unntatt registrering inntil 2010. Grunnen til dispensasjonen var at krabben hadde svært blandet kvalitet og at det var vanskelig for handelsleddene å kunne garantere for kvaliteten og fiskerne omsatte krabben direkte (Søvik *mfl.*, 2010). De fleste kommersielle krabbebåtene i dag er under 15 meter og har derfor hatt redusert rapporteringsplikt utover den informasjonen som leveres/rapporteres hos salgslagene. Båter over 15 meter er pålagt å rapportere detaljert informasjon om fangst og innsats underveis gjennom loggboksystemet. Dette vil bli pålagt alle båter stegvis fra 2022.

3.3.2 Referansefisket på taskekrabbe

I 2001 ble det opprettet et nettverk av kommersielle referansefiskere for å tette kunnskapshull forårsaket av begrenset rapporteringsplikt i det kommersielle fiske, samt samle inn biologiske data. Data fra disse referansefiskerne (fangstrate og lengdefordeling) har blitt brukt som

indikator for bestandstilstand de siste årene, og utviklingen til og med 2015 beskrives detaljert av Søvik mfl. (2017). Referansefiskerne rapporterer fangst (antall og mål på individ) per teine, i tillegg til viktig innsatsdata (f.eks. antall teiner og stå-tid). For å kunne vurdere robustheten og anvendeligheten av referansefiskedataene, burde dataene vurderes opp mot en fiskeriuavhengig kilde før de brukes i bestandsindekser. Selv om datainnsamlingen har blitt redusert til annethvert år fom. 2015, har rekruttering til referansefisket fremdeles vært vanskelig. Det bidrar til at tidsserien har en begrenset romlig dekning, med få eller ingen data fra noen av forvaltningsområdene noen år.

3.3.3 Fiskeriuavhengige data

Garn- og rusetoktet er et årlig HI-tokt som undersøker kysttorsk og andre bunnfisk i grunnere områder (<30 m) langs kysten, men krabbe forekommer hyppig i fangstene på toktet. Annethvert år går toktet mellom Stad og Vikna og Steigen og Vikna (2013, 2016, 2018, 2020 og 2022), med fullstendig dekning i 2024. Under toktet fiskes det med trollgarn (35 og 45 mm stolpelengde) og åleruser. For gode fiskeriuavhengige bestandsindekser er det optimalt med undersøkelser rettet mot arten/bestanden, men det har nylig blitt avdekket at også studier som ikke er rettet mot krabbe likevel kan anvendes for estimering av biomasseindekser (Mesquita mfl., 2020). Garn- og rusetoktet har gjort noen tiltak for å redusere krabbefangstene, som å opptampe garnene 35 cm og redusert redskapenes stå-tid til 12 timer og endringer av noen av de faste lokasjonene (K. Nedreaas, personlig kommunikasjon). Likevel vurderes garn- og rusetoktet som potensiell datakilde for en fiskeriuavhengig bestandsindeks. HIs taskekrabbetokt ble kjørt parallelt med garn- og rusetoktet i 2021 på Mørgekysten og i 2025 ble krabbeteiner inkludert på toktet for å kunne sammenligne krabbefangster i teiner med dem i garn, ruser og på BRUVs (agnete undervannskamera). Et pågående prosjekt evaluerer nytteverdien av toktet, og særlig BRUVs, til å overvåke taskekrabbe i fremtiden.

3.3.4 Bestandsindekser

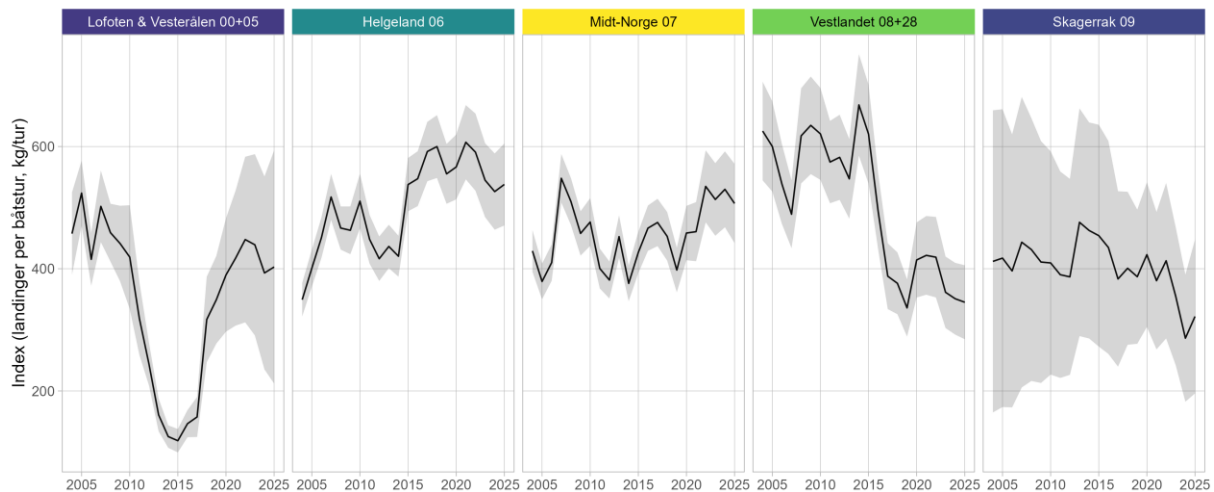
Bestandsindeksene er basert på standardisert fangst-per-enhet-innsats av henholdsvis sluttседler (LPUE; landings-per-unit-effort) og referansefiskere (CPUE; catch-per-unit-effort) som skal representere endringer i bestanden. Dette innebærer å isolere den årlige endringen i bestanden fra alle de andre faktorene som påvirker hvor mange krabber som går i hver teine. Større datagrunnlag i sluttседler tillater å estimere LPUE-indeks per forvaltningsområde, mens CPUE-indeksen fra referansefisket lages på nasjonalt nivå (Fig 3.3). Referansefisket har en høyere oppløsning på innsats som gjør den standardiserte indeksen bedre egnet til å isolere årlige endringer fra alle de andre faktorene som påvirker fangstene, men begrenset deltakelse i noen områder gjør det vanskelig å estimere endringer i CPUE over tid på en konsistent måte.

Et forholdsvis stort datagrunnlag fra sluttседlene resulterte i en relativ høy presisjon for LPUE indeksen, særlig i områdene Helgeland, Midt-Norge og Vestlandet, mens usikkerheten er høy i de mest nordlige og sørlige områdene grunnet begrenset yrkesfiske og/eller mye variasjon i deltakelse over tid. Indeksene indikerer en stabil bestandsutvikling i Helgeland og Midt-Norge, men en nedgående trend fra et opprinnelig høyt nivå i Vestlandet. Trendene i Skagerrak og Lofoten og Vesterålen antas å gjenspeile primært svingninger i deltakelsen og landingsstruktur, og antas ikke å være representativt.

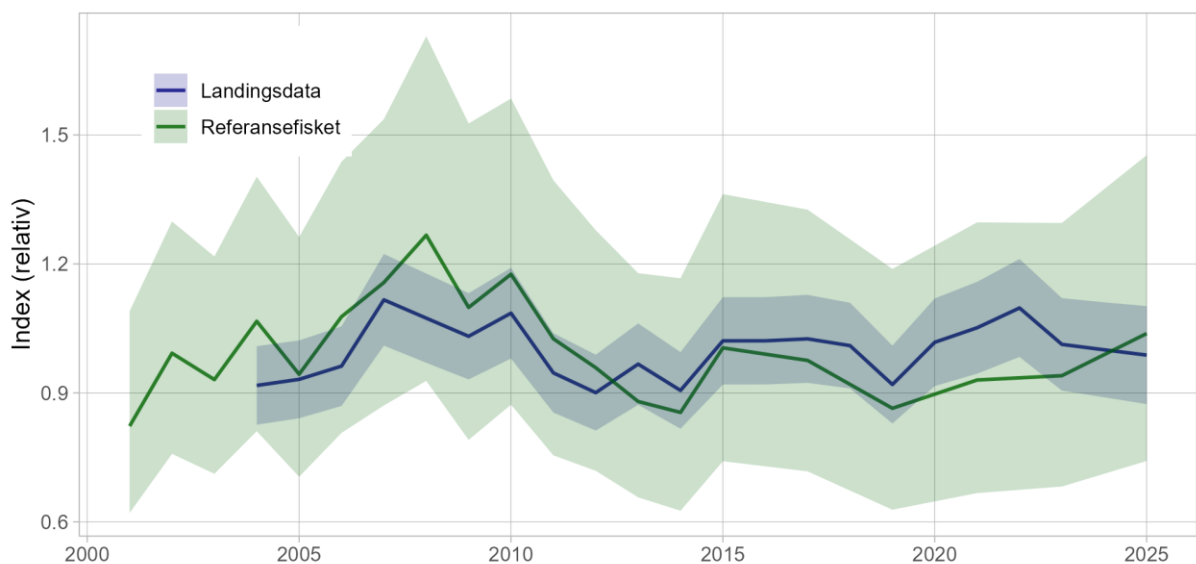
På nasjonalt nivå er det stabile trender de siste 20 årene, både i indeksen basert på referansefisket og fra sluttседldataene (Fig 3.4). Det er fremdeles uklart hvordan og hvor godt de estimerte nasjonale trendene faktisk beskriver endringene i bestanden, men basert på

validering av data fra referansefisket mot krabbetoktet, er referansefangstene sannsynligvis en representativ kilde til bestandsindeks. Siden de to indeksene følger hverandre på nasjonalt nivå, antar vi at landingsdata er en tilstrekkelig kilde til estimering av regionale LPUE-indeks. Dette er også observert for tilsvarende data og fiskeri på sjøkreps (Zimmermann *mfl.*, 2022).

Tidligere analyser (Marcussen, 2022) har vist at datagrunnlaget er ikke tilstrekkelig for å lage et kvoteråd basert på en bestandsmodell (tilsvarende ICES-kategoriene 1 eller 2), men at det tillater en indeksbasert tilnærming ved bruk av høstingsregler (ICES-kategori 3).



Figur 3.3 Indekser av standardisert LPUE (landinger per båtstur) per forvaltningsområde estimert med en GAMM fra sluttseddeldata (2004–2025).



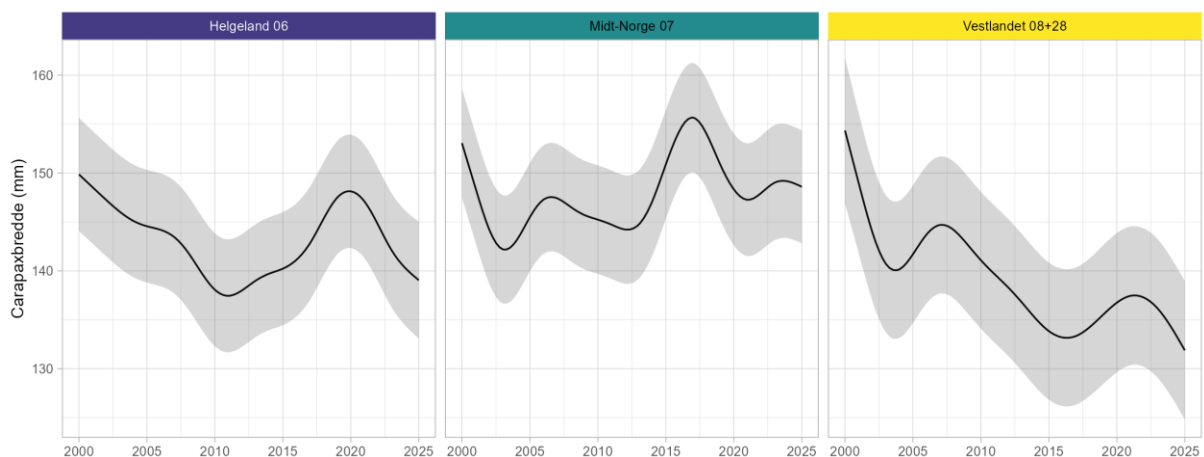
Figur 3.4 Årlige endringer i taskekrabbestanden på et nasjonalt nivå. Linjene indikerer estimerte relative endringer i bestanden basert på henholdsvis fangsratene i referansefiske i blått (CPUE) og landingsdata i grønt (LPUE). CPUE-indeksen er gitt som relative endringer i antall krabber per teine, mens LPUE-indeksen er gitt som landinger per fisketur. CPUE-

indeksen er basert på data fra Vestlandet, Midt-Norge og Helgeland, mens LPUE-indeksen inkluderer i tillegg Lofoten og Vesterålen og Skagerrak. Indeksene er korrigert for teinenes ståtid, sesongvariasjon til hver enkelt fisker, områdeeffekt og fiskereffekt, og er antatt å reflektere endringer i bestanden. Linjer er estimert gjennomsnitt og skraverte områder indikerer 95 % konfidensintervall.

3.3.5 Størrelsesindekser

Størrelsesdata fra referansefiskere ble brukt til å estimere størrelsesindekser per område ved bruk av statistiske modeller (GAMM) (Fig 3.5). Modellen tar hensyn til variasjon i dataene relatert til fisker, sesong og kjønn. I tillegg, brukes en glattingseffekt over tid som gjør det mulig å interpolere år uten data. Antagelsen er da at utviklinger i størrelsessammensetning følger langsiktigere svingninger, noe som kan forventes av en langtlevende art som taskekrabbe. Kun dataene fra Helgeland, Midt-Norge og Vestlandet ble vurdert å være konsistent nok for en representativ lengdeindeks.

Utviklingen i lengdeindeksene gjenspeiler i stor grad LPUE-indeksene. Mens Helgeland og Midt-Norge viser ingen klare trender gjennom hele tidsserien, ble en nedgang fra et opprinnelig høyt nivå observert på Vestlandet. Det må understrekkes at størrelsessammensetning påvirkes av både fiskedødelighet og rekruttering, slik at endringer i størrelsesindeksen kan både skyldes fisketrykk (fjerner store krabber) og innkommende årsklasser (flere/færre småkrabber).



Figur 3.5 Størrelsesindekser som viser endringer i størrelsessammensetning over tid per forvaltningsområde. Lengdeindeksene ble estimert med en GAMM-tilnærming som inkluderer forvaltningsområde, kjønn og fiskesesong som forklaringsvariable, med år som en glattet prosess og fisker som en random intercept. Linjene indikerer estimerte gjennomsnittlige størrelser i bestanden basert på registreringer i referansefiske og skraverte områder indikerer 95 % konfidensintervall.

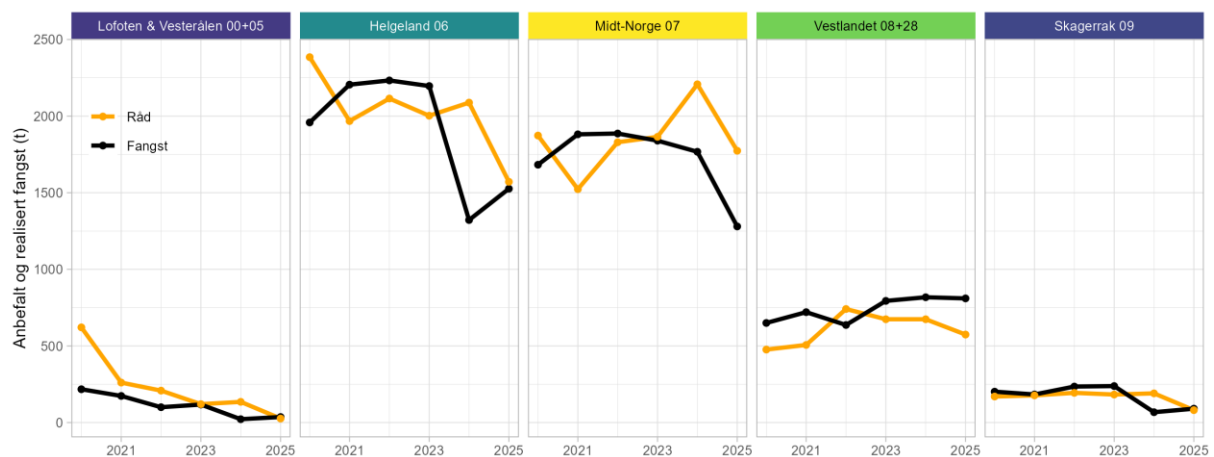
3.3.6 Råd basert på rfb-/rb-regler

For datafattige bestander hvor datagrunnlaget er ikke tilstrekkelig for en analytisk bestandsvurdering basert på en bestandsmodell, anbefaler ICES å bruke høstingsregler for å gi råd (ICES, 2025). Høstingsreglene baserer seg på livshistorieparametere, bestandsindekser og størrelsessammensetning, og finnes i flere varianter avhengig av livshistorie og tilgjengelig

data for en bestand. På taskekrabbe passer derfor rfb- og rb-reglene for henholdsvis områder med og uten størrelsesindekser.

I utgangspunktet baserer høstingsreglene seg på det siste kvoterådet. For en bestand uten tidligere kvoteråd brukes i stedet gjennomsnittet av landinger fra de tre siste årene. Effektene av denne tilnærmingen i forhold til landinger tilbake er illustrert i Fig 3.6). Fordi kvoterådet baserer seg på tidligere landinger, samsvarer rådet og landinger godt i alle områder. Det er en tendens til at landinger ligger under rådet de fleste årene i områdene nord for 62°N, særlig i Midt-Norge og Lofoten og Vesterålen. I Vestlandet og Skagerrak derimot hadde rådet indikert at landinger bør holdes stabilt eller reduseres i flere år. Fordi rådet baserer seg kun på rapporterte landinger, gjelder det kun for yrkesfisket og tar ikke hensyn til fritidsfisket.

Hvis HI hadde gitt råd basert på rfb- og rb-reglene, anbefaltes det for 2026 at landinger fra yrkesfisket ikke bør overstige 3757 tonn totalt i alle fem forvaltningsenheter. Det er en endring av 0.4 % sammenlignet med landinger i 2025. I forvaltningsenhetene anbefales at landinger fra yrkesfisket ikke bør overstige 1444 t i Helgeland, 43 t i Lofoten og Vesterålen, 1536 t i Midt-Norge, 639 t i Vestlandet, og 94 t i Skagerrak.



Figur 3.6 Realisert fangst (svar) og tilsvarende kvoteråd (oransje) basert på høstingsregler per område og år. Høstingsreglene er rfb-regel for områder med lengdeindekser og rb-regel for områder uten lengdeindekser (Skagerrak, Lofoten og Vesterålen). Figuren viser hva rådet for det følgende året hadde blitt hvis man hadde introdusert et regelbasert kvoteråd i dette året.

3.4 Kunnskaps- og forskningsbehov

Taskekrabbe i norske farvann er en databegrenset art, til tross av at den har en nøkkelfunksjon i det kystnære økosystemet, en lang fiskerihistorie og betydelig økonomisk verdi. En sentral utfordring er at taskekrabbe er spredt ut langs nesten hele kysten og danner mest sannsynligvis regionale bestander, noe som gjør det krevende å overvåke. I tillegg er arten ikke lett tilgjengelig til klassiske tokt, noe som resulterer i svært lite fiskeriavhengige data. Viktige kunnskaps- og forskningsbehov handler derfor hovedsakelig om å forbedre datagrunnlaget fra både yrkes- og fritidsfisket, i tillegg til å definere bedre bestandsstrukturen og tilsvarende forvaltningsenheter. Å kvantifisere urapporterte fangster er spesielt viktig til å gi et fullstendig og nøyaktig bilde av totaluttaket, noe som er sentralt for mange bestandsvurderingsmetoder og en tilstrekkelig forvaltning av en bestand.

3.4.1 Urapportert fangst: fritidsfiske og bifangst

Taskekrabbe fiskes mye av fritidsfiskere, men vi har lite kunnskap om omfanget og mulige endringer over tid. En sentral begrensning er at det ikke er påmelding til krabbefisket, slik som til hummerfisket. En påmeldingsordning kan gi et tilstrekkelig grunnlag til å estimere deltakelse og uttak i fritidsfisket (Marcussen *mfl.*, 2025a). En påmeldingsordning, for helst alt faststående redskap, bør derfor innføres, og en rapporteringsordning for krabbefangster burde vurderes. I tillegg, er det en ukjent andel urapporterte krabber som tas som bifangst i garnfisket, fiskes til agn eller som dør i spøkelsesfisket. Rapportering av og forskning på bifangst, utkast og spøkelsesfiske, samt resulterende dødelighet, burde derfor utvides.

3.4.2 Bedre og mer omfattende fiskeridata

Fiskeriavhengige data er en kostnadseffektiv kilde til informasjon om utviklingen av både fiskeriet og bestanden. For at data fra kommersiell fangst skal reflektere utviklingen i en bestand og gi en representativ indeks som kan benyttes i bestandsvurdering, er det avgjørende at relevante opplysninger blir rapportert mest mulig korrekt, og så detaljert som mulig. Særlig gjelder dette opplysninger om data på fangst, innsats og fiskeriteknologi. Overvåkingen av taskekrabbe er til nå hovedsakelig basert på sluttseiddedata, som anses som en forholdsvis grov indikator av endringer i bestanden. Det er derfor behov for en utvidet rapportering av elektroniske fangstdagbøker, teineposisjoner og VMS fra hele flåten som fisker taskekrabbe. Her er det også sentralt at den utvidete rapporteringen utformes slik at viktig informasjon om fangst, innsats (antall teiner, teinetype, stå-tid) og posisjon blir meldt inn så fullstendig og nøyaktig som mulig. For at det lykkes bør det tas hensyn til spesifikke utfordringer på småbåter med en bemanning av en eller to personer.

3.4.3 Forvaltningsmål

Det mangler så langt en overordnet forvaltningsstrategi for taskekrabbe. Det er verken definert forvaltningsmål for bestanden eller for taskekrabbens rolle i økosystemet. Det anbefales derfor at det settes i gang forskning og en diskusjon om hvordan taskekrabbe som en viktig kystressurs kan utnyttes best mulig på en bærekraftig måte.

3.4.4 Behov for fiskeriavhengige data

For å forbedre kunnskapsgrunnlaget om biologien og validere fiskeriavhengige data for bruk i bestandsestimater er det behov for fiskeriavhengige undersøkelser. HI har jobbet på metodeutvikling for å gjennomføre egne tokt og ta i bruk ny teknologi som video/BRUVs samt

KI-baserte analysemodeller, noe som kan bidra til å samle mer fiskeriuavhengige data i framtiden. Det er likevel ikke realistisk at det kan gjennomføres tokt som dekker bestander på en omfattende måte med dagen begrensede ressurser, derfor burde fiskeriuavhengige undersøkelser hovedsakelig sikte på å tett kunnskapshull (validere fiskeridata, forbedre kunnskap på livshistorie, utbredelsen, trofiske interaksjoner, osv.).

3.4.5 Bestandsstruktur

Fiskepresset og trolig bestandstilstanden på krabbe varierer fra område til område, det er derfor essensielt med en faglig basert oppdeling av bestanden i forvaltningsenheter og økt kunnskap på regionale fenologiske og genetiske forskjeller. Det bør derfor også vurderes om det skal gjennomføres en målrettet populasjonsgenetisk analyse langs hele kysten. I tillegg, er det viktig å forstå hvordan de ulike bestandskomponentene er koblet sammen (konnektivet) gjennom blant annet larvespredning og vandring.

3.4.6 Utbredelse og spredning

Det er uklart hvor langt taskekrabben har spredt seg, og om spredningen er en kontinuerlig prosess som fremdeles pågår. Det anbefales derfor å undersøke og utvide overvåkingen av utbredelsen av taskekrabbe i Nord-Norge. HI har gjennomført undersøkelser i Troms i 2023 og 2024 som viser betydelige forekomster i sør-vestlig Troms og en klar negativ gradient mot nordøst (Marcussen *mfl.*, 2024; Marcussen *mfl.*, 2025b). Registeringer i Artsdatabanken og anekdotisk informasjon tyder i tillegg på sporadiske forekomster i Vest-Finnmark.

3.4.7 Fremmedstoffer

Taskekrabbe har en forholdsvis høy fremmedstoffbelastning. Det gjelder særlig kadmium i Nord-Norge (Wiech *mfl.*, 2020). Det er forholdsvis uproblematisk når man spiser kun klo-kjøtt, men konsum av innmaten kan resultere i en belastning over grenseverdien selv når man spiser relativt lite krabbe. Det er behov for mer forskning for å forstå hvor stoffene kommer fra, hvorfor det finnes store regionale forskjeller og hvordan det påvirker krabbene. I tillegg, påvirker denne problemstillingen etterspørselen på krabbe negativt, noe som begrenser etterspørselen etter taskekrabbe og lønnsomheten av krabbefisket.

4. Rødspette nord for 62N (*Pleuronectes platessa*)

Jon Egil Skjæraasen, Yves Reece, Kjell Nedreaas

4.1 Biologi og utbredelse

Rødspette er en flyndrefisk som finnes i det østlige Atlanterhavet fra Barentshavet i nord og sørover til Middelhavet og nordvestkysten av Afrika (Hoarau *mfl.*, 2005). Rødspette er oppdelt i en rekke bestander, der nordsjøbestanden er den største. Man finner rødspetten fra fjæra og ned til ca. 200 meter (Watts *mfl.*, 2010). Den kan bli opptil 1 meter og 7 kilo. De yngste individene er konsentrert i grunne kystfarvann. Som vanlig hos flatfisk vokser hunnen mye raskere enn hannen og blir betydelig større. Kjønnsmodningen inntreer vanligvis ved 2–3-årsalder i Nordsjøen, og trolig noe senere lenger nord, og generelt senere for hunner enn for hanner.



Rødspette (*Pleuronectes platessa*). Fotograf: Erling Svensen / Havforskningsinstituttet

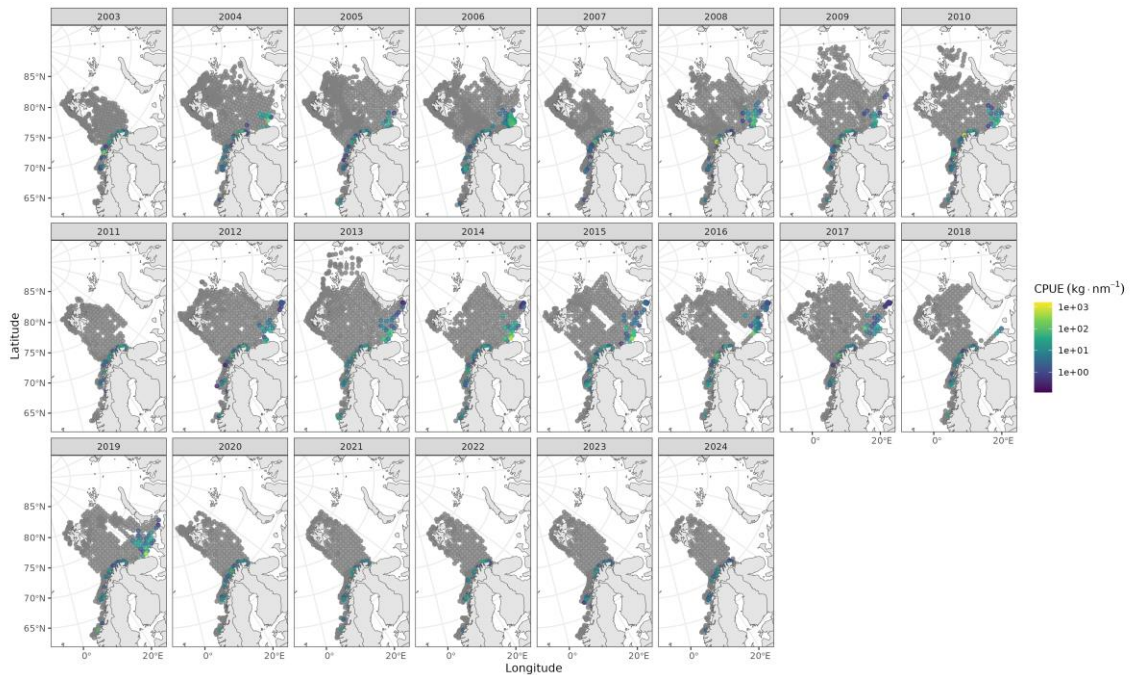
Voksen rødspette vandrer hvert år mellom gyteområder i den sentrale og sørlige del av Nordsjøen og beiteområder noe lenger nord (Dunn og Pawson 2002, Kell *mfl.*, 2004). Det er påvist at i hvert fall deler av denne vandringen foregår pelagisk.

Larvedriften varierer med vær og vind (Dunn og Pawson 2002), og fra det første leveåret fins larvene på grunne sanddyner (0–3 m), mens rødspetten seinere i livet vandrer dypere og migrerer lite (ICES 2025a). Voksen fisk spiser børstemark, skjell, maneter, krepsdyr, pigghuder og små fisk (Rijnsdorp og Vingerhoed 2001). Rødspette er en god matfisk.

4.2 Bestandsutvikling

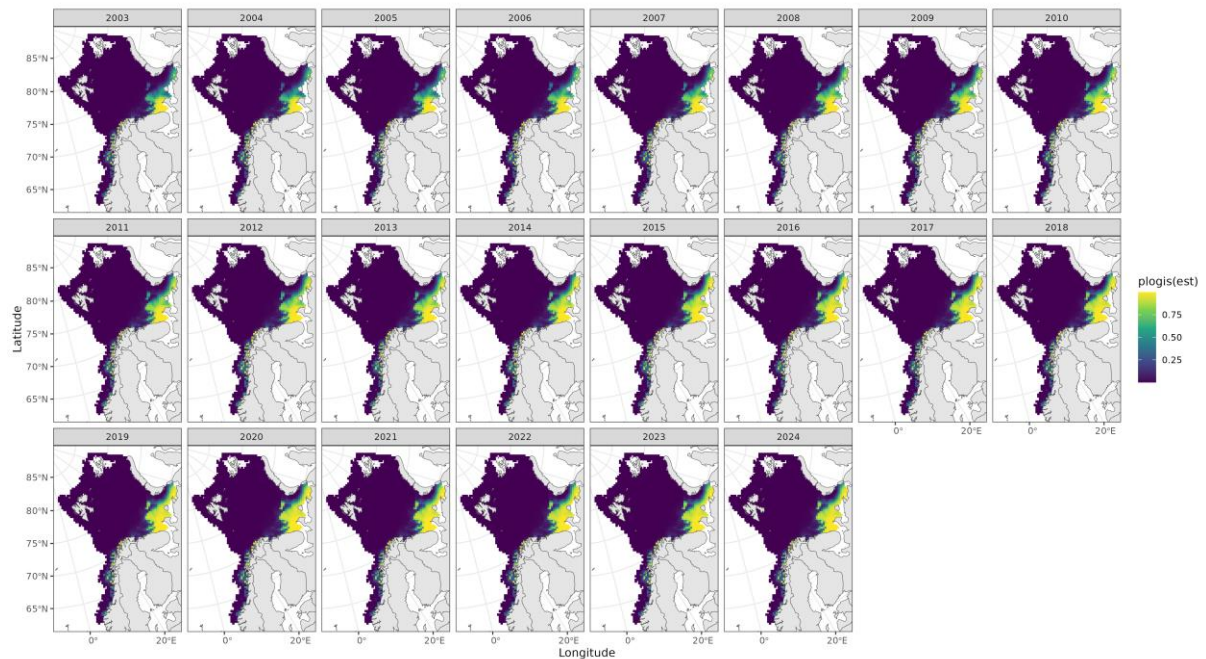
Rødspette i Nordsjøen vurderes av ICES. Denne bestanden vurderes til å være i særdeles god forfatning med ett råd for 2026 på 164 219 tonn (ICES 2025b). Nord for 62°N gis det ikke råd

for rødspette, og det er ingen aktiv forvaltning av rødspette her. For å foreta en bestandsvurdering, dvs. beregne en indeks i dette området, benyttet vi oss av to toktserier fra HI; økosystemtoktet i Barentshavet og kysttoktet langs Norskekysten. Begge disse toktene benytter samme redskap, en Campelen trål, og er derfor egnet til å konstruere en kombinert indeks som benytter seg av data fra begge toktene. Data var tilgjengelig i perioden 2003 til 2024, med noen hull i russiske farvann i Barentshavet (Fig 4.1).



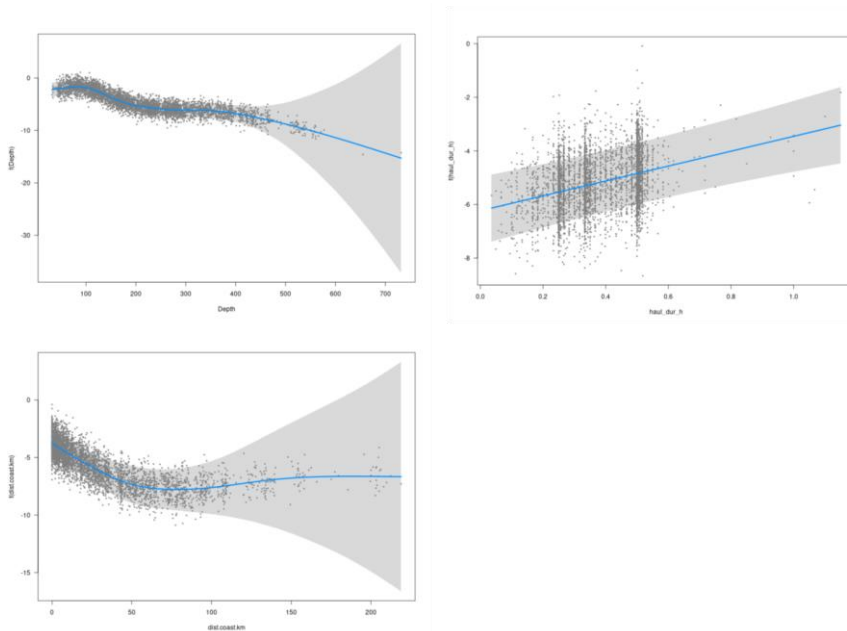
Figur 4.1 Rådata (Catch Per Unit Effort (CPUE)) for rødspette fra økosystemtoktet og kysttoktet, 2003-2024. Grå farge indikerer 0-fangster.

Det ble først gjennomført en analyse som ga sannsynligheten for positive fangster i områdene dekket av disse toktene ved hjelp av en dmTMB spatio-temporal modell. Denne analysen indikerte økt sannsynlighet for positive fangster av rødspette i kystnære områder med den største sannsynligheten for positive fangster helt øst i Barentshavet i russisk farvann (Fig 4.2).



Figur 4.2 Forekomst av rødspette i fangstene standardisert til 1 tråltime predikert av modellen.

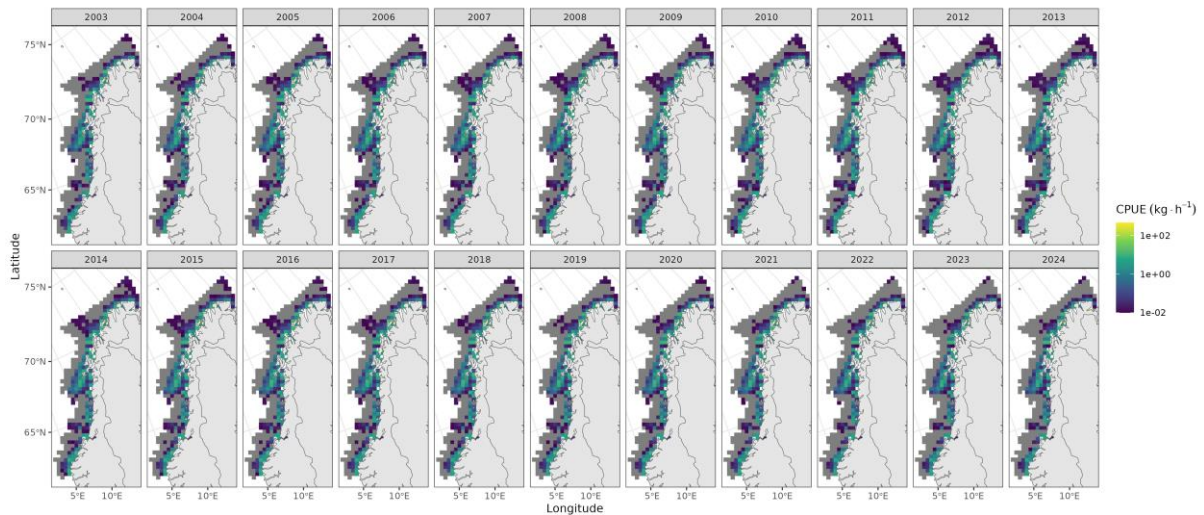
Ved hjelp av de samme dataene konstruerte vi deretter en biomasseindeks ved hjelp av en delta-gamma-modell, m.a.o. en to-steps modell som først modellerer den binomiske sannsynligheten for en positiv fangst og deretter størrelsen på fangsten ved hjelp av en gamma fordeling. Disse to komponentene ble modellert og tilpasset separat i to steg.



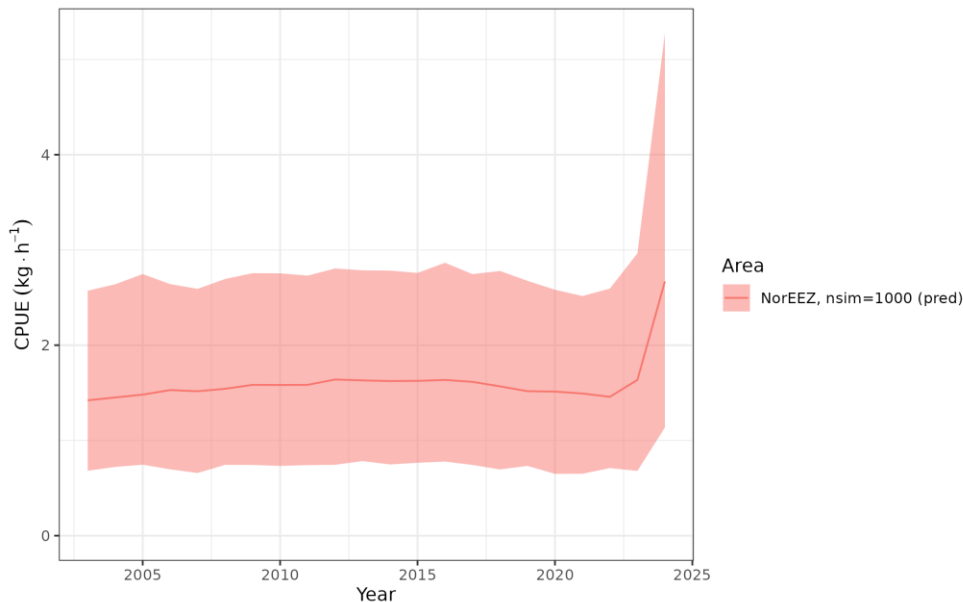
Figur 4.3 Modell resultater for delta-gam modellen. Øverst til venstre, effekt av dyp, øverst til høyre effekt av varighet av trålhal og nederst til venstre avstand til kysten.

Det ble funnet at sannsynligheten for fangst av rødspette minsket ved økende dyp, avstand til kysten og økte med varighet av trålfal (Fig 4.3). På samme måte minsket størrelsen på rødspettefangster med økende dyp, og var positivt korrelert med varighet av trålfal.

Predikerte fangster i tid og rom i Norsk Økonomisk Sone (NØS) vises i Fig 4.4.



Figur 4.4 Fangst prediksjoner fra delta-gam modellen standardisert til 1 times tråltid i tid og rom. Grå piksler: predikerte fangster $< 10 \text{ g} \cdot \text{t}^{-1}$.



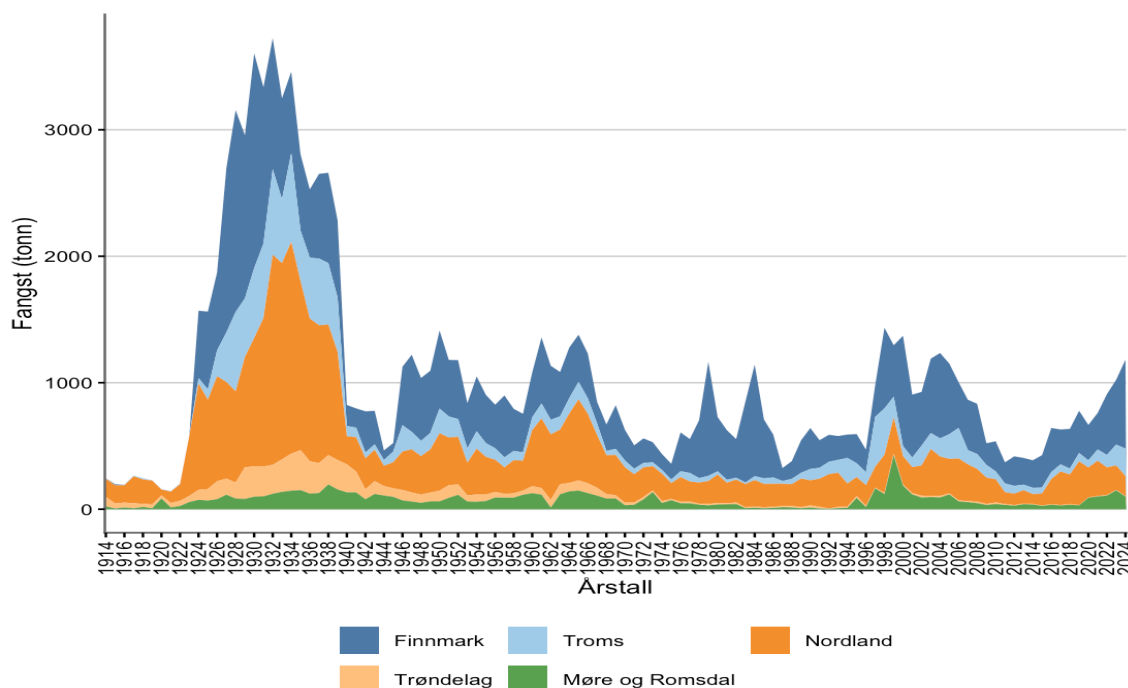
Figur 4.5 Områdevektet årlig CPUE-indeks for rødspette i nord. Gjennomsnitt (heltrukken linje) og konfidensintervall (95%; skravert område).

Den endelige område - vektete CPUE-indeksen basert på modellen beskrevet ovenfor, og deretter 1000 simulerte presence/absence sannsynligheter og positive fangster er presentert i Fig 4.5. Denne indikerte en svært flat, lite dynamisk CPUE indeks for rødspette nord for 62°N. M.a.o. basert på vår analyse virker rødspettebestanden i dette området svært stabil i perioden 2003-2024. Tendensen til en økt indeks de siste årene drives i all hovedsak av en enkelt stor fangst i 2024.

4.3 Norsk fiskeri

4.3.1 Fangststatistikk

Data for norske landinger er hentet fra tabeller i de årlige utgavene av «Norges Fiskerier» (1914-1960) og «Fiskeristatistikk» (1961-1977) utgitt av Fiskeridirektøren. Statistisk sentralbyrå har siden skannet disse bøkene. For perioden 1977-2024 har vi hentet data fra Fiskeridirektoratets digitaliserte sluttseddeldatabase. Dette er altså landingsdata for alle kommersielle arter i Norge, og det gir unik innsikt i utvikling over tid. Statistikken er delvis presentert per kommune/herred, men i denne rapporten har vi begrenset den geografiske oppløsningen til fylke. Man kan se opp- og nedganger i landinger og sette de i sammenheng med samtidige begivenheter i historien. For rødspette har kompetansebedriften SALT (www.salt.nu) sammen med masterstudentene Harald Kjærnli og Jens Braaten Ustvedt digitalisert, satt sammen og kvalitetssikret hele tidsserien fra 1914-2024 som vises nedenfor i Fig 6 for alle fylker nord for 62°N.

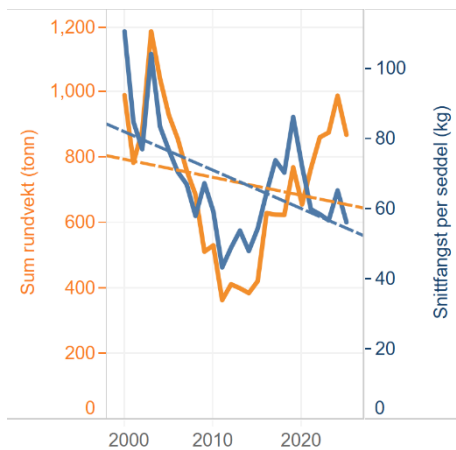


Figur 4.6 Aggregerte fangster av rødspette Nord for 62°N splittet på fylke 1914-2024 (Kilder: Fiskeridirektoratet; Ustvedt 2026).

Fig 4.6 viser en særdeles rask utvikling av fisket etter rødspette nord for 62°N i 1920-årene som følge av den nye redskapen snurrevad «importert» fra Danmark. Det er både blant forskere og fiskere uttrykt bekymring for denne økningen, og det ble satt i gang forskning (bl.a. merkeforsøk og minstemål) og man innførte fredning i gytetiden. Dette er blant annet beskrevet

av Devold (1937 og 1942). Gjenfangster på 25-30% av antall merket fisk er svært høyt, og dette synliggjør også at arten er sårbar for høyt beskatningstrykk, noe som også var bakgrunnen for ovennevnte gytefredning som med lov ble innført i 1932. I et historisk perspektiv ser man i ettertid at de årlige fangstene på 1920-1930 tallet var rekordhøye. Etter 2.verdenskrig har fangstene aldri tatt seg opp igjen til førkrignivået, og det er derfor svært sannsynlig at førkrignivået på 2000-3000 tonn ikke er bærekraftig siden fisket på denne bestanden har vært nærmest uregulert (bortsett fra fredning i gytetiden frem til 1991. Fig 4.6 viser at de største fangstene tas i Finnmark og Nordland.

Fiskeridirektoratet har på sin web-side tilgjengeliggjort aggregerte fangstdata og fangst per sluttседdel (CPUE) for perioden 2000-2025 for rødspette nord for 62°N (Fig 4.7). Fangstene for denne perioden er de samme som vises fylkesvis i Fig 4.6 i overlappende perioder. Begge figurer viser at fangstene holdt seg relativt høye frem til 2005 for deretter å synke frem til et lavt nivå i 2011-2015, deretter økte fangstene frem mot slutten av tidsserien i 2024. Fangst per sluttседdel (CPUE) følger dette mønstret noenlunde, men har vært noe nedadgående siden 2019.



Figur 4.7 Aggregerte fangster av rødspette Nord for 62°N og fangst per sluttседdel (Kilde: Fiskeridirektoratet).

I 2004 ble det innført en lokal gytefredning for rødspette i perioden fra 1. mars t.o.m. 30. juni i Borgenfjorden i Nord-Trøndelag fylke, som i juli 2006 ble utvidet til å gjelde f.o.m. 1. februar t.o.m. 30. juni. Utover denne lokale fredningen eksisterer det i dag ingen gytefredning for rødspette. Den tidligere gytefredningen, som gjaldt i perioden 1. mars – 31. mai f.o.m. Romsdal og sørover, og 1. mars – 30. juni nord for Romsdal, ble som ovenfor nevnt opphevet i 1991. HI er enig i vurderingen til Bertelsen et al (2025) om at risikoen for overbeskatning trolig er størst i gyteperioden i mars - april, når rødspette samles i større konsentrasjoner på sine gytelokaliteter. På denne tiden av året er rødspetta generelt mager med lav kvalitet på fiskekjøttet, med dertil lav etterspørsel. Kvaliteten på fisken synes å være best utover høsten. Vi er heller ikke kjent med at næringen i dag har interesse for et snurrevadfiske etter rødspette i gytetiden om våren. Som en del av et kysttorskvern ble det i 2004 opprettet fjordlinjer nord for 62°N, med strengere reguleringer i torskefisket innenfor disse. Fra 1. januar 2009 ble det innført et generelt forbud mot å fiske med snurrevad innenfor de samme fjordlinjene (Høstingsforskriften (2021, § 32 første ledd), for å sikre at kystnære lokale bestander av alle fiskeslag høstes på en bærekraftig måte. Fartøy under 11 meter kan uavhengig av det generelle

snurrevadforbudet fiske etter flyndre innenfor fjordlinjene i perioden 1. juni – 31. desember, med minimum 170 mm maskevidden i fiskeposen (Høstingsforskriften, 2021, § 32 annet ledd pkt. b). Det er også et unntak fra snurrevadforbudet i Høstingsforskriften (2021, § 32 annet ledd pkt. d), som åpner for at enkelte fartøy under 11 meter kan fiske med snurrevad (med begrenset størrelse) innenfor fjordlinjene hele året.

4.4 Kunnskaps- og forskningsbehov

Fiskeridirektoratet og Havforskningsinstituttet har i sluttrapporten etter samarbeidsprosjektet «Kunnskapsstatus og forslag til forvaltningstiltak for lokale fiskerier og bestander i Andfjorden og Vågsfjorden» diskutert og foreslått nye forvaltningstiltak for rødspette langs norskekysten (Bertelsen *mfl.* 2025).

Dersom interessen for å fiske rødspette øker, f.eks. som følge av reduserte torskekvoter, skal reguleringene forhindre overbeskatning. Ovennevnte merkeforsøk indikerer at rødspetten langs kysten av Nord-Norge består av lokale populasjoner som er relativt stedbundne, og at det med dagens regulering kan være risiko for lokal utfisking ved ev. økt interesse for denne ressursen.

For å redusere risikoen for at det utvikles et rødspettefiske som medfører lokal utfisking på gytefelt, kan det vurderes å gjeninnføre en gytefredning ved fiske med snurrevad i perioden 1. februar – 31. mai, ev. bare i perioden 1. mars – 30. april hvor størstedelen av gytingen skjer, og at dette gjøres gjeldende i hele landet og uavhengig av fjordlinjene.

Fiskeriuavhengige toktdata indikerer en svært flat, og lite dynamisk CPUE indeks for rødspette nord for 62°N, med andre ord så virker rødspettebestanden i dette området å være stabil i perioden 2003-2024. Nedgang i de kommersielle fangstratene siden 2019 ved et årlig fangstnivå på opptil 1000 tonn/år samt erfaringen fra førkrigsårene er et argument for å beholde dagens fjordlinje regulering samt en mulig gjeninnføring av gytefredning. Utviklingen bør også overvåkes ved hjelp av både CPUE fra fiskeriuavhengige tokt og fra fiskeriene.

Referanser

Steinbit

Alvarez-Fernandez, S., Lindeboom, H., and Meesters, E. 2012. Temporal changes in plankton of the North Sea: community shifts and environmental drivers. *Marine Ecology Progress Series*, 462: 21–38. <https://doi.org/10.3354/meps09817>.

Anderson, S. C., Ward, E. J., English, P. A., and Barnett, L. A. K. 2022, May 2. sdmTMB: an R package for fast, flexible, and user-friendly generalized linear mixed effects models with spatial and spatiotemporal random fields. bioRxiv. <https://doi.org/10.1101/2022.03.24.485545>.

Barsukov, V. (1959). *Family of Anarhichadidae*. Fauna of the USSR. Moscow-Leningrad: The USSR Academy of Sciences Press. Vol. 5.

Beaugrand, G., Harlay, X., and Edwards, M. 2014. Detecting plankton shifts in the North Sea: a new abrupt ecosystem shift between 1996 and 2003. *Marine Ecology Progress Series*, 502: 85–104. <https://doi.org/10.3354/meps10693>.

Beese, G., og Kandler, R. (1969). Beitrage sur Biologie der drei nordatlantischen Katfischarten *Anarhichas lupus* L., *A. minor* Olaf. und *A. denticulatus* Kr. *Berichte der Deutschen Wissenschaftlichen Kommission fur Meeresforschung Neue Folge*, 20, 21–59.

Bertelsen, B., Dahl Olaussen, E., Philstrøm, Y., Reecht, E., Solås, A-M., Hansen, T., Nedreaas, K. 2025. Gråsteinbit (*Anarhichas lupus*) i Bertelsen, B. *mfl.* (Red.), Kunnskapsstatus og forslag til forvaltningstiltak for lokale fiskerier og bestander i Andfjorden og Vågsfjorden - Pilot regional ressursforvaltning - Sluttrapport (s. 92-100). Fiskeridirektoratet 20/9354-28. Mai 2025.

Bluemel, J. K., Fischer, S. H., Kulka, D. W., Lynam, C. P., and Ellis, J. R. 2022. Decline in Atlantic wolffish *Anarhichas lupus* in the North Sea: Impacts of fishing pressure and climate change. *Journal of Fish Biology*, 100: 253–267. <https://doi.org/10.1111/jfb.14942>.

COSEWIC. 2002, July 1. Status of Atlantic wolffish (*Anarhichas lupus*) in the Maritimes (NAFO sub-area 4 and 5) / Jeff McRuer, Tom Hurlbut and Bernard Morin.: Fs70-1/2000-138E-PDF - Government of Canada Publications - Canada.ca. URL <https://publications.gc.ca/site/eng/9.806170/publication.html> (Accessed 28 January 2026).

COSEWIC. (2012). *COSEWIC assessment and status report on the Atlantic Wolffish Anarhichas lupus in Canada*. Committee on the Status of Endangered Wildlife in Canada. p. ix + 56.

COSEWIC. 2013, September 26. Atlantic wolffish (*Anarhichas lupus*) COSEWIC assessment and status report 2012. URL <https://www.canada.ca/en/environment-climate-change/services/species-risk-public-registry/cosewic-assessments-status-reports/atlantic-wolffish-2012.html> (Accessed 28 January 2026).

- Dutil, J., Proulx, S., Chouinard, P., Borcard, D., og Larocque, R. (2014). Distribution and environmental relationships of three species of wolffish (*Anarhichas* spp.) in the Gulf of St. Lawrence. *Aquatic conservation: marine and freshwater ecosystems*, 24, 351–368.
- Falk-Petersen, I.-B., Kanapathippilai, P., Primicerio, R., and Hansen, T. K. 2010. Size, locality and seasonally related feeding preferences of common wolffish (*Anarhichas lupus* L.) from north-Norwegian waters. *Marine Biology Research*, 6: 201–212. <https://doi.org/10.1080/17451000903078614>.
- Falk-Petersen, I., og Hansen, T. K. (2003). Early ontogeny of the spotted wolffish (*Anarhichas minor* Olafsen). *Aquaculture Research*, 34, 1059–1067.
- Falk-Petersen, I., Hansen, T., Fieler, R., og Sunde, L. (1999). Cultivation of the spotted wolffish *Anarhichas minor* (Olafsen)—a new candidate for cold-water fish farming. *Aquaculture Research*, 30, 711–718.
- Fisheries and Oceans Canada. (2018). *Action Plan for the Northern Wolffish (Anarhichas denticulatus) and Spotted Wolffish (Anarhichas minor) in Canada [Proposed]*. Species at Risk Act Action Plan Series. Ottawa, Canada: Fisheries and Oceans Canada. p. v + 23 p.
- Foss, A., Imsland, A. K., Falk-Petersen, I.-B., og Øiestad, V. (2004). A review of the culture potential of spotted wolffish *Anarhichas minor* Olafsen. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 14, 277–294.
- Grant S.M. og Hiscock W. (2014). Post-capture survival of Atlantic wolffish (*Anarhichas lupus*) captured by bottom otter trawl: can live release programs contribute to the recovery of species at risk? *Fisheries Research*, 151, 169-176. <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2013.11.003>.
- Gunnarsson, Á., Sólmundsson, J., Björnsson, H., Sigurðsson, G., og Pampoulie, C. (2019). Migration pattern and evidence of homing in Atlantic wolffish (*Anarhichas lupus*). *Fisheries Research*, 215, 69-75. <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2019.03.001>.
- Gunnarsson, Á. (2017). Spatio-temporal variability in fecundity and atresia of Atlantic wolffish (*Anarhichas lupus* L.) population in Icelandic waters. *Fisheries Research*, Volume 195, November 2017, Pages 214-221.
- Gunnarsson, Á. *mfl.* (2016). Spatio-temporal variation in the reproduction timing of Atlantic Wolffish (*Anarhichas lupus* L) in Icelandic waters and its relationship with size. *Fisheries Research* 183 (2016): 404-409.
- Johannesen, T., Gjørseter, J. and Moksness, E. (1993). Reproduction, spawning behaviour and captive breeding of the common wolffish *Anarhichas lupus* L. *Aquaculture*, Volume 115, Issues 1–2, 15 August 1993, Pages 41-51
- Kjærnlí, H. (2026). Historical fishery statistics as a data basis for discussing ecological drivers and sustainability. Master thesis, University of Bergen. *In prep.*

- Kulka, D., Hood, C., og Huntington, J. (2008). Recovery strategy for Northern wolffish (*Anarhichas denticulatus*) and spotted wolffish (*Anarhichas minor*), and management plan for Atlantic wolffish (*Anarhichas lupus*) in Canada. Fisheries and Oceans Canada: Newfoundland and Labrador Region. St. John's, Newfoundland and Labrador: Environment Canada. p. x + 103.
- Kulka, D. W., og Simpson, M. (2004). *Determination of allowable harm for spotted (Anarhichas minor) and Northern (Anarhichas denticulatus) wolffish*. Research Document 2004/049. Ottawa, Canada: Canadian Science Advisory Secretariat, Department of Fisheries and Oceans. 64s.
- Kvalsund, R. (1990). Reproduksjon hos steinbit. Norsk Fiskeoppdrett, 15(10A), 4–5.
- Liao, Y.-Y., and Lucas, M. C. (2000). Diet of the common wolffish *Anarhichas lupus* in the North Sea. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 80: 181–182. <https://doi.org/10.1017/S0025315499001745>.
- Mazhirina, P. (1988). Sexual cycle of the Barents Sea wolffishes. In A. Glukhov (Ed.), *Biology of Fishes in the Seas of the European North* (pp. 151–162). Murmansk: PINRO Press.
- McRuer, J., Hurlbut, T., og Morin, B. (2000). *Status of Atlantic wolffish (Anarhichas lupus) in the Maritimes (NAFO Sub-Area 4 and 5)*. Research Document 2000/138. Ottawa, Canada: Canadian Stock Assessment Secretariat, Fisheries and Oceans Canada.
- Moland, E., og Strand, H. K. (2021). Kunnskapsstøtte - Fangst av steinbit og konsekvensene av høstingen av den i Saltstraumen marine verneområde. Rapport frå Havforskningsinstituttet, 11.10.2021, ref. 21/02449. 5 s.
- Muus, B. and P. Dahlström, 1978. Meeresfische der Ostsee, der Nordsee, des Atlantiks. BLV Verlagsgesellschaft, München. 244 p.
- Norderhaug, K. M., Nedreaas, K., Huserbråten, M., and Moland, E. 2021. Depletion of coastal predatory fish sub-stocks coincided with the largest sea urchin grazing event observed in the NE Atlantic. *Ambio*, 50: 163–173. <https://doi.org/10.1007/s13280-020-01362-4>.
- Nedreaas, K. (2018). Steinbit. In G. Huse og I. Bakketeig (Eds.), *Ressursoversikten 2018* (pp. 48–49) Fisken og havet.
- Østvedt, O. J. (1963). On the life history of the spotted catfish (*Anarhichas minor* Olafsen). *Reports on Norwegian Fishery and Marine Investigations*, 13, 54–72.
- Pavlov, D., og Moksness, E. (1994). Reproductive biology, early ontogeny, and effect of temperature on development in wolffish: comparison with salmon. *Aquaculture International*, 2, 133–153.
- Pavlov, D. A. and Novikov, G. G. (1993). Life history and peculiarities of common wolffish (*Anarhichas lupus*) in the White Sea. *ICES J. mar. Sci.*, 50: 271- 277.

- Shevelev, M. (1982). Distribution of spotted wolffish and Northern wolffish in the Barents Sea in 1971-1975. In A. Mukhin (Ed.), *Ecology and Fishery of Demersal Fishes in the North European Seas* (pp. 66–74). Murmansk: PINRO Press.
- Shevelev, M. (1984). Results of tagging of wolffishes in the Barents Sea in 1951-1980. In A. Mukhin (Ed.), *Ecology of Biological Resources of the Northern Fisheries Basin and Their Commercial Utilization* (pp. 103–118). Murmansk: PINRO Press.
- Shevelev, M. (1988). Structure of the Barents Sea population of spotted wolffish. In A. Glukhov (Ed.), *Biology of Fishes in the Seas of the European North* (pp. 135–151). Murmansk: PINRO Press.
- Shevelev, M. (1994). Migration pattern of spotted catfish (*Anarhichas minor*, Olafsen) in the Barents Sea and adjacent waters. *ICES Council Meeting Papers* (p. 15). ICES.
- Shevelev, M., og Johannesen, E. (2011). Wolffish. In T. Jakobsen og V. Ozhigin (Eds.), *The Barents Sea – Ecosystem, Resources, Management. Half a century of Russian-Norwegian cooperation* (pp. 329–389). Trondheim, Norway: Tapir Academic Press.
- Shevelev, M., og Kuzmichev, A. (1990). New Data on the Biology of the Wolffish *Anarhichas denticulatus*. *Journal of Ichthyology*, 30, 386–391.
- Wiseman, D. L. (1997). Effects of prey density and temperature on survival, growth, and behaviour of newly hatched striped wolffish (*Anarhichas lupus*) (Master Thesis). University of Newfoundland, 90 pp.
- Yershov, P. 2010. Population structure, growth and diet of atlantic wolffish *Anarhichas lupus marisalbi* Barsukov, 1956 in the Kandalaksha Bay of the White Sea. *Proceedings of the Zoological Institute RAS*, 314: 343–356. <https://doi.org/10.31610/trudyzin/2010.314.3.343>.

Stort kamskjell

- Beaumont, A. R. og Budd, M. D. 1982. Delayed growth of mussel (*Mytilus edulis*) and scallop (*Pecten maximus*) veligers at low temperatures. *Marine biology*, 71, 97-100.
- Bekkby T, Rinde, E., Espeland, S.H., Olsen, H, Thormar, J., Grefsrud, E.S., Bøe, R., Freitas, C. og Moy F.E. 2020. Nasjonal kartlegging – kyst 2019. Ny revisjon av kriterier for verdisseting av marine naturtyper og nøkkelområder for arter. NIVA-rapport 7454-2020. 33 s.
- Chauvaud, L., Thouzeau, G. og Paulet, Y.M. 1998. Effects of environmental factors on the daily growth rate of *Pecten maximus* juveniles in the Bay of Brest (France). *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*. 227, 83-111.
- Chauvaud, L., Patry, Y., Jolivet, A., Cam, E., Le Goff, C., Strand, Ø., Charrier, G., Thébault, J., Lazure, P., Gotthard, K. og Clavier, J. 2012. Variation in size and growth of the great scallop *Pecten maximus* along a latitudinal gradient. *PloS one*, 7(5), p.e37717.

- Comely, C. A. 1972. Larval culture of the scallop *Pecten maximus* (L). *ICES Journal of Marine Science*, 34(3), 365-378.
- Grefsrud, E.S. og Johnsen, I.A. 2025. Scallop *Pecten maximus* mapping 2011-2015, under water video survey tracks <https://doi.org/10.21335/NMDC-100930746>
- Gruffydd, L. D. og Beaumont, A. R. 1972. A method for rearing *Pecten maximus* larvae in the laboratory. *Marine Biology*, 15, 350-355.
- ICES 2020. Workshop on Scallop Aging (WKSA). ICES Scientific Reports. Report. <https://doi.org/10.17895/ices.pub.6090>
- Johnsen, I.A. and Grefsrud, E.S., 2025. On the Northward Expansion of Scallops (*Pecten maximus*) Along the Norwegian Coastline. *Ecology and Evolution*, 15(6), p.e71460. <https://doi.org/10.1002/ece3.71460>
- Kleiven, A.R., Espeland, S.H., Søvik, G., Albretsen, J., Kleiven, P.J.N., Zimmermann, F., Grefsrud, E.S., Halvorsen, K.A.T., Vie, O. 2021. Aktiv forvaltning av marine ressurser – Frøya og Hitra. Sluttrapport. Rapport fra havforskningen 2021-14. 63 s.
- Laing, I., 2000. Effect of temperature and ration on growth and condition of king scallop (*Pecten maximus*) spat. *Aquaculture* 183, 325-334.
- Le Penneç, M., Paugam, A. og Le Penneç, G. 2003. The pelagic life of the pectinid *Pecten maximus*—a review. *ICES Journal of Marine Science*, 60(2), 211-233.
- Magnesen, T., Bergh, Ø. og Christophersen, G. 2006. Yields of great scallop, *Pecten maximus*, larvae in a commercial flow-through rearing system in Norway. *Aquaculture International*, 14,377-394.
- Mason, J. 1983. Scallop and Queen Fisheries of the British Isles. Fishing News Books, Farnham, UK, 144 s.
- Morvezen, R., Charrier, G., Boudry, P., Chauvaud, L., Breton, F., Strand, Ø. og Laroche, J. 2016. Genetic structure of a commercially exploited bivalve, the great scallop *Pecten maximus*, along the European coasts. *Conservation Genetics*, 17(1), 57-67.
- Ridgway, G. M. I., Dahle, G., og Høisøter, T. 2000. Population genetics of *Pecten maximus* of the Northeast Atlantic coast. *Sarsia*, 85(2), 167–172. <https://doi.org/10.1080/00364827.2000.10414566>
- Shephard, S., Beukers-Stewart, B., Hiddink, J.G., Brand, A.R. og Kaiser, M.J. 2010. Strengthening recruitment of exploited scallops *Pecten maximus* with ocean warming. *Marine Biology*, 157, 91-97.
- Strand, Ø., Solberg, P.T., Andersen, K.K., og Magnesen, T. 1993. Salinity tolerance of juvenile scallops (*Pecten maximus* L.) at low temperature, *Aquaculture*, 115, (1–2), 169-179, [https://doi.org/10.1016/0044-8486\(93\)90367-8](https://doi.org/10.1016/0044-8486(93)90367-8)

Strand, Ø., Strohmeier, T., og Mortensen, S. 2006. Strategi for utnyttelse av stort kamskjell, *Pecten maximus*. Forslag til forvaltningsmodell. Havforskningsinstituttet. 17 s.

Strand, Ø., Strohmeier, T., Hjelset, A. M., Grefsrud, E. S. 2016. Fangsteffektivitet i dykkebasert fiske etter stort kamskjell (*Pecten maximus*) i Sør-Trøndelag. *Fisken og Havet*, nr. 1/2016. 16 s.

Strand, Ø. og Brynjeldsen, E. 2003. On the relationship between low winter temperatures and mortality of juvenile scallops, *Pecten maximus* L., cultured in western Norway. *Aquaculture Research*, 34 (15), 1417-1422.

Strand, Ø., og Nylund, A. 1991. The reproductive cycle of the scallop *Pecten maximus* (Linnaeus, 1758) from two populations in Western Norway, 60 N and 64 N. An international compendium of scallop biology and culture, 95-105.

Strand, Ø. og Parsons, G. J. 2006. Scandinavia. In *Developments in Aquaculture and Fisheries Science* (Vol. 35, s.1067-1091). Elsevier.

Taskekrabbe

Bakke, S., Larssen, W. E., Woll, A. K., Søvik, G., Gundersen, A. C., Hvingel, C., og Nilssen, E. M. 2018. Size at maturity and molting probability across latitude in female *Cancer pagurus*. *Fisheries Research*, 205: 43–51. <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2018.03.024>.

Bakke, S., Siikavuopio, S. I., og Christiansen, J. S. 2019. Thermal behaviour of edible crab *Cancer pagurus* Linnaeus, 1758 in coastal Norway.

Brattegard, T., Høisæter, T., Sjøtun, K., Fenchel, T., og Uiblein, F. 2011. Norwegian fjords: From natural history to ecosystem ecology and beyond. *Marine Biology Research*, 7: 421–424. [10.1080/17451000.2011.561355](https://doi.org/10.1080/17451000.2011.561355).

Goto, D., Phillips, E., Phillips, G. A. C., Zimmermann, F., Carleton, L., og Hold, N. 2026. Addressing scientific uncertainty in marine crustacean fisheries stock assessment and management. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 36: 35. [10.1007/s11160-025-10035-y](https://doi.org/10.1007/s11160-025-10035-y).

ICES. 2025. ICES Guidelines - Advice rules for stocks in category 2 and 3. ICES Advice Guidelines. [10.17895/ices.pub.28506179.v2](https://doi.org/10.17895/ices.pub.28506179.v2).

Klaoudatos, D. S., Conides, A. J., Anastasopoulou, A., og Dulčić, J. 2013. Age, growth, mortality and sex ratio of the inshore population of the edible crab, *Cancer pagurus* (Linnaeus 1758) in South Wales (UK). *Journal of Applied Ichthyology*, 29: 579–586. <https://doi.org/10.1111/jai.12122>.

Loga, S. R. 2022. Impacts of ghost fishing on European lobster (*Homarus gammarus*) and brown crab (*Cancer pagurus*) in Raet national park, Norway.

Marcussen, J. B., Søvik, G., Jenssen, M., og Zimmermann, F. 2022. Status: Taskekrabbe (*Cancer pagurus*) i Norge-Tilstand, trender og bestandsvurderingsmetoder. Rapport fra havforskningen.

Marcussen, J. B. 2022. Fishing for more data: Exploratory stock assessment of the data-limited brown crab (*Cancer pagurus*) stock in Norway.

Marcussen, J. B., Bakke, S., Olsen, S. A., Skardhamar, J., og Zimmermann, F. 2024. Krabbespredning i nord-Toktrapport 2023200030. Toktrapport, 2024-3.

Marcussen, J. B., Olsen, S. A., og Zimmermann, F. 2025b. Krabbe på flyttefot (2024) — Toktrapport 2024217003. Toktrapport, 2025-9.

Marcussen, J. B., Zimmermann, F., Lyle, J. M., og Kleiven, A. R. 2025a. Recreational survey data indicates decades of overfishing of European lobster (*Homarus gammarus*). Reviews in Fish Biology and Fisheries. <https://doi.org/10.1007/s11160-025-09991-2>.

Mesquita, C., Dobby, H., Pierce, G. J., Jones, C. S., og Fernandes, P. G. 2020. Abundance and spatial distribution of brown crab (*Cancer pagurus*) from fishery-independent dredge and trawl surveys in the North Sea. ICES Journal of Marine Science, 78: 597–610. [10.1093/icesjms/fsaa105](https://doi.org/10.1093/icesjms/fsaa105).

Mesquita, C., Tully, O., Martin, G., Bjånes Marcussen, J., Zimmermann, F., Kozák, J.-L., Haslob, H., *mfl*. 2025. An overview of the brown crab (*Cancer pagurus*) fisheries and stock trends in the Northeast Atlantic. ICES Cooperative Research Reports (CRR). [10.17895/ices.pub.30009562.v1](https://doi.org/10.17895/ices.pub.30009562.v1).

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

Norderhaug, K. M., Nedreaas, K., Huserbråten, M., og Moland, E. 2021. Depletion of coastal predatory fish sub-stocks coincided with the largest sea urchin grazing event observed in the NE Atlantic. *Ambio*, 50: 163–173.

Sivertsen, K. 1997. Geographic and environmental factors affecting the distribution of kelp beds and barren grounds and changes in biota associated with kelp reduction at sites along the Norwegian coast. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 54: 2872–2887. [10.1139/f97-186](https://doi.org/10.1139/f97-186).

Søvik, G., Jelmert, A., Strand, Ø., Sundet, J. H., og Dahl, E. 2010. Kunnskapsoppbygging på LUR-ressurser 2009: Taskekrabbe, sjøpølse, kongesnegl, kamskjell, hjerteskjell.

Søvik, G., Jenssen, M., Hjelset, A. M., og Krogness, C. M. 2017. Ressursundersøkelse av taskekrabbe langs norskekysten-Rapport fra fangstregistreringer i 2001-2015.

Ungfors, A., McKeown, N. J., Shaw, P. W., og André, C. 2009. Lack of spatial genetic variation in the edible crab (*Cancer pagurus*) in the Kattegat–Skagerrak area. ICES Journal of Marine Science, 66: 462–469. [10.1093/icesjms/fsn223](https://doi.org/10.1093/icesjms/fsn223).

Wiech, M., Frantzen, S., Duinker, A., Rasinger, J. D., og Maage, A. 2020. Cadmium in brown crab *Cancer pagurus*. Effects of location, season, cooking and multiple physiological factors and consequences for food safety. *Science of The Total Environment*, 703: 134922. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.134922>.

Woll, A. K., Meeren, G. I. van der, og Fossen, I. 2006. Spatial variation in abundance and catch composition of *Cancer pagurus* in Norwegian waters: biological reasoning and implications for assessment. *ICES Journal of Marine Science*, 63: 421–433. [10.1016/j.icesjms.2005.10.004](https://doi.org/10.1016/j.icesjms.2005.10.004).

Zimmermann, F., Jenssen, M., Nedreaas, K. H., Søvik, G., Hjelset, A. M., og Bakke, S. 2020. Kunnskapsgrunnlaget for taskekrabbe langs norskekysten. Rapport fra havforskningen.

Zimmermann, F., Kleiven, A. R., Ottesen, M. V., og Søvik, G. 2022. Inclusion of recreational fishing in data-limited stocks: a case study on Norway lobster (*Nephrops norvegicus*) in Norway. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 79: 969–978. [10.1139/cjfas-2021-0152](https://doi.org/10.1139/cjfas-2021-0152).

Rødspette

Bertelsen, B., Dahl Olaussen, E., Philstrøm, M., Solås, A-M., Hansen, T. og Nedreaas, K. 2025. Kunnskapsstatus og forslag til forvaltningstiltak for lokale fiskerier og bestander i Andfjorden og Vågsfjorden - Pilot regional ressursforvaltning - Sluttrapport. Fiskeridirektoratet 20/9354-28. Mai 2025, 165 s.

Devold, F. 1937. Er flyndren en stasjonær flyndreart? *Avisa «Fiskaren»*, 6. januar 1937.

Devold, F. 1942. Contributions to the Plaice Investigations in Norwegian Waters (Research Report No. vol 7 no 3; Fiskeridirektoratets Skrifter, p. 87). Fiskeridirektoratets havforskningsinstitutt. <http://hdl.handle.net/11250/114716>

Dunn, M. R., og Pawson, M. G. 2002. The stock structure and migrations of plaice populations on the west coast of England and Wales. *Journal of Fish Biology*, 61: 360–393. <https://doi.org/10.1006/jfbi.2002.2039>

Hoarau G., Boon E., Jongma D. N., Ferber S., Palsson J., van der Veer H. W., Rijnsdorp A. D., m. fler. Low effective population size and evidence for inbreeding in an overexploited flatfish, plaice (*Pleuronectes platessa* L.), *Proceedings of the Royal Society of London, B: Biological Sciences*, 2005, vol. 272 (pg. 497-503)

ICES. (2025a). Stock Annex: Plaice (*Pleuronectes platessa*) in Subarea 4, Division 3.a (North Sea).

ICES (2025b). *Plaice (Pleuronectes platessa) in Subarea 4 (North Sea) and Subdivision 20 (Skagerrak)*. <https://doi.org/10.17895/ices.advice.27202779>

Kell, L. T., Scott, R., og Hunter, E. 2004. Implications for current management advice for North Sea plaice. 1. Migration between the North Sea and English Channel. *Journal of Sea Research*, 51:287-299. <https://doi.org/10.1016/j.seares.2003.10.004>

Rijnsdorp, A.D., og Vingerhoed, B. 2001. Feeding of plaice *Pleuronectes platessa* L. and sole *Solea solea* (L.) in relation to the effects of bottom trawling. *Journal of Sea Research*, 45: 219-229. [https://doi.org/ 10.1016/S1385-1101\(01\)00047-8](https://doi.org/10.1016/S1385-1101(01)00047-8)

Ustvedt, J.B. 2026. Biologisk grunnlag for forvaltning av rødspette (*Pleuronectes platessa*) langs Norskekysten. Masteroppgave, Universitetet i Bergen, *in prep.*

Watts, P.C., Kay, S.M., Wolfenden, D., Fox, C.J., Geffen, A.J., Kemp, S.J. og Nash, R.D.M. 2010. Temporal patterns of spatial genetic structure and effective population size in European plaice (*Pleuronectes platessa*) along the west coast of Scotland and in the Irish Sea. *ICES Journal of Marine Science*, 67: 607-616. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsp274>